



ПОЧВОВЕДЕНИЕ

www.sciencejournals.ru

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



СОДЕРЖАНИЕ

Номер 1, 2023

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

Гипсоносные гажевые почвы суббореального пояса Евразии

И. А. Ямнова, Г. И. Черноусенко

3

Стадии постагрогенного восстановления компонентов экосистем сосновых лесов национального парка “Смоленское Поозерье”

*О. В. Шопина, А. П. Гераськина, А. И. Кузнецова, Е. В. Тихонова,
А. В. Титовец, И. М. Бавшин, В. Р. Хохлаков, И. Н. Семенов*

20

БИОЛОГИЯ ПОЧВ

Ризосферный эффект и структура бактериального сообщества в горизонтах подзолистой почвы под растениями ели обыкновенной (*Picea abies* L.)

И. В. Евдокимов, М. В. Семенов, С. С. Быховец

35

АГРОХИМИЯ И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ

Перенос и аккумуляция биофильных элементов в пастбищных экосистемах Северного Прикаспия

Н. Ю. Кулакова, Г. Г. Суворов

46

Эвтрофикация пахотной почвы: сравнительное влияние минеральной и органической систем удобрения

В. М. Семенов, Т. Н. Лебедева, Н. Б. Зинякова, Д. А. Соколов, М. В. Семенов

58

Микробиологическая активность чернозема при совместном применении хлорида калия с азотными удобрениями

К. В. Павлов, Е. В. Морачевская, А. П. Власова, Н. А. Манучарова

74

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

Дождевые черви как биоиндикаторы экологического состояния почв, загрязненных предприятиями меднодобывающей промышленности в Чили

А. Неаман, К. Яньез

81

Биологическая активность чернозема выщелоченного при нефтяном и хлоридно-натриевом загрязнении и влияние на нее обработки галотолерантными бактериями-нефтедеструкторами

*Е. В. Кузина, Г. Ф. Рафикова, С. Р. Мухаматдьярова,
Ю. Ю. Шарипова, Т. Ю. Коршунова*

89

Биофильные элементы (С, N, P) и дыхательная активность микробного сообщества почв лесопарков Москвы и пригородных лесов

*Н. Д. Ананьева, Р. Ю. Хатит, К. В. Иващенко, С. В. Сушко, А. Ю. Горбачева,
А. В. Долгих, М. С. Кадулин, Ю. Л. Сотникова, В. И. Васенев,
А. Е. Комарова, А. В. Юдина, Э. А. Довлетярова*

102

Изменение активности ферментов в постпирогенных почвах (физический модельный эксперимент)

В. Д. Приходько, К. Ш. Казеев, В. В. Вилкова, М. С. Нижельский, С. И. Колесников

118

Contents

No. 1, 2023

Genesis and Geography of Soils

Gypsiferous Gazha Soils of the Subboreal Zone of Eurasia

I. A. Yamnova and G. I. Chernousenko 3

Stages of Restoration of Components of Post-Agrogenic Pine Forest Ecosystems at the National Park “Smolensk Lakeland”

O. V. Shopina, A. P. Geraskina, A. I. Kuznetsova, E. V. Tikhonova, A. V. Titovets, I. M. Bavshin, V. R. Khokhryakov, and I. N. Semenov 20

Soil Biology

Rhizosphere Effect and Bacterial Community Structure in Horizons of Podzolic Soil under Spruce Plants (*Picea abies* L.)

I. V. Yevdokimov, M. V. Semenov, and S. S. Bykhovets 35

Agricultural Chemistry and Fertility of Soils

Transfer and Accumulation of Biophilic Elements in Pasture Ecosystems of the Northern Caspian

N. Yu. Kulakova and G. G. Suvorov 46

Eutrophication of Arable Soil: The Comparative Effect of Mineral and Organic Fertilizer Systems

V. M. Semenov, T. N. Lebedeva, N. B. Zinyakova, D. A. Sokolov, and M. V. Semenov 58

Microbiological Activity of Chernozem in the Combined Use of Potassium Chloride with Nitrogen Fertilizers

K. V. Pavlov, E. V. Morachevskaya, A. P. Vlasova, and N. A. Manucharova 74

Degradation, Rehabilitation, and Conservation of Soils

Assessment of the Ecological Status of Soils Contaminated by the Copper Mining Industry in Chile: Earthworms to the Rescue

A. Neaman and C. Yáñez 81

Biological Activity of Leached Chernozem under Oil and Sodium Chloride Pollution and the Effect of Treatment with Halotolerant Oil-Destructing Bacteria

E. V. Kuzina, G. F. Rafikova, S. R. Mukhamatdyarova, Yu. Yu. Sharipova, and T. Yu. Korshunova 89

Soil Biophilic Elements (C, N, P) and Microbial Respiration Activity in Forest Parks of Moscow and Rural Forests

N. D. Ananyeva, R. Yu. Khatit, K. V. Ivashchenko, S. V. Sushko, A. Yu. Gorbacheva, A. V. Dolgikh, M. S. Kadulin, Yu. L. Sotnikova, V. I. Vasenev, A. E. Komarova, A. V. Yudina, and E. A. Dovletyarova 102

Changes in Enzyme Activity in Post-Pyrogenic Soils (Physical Model Experiment)

V. D. Prikhodko, K. S. Kazeev, V. V. Vilkova, M. S. Nizhelskiy, and S. I. Kolesnikov 118

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

УДК 631.48

ГИПСОНОСНЫЕ ГАЖЕВЫЕ ПОЧВЫ СУББОРЕАЛЬНОГО ПОЯСА ЕВРАЗИИ

© 2023 г. И. А. Ямнова^а, *, Г. И. Черноусенко^а

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

*e-mail: irinayamnova@mail.ru

Поступила в редакцию 19.04.2022 г.

После доработки 28.06.2022 г.

Принята к публикации 28.07.2022 г.

Дана сравнительная характеристика гажевых почв, сформированных в разных климатических условиях суббореального пояса – лесостепи, степи, полупустыни и пустыни. Приведен их морфологический, микроморфологический, минералогический и химический анализ. Генезис гажевых горизонтов разный: седиментационный – результат инситного выветривания плотных гипсодержащих пород, гидрогенный – результат выпадения из грунтовых вод. Показано, что несмотря на различное происхождение гажевого горизонта этих почв, гипс представлен “мучнистыми” формами, размер кристаллов <0.25 мм, содержание гипса >50%, часто содержит карбонаты и легкорастворимые соли с преобладанием сульфата натрия и магния. Полевая диагностика гажевого горизонта и определенное содержание гипса в нем химическими методами оказываются не всегда корректными; для точного определения состава солей необходим минералогический анализ. Анализ микроморфологического строения ярко демонстрирует генезис гипса: в гидрогенных условиях при выпадении гипса из грунтовых вод или полупроточных водоемов отмечается преимущественно гипсовый материал, часто субпараллельного микросложения, тогда как при инситном или латеральном делювиальном перемещении наблюдается совместное отложение гипса с силикатным материалом.

Ключевые слова: микроморфология, минералогический анализ, солевой состав, формы гипса, карбонатность почв, *Hypergypsic Solonchak*, *Halpic Gypsisol*, *Endocalcic Solonchak*

DOI: 10.31857/S0032180X22600603, **EDN:** JKWNMU

ВВЕДЕНИЕ

Гипсоносные почвы, в том числе гажевые, были предметом изучения многих исследователей – В.В. Докучаева, В.В. Акимцева, Б.А. Клопотовского, С.В. Преображенского, И.П. Герасимова, А.Н. Розанова, Н.Г. Минашиной, Ш.Д. Хисматуллина, А.И. Климентьева, С.В. Горячкина, И.В. Спиридоновой, О.Г. Лопатовской [1, 2, 7–9, 13–17, 19, 20, 25, 30–32, 35–37] и др. Почвы на гажевых отложениях широко распространены в зоне сухих субтропиков практически всех континентов – Евразии, Северной Америки, Африки, Австралии, но чаще они встречаются в аридных полупустынных и пустынных зонах. Тем не менее, гажевые почвы формируются и в гумидных бореальных областях на плотных гипсах [8], а также на Русской равнине в Ярославской области [23], в семигумидных полувлажных условиях лесостепи Предбайкалья [10, 30–32, 35, 37], и в семиаридных полусухих условиях Предуралья [13, 40].

Гажевые почвы были отмечены и в других районах. Тюрюканов [27], приводя описание В.В. Аким-

цева разнообразных почв с карбонатным и гипсовым горизонтами в профиле, приходит к выводу, что сульфатные почвы на Кавказе, описанные В.В. Акимцевым в 1931 г. [1], есть не что иное, как испанские барросы, а эриванские белоземы [9] и армянские бурые почвы “киров” [7] идентичны альбаризам, распространенным в окрестностях г. Хереса (Испания). Минашиной были исследованы гажевые серо-коричневые почвы Кура-Араксинской низменности [15] и гажевые солончаки Узбекистана [16, 17].

Прежде чем перейти к характеристике гажевых почв, уточним терминологию. В геологии принятое следующее определение гажки.

“Гажка – рыхлая, рассыпчатая порошкообразная масса углекислого кальция, отложения в озерно-болотных водоемах в результате выпадения CaCO_3 из раствора. Глинистые разновидности гажки называются пресноводным, озерным или луговым мергелем. Гажка применяется для производства цемента. В Закавказье и Средней Азии к гажке относят рыхлую породу, состоящую из гипса, глины и песка, которая употребляется в

обоженном виде для штукатурки как вяжущее средство. Синонимы: гипс землистый, мел озерный, известняк луговой, лимнокальцит” [6].

В почвоведении понятие “гажи” приобрело более узкий смысл.

Гажа (синоним – землистый гипс) – природное глинисто-гипсовое карбонатно-глинисто-гипсовое образование, содержащее 20% и более микрокристаллического гипса, обычно не содержащее легкорастворимых солей. Используется для гипсования солонцовых и содовых почв и как строительный материал [26].

Тюркоязычный термин гажа (ганч) – соответствует испанскому понятию “хезо”, выделяемого в гипсоносных почвах Испании.

Морфологически эти отложения представляют собой мучнистую светло-серую массу, состоящую из мелких кристаллов гипса, содержание которого достигает 70–90%; мощность этих отложений колеблется от нескольких сантиметров до 2 м.

Таким образом, согласно разным источникам, гажевые почвы – это группа почв, объединенная одним общим признаком – наличием “мучнистой” формы гипса с его содержанием >20% и размером кристаллов <0.25 мм. Горизонты скопления гипса могут содержать значительное количество карбонатов.

Именно этим почвам – их генезису и свойствам – посвящена настоящая статья.

Непосредственно генезис гажевых почв имеет несколько гипотез: 1 – в результате гидрогенной аккумуляции солей из грунтовых вод [19]; 2 – в результате взаимодействия Са коры выветривания с Na_2SO_4 в делювиальных потоках [14]; 3 – элювиальное (почвенное) [15, 20]; 4 – в результате выветривания и размывания пород, содержащих серу [2].

Процессы, приводящие к образованию в профиле почв гажевых горизонтов, представлены на рис. 1.

Изучены состав и свойства гипсоносных, в том числе гажевых почв. Наиболее полная их микроморфологическая характеристика представлена в монографии “Interpretation of micromorphological features of soils and regoliths” 2018 г. В главе, посвященной характеристике гипсовых новообразований, приведено описание существующих морфологических форм, а также сделана попытка систематизации их по типам [46]. Наиболее распространенной в почвах морфологической формой гипса является веретенообразный гипс, который описан во многих литературных источниках [18, 38, 39, 41, 42, 44, 47–49, 52].

Авторы [46] различают 4 основных типа почвенной массы гипсоносных почв в зависимости от степени цементации и размера кристаллов гипса: 1 – порошистый гипсовый материал, 2 – микрокристаллический гипс, 3 – устойчивый к разлому гипсовый материал, 4 – эоловый гипсовый материал. Гажевые почвы отнесены к типу порошистого гипсового материала.

Порошистый гипсовый материал содержит обычно более 60% гипса, иногда для него характерна крупная призматическая структура, образовавшаяся вследствие вертикальных трещин, легко диагностируемая в полевых условиях. По предложению Ступса и Поч [50] гипсовый порошистый материал классифицируется как “гипергипсовое чечевицеобразное” субобразование. Крупнозернистый гипсовый материал в почвенной массе состоит в основном из песчаных по размеру чечевицеобразных кристаллов гипса. Мелкозернистый не содержащий гипс материал появляется в почвенной массе как часть фракции в виде “островков”, разделенных гипсом (“островное микросложение”) [43]. Поровые заполнители и пленки гипса неравномерно распределены в почвенной массе и сильно переработаны почвенной фауной, которая реорганизует кристаллы гипса, образуя проходы серповидного характера в ходе процесса гипсообразования. Порошистый гипс особенно присущ гажевым почвам в России, описанным в литературе [18, 35, 37, 51]. Порошистый гипс образуется не только при осаждении из воды [35], но и в результате физического выветривания твердых гипсовых пород в северной тайге России [8]. Эти процессы приводят к образованию гипсового порошкообразного материала с размером частиц 0.01–0.25 мм, реже до 1–2 мм.

Цель работы – проведение сравнительного анализа свойств гажевых почв Евразии, сформированных в контрастных биоклиматических условиях суббореального пояса – от лесостепи до пустыни. Рассмотрено морфологическое и микроморфологическое строение, а также химический и минералогический состав гажевых почв.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объектами исследования послужили гипсоносные почвы разных биоклиматических зон (рис. 2), относящиеся к трем группам гажевых почв, согласно предложенной выше схеме процессов гипсообразования: 1 – гажевые почвы Предбайкалья, имеющие водноаккумулятивное происхождение (разрез 7-02И); 2 – гажевые почвы Предуралья на плотных породах (разрез 3); 3 – гажевые почвы сазовых зон Казахстана (долина

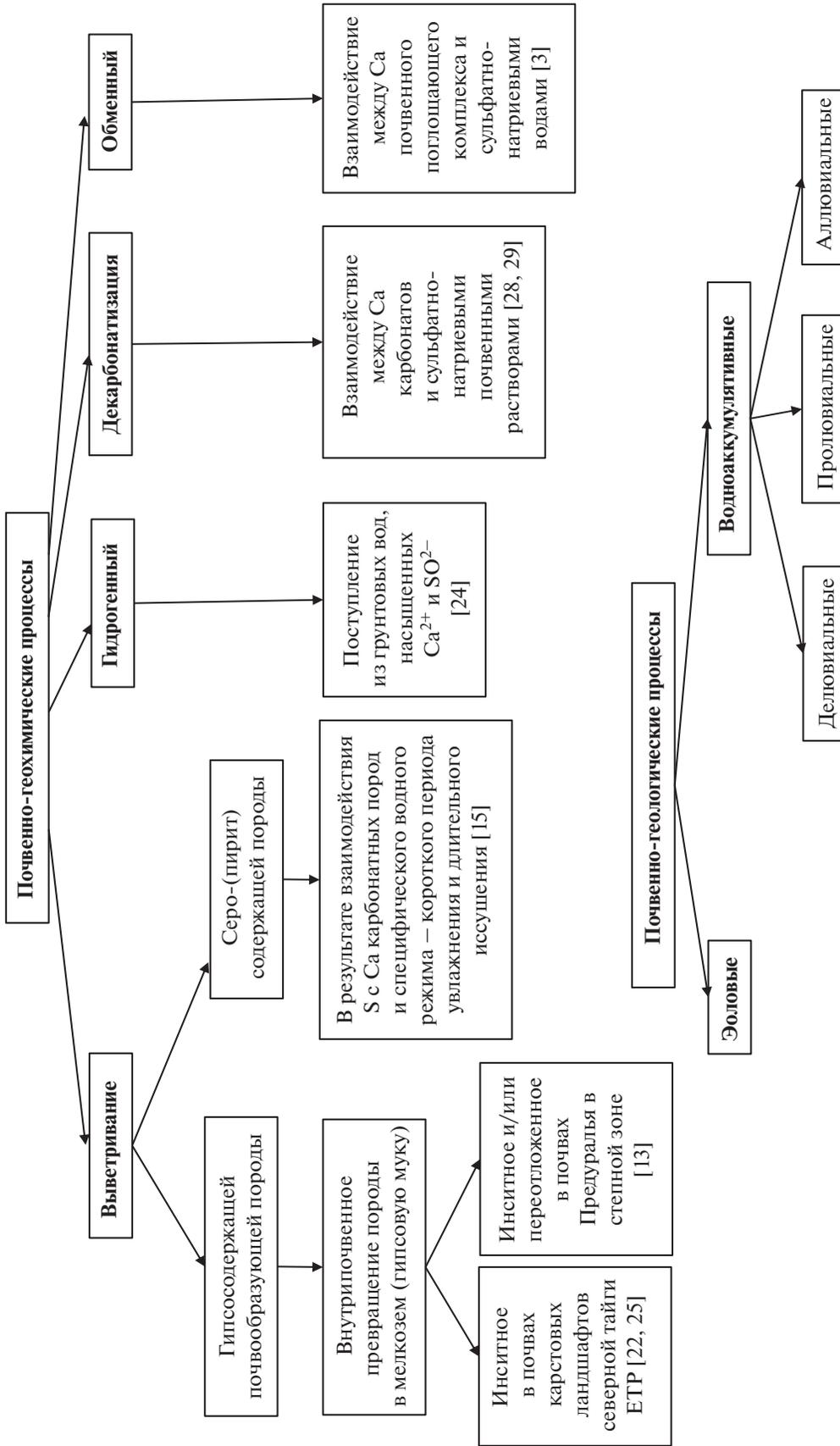


Рис. 1. Процессы образования гипса в почвах.

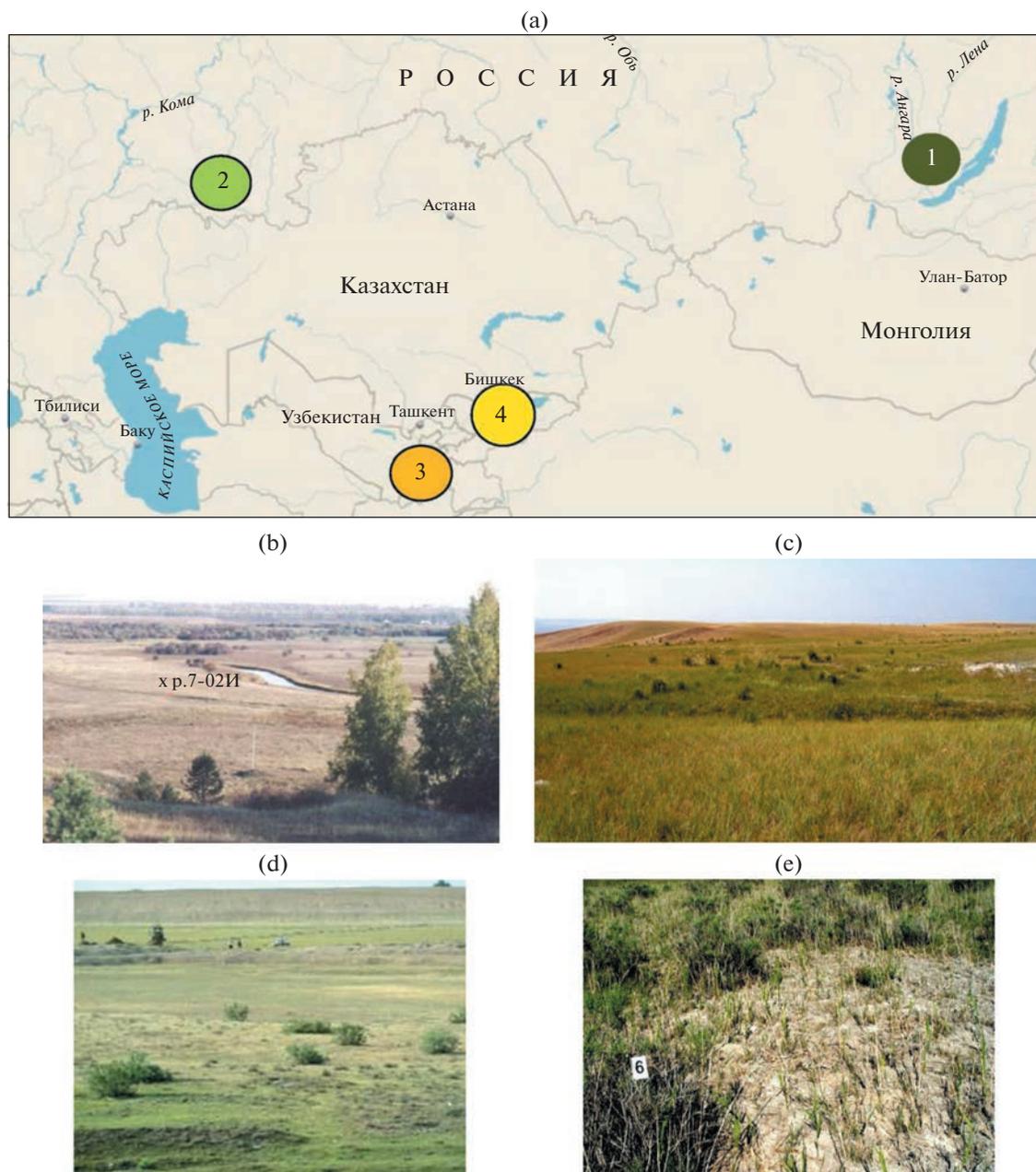


Рис. 2. Районы исследования: а – карта-схема: 1 – лесостепная зона – Предбайкалье, 2 – степная зона – Южный Урал, 3 – субтропическая полупустыня – Голодная степь, Узбекистан, 4 – пустынная зона – долина р. Или, Казахстан; б – ландшафт Предбайкалья, с – ландшафт Южного Урала (Кзыладырское карстовое поле), d – ландшафт Голодной степи, Узбекистан, е – ландшафт долины р. Или, Казахстан.

р. Или, разрез б) и Узбекистана (Голодная степь, разрез 2Г) гидрогенного происхождения.

Для характеристики свойств исследуемых почв была применена система методов диагностики их засоления, представляющая собой сопряженное поэтапное минералогическое и микроморфологическое (с учетом химического) исследование на макро-, мезо-, микро- и субмикроуровнях. Были использованы следующие методы: 1) химические – определение ионного состава

ва легкорастворимых солей (анализ водной вытяжки), содержания гипса по Хитрову [21] и карбонатов по Козловскому [4]; 2) минералогические – (рентгендифрактометрический); 3) микроморфологические – оптическая поляризационная микроскопия. Микроморфологические исследования в шлифах проведены по классическим методикам с использованием оптических минералогических микроскопов Olympus BH-2 и Nikon E-200.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Условия формирования (рельеф, почвообразующие породы и природно-климатические зоны), а также общая характеристика морфологического строения, химического и минералогического состава исследованных почв приведены в табл. 1.

Анализ полученных данных показывает, что, несмотря на значительную разницу в условиях почвообразования (разные природно-климатические зоны и почвообразующие породы), свойства гажевых горизонтов схожи. Во всех исследованных гажевых почвах, кроме профиля разреза 6, наличие гипса подтверждено минералогическим анализом, а также микроморфологически (везде преобладают псевдоромбоидальные кристаллы гипса). В профиле разреза 6 (Или, Казахстан), диагностированном при полевом описании как гажевый, результаты анализа водной вытяжки позволяют предполагать наличие гипса, но ни микроморфологически, ни минералогически его наличие не подтверждается.

Химический анализ гажевых горизонтов в ряде случаев показал высокое содержание гипса (56–88%) и легкорастворимых солей – более 1%, а также наличие карбонатов.

Более подробное описание свойств гажевых почв лесостепной, степной, полупустынной и пустынной зон приведено ниже. Описание начнем с гажевых почв, приуроченных к лесостепной зоне Предбайкалья.

Лесостепная зона суббореального пояса Евразии. Предбайкалье. Климат резкоконтинентальный, с холодной зимой, жарким летом, отрицательной среднегодовой температурой воздуха (-2.01°C), небольшим количеством осадков (диапазон значений за 100 лет наблюдений на ближайшей метеорологической станции в Баяндае составил 200–550 мм/год, среднее значение 340 мм/год) и высокой испаряемостью, $KU < 1$, что способствует выпотному типу водного режима. На днищах речных долин почвы промерзают так сильно, что не успевают оттаивать за теплый сезон.

Рельеф – холмисто-увалистый, расчлененный глубокооврезанными речными долинами, падами, ложбинами. Кембрийские отложения, повсеместно распространенные, представлены известняками, доломитами, мергелями, алевролитами, гипсами. Степень минерализации вод, циркулирующих в кембрийской толще, достигает 2–4 г/л, состав вод в основном сульфатно-кальциевый. Растительность на верхних частях склонов представлена лесом, на открытых участках – степными, луговыми и болотными формациями. Почвенный покров разнообразен: плакоры заняты дер-

ново-лесными и дерново-карбонатными почвами, на пониженных гидроморфных позициях – лугово-черноземные, луговые, солончаки [30, 31].

Формирование гажевых почв Предбайкалья ни одна из перечисленных выше гипотез объяснить не может. Наиболее близкой к объяснению генезиса гажевых почв можно считать гипотезу Акимцева о выветривании и размывании серосодержащих пород [1, 2]. Хисматуллин [32] была предложена схожая, связанная с водноаккумулятивными процессами, гипотеза происхождения гажевых отложений. Согласно этой гипотезе, источником гипса в гажевых толщах служат широко распространенные в Лено-Ангарском междуречье засоленные гипсоносные породы усольской свиты кембрия, приуроченные к повышенным элементам рельефа. Формирование гажевых почв представляет собой сложный процесс, состоящий из нескольких этапов.

I этап. В доплейстоценовой эпохе в хорошо развитых речных долинах с четко выраженными террасами в условиях ксерофитизации климата произошло понижение базиса эрозии, и начался процесс почвообразования в поймах.

II этап. В плейстоцене произошло увлажнение климата и затопление пойменных террас; в этих условиях в расширенных частях слабопроточных озеровидных водоемов гипс осаждался из вод, содержащих сульфаты кальция. Именно на этом этапе произошло накопление гажевых толщ.

III этап. В голоцене в результате понижения базиса эрозии участки долин с гажей вышли из-под воздействия водоемов и превратились в первые надпойменные террасы.

Пример гажевой почвы Предбайкалья – гажевый солончак – представлен на рис. 3. Разрез 7-02И расположен на первой надпойменной террасе р. Куды (рис. 2b), координаты 53.122525 N; 104.884196 E. Почва сформирована на красно-бурых кембрийских глинах усольской свиты. Ниже гумусового горизонта залегает хорошо сформированный гажевый горизонт, в котором видна большая морозобойная трещина, глубже – погребенный гумусовый горизонт, лежащий на красно-бурых кембрийских глинах (рис. 3a).

Солончак гажевый в настоящее время находится в автоморфном режиме. По WRB [45] это Amphycalcic Hypergypsic Solonchak (Loamic, Sulfatic, Raptic). В классификации и диагностики почв России (КиДПР [11]) 2004 г. подобные солончаки не выделены.

Профиль почвы засолен, содержание легкорастворимых солей максимально в гумусовом горизонте – 2.5–3.0%, из них токсичных сульфатно-натриевых и сульфатно-магниевых солей –

Таблица 1. Природно-климатическая характеристика районов исследования, морфологические и химико-минералогические особенности гажевых почв

| Факторы почвообразования | Предбайкалье | Предуралье | Узбекистан | Казахстан |
|---|--|--|--|--|
| | природно-климатическая зона | | | |
| | лесостепная | степная | полупустынная | пустынная |
| Рельеф, геоморфологический район | Холмисто-увалистый, расчлененный глубоковрезанными долинами рек, 1-ая надпойменная терраса р. Куды | Холмисто-грядовый карстово-эрозионный, структурная терраса ручья Ащибляк | Аллювиально-пролювиальная голодностепская равнина, шлейф санзарского конуса выноса, сазовая зона | Долина р. Или, конус выноса на террасе р. Чарын, подножье хребта улькен-богуты, сазовая зона |
| Почвообразующие породы | Красно-бурые глины Усольской свиты нижнего кембрия (с известняками, гипсами, мергелями) | Плотные гипсы и красноватые глины пермского периода кунгурского яруса | Лёссовидные суглинки | Лёссовидные суглинки |
| Особенности химико-морфологического состава и строения гажевого горизонта | Минералогические | Мономинеральный – гипс | Мономинеральный – гипс | Полиминеральный – гидроглауберит астраханит, тенардит |
| | Морфологические | Мучнистая светло-серая масса, состоящая из мелких кристаллов гипса | Плотный, светло-серый, мучнистый, выделяются друзы гипса | Рыхлый, состоит из скопления солей |
| | Микроморфологические | Вихреобразные скопления псевдоромбоидальных кристаллов гипса | Псевдоромбоидальные кристаллы гипса, единичные друзы, преобладающие в нижней части горизонта | Псевдоромбоидальные кристаллы гипса сцементированы карбонатной плазмой; гипсы |
| Содержание солей, % | | | | |
| – гипса, CaSO ₄ ·2H ₂ O | 56 | 88 | 75 | 10 |
| – карбонатов, CaCO ₃ | 6.2 | 0.7 | 11.7 | 3.3 |
| – легкорастворимых солей* | 1.7/0.7 | 1.1/0.1 | 1.2/0.2 | 56.4/54.4 |

* Сумма солей общая/сумма токсичных солей.

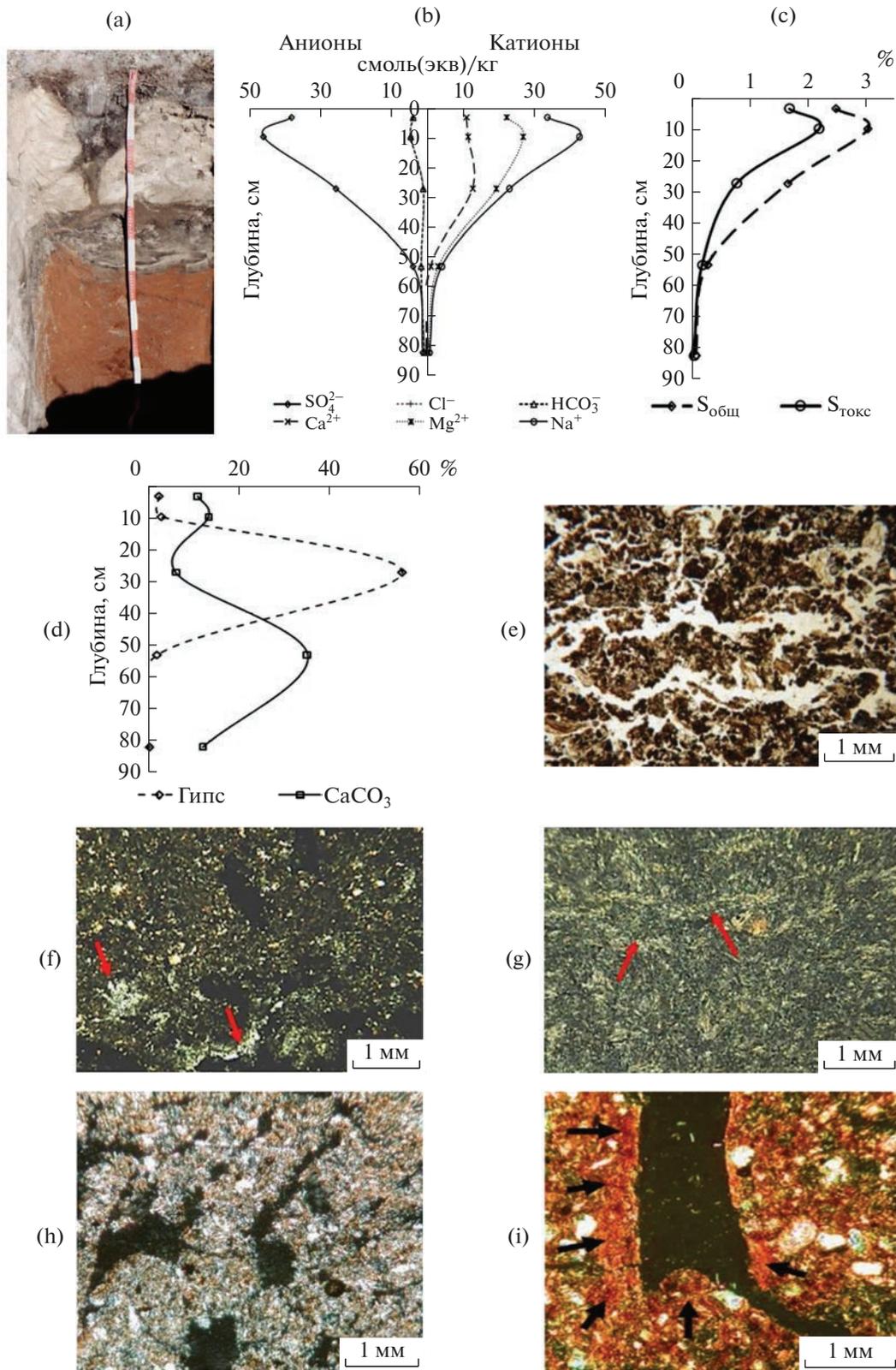


Рис. 3. Разрез гажевого солончака (Иркутская область), первая надпойменная терраса р. Куды: а – профиль; б – солевой состав водной вытяжки 1 : 5; с – сумма солей в водной вытяжке общая и токсичных; д – общее содержание гипса и карбонатов; е – субпараллельное микростроение гумусового горизонта, II Ni; ф – скопления кристаллов гипса в гумусовом горизонте (отмечено стрелками) X Ni; г – вихреобразные скопления псевдоромбоидальных кристаллов гипса в гажевом горизонте (отмечено стрелками) X Ni; h – погребенный горизонт, ажурная пористость; i – квазикутана в подстилающей породе (отмечено стрелками) X Ni.

1.5–2.1%, что соответствует сильной и очень сильной степени засоления (рис. 3b, 3c). Сильную степень засоления имеет и гажевый горизонт, сумма солей составила 1.65%, из них токсичных преимущественно сульфатно-магниевого солей 0.69%. Среди токсичных катионов почв Предбайкалья часто преобладает не натрий, а магний. В погребенном горизонте засоление слабое, ниже отсутствует. Содержание гипса и карбонатов высокое (56 и 15% соответственно) (рис. 3d), горизонт максимального скопления гипса находится над карбонатным горизонтом.

Особенности микростроения разреза 7-02И заключаются в следующем. Гумусовый горизонт характеризуется субпараллельным микросложением, высокой биогенностью (рис. 3e); видны скопления гипса в порах, что говорит, что гипс не иммобилизован в гажевом горизонте, а в настоящее время идет его перераспределение в процессе иссушения и вымораживания растворов (рис. 3f). Особенностью микросложения гажевого горизонта является субпараллельное расположение скоплений кристаллов гипса, турбационные вихреобразные скопления псевдоромбоидальных кристаллов гипса (рис. 3g); по Ступсу – Crescent pattern of lenticular gypsum crystals in a gypsum horizon. Passage feature, fabric pedofeature – выпукло-вогнутая (серповидная) структура (организация) линзовидных кристаллов гипса. В погребенном горизонте сохранилась структура гумусового горизонта, ажурная пористость, среди форм кальцита преобладает пылеватый (рис. 3h). Характерной особенностью микростроения подстилающей породы является наличие глинистых квазикутан, что говорит о подвижности глинистой плазмы (рис. 3i).

Гажевый гипсовый горизонт в этих почвах формировался благодаря сочетанию двух процессов, предшествующих современному почвообразованию: разрушению засоленных и гипсоносных кембрийских пород и переносу гипса (частично растворенного, частично в виде взвеси) в пониженные элементы рельефа с последующим его накоплением в виде гажевых толщ в процессе осаждения из насыщенных растворов в малопроточных водоемах (процесс седиментогенеза).

Таким образом, формирование современного профиля и наличие гажевого горизонта связано с водным (аллювиальным и делювиальным) переносом и последующим отложением гипсового материала, то есть это почвенно-геологический процесс, определяющий особенности современных гипсоносных почв Предбайкалья. Особенности микростроения – форма и размер кристаллов гипса, а также характер микросложения гажевого горизонта, подтвердили его образование в процессе седиментогенеза. Распределение по профи-

лю кристаллов гипса и карбонатов – приуроченность их к порам гумусового горизонта – выявило участие гажевого горизонта в формировании современной стадии профиля.

Степная зона суббореального пояса Евразии. Предуралье. Климат Предуралья семиаридный, резкоконтинентальный, с жарким летом и холодной зимой, среднегодовое количество осадков 300–350 мм, среднегодовая температура воздуха +3.4°C, КУ 0.44-0.77 [13]. Рельеф холмисто-грядовый, карстово-эрозионный [13]. Согласно почвенной карте М 1 : 2.5 млн, – это территория черноземов текстурно-карбонатных с солонцами темными [5]. Однако наличие карстовых ландшафтов вносит большое разнообразие в структуру почвенного покрова, которая отличается резкой контрастностью (как горизонтальной – мозаичности, так и вертикальной – склоновой микрозональности), динамичностью и активностью почвообразовательных процессов. В понижениях формируются засоленные гипсоносные луговые почвы среднего сульфатно-магниевого засоления и гажевые солончаки, преимущественно сульфатно-натриевого засоления с повышенным содержанием магния. На повышенных участках формируются автоморфные и полугидроморфные обычно незасоленные гажевые почвы.

Генезис почвенного гипсонакопления – внутрипочвенное инситу и/или переотложенное превращение плотной гипсоносной породы в мелкозем (гипсовую муку). Этот процесс имеет место в зоне передовых складок Урала на территории ландшафтного памятника природы “Кзыладырское карстовое поле” (Оренбургская область) (рис. 2c). Массив карстующихся пород представлен сульфатными отложениями кунгурского яруса пермской системы, суммарная мощность пластов гипса достигает 500 м. Это степная зона.

В качестве примера рассмотрим полугидроморфный незасоленный разрез 3, заложенный у ручья Ашибляк (рис. 4a), координаты: 51.20619 N; 56.89969 E. Почва – гипсопетрозем гумусовый слаборазвитый (по КидПП, [11]), по WRB [45] – *Haplic Gypsisol* (*Hypergypsic*, *Bathypetrogypsic*, *Bathyglyeyic*). Согласно классификации 1977 г. [12] – слаборазвитая высоко очень сильнозагипсованная глубокоглееватая почва.

Характерной особенностью профиля является наличие мощного (>1 м) белесого гипсового горизонта с содержанием (до 87%) мучнистого гипса (рис. 4a). Исследуемая почва, по данным анализа водной вытяжки (рис. 4b, 4c), не засолена. Довольно высокое содержание сухого остатка (более 1%) определяется наличием слаборастворимого гипса. В нижней части профиля (глубже 113 и, особенно, 150 см) строение приобретает принци-

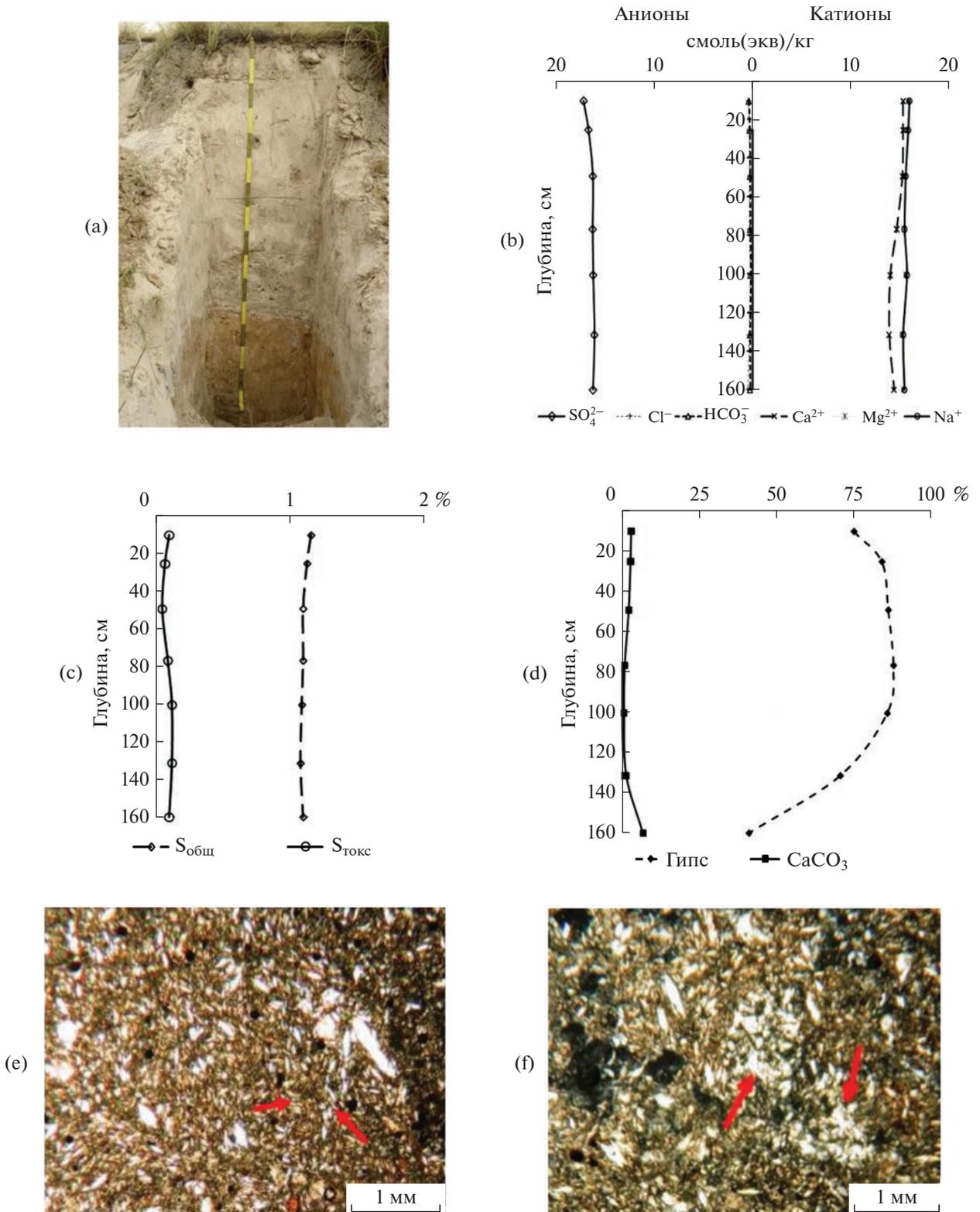


Рис. 4. Разрез слаборазвитой сильнозагипсованной почвы (Оренбургская область), Кзыладырское карстовое поле: а – профиль; б – солевой состав водной вытяжки 1 : 5; в – сумма солей в водной вытяжке общая и токсичных; д – общее содержание гипса и карбонатов; е – скопления кристаллов гипса (отмечены стрелками), XNi; ф – друзы гипса (отмечены стрелками), XNi.

пиально другой характер, окраска сменяется на темно-бурую, пеструю от обилия ржаво-охристых пятен и гипсовых новообразований, представленных стекловидными друзами.

Содержание гипса уменьшается, при этом возрастает содержание карбонатов кальция (рис. 4d). Здесь наблюдается крайне незначительное увеличение содержания токсичного сульфата магния. Такое распределение по профилю гипса, карбонатов и наличие сульфата магния в составе легкорастворимых солей говорит о возможном их подтягивании и отложении в зоне капиллярной каймы грунтовых вод.

Анализ микростроения основного гипсоносущего горизонта показал, что преобладающим компонентом микростроения являются многочисленные очень мелкие отдельные кристаллы гипса псевдоромбоидального облика в плазменном материале, друзы — единичны (рис. 4е). В нижней части горизонта друзы преобладают, количество единичных кристаллов гипса снижается (рис. 4f). Минералогический анализ подтвердил мономинеральный состав — соли представлены гипсом.

Таким образом, в слабо развитых сильнозасоленных почвах Кызыладырского карстового поля в настоящее время идет процесс трансформации гипса. Процесс соленакопления не проявляется, почва находится в полугидроморфном режиме.

Полупустынная зона суббореального пояса Евразии. Подгорная Голодностепская равнина. Подгорные равнины Туркестанского хребта — Голодная и Джизакская степи — характеризуются аридным климатом (осадков выпадает 200–300 мм/год). Чрезвычайно низкая относительная влажность воздуха вызвана близостью пустыни Кызылкум. Засоленные почвообразующие породы (лёссовидные суглинки) и обводненность территории способствуют очень широкому распространению здесь засоленных почв. Однако режим осадков (зимне-весенние промывки) не приводит к формированию злостных солончаков. В шлейфовой части конусов выноса, в сазовой зоне формируются гидроморфные сильнозасоленные гипсоносные почвы.

Гажевые почвы чаще образуются в результате гидрогенного выпадения солей из грунтовых вод.

Исследовалась, согласно классификации 1977 г., сероземно-луговая сильнозасоленная солончаковая почва (рис. 2d, разрез 2Г), приуроченная к сазовой зоне подгорной Голодностепской равнины (рис. 5а). Разрез заложен в междуречье рек Клы и Токурса, координаты: 40.154341 N; 68.044742 E. Почва сформировалась на лёссовидных суглинках в гидроморфном режиме — при

близком залегании (280 см) слабоминерализованных грунтовых вод. По КиДПП 2004 г. это гипсопетрозем гумусовый слабо развитый, по WRB [45] — Haplic Gypsisol (Hypergyptic, Endopetrogyptic, Bathycalcic, Bathyglyeic).

Особенности распределения солей в профиле разреза 2Г заключаются в следующем: 1) высокое содержание гипса наблюдается с поверхности до 126 см, максимальное содержание — 75% в средней части профиля на глубине 100 см (рис. 5d); 2) зона накопления карбонатов находится в нижней части профиля непосредственно под гипсовой зоной, максимальное содержание CO_2 карбонатов на глубине 150–170 см — 11% (рис. 5d); 3) максимум накопления солей приурочен к средней части профиля, плотный остаток достигает 2.4%, однако столь высокое значение создается за счет присутствия большого содержания нетоксичных сульфатно-кальциевых солей (гипса). По токсичным солям почва засолена за счет сульфата магния, в меньшей степени сульфата натрия, степень засоления профиля от слабой до средней (рис. 5b, 5c).

Порядок распределения солей в профиле — легко растворимые соли, затем гипс, в нижней части профиля — карбонаты — говорит о классическом для гидроморфного соленакопления распределении солей в порядке их выпадения из раствора при упаривании грунтовых вод.

Особенностью морфологического строения профиля является четкая дифференциация на горизонты по цвету, плотности, содержанию и размерам кристаллов гипса. Отличительной особенностью является наличие очень плотного белесого гипсового горизонта на глубине 81–126 см, являющегося естественной границей корнеобитаемой зоны.

Микроморфологические исследования позволили выявить особенности микростроения профиля. Горизонты верхней части профиля характеризуются специфическим микростроением, для которого характерна глинисто-карбонатная масса, обогащенная новообразованиями гипса и карбонатов. Гипс представлен преимущественно идиоморфными кристаллами псевдоромбоидального облика, причем все кристаллы покрыты карбонатными пленками; много псевдоморфоз кристаллически-зернистого кальцита по гипсу. Карбонаты — в виде разнообразных стяжений. В горизонте максимального скопления гипса многочисленные кристаллы псевдоромбоидального облика сцементированы карбонатной плазмой, состоящей из пылеватого кальцита. Поры заполнены гипсом или полностью, или частично в виде гипсан (рис. 5е). Нижняя, карбонатная часть профиля представляет собой

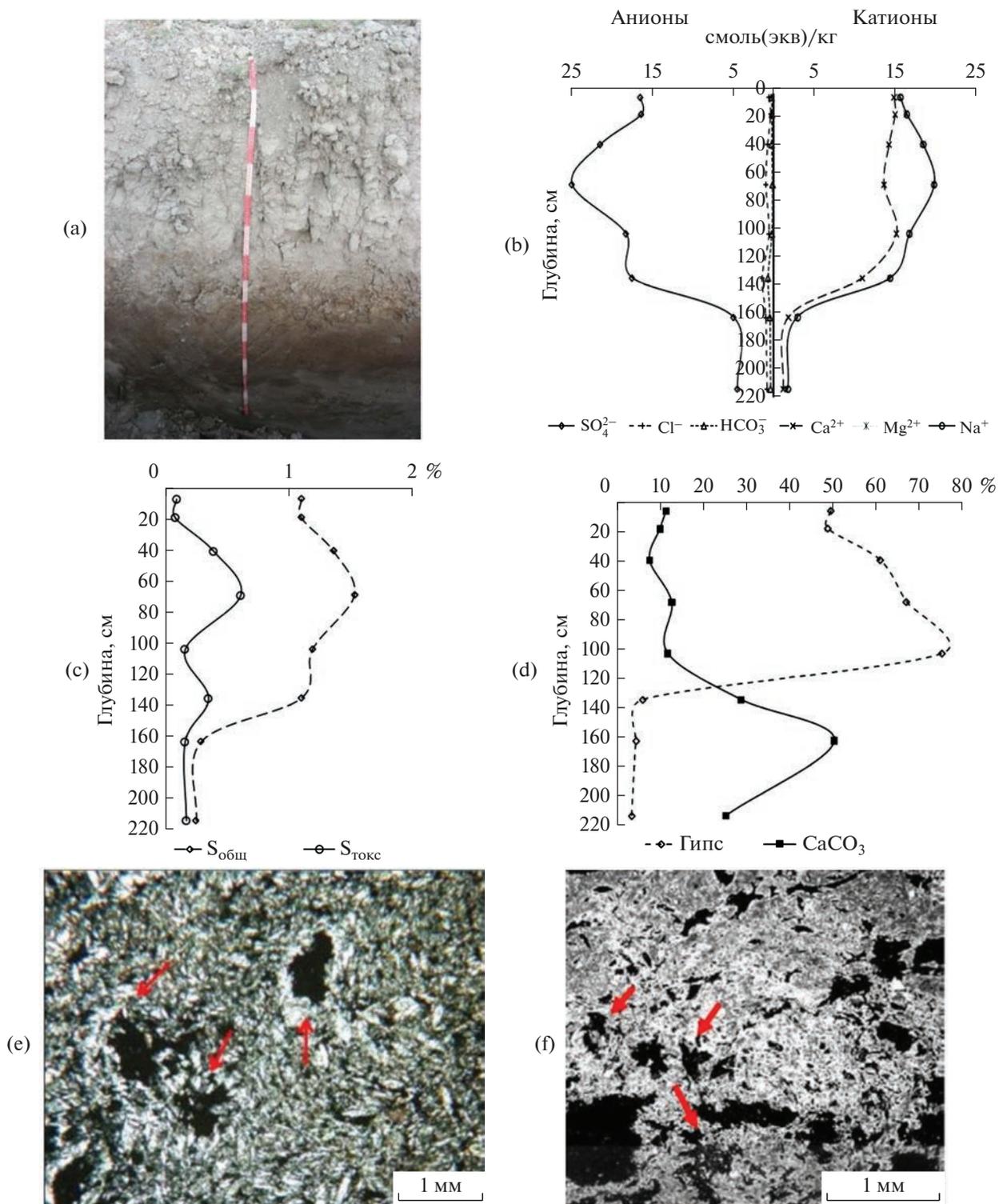


Рис. 5. Разрез 2Г сероземно-луговой сильногипсоносной солончаковой почвы, Узбекистан, Голодная степь: а – профиль; б – солевой состав водной вытяжки 1 : 5; в – сумма солей в водной вытяжке общая и токсичных; д – общее содержание гипса и карбонатов; е – скопления идиоморфных кристаллов гипса и гипсаны (отмечены стрелками), XNi; ф – карбонатная плазма, псевдоморфозы кальцита по гипсу с образованием отрицательных кристаллов (отмечены стрелками), XNi.

карбонатную плазму, цементирующую идиоморфные кристаллы гипса, или, в большинстве случаев, псевдоморфозы кальцита по гипсу с образованием отрицательных кристаллов (рис. 5f). Горизонт максимального скопления гипса отличается наличием мощных глинистых пленок на кристаллах гипса и псевдоморфоз. Подгипсовая часть представляет собой принципиально иную структуру — это глинисто-карбонатная плазма, состоящая из плазменных чешуек, на поверхности которых располагаются мелкие кристаллы карбонатов в виде присыпки.

Пустынная зона суббореального пояса Евразии. Илийская впадина Восточного Казахстана. Подгорные равнины хребта Улькен-Богуты, обрамляющие Илийскую впадину, относятся к территориям со среднегодовым количеством осадков менее 150 мм, то есть к аридным с очень высокой степенью континентальности: годовая амплитуда температурных экстремумов достигает 82° . Особенности водного режима почв определяются малым количеством осадков в сочетании с интенсивным испарением, которое в пустынях суббореального пояса достигает 1000–1300 мм/год. Эти климатические особенности способствуют развитию на плакорах крайнеаридных почв, часто карбонатных и гипсоносных, а в шлейфовой части конусов выноса — в сазовой зоне — сильногипсоносных солончаков.

Приведем характеристику солончака гидроморфного лугово-болотного сульфатно-натриевого. Разрез 6 заложен в Восточном Казахстане на подгорной равнине хр. Улькен-Богуты (Илийская котловина, Казахстан) в 20 км севернее пос. Таш-Карасу севернее современного массива орошения (рис. 2е). Координаты: 43.93875 N; 79.57903 E, $H = 503$ м. При полевом описании он был диагностирован как сильногипсоносный.

Растительность представлена однородным массивом с кустами тамарикса (*Tamarix ramosissima*) высотой до 1 м, тростника (*Phragmites communis*) и ажрека (*Aeluropus litoralis*). СПП 15–20% на микроповышении с разрезом, в понижении СПП 50–60% злаки и чина. Поверхность с хрустящими кавернозными солевыми корочками, сильно нарушена скотом. Солончак сформировался в шлейфовой части конуса выноса — в сазовой зоне — в гидроморфных условиях. УГВ 95 см.

Макроморфологическое описание и химический анализ показали, что почвенный профиль дифференцирован по содержанию солей. Основная масса солей сосредоточена в двухслойной солевой корке 0–6 см и подкорковом солевом горизонте (рис. 6b, 6c, 6d). Содержание солей — 74 и 56% соответственно. Ниже по профилю содержа-

ние солей уменьшается от 3.3 до 1% в нижней части профиля.

Химизм сульфатно-натриевый, в корке хлоридно-сульфатно-натриевый. Солевой горизонт — порошистый от солей, серовато-белый, бесструктурный; ниже в профиле отмечается присутствие солей и гипса, а с 45 см — признаки оглеения. Содержание гипса по данным химических анализов в корке и в слое 10–20 см 7–10%, ниже по профилю менее 1% (рис. 6d). Наличие порошистого горизонта серовато-белого цвета при полевой диагностике, литературным данным, а также содержание гипса 10% по данным химического анализа позволили высказать предположение о наличии гажевого горизонта.

Однако микроморфологический, а также минералогический анализы не подтвердили это предположение.

Особенностью микростроения солевого горизонта является тот факт, что горизонт полностью состоит из агрегатов легкорастворимых солей (изотропных) неправильной формы (рис. 6е). В нижних горизонтах микростроение носит принципиально другой характер — это карбонатная плазма с отдельными кристаллами гипса, а также псевдоморфозами кальцита по гипсу; в крупных карбонатно-плазменных агрегатах отмечены отрицательные кристаллы гипса (рис. 6f).

Морфологический облик верхнего серого мучнистого горизонта определяется высоким содержанием легкорастворимых солей. Минералогический анализ показал присутствие легкорастворимых солей (рис. 6g) — тенардита Na_2SO_4 , астраханита $\text{Na}_2\text{Mg}(\text{SO}_4)_2 \cdot 4(\text{H}_2\text{O})$, гидроглауберита $\text{Na}_{10}\text{Ca}_3(\text{SO}_4)_8 \cdot (\text{H}_2\text{O})_6$. Гипс обнаружен не был. Определение гипса химическим методом связано с наличием Ca^{2+} и SO_4^{2-} в составе гидроглауберита.

Таким образом, наличие гидроглауберита свидетельствует о расхождении состава солей, диагностированного химическим путем, и реального минералогического состава, а название “гипсоносный” не соответствует действительности.

Почва — солончак гидроморфный лугово-болотный сульфатный по классификации 1977 г., солончак типичный по КиДПР 2004 г., или Endogleyic Endocalcic Solonchak (Sulfatic, Evaporustic) по WRB.

В заключение хотелось бы обратить внимание на классификационное положение сильногипсоносных почв. В классификации и диагностике почв России (КиДПР [11]) 2004 г. гажевые (сильногипсоносные) солончаки не выделены. В статье Хитрова и Герасимовой [34] было предложено расширить классификационные диагностические свойства почв и включить в КиДПР 2004 г. нали-

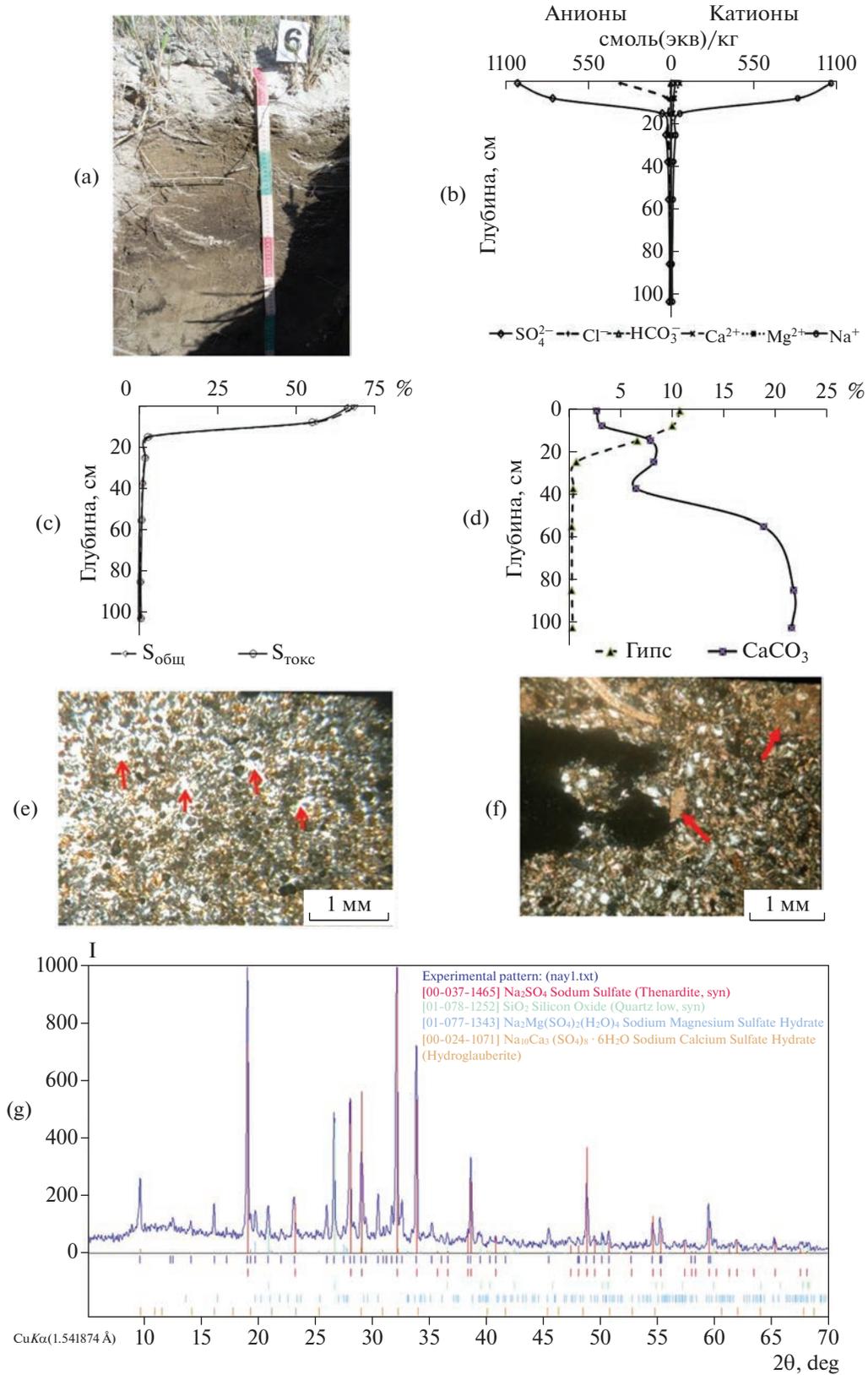


Рис. 6. Разрез б солончака лугово-болотного, Казахстан, долина р. Или: а – профиль; б – солевой состав водной вытяжки 1 : 5; в – сумма солей в водной вытяжке общая и токсичных; д – общее содержание гипса и карбонатов; е – агрегаты легкорастворимых солей (отмечены стрелками), XNi; ф – карбонатная плазма с кристаллами гипса, псевдоморфозы кальцита по гипсу, отрицательные кристаллы гипса (отмечены стрелками), XNi; г – минералогический состав солевого горизонта.

чие мучнистого гипса в качестве признака. В этом случае почва определяется как солончак гипсосодержащий мучнистый омергеленный. Тем не менее, с нашей точки зрения, этого недостаточно для почв, имеющих мощный гипсоносный гажевый горизонт (20–40 см и более) с содержанием гипса 50% и выше, который для подобных почв является диагностическим, что в целом согласуется с представлениями о диагностических горизонтах, высказанных ранее [33]. К гажевым солончакам Минашина с соавт. [17] отнесли почвы, содержащие гипс 50% и более, а с содержанием гипса 10–25% – к солончакам гипсоносным. Это различие в названии почв, на наш взгляд, небезосновательно, так как почвы с очень высоким содержанием гипса (>50%) имеют специфические свойства и морфологический профиль. Возможно, необходимо внести дополнение в КиДПР 2004 г. и выделить гажевый горизонт как диагностический и на уровне подтипа выделять Солончаки гажевые.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Исследование гипсоносных почв с мучнистым горизонтом, выделенных в литературе как гажевые, показало следующее.

Понятие гажевые почвы неоднозначно. Оно объединяет разные типы почв, объединенные одним общим признаком – наличием “мучнистой” формы гипса и/или карбонатов размером <0.25 мм. В большей части гажевых почв содержание гипса в гажевых горизонтах профиля составляет 50–70, карбонатов – 20–40%. Обычно гажевый горизонт легко визуально диагностируется, у него специфические свойства и он имеет значительную мощность. Это позволило нам выдвинуть предложение о внесении его в список диагностических горизонтов, а в случае наличия в верхней части профиля очень сильного засоления токсичными солями выделять на уровне подтипа солончаки гажевые.

Однако наличие серого мучнистого горизонта не всегда связано с высоким содержанием гипса или карбонатов, что в полевых условиях не всегда определяется. Даже при химических анализах, согласно данным которых при расчете в горизонте определяется гипс, это не всегда соответствует действительности. В ряде случаев почвы, выделяемые ранее как гажевые (Казахстан, долина р. Или), являются солончаками с высоким содержанием легкорастворимых солей сложного, в основном, сульфатного состава (астраханит, гидроглауберит) с содержанием гипса не более 10%. Незначительное количество гипса и процесс его растворения показал также

микроморфологический анализ. Сульфаты, определяемые химическим анализом, входят в состав гидроглауберита $\text{Na}_{10}\text{Ca}_3(\text{SO}_4)_8 \cdot 6(\text{H}_2\text{O})$, что позволяет определить только минералогический анализ. Поэтому важно использовать комплексный анализ гажевых почв.

Формирование гажевых горизонтов в профиле почв полигенетично. В исследованных нами гажевых почвах лесостепной зоны Предбайкалья гажевый горизонт имеет седиментационный генезис и является реликтом эпохи плейстоцена; в настоящее время процесс гипсонакопления в таких масштабах не фиксируется. Гажевый горизонт степных почв Предуралья имеет совсем иное происхождение; он образовался в процессе внутрипочвенного инситу превращения плотной гипсосодержащей породы в гипсовую муку при выветривании и переотложении плотных гипсосодержащих подстилающих пород; образование гажеи в этом районе происходит и в настоящее время. В полупустынной зоне Узбекистана гажевые горизонты образуются в гидроморфных условиях при гидрогенном выпадением гипса из насыщенных по Ca^{2+} и SO_4^{2-} грунтовых вод.

Особенностью микростроения гажевого горизонта всех исследованных почв является наличие кристаллов мелкокристаллического гипса псевдоромбоидального облика.

Различия заключаются в следующем. В почвах лесостепной зоны Предбайкалья образование гажевого горизонта происходило в процессе седиментогенеза, что подтверждается субпараллельных сложением гипсовых скоплений, состоящих из мелких вихреобразных аккумуляций псевдоромбоидальных кристаллов гипса. Присутствие скоплений гипса в гумусовом горизонте свидетельствует о его перераспределении в почвенном профиле на современной стадии формирования.

Характерной особенностью микростроения гажевого горизонта полупустынной почвы (Узбекистан) является неупорядоченное скопление идиоморфных кристаллов гипса, сцементированных карбонатной плазмой с порами, заполненными гипсом или полностью, или частично в виде гипсан.

Для микростроения гажевого горизонта слабо развитого гипсопепетрозема (Предуралье, степная зона) характерно преобладание совместного отложения очень мелких отдельных кристаллов гипса псевдоромбоидального облика и силикатного материала, с увеличением в нижней части горизонта гипсовых друз.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы выражают благодарность Н.Б. Хитрову и Е.И. Панковой (Почвенный институт им. В.В. Докучаева, Москва) за советы и обсуждение; А.И. Климентьеву (ОНЦ УрО РАН, Оренбург), В.М. Павлейчику (институт степи УрО РАН, Оренбург) и С.Ф. Хохлову (Почвенный институт им. В.В. Докучаева, Москва) за помощь в организации и проведении полевых работ в Предуралье; М.А. Лебедеву за изготовление шлифов; П.В. Королевой за помощь при оформлении рисунков.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Акимцев В.В.* О перегнойно-сульфатных почвах // Почвоведение. 1931. № 5–6. С. 30–35.
2. *Акимцев В.В.* Сульфатные и карбонатные почвы // Уч. записки Ростовского ун-та. Харьков, 1953. Т. 19. Вып. 3. С. 217–226.
3. *Антипов-Каратаев И.Н.* Выветривание и почвообразование на Восточном Памире // Тр. АН Тадж. ССР. 1951. Т. 1. С. 3–17.
4. *Воробьева Л.А.* Химический анализ почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1998. 272 с.
5. Географический атлас Оренбургской области / Гл. ред. А.А. Соколов. Оренбург: Институт степи Уральского отделения РАН, 2020. 160 с.
6. Геологический словарь. М.: Недра, 1973. Т. 1. 486 с.
7. *Герасимов И.П.* Белоземы // Генетические типы почв субтропиков Закавказья. М.: Наука, 1979. С. 251–255.
8. *Горячкин С.В., Спиридонова И.А., Седов С.Н., Таргульян В.О.* Северотаежные почвы на плотных гипсах: морфология, свойства, генезис // Почвоведение. 2003. № 7. С. 773–785.
9. *Докучаев В.В.* Предварительный отчет об исследованиях на Кавказе летом 1899 г. // Изв. Кавк. отд. Русск. геогр. общ-ва. 1899. Т. 2. С. 288–318.
10. *Киселева Н.Д., Лопатовская О.Г.* Особенности профильного распределения гипса в некоторых почвах Приангарья // Вестник Крас. ГАУ. 2010. № 9. С. 17–22.
11. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
12. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 224 с.
13. *Климентьев А.И., Чибилев А.А., Павлейчик В.М., Грошев И.В., Ложкин И.В., Нестеренко Ю.М.* Почвы и ландшафты Кызылдырского карстового поля на Южном Урале и проблемы их охраны // Почвоведение. 2007. № 1. С. 12–22.
14. *Клопотовский Б.А.* Реликтовые гипсовые солончаки (“гажевые почвы”) Южной Грузии // Почвоведение. 1949. № 2. С. 110–114.
15. *Минашина Н.Г.* Серо-коричневые гажевые (гипсоносные) почвы Кировабадского массива Азербайджанской ССР // Тр. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 1958. Т. LIV. С. 151–254.
16. *Минашина Н.Г., Шишов Л.Л.* Гипсоносные почвы: распространение, генезис, классификация // Почвоведение. 2002. № 3. С. 273–281.
17. *Минашина Н.Г., Шишов Л.Л., Гаврилова Г.Л.* Гажевые солончаки юго-западной части Голодной степи, их почвенные растворы и генезис // Почвоведение. 2004. № 5. С. 527–536.
18. *Панкова Е.И., Ямнова И.А.* Формы гипсовых новообразований как фактор, определяющий мелиоративные свойства гипсоносных почв // Почвоведение. 1987. № 7. С. 101–109.
19. *Преображенский А.С.* Очерк почв Кировабадского района // Тр. АзФАН. Кировабад. Баку. 1936. Т. 21.
20. *Розанов А.Н.* Зональные почвы равнин и предгорий Кура-Араксинской низменности // Тр. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. М., 1954. Т. XLIV. С. 79–157.
21. Руководство по лабораторным методам исследования ионно-солевого состава нейтральных и щелочных минеральных почв. М.: Почвенный ин-т им. В.В. Докучаева. 1990. 236 с.
22. *Семиколенных А.А., Спиридонова И.А., Туюкина Т.Ю., Пучнина Л.В., Шаврина Е.В., Горячкин С.В.* Экстремальные экосистемы и почвы открытых гипсово-карстовых ландшафтов тайги Европейского Севера. М.: Медиа-Пресс, 2015. 208 с.
23. *Симонова Ю.В., Русаков А.В., Рюмин А.Г.* Засоленные почвы Ростовской низины (Ярославская область): морфология, генезис и динамика засоления в годовом гидрологическом цикле // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2018. № 93. С. 40–74.
24. *Соколова Т.А., Царевский В.В., Максимюк Г.П., Сиземская М.Л.* Солевые новообразования в солончаковых солонцах Северного Прикаспия // Почвоведение. 1985. № 6. С. 120–130.
25. *Спиридонова И.А.* Почвообразование и выветривание на плотных гипсах в бореальной зоне: пространственно-временные закономерности. Автореф. дис. ... канд. геогр. н. М., 2007. 28 с.
26. Толковый словарь по почвоведению / Под ред. А.А. Роде. М.: Наука, 1975. 288 с.
27. *Торюканов А.Н.* О чем говорят и молчат почвы. М.: Агропромиздат, 1990. 224 с.
28. *Феофарова И.И.* Псевдоморфозы кальцита по гипсу в почвах // Тр. Почв. ин-та. 1950. Т. 34. С. 202–207.
29. *Феофарова И.И.* Сульфаты в засоленных почвах // Тр. Почв. ин-та. 1958. Т. 53. С. 89–14.
30. *Хисматуллин Ш.Д.* Засоленные почвы речных долин Верхнего Приангарья // Тр. I Сибирской конференции почвоведов. Красноярск, 1962. С. 298–315.
31. *Хисматуллин Ш.Д.* Материалы к классификации засоленных почв лесостепных районов Верхнего Приангарья // Очерки по географии и генезису

- почв Средней Сибири. М.: Наука, 1964. С. 139–154.
32. *Хисматуллин Ш.Д.* О дерново-сульфатных почвах Приангарья. В кн. Материалы к конференции молодых научных работников. Иркутск. 1961. Сер. биолог. Вып. 2. С. 15–24.
 33. *Хитров Н.Б., Герасимова М.И.* Диагностические горизонты в классификации почв России: версия 2021 г. // Почвоведение. 2021. № 8. С. 899–910. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21080098>
 34. *Хитров Н.Б., Герасимова М.И.* Предлагаемые изменения в классификации почв России: диагностические признаки и почвообразующие породы // Почвоведение. 2022. № 1. С. 3–18. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22010087>
 35. *Черноусенко Г.И., Лопатовская О.Г., Ямнова И.А.* Распространение, химизм и генезис засоленных почв Предбайкалья // География и природные ресурсы. 2005. № 2. С. 84–92.
 36. *Ямнова И.А., Панкова Е.И.* Гипсовые новообразования и формирующие их почвообразовательные процессы // Почвоведение. 2013. № 12. С. 1423–1436. <https://doi.org/10.7868/S0032180X13120125>
 37. *Ямнова И.А., Черноусенко Г.И.* Особенности микростроения почв на гипсоносных (гажевых) отложениях Предбайкалья и пустынь Средней Азии // Почва как связующее звено функционирования природных и антропогеннопреобразованных экосистем. Иркутск: Изд-во Иркут. гос. ун-та, 2006. С. 135–137.
 38. *Allen B.L.* Micromorphology of Aridisols // Soil Micromorphology and Soil Classification. Soil Science Society of America Special Publication 15, SSSA, Madison, Wisconsin, 1985. P. 197–216.
 39. *Artieda O.* Materiales Parentales y Geomorfología en la Geógenes de Aridisoles en un Sector del Centro del Valle del Ebro. PhD Dissertation, Universidad de Zaragoza, Spain, 2004. 567 p.
 40. *Chernousenko G.I., Yamnova I.A.* Gazha Soils of Russia // 19th International Multidisciplinary Scientific Geo-Conference SGEM 2019: conference proceedings, Albena, Bulgaria, 30 June–6 July, 2019. Sofia, 2019. V. 19. Iss. 3.2. Soils Forest Ecosystems. P. 231–238. <https://doi.org/10.5593/sgem2019/3.2/S13.031>
 41. *Eswaran H., Zi-Tong G.* Properties, genesis, classification, and distribution of soils with gypsum // Occurrence, Characteristics, and Genesis of Carbonate, Gypsum, and Silica Accumulations in Soils. Soil Science Society of America Special Publication 26, SSSA, Madison, Wisconsin, 1991. P. 89–119.
 42. *Herrero J.* Morfología y Geógenes de Suelos Sobre Yesos. Monografías INIA 77, Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, Madrid, 1991. 447 p.
 43. *Herrero J., Porta J., Fedoroff N.* Hypergypsic soil micromorphology and landscape relationships in north eastern Spain // Soil Sci. Soc. Am. J. 1992. V. 56. P. 1188–1194.
 44. International Symposium on soils with Gypsum / Ed. R. Poch. Lleida, 15–21 September, 1996. 48 p.
 45. *IUSS Working Group WRB*, World Reference Base for Soil Resources 2014, Update 2015, International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps, World Soil Resources Reports No. 106. UN Food and Agriculture Organization, Rome, 2015.
 46. *Poch R.M., Artieda O., Herrero J., Lebedeva-Verba M.* Gypsic Features // Interpretation of micromorphological features of soils and regoliths. Amsterdam: Elsevier, 2018. P. 259–280.
 47. *Poch R.M.* Fabric and Physical Properties of Soils with Gypsic and Hypergypsic horizons of the Ebro Valley. PhD Dissertation, Ghent University, Belgium, 1992. 285 p.
 48. *Poch R.M., De Coster W., Stoops G.* Pore space characteristics as indicators of soil behaviour in gypsiferous soils // Geoderma. 1998. V. 87. P. 87–109.
 49. *Stoops G., Ilaiwi M.* Gypsum in arid soils, morphology and genesis // Proceedings of the Third International Soil Classification Workshop. Damascus, Syria, 1981. P. 175–185.
 50. *Stoops G., Poch R.M.* Micromorphological classification of gypsiferous soil materials // Soil Micromorphology: Studies in Management and Genesis. Developments in Soil Science. Elsevier, Amsterdam, 1994. V. 22. P. 327–332.
 51. *Verba M.P., Yamnova I.A.* Gypsum neoformations in nonirrigated and irrigated soils of the serozem zone // Proceed. of the Int. Work. Meet. on Soil Micromorph. 1997. P. 187–195.
 52. *Watson A.* Gypsum crusts in deserts // J. Arid Environments. 1979. V. 2. P. 3–20.

Gypsiferous Gazha Soils of the Subboreal Zone of Eurasia

I. A. Yamnova^{1,*} and G. I. Chernousenko¹

¹Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia

*e-mail: irinayamnova@mail.ru

Gypsiferous soils (gazha soils – loose powdery gypsum) developed under different bioclimatic conditions – forest-steppe, steppe, semidesert, and desert of the subboreal zone – are analyzed. Their morphological, micromorphological, mineralogical, and chemical properties are described. Gazha horizons of these soils may have different geneses: sedimentation, in situ weathering of hard gypsum rocks, and hydrogenic precipitation

from groundwater. Despite the different origins of the gazhahorizon of these soils, its morphology and properties have much in common: the gypsum content of >50%, its powdery character with crystal size of <0.25 mm, the presence of calcium carbonates and soluble salts with a predominance of sodium and magnesium sulfates. However, in some cases, the field determination of the gazhahorizon and the chemical determination of gypsum give incorrect information about its presence; mineralogical analysis is necessary to determine the composition of the salts. An analysis of the micromorphological structure clearly demonstrates the genesis of gypsum: under hydrogenous conditions, when gypsum precipitates from groundwater or from lake and river water, the predominantly gypsum material with subparallel microstructure is formed, while in the in situ gazha or gazha originated from the lateral (colluvial) processes, gypsum is deposited together with plasmic material.

Keywords: genesis, micromorphology, mineralogical analysis, gypsum content, salt composition, carbonate content, soil classification, Hypergypsic Solonchak, Haplic Gypsisol, Endocalcic Solonchak

ГЕНЕЗИС
И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

УДК 631.481+630*114.351+630*261+630*182.21+59.009

СТАДИИ ПОСТАГРОГЕННОГО ВОССТАНОВЛЕНИЯ КОМПОНЕНТОВ
ЭКОСИСТЕМ СОСНОВЫХ ЛЕСОВ НАЦИОНАЛЬНОГО ПАРКА
“СМОЛЕНСКОЕ ПООЗЕРЬЕ”

© 2023 г. О. В. Шопина^{a, b}, А. П. Гераськина^a, А. И. Кузнецова^a, Е. В. Тихонова^a,
А. В. Титовец^{a, d}, И. М. Бавшин^{a, c}, В. Р. Хохряков^{a, c}, И. Н. Семенов^{a, b, *}

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

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

^cНациональный парк “Смоленское Поозерье”,
ул. Гуревича, 19, пос. Пржевальское, Смоленская область, 216270 Россия

^dИнститут лесоведения РАН, ул. Советская, 21, п/о Успенское, Московская область, 143030 Россия

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

Поступила в редакцию 23.05.2022 г.

После доработки 04.07.2022 г.

Принята к публикации 28.07.2022 г.

Убыль сельского населения в России сопровождалась забрасыванием земель сельскохозяйственно-го назначения с последующим восстановлением лесных ценозов. Цель работы — исследование почв и фитоценозов шести стадий восстановления сосновых лесов на легких по гранулометрическому составу породах на северо-западе Смоленской области. Приведены результаты по 18-ти ключевым участкам, характеризующим каждую из шести стадий в тройной повторности. Под агроценозами и однолетними залежами вскрыты агроземы (Arenosols (Aric)) с мощным пахотным горизонтом, минимальной численностью и биомассой макрофауны, представленной в основном фитофагами и сапрофагами. Морфологические свойства постагроденных серогумусовых почв (Arenosols (Ochric)) и дерново-подбуров (Entic Podzols) второй стадии относительно первой отличаются слабо, но биомасса макрофауны максимальна среди почв всех стадий. Основной вклад в нее вносят личинки насекомых ввиду интенсивного заселения лугов летающими насекомыми. Молодые — до 30 лет — сосняки произрастали на аналогичных почвах второй стадии восстановления с заметными следами постагроденной трансформации. За 10 лет развития леса сформировалась подстилка и протогумусовый горизонт. В средневозрастных — 70–80 лет — сосняках на дерново-подбуров постагроденных реградированных морфологически проявляются признаки элювиального процесса. В составе макрофауны уменьшается доля подстилочного населения. В лесах старше 80 лет начинается распад соснового древостоя с формированием сложного ельника. В почвах исчезает ровная нижняя граница старопахотного горизонта без формирования подзолистого горизонта. Здесь выявлена максимальная биомасса подстилочной макрофауны. За заключительную стадию приняты сосняки кустарничково (бруснично)-зеленомошные старше 90 лет, произрастающие на подзолах (Albic Podzols), сохранивших остатки старопахотного горизонта. Среди макрофауны по биомассе преобладают подстилочные формы, однако биомасса меньше по сравнению с предыдущей стадией. Почвы пятой и шестой стадий при сопоставимом возрасте лесов имеют разную степень морфологического проявления альфегумусового процесса.

Ключевые слова: сукцессия, постагроденные почвы, беспозвоночные, подстилка, Podzols, Arenosols

DOI: 10.31857/S0032180X22600706, **EDN:** JKUIJS

ВВЕДЕНИЕ

В России за счет увеличения площади выводимых из использования пахотных земель образуются постагроденные экосистемы. Половина из них находится в южной тайге [17, 33]. Важную роль в постагроденной трансформации почв играет смена растительности и состава почвенной макрофауны, участвующей в преобразовании опада.

При сельскохозяйственном использовании природные почвы южно-таежных экосистем превращаются в свои агроаналоги за счет формирования пахотного горизонта Р из органогенных, гумусового АУ, элювиального или подзолистого (ЕL или Е) горизонтов. Части других нижележащих горизонтов обычно сохраняются в ненарушенном состоянии [29]. В текстурно-дифференцированных

почвах южной тайги и хвойно-широколиственных лесов постагрогенные изменения относительно детально исследованы в Московской [2, 28], Калужской [12], Ленинградской [15], Новгородской [14] и Костромской [1] областях. Почвы на породах легкого гранулометрического состава на отложениях Валдайского оледенения обследованы в Новгородской области [40], Дании [51], Польше [50] и Швеции [34].

По данным этих исследований тенденции постагрогенных изменений текстурно-дифференцированных (Retisols, Luvisols) и альфегумусовых (Podzols) почв похожи. Однако суглинистые почвы восстанавливаются до природного уровня медленнее песчаных [11, 25]. Ровная нижняя граница постагрогенного горизонта АУра, как один из наиболее консервативных признаков постагрогенных почв, деградирует за счет элювиальных процессов, подкисления и зоогенных турбаций. В дерново-подзолистых почвах она сохраняется 90–170 лет [11, 13, 14, 20, 28], в дерново-подзолистых на двучленах – 40–100 лет [25], в подзолах – 170 лет [40]. Застаивание влаги на границе с текстурным горизонтом ВТ в суглинистых почвах способствует сохранению ровной границы [12]. С другой стороны, почвы легкого гранулометрического состава содержат меньше органического углерода, активность почвенной фауны в них ниже, что благоприятствует сохранению ровной нижней границы горизонта АУра.

После забрасывания сельскохозяйственных земель на начальной стадии постагрогенной сукцессии почвы под залежными лугами и кустарниками трансформируются следующим образом: однородный агрогоризонт Р преобразуется в серогумусовый постагрогенный АУра с ровной нижней границей, иногда с уплотненной остаточной плужной подошвой, без каких-либо признаков реградации, кроме дернины или фрагментарного растительного опада. Далее при формировании (хвойно-) мелколиственного леса в верхней части АУра за счет накопления растительных остатков [27] и минерализации детрита появляется протогумусовый горизонт реградации W. Со временем его мощность увеличивается, и отличия от горизонта АУра становятся более явными. Наконец, он по структуре и свойствам становится не отличимым от природного серогумусового горизонта АУ. В результате такая почва характеризуется лишь остаточными признаками использования под пашню в виде большей однородности гумусового горизонта и остатков плужной подошвы.

Минерализация и гумификация растительных остатков осуществляются почвенными беспозвоночными во взаимосвязи с микроорганизмами [4, 26]. Крупные почвенные сапрофаги измельчают, перемешивают, перемещают и затем

переваривают растительный опад. При постагрогенной сукцессии меняется набор групп почвенной макрофауны. На начальных этапах в залежных землях, как правило, высока численность фитофагов и сапрофагов [8, 45]. Дальнейшее формирование устойчивого горизонта подстилки создает благоприятные условия для подстилочной и почвенно-подстилочной групп сапрофагов. Увеличивается разнообразие и численность хищников [9].

Свойства подстилки и состав беспозвоночных взаимосвязаны. С одной стороны, подстилка определяет условия среды (это и трофический ресурс для сапрофагов, и важное местообитание для всех функциональных групп макрофауны), поэтому увеличение мощности подстилки за счет поступления опада приводит к росту плотности и биомассы всех трофических групп таких организмов [35]. С другой стороны, почвенная фауна влияет на свойства подстилки. Наибольшее воздействие на морфологические свойства оказывают такие крупные почвенные сапрофаги, как дождевые черви. Несмотря на то, что в почвах легкого гранулометрического состава, как правило, разнообразие, численность и биомасса дождевых червей низкие [31], даже присутствие только одного подстилочного вида (*Dendrobaena octaedra*) значительно меняет структуру подстилки. В результате его трофической деятельности уменьшается мощность подстилки [36], изменяется морфология гумифицированного подгоризонта, в котором увеличивается доля копрогенных агрегатов. Кроме того, в ходе локомоторной деятельности червей перемешиваются ферментативный и гумифицированный подгоризонты [43].

Цель работы – характеристика стадий реградации песчаных почв и трансформации состава почвенной макрофауны в ходе восстановления сосновых боров в национальном парке “Смоленское Поозерье”. В рамках исследования проверяли следующую гипотезу: в ходе постагрогенной сукцессии растительности наблюдается сопряженная смена почвенной макрофауны и свойств почв.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

В Смоленском Поозерье при забрасывании земель полностью снималась антропогенная нагузка, и прежняя пашня зарастала лесом с факультативной луговой стадией [28].

На основе анализа космических снимков Landsat и Sentinel-2 и исторических карт в пределах национального парка “Смоленское Поозерье” выбраны районы работ, опробованные в ходе полевых рекогносцировочных обследований в мае 2021 г. Выделены 18 ключевых участков, характеризующих агроценозы, залежные луга и разновозрастные сосновые леса на (су)песчаных по-

родах с включениями гравия и дресвы в пределах Слободской холмисто-моренной возвышенности (рис. 1). При выборе пробных площадей в пределах ключевых участков руководствовались следующими принципами: расположение на выровненной поверхности междуречья, вдали от локальных понижений (болот, временных и постоянных водотоков) как мест, куда способна перемещаться почвенная макрофауна во время сильных засух, и населенных пунктов, под достаточно однородным растительным покровом без явных признаков мозаичности, обусловленной микрорельефом, на (су)песчаных породах флювиогляциального генезиса Валдайского оледенения. Обследованные сосняки объединены в молодые (менее 30 лет), средневозрастные¹ (70–80) и старовозрастные (80–120). В июне–июле 2021 г. на этих участках проведены полевые работы (с трехкратной повторностью для каждой стадии).

На каждой пробной площади выполнено 2 геоботанических описания на квадратных площадках 10 × 10 м для нелесных стадий и 20 × 20 м – для лесных по стандартной методике [19, 44], определен возраст 3–5 деревьев по кернам стволов, взятых возрастным буровом, заложен один полнопрофильный почвенный разрез, описано его морфологическое строение, измерена мощность подстилки в пятикратной повторности. Изучен состав почвенной макрофауны – размерной группы почвенных беспозвоночных, ширина тела которых более 2 мм [46] в пяти стандартных почвенно-зоологических пробах (монолиты площадью 25 × 25 см и глубиной 30 см) [10]. Монолиты разбирали вручную (отдельно подстилку и минеральные горизонты). На лесных участках дополнительно разбирали сосновый и березовый валеж 2–3 стадий разложения как важное местообитание крупных почвенных беспозвоночных. Всего разобрано 90 почвенных проб и 12 фрагментов валежа. Общий объем собранного материала составил 385 особей беспозвоночных.

Латинские названия сосудистых видов растений даны по [18], мхов – по [38]. При характеристике растительности использована эколого-ценотическая группировка растений ЦЭПЛ РАН (<http://cepl.rssi.ru/bio/flora/ecogroup.html>). Диагностика почв и почвенных горизонтов выполнена в соответствии с актуальными российскими подходами [3, 21, 27, 29].

Большинство представителей макрофауны идентифицировано до надвидовых таксонов. Виды дождевых червей определены по [5]. Биомасса макрофауны определена путем взвешивания особей, зафиксированных в этаноле (96% – для дож-

девых червей, 70% – для других групп). Наборы данных между стадиями сравнивали при помощи теста Манна–Уитни ($p < 0.05$). Индекс разнообразия Симпсона (D) рассчитан по формуле: $D = 1/\sum(N_i/N)^2$, где N – общая численность особей (экз./м²), N_i – численность особей i -го таксона (экз./м²). Связи между мощностью подгоризонтов подстилки и численностью/биомассой групп макрофауны рассчитывали с помощью коэффициента корреляции (r) Спирмена в программе “PAST 4.0” и визуализировали на ординационной диаграмме, построенной по методу главных компонент, с помощью стандартных команд языка “R”.

РЕЗУЛЬТАТЫ

По всем изученным компонентам экосистем выделенные стадии контрастно отличаются друг от друга (табл. 1–3).

Сукцессионная смена растительности. Для агрофитоценозов типично низкое видовое разнообразие, а для молодых залежей (пашня годичной давности под паром) – высокое видовое разнообразие растений. По проективному покрытию преобладали злаки.

Старые залежи второй стадии представлены преимущественно низкотравными луговыми сообществами с проективным покрытием около 60% и средней видовой насыщенностью (меньше 30 видов на 100 м²). В травостое наиболее распространены злаки (в частности, *Festuca rubra*) и виды родов *Artemisia* и *Potentilla*.

После смыкания полога соснового древостоя на третьей стадии резко менялась структура сообществ за счет выпадения луговых видов и увеличения доли лесных, что сопровождалось уменьшением проективного покрытия травяно-кустарничкового яруса с 80–85% в 10-летних сосняках до 1–20% в сосняках 25-летних по причине уменьшения освещенности. В 10-летних постагрогенных сосняках доминантом являлся *Rumex thyrsiflorus*. Лесные виды в молодых сосняках представлены бореальными *Chamaenerion angustifolium*, *Equisetum pratense*, *Solidago virgaurea* и неморальными *Anthriscus sylvestris* и *Epilobium montanum*. Отмечен низкий подрост ели (*Picea abies*), березы повислой (*Betula pendula*), осины (*Populus tremula*) и дуба черешчатого (*Quercus robur*). В травяно-кустарничковом ярусе сообществ сосняков 20–25-летнего возраста преобладали бореальные виды, а также отмечено много видов деревьев и кустарников. В небольшом количестве отмечены неморальные и боровые виды. В более молодых сообществах мхи (обычно доминировал *Pleurozium schreberi*) покрывали менее 5% (в 20–25-летних сосняках – 20–45%, а на участках с высокой сомкнутостью крон древостоев могли отсутствовать).

¹ Данные по 30–50-летним соснякам на месте пахотных земель отсутствуют, так как в Смоленском Поозерье в этот период был пик распашки и минимальна площадь забираемых земель.

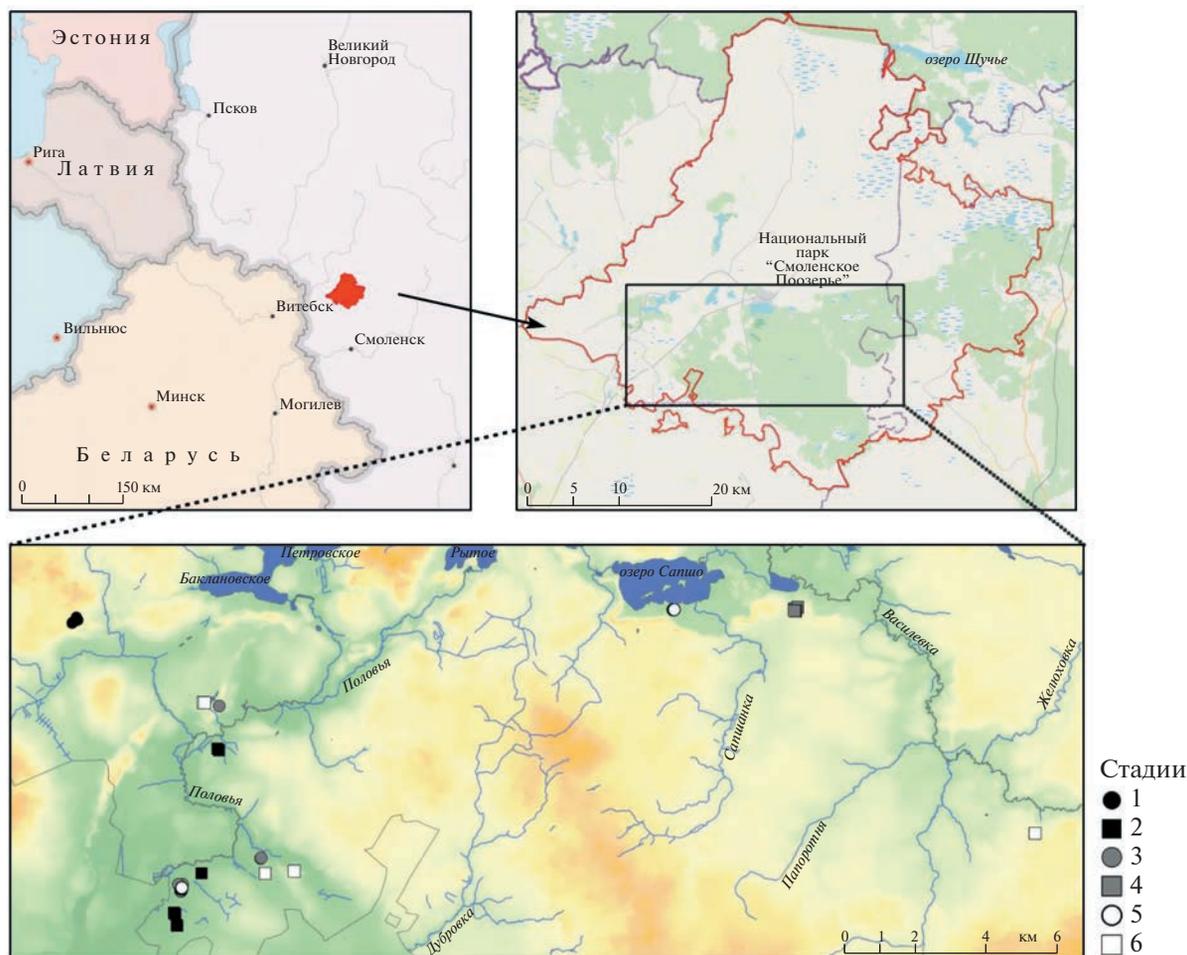


Рис. 1. Объекты исследований. Пунсонами показаны объекты, представляющие разные стадии постагрогенной сукцессии.

Древостой четвертой стадии средневозрастных сосняков (сомкнутость 50–70%) имел небольшую примесь березы, ель формировала второй подъярус. В ярусе подроста и подлеска (про-

ективное покрытие 10–35%) отмечены *Picea abies*, *Quercus robur*, *Sorbus aucuparia*, *Frangula alnus*, *Betula pendula*, единично – *Malus sylvestris* и *Euonymus verrucosa*. В травяно-кустарничковом ярусе при

Таблица 1. Характеристика растительности выделенных стадий

| Показатель | Стадия | | | | | |
|--|---------------------------------|--------------------------------------|--|---|---|---|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| Растительность | Молодые залежи и агрофитоценозы | Низкотравные, суховатые и сухие луга | Молодые (10–30 лет) постагрогенные сосняки | Средневозрастные (70–80 лет) постагрогенные сосняки | Старовозрастные (80–120 лет) постагрогенные сосняки | Старовозрастные (90–120 лет) постагрогенные сосняки |
| Доминанты древесного яруса | Отсутствует | Отсутствует | <i>Pinus sylvestris</i> | <i>Pinus sylvestris</i> | <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Picea abies</i> | <i>Pinus sylvestris</i> |
| Видовое разнообразие сосудистых растений | 82 | 74 | 116 | 52 | 104 | 70 |

Примечание. Указан средний возраст деревьев. Древостой на пятой стадии представлен первым поколением деревьев, восстановившихся после прекращения обработки сельскохозяйственных земель. В разновозрастных древостоях шестой стадии отмечались деревья до 180 лет. Время существования леса на шестой стадии могло быть существенно больше, чем возраст деревьев.

Таблица 2. Характеристика почв стадий постагрогенной сукцессии

| Показатель | Стадия постагрогенной сукцессии | | | | | |
|---|----------------------------------|--|--|--|---|---------------------------------------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| Почвы | Агрозолеми | Постагрогенные дерново-подбуры и серогумусовые почвы | Постагрогенные дерново-подбуры и серогумусовые почвы | Постагрогенные дерново-подбуры реградированные | Постагрогенные реградированные (оподзоленные) дерново-подбуры и серогумусовые почвы | Подбуры и подзолы грубогумусированные |
| Система горизонтов | Rpb(agr)–C | AУtz–AУra–BF–C и AУtz–AУra–C | O–(W)–AУra–(BF)–C и O–(W)–AУra–C | O–W–AУra–BF–C | O–W–AУra–(BF)–C и O–W–AУra–C | AO–ВHF–BF–C и O(ao)–E–AУra–BF–C |
| O1 (n = 15), см | 0.3/66 | 1.4/67 | 1.6/32 | 2.1/33 | 1.3/34 | 2.9/23 |
| O2 (n = 15), см | 0 | 0 | 1.0/47 | 1.7/31 | 1.5/42 | 2.5/80 |
| O3 (n = 15), см | 0 | 0 | 0 | 0.9/60 | 1.4/63 | 1.7/53 |
| A + P (n = 3), см | 23/7 | 22/9 | 26/18 | 18/5 | 16/5 | 5/9 |
| Переход между поверхностным гумусовым и нижележащими минеральными горизонтами | Резкий/ровная или слабоволнистая | Резкий/ровная или слабоволнистая | Заметный/ровная | Заметный/волнистая | Слабо заметный, постепенный/ровная, затечно-волнистая | Фрагментарный старопахотный горизонт |
| Граница между гумусовым и нижележащими горизонтами | Ровная | Ровная | Ровная | Волнистая | Ровная или затечно-волнистая | |

Примечание. Над чертой – среднее, под чертой – коэффициент вариации (%); n – объем выборки для каждой стадии. В скобках приведены варианты, характерные для отдельных площадок. Индексация горизонтов выполнена в соответствии с актуальными российскими подходами [21, 27].

Таблица 3. Характеристика почвенной макрофауны стадий постагрогенной сукцессии

| Характеристики биомассы | Стадия постагрогенной сукцессии | | | | | |
|--|---------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| Биомасса макрофауны ($n = 5$), г/м ² | | | | | | |
| Общая биомасса макрофауны | 2.0 ± 1.4 | 6.0 ± 2.2 | 3.0 ± 0.4 | 2.3 ± 0.5 | 3.8 ± 1.2 | 1.9 ± 0.2 |
| Подстилочная макрофауна* | 0.7 ± 0.5 | 1.2 ± 0.9 | 2.4 ± 0.5 | 1.4 ± 0.4 | 3.4 ± 2.0 | 1.2 ± 0.4 |
| Почвенная макрофауна** | 1.3 ± 0.7 | 4.8 ± 2.4 | 0.6 ± 0.3 | 0.9 ± 0.4 | 0.4 ± 0.1 | 0.7 ± 0.5 |
| Сапрофаги*** | 0.7 ± 0.4 | 2.5 ± 1.7 | 2.0 ± 0.6 | 0.3 ± 0.1 | 2.8 ± 1.3 | 0.7 ± 0.3 |
| Фитофаги**** | 0.9 ± 0.4 | 3.0 ± 1.1 | 0.1 ± 0.1 | 0.9 ± 0.2 | 0.5 ± 0.1 | 0.7 ± 0.2 |
| Хищники***** | 0.3 ± 0.2 | 0.4 ± 0.1 | 0.7 ± 0.2 | 1.1 ± 0.2 | 0.5 ± 0.2 | 0.5 ± 0.3 |
| Биомасса дождевых червей ($n = 5$), г/м ² | | | | | | |
| Общая биомасса дождевых червей | 0.6 ± 0.5 | 2.1 ± 0.5 | 0.5 ± 0.2 | ед. | 1.9 ± 1.1 | 0.4 ± 0.2 |
| Подстилочные дождевые черви | 0 | 0 | 0.5 ± 0.2 | ед. | 0.7 ± 0.1 | 0.2 ± 0.1 |
| Почвенно-подстилочные дождевые черви | 0 | 0.6 ± 0.2 | 0 | 0 | 1.2 ± 0.4 | 0.2 ± 0.1 |
| Собственно почвенные дождевые черви | 0.6 ± 0.5 | 1.5 ± 0.5 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Индекс разнообразия Симпсона (D) | | | | | | |
| Подстилочная фауна | 0.76 | 0.77 | 0.79 | 0.80 | 0.81 | 0.81 |
| Почвенная фауна | 0.64 | 0.78 | 0.85 | 0.76 | 0.74 | 0.72 |
| Подстилочная + почвенная фауна | 0.86 | 0.89 | 0.87 | 0.86 | 0.87 | 0.88 |
| Число семейств фауны | 13 | 17 | 14 | 14 | 14 | 15 |
| N общ, экз./м ² | 46 ± 15 | 84 ± 16 | 62 ± 10 | 67 ± 8 | 111 ± 15 | 78 ± 12 |

Примечание. N – численность; ед. – обнаружен единично при разборе валежа. Приведены среднее и стандартное отклонение, n – число проб.

* *Dendrobaena octaedra*, *Dendrodriulus rubidus*, *Lumbricus rubellus*, Aranei, Julidae, Planorbidae, а также имаго Staphylinidae, Cantharidae, Carabidae, Dytiscidae, Chrysomelidae, Hemiptera, Ectobius.

** *Aporrectodea caliginosa*, *Octolasion lacteum* и личинки Brachycera, Tipulidae, Elateridae, Lepidoptera, Scarabaeidae, Carabidae.

*** Представители Lumbricidae, Julidae, Planorbidae, личинки Brachycera, личинки Tipulidae, имаго Dytiscidae, имаго Ectobius.

**** Представители Chrysomelidae, личинки Elateridae, Lepidoptera и Scarabaeidae, имаго Pentatomidae.

***** Представители Aranei, Staphylinidae, Carabidae, Lithobiidae и имаго Cantharidae.

проективном покрытии 30–70% доминировал *Vaccinium myrtillus*. В эколого-ценотической структуре абсолютно преобладали бореальные виды. Доля борových и неморальных видов, в основном, не превышала 10%. Моховой ярус хорошо развит и сложен бореальными видами с преобладанием *Pleurozium schreberi*.

В старовозрастных сосняках пятой стадии древостой с сомкнутостью 35–75% имел небольшую примесь березы, во втором подъярусе доминировала ель. Сосновые леса на этой стадии начинали распадаться, о чем свидетельствовало большое количество валежа и формирующаяся оконная структура. Проективное покрытие мохового яруса сильно варьировало – от 3–5 до 50–75%. Оно максимально на площадках с густым еловым подростом и минимально – на площадках с подростом из *Corylus avellana*. Доминировали бореальные виды – *Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens*, *Dicranum scoparium*, *D. polysetum*.

В сосняках заключительной шестой стадии разновозрастный древостой с небольшой примесью березы имел максимальный возраст до 180 лет и отличался минимальной сомкнутостью (30–45%). Второй подъярус из ели и сосны (реже с участием дуба) развит слабо. Подрост и подлесок негустые и образованы 4–9 видами. Травяно-кустарничковый ярус с проективным покрытием от 35 до 80% характеризовался высокой долей борových видов с доминированием *Vaccinium vitis-idaea* и *V. myrtillus*. Покрытие мохового яруса – 80–100%, доминировал *Pleurozium schreberi*. Высокое обилие имели также *Dicranum polysetum* и *D. scoparium*.

Изменения в почвах и макрофауне. Первая стадия. На данной стадии вскрыты агрозоемы (Arenosols (Aric)). Во всех обследованных почвах обнаружен (палево-)бурый (7.5–10YR 3/4, 10YR 4/6) бесструктурный горизонт Р мощностью 20–29 см (рис. 2). Его нижняя часть иногда включала свежие фрагменты нижележащего запаханного есте-

ственного горизонта. Кроме того, под основным пахотным мог выделяться отдельный агрогетерогенный горизонт *Paqr*.

В агроземах численность и биомасса макрофауны была минимальна. Среди трофических групп наибольший вклад в биомассу вносили фитофаги, представленные в основном личинками жуков-щелкунов (сем. *Elateridae*), и сапрофаги, среди которых преобладали личинки двукрылых (сем. *Tipulidae*). Также встречены лесные тараканы (сем. *Ectobiidae*) и собственно-почвенные дождевые черви *Aporrectodea caliginosa* (так называемый “пашенный червь”). Хищники, представленные стафилинидами (сем. *Staphylinidae*), жужелицами (сем. *Sarabidae*) и пауками (отр. *Aranei*), вносили минимальный вклад в биомассу.

Вторая стадия. На этой стадии диагностированы постагрогенные дерново-подбуры (*Entic Podzols*) и серогумусовые почвы (*Arenosols* (*Ochric*)). На поверхности почвы имелся слой остатков трав (1–3 см) и дернина. За ними следовал старопашотный палево-серый (2.5–10YR 5/6) горизонт АУра мощностью 12–27 см и ровной нижней границей, бесструктурный либо непрочнокомковатый по корням. В его нижней части (до 8 см) иногда фиксировали более плотное сложение. Горизонт АУра в серогумусовых постагрогенных почвах сразу сменялся почвообразующей породой. В дерново-подбурах постагрогенных под ним залегал бесструктурный, палево-охристый (10YR 5/8) горизонт ВF. Различия в морфологии почв этой стадии свидетельствуют об использовании под пашню почв, изначально отличающихся по степени выраженности альфегумусового процесса (наличия/отсутствия срединных горизонтов).

По сравнению с агропочвами, в постагрогенных почвах лугов выше численность и биомасса беспозвоночных. Биомасса макрофауны здесь максимальна среди обследованных объектов, поскольку открытые биотопы, не испытывающие в настоящее время прямого антропогенного воздействия, благоприятны для заселения насекомыми. Их личинки вносили большой вклад в биомассу. Как и на пашнях, здесь доминировали по биомассе фито- и сапрофаги. Среди первых наиболее многочисленны личинки представителей семейства пластинчатоусых жуков (*Scarabaeidae*) и жуков-щелкунов. Реже встречались личинки и имаго жуков-листоедов (сем. *Chrysomelidae*). Значимо выше, в сравнении с пашней, биомасса сапрофагов. Основной вклад в нее вносили дождевые черви – почвенно-подстилочные (*Lumbricus rubellus*) и собственно-почвенные (*A. caliginosa* и *Octolasion lacteum*). Хищники немногочисленны и представлены теми же группами, что и на пашнях. Как правило, встречались представители рода *Lithobius* из семейства губоногих многоножек (*Lithobiidae*).

Третья стадия. Под молодыми сосняками описаны постагрогенные дерново-подбуры и серогумусовые почвы. В подбурах уже сформировалась подстилка. За ней мог следовать буро-серый 7.5YR 3/4 горизонт реградации W мощностью 4 см, порошистый, с неявно выраженной комковатостью по корням. На этой стадии горизонт АУра имел мощность 21–32 см, по цвету не отличался от выявленного соответствующего горизонта прошлой стадии и также имел ровную ясно выраженную нижнюю границу. Аналогично предыдущей стадии, за ним залегал палево-охристый (7.5YR 5/6), бесструктурный горизонт ВF или С.

Смыкание полога влияло на состав почвенной макрофауны: существенно снижалась биомасса летающих жуков, личинки которых составляли основную долю фитофагов (жуки-щелкуны и пластинчатоусые жуки). Формирование лесной подстилки повышало биоразнообразие ее обитателей, особенно среди сапрофагов. В группе сапрофагов появлялись двупарноногие многоножки-кивсяки (сем. *Julidae*) и лесные виды дождевых червей подстилочной группы: *Dendrobaena octaedra* и *Dendrodrilus rubidus*. Среди хищников, населяющих подстилку, возрастала плотность пауков, жуков-стафилинид и жужелиц.

Четвертая стадия. Под средневозрастными сосняками встречены исключительно дерново-подбуры иллювиально-железистые постагрогенные реградированные (рис. 3). В них развиты все подгоризонты подстилки мощностью до 3 см, за которыми следовал бесструктурный (темно-)серый (2.5–10YR 3/1–3) горизонт W мощностью до 3 см. В нижней части из-за появления первых признаков альфегумусового процесса он светлел до 2.5YR 4/3. Горизонт АУра морфологически аналогичен горизонтам предыдущих стадий, но без ярко выраженной ровной границы за счет появления пятен нижележащего горизонта. Горизонт ВF ярко-охристый (10YR 5/8), бесструктурный. Таким образом, за 80 лет появляются первые признаки альфегумусового процесса, и практически не меняются свойства старопашотного горизонта.

Функциональный состав и общая численность макрофауны на этой стадии близки к предыдущей (табл. 3), за исключением малого количества дождевых червей. Единственный вид *D. octaedra* обнаружен только при разборе валежа. Отсутствие дождевых червей отразилось на биомассе сапрофагов, которая здесь значимо ниже в сравнении с другими стадиями. При этом среди сапрофагов часто встречались двупарноногие многоножки-кивсяки, которые населяли подстилку. Среди хищников в подстилке многочисленны пауки, жуки-стафилиниды и жужелицы. В минеральных горизонтах – представители семейства хищных губоногих многоножек (*Lithobiidae*).

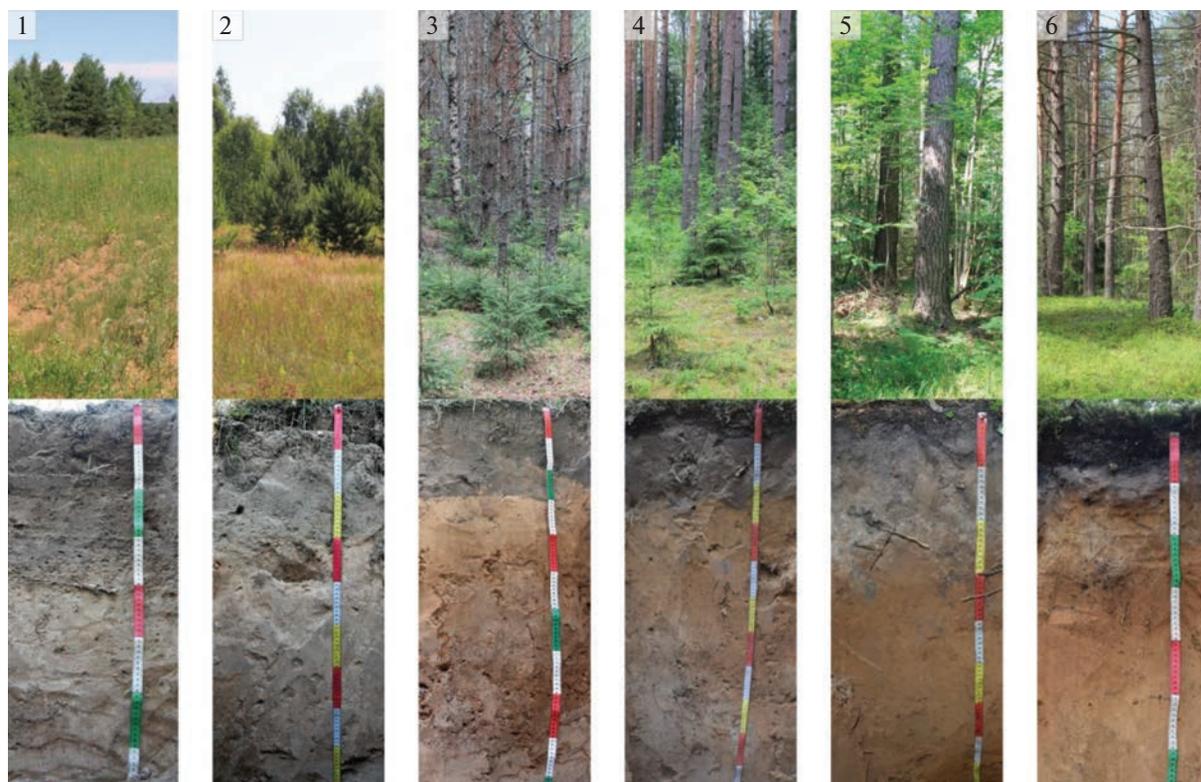


Рис. 2. Почвы разных стадий восстановления (1–6) сосновых лесов: 1 – агрозем, 2 – серогумусовая постагрогенная, 3 и 4 – дерново-подбур иллювиально-железистый постагрогенный реградированный, 5 – дерново-подбур иллювиально-железистый оподзоленный постагрогенный реградированный, 6 – подзол иллювиально-гумусово-железистый грубогумусированный постагрогенный.

Пятая стадия. Под старовозрастными сосняками обнаружены постагрогенные реградированные дерново-подбуры и серогумусовые почвы (рис. 2). В них под подстилкой (до 3 см) встречен (темно-)серый (2.5–5YR 3/1–3) горизонт W мощностью до 6 см, неясно-комковатый по корням. Ниже лежащий серо-палевый (7.5YR 4/4), до буро-темно-серого (7.5YR 3/2, при прокраске угольками) горизонт AY(ра) имел мощность до 14 см с ровной или затечно-волнистой нижней границей. Почвы этой стадии отличались слабой интенсивностью альфегумусового процесса, что способствовало сохранению ровной нижней границы горизонта AYра. Морфологические свойства горизонта BF аналогичны таковым в почвах предшествующей стадии. Таким образом, пятая стадия характеризует вариант развития почв в более эутрофных условиях по следующим показателям: характер растительности, богатство материнских пород либо сохранение элементов питания, препятствующих развитию альфегумусового процесса, – благодаря чему даже за 120 лет произрастания соснового леса не формируется профиль подзола.

Среди всех обследованных сосновых лесов макрофауна данной стадии отличалась максимальны-

ми величинами численности, общей биомассы и биомассы подстилочных групп беспозвоночных (табл. 3). Наибольший вклад в биомассу вносили сапрофаги, среди которых подстилочные и почвенно-подстилочные дождевые черви, населяющие как валеж, так и подстилку. Много также двупарноногих многоножек и моллюсков. В подстилке многочисленны и разнообразны хищники, среди которых преобладали жуки-стафилиды и пауки. Фитофаги (личинки пластинчатых жуков) малочисленны и встречаются преимущественно в минеральных горизонтах. Там же обитали и хищные губоногие многоножки, вносящие небольшой вклад в биомассу.

Шестая стадия. Почвы шестой стадии отличались развитием сплошного горизонта E с сохранившимися остатками старопашотного горизонта под ним (в двух разрезах из трех) и были диагностированы как подзолы постагрогенные (Albic Podzols). Они сильно отличались от почв пятой стадии, несмотря на сопоставимый возраст древостоя, что говорит об активизации альфегумусового процесса. Под подстилкой в них залегал темно-серый (5YR 3/3) подгоризонт Oao мощностью до 3 см, белесый или пепельно-серый (10YR 6/3) подзолистый горизонт E мощностью до 8 см либо

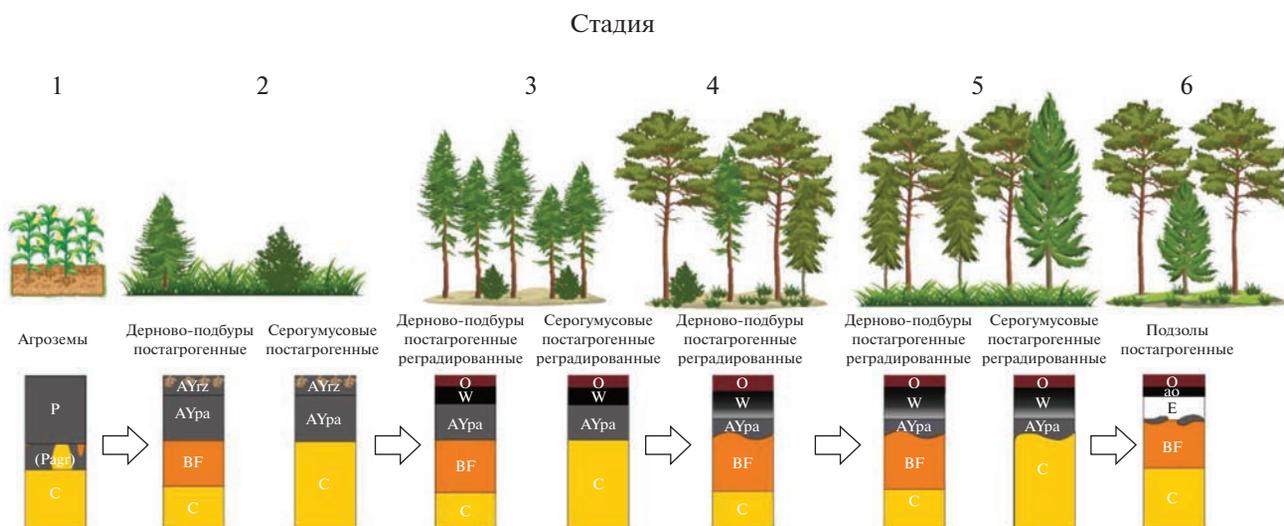


Рис. 3. Схема морфологических изменений почв сосновых лесов Смоленского Поозерья при постагрогенном восстановлении.

серо-бурый (5YR 4/6) горизонт AYpa мощностью до 8 см. Ниже располагался желтовато- или рыжевато-охристый (5–10YR 5–6/6–8) горизонт BF мощностью до 31 см.

Подбур иллювиально-гумусово-железистый с профилем AO–BHF–BF–C под старовозрастным лесом не имел признаков бывшего использования под пашню и может считаться природной почвой, но менее типичной для Смоленского Поозерья [30] в связи со слабой выраженностью альфегумусового процесса, поэтому ее следует рассматривать отдельно от изучаемого ряда.

Таксономический состав макрофауны в целом соответствовал соснякам предыдущей стадии. Однако снижалась биомасса подстилочных групп и сапрофагов, а также общая биомасса (табл. 3). В подстилке из группы сапрофагов преобладали подстилочные виды червей (*D. octaedra*, *Dr. rubidus*), многоножки-кивсаки, моллюски и лесные тараканы. Почвенно-подстилочные дождевые черви *L. rubellus* встречались редко. Среди хищников многочисленны пауки, жуки-стафилиниды и жужелицы. В минеральных горизонтах немногочисленны личинки пластинчатоусых жуков и губоногие многоножки.

Взаимосвязи мощности подстилки с разнообразием, численностью и биомассой макрофауны. Подстилка важна для макрофауны как горизонт обитания. Именно изменения в составе подстилочной фауны увеличивают разнообразие зооценозов по значениям индекса разнообразия Симпсона (табл. 3). Выявлены значимые положительные корреляции между: общей численностью макрофауны, общей биомассой макрофауны, биомассой хищников и мощностью подгоризонта

опада подстилки O1 ($r = 0.63$), а также общей мощностью подстилки O ($r = 0.67$; рис. 4).

Подстилка для сапрофагов представляет собой также и трофический ресурс. Значимые отрицательные взаимосвязи мощности подстилки выявлены между: биомассой подстилочных и почвенно-подстилочных дождевых червей и мощностью подгоризонта опада подстилки O1 ($r = -0.52$); общей биомассой дождевых червей и мощностью подгоризонтов O2 ($r = -0.60$) и O3 ($r = -0.52$).

Таким образом, увеличение мощности подстилки от луговых к лесным стадиям повышает разнообразие, общую численность и биомассу подстилочной макрофауны. При этом дождевые черви снижают мощность подстилки.

ОБСУЖДЕНИЕ

В работах [42, 52] показано, что польские постагрогенные сосняки старше 80 лет становятся похожими на естественные сосновые леса, в которых преобладают устойчивые к кислым почвам виды сосудистых растений, а покрытие мохового яруса достигает 80–100%. Однако земледелие, предшествующее лесовосстановлению, может препятствовать появлению ацидофильных растений [52]. Относительно естественных сосновых лесов постагрогенные местообитания часто характеризуются повышенным плодородием почв и долей лиственных древесных видов [42, 52]. Примесь лиственных деревьев и кустарников обогащает подстилку быстро разлагающейся биомассой [41], что увеличивает обилие и разнообразие сосудистых растений нижних ярусов. В старовозрастных постагрогенных сообществах повышается роль мезофитных лесных видов при

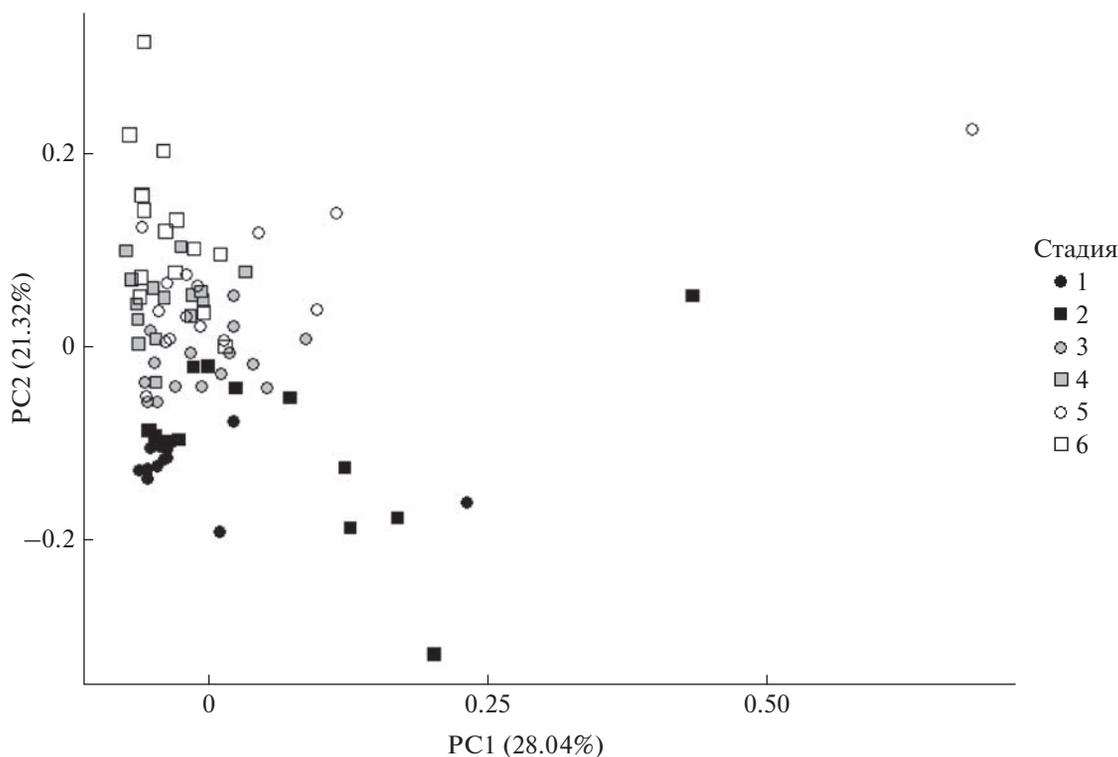


Рис. 4. Ординационная диаграмма по методу главных компонент пробных площадей для показателей численности, биомассы отдельных групп макрофауны и мощности подгоризонтов подстилки.

снижении участия олиготрофных и ацидофильных видов, характерных для естественных сосновых лесов [42].

В ходе спонтанного постагрогенного лесовосстановления в Смоленском Поозерье наиболее яркие почвенно-морфологические изменения связаны с органопрофилем. От начальных стадий к финальным увеличивается мощность подстилочных горизонтов и уменьшается — гумусового. Большая часть подстилок залежей фрагментарна, представлена опадом текущего года. Ферментативный тип подстилки [3] доминирует в молодом сосняке. Подстилка состоит из двух подгоризонтов — деструктивного (O1) и ферментативного (O2). Гумифицированный тип подстилки характерен для более продвинутых стадий сукцессий (80–120 лет), где появляется гумифицированный подгоризонт (O3). С возрастом сосновых лесов увеличиваются запасы подстилки, степень ее гумусированности и мощность. Полученные закономерности отмечены ранее для березово-еловых лесов южной тайги [24], что связано с увеличением ежегодно поступающего древесного опада и уменьшением скорости его разложения вместе с увеличением доли хвойных пород.

Исследование старопашотных подзолов Валдайской возвышенности показало начальное развитие подзолистого горизонта за 55 лет [40], что

не было отмечено в наших исследованиях и может быть связано с более мягким климатом в Смоленском Поозерье — более низким коэффициентом увлажнения, более зольным растительным опадом (меньшей долей хвойного и большей лиственный). Полнопрофильный подзол в данных исследованиях описан после 170 лет произрастания леса (с сохранением остатков старопашотного горизонта) [40], что в целом соотносится с полученными результатами: для шестой стадии за 90–120 лет характерно формирование подзола. Сохранение старопашотного горизонта в профиле почв до 120 лет произрастания леса описано в исследованиях двучленных почв (легкий суглинок, подстилаемый песком) Род-Айленда [37]. В текстурно-дифференцированных почвах Клиско-Дмитровской гряды в течение первых 70–100 лет зарастания в нижней части прежней пахотной толщи появляются признаки горизонта E. Однако к 150–170 годам полного возвращения пахотных почв к исходным лесным не происходит: сохраняются признаки бывшего использования под пашню [2]. Эти данные согласуются с нашими результатами, отражающими появление лишь первых признаков альфегумусового процесса в почвах 80-летнего сосняка и сохранение остатков старопашотного горизонта в 180-летнем. Описанные разрезы, где под горизонтом P залегала сразу почвообразующая порода, отражают полное запа-

хивание срединных горизонтов альфегумусовых почв или распашку серо- и грубогумусовых почв, широко распространенных на территории Смоленского Поозерья [30], без таких горизонтов. Эта неопределенность усложняет реконструкцию исходной природной почвы.

В дерново-подзолистых почвах Сатинского учебного полигона (Калужская область) за 15 лет существования залежи верхняя толща старопашотного горизонта преобразовалась в природный горизонт АУ, за которым следует оглеенный горизонт (оглеение усиливается после забрасывания земель) [6, 12]. В постагрогенных почвах на суглинках быстрее, чем в Смоленском Поозерье, теряется структура и изменяется характер верхних горизонтов. Легкий гранулометрический состав и более сухие условия приводят к консервации горизонта Р, морфологические свойства которого не изменяются на второй стадии, и он сохраняется в практически неизменном виде до третьей стадии (10–30 лет лесовосстановления). Аналогичные результаты отмечены в исследованиях посадок сосны на бывших пахотных землях в северо-восточной Польше, где за 30 лет произрастания леса верхние горизонты песчаных почв были ближе к пахотным горизонтам, чем к гумусовым горизонтам природных почв [49].

Через 8 лет после посадки ели обыкновенной в почвах вблизи Копенгагена формировалась подстилка [51], что соотносится с нашими результатами, по которым горизонт подстилки характерен уже для 10-летних сосняков. При лесовосстановлении соснового бора на песчаных почвах в Нидерландах подзол сформировался за 100 лет [32], что может соответствовать процессу, описанному для шестой стадии. В распаханых почвах формирование микропрофиля подзола в толще старопашотного горизонта занимало 150 лет [32]. За аналогичный период времени в Смоленском Поозерье подзол сформировался под менее богатыми сосняками шестой стадии.

Таким образом, почвы стадий 5 и 6 можно рассматривать как два варианта развития постагрогенных почв в Смоленском Поозерье. Почвы стадии 5 имеют слабое проявление альфегумусового процесса, в то время как на стадии 6 может сформироваться отбеленный горизонт Е мощностью до 8 см. Такие различия могут быть обусловлены влиянием почвообразующих пород и растительности. Но этот вопрос заслуживает дальнейшего изучения с привлечением более обширного фактического материала.

В ходе исследований восстановления сосновых лесов выявлено, что таксономическое разнообразие на уровне семейств макрофауны максимально в почвах залежных лугов. Повышенное число семейств макрофауны в почвах многолетних лугов в сравнении с пашней и однолетними

залежами связано с активным заселением этих сообществ летающими фито- и зоофагами, личинки которых активны в почве, не подвергаясь агротехническим мероприятиям, поэтому устойчиво обитающими в таких условиях. Снижение числа семейств при переходе от открытых биотопов (лугов) к закрытым (лесам) – закономерный процесс, связанный с формированием древесного полога и ограничением возможности заселения лесных сообществ летающими насекомыми [48]. При лесовосстановлении разнообразие макрофауны увеличивается в связи с формированием подстилки – важного местообитания почвенной фауны. Именно за счет обилия экологических ниш в подстилке увеличивается разнообразие зооценозов. На поздних стадиях сукцессии присутствуют две группы дождевых червей (подстилочные и почвенно-подстилочные), играющих ключевую роль в деструкции опада. При этом разнообразие собственно-почвенной макрофауны уменьшалось, группа собственно-почвенных дождевых червей не обнаружена, начиная с третьей стадии сукцессии. Дождевые черви этой группы часто приурочены к сельскохозяйственным полям и лугам, при этом могут отсутствовать в сосновых лесах с легким гранулометрическим составом почв [9, 16, 23].

Лесная подстилочная фауна восстанавливается нелинейно, скорее всего, в связи с изменением качества опада, формирующего трофические и топические условия для беспозвоночных. Максимальное разнообразие, численность и биомасса подстилочной фауны выявлены в лесах пятой стадии. В этих лесах формируется смешанный опад как с медленно- (хвоя сосны, ели), так и быстроразлагаемыми фракциями (например, листьями березы или лещины). Известно, что именно смешанный опад наиболее благоприятен для крупных почвенных беспозвоночных в сравнении с хвойным или листовым [7, 47].

Выявлены положительные взаимосвязи между мощностью подстилки и биомассой хищников, для которых подстилка – основная среда обитания. Выявлены отрицательные взаимосвязи между мощностью и запасами подстилки, с одной стороны, и биомассой макрософагов, в основном дождевых червей, которые измельчают и потребляют подстилку в ходе трофической деятельности и разрыхляют ее при передвижении [16], с другой.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Полученные результаты показывают, что морфологические свойства почв Смоленского Поозерья за 90–120 лет не восстанавливаются до исходных параметров. После 80 лет существования леса появляются первые морфологические признаки оподзоливания почв и нарушается ровная

нижняя граница старопашотного горизонта. За 120 лет формируется грубогумусовый горизонт и может формироваться подзолистый с сохранением остатков старопашотного под ним. Население макрофауны восстанавливается в подстилке быстрее, чем в минеральных горизонтах. С повышением возраста сосновых лесов увеличиваются запасы подстилки, степень ее гумусированности и мощность. Выявлены положительные взаимосвязи между мощностью подстилки и разнообразием подстилочной фауны. В ходе сукцессии в сосняках увеличивается разнообразие групп дождевых червей: в молодых сосняках подстилку населяет только одна группа люмбрицид (подстилочные), в сосняках продвинутых стадий сукцессии к ней добавляются почвенно-подстилочные черви. Повышение разнообразия люмбрикофауны находит отражение в типах и структуре подстилки: в молодых сосняках ферментативный тип подстилки представлен двумя подгоризонтами (деструктивным и ферментативным), в сосняках продвинутых стадий сукцессии тип подстилки гумифицированный, представлен тремя подгоризонтами за счет появления гумифицированного подгоризонта.

Таким образом, рабочая гипотеза подтвердилась для горизонта подстилки, однако не выявлено восстановление сапрофагов, населяющих минеральные горизонты, что существенно замедляет восстановление морфологических свойств верхних органо-минеральных горизонтов постагрогенных песчаных почв национального парка “Смоленское Поозерье”, которое не произошло за период 90–120 лет.

БЛАГОДАРНОСТИ

При подборе объектов исследования использованы материалы, предоставленные Центром коллективного пользования “Геопортал” (МГУ им. М.В. Ломоносова). Авторы благодарны профессору М.И. Герасимовой за помощь в диагностике почв, а также участникам полевых работ: Д.Р. Бардашову, Е.В. Басовой, Ю.Б. Бачинскому, Г.В. Клинок, Д.А. Тереховой.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено в рамках проекта РФФ № 21-74-20171.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Ананьева Н.Д., Сусьян Е.А., Рыжова И.М., Бочарникова Е.О., Стольникова Е.В.* Углерод микробной

биомассы и микробное продуцирование двуокиси углерода дерново-подзолистыми почвами постагрогенных биогеоценозов и коренных ельников южной тайги (Костромская область) // Почвоведение. 2009. № 9. С. 1108–1116.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X20030120>

2. *Ахмалишев К.Б.* Влияние земледельческого освоения на свойства дерново-подзолистых суглинистых почв современных лесов. Дис. ... канд. с.-х. н. М.: Почвенный ин-т им. В.В. Докучаева, 2007. 149 с.
3. *Богатырев Л.Г.* О классификации лесных подстилок // Почвоведение. 1990. № 3. С. 118–127.
4. *Бызов Б.А.* Зоомикробные взаимодействия в почве. М.: ГЕОС, 2005. 212 с.
5. *Всеволодова-Перель Т.С.* Дождевые черви фауны России. Кадастр и определитель. М.: Наука, 1997. 101 с.
6. *Герасимова М.И., Исаченкова Л.Б.* “Короткая память” дерново-подзолистых почв в лесовосстановительных сукцессиях // Память почв. М.: ЛКИ, 2008. С. 638–649.
7. *Гераськина А.П.* Влияние дождевых червей разных морфо-экологических групп на аккумуляцию углерода в лесных почвах // Вопросы лесной науки. 2020. Т. 3. № 2. С. 1–20.
<https://doi.org/10.31509/2658-607x-2020-3-2-1-20>
8. *Гераськина А.П.* Население дождевых червей (Lumbricidae) на зарастающих полях // Зоологический журн. 2009. Т. 88. № 8. С. 901–906.
9. *Гераськина А.П.* Экологическая оценка динамики комплекса дождевых червей (Lumbricidae) в ходе восстановительных сукцессий. Смоленск: СГМУ, 2016. 148 с.
10. *Гиляров М.С.* Методы почвенно-зоологических исследований. М.: Наука, 1975. 304 с.
11. *Дымов А.А.* Сукцессии почв в бореальных лесах Республики Коми. М.: ГЕОС, 2020. 318 с.
<https://doi.org/10.34756/GEOS.2020.10.37828>
12. *Исаченкова Л.Б., Герасимова М.И., Богданова М.Д., Терская Е.В.* Отражение истории землепользования в свойствах дерново-подзолистых почв Сатинского полигона МГУ // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5. География. 2019. № 6. С. 113–121.
13. *Караваева Н.А., Жариков С.Н., Кончин А.Е.* Генетические особенности пахотных дерново-подзолистых почв как основа их диагностики и классификации // Научные труды Почвенного ин-та им. В.В. Докучаева. 1986. С. 24–32.
14. *Кечайкина И.О., Рюмин А.Г., Чуков С.Н.* Постагрогенная трансформация органического вещества дерново-подзолистых почв // Почвоведение. 2011. № 10. С. 1178–1192.
<https://doi.org/10.1134/S0032180X11100030>
15. *Коротков А.А.* Изменение дерново-подзолистых почв под луговой растительностью // Почвоведение. 1960. № 9. С. 62–69.
16. *Лукина Н.В., Гераськина А.П., Кузнецова А.И., Смирнов В.Э., Горнов А.В., Шевченко Н.Е., Тихонова Е.В., Те-*

- бенькова Д.Н., Басова Е.В. Функциональная классификация лесов: актуальность и подходы к разработке // Лесоведение. 2021. № 6. С. 566–580. <https://doi.org/10.31857/S0024114821060085>
17. Люри Д.И., Горячкин С.В., Караваяева Н.А., Денисенко Е.А., Нефедова Т.Г. Динамика сельскохозяйственных земель России в XX в. и постагрогенное восстановление растительности и почв. М.: Геос, 2010. 416 с.
 18. Маевский П.Ф. Флора средней полосы европейской части России. М: Товарищество научных изданий КМК, 2014. 635 с.
 19. Методические подходы к экологической оценке лесного покрова в бассейне малой реки / Под ред. Л.Б. Заугольной, Т.Ю. Браславской. М.: Т-во науч. изданий КМК, 2010. 383 с.
 20. Номеров Г.Б. Направленность изменений некоторых морфологических, физических, химических и биологических свойств пахотных дерново-подзолистых почв при зарастании их лесом // Диагностика деградации воспроизводства лесных почв. 1987. С. 59–60.
 21. Полевой определитель почв России. М.: Почвенный ин-т им. В.В. Докучаева, 2008. 182 с.
 22. Савин И.Ю., Столбовой В.С., Аветян С.А., Шишконова Е.А. Карта распаханности почв России // Бюл. Почвенного ин-та им. В.В. Докучаева. 2018. № 94. С. 38–56. <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2018-94-38-56>
 23. Стриганова Б.Р. Пространственное распределение ресурсов животного населения почв в климатических градиентах // Успехи современной биологии. 2009. Т. 129. № 6. С. 538–549.
 24. Телеснина В.М., Богатырев Л.Г., Бенедиктова А.И., Земсков Ф.И., Маслов М.И. Динамика поступления растительного опада и некоторых свойств лесных подстилок при постагрогенном лесовосстановлении в условиях южной тайги // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. 2019. № 4. С. 3–10.
 25. Телеснина В.М., Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Осепян Л.А., Личко В.И., Ермолаев А.М., Мирин Д.М. Динамика свойств почв и состава растительности в ходе постагрогенной эволюции в разных биоклиматических зонах // Почвоведение. 2017. № 12. С. 1514–1534. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17120115>
 26. Фролов О.А., Якушев А.В. Влияние на бактериальный гидролитический комплекс гумусо-аккумулятивного горизонта техноурбанозема пассажа через кишечник дождевого червя *Aporrectodea caliginosa* // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2018. Т. 94. С. 57–73. <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2018-92-57-73>
 27. Хитров Н.Б., Герасимова М.И. Диагностические горизонты в классификации почв России: версия 2021 г. // Почвоведение. 2021. № 8. С. 899–910. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21080098>
 28. Хохлов С.Ф. Постагрогенные дерново-подзолистые почвы под лесом и лугом в Подмоскowie: свойства, эволюция и элементы водного баланса. Дис. ... канд. с.-х. н. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2015. 158 с.
 29. Шишов Л.Л., Тонконогов В.Д., Лебедева И.И., Герасимова М.И. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 341 с.
 30. Шопина О.В., Герасимова М.И., Бавшин И.М., Хохряков В.Р., Семенов И.Н. Инвентаризация и картографирование почв национального парка “Смоленское Поозерье” // Лесоведение. 2022. № 5. С. 478–493. <https://doi.org/10.31857/S0024114822040088>
 31. Curry J.P. Factors affecting the abundance of earthworms in soils. Earthworm Ecology. 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL, 1994. P. 91–113.
 32. Elgersma A.M. Primary forest succession on poor sandy soils as related to site factors // Biodivers. Conserv. 1998. V. 7. № 2. P. 193–206. <https://doi.org/10.1023/A:1008884418570>
 33. Ershov D.V., Gavriljuk E.A., Koroleva N.V., Belova E.I., Tikhonova E.V., Shopina O.V., Titovets A.V., Tikhonov G.N. Natural afforestation on abandoned agricultural lands during Post-Soviet period: a comparative Landsat data analysis of bordering regions in Russia and Belarus // Remote Sensing. 2022. V. 14. № 2. P. 322. <https://doi.org/10.3390/rs14020322>
 34. Falkengren-Grerup U., Brink D.J. Ten, Brunet J. Land use effects on soil N, P, C and pH persist over 40–80 years of forest growth on agricultural soils // For. Ecol. Manage. 2006. V. 225. № 1–3. P. 74–81. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.12.027>
 35. Fujii S., Berg M.P., Cornelissen J.H.C. Living litter: dynamic trait spectra predict fauna composition // Trends in Ecology & Evolution. 2020. V. 35. № 10. P. 886–896. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2020.05.007>
 36. Holdsworth A.R., Frelich L.E., Reich P.B. Litter decomposition in earthworm-invaded northern hardwood forests: role of invasion degree and litter chemistry // Ecoscience. 2008. V. 15(4). P. 536–544.
 37. Hooker T.D., Compton J.E. Forest ecosystem carbon and nitrogen accumulation during the first century after agricultural abandonment // Ecol. Appl. 2003. V. 13. № 2. P. 299–313. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0299:FE-CANA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0299:FE-CANA]2.0.CO;2)
 38. Ignatov M.S., Afonina O.M., Ignatova E.A., Abolina A., Akatova T.V., Baisheva E.Z., Bardunov L.V., Baryakina E.A., Belkina O.A., Bezgodov A.G., Boychuk M.A., Cherdantseva V.Y., Czernyadjeva I.V., Doroshina G.Y., Dyachenko A.P., Fedosov V.E., Goldberg I.L., Ivanova E.I., Jukoniene I., Kannukene L., Kazanovsky S.G., Kharzinov Z.K., Kurbatova L.E., Maksimov A.I., Mamatku-lov U.K., Manakyan V.A., Maslovsky O.M., Napreenko M.G., Otnyukova T.N., Partyka L.Y., Pisarenko O.Y., Popova N.N., Rykovsky G.F., Tubanova D.Y., Zheleznova G.V., Zolotov V.I. Check-list of mosses of East Europe and North Asia // Arctoa. 2006. V. 15. P. 1–130. <https://doi.org/10.15298/arctoa.15.01>

39. *IUSS Working Group WRB*, World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015, international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps, world soil resources reports № 106. FAO: Rome, 2015. 193 p.
40. *Kalinina O., Goryachkin S.V., Karavaeva N.A., Lyuri D.I., Najdenko L., Giani L.* Self-restoration of post-agrogenic sandy soils in the southern taiga of Russia: soil development, nutrient status, and carbon dynamics // *Geoderma*. 2009. V. 152. № 1–2. P. 35–42. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.05.014>
41. *Kiedrzyński M., Zielińska K., Grzelak P.* Transformation of forest vegetation after 40 years of protection in the Tomczyce Nature Reserve (Central Poland) // *Acta Universitatis Lodzianae. Folia Biologica et Oecologica*. 2011. V. 7. P. 207–227. <https://doi.org/10.2478/v10107-009-0026-x>
42. *Matuszkiewicz J.M., Kowalska A., Kozłowska A., Roo-Zielińska E., Solon J.* Differences in plant-species composition, richness and community structure in ancient and post-agricultural pine forests in central Poland // *For Ecol Manage*. 2013. V. 310. P. 567–576. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.060>
43. *McLean M.A., Parkinson D.* Changes in structure, organic matter and microbial activity in pine forest soil following the introduction of *Dendrobaena octaedra* (Oligochaeta, Lumbricidae) // *Soil Biology and Biochemistry*. 1997. V. 29(3–4). P. 537–540.
44. *Mucina L., Schaminee J.H.J., Rodwell J.S.* Common data standards for recording relevés in field survey for vegetation classification // *J. Vegetation Science*. 2000. V. 11. P. 769–772. <https://doi.org/10.2307/3236581>
45. *Pizl V.* Succession of earthworm populations in abandoned fields // *Soil Biology & Biochemistry*. 1992. № 24. P. 1623–1628. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(92\)90160-Y](https://doi.org/10.1016/0038-0717(92)90160-Y)
46. *Robertson G.P., Coleman D.C., Sollins P., Bledsoe C.S.* (Eds.). Standard soil methods for long-term ecological research. Oxford University Press on Demand, 1999. V. 2. 480 p.
47. *Sariyildiz T.* Effects of tree canopy on litter decomposition rates of *Abies nordmanniana*, *Picea orientalis* and *Pinus sylvestris* // *Scandinavian journal of forest research*. 2008. V. 23. № 4. P. 330–338. <https://doi.org/10.1080/02827580802275816>
48. *Sebek P., Bace R., Bartos M., Benes J., Chlumská Z., Doležal J., Dvorsky M., Kovar J., Machac O., Mikatova B., Perlik M., Platek M., Polakova S., Skorpik M., Stejskal R., Svoboda M., Trnka F., Vlasin M., Zapletal M., Cizek L.* Does a minimal intervention approach threaten the biodiversity of protected areas? A multi-taxa short-term response to intervention in temperate oak-dominated forests // *Forest Ecology and Management*. 2015. V. 358. P. 80–89. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.09.008>
49. *Sławski M., Tarabula T., Sławska M.* Does the enrichment of post-arable soil with organic matter stimulate forest ecosystem restoration—a view from the perspective of three decades after the afforestation of farmland // *For. Ecol. Manage*. 2020. № 478. P. 118525. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118525>
50. *Soil Sequences Atlas IV* / Eds.: M. Świtoniak, C. Przemysław. Toruń: Machina Druku, 2018. 264 p.
51. *Vesterdal L., Ritter E., Gundersen P.* Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land // *For. Ecol. Manage*. 2002. V. 169. № 1–2. P. 137–147. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00304-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00304-3)
52. *Wozniwoda B., Parzych A., Kopec D.* Species diversity, biomass accumulation and carbon sequestration in the understorey of post-agricultural Scots pine forests // *Silva Fennica*. 2014. V. 48. № 4. P. 1119–1123. <https://doi.org/10.14214/sf.1119>

Stages of Restoration of Components of Post-Agrogenic Pine Forest Ecosystems at the National Park “Smolensk Lakeland”

O. V. Shopina^{1, 2}, A. P. Geraskina¹, A. I. Kuznetsova¹, E. V. Tikhonova¹, A. V. Titovets^{1, 4}, I. M. Bavshin^{1, 3}, V. R. Khokhryakov^{1, 3}, and I. N. Semenkov^{1, 2, *}

¹Center for Forest Ecology and Productivity of the Russian Academy of Sciences, Profsoyuznaya st., 84/32, bldg. 14, Moscow, 117997 Russia

²Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia

³National Park Smolensk Lakeland, Przhivalskoe, 216270 Russia

⁴Institute of Forest Science Russian Academy of Science, Uspenskoye village, Moscow region, 143030 Russia

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

Rural depopulation in Russia was accompanied by the abandonment of arable lands and natural reforestation. The aim of the work was to study soils and phytocenoses of six stages of pine forest restoration on rocks with coarse granulometric composition in the north-west of Smolensk region. The research was carried out at 18 key sites, characterizing 6 stages in triplicates. Under agrocenoses and one-year-old fallow lands we found agrozemes (Arenosols (Aric)) with a thick arable layer and a minimum abundance and biomass of macrofauna, represented mainly by phytophages and saprophages. At the 2nd stage of fallow meadows, grey-humus soils (Arenosols) and sod-podzols postagrogenic (Entic Podzols) were found with unchanged morphological properties in comparison with the first stage. Here, the biomass of macrofauna

is maximal due to intensive invasion of open biotopes by insects. Young (up to 30 years old) pine forests grew on similar to the Stage 2 regraded soils. During 10 years of a forest growth, litter and protohumus regrading horizons were formed. In middle-aged (70–80 years old) pine forests on sod-podburs post-agrogenic regraded (Entic Podzols), signs of an eluvial process are manifested. Macrofauna is characterized by a decrease in the biomass of a litter population. In forests older than 80 years, decay of pine stands with the formation of complex spruce forests have begun. In soils, even lower boundary of old-fallow horizon disappears without podzolic horizon formation. Here, the maximum biomass of litter macrofauna is revealed. The final stage is shrubby (lingonberry)-green-moss pine forests older than 90 years growing on podzols (Albic Podzols) with remains of old-fallow horizon. Among macrofauna, litter macrofauna prevail in terms of a biomass, but the biomass is lower than in the previous stage. Due to the different degree of morphological manifestation of the alfegumus process, the fifth and sixth stages can be considered as variants of the development of post-agrogenic soils under pine forests.

Keywords: succession, postagrogenic soils, invertebrates, litter, Podzols, Arenosols

УДК 631.433.3

РИЗОСФЕРНЫЙ ЭФФЕКТ И СТРУКТУРА БАКТЕРИАЛЬНОГО СООБЩЕСТВА В ГОРИЗОНТАХ ПОДЗОЛИСТОЙ ПОЧВЫ ПОД РАСТЕНИЯМИ ЕЛИ ОБЫКНОВЕННОЙ (*Picea abies* L.)

© 2023 г. И. В. Евдокимов^а, *, М. В. Семенов^б, С. С. Быховец^а^аИнститут физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН,
ул. Институтская, 2, Пушкино, Московская область, 142290 Россия^бПочвенный институт им. В.В. Докучаева, Пыжевский пер., 7, стр. 2, Москва, 119017 Россия*e-mail: ilyaevd@yahoo.com

Поступила в редакцию 29.06.2022 г.

После доработки 21.07.2022 г.

Принята к публикации 28.07.2022 г.

На экспериментальных площадках Центрального лесного государственного заповедника (Тверская область, Россия) исследовали взаимосвязь между величинами ризосферного фактора R_f для ряда индикаторов биологической активности в почве, принадлежностью ризосферы ели (*Picea abies* L.) к почвенному горизонту и структурой микробного сообщества ризосферы ели и внекорневой почвы. Объектами исследования стали гумусовый AEL (3–15 см) и элювиальный EL (15–46 см) горизонты подзолистой почвы (Retisol) под ельником. Наиболее выраженный ризосферный эффект ($R_f > 1.6$) был выявлен для углерода микробной биомассы, дыхания почвенных микроорганизмов и скорости оборачиваемости почвенного органического вещества (ПОВ). Величина R_f для скорости оборачиваемости ПОВ в гумусовом горизонте AEL оказалась примерно равной 1.5, в то время как в горизонте EL она достигала 6. В ризосфере было выявлено значительно большее микробное разнообразие, с высоким вкладом как грамположительных, так и грамотрицательных бактерий, включая представителей *Acidobacteria*, *Alphaproteobacteria*, *Betaproteobacteria*, *Gammaproteobacteria*, *Solibacteres* и *Spartobacteria*. В неризосферной почве доминировали грамположительные порядки *Bacillales* и *Clostridiales* с общим вкладом более чем 80 и 50% для горизонтов AEL и EL соответственно. Судя по количеству показателей микробной активности с высокими величинами R_f (3 для нижнего почвенного горизонта EL и только 1 – для верхнего гумусового горизонта AEL), ризосферу нижнего горизонта можно считать более ярко выраженной “горячей точкой” (“hot spot”) биологической активности, чем ризосферу верхнего горизонта.

Ключевые слова: микробная биомасса, кинетические константы дыхания, биоразнообразие, структура почвенного микробного сообщества

DOI: 10.31857/S0032180X22700010, **EDN:** JKRNSZ

ВВЕДЕНИЕ

Почва, находящаяся под воздействием корней, называется ризосферой [19]. Понятие о ризосфере, введенное в научный оборот в 1904 г. немецким почвенным микробиологом Лоренцем Хилтнером [19], в последние десятилетия получило дальнейшее развитие в рамках более обобщающей концепции “горячих зон” (“hot spots”) [21]. Количественно эффект от развития в почве ризосферы (ризосферный эффект) удобно оценивать по величине ризосферного фактора R_f , который рассчитывается как соотношение между почвенными характеристиками в ризосфере и таковыми в неризосферной почве [1, 2]. Как правило, в прикорневой зоне показатели активности микробно-

го сообщества, а также концентрации легкодоступных органических субстратов больше, чем в неризосферной почве [11, 22, 28]. Ранее в наших исследованиях были выявлены закономерности развития ризосферного эффекта под растениями овса [3, 35]. Оказалось, что, помимо зависимости величины ризосферного фактора от фазы роста растений, R_f может как увеличиваться, так и снижаться при приближении к корням растений. Например, для водорастворимых соединений азота была выявлена усредненная по фазам развития однолетних злаковых величина $R_f = 0.9$, что явно указывало на недостаток данного биофильного элемента вблизи корней растений по сравнению с почвой в целом [3].

При исследовании ризосферы многолетних растений, в частности, растений лесных экосистем, задача усложняется рядом дополнительных факторов, существенным образом влияющих на закономерности развития ризосферного эффекта. Поскольку корневые системы древесных растений могут развиваться на глубину до нескольких метров или даже десятков метров, активность ризосферного эффекта может меняться в зависимости от глубины и почвенного горизонта. Это может быть вызвано тем, что с глубиной уменьшается содержание и доступность биофильных и микроэлементов, а также аэрация межагрегатных пространств в почвенном профиле. Имеющиеся литературные данные в целом подтверждают эту гипотезу. Например, с глубиной происходит увеличение относительного вклада грамположительных бактерий в разнообразии микробного сообщества, то есть таксономический состав почвенного микробиома закономерно смещается в пользу таксонов, приспособленных жить в условиях дефицита питательных элементов [18, 29]. В более глубоких почвенных горизонтах возрастает доля метаболически активных архей, которые также лучше приспособлены к олиготрофным условиям среды, чем бактерии [6]. Кроме того, с глубиной увеличивается стабилизация органического вещества, поступающего в почву в виде некромассы микроорганизмов [27], что делает углеродсодержащие субстраты менее доступными для потребления почвенными микроорганизмами, уже находящимися в условиях постоянного дефицита питательных элементов. В свою очередь, стабилизация органических соединений напрямую связана с взаимодействиями микробных метаболитов и почвенных минералов [10]. Известен также и феномен угнетения почвенных микроорганизмов, а также ухудшения физико-химических показателей качества почвы вследствие развития корневых систем многолетних растений [16]. Как видим, из множества дополнительных факторов, влияющих на развитие ризосферы под древесными растениями, многие из них напрямую связаны с активностью и структурой микробного сообщества почвы и ризосферы. С другой стороны, в результате влияния корневых экссудатов микробиом ризосферы растений отличается по своему таксономическому составу от внекорневой почвы [7, 27]. В ризосферной почве обитает больше копиотрофов и г-стратегов [21, 25], а для каждого вида растения характерны свои определенные таксоны бактерий и грибов [30, 31].

Мы предположили, что: 1) повышенная активность микробного сообщества в ризосфере связана с большим разнообразием микробного сообщества в ризосфере; 2) ризосферный эффект в гуму-

совом горизонте должен быть более выражен, чем в глубинных корнеобитаемых горизонтах, где должно проявляться угнетение микроорганизмов вследствие дефицита питательных элементов и кислорода; 3) разнообразии микробного сообщества с глубиной должно уменьшаться, причем ожидается сдвиг в пользу грамположительных бактерий, приспособленных к жизни в экстремальных условиях.

Цель исследования – оценить ризосферный эффект для ряда индексов микробной биомассы и активности микробного сообщества в почве, и сравнить величины R_f для верхнего почвенного горизонта AEL и глубинного элювиального горизонта EL; сравнить таксономическую структуру бактериального сообщества ризосферы и внекорневой (неризосферной) почвы в зависимости от принадлежности к горизонту.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объекты исследований. Образцы подзолистой почвы (Retisol, органогенные горизонты L, F, H, горизонт AEL с повышенным содержанием $C_{орг}$, подзолистый горизонт EL, горизонт BD, на границе между наносами местами есть переходный горизонт, индексированный как ELBD) были отобраны на мониторинговых площадках в Центральном-лесном государственном природном биосферном заповеднике (ЦЛГБЗ, Тверская обл.) под растениями ели обыкновенной (*Picea abies* L.) в климатском ельнике неморальном кисличном. Это особо охраняемая природная территория (ООПТ) с многолетней историей мониторинга продуктивности лесных экосистем, погодных условий и почвенных характеристик; более подробно описание почвенных характеристик и структуры растительного напочвенного покрова представлено в работе Соколовой с соавт. [8].

Образцы из ризосферы и внекорневой (неризосферной) почвы отбирали в соответствии с методикой, описанной в работе Соколовой с соавт. [8]. Отбор производился в пятикратной повторности непосредственно из разреза и с прилегающего участка площадью 6–7 м² под елями 15–20-летнего возраста. При этом из горизонта AEL отбирали общий образец, а затем отделяли почву от корней ели с комочками налипшей на них почвы. Эту прилипшую почву рассматривали как ризосферную, а остальную часть почвенного образца – как внекорневую (bulk soil). Свежеотобранные образцы почвы транспортировались в охлажденном виде до лаборатории в термобоксе с термоэлементами. Все образцы хранились при 4°C вплоть до начала инкубационных экспериментов. Определяли величины пулов биофильных элементов в

составе почвенной микробной биомассы и водорастворимых форм, дыхательной активности, активности выделения диоксида углерода (базальное дыхание) бактериями и грибами при инкубации в лаборатории образцов почвы и ряд других индексов микробиологической активности: субстрат-индуцированное дыхание (СИД), характеризующее общую микробную биомассу; метаболический коэффициент – отношение базального дыхания к СИД, отражающий физиологическое состояние микроорганизмов; актуальную и потенциальную азотфиксацию (после внесения дополнительного источника углерода, глюкозы) и актуальную денитрификацию.

Лабораторные эксперименты. Набор *основных* показателей микробной биомассы и дыхательной активности микробного сообщества в почве и ризосфере состоял из: концентрации ДНК, экстрагируемой стандартным набором реактивов (MP BIO), лабильного С пула (константы A_1 в уравнении (1)), константы разложения почвенного органического вещества (ПОВ) k (уравнение (1)), биомассы микроорганизмов, определенной методом СИД ($C_{\text{мик-СИД}}$), исходных величин скоростей базального дыхания в ризосфере и неризосферной почве, общего содержания ПОВ ($C_{\text{общ}}$) и почвенного азота ($N_{\text{общ}}$).

Помимо перечисленных показателей, для почвы верхнего гумусового горизонта AEL определяли пулы микробного С и N, водорастворимые формы соединений углерода и азота, общее содержание азота в почве, что довело число определяемых показателей микробной активности до 11 (рис. 1а, 1б). Это позволило сравнить величины ризосферного эффекта для корней многолетнего растения (ель обыкновенная) с соответствующими показателями, ранее полученными нами для растений овса [3, 35].

Незначительный размер образцов ризосферной почвы в горизонте EL (менее 50 г суммарно для всех пяти повторностях) не позволил провести аналогичную серию анализов для этого горизонта. Тем не менее, считаем, что сравнение широкого ряда показателей для пахотного горизонта сельскохозяйственной почвы под однолетними растениями [3] с таковыми для ненарушенной подзолистой почвы под лесом может дать важную информацию о развитии ризосферы однолетних и многолетних растений – при всех различиях в условиях проведения экспериментов.

Навески почвы массой 5 г помещали в 120 мл герметичные стеклянные флаконы с резиновыми пробками перед началом прединкубации. Прежде, чем начать определения базального дыхания и микробной биомассы, образцы подвергали пред-

варительной инкубации (акклиматизации) в течение 3 сут при 22°C и 60% полной влагоемкости (ПВ) с целью активизации почвенного микробного сообщества [12]. Собственно инкубацию проводили при тех же величинах температуры и влажности, что и предварительную инкубацию. Скорости выделения углекислого газа определяли по накоплению за определенные промежутки времени, периодически отбирая газовые пробы с последующим определением концентрации CO_2 на инфракрасном газоанализаторе IRGA Li-820 (фирма LiCor, США), с последующей вентиляцией атмосферы внутри сосудов в течение 30 мин. Влажность поддерживалась периодическим (3–4 раза в месяц) внесением соответствующих количеств де-ионизированной воды.

Эмиссию CO_2 при разложении ПОВ (базальное дыхание микроорганизмов, разлагающих эти углеродные субстраты), нормированную на исходное содержание углерода в пробе ($C-\text{CO}_2/C_0(t)$), аппроксимировали с помощью одинарной экспоненты с константой:

$$\frac{C-\text{CO}_2(t)}{C_0} = 1 - A_1 e^{-k_1 t} - A_2, \quad (1)$$

где k_1 – константа скорости разложения лабильного пула; t – время; A_1 – доля лабильного пула, A_2 – доля устойчивого пула; при этом $A_2 = 1 - A_1$. При разложении ПОВ пул A_2 рассматривается как стабильное органическое вещество почвы, не подвергающееся разложению в ходе инкубации. Длительность инкубации составила 627 сут.

Методы определения микробной биомассы. Микробную биомассу в ризосферной и неризосферной почве определяли методами фумигации–экстракции (ФЭ) [14, 33] и СИД [9]. Принцип *метода фумигации–экстракции* основан на экстрагировании солевым раствором K_2SO_4 биомассы почвенных микроорганизмов, убитых в ходе 24 ч экспозиции образцов почвы в атмосфере, содержащей пары хлороформа. Расчет запасов углерода и азота микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$ и $N_{\text{мик}}$) производился по приросту С или N (“С flush” и “N flush”) по сравнению с содержанием С в солевых экстрактах из контрольной нефумигированной почвы, с учетом величин пересчетных коэффициентов (коэффициентов экстракции С и N убитой биомассы микроорганизмов).

В тех же навесках почвы, в которых определяли исходные величины базального дыхания, проводили и определение индекса микробной биомассы *методом СИД*, разработанным Андерсоном и Домшем [9]. Метод СИД основан на определении начального дыхательного отклика почвенного микробного сообщества в первые 2–4 ч после

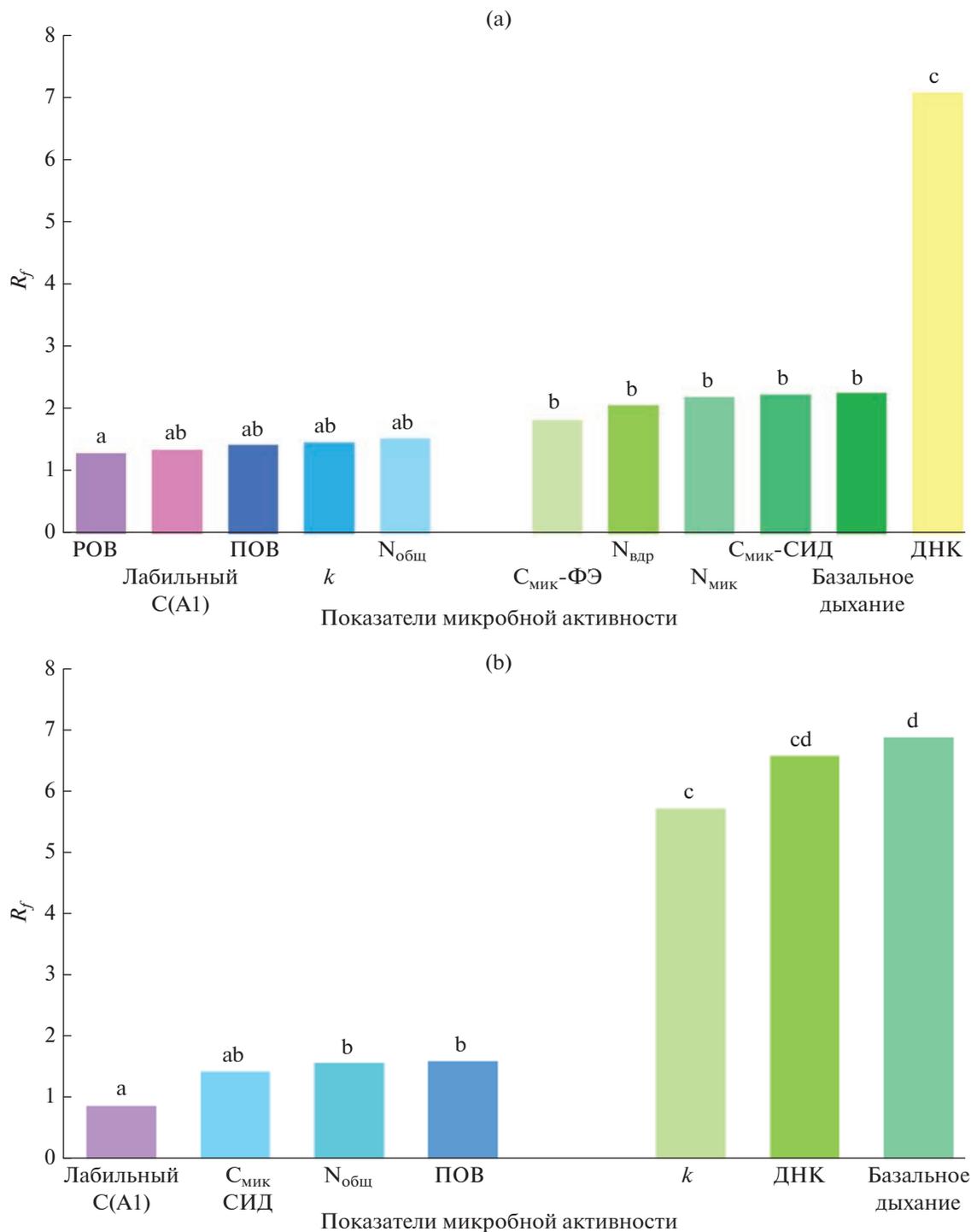


Рис. 1. Величины ризосферного фактора для показателей микробной активности в горизонтах AEL (a) и EL (b) подзолистой почвы.

внесения в почву легкоразлагаемого углеродного субстрата (глюкозы). Концентрация вносимой глюкозы соответствовала 4 мг С/г для почвы. Объем вносимого раствора подбирали с таким расчетом, чтобы итоговая почвенная влажность не превышала 60% ПВ.

Углерод и азот в почве и почвенных солевых экстрактах определяли на масс-спектрометре Delta plus IRMS (Thermo Fisher Scientific, Германия).

Экстракция и количественное определение тотальной почвенной ДНК. Почвенную ДНК экстрагировали из образцов массой 0.5 г помощью набора

FastDNA SPIN kit for Soil (MP Biomedicals, Германия) согласно протоколу производителя. Гомогенизацию почвенных образцов производили с использованием гомогенизатора FastPrep (MP Biomedicals, Германия). Выделенные экстракты ДНК до анализа хранили при температуре -20°C . Для количественной оценки ДНК использовали флуоресцентный краситель PicoGreen (Molecular Probes, Life Technologies, Германия). Активность флуоресценции определяли с использованием автоматического флуориметра (Wallac 1420, Perkin Elmer, Turku, Финляндия) в диапазоне возбуждения 485 нм и эмиссии 525 нм [6].

ДНК-метабаркодинг. Для проведения анализа проводили амплификацию регионов V3-V4 гена 16S рРНК с использованием универсальных прямого и обратного праймеров 341F и 805R [20]. После получения ампликонов библиотеки очищали и смешивали эквимолярно с помощью набора SequelPrep™ Normalization Plate Kit (Thermo Fisher Scientific, Waltham, США). Результирующий пул библиотек проверяли на капиллярном электрофорезе и затем секвенировали на приборе Illumina MiSeq.

Биоинформатический анализ результатов секвенирования. Обработку данных, полученных в результате секвенирования ампликонов генов 16S рРНК, проводили при помощи программной среды QIIME [15]. Склеивание прямых и обратных нуклеотидных последовательностей осуществляли методом fastq-join. Операционные таксономические единицы (ОТЕ) идентифицировали с использованием алгоритма UCLUST на основе 97%-ного порога сходства сиквенсов по библиотеке реферативных сиквенсов SILVA database, v. 128. Синглтоны (ОТЕ, содержащие один сиквенс), митохондрии и хлоропласты удаляли. На основе таксономической принадлежности выделяли грамположительные и грамотрицательные филумы и классы.

Статистическую обработку результатов проводили при помощи программы Statistica 12. Определение содержания общего микробного углерода и азота фумигационным методом, водорастворимого азота, растворимого органического вещества, общего ПОВ и общего азота в почве, величины базального дыхания, СИД микробной биомассы и кинетических параметров k и A проводили в 5 биологических повторностях. Группировку по достоверности различий определяли методом Тьюки при $P < 0.05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Ризосферный фактор R_f в верхнем и элювиальном горизонтах. Величины ризосферного фактора

для показателей верхнего горизонта АЕЛ находились в промежутке от 1.03 (концентрация извлекаемой ДНК) до 2.29 (базальное дыхание) (рис. 1а). Порядок величин соответствует литературным данным: величины R_f для небобовых растений находились в пределах 3.3–5.9 [22]. В нашей более ранней работе [3] диапазон величин ризосферного фактора варьировал, в зависимости от индекса почвенной активности, от 0.9 до 4.6, причем R_f для относительно “консервативных” показателей (общий пул микробной биомассы, общий пул водорастворимого ПОВ, общий пул микробного азота и др.) находился в диапазоне от 1 до 2. В нашем эксперименте с лесной почвой группировка по тесту Tukey дала разбиение на две группы: группа I с показателем R_f ниже 1.6 и группу II с $R_f > 1.6$. В первую группу, где показатели должны быть более “консервативными” (если придерживаться концепции, показавшей свою состоятельность для ризосферы растений овса), вошли такие индексы микробной активности, как водорастворимое органическое вещество (ПОВ) (1.3) и общее содержание N ($N_{\text{общ}}$) в почве (1.6). Кроме того, относительно невысокими оказались величины R_f для кинетических констант разложения k , полученных при аппроксимации кинетических кривых выделения CO_2 в долговременном инкубационном эксперименте с ризосферными и неризосферными почвами (рис. 1а). Вероятно, кинетические константы оказались относительно устойчивыми по сравнению с величинами нестабильных пулов (evanescent pools) микробного углерода, микробного азота, а также и водорастворимых N-соединений. Причина, по которой пул водорастворимых соединений азота показал довольно высокую величину R_f , не совсем ясны. Наиболее вероятными объяснениями могут быть следующие: а) снижение нетто-минерализации соединений N в присутствии корней при низких концентрациях этого элемента в почве [24]; б) в эксперименте с ризосферой овса мы наблюдали динамику развития ризосферного эффекта во времени, привязанную, в частности, к фазам роста растений, то есть величина $R_f = 0.9$ была получена путем усреднения по девяти точкам отбора в динамике, то есть моментальные значения R_f в тот или иной момент (или в ту или иную фазу роста растений).

Величины ризосферного эффекта для нижнего горизонта ЕЛ были определены для более узкого ряда индексов микробной активности (см. “Объекты и методы”) (рис. 1б). Минимальное значение было выявлено для пула лабильного С (константа A в уравнении (1)), максимальное – у базального дыхания (6.9). Если среди индексов микробной активности горизонта АЕЛ экстраор-

динарно высоким значением R_f выделялась только концентрация экстрагируемой ДНК (7.1), то горизонт ЕL показал целую группу таких показателей, в которой, помимо экстрагируемой ДНК (6.6), вошли кинетическая константа разложения k (5.7) и базальное дыхание (6.9). Хотя формально граница между низкими и высокими значениями также проходила по 1.6 (именно такая величина R_f была у ПОВ), вряд ли можно считать именно эту величину информативной для горизонта ЕL, поскольку различия между первой и второй группами индексов микробной активности были очень контрастными. Судя по количеству показателей микробной активности с высокими величинами R_f (три для подпочвенного горизонта ЕL и только один – для верхнего гумусового горизонта АЕL), ризосфера нижнего горизонта является более ярко выраженной “горячей точкой” биологической активности, чем ризосфера верхних горизонтов.

Структура бактериального сообщества ризосферы и неризосферной почвы. Внекорневая почва характеризовалась незначительным микробным разнообразием и полным доминированием представителей лишь одного филума – Firmicutes (82.8 и 59.6% в горизонтах АЕL и ЕL соответственно). Широко представленными филумами являлись также Proteobacteria (7.2% в горизонте АЕL и 20.6% в ЕL) и Actinobacteria (6.2% в АЕL и 12.6% в ЕL). Все остальные филумы входили в состав минорного компонента микробиома внекорневой почвы (рис. 2а). Ризосфера показала значительно более высокое микробное разнообразие по сравнению с внекорневой почвой. Значительно уменьшалась представленность Firmicutes (16.6% в горизонте АЕL и 13.8% в ЕL), тогда как Proteobacteria становились доминантами в составе микробного сообщества (30.6 и 30.8%). В ризосферной почве на порядок повышалась численность Acidobacteria (11.4 и 17.6%) и Verrucomicrobia (6.6 и 5.4%); доля Bacteroidetes (3.6%) и Actinobacteria (17.5%) была больше в верхнем горизонте АЕL, а Chloroflexi (4.2%) и Planctomycetes (1.2%) росла в горизонте ЕL.

Анализ состава таксонов на уровне классов демонстрирует, что филум Firmicutes в горизонте АЕL был представлен, главным образом, классом *Bacilli*, тогда как в горизонте ЕL существенную часть составляли представители класса *Clostridia* (рис. 2b). В случае с представителями Proteobacteria, ризосфера горизонта АЕL значительно отличалась от остальных образцов, что проявлялось в более высокой доле классов *Gamma*proteobacteria и *Delta*proteobacteria. В целом для ризосферной почвы было характерно повышение численности представителей классов *Spartobacteria* и *Solibacte-*

res. На уровне порядков внекорневая почва характеризовалась преобладанием таксонов *Bacillales* и *Clostridiales*, тогда как в ризосфере было значительно больше представителей *Rhizobiales*, *Acidobacteriales*, *Chthoniobacteriales*, *Sphingomonadales* и *Solibacteriales* (рис. 3). В целом ризосферный эффект проявлялся практически для всех основных таксонов бактерий.

Рост численности *Actinobacteria*, *Alphaproteobacteria*, *Betaproteobacteria* и *Gamma*proteobacteria в ризосферном микробиоме растений, в том числе древесных, был показан ранее [17, 32]. Большинство представителей *Actinobacteria*, *Betaproteobacteria*, *Gamma*proteobacteria и Bacteroidetes относят к г-стратегам и копиотрофам [23, 34], поэтому в нашем исследовании эти таксоны были более представлены в ризосфере, более богатой субстратом. Тем не менее, в ризосферной почве также росла доля К-стратегов и олиготрофных таксонов – *Acidobacteria*, *Alphaproteobacteria*, *Chloroflexi* и *Planctomycetes* [23, 34]. Это было вызвано очень резким снижением доли Firmicutes в ризосферной почве, что повлекло за собой повышение доли как копиотрофных (более значительное), так и олиготрофных (в основном, незначительное) таксонов.

Соотношение грамположительных и грамотрицательных микроорганизмов. В неризосферной почве было выявлено доминирование грамположительных бактерий с общим вкладом 89% (из них около 80% вклад порядков *Bacillales* и *Clostridiales*) и 72% (вклад порядков *Bacillales* и *Clostridiales* свыше 50%) для горизонтов АЕL и ЕL соответственно (рис. 4). Для ризосферы, как и ожидалось, была обнаружена обратная тенденция – доминирование грамотрицательных таксонов: 68% нуклеотидных последовательностей – в верхнем горизонте АЕL и 72% – в элювиальном горизонте. Согласно литературным данным, известен феномен увеличения относительного вклада грамположительных бактерий в разнообразие микробного сообщества с глубиной, то есть при этом доминирование закономерно смещается в пользу видов, приспособленных жить в условиях дефицита питательных элементов и в целом ухудшения экофизиологических условий [6, 18]. Кроме того, с глубиной увеличивается стабилизация органического вещества, поступающего в почву в виде некромассы микроорганизмов, что делает углеродсодержащие субстраты менее доступными для потребления почвенными микроорганизмами [26]. Относительный вклад грамположительных таксонов в структуру почвенного бактериального сообщества уменьшался с глубиной как в ризосфере, так и во внекорневой почве. Уменьшение соотношения до-

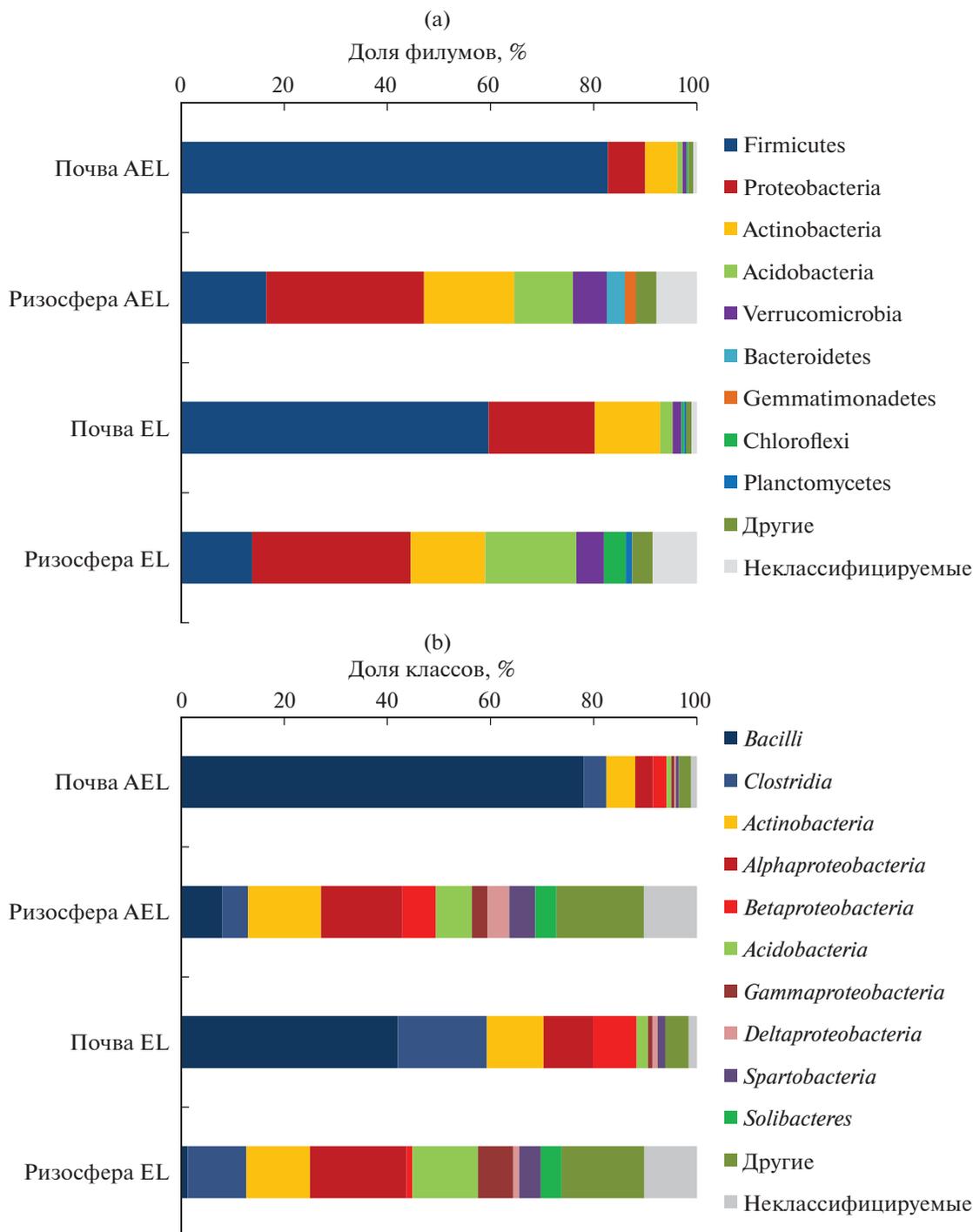


Рис. 2. Структура микробных сообществ ризосферной и внекорневой почвы горизонтов AEL и EL на уровне филумов (a) и классов (b).

ли грамположительных бактерий с глубиной было также показано в предыдущих работах, основанных на анализе жирных кислот фосфолипидов [26], так и почвенной ДНК [30]. Хотя некоторые авторы используют относительное содержание PLFA (жирных кислот фосфолипи-

дов) грамположительных бактерий – в качестве индикатора стрессовых условий в почве [13], наши результаты демонстрируют, что данный показатель не может быть использован в таком качестве, если рассматриваются разные горизонты почв.

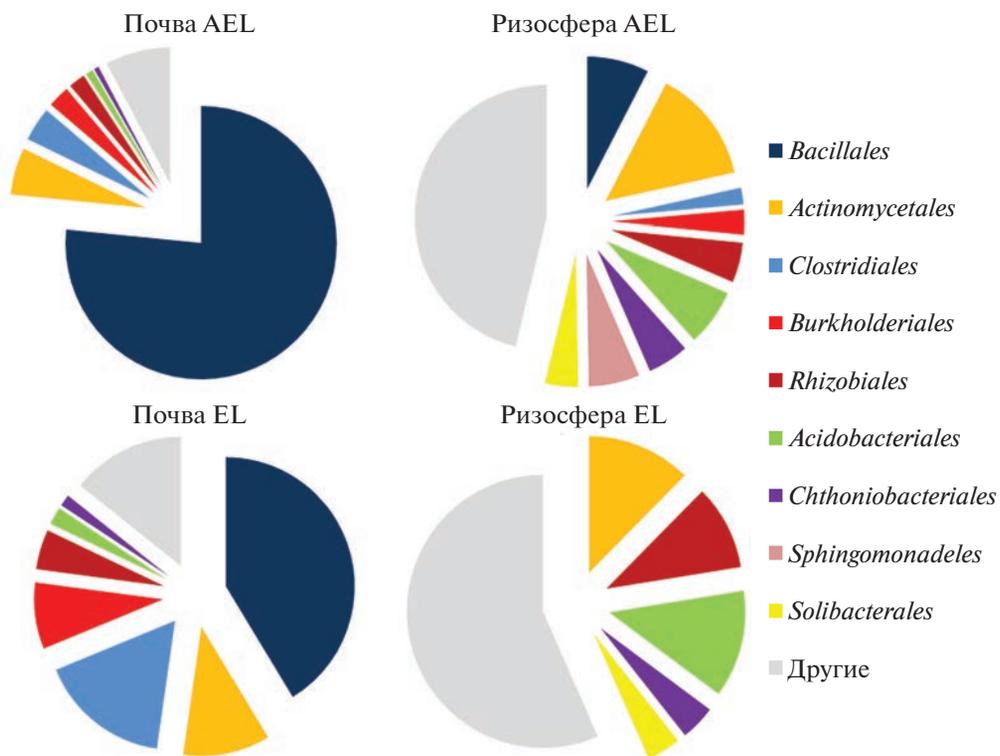


Рис. 3. Структура микробных сообществ ризосферной и внекорневой почвы горизонтов АЕ и АЕЛ на уровне порядков.

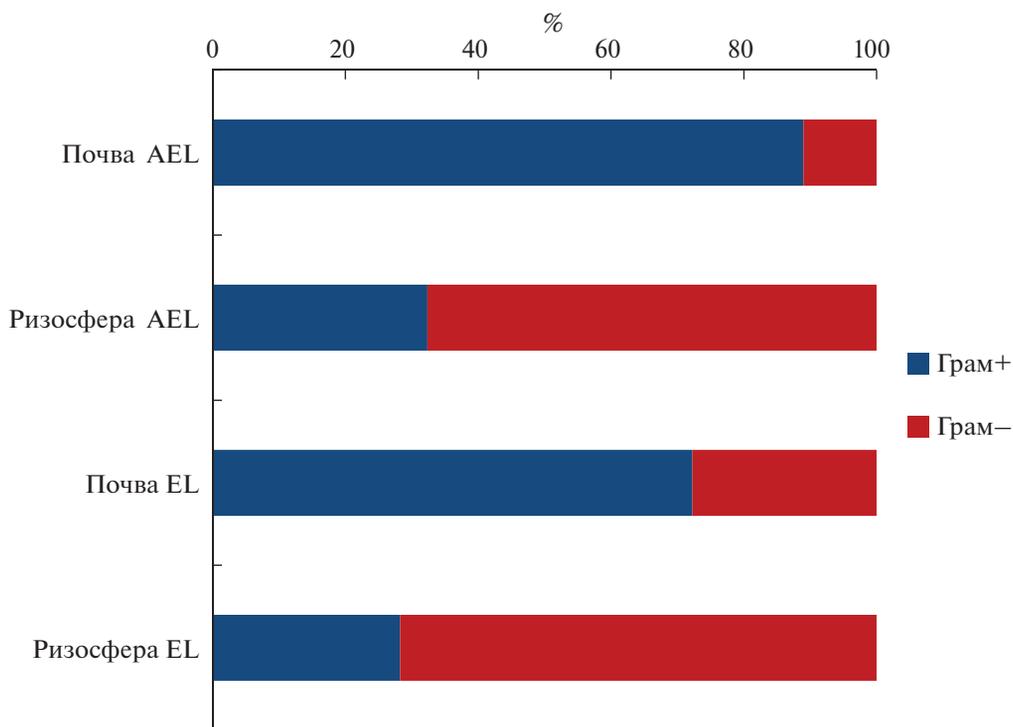


Рис. 4. Соотношение грамположительных и грамотрицательных бактерий в составе бактериального сообщества ризосферной и внекорневой почвы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В ризосфере подзолистых почв (Retisol, ельник, ЦЛГБЗ, Тверская область) выявлено более высокое разнообразие микробного сообщества по сравнению с таковым в неризосферной почве. В ризосфере представлен широкий ряд доминант — представителей *Acidobacteria*, *Alphaproteobacteria*, *Betaproteobacteria*, *Gammaproteobacteria*, *Solibacteres* и *Spartobacteria*, а в неризосферной почве доминировали *Bacillales* и *Clostridiales*. Вопреки ожиданиям ризосферный эффект для нижнего горизонта ЕL оказался более явным, чем в верхнем горизонте АЕL, то есть ризосфера нижних горизонтов является более ярко выраженной “горячей точкой” биологической активности, чем ризосфера верхних горизонтов.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы благодарят д. б. н., заведующую кафедрой химии почв факультета почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова И.И. Толпешту за помощь в организации отбора и транспортировки почвенных образцов.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ 20-04-00343.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Бабьева И.П., Зенова Г.М.* Биология почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1989. 336 с.
2. *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.
3. *Евдокимов И.В.* Динамика ризосферного эффекта в почве // Почвоведение. 2013. № 6. С. 715–724.
4. *Евдокимов И.В., Юсупов И.А., Ларионова А.А., Быховец С.С., Глаголев М.В., Шавнин С.А.* Тепловое воздействие факела попутного газа на биологическую активность почвы // Почвоведение. 2017. № 12. С. 1485–1493.
5. *Семенов М.В., Манучарова Н.А., Краснов Г.С., Никитин Д.А., Степанов А.Л.* Биомасса и таксономическая структура микробных сообществ в почвах правобережья р. Оки // Почвоведение. 2019. № 8. С. 974–985.
6. *Семенов М.В., Манучарова Н.А., Степанов А.Л.* Распределение метаболически активных представителей прокариот (архей и бактерий) по профилям чернозема и бурой полупустынной почвы // Почвоведение. 2016. № 2. С. 239–248.
7. *Семенов М.В., Никитин Д.А., Степанов А.Л., Семенов В.М.* Структура бактериальных и грибных сообществ ризосферного и внекорневого локусов серой лесной почвы // Почвоведение. 2019. № 3. С. 355–369.
8. *Соколова Т.А., Толпешта И.И., Лысак Л.В., Завгородняя Ю.А., Чалова Т.С., Карпунин М.М., Изосимова Ю.Г.* Биологические характеристики и содержание подвижных соединений Fe, Al и Si в ризосфере ели в подзолистой почве // Почвоведение. 2018. № 11. С. 1330–1339.
9. *Anderson J.P.E., Domsch K.H.* A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils // Soil Biology & Biochemistry. 1978. V. 10. P. 215–221.
10. *Angst G., Messinger J., Greiner M., Häusler W., Hertel D., Kirfel K., Kögel-Knabner I., Leuschner C., Rethemeyer J.C.W.* Soil organic carbon stocks in topsoil and subsoil controlled by parent material, carbon input in the rhizosphere, and microbial-derived compounds // Soil Biology & Biochemistry. 2018. V. 122. P. 19–30.
11. *Bhattacharyya P.N., Jha D.K.* Plant growth-promoting rhizobacteria (PGPR): emergence in agriculture // World J. Microbiology Biotechnology. 2012. V. 28. P. 1327–1350.
12. *Blagodatsky S.A., Heinemeyer O., Richter J.* Estimating the active and total soil microbial biomass by kinetic respiration analysis // Biology and Fertility of Soils. 2000. V. 32. P. 73–81.
13. *Brinton W.F.* Phospholipid fatty acid (PLFA) analysis: a robust indicator for soil health? // Agricultural Research & Technology: Open Access J. 2020. V. 24. P. 00018–00020.
14. *Brookes P.C., Landman A., Pruden G., Jenkinson D.S.* Chloroform fumigation and release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil // Soil Biology & Biochemistry. 1985. V. 17. P. 837–843.
15. *Caporaso J.G., Kuczynski J., Stombaugh J., Bittinger K., Bushman F.D., Costello E.K., Fierer N., Peña A.G., Goodrich J.K., Gordon J.I., Huttley G.A.* QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data // Nature Methods. 2010. V. 7. P. 335–336.
16. *Chen Y.M., Wang M.K., Zhuang S.Y., Chiang P.N.* Chemical and physical properties of rhizosphere and bulk soils of three tea plants cultivated in Ultisols // Geoderma. 2006. V. 136. P. 378–387.
17. *Colin Y., Nicolitch O., Van Nostrand J.D., Zhou J.Z., Turpault M.P., Uroz S.* Taxonomic and functional shifts in the beech rhizosphere microbiome across a natural soil toposequence // Scientific Reports. 2017. V. 7. P. 1–17.
18. *Fierer N., Schimel J.P., Holden P.A.* Variations in microbial community composition through two soil depth profiles // Soil Biology & Biochemistry. 2003. V. 35. P. 167–176.

19. Hartmann A., Rothballer M., Schmid M. Lorenz Hiltner, a pioneer in rhizosphere microbial ecology and soil bacteriology research // *Plant and Soil*. 2008. V. 312. P. 7–14.
20. Klindworth A., Pruesse E., Schweer T., Peplies J., Quast C., Horn M., Glöckner F.O. Evaluation of general 16S ribosomal RNA gene PCR primers for classical and next-generation sequencing-based diversity studies // *Nucleic Acids Research*. 2013. V. 41.
21. Kuzyakov Y., Blagodatskaya E. Microbial hotspots and hot moments in soil: Concept & review // *Soil Biology & Biochemistry*. 2015. V. 83. P. 184–199.
22. Kuzyakov Y., Razavi B.S. Rhizosphere size and shape: temporal dynamics and spatial stationarity // *Soil Biology & Biochemistry*. 2019. V. 135. P. 343–360.
23. Li H., Yang S., Semenov M.V., Yao F., Ye J., Bu R., Ma R., Lin J., Kurganova I., Wang X., Deng Y., Kravchenko I., Jiang Y., Kuzyakov Y. Temperature sensitivity of SOM decomposition is linked with a K-selected microbial community. *Global Change Biology*. 2021. V. 27. P. 2763–2779.
24. Li J., Zhou M., Alaei S., Bengtson P. Rhizosphere priming effects differ between Norway spruce (*Picea abies*) and Scots pine seedlings cultivated under two levels of light intensity // *Soil Biology and Biochemistry*. 2020. V. 145. P. 107788.
25. Malik A.A., Martiny J.B., Brodie E.L., Martiny A.C., Treseder K.K., Allison S.D. Defining trait-based microbial strategies with consequences for soil carbon cycling under climate change // *ISME J*. 2020. V. 14. P. 1–9.
26. Peixoto L., Elsgaard L., Rasmussen J., Kuzyakov Y., Banfield C.C., Dippold M.A., Olesen J.E. Decreased rhizodeposition, but increased microbial carbon stabilization with soil depth down to 3.6 m // *Soil Biology & Biochemistry*. 2020. V. 150. P. 108008.
27. Philippot L., Raaijmakers J.M., Lemanceau P., Van Der Putten W.H. Going back to the roots: the microbial ecology of the rhizosphere // *Nature Reviews Microbiology*. 2013. V. 11. P. 789–799.
28. Raynaud X. Soil properties are key determinants for the development of exudate gradients in a rhizosphere simulation model // *Soil Biology & Biochemistry*. 2010. V. 42. P. 210–219.
29. Semenov M.V., Chernov T.I., Tkhakakhova A.K., Zhelezova A.D., Ivanova E.A., Kolganova T.V., Kutovaya O.V. Distribution of prokaryotic communities throughout the Chernozem profiles under different land uses for over a century // *Applied Soil Ecology*. 2018. V. 127. P. 8–18.
30. Semenov M.V., Krasnov G.S., Semenov V.M., van Bruggen A.H. Long-term fertilization rather than plant species shapes rhizosphere and bulk soil prokaryotic communities in agroecosystems // *Applied Soil Ecology*. 2020. V. 154. P. 103641.
31. Semenov M.V., Krasnov G.S., Semenov V.M., van Bruggen A.H. Mineral and Organic Fertilizers Distinctly Affect Fungal Communities in the Crop Rhizosphere // *J. Fungi*. 2022. V. 8. P. 251.
32. Uroz S., Oger P., Tisserand E., Cébron A., Turpault M.P., Buée M., De Boer W., Leveau J.H.J., Frey-Klett P. Specific impacts of beech and Norway spruce on the structure and diversity of the rhizosphere and soil microbial communities // *Scientific Reports*. 2016. V. 6. P. 1–11.
33. Vance E.D., Brookes P.C., Jenkinson D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C // *Soil Biology & Biochemistry*. 1987. V. 19. P. 703–707.
34. Yang S., Wu X., Wang Z., Semenov M.V., Ye J., Yin L., Wang X., Kravchenko I., Semenov V., Kuzyakov Y., Jiang Y., Li H. Temperature sensitivity of SOM decomposition is linked with a K-selected microbial community // *Soil Biology & Biochemistry*. 2022. V. 172. P. 108758.
35. Yevdokimov I.V., Ruser R., Buegger F., Marx M., Munch J.C. Microbial immobilisation of ¹³C rhizodeposits in rhizosphere and root-free soil under continuous ¹³C labelling of oats // *Soil Biology & Biochemistry*. 2006. V. 38. P. 1202–1211.

Rhizosphere Effect and Bacterial Community Structure in Horizons of Podzolic Soil under Spruce Plants (*Picea abies* L.)

I. V. Yevdokimov^{1, *}, M. V. Semenov², and S. S. Bykhovets¹

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

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

*e-mail: ilyaevd@yahoo.com

The relationships between the rhizosphere effects, allocation in soil horizons and bacterial community structure in the rhizosphere and the bulk soil of Retisol under spruce trees (Tver region, Russia) were studied. The rhizosphere factors (R_f) expressed as ratios of soil characteristics in the rhizosphere to that in the bulk soil were determined for the basic indices of microbial respiration, biomass and available nutrients pools in the top AEL (3–15 cm) and deep EL horizons (15–46 cm). The most prominent rhizosphere effects ($R_f > 1.6$) were revealed for microbial biomass C, basal respiration, and SOM turnover rate. R_f value for the SOM turnover

rate in humus AEL horizon was approximately 1.5, while in the EL horizon it reached 6. The Rhizosphere had higher microbial diversity, with a significant contribution of both Gram-positive and Gram-negative bacteria, including representatives of *Acidobacteria*, *Alphaproteobacteria*, *Betaproteobacteria*, *Gammaproteobacteria*, *Solibacteres* and *Spartobacteria*. The Gram-positive orders *Bacillales* and *Clostridiales* predominated in the bulk soil, with the relative contributions of more than 80 and 50% for the AEL and EL horizons, respectively. Based on the number of microbial activity indices with high R_f -values (three for the lower EL horizon and only one for the upper humus AEL horizon), the rhizosphere of the lower horizon is probably more pronounced “hot spot” of biological activity than that in the top soil layer.

Keywords: subsoil, microbial biomass, kinetic respiration constants, microbial diversity, structure of soil microbial community

АГРОХИМИЯ И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ

УДК 631.423

ПЕРЕНОС И АККУМУЛЯЦИЯ БИОФИЛЬНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ПАСТБИЩНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ СЕВЕРНОГО ПРИКАСПИЯ

© 2023 г. Н. Ю. Кулакова^а*, Г. Г. Суворов^б

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

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

*e-mail: nkulakova@mail.ru

Поступила в редакцию 01.06.2022 г.

После доработки 29.06.2022 г.

Принята к публикации 28.07.2022 г.

Оценены масштаб и последствия переноса биофильных элементов из пастбищных экосистем на овцеводческие фермы в глинистой полупустыне Северного Прикаспия при принятом в регионе способе пастбищного животноводства на примере Степновского поселения Палласовского района Волгоградской области. Для расчетов использованы данные по химическому составу растений доминантов и фекалий овец, средние многолетние значения продуктивности фитоценозов, сведения о норме потребления подножного корма животными и т.д. Исследованы почвы пастбищ и заповедного участка, а также почвы на овцеводческой ферме. С 1 га пастбищ (15% территории) за 6 мес. пастбищного сезона переносится на фермы (0.1% территории) не менее 17 т С, 600 кг Са, 260 кг N, 100 кг Mg, 50 кг К, 40 кг Р и 1 кг S. Многолетние запасы помета на фермах, более 1 тыс. т в рассматриваемом примере, практически исключаются из круговорота в ландшафте. Занимающие незначительные площади почвы ферм обогащаются С, N, Р и К. Относительно почв заповедного участка запасы водорастворимого К увеличиваются в слое 0–30 см на 2 порядка, обменного К – до 12–16 раз, С – до 8 раз, N – до 3 раз, подвижного Р – до 2 раз. В пастбищных лугово-каштановых почвах обнаружено уменьшение содержания С в 1.3 раза, обменных форм К в 1.6 раза относительно почв заповедного участка, в солонцах на пастбищах уменьшения концентрации элементов не отмечено. Отсутствие статистически значимых различий в запасах биофильных элементов между пастбищными почвами и почвами заповедного участка частично объясняется увеличением плотности почвы на 0.08 г/см³ в слое 0–50 см пастбищных почв. При существующем методе ведения хозяйства необходим контроль за балансом биофильных элементов в пастбищных почвах.

Ключевые слова: полупустыня, почвы пастбищ, запасы С, N, Р, К, продуктивность фитоценозов, Harpic Kastanozem, Gypsic Salic Solonetz

DOI: 10.31857/S0032180X22600755, EDN: JKMNER

ВВЕДЕНИЕ

Стабильность и продуктивность пастбищных экосистем тесно связаны с процессами переноса и круговорота биофильных элементов. Исследования показали, что баланс биофильных элементов в пастбищных почвах напрямую или косвенно определяется множеством факторов: количеством и составом выпасаемых животных [1, 5, 35, 38, 39, 43], продуктивностью пастбищ и видовой принадлежностью пастбищных растений [33] физическими и химическими свойствами почв, особенностями почвенной микробиоты [32, 41], содержанием влаги [36, 42] и т.д. На территории Северного Прикаспия в последние десятилетия на фоне потепления и аридизации климата [14, 18, 19, 20], произошли изменения в режиме хозяйствования. Из-за засух в вегетационный период и

уменьшающейся рентабельности зернового хозяйства, наблюдается сокращение пахотных земель и увеличение доли пастбищ [11, 18, 21]. Процессы выноса биофильных элементов домашними животными с пастбищ и аккумуляции их на фермах играют все возрастающую средообразующую роль в регионе и требуют изучения.

Целью работы является количественная оценка выноса с пастбищ и аккумуляции на фермах домашними животными С, N, Р, К в глинистой полупустыне Северного Прикаспия, исследование влияния этих процессов на формирование запасов биофильных элементов в почвах пастбищ и ферм.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Работа проведена в Северном Прикаспии, на Джаныбекском стационаре Института лесоведения

ния РАН (ИЛАН РАН) (49°25' N, 46°46' E), на землях Степновского сельского поселения (Волгоградская область, Палласовский район). Климат, рельеф, растительность и почвы региона детально исследованы в ряде работ [7, 12, 16, 20, 23, 24, 26]. Для района характерен засушливый климат, хорошо развитый мезо- и микрорельеф при общей равнинности территории. К мезо- и микроповышениям приурочены лугово-каштановые почвы (Haplic Kastanozem по классификации WRB 2014) с разнотравно-злаковыми степными ассоциациями растений (с доминированием типчака (*Festuca valesiaca* Gaudin) и ковыля (*Stipa lessingiana*, Trin.& Rupr)), к микроповышениям – солонцы (Gypsic Salic Solonetz по классификации WRB 2014) с полынно-прутняковыми пустынного типа растительными сообществами (доминируют *Artemisia pauciflora* Web. и *Kochia prostrata* Schrad.), к микросклонам – светло-каштановые почвы (Haplic Calcisols по классификации WRB 2014) с полупустынными фитоценозами с высокой долей в составе растительности прутняка, полыни и ромашника (*Chamaemelum achilleifolium* (M. Bieb.) E.H.L. Krause). Район исследований репрезентативен для ландшафтов суббореальных глинистых полупустынь Северного Прикаспия [18].

Основную часть домашних животных в районе – 84% (4400 голов) в 2020 г. составляли овцы (устное сообщение главы поселения Степновское О.В. Шувалова).

Было выбрано 3 ключевых участка: заповедный участок на Джаныбекском стационаре ИЛАН РАН, участок интенсивного выпаса в 2 км от первого, участок на одной из наиболее крупных ферм Степновского поселения (900 голов овец) в 4 км от первого участка и в 2 км – от второго. На каждом из трех ключевых участков исследовали лугово-каштановые почвы западин и солонцы. Каждый участок характеризовался как минимум восемью почвенными скважинами или прикопками. Кроме того, были отобраны образцы из разрезов в летнем и зимнем загонах для овец.

Летние загоны имели небольшую площадь (450 м²), в них животные ночуют, когда пастбища функционируют; зимний в несколько раз больше, в нем овцы находятся все время суток, если сформировался снежный покров, препятствующий пастыбе. Зимний загон существовал на одном месте на ферме 24 года, не использующийся уже год летний загон – 10 лет, новый летний загон, эксплуатировался 6 мес. Значительная часть органических запасов из старого летнего загона изымалась из круговорота в ландшафте, так как в дальнейшем ее использовали в качестве топлива.

Почвенные образцы из скважин и прикопок отбирали до глубины 50 см через 10 см. В старом летнем загоне, не действующем с осени, образцы фекалий отбирали из разреза с поверхности до

глубины 40 см по слоям, выделяемым по цвету (0–6, 6–16, 16–26, 26–31, 31–40 см), далее через 20 см до гумусового горизонта (120 см), далее через 10 см (до 200 см). Образцы фекалий в зимнем загоне отбирали через 20 см до гумусового горизонта (70 см), ниже – через 10 см (до 100 см). Образцы фекалий в новом загоне отбирали на площадках 20 × 20 см на глубину всего слоя фекалий (около 11 см) в пятикратной повторности.

На поверхности почвы в течение четырех лет (с 2011 по 2014 гг.) в шести специальных сетчатых пакетах компостировали по 50 г образцов фекалий овец. Каждый год в конце вегетационного периода пакеты аккуратно переносили в лабораторию, с помощью лупы убирали минеральные частицы почвы, занесенные в сетку, образец взвешивали. Из каждого пакета изымали часть образца для анализа. В изъятой части определяли массу и влажность, концентрацию С, N, P, K, Ca, Mg, S. Оставшуюся часть образца взвешивали, пересчитывали вес с учетом влажности, измеренной в изъятой части, и затем пакеты возвращали на прежнее место.

Концентрацию С и N в образцах фекалий и в почвенных образцах определяли на автоматическом анализаторе элементного состава Vario MICRO (Elementar, Германия), P, K, Na, Mg и S – рентгенфлуоресцентным методом (РФА) на Спектроскане МАКС-GV (“НПО “СПЕКТРОН”, Россия). Эти определения проводили в сухих образцах, растертых до состояния пудры. Подвижный фосфор определяли по методу Мачигина (ГОСТ 26205-91) с фотометрическим окончанием на фотоколориметре КФК-3 (“Эталонприбор”, Россия); необменный К – по методу Пчелкина, обменный калий – по методу Масловой, водорастворимый К – в водной вытяжке при соотношении почва : H₂O 1 : 5 [10] с окончанием определения концентрации К на пламенном фотометре ФПА-2-01 (“Эталонприбор”, Россия). Определения проводили в сухих образцах, пропущенных через сито с диаметром отверстий 1 мм.

Для расчета массы поступающих фекалий пользовались формулой, связывающей количество съеденной фитомассы с массой фекалий [8]:

$$C = F \times 2 \times 100 / (100 - 55), \quad (1)$$

где С – количество съеденной фитомассы (кг/га сухой массы); F – количество фекалий, поступающих на пастбище, кг/га в день); 55 – процент перевариваемости, 2 – коэффициент, отражающий время проведения животными на пастбище (1/2 сут).

Приблизительную площадь, необходимую для прокорма овец за 6 мес. пастбищного сезона, вычисляли по формуле:

$$S = nN \times 180 / ((\text{Прс} \times Sc + \text{Прп} \times n + \text{Прп-п} \times Sn-n) / 100k), \quad (2)$$

где n – количество овец (4400 голов); N – суточная норма потребления фитомассы одной овцой, составляющая для местных условий около 2.26 кг [4]; 180 – количество дней пастбищного сезона; Прс, Прп, Прп-п – средние многолетние значения продуктивности степных, пустынных и полупустынных растительных сообществ: 3000, 1000 и 1440 кг/га соответственно, [15, 20]; Sc , Sn , $Sn-n$ – доля (%) площади, занимаемой растительными сообществами в ландшафте (50, 25 и 25% соответственно [16]); k – коэффициент, отражающий долю поедаемой на пастбищах фитомассы, составляющий в среднем за многолетний период 22% [6, 8]. Вынос элементов с фекалиями с 1 га пастбищ (следует отметить, что вынос в жидкой (моча) и газообразной (углекислый газ, метан) формах в формулу не включен) рассчитывали по формуле:

$$M = (Nx_1 - Fx_2) / 100 \times 180 \times 4400 / S, \quad (3)$$

где N – суточная норма потребления фитомассы одной овцой, F – масса поступающих за день фекалий, рассчитанная по формуле (1), x_1 – средняя концентрация элемента в растениях-доминантах, выраженная в процентах, x_2 – в поступающих фекалиях овец; S – площадь пастбищ, вычисленная по формуле (2).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Количественная оценка отчуждения фитомассы и биофильных элементов в пастбищных экосистемах региона. Площадь пастбищ и интенсивность выпаса. Отсутствие естественных пресных водоемов в глинистой полупустыне Северного Прикаспия приводит к тому, что пастбища расположены недалеко от ферм, куда стадо пригоняют на водопой [19, 21]. В засушливые годы, когда уменьшается объем наземной фитомассы, увеличивается не столько площадь пастбищ, сколько нагрузка на них. На космических снимках хорошо видны участки с разреженным растительным покровом – пастбища с интенсивным выпасом. Площадь таких участков, вычисленная по снимку 2020 г., в Степновском поселении составила приблизительно 10% территории или 2600 га (рис. 1).

Воспользовавшись формулой (2), определили, какая площадь необходима для прокорма животных при условии, что погодные условия и продуктивность фитоценозов соответствуют средним многолетним данным, а подножный корм составляет 100% рациона в течение шести месяцев – с апреля по сентябрь. Полученное значение (около 3900 га, 15% территории района) приняли

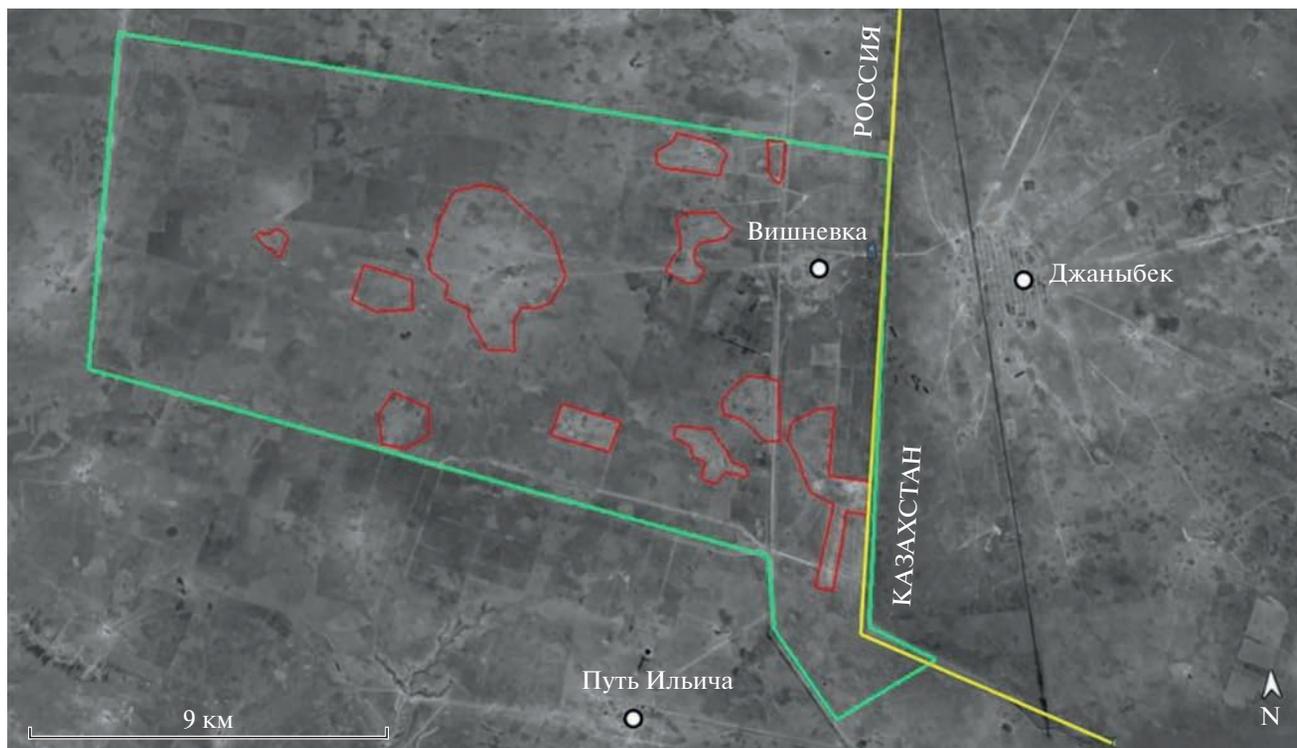


Рис. 1. Космический снимок поселения Степновское от 07.2020 г. (ресурс Google Earth). Площади с интенсивным выпасом обведены красным цветом; границы поселения – зеленым, граница РФ – желтым.

Таблица 1. Содержание (% от сухого веса) и запасы (кг/га) элементов в фитомассе и в фекалиях на пастбищах

| Объект | S | Mg | C | N | P | K | Ca |
|---|-------------|-------------|------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Содержание | | | | | | | |
| Ковыль | 0.19 ± 0.02 | 0.42 ± 0.07 | 43.8 ± 1.1 | 0.76 ± 0.04 | 0.14 ± 0.02 | 0.45 ± 0.09 | 1.73 ± 0.58 |
| Типчак | 0.26 ± 0.02 | 0.25 ± 0.03 | 43.4 ± 1.0 | 0.72 ± 0.05 | 0.13 ± 0.03 | 0.37 ± 0.03 | 1.59 ± 0.21 |
| Прутняк | 0.21 ± 0.02 | 0.29 ± 0.05 | 43.3 ± 1.0 | 1.08 ± 0.08 | 0.11 ± 0.02 | 0.33 ± 0.03 | 1.68 ± 0.18 |
| Польнь | 0.29 ± 0.02 | 0.25 ± 0.03 | 44.8 ± 0.9 | 1.40 ± 0.08 | 0.09 ± 0.02 | 0.30 ± 0.04 | 1.66 ± 0.24 |
| Среднее | 0.24 | 0.30 | 43.8 | 0.99 | 0.12 | 0.36 | 1.66 |
| Помет | 0.35 ± 0.04 | 0.39 ± 0.03 | 27.8 ± 0.8 | 1.84 ± 0.06 | 0.15 ± 0.01 | 1.09 ± 0.21 | 1.50 ± 0.15 |
| Запасы | | | | | | | |
| Съеденная фитомасса | 1.10 | 138 | 20102 | 454 | 55 | 165 | 766 |
| Фекалии на пастбище | 0.36 | 40 | 2871 | 190 | 15 | 113 | 155 |
| Вынос с пастбища, кг/га | | | | | | | |
| | 1 | 98 | 17231 | 264 | 40 | 52 | 611 |
| % запаса в фекалиях от запаса в съеденной фитомассе | | | | | | | |
| | 33 | 29 | 14 | 42 | 28 | 68 | 20 |

Примечание. После знака ± показан доверительный интервал при уровне значимости $\alpha < 0.05$, $n = 6$.

за среднюю площадь пастбищ. 2020 г. отличался засушливостью: средняя величина годового количества осадков за период 1950–2020 гг. составила около 290 мм, а в 2020 г. – только 182 мм [18]. Поэтому в этот год особенно увеличилась нагрузка на пастбища, прилегающие к чабанским точкам. Таким образом, 10% территории района подвергались очень интенсивному выпасу, а рассматриваемые процессы переноса элементов могут охватывать как минимум 15% территории района.

Основные различия в химическом составе фекалий и растительного опада касаются концентрации K и N – содержание K в фекалиях в 3 раза больше, чем в растениях доминантах степных и пустынных сообществ, азота – в 2.5 раза больше, чем в злаках и в 1.5 раза – чем в полукустарничках (табл. 1). Содержание углерода, напротив, в фекалиях меньше, чем в растительных остатках в 1.6 раза, а концентрация P, Ca и Mg примерно одинакова.

Учитывая средний химический состав растений-доминантов фитоценозов и состав экскрементов, было подсчитано (формула (3)), что разница между выносом элементов со съеденной продукцией и поступлением элементов с фекалиями на 1 га пастбища составила около 17 т С, 600 кг Са, 260 кг N, 100 кг Mg, 50 кг K, 40 кг P и 1 кг S.

В расчете не учитывалась масса элементов, выделяемых животными в жидкой и газообразной формах. В частности, значительная часть N и K, поступивших в организм животного, выводится с мочой, а С – в виде CO₂ и CH₄ [3]. Образцы свежего помета овец, отобранные в загоне, содержа-

ли, очевидно, и небольшое количество мочи. Поэтому количественная оценка выноса N и K из почв пастбищ с фекалиями, основанная на полученных данных, может быть несколько завышена.

Вместе с тем нужно признать, что множество статей выноса и поступления элементов в пастбищных экосистемах очень сильно изменяется по годам. В частности, в зависимости от погодных условий меняется не только объем наземной фитомассы, состав доминирующих растений, но и составляющие корма: в годы с низкой продуктивностью или с бесснежными зимами, когда возможен зимний выпас, животные съедают не только живые части растений, но и ветошь, которая образуется в результате вытаптывания и измельчения копытами растений. Ее масса может превышать массу съеденной на корню растительности [6]. Поэтому приведенные цифры изъятия массы элементов на пастбищах являются минимальными из возможных. Полученные значения выноса из пастбищных экосистем N, P и K сравнимы с величинами доз удобрений, используемых под зерновые культуры на каштановых и лугово-каштановых почвах (20–50 кг/га для N; и 30–60 для K и P) [9, 22].

Запасы органического вещества и биофильных элементов, аккумулирующиеся на ферме. Для того, чтобы исследовать процесс поступления фекалий и биофильных элементов на фермы, рассмотрели одну из ферм с поголовьем овец 900 шт. Половина фекалий, которые не поступают на пастбище (согласно формуле (1), это около 82 т за сезон), распределяются по территории фермы (около 1.5 га) в соответствии с временем, проведенным там животными. В среднем около 8 ч овцы проводят в за-

Таблица 2. Масса органических остатков и биофильных элементов, поступающих ежегодно с опадом в нативные фитоценозы (г/м²) и аккумулирующихся в загоне для овец за 6 мес. пастбищного выпаса

| Участок | Органические остатки | N | C | S | Mg | P | K | Ca |
|-------------------------|----------------------|----------|-------------|------------|------------|-----------|--------------|-------------|
| Степной фитоценоз | 300*/135 | 2.22/322 | 130.8/137 | 0.68/172 | 1.01/254 | 0.41/392 | 1.23/854 | 7.68/145 |
| Пустынный фитоценоз | 100* | 1.24 | 44.05 | 0.24 | 0.27 | 0.1015 | 0.317 | 1.67 |
| Загон, г/м ² | 40594 ± 386 | 715 ± 33 | 18001 ± 406 | 117.2 ± 25 | 256.5 ± 15 | 161.2 ± 5 | 1050.2 ± 170 | 1116.6 ± 67 |
| Загон (всего), кг | 18267 | 322 | 8101 | 53 | 115 | 73 | 473 | 502 |

* Использованы данные [20].

Примечание. Жирным шрифтом выделены значения соотношения: поступление органической массы или элементов с фекалиями в загон/поступление с опадом в заповедные степные растительные сообщества. После знака ± показан доверительный интервал при уровне значимости $\alpha < 0.05$, $n = 5$.

гоне, поставляя туда приблизительно 55 т экскрементов за сезон или 300 кг в день; по 2 ч тратится на дорогу к ферме и на отдых (13.7 т за сезон или 76 кг в день).

Измеренный запас фекалий, накопившихся в новом летнем загоне площадью 450 м² за 6 мес. при содержании 900 овец составил около 18 т (табл. 2), (100 кг экскрементов в день (18000/6/30 = 100) или 4059 г/м²), что составляет только 30% от расчетной массы поступлений. Такое несоответствие в основном объясняется потерей массы помета при его минерализации. За год компостирования образцов овечьего помета на поверхности почвы, образцы теряли около 45% первоначальной массы. Компостируемые образцы защищались от солнечного света сетчатыми пакетами. Большим потерям органических соединений в загоне способствовало отсутствие затенения в течение всего дня. Известно, что выход CO₂ через фотодегградацию при разложении органических остатков может составлять от 1 до 4 г C/(м² сут) в засушливых зонах [30]. Постоянное поступление в загон минеральных соединений азота с мочой также объясняет более высокую скорость разложения помета в загоне, чем в сетках на поверхности почвы, так как способствует деструкции органических соединений помета [28].

Площадь фермы, где овцы отдыхают после водопоя, занимает около 1 га. Это участок, практически лишенный наземной части растительности. Если сравнивать массу фекалий, поступающих на эту территорию согласно расчетам (1370 г/м²), и массу растительного опада в нативных степных и пустынных растительных сообществах, соответствующей средней многолетней продуктивности [20] (300 и 100 г/м²), становится понятно, насколько это существенная цифра: она как минимум в 4.6 раза больше, чем опад в заповедных условиях в западинах и в 13 раз больше, чем на солонцах.

В загоне расчетная масса поступающих на 1 м² экскрементов в 18 раз больше, чем на участке отдыха. С фекалиями переносится больше всего углерода, кальция, калия и азота, так как содержание этих элементов в них наибольшее. Сравнение данных, полученных при измерении запасов элементов в летнем загоне, показало, что за 6 мес. на 1 м² здесь накапливается как минимум в 144 раза больше C, чем поступает с опадом в естественных степных сообществах, K – в 850 раз, N – в 322 раза, P – в 390 раз.

Формирование запасов биофильных элементов в горизонтах аккумуляции фекалий в длительно используемых загонах. Мощность органогенного горизонта в зимнем загоне достигла 70, в летнем – 120 см. Всего в зимнем загоне накопившиеся за 24 года органические отложения составили 817 т (284 кг/м²). В меньшем по площади летнем загоне, верхнюю часть отложений в котором срезали для топлива, за 10-летний период накопилось около 250 т органической массы (560 кг/м²).

Несмотря на то, что загоны расположены рядом и не использовались приблизительно одинаковое время – с весны зимний загон и с осени летний, отложения фекалий в них характеризовались разной концентрацией C, P, K и N: в летнем загоне значения концентраций C, P и K были больше, чем в зимнем, а концентрации N, наоборот, меньше (рис. 2). Наиболее сильно эти различия выражены для K и C. Концентрация K в летнем загоне была в среднем больше в 2 раза или на 2.5%, а C – в 1.4 раза или на 11.4%. Очевидно, различия связаны с рядом факторов, но основную причину видим в разных условиях разложения фекалий при поступлении – температуре и влажности, а также в разной водопроницаемости зимних и летних отложений. В летнем загоне на поверхности за зиму формируется корка мощностью 5 см с трудом разбиваемая лопатой. Она ухудшает аэрацию и препятствует впитыванию влаги. В зимнем загоне этого не происходит. Со-

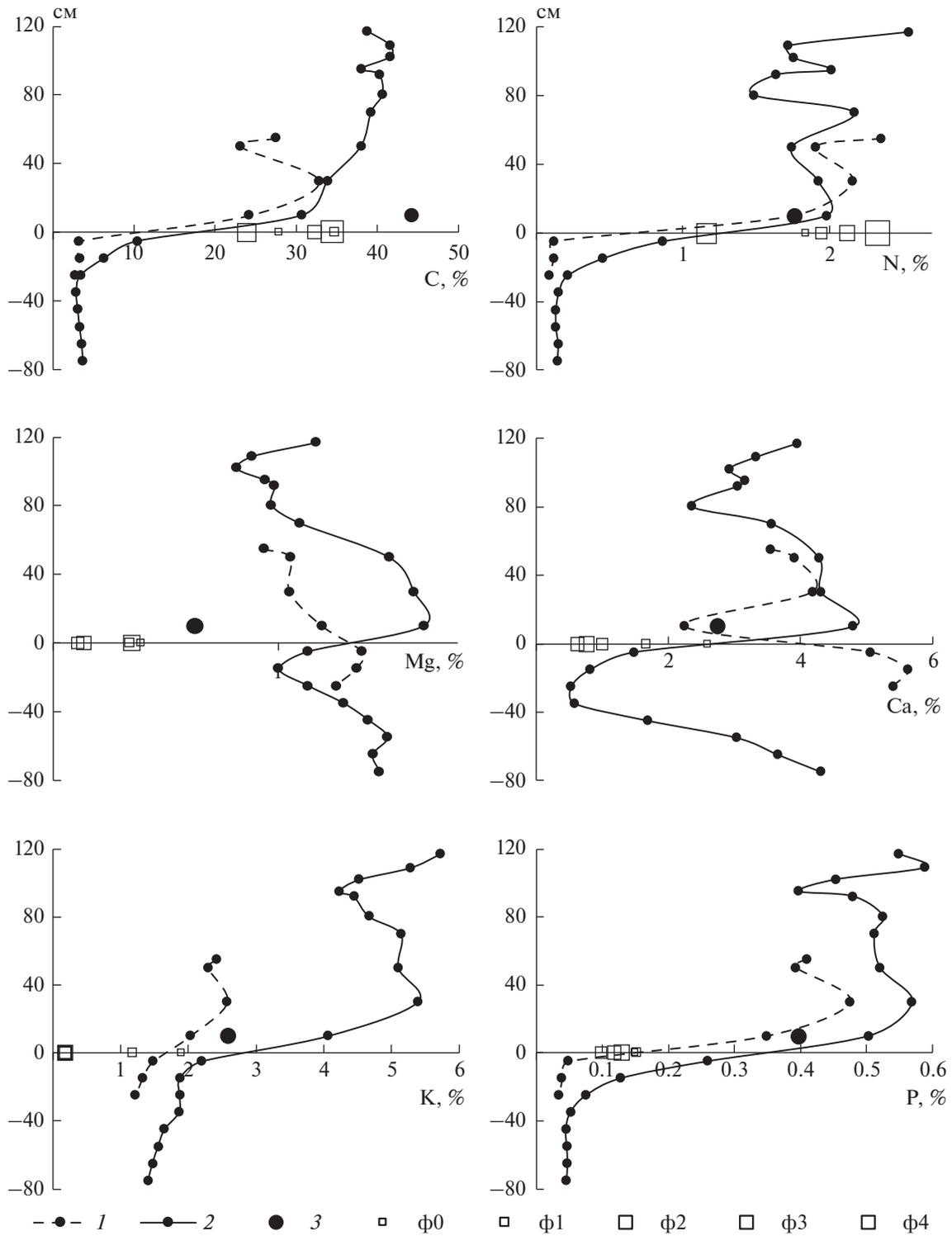


Рис. 2. Концентрация элементов в толще фекалий и почвы в загонах и в образцах фекалий, депонируемых на поверхности почвы. Условные обозначения: нулевое значение вертикальной оси обозначает поверхность почвы; высота фекалий над поверхностью почвы обозначена положительными значениями вертикальной оси; 1 – концентрация элемента в толще фекалий и в почве зимнего загона (24 года использования), 2 – летнего загона (10 лет), 3 – нового летнего загона (6 мес.); ф – концентрация элемента в образцах помета, компостируемых на поверхности почвы (ф0 в свежем помете, ф1 – после первого года компостирования ... ф4 – после четвертого года).

отношение поступающих элементов в зимнем и летнем загонах тоже несколько отличается. В зимний загон поступает больше азота, чем в летний, так как мочеиспускание интенсивнее в дневное время [29], а летом в дневное время овцы находятся на пастбище. Кроме того, в отложения зимнего загона попадают остатки корма в виде соломы, что улучшает аэрацию и водопроницаемость, способствует созданию благоприятных условий для микробиоты. Процесс разложения помета в долго используемых загонах сопровождался увеличением в толще фекалий концентрации P, Ca и Mg относительно содержания этих элементов в небольших по массе образцах помета, компостируемых на поверхности почвы и в фекалиях, накопившихся в новом загоне за 6 мес. Это связано с большими газообразными потерями углерода и азота в загонах, а также с невысокой ролью процессов вымывания P, Ca и Mg в формировании запасов этих элементов в мощной толще фекалий. Незначительное исключение представляет K. Его концентрация в фекалиях зимнего загона приблизительно такая же, как в образцах в первый и второй годы компостирования (рис. 2). Существенная часть K, поступающего с фекалиями, высоко мобильна, что подтверждается экспериментами [13], и легко вымывается как из образцов помета, компостируемых на поверхности почвы, так и из толщи фекалий в загоне.

Содержание углерода и азота в толще экскрементов летних и зимнего загонных изменялось примерно в том же диапазоне, что и при разложении помета на поверхности почвы.

Формирование запасов биофильных элементов в профилях нативных и пастбищных почв и почв, погребенных под горизонтами аккумуляции фекалий. Нам не удалось обнаружить заметного влияния выпаса на запасы C и N в отдельных слоях заповедных и пастбищных почв (рис. 3). В целом в 50-сантиметровой толще пастбищных лугово-каштановых почв заметна тенденция уменьшения запасов C (с 86.0 до 80.7 т/га), а в солонцах — увеличения C и N (с 42.5 до 44.5, а — с 5.9 до 6.9 т/га соответственно). В значительной степени это связано с увеличением плотности пастбищных почв. Влияние выпаса на уплотнение почв отмечается во многих исследованиях [2, 4, 31]. В нашем случае в среднем значения объемного веса в слое 0–50-см пастбищных почв относительно заповедных аналогов и в лугово-каштановых почвах, и в солонцах увеличились на 0.08 г/см³. Концентрация C в слое 0–5 см в лугово-каштановых почвах заповедного участка была достоверно больше, чем на пастбище (при $n = 6$, $\alpha < 0.05$) 3.25 ± 0.37 и $2.47 \pm 0.33\%$. В солонцах такая закономерность отсутствовала, что, возможно, связано с доминированием прутняка на солонцовых почвах. Это растение с типом фотосинтеза C4. Показано, что пастбищные почвы с

растениями такого типа не теряют углерод при выпасе [33, 40, 37].

Не найдено различий в концентрации N между пастбищными почвами и нативными. Почвы солонцового комплекса отличаются значительной пестротой, связанной с разной глубиной и площадью водосбора западин, деятельностью малого суслика на микроповышениях и т.д. Дополнительную неоднородность в распределение биофильных элементов и в первую очередь N вносит неравномерное поступление фекалий и мочи [27, 33].

Важную роль в отсутствии значимых различий между запасами C и N пастбищных и целинных почв играет тот факт, что значительную массу поступающих в почвы растительных остатков в степных и пустынных сообществах составляет корневой отпад. Согласно [15], масса коней в степных ассоциациях исследуемого района за многолетний период равнялась 1750, а в пустынных — 800 г/м². Если учесть, что корневой отпад в степных сообществах не менее 45%, а в пустынных — 30% от массы корней [17], можно рассчитать, что с отпадом в почву под степными ассоциациями поступает почти в 2.6, а в пустынных — в 2.4 раза больше органических остатков, чем с наземным опадом.

В почвах фермы и в загонах, и в местах дневного отдыха овец наблюдалось заметное увеличение запасов C и N относительно заповедных и пастбищных аналогов. Максимальные значения запасов C и N отмечены в почвах летнего загона. В зимнем загоне, где фекалии попадают на замерзшую почву, влияние толщи навоза менее заметно (табл. 3). Различия между запасами этих элементов в почвах летнего и зимнего загонных связано, вероятно, и с особенностями погребенных под фекалиями почв — в зимнем загоне был вскрыт солонец, в летнем — лугово-каштановая почва. Менее выраженное влияние фекалий на запасы C и N в солонцах, чем в лугово-каштановых почвах, прослеживается и на открытом участке для отдыха (рис. 3). Очевидно, этому способствует меньшая водопроницаемость солонцов [16].

Запасы C и N в почве летнего загона в толще 0–50 см (565 и 38.7 т/га соответственно) были в 6.5 и 3 раза больше, чем в нативной лугово-каштановой почве; в такой же толще зимнего загона запасы C (184 т/га) были в 4.2 раза больше, чем в заповедных солонцах, а запасы N (6.7 т/га) были такими же, как на заповедном участке. В почве на участке отдыха овец на ферме запасы C и N (278 и 25.9 т/га) в лугово-каштановой почве в 3 и 1.4 раза превышали значения в заповедных аналогах, а в солонцах (209 и 8.9 т/га) в 4.7 и в 1.5 раз. В почвах фермы, в слое 0–50 см, накопление C шло существенно быстрее, чем накопление N относительно этого слоя в заповедных почвах. То есть потери N

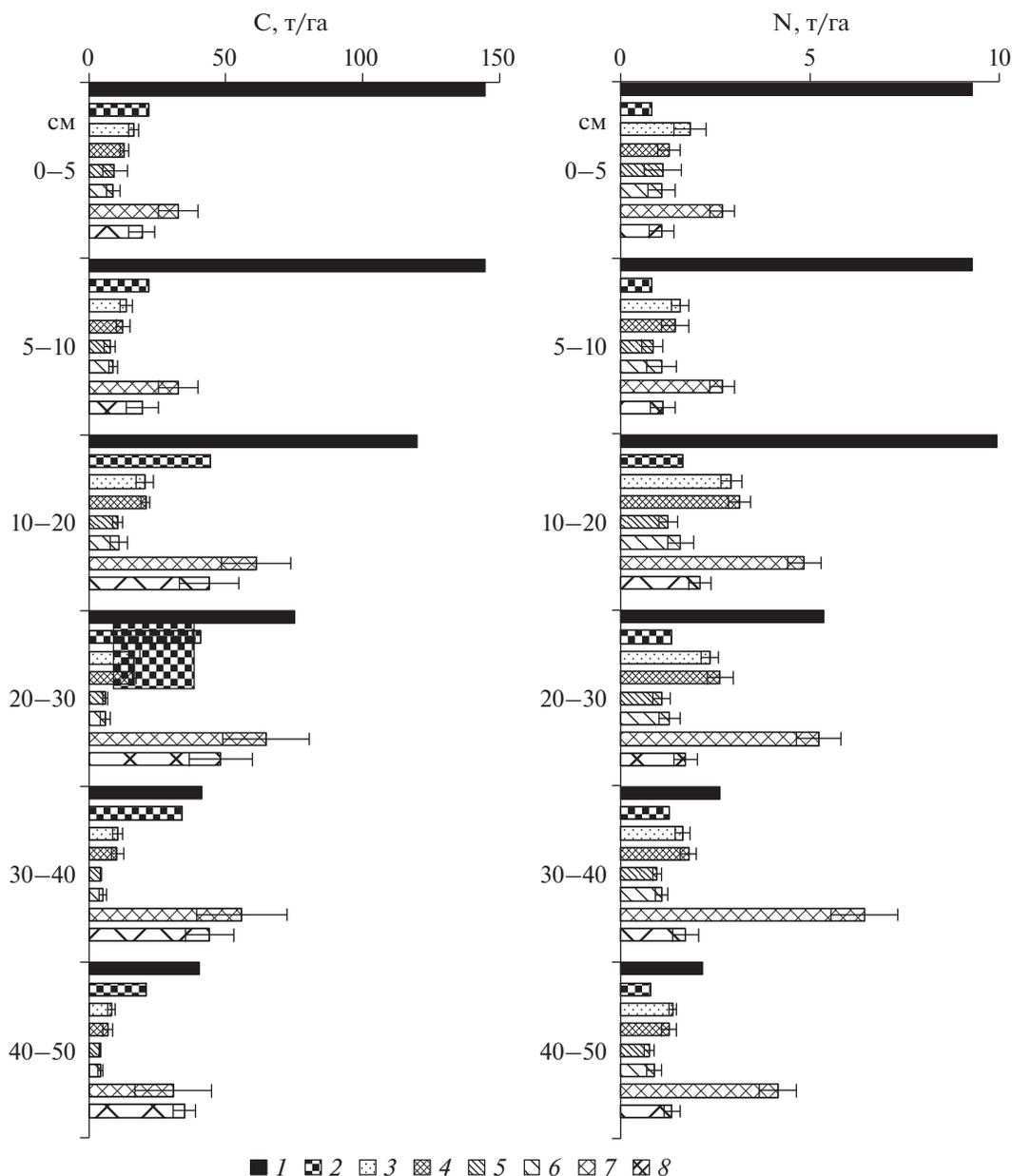


Рис. 3. Запасы (т/га) С и N в исследуемых почвах. Показан доверительный интервал при уровне значимости $\alpha < 0.05$; $n = 6$ (для образцов с глубин до 30 см), $n = 4$ (для образцов с глубин 30–50 см). Условные обозначения: 1 – лугово-каштановая почва летнего загона; 2 – солонец зимнего загона; 3 – лугово-каштановые почвы заповедного участка; 4 – лугово-каштановые почвы пастбища; 5 – солонцы заповедного участка; 6 – солонцы пастбища, 7 – лугово-каштановые почвы зоны дневного отдыха овец на ферме; 8 – солонцы зоны дневного отдыха овец на ферме.

из толщи почвы, перемешанной с фекалиями или находящейся под воздействием слоя фекалий, были существенно больше, чем из заповедных почв. Этот факт согласуется с данными о более высокой скорости потери азота фекалиями овец, чем растительными остатками [12].

Необменный К содержится, главным образом, в кристаллических решетках иллитов [25]. На запасы этого пула К в почвах выпас не оказал заметного влияния, как и дополнительный приток фе-

калий на ферме в местах дневного отдыха овец. Запасы К в слое 0–30 см в пастбищных почвах, в почвах заповедного участка и зоны отдыха изменялись от 44 до 52 т/га. Высокие значения запасов обменного К в почве летнего загона (71 т/га) могут быть связаны с необыкновенно высоким содержанием здесь обменных форм, которые не полностью экстрагировались в вытяжку уксуснокислого аммония и поэтому были учтены при вычислении обменных форм.

Таблица 3. Запасы необменных, обменных и водорастворимых форм К и подвижных форм Р в исследуемых почвах

| Участок | | Глубина, см | К, т/га | | | | Водорастворимый К, кг/га | | Подвижный Р, т/га | |
|--------------------|--------------|-------------|------------|------------|-----------|-----------|--------------------------|--------|-------------------|-------------|
| | | | необменный | | обменный | | 1 | 2 | 1 | 2 |
| | | | 1 | 2 | 1 | 2 | | | | |
| Ферма | Место отдыха | 0–10 | 15.3 ± 0.4 | 16.6 ± 0.6 | 6.7 ± 0.6 | 2.9 ± 0.4 | 115 ± 11 | 35 ± 8 | 89.8 ± 8.5 | 66.8 ± 10.6 |
| | | 10–20 | 15.3 ± 1.1 | 16.5 ± 0.7 | 6.1 ± 0.5 | 2.2 ± 0.4 | 108 ± 12 | 23 ± 6 | 53.2 ± 10.3 | 58.8 ± 7.3 |
| | | 20–30 | 14.9 ± 0.5 | 12.9 ± 1.2 | 6.4 ± 0.8 | 2.2 ± 0.5 | 56 ± 12 | 41 ± 5 | 41.5 ± 10.3 | 23.9 ± 7.7 |
| | Сумма | 45.5 | 46.1 | 19.2 | 7.3 | 278.4 | 98.7 | 184.5 | 149.5 | |
| | Загоны | 0–10 | 24.1 | 11.4 | 68.7 | 32.4 | 12352 | 9228 | 60.5 | 153.9 |
| | | 10–20 | 16.1 | 15.8 | 54.12 | 22.3 | 4242 | 6898 | 50.2 | 70.5 |
| | | 20–30 | 31.2 | 15.0 | 50.5 | 20.0 | 2370 | 6234 | 39.3 | 36.5 |
| | Сумма | 71.4 | 42.2 | 173.4 | 74.7 | 18964 | 22361 | 150.0 | 260.9 | |
| Заповедный участок | | 0–10 | 13.7 ± 0.3 | 15.5 ± 0.8 | 3.8 ± 0.5 | 2.7 ± 0.4 | 72 ± 12 | 27 ± 7 | 51.1 ± 9.2 | 51.5 ± 13.5 |
| | | 10–20 | 16.4 ± 0.7 | 17.1 ± 0.7 | 3.0 ± 0.4 | 1.9 ± 0.4 | 49 ± 6 | 25 ± 6 | 41.5 ± 8.3 | 34.9 ± 8.6 |
| | | 20–30 | 13.6 ± 0.7 | 14.3 ± 0.7 | 3.8 ± 0.6 | 1.6 ± 0.2 | 46 ± 6 | 24 ± 7 | 26.5 ± 11.7 | 26.6 ± 15.1 |
| | | Сумма | 43.8 | 46.8 | 10.7 | 6.2 | 167.9 | 74.8 | 119.5 | 113.0 |
| Пастбище | | 0–10 | 13.8 ± 1.0 | 16.0 ± 0.9 | 3.3 ± 0.5 | 3.6 ± 0.4 | 42 ± 6 | 20 ± 6 | 42.0 ± 7.2 | 38.1 ± 10.6 |
| | | 10–20 | 15.7 ± 0.8 | 18.2 ± 0.8 | 2.9 ± 0.6 | 3.3 ± 0.7 | 46 ± 8 | 32 ± 6 | 38.3 ± 14.7 | 32.4 ± 10.0 |
| | | 20–30 | 14.1 ± 0.7 | 17.8 ± 0.5 | 2.6 ± 0.5 | 2.5 ± 0.5 | 47 ± 10 | 17 ± 7 | 35.3 ± 14.0 | 13.8 ± 3.8 |
| | | Сумма | 43.6 | 52.0 | 8.8 | 9.4 | 135.2 | 69.2 | 115.6 | 84.3 |

Примечание. 1 – лугово-каштановые почвы; 2 – солонцы. Показан доверительный интервал при уровне значимости $\alpha < 0.05$, $n = 6$.

Катионы K^+ , находящиеся на обменных позициях органических веществ и тонкодисперсных слоистых силикатов, составляют пул обменного К. По содержанию обменного К лугово-каштановые почвы относят к высокообеспеченным (20–30 мг/100 г почвы), а солонцы – к почвам с повышенным содержанием К (15–20 мг/100 г почвы) [10]. Выпас не оказал существенного влияния на запас обменного К (табл. 3). Вместе с тем содержание этой формы К в 10–20 и 20–30 см толще лугово-каштановой почвы пастбища (25.7 ± 5.0 и 21.1 ± 4.0 мг/100 г почвы) было в 1.5 и 1.6 раза меньше, чем на этих глубинах на заповедном участке (38.4 ± 4.2 и 34.1 ± 5.7 мг/100 г почвы). Между пастбищными и заповедными солонцами достоверных различий в концентрации обменных форм К не обнаружено. Заметное увеличение запасов обменного К отмечено в лугово-каштановой почве на участке отдыха на ферме (в 1.7 раза выше, чем в почве заповедного участка в 30-см слое почвы). Самые высокие значения наблюдались в солонце и лугово-каштановой почвах загонов – в 12 и 16 раз более высокие, чем в 30 см слое нативных солонцов и лугово-каштановых почв соответственно.

Запасы водорастворимого К в пастбищных почвах и почвах под естественной растительностью были близкими, существенно различались только верхние (0–10 см) слои гумусовых горизонтов лугово-каштановых почв: в нативных поч-

вах запасы были в 1.7 раза больше, чем в пастбищных. Запасы водорастворимого К на ферме были существенно больше, чем в нативных аналогах: в лугово-каштановых почвах и солонцах на участке отдыха – в 1.6 и 1.3 раза соответственно, а в загонах – в 113 и в 299 раз.

Фосфор, переходящий в вытяжку 1% углекислого аммония, связан с ионами кальция, алюминия и железа и входит в состав органического вещества почвы. И на заповедных, и на пастбищных почвах обеспеченность растений фосфором характеризуется как повышенная [10].

Заметна тенденция понижения значений запасов подвижного Р в верхнем (0–10 см) слое лугово-каштановых почв и солонцов в пастбищных почвах относительно заповедных, но достоверные различия отсутствуют, также как между концентрацией этой формы Р в пастбищных и заповедных почвах на этой глубине (3.72 ± 0.64 и 4.73 ± 0.85 мг/100 г почвы в лугово-каштановых почвах и 2.86 ± 0.75 и 3.99 ± 1.05 в солонцах соответственно). Наибольшими запасами этой формы обладали почвы летнего загона – они превосходили запасы в 30-см слое заповедных почв в 2 раза. В зимнем загоне запас Р был в 1.7 раза меньше.

ВЫВОДЫ

1. Принятые в регионе способы пастбищного животноводства приводят к перемещению огром-

ных масс биофильных элементов с пастбищ, занимающих около 15% территории, на фермы, где площадь аккумуляции биофильных элементов не превышает 0.1% территории. Ежегодный перенос элементов с пастбищных площадей на территорию ферм составляет не менее 17 т С, 600 кг Са, 150 кг N, 100 кг Mg, 50 кг K, 40 кг P и 1 кг S с 1 га.

2. Интенсивный выпас, преобладающий в пастбищных экосистемах региона, не оказывает заметного влияния на запасы С, N, обменных, обменных и водорастворимых форм К, подвижных форм P в почве, хотя видна тенденция сокращения запасов С в верхнем 50-сантиметровом слое лугово-каштановых почв. Отсутствие значимых различий частично объясняется увеличением плотности пастбищных почв в среднем на 0.08 г/см³ в слое 0–50 см.

Под действием выпаса в лугово-каштановых почвах уменьшается концентрация С и обменных форм К.

3. Запасы фекальной массы, откладываемой овцами на фермах (сотни тонн) скапливаются в течение всего периода существования ферм, расходуются только на топливо, и практически изымаются из круговорота в ландшафте. Отмечается накопление P, Са, Mg в толще фекалий при их разложении относительно образцов фекалий, компостируемых на поверхности почвы. В толще фекалий процессы разложения идут по-разному в зависимости от сезона, в который происходит аккумуляция фекалий — зимой или летом. В летних отложениях концентрация P, Са, Mg больше, чем в зимних.

4. Почвы на фермах и под слоями фекалий в загонах, и в местах отдыха овец обогащаются С, N, K, P. Соотношение запасов С и N больше, чем в нативных почвах, что связано, в частности, с более быстрыми потерями N при разложении фекалий, чем при разложении растительных остатков. В местах отдыха овец запасы N увеличиваются в верхнем (0–50 см) слое почв в 1.4–1.5 раза, а С — в 3–4.5 раза относительно заповедных аналогов, в почвах загонов запасы этих элементов возрастают — до 3 раз N и 6.5 раз С. Происходит увеличение запасов P в верхней 0–30 см толще почв фермы (в загонах и в местах отдыха животных) — в 1.3–2.3 раза. В слое 0–30 см почв на территории дневного отдыха овец на ферме запасы обменного К стали больше в 1.8 раза, в почвах загонов — в 12–16 раз, чем в нативных почвах; запасы водорастворимого K в местах отдыха овец возросли в 1.3–1.7 раза, а в почвах загонов увеличились более, чем на 2 порядка.

5. Заметен общий тренд изменений плодородия лугово-каштановых пастбищных почв, связанный с многолетним выносом элементов, даже на фоне высокого содержания в почвах обменных форм К и подвижных соединений P, большой

пестроты свойств почв солонцового комплекса полупустыни Северного Прикаспия. При увеличении нагрузки на пастбища необходим контроль за изменениями запасов биофильных элементов в пастбищных почвах.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы выражают глубокую признательность главе сельского поселения Степновское О.В. Шувалову за предоставление необходимой информации.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абатуров Б.Д.* Пастбищный тип функционирования степных и пустынных экосистем // Успехи современной биологии. 2006. Т. 126. № 5. С. 435–448.
2. *Абатуров Б.Д.* Плотность почвы как фактор формирования микрорельефа в полупустыне Северного Прикаспия // Почвоведение. 2007. № 7. С. 831–837.
3. *Абатуров Б.Д.* Роль млекопитающих в минерализации растительной органики // 2-й съезд Всесоюзного Териологического общества. Пленарные доклады. М., 1979. С. 3–13.
4. *Абатуров Б.Д.* Экологические последствия пастбищ копытных млекопитающих для экосистем полупустыни // Экологические процессы в аридных экосистемах. XIX чтения памяти академика В.Н. Сукачева. М.: РАСХН, 2001. С. 57–83.
5. *Абатуров Б.Д., Дмитриев И.А., Жаргалсайхан Л., Омаров К.З.* Утилизация фитомассы и отложение экскрементов копытными млекопитающими на степных пастбищах Восточной Монголии // Известия Российской академии наук. Сер. биол. 2008. № 3. С. 350–359.
6. *Абатуров Б.Д., Нухимовская Ю.Д.* Опыт количественной оценки продукции надземной фитомассы и ее составляющих на степном пастбище // Аридные экосистемы. 2013. Т. 19. № 4(57). С. 14–22.
7. *Абатуров Б.Д., Нухимовская Ю.Д.* Природная зональность продуктивности комплексной растительности на постхвальной равнине Северного Прикаспия // Успехи современной биологии. 2018. Т. 138. № 2. С. 208–217. <https://doi.org/10.7868/S0042132418020096>
8. *Абатуров Б.Д., Нухимовская Ю.Д., Кулакова Н.Ю.* Первичная продуктивность степных растительных сообществ в комплексной полупустыне Северного Прикаспия // Успехи современной биологии. 2016. Т. 136. № 5. С. 438–448.
9. *Багринцева В.Н.* Питание зерновых колосовых культур на каштановых почвах Ставрополя. М.: Международный институт питания растений, 2015. 111 с.

10. Воробьева Л.А. Химический анализ почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1998. 272 с.
11. Габченко М.В. Дистанционный мониторинг землепользования природоохранных объектов (на примере Джаныбекского стационара) // Аридные экосистемы. 2004. Т. 10. № 21. С. 57–61.
12. Кулакова Н.Ю. Особенности круговорота биогфильных элементов в подстилках экосистем полупустыни Северного Прикаспия // Почвоведение. 2020. № 11. С. 1341–1352. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20110076>
13. Кулакова Н.Ю., Абатуров Б.Д., Нухимовская Ю.Д. Элементы круговорота С и N в природных и антропогенных экосистемах полупустыни Северного Прикаспия // Аридные экосистемы. 2017. Т. 23. № 1(70). С. 439–448.
14. Кулик К.Н., Петров В.И., Юферев В.Г., Ткаченко Н.А., Шинкаренко С.С. Геоинформационный анализ опустынивания Северо-западного Прикаспия // Аридные экосистемы. 2020. № 2(83). <https://doi.org/10.24411/1993-3916-2020-10091>
15. Оловянный И.Н., Сиземская М.Л., Сапанов М.К., Максимюк Г.П., Соколова Т.А., Базыкина Г.С. Повышение продуктивности полупустынных земель Северного Прикаспия. М.: МАИК “Наука/Интерпериодика”, 1989. 198 с.
16. Роде А.А., Польский М.Н. Почвы Джаныбекского стационара, их морфологическое строение, механический и химический состав и физические свойства // Тр. Почвенного ин-та им. В.В. Докучаева. М.: АН СССР, 1961. Т. 56. С. 3–214.
17. Родин Л.Е., Базилович Н.И. Динамика органического вещества и биологический круговорот зольных элементов и азота в основных типах растительности земного шара. М.–Л.: Наука, 1965. 253 с.
18. Сапанов М.К. Особенности и экологические последствия потепления климата в полупустыне Северного Прикаспия // Поволжский экологический журнал. 2021. № 1. С. 64–78. <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2021-1-64-78>
19. Сапанов М.К. Экологические последствия потепления климата в Северном Прикаспии // Аридные экосистемы. 2018. Т. 24. № 1(74). С. 20–31. <https://doi.org/10.24411/1993-3916-2018-00003>
20. Сапанов М.К., Сиземская М.Л. Изменение климата и динамика целинной растительности в Северном Прикаспии // Поволжский экологический журнал. 2015. № 3. С. 307–320.
21. Сапанов М.К., Сиземская М.Л., Ахмеденов К.М. Этапы освоения и современное использование засушливых земель Северного Прикаспия // Аридные экосистемы. 2015. Т. 21. № 3(64). С. 84–91.
22. Сапаров А.С., Сулейменов Б.У. Состояние и перспективы исследований в длительных опытах с удобрениями в Казахстане // Плодородие. 2014. № 5(80). С. 9–11.
23. Сиземская М.Л. Современная природно-антропогенная трансформация почв полупустыни Северного Прикаспия. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2013. 276 с.
24. Сиземская М.Л., Елекешева М.М., Сапанов М.К. Формирование лесных биогеоценозов на нарушенных землях Северного Прикаспия // Поволжский экологический журнал. 2020. № 1. С. 86–98. <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2020-1-86-98>
25. Соколова Т.А. Калийное состояние почв, методы его оценки и пути оптимизации. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1987. 48 с.
26. Хитров Н.Б. Связь почв солонцового комплекса Северного Прикаспия с микрорельефом // Почвоведение. 2005. № 3. С. 271–284.
27. Bakker E.S. et al. Impact of herbivores on nitrogen cycling: contrasting effects of small and large species // Oecologia. 2004. V. 138. № 1. P. 91–101. <https://doi.org/10.1007/s00442-003-1402-5>
28. Berg B., McClaugherty C. Decomposition, humus formation, carbon sequestration. Plant litter. Springer: Berlin Heidelberg, 2008. 264 p.
29. Betteridge K., Costall D., Balladur S., Upsdell M., Umemura K. Urine distribution and grazing behaviour of female sheep and cattle grazing a steep New Zealand hill pasture // Animal Production Science. 2010. V. 50(6). P. 624–629. <https://doi.org/10.1071/AN09201>
30. Brandt L.A., Bohnet C., King J.Y. Photochemically induced carbon dioxide production as a mechanism for carbon loss from plant litter in arid ecosystems // J. Geophys. Res.: Biogeosci. 2009. V. 114. № G2. P. 1–13. <https://doi.org/10.1029/2008JG000772>
31. Greenwood K.L., McKenzie B.M. Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review // Australian J. Experimental Agriculture. 2001. V. 41. № 8. P. 1231–1250. <https://doi.org/10.1071/EA00102>
32. Khomutova T.E. et al. Influence of grazing on the structure and biological activity of dry steppe soils of the southern Russian Plain // Land Degradation & Development. 2021. V. 32. № 17. P. 4832–4844. <https://doi.org/10.1002/ldr.4032>
33. McSherry M.E., Ritchie M.E. Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review // Global change biology. 2013. V. 19. № 5. P. 1347–1357. <https://doi.org/10.1111/gcb.12144>
34. Morton J., Baird B. Spatial distribution of dung patches under sheep grazing // New Zealand J. Agricultural Research. 1990. V. 33. P. 285–294. <https://doi.org/10.1080/00288233.1990.10428421>
35. Pulido M.V., Schnabel S., Contador J.F.L., Lozano-Parra J. The impact of heavy grazing on soil quality and pasture production in rangelands of SW Spain // Land Degradation & Development. 2018. V. 29(2). P. 219–230. <https://doi.org/10.1002/ldr.2501>
36. Raiesi F., Asadi E. Soil microbial activity and litter turnover in native grazed and ungrazed rangelands in a semiarid ecosystem // Biology and Fertility of Soils. 2006. V. 43. № 1. P. 76–82. <https://doi.org/10.1007/s00374-005-0066-1>
37. Sanjari G. et al. Comparing the effects of continuous and time-controlled grazing systems on soil characteristics in Southeast Queensland // Soil Research. 2008. V. 46(4). P. 348–358. <https://doi.org/10.1071/SR07220>
38. Steffens M., Koelbl A., Totsche K.U., Kögel-Knabner I. Grazing effects on soil chemical and physical properties

- in a semiarid steppe of Inner Mongolia (PR China) // *Geoderma*. 2008. V. 143. № 1–2. P. 63–72. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.09.004>
39. Sun Yu., Schleus P.-M., Pausch J., Xu X., Kuzyakov Ya. Nitrogen pools and cycles in Tibetan Kobresia pastures depending on grazing // *Biology and Fertility of Soils*. 2018. V. 54. P. 569–581. <https://doi.org/10.1007/s00374-018-1280-y>
40. Wienhold B.J., Hendrickson J.R., Karn J.F. Pasture Management Influences on Soil Properties // *J. Soil and Water Conservation*. 2001. V. 56. № 1. P. 27–31.
41. Xun W., Yan R., Ren Y., Jin D., Xiong W., Zhang G., Cui Z., Xin X. Grazing-induced microbiome alterations drive soil organic carbon turnover and productivity in meadow steppe // *Microbiome*. 2018. V. 6. № 1. P. 1–13. <https://doi.org/10.1186/s40168-018-0544-y>
42. Yan H., Cao M., Liu J., Tao B. Potential and sustainability for carbon sequestration with improved soil management in agricultural soils of China // *Agriculture, ecosystems & environment*. 2007. V. 121. № 4. P. 325–335. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.11.008>
43. Zhang M., Li X., Wang H., Huang Q. Comprehensive analysis of grazing intensity impacts soil organic carbon: a case study in typical steppe of Inner Mongolia, China // *Applied Soil Ecology*. 2018. V. 129. P. 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.03.008>

Transfer and Accumulation of Biophilic Elements in Pasture Ecosystems of the Northern Caspian

N. Yu. Kulakova^{1,*} and G. G. Suvorov²

¹*Institute of Forest Science Russian Academy of Science, Uspenskoye village, Moscow region, 143030 Russia*

²*Severtsov Institute of Ecology and Evolution of the Russian Academy of Sciences, Moscow, 119071 Russia*

*e-mail: nkulakova@mail.ru

The scale and consequences of the transfer of biophilic elements from pasture ecosystems to sheep farms in the clayey semidesert of the Northern Caspian Sea region under the method of pastoralism accepted in the region (on the example of Stepnovsky settlement of Pallasovsky district of Volgograd region) were estimated. For the calculations, we used data on the chemical composition of dominant plants and sheep faeces, the long-term average productivity of phytocenoses, information on the rate of consumption of pasture forage by animals, etc. Soils of pastures and the reserve area, and soils on the sheep farm (in sheep corrals and in their resting places) were investigated. At least 17 t C, 600 kg Ca, 260 kg N, 100 kg Mg, 50 kg K, 40 kg P and 1 kg S were transferred to farms (0.1% of the area) from 1 ha of pasture (15% of the area) during the 6 months grazing season. The long-term stocks of faeces on farms (more than 1 thousand t in the example under consideration) are practically excluded from the circulation in the landscape. Small areas of farm soils are enriched with C, N, P and K. Compared with soils of the protected area, stocks of water soluble K increase (in the 0–30 cm layer) by two orders of magnitude, exchangeable K increases by 12–16 times, C by 8 times, N by 3 times, mobile P by 2 times. In grassland meadow-chestnut soils a decrease in the content of C (1.3 times) and exchangeable forms of K (1.6 times) relative to soils of the reserve area, in solonets on pastures decrease in the concentration of elements is not noted. The absence of statistically significant differences in the stocks of biophilic elements between the pasture soils and the soils of the protected area is partially explained by an increase in soil density by 0.08 g/cm³ in the 0–50 cm layer of the pasture soils. With the existing farming method, it is necessary to control the balance of biophilic elements in pasture soils.

Keywords: semi-desert, pasture soils, C, N, P, K stocks, productivity of phytocenosis

АГРОХИМИЯ
И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ

УДК 631.8:631.45:631.445.2

ЭВТРОФИКАЦИЯ ПАХОТНОЙ ПОЧВЫ: СРАВНИТЕЛЬНОЕ ВЛИЯНИЕ
МИНЕРАЛЬНОЙ И ОРГАНИЧЕСКОЙ СИСТЕМ УДОБРЕНИЯ

© 2023 г. В. М. Семенов^а, * Т. Н. Лебедева^а, Н. Б. Зинякова^а, Д. А. Соколов^а, М. В. Семенов^б

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

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

*e-mail: v.m.semenov@mail.ru

Поступила в редакцию 10.05.2022 г.

После доработки 29.06.2022 г.

Принята к публикации 28.07.2022 г.

Под агрогенной эвтрофикацией почвы понимается ее искусственное обогащение органическим углеродом и питательными элементами в результате внесения минеральных и органических удобрений с целью повышения плодородия почвы и продуктивности растений. Эвтрофикация серой лесной почвы (Luvisc Retic Greyzemis Phaeozems (Loamic)) создавалась ежегодным внесением возрастающих доз минеральных (N 90–360, P₂O₅ 75–300 и K₂O 100–400 кг/га) и органических (свежий навоз крупного рогатого скота от 25 до 100 т/га) удобрений под культуры пятипольного севооборота в течение девяти лет микрополевого опыта. Количество внесенного с навозом NPK было приблизительно равным соответствующим дозам минеральных удобрений. Скорость обогащения почвы C_{орг} при минеральной и органической системах удобрения составляла соответственно 0.29–0.38 и 0.76–1.56 г/(кг год), N_{общ} – 0.04–0.06 и 0.06–0.09 г/(кг год), подвижным P₂O₅ – 4–57 и 11–55 мг/(кг год), подвижным K₂O – 5–44 и 6–31 мг/(кг год). Дозы удобрений при обеих системах были самым значимым фактором накопления в почве азота нитратов, подвижных форм фосфора и калия, тогда как накопление N_{общ} контролировалось длительностью применения удобрений. Содержание C_{орг} в почве при органическом и минеральном удобрении зависело от дозы навоза и от длительности внесения NPK соответственно. Эвтрофикация почвы минеральными удобрениями сопровождалась уменьшением pH почвы, а эвтрофикация органическими удобрениями, наоборот, вела к увеличению pH. Подчеркивается, что переудобренность и многолетнее применение удобрений являются главными факторами развития почвенной эвтрофикации и сопутствующего изменения pH почвы.

Ключевые слова: серая лесная почва, C_{орг}, N_{общ}, N–NO₃[–], подвижный P₂O₅, подвижный K₂O, pH почвы, переудобренность

DOI: 10.31857/S0032180X22600676, EDN: JKKEYD

ВВЕДЕНИЕ

Обогащение среды питательными элементами называется эвтрофикацией, а обеднение – олиготрофикацией. Эвтрофикация и олиготрофикация присущи наземным и водным, природным и сельскохозяйственным экосистемам [26, 36, 39, 46, 47, 51]. Главными признаками эвтрофных экосистем являются высокая обеспеченность почвы одним или несколькими питательными элементами и высокая продуктивность растительных и микробных сообществ. Термины олиготрофный, мезотрофный и эвтрофный применимы только к питательным веществам, а не к обогащению катионами или уровню pH [50].

Олиготрофные экосистемы, как правило, малопродуктивные, характеризуются низким содержанием в почве питательных веществ и слабой их доступностью растениям и микроорганизмам.

Известно выделение эвтрофных и олиготрофных типов торфяных почв [20], эвтрофных, мезотрофных и олиготрофных видов растительности [38, 43], копиотрофных и олиготрофных микроорганизмов, растущих соответственно на богатых и бедных питательных средах [15, 33, 45]. Эвтрофикация (олиготрофикация) естественных экосистем развивается в течение от нескольких десятилетий или сотен лет до тысячелетий [36, 39]. В агроэкосистемах и сопредельных средах признаки эвтрофикации или олиготрофикации могут проявляться в течение нескольких лет и сохраняться продолжительное время из-за избыточного накопления остаточных фосфатов в удобренной почве [46, 47, 51].

Продуктивность растительных сообществ в наземных экосистемах лимитируется преимущественно азотом и в меньшей мере фосфором и калием, в водных – фосфором и реже азотом [29, 47],

рост микробной биомассы — углеродом и отчасти азотом [28, 44]. Поэтому углерод, азот и фосфор являются главными элементами, контролирующими трофность почвы и экосистемы в целом, а соотношения C/N, C/P и N/P в почве — чувствительными индикаторами и предикторами [42]. Атмосферные выпадения азота являются главной причиной эвтрофикации лесных экосистем [40, 41, 49]. Эвтрофикация лесных почв сопровождается изменением видового состава растительности, в частности исчезновением олиготрофных видов [41]. Увеличение продуктивности лесов по мере роста концентрации CO₂ в атмосфере и глобального потепления сопровождается олиготрофикацией лесных почв [26].

Трофность почв агроэкосистем зависит от уровня и продолжительности применения минеральных и органических удобрений. При экстенсивном земледелии без применения удобрений или внесении их в дозах, не компенсирующих вынос питательных веществ с урожаем (дефицитный баланс), происходит истощение естественного плодородия почвы [5, 7]. Агрогенная олиготрофикация почвы в этом случае может перерасти в питательную деградацию, как это было характерно для пахотных почв Российской Федерации после резкого уменьшения применения удобрений с начала 90-х годов [4]. В интенсивном земледелии, направленном на максимизацию урожая сельскохозяйственных культур, в том числе с целью секвестрации атмосферного CO₂, минеральные и органические удобрения вносятся зачастую в дозах, превышающих физиологические потребности растений [8]. Допустимые для одних почв и культур дозы минеральных удобрений могут быть избыточными для других почв и культур, ведя к снижению урожая [21, 31]. Верхние пределы доз азотных удобрений, применяемых в земледелии разных стран, сильно разнятся: от 100–150 до 250–350 и даже 500–600 кг N/га в год [31, 35]. Известны примеры применения экстремально высоких доз фосфорных и калийных удобрений под фруктовые деревья [25, 52] или в запас [2, 12].

Существенный вклад в формирование положительного баланса азота и фосфора в агроландшафтах оказывает животноводство [24]. Отходы животноводства и осадки сточных вод в свежем или в компостированном виде вносятся в почву как органические удобрения, а также с целью их утилизации. Органические удобрения по сравнению с минеральными обеспечивают продолжительное и непрерывное снабжение растений всеми питательными элементами, в том числе микроэлементами, при этом питательные вещества из органических удобрений менее подвержены потерям после внесения в почву [34]. С другой стороны, органические удобрения содержат не

точный и не постоянный набор питательных элементов, соотношение между питательными элементами в навозе не адаптировано к потребностям растений в течение вегетационного периода. Применяя органические удобрения, нельзя обеспечить точные дозы элементов питания, что несет угрозу избыточного внесения питательных веществ в почву.

Хотя в большинстве стран установлены строгие ограничения на объемы внесения минеральных и органических удобрений в почву [30, 37], переудобренность (Over-fertilization) — распространенное явление в практике земледелия и главная причина агрогенной эвтрофикации почвы [34]. Избыточный азот аккумулируется в урожае растений в виде нитратов, теряется из почвы в результате улетучивания аммиака, нитрификации/денитрификации и вымывания нитратов, а избыточные поступления фосфора и калия ведут к накоплению в почве или к смыву с поверхностным стоком [6, 16]. Эвтрофикация почвы атмосферными выпадениями азота и серы или применением минеральных удобрений создает опасность снижения почвенного pH [23, 48]. Во многих регионах проблемы подкисления и эвтрофикации возникают одновременно [23]. Ацидификация — одна из разновидностей химической деградации почвы, причина утраты биоразнообразия естественных экосистем, снижения продуктивности сельскохозяйственных культур и эффективности применяемых удобрений.

Таким образом, понимание причин возникновения эвтрофикации почвы является ключом к решению проблемы загрязнения водоемов и атмосферы питательными элементами и ухудшения биохимического качества продукции при интенсивном земледелии.

Цель работы — определить, как быстро и до каких пределов возможна эвтрофикация пахотной серой лесной почвы. Есть ли отличия в эвтрофикации почвы при использовании минеральных и органических удобрений? Как меняется pH почвы по мере эвтрофикации при длительном внесении возрастающих доз минеральных и органических удобрений?

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Общие сведения. Исследование проводили в стационарном многолетнем микрополевым опыте, заложенном внутри сетчатого павильона на территории института (54°8308' N, 37°6052' E), на протяжении девяти лет (2011–2019 гг.). Микрополевым опытом — это опыт с удобрениями, проводимый в полевых условиях в сосудах без дна или на микроделянках площадью не более 1 м². Особенность микрополевых опытов состоит в том, что устраняется почвенная пестрота, обеспечивается

равномерное внесение удобрений, предотвращается горизонтальная миграция питательных веществ, четче реализуется основной действующий фактор, но вместе с тем сохраняется вся совокупность естественных почвенных и агроклиматических факторов.

В 2000 г. короба из пластика без дна площадью 0.25 м^2 ($0.5 \times 0.5 \times 0.3 \text{ м}$) были заполнены пахотной серой лесной почвой среднесуглинистого гранулометрического состава (Luvic Retic Greyzemic Phaeozems (Loamic)) с неудобренного массива бывшей Опытной станции института. С 2000 по 2004 г. на микроделянках выращивали кукурузу и овес, используя дозы минеральных удобрений не выше N120P120K120. В 2005 г. был произведен уравнительный посев рапса, и почва была переведена в залежь. Ежегодно естественная растительность, растущая на микроделянках, срезалась и удалялась с поверхности почвы. В мае 2011 г. почва на микроделянках была перекопана на глубину 0–20 см, частично изъята из емкостей, перемешана и вновь засыпана в сосуды в случайной последовательности. Усредненные по микроделянкам физико-химические показатели почвы были следующими: $\text{pH}_{\text{KCl}} - 4.96 \pm 0.16$, $\text{C}_{\text{орг}}$ и $\text{N}_{\text{общ}}$ (сухим сжиганием) $- 0.97 \pm 0.03$ и $0.095 \pm 0.001\%$ от массы почвы соответственно, $\text{N}_{\text{мин}}$ (по Кудяеву), подвижные P_2O_5 и K_2O (по Кирсанову) $- 19.8 \pm 0.4$, 88.2 ± 10.6 и $73.3 \pm 1.8 \text{ мг/кг}$ воздушно-сухой почвы соответственно, содержание физической глины $- 32 \pm 1\%$ [3].

Схема опыта, дозы удобрений, культуры. В опыте предусматривалось: 1) создать модели традиционной (минеральной) и органической систем удобрения; 2) использовать умеренные, высокие и экстремальные дозы удобрений, которые могли бы вызвать медленные и быстрые изменения свойств почвы; 3) создать предпосылки переудобренности почвы минеральными и органическими удобрениями. Варианты опыта: 1) без удобрений (контроль); 2) N1P1K1; 3) N2P2K2; 4) N3P3K3; 5) N4P4K4; 6) свежий подстилочный навоз крупного рогатого скота (КРС) из расчета 25 т/га; 7) то же 50 т/га; 8) то же 75 т/га; 9) то же 100 т/га; 10) чистый пар. Дозы N1P1K1 и навоз 25 т/га условно отнесены к умеренным, N2P2K2 и навоз 50 т/га — к высоким, а N3P3K3, N4P4K4 и навоз 75 т/га, навоз 100 т/га — к экстремальным. Азотные удобрения (карбамид) вносили с шагом из расчета 90 кг/га азота в интервале от 90 (N1) до 360 (N4) кг/га, фосфорные (двойной суперфосфат) — с шагом 75 кг/га P_2O_5 в интервале от 75 (P1) до 300 (P4) кг/га, калийные (сернокислый калий) — с шагом 100 кг/га K_2O в интервале от 100 (K1) до 400 (K4) кг/га. Минеральные и органические удобрения равномерно распределяли по поверхности почвы, после чего почву вручную перекапывали на глубину 20–22 см. Содержание сухого вещества в навозе КРС

в среднем за 9 лет составляло $19.3 \pm 0.9\%$, $\text{C}_{\text{орг}} - 37.3 \pm 1.8\%$, $\text{N}_{\text{общ}} - 1.97 \pm 0.04\%$, $\text{P}_2\text{O}_5 - 1.50$ и $\text{K}_2\text{O} - 2.00\%$ на сухое вещество (табл. S1). Количество поступающего с навозом КРС азота, фосфора и калия были приблизительно равны дозам минеральных удобрений (табл. S2). За 9 лет опыта с минеральными удобрениями было внесено $0.81-3.24 \text{ т/га}$ азота в зависимости от дозы, $0.68-2.70 \text{ т/га}$ P_2O_5 и $0.90-3.60 \text{ т/га}$ K_2O . С органическими удобрениями в почву поступило $43-173 \text{ т/га}$ сухой массы, $16-65 \text{ т/га}$ органического углерода, $0.85-3.41 \text{ т/га}$ азота, $0.65-2.59 \text{ т/га}$ P_2O_5 и $0.86-3.46 \text{ т/га}$ K_2O . Минеральные и органические удобрения в соответствующих дозах вносили ежегодно весной перед посевом культур, разбрасывая по поверхности почвы и смешивая с 0–20 см слоем почвы. Повторность опыта трехкратная.

В 5-польном севообороте возделывали культуры устойчивые к высоким дозам минеральных и органических удобрений в следующей последовательности: сахарная свекла (“Анастасия”) — кукуруза на зеленую массу (“Молдавский”) — лук репчатый (“Центурион”) — картофель (“Жуковский”) — картофель (“Жуковский”). После всходов на каждой микроделянке оставляли 2 растения сахарной свеклы и картофеля, 6 — растений кукурузы и лука, что обеспечивало нормальную площадь питания. Уборку урожая культур проводили в сентябре, учитывая массу основной продукции. Побочная продукция удалялась с микроделянок, а остатки корней перемешивались с почвой. Почва чистого пара в течение вегетационного периода дважды перекапывалась, сорные растения удалялись. Урожай корнеплодов сахарной свеклы в среднем за 2 ротации в контрольном варианте без удобрений составлял 1.94 кг/м^2 , зеленой массы кукурузы — 1.45 кг/м^2 , луковиц репчатого лука — 0.46 кг/м^2 , клубней картофеля — 0.98 кг/м^2 . Наибольшую прибавку урожая корнеплодов от минеральных и органических удобрений получали при внесении N2P2K2 и 75 т/га навоза (228 и 253%) соответственно, зеленой массы — N4P4K4 и 100 т/га (517 и 362%), луковиц — N2P2K2 и 50 т/га (111 и 103%), клубней — N3P3K3 и 75 т/га (262 и 109%). Во вторую ротацию размеры урожая на контроле были в среднем на 46% меньше, чем в первую ротацию, в вариантах с минеральными удобрениями — на 26%, а с органическими удобрениями на — 14%.

Отбор проб почвы и химические анализы. Образцы почвы отбирали после уборки урожая из слоя 0–20 см на каждой делянке тростевым буром и готовили смешанный образец. Смешанные пробы почвы высушивались на открытом воздухе, видимые остатки растений удалялись в ходе просеивания через сито с диаметром отверстий 2 мм. В образцах почвы, растертых до частиц $< 1 \text{ мм}$, определяли солевой pH_{KCl} потенциометрическим

способом (Sartorius Basic Meter PB–11), содержание $N-NO_3^-$ дисульфифеноловым методом, подвижные формы фосфора (P_2O_5) по Кирсанову в вытяжке 0.2 М HCl на спектрофотометре (UNICO-1200) и калия (K_2O) по Кирсанову в вытяжке 0.2 М HCl на пламенном фотометре (BWB-XP Perfomance Plus). Содержание общего (органического) углерода и общего азота определяли с помощью CNHS-анализатора (Leco 932) сухим сжиганием. Экспериментальные данные приведены в виде средних величин из трех аналитических повторений и их стандартных отклонений. Математическую обработку данных проводили с помощью MS Excel и программы Statistica 10. Экспериментальные данные аппроксимировали линейными, полиномиальными или экспоненциальными функциями, отображающими зависимость изменения химических свойств почвы от длительности внесения и доз минеральных и органических удобрений.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Содержание $C_{орг}$ в почве. Многолетняя динамика $C_{орг}$ в почве проявляется в виде прироста или убыли его содержания в почве, отражая преобладание, соответственно, прихода органического вещества или потерь в результате минерализационных и эрозионных процессов. За 9 лет наблюдений содержание $C_{орг}$ в почве без удобрений увеличилось на $0.16 \pm 0.03\%$ от массы, при внесении возрастающих доз полного минерального удобрения – на $0.25 \pm 0.05\%$, в вариантах с органическими удобрениями – на $0.70-1.44\%$ в зависимости от дозы навоза (рис. S1). Результаты метаанализа большого числа опытов в мире показывают, что применение навоза в значительно большей мере увеличивает содержание $C_{орг}$, $C_{мик}$ и $N_{общ}$ в почве, чем добавление азота минеральных удобрений и соломы [27].

В почве без удобрений и с внесением минеральных удобрений единственным источником нового органического вещества являются прижизненные и послеуборочные растительные остатки. Применение минеральных удобрений, повышая урожай культур, способствует большему поступлению в почву растительных остатков. Однако в присутствии добавленного с удобрением минерального азота растительные остатки быстрее и в большей мере минерализуются, что ограничивает прирост $C_{орг}$ в почве. В вариантах с органическими удобрениями величина урожая культур была в среднем за две ротации севооборота на 25% меньше, чем с минеральными удобрениями, но с навозом в почву ежегодно поступало дополнительно от 1.8 до 7.2 т/га углерода. Хотя от 19 до 28% углерода в свежем навозе КРС минерализуется и теряется уже в течение первого года [13],

оставшееся его количество давало устойчивый прирост $C_{орг}$ в почве. В почве чистого пара содержание $C_{орг}$ колебалось примерно на одном уровне (рис. S1).

Скорость накопления $C_{орг}$ в неудобренной почве составляла 0.22 г/(кг год), а с минеральными удобрениями – 0.29–0.38 г/(кг год) (табл. 1). Устойчивое накопление $C_{орг}$ в почве в пределах от 0.76 до 1.56 г/(кг год) давало систематическое внесение навоза в возрастающих дозах. При анализе зависимости изменения $C_{орг}$ в почве от продолжительности внесения минеральных и органических удобрений можно заметить, что скорость накопления $C_{орг}$ за начальные 5 лет применения удобрений была существенно выше, чем в последующие (5–9 лет) годы опыта. Можно предположить, что в вариантах с органическими удобрениями возникло насыщение почвы органическим углеродом, а с минеральными удобрениями – усиливалась минерализация органического вещества почвы и растительных остатков вследствие сужения отношения C/N с 10.2 до 9.7 при дозе N1P1K1 и 8.5 при дозе N4P4K4 (рис. S2). Для сравнения, скорость накопления $C_{орг}$ в дерново-подзолистой супесчаной почве в среднем за 36 лет бессменного выращивания многолетних трав без удобрений составляла 0.11 г/(кг год), при применении минеральных удобрений N300PK – 0.19 г/(кг год), а при внесении бесподстилочного навоза в дозах, эквивалентных N300–N700 – 0.34–0.42 г/(кг год) [18]. Также, как и в нашем опыте, в первую половину опыта (0–20 лет) скорость накопления $C_{орг}$ в дерново-подзолистой почве в вариантах с минеральными и органическими удобрениями была многократно больше, чем во вторую половину (20–36 лет).

Прибавка содержания $C_{орг}$ в почве от минеральных удобрений за 9 лет эксперимента составила всего лишь 9% относительно неудобренного контроля, тогда как от органических удобрений – от 39% при дозе навоза 25 т/га до 109% при дозе 100 т/га. Судя по недостоверной зависимости содержания $C_{орг}$ в почве от доз минеральных удобрений, применяемых в течение 9 лет эксперимента, минеральные удобрения не дают стабильного накопления почвенного органического вещества, при этом прирост $C_{орг}$ от умеренных и высоких доз больше, чем от экстремальных (табл. 2). Как известно из литературы, положительное действие минеральных удобрений на содержание $C_{орг}$ в почве проявляется лишь при полном возврате растительных остатков в почву [22], тогда как в нашем опыте побочная продукция культур (листья сахарной свеклы, стебли лука и ботва картофеля) не возвращалась в почву. В отличие от вариантов с минеральными удобрениями, коэффициенты регрессии при применении навоза в интервалах 25–50 и 75–100 т/га были одинаковы-

Таблица 1. Линейные регрессионные модели изменения химических свойств почвы за девятилетнее внесение минеральных и органических удобрений

| Параметр модели | Вариант | | | | | | | | | |
|---|---------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
| рН _{KCl} , единиц/год | | | | | | | | | | |
| a | 0* | -0.08 | -0.12 | -0.13 | -0.12 | 0.04 | 0.05 | 0.12 | 0.13 | -0.03 |
| a ₁ | -0.02* | -0.09 | -0.17 | -0.17 | -0.20 | 0.10* | 0.11 | 0.19 | 0.18* | -0.05* |
| a ₂ | 0.01* | -0.08 | -0.06 | -0.08 | -0.06 | 0* | 0* | 0.05* | 0.11* | 0.02* |
| b | 4.98 | 4.89 | 4.84 | 4.82 | 4.55 | 5.05 | 5.07 | 5.14 | 5.25 | 5.00 |
| R ² | 0.040 | 0.930 | 0.930 | 0.939 | 0.770 | 0.571 | 0.655 | 0.849 | 0.831 | 0.595 |
| P | 0.667 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.009 | 0.049 | 0.028 | 0.003 | 0.004 | 0.042 |
| C _{орг} , г/(кг год) | | | | | | | | | | |
| a | 0.22 | 0.29 | 0.35 | 0.38 | 0.37 | 0.76 | 0.99 | 1.18 | 1.56 | 0.05* |
| a ₁ | 0.23 | 0.34 | 0.45 | 0.43 | 0.40 | 0.84 | 1.12 | 1.91 | 2.32 | 0.11 |
| a ₂ | 0.11 | -0.04 | -0.12 | 0.06 | 0 | 0.71 | 1.02 | 0.68 | 0.66 | -0.05 |
| b | 9.56 | 9.64 | 9.55 | 9.47 | 9.50 | 10.0 | 10.3 | 11.8 | 12.1 | 9.56 |
| R ² | 0.889 | 0.774 | 0.741 | 0.866 | 0.797 | 0.992 | 0.980 | 0.877 | 0.905 | 0.241 |
| P | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.149 |
| N _{общ} , г/(кг год) | | | | | | | | | | |
| a | 0.02 | 0.04 | 0.05 | 0.06 | 0.06 | 0.06 | 0.07 | 0.07 | 0.09 | 0.02 |
| a ₁ | 0.02 | 0.04 | 0.06 | 0.06 | 0.07 | 0.06 | 0.06 | 0.10 | 0.13 | 0.03 |
| a ₂ | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.03 | 0.02 | 0.06 | 0.07 | 0.06 | 0.05 | 0.01 |
| b | 0.93 | 0.95 | 0.94 | 0.94 | 0.95 | 0.90 | 0.90 | 0.98 | 1.00 | 0.92 |
| R ² | 0.903 | 0.848 | 0.891 | 0.945 | 0.916 | 0.979 | 0.974 | 0.920 | 0.921 | 0.797 |
| P | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 |
| P ₂ O ₅ , мг/(кг год) | | | | | | | | | | |
| a | -1.96 | 3.97 | 20.2 | 36.8 | 56.6 | 10.8 | 21.1 | 34.4 | 55.0 | 0.44* |
| a ₁ | -1.20 | 7.72 | 22.5 | 43.6 | 67.4 | 15.0 | 27.3 | 35.7 | 58.2 | 2.39 |
| a ₂ | -3.04 | 1.89 | 19.5 | 31.8 | 42.3 | 7.93 | 20.1 | 38.9 | 55.5 | -2.22 |
| b | 88.5 | 101.4 | 104.0 | 118.7 | 113.0 | 92.6 | 103.1 | 92.7 | 98.0 | 88.2 |
| R ² | 0.955 | 0.614 | 0.984 | 0.941 | 0.980 | 0.907 | 0.896 | 0.945 | 0.957 | 0.085 |
| P | 0.001 | 0.037 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.525 |
| K ₂ O, мг/(кг год) | | | | | | | | | | |
| a | -0.62* | 4.67* | 12.3 | 23.4 | 44.3 | 6.16* | 10.8 | 20.0 | 31.3 | 0.63* |
| a ₁ | -1.00 | 11.3 | 21.8 | 29.6 | 57.5 | 13.4 | 18.4 | 26.5 | 54.9 | -0.40 |
| a ₂ | -0.52 | 0.08 | 7.63 | 26.0 | 41.0 | 2.13 | 7.50 | 16.1 | 7.04 | 2.22 |
| b | 74.2 | 105.4 | 121.8 | 141.3 | 178.6 | 109.9 | 117.8 | 115.6 | 148.3 | 74.0 |
| R | 0.494 | 0.462 | 0.702 | 0.827 | 0.885 | 0.527 | 0.708 | 0.907 | 0.845 | 0.435 |
| P | 0.078 | 0.093 | 0.018 | 0.004 | 0.016 | 0.065 | 0.018 | 0.001 | 0.003 | 0.107 |
| N-NO ₃ , мг/(кг год) | | | | | | | | | | |
| a | -0.03* | 0.02* | 0.16* | 2.27* | 2.78* | 0.19* | 0.54 | 0.61* | 1.36 | -0.03* |
| a ₁ | 0.02 | 0.30 | 0.58 | 6.17 | 6.07 | 0.17 | 0.80 | 1.73 | 2.43 | 0 |
| a ₂ | -0.03 | -0.10 | -0.65 | -0.05 | 1.45 | 0.29 | 0.40 | -0.28 | 0.65 | 0 |
| b | 1.17 | 2.61 | 5.37 | 4.29* | 6.34* | 1.12* | 1.05* | 2.89* | 2.56* | 1.50 |
| R ² | 0.284 | 0.009 | 0.116 | 0.286 | 0.345 | 0.683 | 0.914 | 0.528 | 0.820 | 0.200 |
| P | 0.355 | 0.878 | 0.574 | 0.353 | 0.297 | 0.085 | 0.011 | 0.164 | 0.034 | 0.450 |

Примечание. Обозначение номеров вариантов дано в тексте. Для рН_{KCl} и C_{орг} рассчитано к полному удобрению (N + P₂O₅ + K₂O, т/га), для N_{общ} и N-NO₃⁻ – к азотному удобрению (N, т/га), для P₂O₅ и K₂O – к фосфорному и калийному удобрениям (P₂O₅ и K₂O, т/га). Дозы свежего навоза крупного рогатого скота – 0, 25, 50, 75, 100 т/га. Коэффициенты a, a₁ и a₂ для уравнений линейной регрессии (y = ax + b) за 0–9, 0–5 и 5–9 лет соответственно.

* Недостовверные параметры уравнений при P < 0.05.

Таблица 2. Линейные регрессионные модели изменения химических свойств почвы в интервалах возрастающих доз минеральных и органических удобрений

| Параметр модели | pH_{KCl} | $C_{орг}$, г/кг | $N_{общ}$, г/кг | P_2O_5 , мг/кг | K_2O , мг/кг | $N-NO_3^-$, мг/кг |
|------------------------|------------|------------------|------------------|------------------|----------------|--------------------|
| Минеральные удобрения | | | | | | |
| a | -0.90 | 0.61* | 0.55 | 1036 | 792 | 57.2 |
| a_1 | -1.17 | 1.23* | 0.86 | 811 | 578 | 19.8 |
| a_2 | -0.65* | 0.09 | 0.32* | 1203 | 1078 | 87.2 |
| b | 4.85 | 10.8 | 1.07 | 60.4* | 52.8 | -1.45* |
| R^2 | 0.594 | 0.048 | 0.215 | 0.588 | 0.781 | 0.427 |
| P | 0.001 | 0.146 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 |
| Органические удобрения | | | | | | |
| a | 0.01 | 0.09 | 0.004 | 2.66 | 2.17 | 0.08 |
| a_1 | 0.01 | 0.09 | 0.004 | 2.49 | 2.08 | 0.05 |
| a_2 | 0.01 | 0.10 | 0.005 | 3.04* | 2.62 | 0.11 |
| b | 4.96 | 10.9 | 1.05 | 74.7 | 74.6 | 0.30* |
| R^2 | 0.641 | 0.629 | 0.388 | 0.497 | 0.744 | 0.596 |
| P | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 |

Примечание. Дозы минеральных и органических удобрений приведены в тексте. Для pH_{KCl} и $C_{орг}$ рассчитано к полному удобрению ($N + P_2O_5 + K_2O$, т/га), для $N_{общ}$ и $N-NO_3^-$ – к азотному удобрению (N, т/га), для P_2O_5 и K_2O – к фосфорному и калийному удобрениям (P_2O_5 и K_2O , т/га). Дозы свежего навоза крупного рогатого скота – 0, 25, 50, 75, 100 т/га. Коэффициент a – для уравнений линейной регрессии ($y = ax + b$) в интервале всех доз минеральных и органических удобрений, a_1 – в интервале от N0P0K0 до N2P2K и от 0 до 50 т/га навоза, a_2 – в интервале N2P2K2 до N4P4K4 и 50–100 т/га навоза соответственно.

* Недостоверные параметры уравнений при $P < 0.05$.

ми и достоверными, свидетельствуя о значимом вкладе возрастающих доз органических удобрений в увеличение обеспеченности почвы органическим веществом.

При оценке влияния возрастающих доз удобрений на агрохимические свойства почвы следует учитывать два момента. Во-первых, с экстремально высокой дозой удобрений в почву вносится столько же питательных веществ, сколько с умеренной дозой за несколько лет. Во-вторых, влияние удобрений складывается из прямого действия в год внесения и последствий ранее внесенных доз. Таким образом, значение химического показателя почвы может быть выражено функцией двух аргументов: количества внесенного удобрения и продолжительности применения удобрений. В условиях нашего опыта уровень содержания $C_{орг}$ в почве при минеральной системе удобрения на 69% зависел от длительности применения удобрений и на 5% от внесенного в почву количества NPK (табл. 3). При органической системе – на 28% от длительности внесения и на 63% от внесенной массы навоза.

Нами получена зависимость изменения содержания $C_{орг}$ в почве от суммарного количества удобрений, внесенных за две ротации севооборота, которая описывалась полиномом второго порядка (рис. 1). Полученные зависимости подтверждают ослабление прироста $C_{орг}$ в почве при длительном использовании экстремально высоких доз минеральных удобрений и указывают на начало насыщения серой лесной почвы органическим веществом при поступлении 700–900 т/га навоза за 9 лет на уровне равном $2.34 \pm 0.04\%$ $C_{орг}$ от массы почвы. Согласно уравнению, представленному на рис. 1, предельное содержание $C_{орг}$ в пахотной серой лесной почве, выше которого добавленное органическое вещество не удерживается в почве, составляет 2.75% от массы, что достигается поступлением 1300 т/га свежего навоза КРС, содержащим примерно 95 т/га $C_{орг}$. В упомянутом выше опыте на дерново-подзолистой супесчаной почве предельная концентрация $C_{орг}$, создаваемая многолетним внесением бесподстильного навоза на посевах многолетних трав, составляла $2.11 \pm 0.16\%$ от массы почвы [18].

Таблица 3. Влияние длительности внесения (X , число лет) и дозы (Z , т/га) минеральных и органических удобрений на химические показатели почвы (Y)

| Показатель | Параметр | Минеральные удобрения ($N + P_2O_5 + K_2O$) | Органические удобрения |
|------------------|------------------|--|--------------------------------|
| pH_{KCl} | Уравнение | $Y = 5.21 - 0.076X - 0.898Z$ | $Y = 4.71 + 0.056X + 0.009Z$ |
| | R^2 общий | 0.862 | 0.801 |
| | P общий | <0.001 | <0.001 |
| | R^2 фактор X | 0.268 | 0.159 |
| | P фактор X | <0.001 | <0.001 |
| | R^2 фактор Z | 0.594 | 0.641 |
| | P фактор Z | <0.001 | <0.001 |
| $C_{орг}$, г/кг | Уравнение | $Y = 9.16 + 0.333X + 0.668Z$ | $Y = 6.68 + 0.851X + 0.093Z$ |
| | R^2 общий | 0.738 | 0.911 |
| | P общий | <0.001 | <0.001 |
| | R^2 фактор X | 0.690 | 0.282 |
| | P фактор X | <0.001 | <0.001 |
| | R^2 фактор Z | 0.048 | 0.629 |
| | P фактор Z | <0.008 | <0.001 |
| $N_{общ}$, г/кг | Уравнение | $Y = 0.84 + 0.046X + 0.550Z$ | $Y = 0.73 + 0.065X + 0.004Z$ |
| | R^2 общий | 0.834 | 0.887 |
| | P общий | <0.001 | <0.001 |
| | R^2 фактор X | 0.619 | 0.499 |
| | P фактор X | <0.001 | <0.001 |
| | R^2 фактор Z | 0.215 | 0.388 |
| | P фактор Z | <0.001 | <0.001 |
| P_2O_5 , мг/кг | Уравнение | $Y = 21.65X + 1036.5Z - 40.6^*$ | $Y = 23.27X + 2.655Z - 33.9^*$ |
| | R^2 общий | 0.790 | 0.768 |
| | P общий | <0.001 | <0.001 |
| | R^2 фактор X | 0.202 | 0.271 |
| | P фактор X | <0.001 | <0.001 |
| | R^2 фактор Z | 0.588 | 0.497 |
| | P фактор Z | <0.001 | <0.001 |
| K_2O , мг/кг | Уравнение | $Y = 12.33X + 791.8Z - 4.74^*$ | $Y = 10.04X + 2.17Z + 27.7^*$ |
| | R^2 общий | 0.865 | 0.857 |
| | P общий | <0.001 | <0.001 |
| | R^2 фактор X | 0.084 | 0.113 |
| | P фактор X | <0.001 | <0.001 |
| | R^2 фактор Z | 0.781 | 0.744 |
| | P фактор Z | <0.001 | <0.001 |
| $N-NO_3$, мг/кг | Уравнение | $Y = 0.977X^* + 57.2Z - 6.34^*$ | $Y = 0.535X + 0.083Z - 2.38$ |
| | R^2 общий | 0.488 | 0.756 |
| | P общий | <0.001 | <0.001 |
| | R^2 фактор X | 0.062* | 0.160 |
| | P фактор X | 0.118 | <0.001 |
| | R^2 фактор Z | 0.427 | 0.596 |
| | P фактор Z | <0.001 | <0.001 |

Примечание. R^2 – коэффициент детерминации, P – уровень значимости.* Недостоверно при $P < 0.05$.

По полученным уравнениям можно также рассчитать величину прироста $C_{\text{орг}}$ в почве на единицу внесенных удобрений. В интервале умеренных доз минеральных удобрений и в первые годы действия удобрений внесение 100 кг/га NPK дополнительно повышало содержание $C_{\text{орг}}$ на 0.045 г/кг, тогда как на фоне экстремально высоких доз при систематическом их внесении всего лишь на 0.006 г/кг. Соответственно, применение 10 т/га свежего навоза КРС в ненасыщенной углеродом почве обеспечивало рост содержания $C_{\text{орг}}$ на 0.249 г/кг, а в насыщенной углеродом почве за счет предыдущего многолетнего внесения органических удобрений – на 0.099 г/кг.

Таким образом, минеральные удобрения в дозах, увеличивающих урожай культур, способствуют небольшому накоплению в почве $C_{\text{орг}}$, тогда как переудобренность может быть причиной химической дестабилизации почвенного органического вещества. При систематическом внесении органических удобрений происходит реальная эвтрофикация почвы углеродом вплоть до полного насыщения, после чего внесенное органическое вещество не закрепляется в почве, а преимущественно теряется в виде $C-CO_2$. Скорость накопления $C_{\text{орг}}$ в почве была меньше декларируемой величины 4 промилле даже при внесении экстремально высоких доз навоза.

Содержание $N_{\text{общ}}$ и $N-NO_3^-$ в почве. Систематическое применение удобрений сопровождалось повышением содержания общего азота в почве. Хотя с минеральными и органическими удобрениями в почву поступало примерно одинаковое количество азота, прирост $N_{\text{общ}}$ от возрастающих доз минеральных удобрений составил 0.30–0.45 г/кг, а от органических – на 0.41–0.74 г/кг (рис. S2). За 9 лет опыта содержание $N_{\text{общ}}$ в почве с минеральными удобрениями возросло в 1.1–1.3 раза по сравнению с неудобренным контролем, а с органическими – в 1.3–1.6 раз. Азот минеральных удобрений мобилен и для его закрепления требуется органическое вещество, которого в почве недостаточно для полной иммобилизации. В органических удобрениях преобладающая часть азота находится в связанном виде, постепенно минерализуется и сохраняется в почве достаточно продолжительное время.

Скорость накопления $N_{\text{общ}}$ в почве с минеральными удобрениями составляла 0.04–0.06 г/(кг год), а с органическими – 0.06–0.09 г/(кг год) (табл. 1). При всех дозах минеральных удобрений накопление общего азота в почве в первые 5 лет опыта было в 2–6 раз быстрее, чем в последующие годы опыта, подтверждая гипотезу о недостаточном для иммобилизации поступлении органического вещества с растительными остатками. При применении навоза в традиционных дозах 25 и 50 т/га

содержание $N_{\text{общ}}$ увеличивалось равномерно, тогда как при экстремально высоких дозах, по мере насыщения почвы органическим веществом, избыточные количества углерода и азота терялись из почвы (рис. 1).

Умеренные и высокие дозы минеральных удобрений обеспечивали более высокий прирост общего азота в почве, чем экстремальные, тогда как величины ежегодного прироста $N_{\text{общ}}$ в почве от возрастающих доз органических удобрений были примерно одинаковыми (табл. 2). В целом за 9 лет опыта вклад длительности применения минеральных удобрений в увеличение содержания $N_{\text{общ}}$ в почве составлял 62%, а количества внесенного в почву NPK – 22% (табл. 3). При органической системе содержание $N_{\text{общ}}$ на 50% зависело от длительности внесения и на 39% от внесенной массы навоза.

По уравнениям, представленным на рис. 1, рассчитаны величины прироста $N_{\text{общ}}$ в почве на единицу внесенных удобрений. В интервале умеренных доз минеральных удобрений и в первые годы действия удобрений внесение 100 кг/га N давало дополнительно 0.023 г/кг общего азота, тогда как на фоне экстремально высоких доз и систематического их внесения лишь 0.007 г/кг. Соответственно, применение 10 т/га свежего навоза КРС в ненасыщенной углеродом почве обеспечивало рост содержания $N_{\text{общ}}$ на 0.01 г/кг, а в насыщенной углеродом почве за счет предыдущего многолетнего внесения органических удобрений – на 0.008 г/кг.

В пахотной почве независимо от формы азотного удобрения основная часть доступного растениям азота представлена нитратами. Нитраты не образуют переходящий запас в почве, а преобладающая их часть в летний период потребляется растениями и теряется путем денитрификации. Поэтому в почве после уборки урожая обнаруживаются, как правило, низкие или “следовые” концентрации нитратов (рис. S4). При выращивании быстро созревающих культур (сортов) на фоне избыточных доз удобрений, превышающих потребность растений в азоте, запасы нитратов в почве могут остаться неизрасходованными. В нашем опыте высокое остаточное содержание нитратов обнаружено в годы выращивания картофеля при внесении экстремальных доз минеральных удобрений от 270 до 360 кг N/га. По обобщенным данным [14] при минеральной системе удобрения избыточными для зерновых культур являются дозы азота свыше 150 кг N/га, а при органо-минеральной системе – более 250 кг N/га.

Влияние продолжительности применения удобрений на содержание нитратов в почве было противоречивым (табл. 1). Если в первую ротацию севооборота содержание остаточных нитратов повышалось при ежегодном внесении удобре-

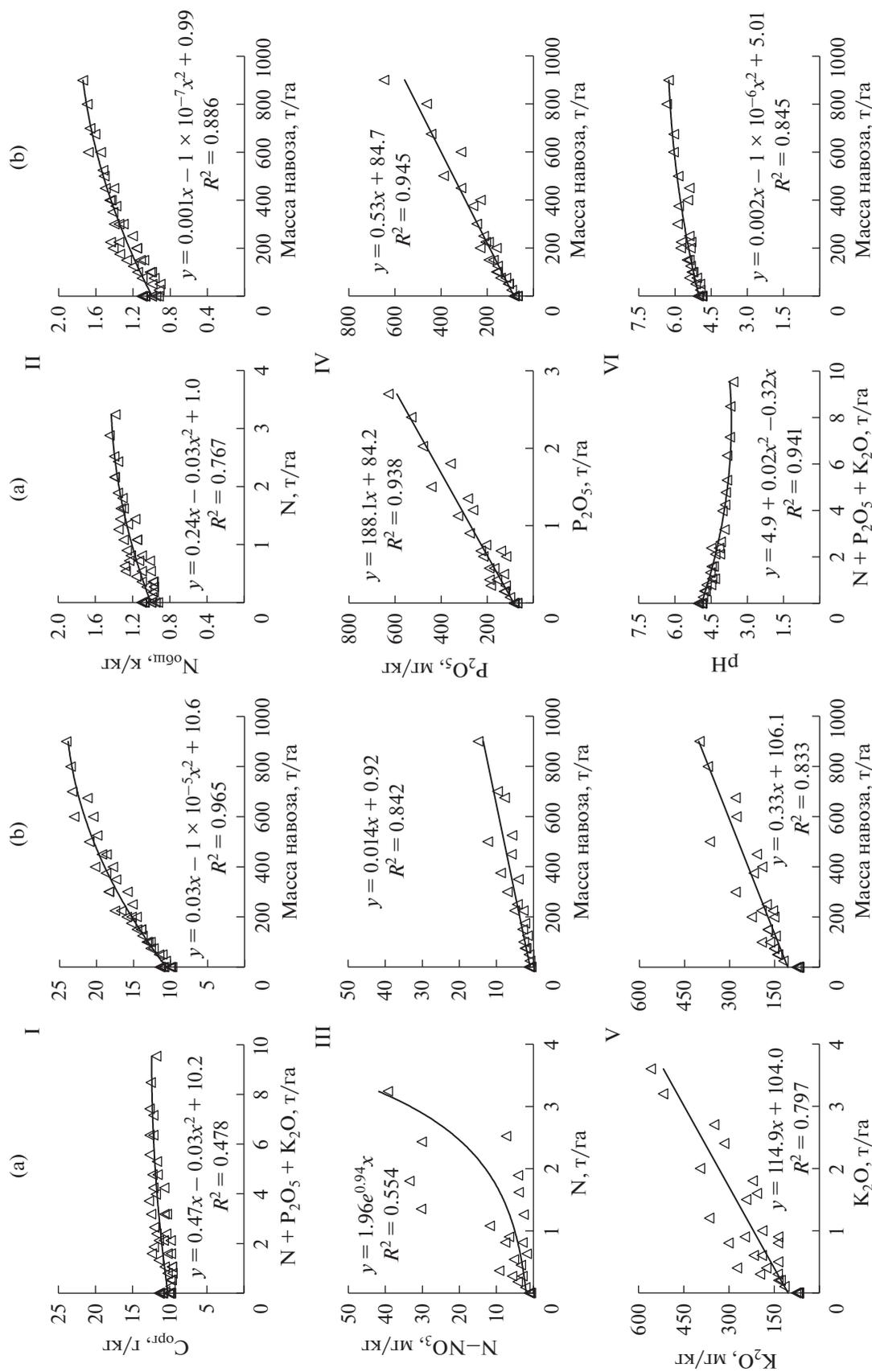


Рис. 1. Кумулятивный эффект девятилетнего систематического внесения минеральных (а) и органических (б) удобрений в возрастающих дозах на содержание органического углерода (I), общего азота (II), нитратов (III), подвижных фосфора (IV), калия (V) и pH (VI) в серой лесной почве.

ний, то во вторую ротацию снижалось во многих вариантах. В целом за все годы наблюдений в 6 вариантах из 8 не было достоверной связи между длительностью применения удобрений и остаточным содержанием $N-NO_3^-$ в почве. Более отчетливой была зависимость содержания нитратов в почве от дозы минеральных и органических удобрений (табл. 2). По мере увеличения дозы минеральных удобрений остаточное содержание нитратного азота в почве возрастало на 57.2 мг/кг, а при повышении доз навоза — на 0.08 мг/кг. Как и ожидалось, прирост остаточного азота нитратов от экстремально высоких доз минеральных и органических удобрений был соответственно в 4.4 и 2.2 раза выше, чем от умеренных и высоких. Если изменение содержания общего азота больше зависело от длительности применения удобрений, чем от дозы, главным фактором изменчивости содержания остаточного $N-NO_3^-$ в почве были дозы минеральных и органических удобрений, вклад которых составлял 43 и 60% (табл. 3). Как было отмечено выше, для общего азота в почве характерной была полиномиальная зависимость с насыщающим типом отклика на объемы поступления в почву минеральных и органических удобрений за 9-летний период. Содержание остаточного азота нитратов в почве с минеральной системой удобрения больше соответствовала экспоненциальной зависимости, а с органической — прямой линейной зависимости (рис. 1).

Таким образом, систематическое применение удобрений может быть реальной причиной азотной эвтрофикации почвы. При этом вклад органических удобрений в обогащение почвы азотом более существенен, чем минеральных удобрений. Однако эвтрофикация почвы азотом минеральных удобрений несет больше угроз окружающей среде, чем азотом органических удобрений из-за высоких остаточных концентраций нитратов, обнаруживаемых в почве в послеуборочный период при применении экстремальных доз минеральных удобрений. Переудобренность — главная причина избытка нитратов в почве.

Обеспеченность почвы подвижным фосфором при ежегодном внесении удобрений. Содержание доступного растениям фосфора является ключевым индикатором эвтрофикации или олиготрофикации почвы. Содержание подвижного P_2O_5 в неудобренной дерново-подзолистой почве снизилось за 15 лет опыта в 1.4 раза, а в вариантах с минеральными и органическими удобрениями возросло в 1.6 раза, составив 238 и 192 мг/кг [11]. В другом опыте 20-летнее выращивание культур без удобрений привело к снижению содержания подвижного P_2O_5 в дерново-подзолистой почве на 15%, тогда как применение умеренных доз НРК (пять ротаций семипольного севооборота) и внесение 40 т/га навоза (3 ротации, 5.7 т/га в год)

повышали содержание подвижного фосфора в 2.6 и 1.2 раза соответственно [1, 10].

В нашем опыте за 9 лет наблюдений содержание P_2O_5 в серой лесной почве без удобрений уменьшилось в 1.3 раза, при внесении возрастающих доз полного минерального удобрения возросло в 1.6–7.1 раз, в вариантах с органическими удобрениями увеличилось в 2.2–7.4 раз в зависимости от дозы навоза (рис. S5). Достигнутые содержания P_2O_5 в вариантах с экстремально высокими дозами минеральных и органических удобрений свидетельствуют о зафосфачивании (over phosphatization) почвы. Зафосфачивание почв — распространенное явление для интенсивного земледелия с интенсивным применением удобрений [9]. Прирост содержания P_2O_5 в почве от ежегодного внесения минеральных удобрений составлял в зависимости от дозы от 4 до 57 мг/(кг год), при этом в течение первой ротации накопление P_2O_5 шло в 1.1–4.1 раз быстрее, чем в течение второй ротации (табл. 1). Систематическое внесение навоза в возрастающих дозах увеличивало содержания подвижного фосфора со скоростью 11–55 мг/(кг год). При умеренных и высоких дозах навоза накопление P_2O_5 шло быстрее в первую ротацию, а при экстремальных дозах — с одинаковой скоростью. В почве без удобрений в среднем за 9 лет опыта наблюдалась убыль P_2O_5 со скоростью 2 мг/(кг год), усиливаясь во вторую ротацию севооборота в 2.5 раза по сравнению с первой ротацией.

Содержание подвижного фосфора в почве возрастало с линейной зависимостью от доз минеральных и органических удобрений, а прирост от экстремальных доз минеральных удобрений и навоза был соответственно в 1.5 и 1.2 раза больше, чем от умеренных и высоких доз (табл. 2). Из уравнений множественной регрессии следует, что накопление подвижных фосфатов в почве с минеральными и органическими удобрениями зависит в большей степени от дозы, чем от длительности внесения удобрений. При минеральной и органической системах вклад длительности внесения составлял 20 и 27% соответственно, а дозы удобрений — 59 и 50% (табл. 3).

В отличие от углерода и общего азота систематическое применение минеральных и органических удобрений не вызывало насыщения почвы фосфатами (рис. 1). Чем продолжительнее и больше поступало в почву удобрений, тем больше накапливалось подвижного фосфора с линейной зависимостью. Как при умеренном применении минеральных и органических удобрений, так и при высоких дозах каждые 100 кг P_2O_5 /га фосфорных удобрений и 10 т/га навоза обеспечивали прирост содержания P_2O_5 в почве соответственно на 18.8 и 5.3 мг/кг (рис. 1). По нормативам для повышения содержания подвижного P_2O_5 на 10 мг/кг в дерново-подзолистой почве разного грануло-

метрического состава требуется внесение от 50–60 до 100–120 кг P_2O_5 /га минеральных удобрений, а в серой лесной почве – от 70–80 до 120–140 кг P_2O_5 /га [17]. В нашем опыте на среднесуглинистой серой лесной почве повышение содержания подвижного P_2O_5 на 10 мг/кг достигалось при дозе фосфорных удобрений около 55 кг/га. Ранее показано, что расход фосфора удобрений на повышение содержания в почве подвижных фосфатов может быть разным, завися от обеспеченности почвы органическим веществом, исходного содержания подвижных фосфатов, гранулометрического состава и рН почвенной среды [19].

Таким образом, пахотная серая лесная среднесуглинистая почва легко подвержена эвтрофикации фосфатами, перерастающей в избыточное зафосфачивание в случае внесения экстремальных доз фосфорсодержащих удобрений. Минеральные и органические удобрения равнозначны по своему вкладу в фосфорную эвтрофикацию почвы. Ежегодное применение суперфосфата и навоза КРС в экстремально высоких дозах от 225 до 300 кг P_2O_5 /га не повлекло насыщения почвы фосфатами.

Влияние ежегодного внесения удобрений на содержание подвижного калия в почве. Обогащение почвы подвижным калием менее распространено явление в земледелии, чем фосфором, но оно реально при систематическом применении удобрений. За 9 лет наблюдений содержание K_2O в почве без удобрений уменьшилось в 1.1 раза, при внесении возрастающих доз полного минерального удобрения возросло в 3.0–7.7 раз, в вариантах с органическими удобрениями увеличилось в 2.1–5.5 раз в зависимости от дозы навоза (рис. S6). При умеренных и высоких дозах минеральных и органических удобрений в почве создавался высокий уровень подвижного калия (137–222 и 156–210 мг/кг соответственно). Применение экстремальных доз сернокислого калия и навоза приводило к переудобренности почвы, в результате чего содержание подвижного K_2O достигало избыточно высокого уровня вплоть до 350–560 и 281–401 мг/кг соответственно. В неудобренной дерново-подзолистой почве содержание K_2O снизилось за 15 лет в 1.2 раза, а в вариантах с минеральной и органической (полужидкий навоз КРС) системами возросло соответственно в 3.4 и 2.6 раза, достигнув 378 и 288 мг/кг [11].

Если неудобренная почва обеднялась подвижным K_2O со скоростью 0.62 мг/(кг год), то почва с ежегодным внесением минеральных удобрений обогащалась со скоростью от 5 до 44 мг/(кг год) в зависимости от дозы, а при органической системе удобрения – со скоростью от 6 до 31 мг/(кг год) (табл. 1). Подвижный калий, также как фосфор, быстрее накапливался в почве в течение первой ротации, чем во второй ротации. В целом по опы-

ту накопление подвижного калия в почве с минеральными и органическими удобрениями зависело в большей степени от дозы (78 и 74% вариации), чем от длительности внесения (8 и 11%) удобрений (табл. 3). Фактор дозы удобрения был самым значимым в увеличении содержания K_2O по сравнению с другими химическими показателями. Содержание подвижного K_2O в почве возрастало с линейной зависимостью от доз минеральных и органических удобрений, а прирост от экстремальных доз минеральных удобрений и навоза был соответственно в 1.9 и 1.3 раза выше, чем от умеренных и высоких доз (табл. 2).

Подобно подвижному фосфору систематическое применение минеральных и органических удобрений не вызывало насыщения почвы подвижным калием, что подтверждается наличием линейной связи между его содержанием и суммарным поступлением калия удобрений в почву (рис. 1). Из полученных уравнений следует, что 100 кг K_2O /га калийных удобрений и 10 т/га навоза повышали содержание K_2O в почве на 11.5 и 3.3 мг/кг соответственно. Повышение обеспеченности серой лесной почвы подвижным калием на 10 мг/кг достигалось внесением с минеральными удобрениями примерно 85 кг K_2O /га, что оказалось выше норматива для суглинистых серых лесных почв [17].

Таким образом, систематическое применение полного минерального удобрения и органических удобрений в виде навоза ведет к постепенному увеличению содержания подвижного калия в пахотной почве вплоть до избыточно высокого уровня. Поскольку калий наряду с азотом и фосфором относится к числу основных элементов минерального питания, контролирующими продуктивность растений, обогащение почвы подвижным калием правомочно тоже относить к эвтрофикации. Главной причиной эвтрофикации почвы калием является переудобренность калийсодержащими удобрениями, в том числе органическими удобрениями.

Изменения рН почвы. Применение минеральных и органических удобрений, прямо или косвенно, изменяет рН почвы. За 20 лет с 1980 по 2000 г. рН почв в большинстве сельскохозяйственных провинций Китая уменьшился на 0.13–0.80 единиц, что связывается с интенсивным применением минеральных удобрений [32]. Площадь кислых почв в Нечерноземной зоне России к 2016 г. составила 60% от обследованных площадей [17]. Считается, что минеральные удобрения и солома приводят к подкислению почвы, тогда как применение навоза увеличивает рН [27]. За 15 лет опыта рН неудобренной дерново-подзолистой почвы увеличился на 0.2, при минеральной системе удобрения уменьшился на 0.9, а при органической системе с использованием полу-

жидкого навоза КРС возрос на 0.7 [11]. Внесение навоза уменьшило отрицательное влияние минеральных удобрений на кислотность почвы [1]. В нашем опыте рН серой лесной почвы на не-удобренном варианте не зависел от продолжительности выращивания культур, снижаясь или увеличиваясь в разные годы на 0.04–0.07 единиц (рис. S7). Систематическое применение полного минерального удобрения в возрастающих дозах в течение 9 лет вызывало устойчивое уменьшение рН почвы на 0.8–1.4 ед., а свежего навоза КРС – увеличение на 0.4–1.4 ед. Скорость снижения рН почвы при внесении полного минерального удобрения составляла 0.08–0.13 ед./год, а в вариантах с навозом рН почвы увеличивался со скоростью 0.04–0.13 ед./год (табл. 1). Наиболее быстрые изменения рН почвы под влиянием удобрений наблюдались в течение первой ротации.

Дозы минеральных и органических удобрений были более значимым фактором изменения рН почвы (59 и 64% соответственно), чем продолжительность применения удобрений (27 и 16%) (табл. 3). Увеличение доз минеральных и органических удобрений достоверно изменяло рН почвы (табл. 2). Судя по коэффициентам регрессий, отклик рН почвы на применение умеренных и высоких доз минеральных удобрений был более отчетливым, чем на экстремальные дозы. Органические удобрения, как в умеренных и высоких дозах, так и в экстремальных, в одинаковой мере повышали рН почвы.

На рис. 1 отображены полиномиальные зависимости изменений рН почвы на действие и последствие минеральных и органических удобрений. Хорошо видно, что подкисление почвы при систематическом внесении минеральных удобрений или нейтрализация кислотности при применении органических удобрений осуществляется не безгранично, а в пределах границ буферности, присущей почве. Внесение 100 кг/га NPK при умеренных (0.3 т/га) удобрительных нагрузках дополнительно снижало рН почвы на 0.03 ед., тогда как при значительных (8 т/га при N3P3K3 и N4P4K4 за 9 и 8 лет) нагрузках дополнительного снижения рН не происходило (рис. 1). Увеличение рН почвы от внесения органических удобрений имело место только до определенного уровня суммарного поступления в почву навоза, выше которого рН почвы не изменялся. При суммарном поступлении навоза в объеме 25 т/га дополнительное его внесение в количестве 10 т/га повышало рН на 0.02 ед., тогда как на фоне 700 т/га (дозы 75–100 т/га ежегодно) дополнительного повышения рН не было.

Таким образом, удобрительная эвтрофикация почвы сопровождается изменением рН почвенной среды, но эти явления имеют разную природу. Сдвиг рН в эвтрофицированной почве обуслов-

лен не увеличением содержания питательных элементов, а зависит от химических свойств удобрений. Поступление химически и физиологически кислых минеральных удобрений приводит к резкому подкислению почвы, тогда как навоз оказывает мелиорирующее действие, благодаря кальцию и органическим соединениям, повышающим буферную способность почвы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Агрогенная эвтрофикация почвы – это искусственное обогащение почвы органическим углеродом и минеральными элементами, поступающими с удобрениями при сельскохозяйственной деятельности, направленной на повышение плодородия почвы и продуктивности растений. Эвтрофикация почвы диаметрально противоположна олиготрофикации, развивающейся в результате истощительного земледелия без применения удобрений с обеднением почвы преимущественно фосфором и калием.

Эвтрофикация почвы может развиваться как при минеральной, так и при органической системе удобрения. При минеральной системе удобрения почва обогащается преимущественно подвижными формами фосфора и калия. Обогащение почвы азотом минеральных удобрений является краткосрочным, проявляясь в виде остаточных нитратов, которые теряются из почвы за осенне-зимний период. Органические удобрения, в отличие от минеральных, обеспечивают полиэвтрофикацию почвы, обогащая одновременно не только азотом, фосфором, калием, но и органическим углеродом.

Переудобренность и длительное применение удобрений – главные факторы развития почвенной эвтрофикации. Если при умеренных дозах удобрений признаки эвтрофикации почвы могут проявиться через десятилетия, то в результате переудобренности – через несколько лет. Содержание $N-NO_3^-$ и подвижных фосфора и калия в почве зависело в большей мере от дозы удобрений, чем от продолжительности применения, как при минеральной системе, так и при органическом удобрении. Преобладающим фактором изменений в содержании общего азота в почве была длительность применения минеральных и органических удобрений. При органической системе вклад дозы удобрений в эвтрофикацию почвы органическим углеродом был выше, чем длительности внесения, тогда как при минеральной системе содержание $C_{орг}$ сильнее зависело от длительности применения удобрений.

Эвтрофикация почвы и изменение почвенного рН – сопутствующие друг другу, но разные эффекты систематического применения удобрений. По мере эвтрофикации почвы минеральными

удобрениями рН почвы уменьшается, тогда как эвтофирование почвы органическими удобрениями сопровождается увеличением рН.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при поддержке Российского научного фонда, проект № 22-26-00100.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Табл. S1. Содержание углерода и азота в свежем навозе крупного рогатого скота, применяемого в длительном микрополевым опыте.

Табл. S2. Ежегодное и общее количество минеральных и органических удобрений, применяемых в 9-летнем микрополевым опыте на серой почве.

Рис. S1. Изменения содержания органического углерода ($C_{орг}$) в почве в течение 9-летнего применения минеральных и органических удобрений в возрастающих дозах.

Рис. S2. Изменение соотношения C : N в почве в течение 9-летнего применения минеральных и органических удобрений в возрастающих дозах.

Рис. S3. Изменения содержания общего азота ($N_{общ}$) в почве в течение 9-летнего применения минеральных и органических удобрений в возрастающих дозах.

Рис. S4. Изменения содержания $N-NO_3$ в почве в течение 9-летнего применения минеральных и органических удобрений в возрастающих дозах.

Рис. S5. Изменения содержания подвижного P_2O_5 в почве в течение 9-летнего применения минеральных и органических удобрений в возрастающих дозах.

Рис. S6. Изменения содержания подвижного K_2O в почве в течение 9-летнего применения минеральных и органических удобрений в возрастающих дозах.

Рис. S7. Изменения рН почвы в течение 9-летнего применения минеральных и органических удобрений в возрастающих дозах.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Васбиева М.Т. Изменение агрохимических показателей дерново-подзолистой почвы Предуралья при длительном применении удобрений // Почвоведение. 2021. № 1. С. 90–99. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21010135>
2. Волынкина О.В., Кириллова Е.В. Формирование агрофона с оптимальным содержанием подвижного фосфора в черноземе выщелоченном // Агрохимия, 2021. № 1. С. 3–11. <https://doi.org/10.31857/S0002188121010117>
3. Зинякова Н.Б., Семенов В.М. Влияние возрастающих доз органических и минеральных удобрений на пулы растворенного, подвижного и активного органического вещества в серой лесной почве // Агрохимия. 2014. № 6. С. 8–19.
4. Кудяров В.Н. Оценка питательной деградации пахотных почв России // Вестник Российской академии наук. 2015. Т. 85. № 9. С. 771–775. <https://doi.org/10.7868/S0869587315090078>
5. Кудяров В.Н. Почвенно-биогеохимические аспекты состояния земледелия в Российской Федерации // Почвоведение. 2019. № 1. С. 109–121. <https://doi.org/10.1134/S0032180X1901009X>
6. Кудяров В.Н., Башкин В.Н., Кудярова А.Ю., Бочкарев А.Н. Экологические проблемы применения минеральных удобрений. М.: Наука, 1984. 214 с.
7. Кудяров В.Н., Семенов В.М. Оценка современного вклада удобрений в агрогеохимический цикл азота, фосфора и калия // Почвоведение. 2004. № 12. С. 1440–1446.
8. Кудяров В.Н., Семенов В.М. Проблемы агрохимии и современное состояние химизации сельскохозяйственного производства в Российской Федерации // Агрохимия. 2014. № 10. С. 3–17.
9. Кудярова А.Ю. Фосфатогенная трансформация почв. М.: Наука, 1995. 288 с.
10. Митрофанова Е.М., Васбиева М.Т. Фосфатный режим дерново-подзолистой почвы при длительном применении органических и минеральных удобрений // Агрохимия. 2014. № 9. С. 13–19.
11. Мерзлая Г.Е., Еськов А.И., Тарасов С.И. Действие и последствие систем удобрения с использованием навоза // Плодородие. 2011. № 3. С. 16–19.
12. Носко Б.С., Бабынин В.И., Гладких Е.Ю. Последствие удобрений на физико-химические и агрохимические свойства чернозема типичного // Агрохимия. 2012. № 4. С. 3–13.
13. Паутова Н.Б., Семенова Н.А., Хромычкина Д.П., Лебедева Т.Н., Семенов В.М. Определение активного органического вещества в свежем подстилочном навозе биокинетическим методом // Агрохимия. 2018. № 9. С. 29–39. <https://doi.org/10.1134/S0002188118090107>
14. Романенков В.А., Беличенко М.В., Рухович О.В., Никитина Л.В., Иванова О.И. Эффективность использования азота в длительных и краткосрочных опытах агрохимслужбы и геосети Российской Федерации // Агрохимия. 2020. № 12. С. 28–37. <https://doi.org/10.31857/S0002188120120091>
15. Семенов А.М., Бубнов И.А., Семенов В.М., Семенова Е.В., Зеленов В.В., Семенова Н.А. Ежедневная динамика численности бактерий и эмиссии CO_2 почвы и связь их волнообразных колебаний с сукцессией микробного сообщества // Почвоведение. 2013. № 8. С. 963–979. <https://doi.org/10.7868/S0032180X13080078>
16. Семенов В.М., Пругар Я., Кноп К., Пехова Б., Агаев В.А., Соколов О.А. Накопление нитратов растениями

- при интенсивном применении азотных удобрений // Известия АН СССР. Серия биологическая. 1986. № 2. С. 201–209.
17. Сычев В.Г., Шафран С.А., Виноградова С.Б. Плодородие почв России и пути его регулирования // Агрохимия. 2020. № 6. С. 3–13. <https://doi.org/10.31857/S0002188120060125>
 18. Тарасов С.И., Кравченко М.Е., Бужина Т.А. Баланс азота, использование биогенных элементов в агроценозах с бесменным возделыванием костреча безостого при длительном применении различных доз бесподстилочного навоза // Агрохимия. 2021. № 2. С. 21–30. <https://doi.org/10.31857/S0002188121020125>
 19. Шафран С.А., Кирпичников Н.А., Ермаков А.А., Семенова А.И. Динамика содержания подвижного фосфора в почвах Нечерноземной зоны и его регулирование // Агрохимия. 2021. № 5. С. 14–20. <https://doi.org/10.31857/S0002188121050100>
 20. Шишов Л.Л., Тонконогов В.Д., Лебедева И.И., Герасимова М.И. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 324 с.
 21. Albornoz F. Crop responses to nitrogen overfertilization: A review // Scientia Horticulturae. 2016. V. 205. P. 79–83. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2016.04.026>
 22. Alvarez R. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage // Soil Use Manag. 2005. V. 21(1). P. 38–52. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2005.tb00105.x>
 23. Bouwman A.F., van Vuuren D.P., Derwent R.G., Posch M. A global analysis of acidification and eutrophication of terrestrial ecosystems // Water, Air, and Soil Pollution. 2002. V. 141. P. 349–382. <https://doi.org/10.1023/A:1021398008726>
 24. Bouwman L., Goldewijk K.K., Van Der Hoek K.W., Beusen A.H.W., Van Vuuren D.P., Willems J., Rufino M.C., Stehfest E. Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900–2050 period // PNAS. 2013. V. 110(52). P. 20882–20887. <https://doi.org/10.1073/pnas.1012878108>
 25. Chen X., Yan X., Wang M., Cai Y., Weng X., Su D., Guo J., Wang W., Hou Y., Ye D., Zhang S., Liu D., Tong L., Xu X., Zhou S., Wu L., Zhang F. Long-term excessive phosphorus fertilization alters soil phosphorus fractions in the acidic soil of pomelo orchards // Soil and Tillage Research. 2022. V. 215. Art. № 105214. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105214>
 26. Craine J.M., Elmore A.J., Wang L., Aranibar J., Bauters M., Boeckx P., Crowley B.E., Dawes M.A., Delzon S., Fajardo A., Fang Y., Fujiyoshi L., Gray A., Guerrieri R., Gundale M.J., ... Zmudczyńska-Skarbek K. Isotopic evidence for oligotrophication of terrestrial ecosystems // Nature Ecology and Evolution. 2018. V. 2. P. 1735–1744. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0694-0>
 27. Dang P., Li C., Lu C., Zhang M., Huang T., Wan C., Wang H., Chen Y., Qin X., Liao Y., Siddique K.H.M. Effect of fertilizer management on the soil bacterial community in agroecosystems across the globe // Agriculture, Ecosystems and Environment. 2022. V. 326. Art. № 107795. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107795>
 28. Ekblad A., Nordgren A. Is growth of soil microorganisms in boreal forests limited by carbon or nitrogen availability? // Plant and Soil. 2002. V. 242. P. 115–122. <https://doi.org/10.1023/A:1019698108838>
 29. Elser J.J., Bracken M.E.S., Cleland E.E., Gruner D.S., Harpole W.S., Hillebrand H., Ngai J.T., Seabloom E.W., Shurin J.B., Smith J.E. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems // Ecology Letters. 2007. V. 10. P. 1135–1142. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x>
 30. Garske B., Stubenrauch J., Ekardt F. Sustainable phosphorus management in European agricultural and environmental law // Review of European, Comparative and International Environmental Law. 2020. V. 29. P. 107–117. <https://doi.org/10.1111/reel.12318>
 31. Good A.G., Beatty P.H. Fertilizing Nature: A Tragedy of Excess in the Commons // PLoS Biol. 2011. V. 9(8). Art. № e1001124. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001124>
 32. Guo J.H., Liu X.J., Zhang Y., Shen J.L., Han W.X., Zhang W.F., Christie P., Goulding K.W.T., Vitousek P.M., Zhang F.S. Significant Acidification in Major Chinese Croplands // Science. 2010. V. 327(5968). P. 1008–1010. <https://doi.org/10.1126/science.1182570>
 33. Ho A., Di Lonardo D.P., Bodelier P.L.E. Revisiting life strategy concepts in environmental microbial ecology // FEMS Microbiology Ecology. 2017. V. 93(3), Art. № fix006. <https://doi.org/10.1093/femsec/fix006>
 34. Innes R. Economics of Agricultural Residuals and Overfertilization: Chemical Fertilizer Use, Livestock Waste, Manure Management, and Environmental Impacts // Encyclopedia of Energy, Natural Resource and Environmental Economics. 2013. V. 2. P. 50–57. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-375067-9.00118-2>
 35. Ju X.T., Xing G.X., Chen X.P., Zhang S.L., Zhang L.J., Liu X.J., Cui Z.L., Yin B., Christie P., Zhu Z.L., Zhang F.S. Reducing environmental risk by improving N management in intensive Chinese agricultural systems // PNAS. 2009. V. 106(9). P. 3041–3046. <https://doi.org/10.1073/pnas.0813417106>
 36. Le Moal M., Gascuel-Oudou C., Ménesguen A., Souchon Y., Étrillard C., Levain A., Moatar F., Pannard A., Souchu P., Lefebvre A., Pinay G. Eutrophication: A new wine in an old bottle? // Science Total Environment. 2019. V. 651. P. 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.139>
 37. Musacchio A., Re V., Mas-Pla J., Sacchi E. EU Nitrates Directive, from theory to practice: Environmental effectiveness and influence of regional governance on its performance // Ambio. 2020. V. 49. P. 504–516. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01197-8>

38. *Odland A.* Oligotrophic and mesotrophic vegetation in southern Scandinavian mountains. Gradients in species and community distribution extracted by numerical analyses of earlier published vegetation descriptions // *Phytocoenologia*. 2005. B. 35(4). P. 985–1018. <https://doi.org/10.1127/0340-269X/2005/0035-0985>
39. *Raven J.A., Andrews M., Quigg A.* The evolution of oligotrophy: implications for the breeding of crop plants for low input agricultural systems // *Annals Applied Biology*. 2005. V. 146(3). P. 261–280. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.2005.040138.x>
40. *Rodríguez L., Macías F.* Eutrophication trends in forest soils in Galicia (NW Spain) caused by the atmospheric deposition of nitrogen compounds // *Chemosphere*. 2006. V. 63(9). P. 1598–1609. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.08.072>
41. *Roth M., Michiels H.G., Puhlmann H., Sucker C., Hauck M.* Multiple soil factors explain eutrophication signals in the understorey vegetation of temperate forests // *J. Vegetation Sci.* 2021. V. 32. Art. № e13063. <https://doi.org/10.1111/jvs.13063>
42. *Roth M., Michiels H.G., Puhlmann H., Sucker C., Winter M.B., Hauck M.* Responses of Temperate Forests to Nitrogen Deposition: Testing the Explanatory Power of Modeled Deposition Datasets for Vegetation Gradients // *Ecosystems*. 2021. V. 24. P. 1222–1238. <https://doi.org/10.1007/s10021-020-00579-4>
43. *Schelfhout S., Wasof S., Mertens J., Vanhellemont M., Demey A., Haegeman A., DeCock E., Moeneclaey I., Vangansbeke P., Viaene N., Baeyen S., De Sutter N., Maes M., van der Putten W.H., Verheyen K., De Schrijver A.* Effects of bioavailable phosphorus and soil biota on typical *Nardus* grassland species in competition with fast-growing plant species // *Ecological Indicators*. 2021. V. 120. Art. № 106880. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106880>
44. *Schimel J.P., Schaeffer S.M.* Microbial control over carbon cycling in soil // *Front. Microbiol.* 2012. V. 3. Art. № 348. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00348>
45. *Semenov A.M.* Physiological bases of oligotrophy of microorganisms and the concept of microbial community // *Microbial Ecology*. 1991. V. 22. P. 239–247. <https://doi.org/10.1007/BF02540226>
46. *Smith V.H., Schindler D.W.* Eutrophication science: where do we go from here? // *Trends in Ecology and Evolution*. 2009. V. 24(4). P. 201–207. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>
47. *Smith V.H., Tilman G.D., Nekola J.C.* Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems // *Environmental Pollution*. 1999. V. 100(1–3). P. 179–196. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00091-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00091-3)
48. *Stevens C.J., Thompson K., Grime J.P., Long C.J., Gowling D.J.G.* Contribution of acidification and eutrophication to declines in species richness of calcifuge grasslands along a gradient of atmospheric nitrogen deposition // *Functional Ecology*. 2010. V. 24. P. 478–484. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2009.01663.x>
49. *Van Dobben H.F., De Vries W.* The contribution of nitrogen deposition to the eutrophication signal in understorey plant communities of European forests // *Ecology and Evolution*. 2017. V. 7. P. 214–227. <https://doi.org/10.1002/ece3.2485>
50. *Wheeler B.D., Proctor M.C.F.* Ecological gradients, subdivisions and terminology of north-west European mires // *J. Ecology*. 2000. V. 88(2). P. 187–203. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00455.x>
51. *Withers P.J.A., Neal C., Jarvie H.P., Doody D.G.* Agriculture and Eutrophication: Where Do We Go from Here? // *Sustainability*. 2014. V. 6. P. 5853–5875. <https://doi.org/10.3390/su6095853>
52. *Xu X., Du X., Wang F., Sha J., Chen Q., Tian G., Zhu Z., Ge S., Jiang Y.* Effects of Potassium Levels on Plant Growth, Accumulation and Distribution of Carbon, and Nitrate Metabolism in Apple Dwarf Rootstock Seedlings // *Frontiers Plant Sci.* 2020. V. 11. Art. № 904. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00904>

Eutrophication of Arable Soil: The Comparative Effect of Mineral and Organic Fertilizer Systems

V. M. Semenov¹*, T. N. Lebedeva¹, N. B. Zinyakova¹, D. A. Sokolov¹, and M. V. Semenov²

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

²*Dokuchaev Soil Science Institute, Russian Academy of Sciences, Moscow, 119017 Russia*

*e-mail: v.m.semenov@mail.ru

Agrogenic eutrophication refers to the artificial enrichment of soil with organic carbon and nutrients in result of applying mineral and organic fertilizers to increase soil fertility and plant productivity. Eutrophication of gray forest soils (Luvic Reti Greyzemic Phaeozems (Loamic)) was created by annual application of increasing doses of mineral (N 90–360, P₂O₅ 75–300 and K₂O 100–400 kg/ha) and organic (fresh cattle manure from 25 to 100 t/ha) fertilizers under plants of a 5–field crop rotation for 9 years in microplots experiment. The NPK amounts applied with the manure were approximately equal to the corresponding doses of mineral fertilizer. The rates of soil enrichment by Corg under mineral and organic fertilizer systems were, respectively,

0.29–0.38 and 0.76–1.56 g/kg per year, N_{tot} – 0.04–0.06 and 0.06–0.09 g/kg per year, available P_2O_5 – 4–57 and 11–55 mg/kg per year, available K_2O – 5–44 and 6–31 mg/kg per year. The fertilizer doses under both systems were the most significant factor in the accumulation of nitrate nitrogen, available forms of phosphorus and potassium in the soil, while the N_{tot} contents was controlled by the duration of fertilizer application. The C_{org} content in the soil with organic and mineral fertilizers depended on the dose of manure and the duration of NPK application, respectively. Soil eutrophication with mineral fertilizers was accompanied by a decrease in soil pH, and eutrophication with organic fertilizers, on the contrary, led to an increase in pH. It is emphasized that over-fertilization and long-term use of fertilizers are the main factors in the development of soil eutrophication and the concomitant change in soil pH.

Keywords: gray forest soil, C_{org} , N_{tot} , $N-NO_3^-$, available P_2O_5 , available K_2O , soil pH, over-fertilization

АГРОХИМИЯ
И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ

УДК 631.46631.81

МИКРОБИОЛОГИЧЕСКАЯ АКТИВНОСТЬ ЧЕРНОЗЕМА
ПРИ СОВМЕСТНОМ ПРИМЕНЕНИИ ХЛОРИДА КАЛИЯ
С АЗОТНЫМИ УДОБРЕНИЯМИ

© 2023 г. К. В. Павлов^а, Е. В. Морачевская^{а, *}, А. П. Власова^а, Н. А. Манучарова^а

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

*e-mail: agrosoil@mail.ru

Поступила в редакцию 14.06.2022 г.

После доработки 20.07.2022 г.

Принята к публикации 28.07.2022 г.

С целью оценки возможного токсического эффекта от хлорида калия, применяемого совместно с минеральными азотными удобрениями, изучалась структурная и функциональная составляющие микробного комплекса чернозема, в частности, его прокариотный компонент. Объектом исследований являлись почвенные образцы чернозема типичного, отобранные из вегетационного опыта с вариантами с внесением азотно-фосфорных и азотно-фосфорно-калийных удобрений. Для получения устойчивого действия легкорастворимых солей на микробное сообщество почвы проведено долгосрочное компостирование почвенных образцов при чередовании циклов увлажнения и высушивания почвы. В течение первых двух лет компостирования обнаружено подавление эмиссии диоксида углерода, которое нивелировалось только спустя 5 лет. Первоначальное сокращение эмиссии углекислого газа, как и активности денитрификации, достигало двукратных значений. Негативный эффект проявлялся при содержании в почве хлоридов и нитратов существенно ниже градации, установленной для слабозасоленных почв. Длительное компостирование образцов плодородного чернозема под действием хлорида калия привело к уменьшению численности и биомассы метаболически активного прокариотного комплекса, что подтверждает его токсическое действие на микробное сообщество почвы. Определены устойчивые и чувствительные к повышенному содержанию хлоридов и нитратов в почве представители прокариотного комплекса. Среди представителей домена Bacteria практически все оказались чувствительными за исключением двух филлумов *Firmicutes* и *Verrucomicrobia*. Для некоторых представителей филогенетической группы *Actinobacteria* чувствительность к ионам хлора подтверждается на родовом уровне (*Streptomyces* и *Micromonospora*). Для домена Archaea представители филума *Euryarchaeota* выявляются как наиболее устойчивые к наличию хлоридов. Таким образом, подавление микробиологической активности чернозема при внесении хлорида калия объясняет выявленное ранее уменьшение доступности питательных элементов для растений.

Ключевые слова: Каменная степь, прокариотный комплекс, минеральные удобрения, эмиссия диоксида углерода, активность денитрификации, Voronic Chernozem

DOI: 10.31857/S0032180X22600822, **EDN:** JKHJLQ

ВВЕДЕНИЕ

Применение в качестве калийного удобрения хлористого калия совместно с азотно-фосфорными удобрениями на плодородном черноземе может приводить к уменьшению биомассы растений и доступности для них основных питательных элементов [9]. Известно, что нарушение питания растений возникает в результате антагонизма между хлоридами и нитратами [13, 17, 18] или фосфатом [14, 16], вследствие чего их доступность будет сокращаться. Однако в аналогичных исследованиях на дерново-подзолистой почве такого явления не наблюдали [8]. Трансформация в почве различных соединений, в том числе вносимых

вместе с удобрениями, осуществляется микробными сообществами, специфичными для каждого типа почв [1]. Поэтому было выдвинуто предположение, что наблюдаемый токсический эффект связан с падением уровня минерального питания растений вследствие влияния удобрений на функционирование микробного комплекса чернозема. Предварительные данные, полученные в лабораторных условиях методом инициации микробной сукцессии, подтверждали эту гипотезу. В варианте с внесением хлорида калия было обнаружено двукратное уменьшение эмиссии почвой углекислого газа. Промывание почвы несколько сокращало токсический эффект, что позволило связать его

возникновение с содержанием в почве легкорастворимых солей. Но устойчивость негативного эффекта указывала на возможность существенных изменений в микробном комплексе почвы и важность его изучения [9].

По данным Ибекве с соавт. [15], высокие концентрации хлоридов в почве отрицательно сказываются на жизнедеятельности почвенных микроорганизмов. Высокие дозы этих солей могут привести к осмотическому стрессу, за которым следует потеря воды из микробных клеток и их лизис, что уменьшает содержание микробной биомассы в засоленных почвах по сравнению с незасоленными.

Целью работы явилась оценка влияния хлорид- и нитратсодержащих солей на разнообразие и активность микробного сообщества чернозема.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объектом исследований явились смешанные почвенные образцы, отобранные из вегетационного опыта с вариантами с внесением азотно-фосфорных (NP) и азотно-фосфорно-калийных удобрений (NP + KCl). Удобрения в виде нитрата аммония, двойного суперфосфата и хлорида калия вносили в стандартных дозах 0.1 г/кг (что приблизительно соответствует 200 кг/га) равномерным способом в начале закладки опыта. Подробнее с условиями и результатами опыта можно ознакомиться в публикации [10]. В качестве контрольного варианта использовался образец почвы (КОНТ) без внесения удобрений. Почва контрольного варианта представляет собой верхнюю часть гумусово-аккумулятивного горизонта типичного чернозема, отобранного из-под старовозрастной лесополосы (№ 40), длительное время не находившейся в сельскохозяйственном использовании (Каменная степь, Воронежская область, Таловский район). Характеризуется высоким содержанием углерода – 4.7% и нейтральной реакцией среды: pH_{KCl} 6.4, pH_{H_2O} 7.0. Несмотря на то, что минеральная масса почвы с глубины 5–20 см не вскипает от соляной кислоты, в ней встречаются рыхлые карбонатные конкреции размером 1–3 мм, происхождение которых нуждается в дальнейшем исследовании. Незначительное количество карбонатных новообразований позволяет поддерживать устойчивыми кислотно-основные свойства почвы, которые не изменяются под влиянием применения удобрений и выращивания растений. Даже локальное формирование слабощелочных условий в почве, является важной особенностью чернозема, по сравнению с другими почвами (например, дерново-подзолистой), так как может усиливать токсическое действие солей. Предварительные данные по эмиссии диоксида углерода из почвы с вариантами NP и NPK в течение года, а также агрохимическая характеристика почвы и

условий вегетационного опыта изложены ранее [9]. Анализ водной вытяжки осуществлялся до инкубации в соответствии с ГОСТ 26423-85 [11].

Для оценки микробиологической активности почвы был проведен лабораторный эксперимент методом инициации микробной сукцессии [3, 5, 6].

После отбора образцов почва (5 г) находилась в пенициллиновых флаконах (8-кратная повторность для каждого варианта) при минимальной влажности, близкой к влаге завядания растений (20% от предельно полевой влагоемкости (ППВ)). При изучении эмиссии углекислого газа и закиси азота в почвенных образцах влажность увеличивали до оптимальной – 60% от ППВ. Эмиссия CO_2 из почвы измерялась через год, 2 и 5 лет от начала компостирования при чередовании циклов увлажнения и высушивания в интервале от 20 до 60% от ППВ (один цикл соответствовал 6 мес.). Подробное описание измерения эмиссии углекислого газа приведено ранее [10]. Изучение эмиссии диоксида углерода из исследуемых образцов проводилось на газовом хроматографе с детектором по теплопроводности (модель 3700) [5]. Длина колонки 3 м, наполнитель – Полисорб-1. Скорость потока газа-носителя (He) – 25 мл/мин. Активность денитрификации изучалась по интенсивности эмиссии закиси азота (N_2O) из почвенных образцов в параллельных микрокосмах, где предварительно искусственно создавались анаэробные условия, оптимальные для восстановления нитратов в почве (газовая фаза над почвенными образцами замещалась инертным газом (N_2)). С целью остановки процесса денитрификации на моменте образования закиси азота в микрокосмы добавлялся ацетилен (C_2H_2), блокирующий заключительный этап процесса – работу фермента редуктазы закиси азота [6].

Оценку численности и структуры прокариотного комплекса проводили с помощью молекулярно-биологических и люминесцентно-микроскопических методов с использованием различных флюорохромов (окраски акридином оранжевым и $Cu3$). Подсчет сделан с использованием люминесцентного микроскопа Zeiss microscope axioskop 2 plus (Германия).

Учет численности метаболически активных прокариот производился методом флуоресцентной гибридизации клеток *in situ* методом FISH. В его основе лежит реакция гибридизации между искусственно созданным флуоресцентным РНК-зондом и комплементарной ему нуклеотидной последовательностью участка 16S рибосомальной РНК, что позволяет учесть только количество метаболически активных представителей различных филумов. Были применены зонды, специфичные для доменов Archaea и Bacteria, а также для отдельных филогенетических групп представителей прокариот [4].

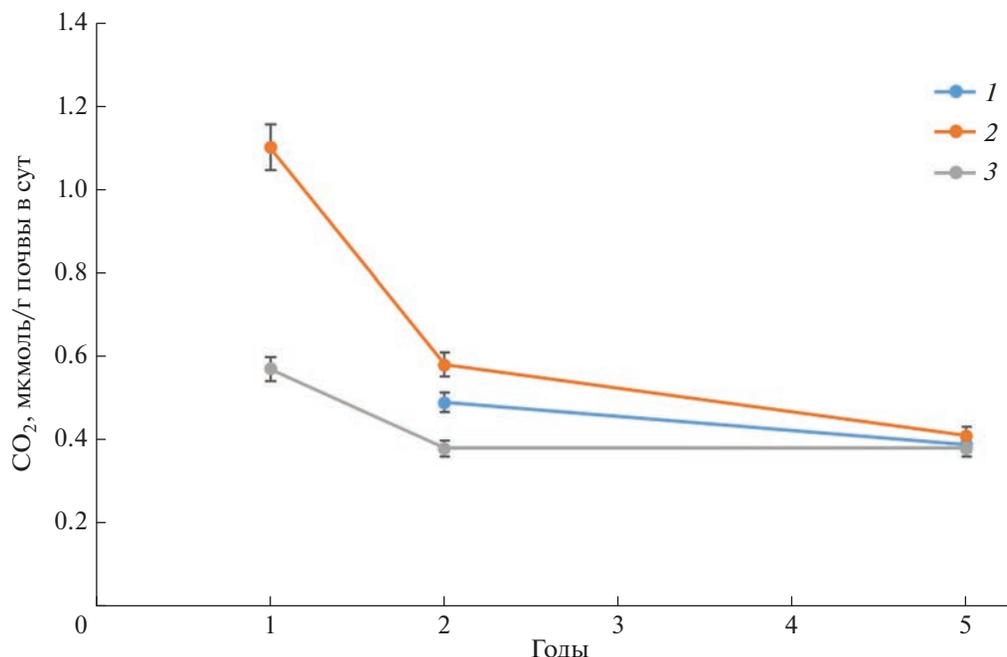


Рис. 1. Влияние хлорида калия на эмиссию CO₂, мкмоль/г почвы в сутки: 1 – контроль, 2 – NP, 3 – NP + KCl.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Анализ водной вытяжки показал, что как по содержанию хлоридов (табл. 1), так и по величине удельной электропроводности, значения в вариантах с внесением солей меньше значений, характерных для засоленных почв. Максимальная удельная электропроводность – 0.36 дСм/м, наблюдается на варианте NP, в то время как минимальное засоление по электропроводности – >0.6 дСм/м. Порог токсичности для хлорида – 0.3 смоль/кг почвы, а его максимальное значение отмечалось на варианте NP + Cl и составило 0.17 смоль/кг. Необходимо подчеркнуть, что содержание нитратов при анализе водной вытяжки для оценки засоления обычно не нормируется [2].

Удельная электропроводность характеризует общее содержание солей в почве, а в эксперименте общее содержание солей складывается в основном из хлоридов и, особенно, нитратов. Отметим

повышенное содержание нитратов в почве, что в 1.5 раза больше внесенной дозы азотных удобрений (10 мг N/100 г почвы). Указанные особенности возможны для чернозема с высоким содержанием гумуса при внесении азотных удобрений и благоприятным водно-тепловым режимом, формирующимся в условиях вегетационного опыта. Все эти факторы способствуют возрастанию микробиологической активности и минерализации органического вещества, а, следовательно, увеличению содержания нитратов в почве. Кроме того, отмечается негативный эффект действия хлорида калия на содержание нитратов (уменьшение с 15.6 до 14.0 мг N/100 г почвы).

Применение азотно-фосфорных удобрений способствовало увеличению интенсивности микробного дыхания – возрастанию эмиссии CO₂ из почвы по сравнению с контролем (рис. 1). Контрольная почва, на которой удобрения не приме-

Таблица 1. Анализ водной вытяжки почвы

| Вариант | Cl ⁻ | | NO ₃ ⁻ | | Удельная электропроводность, дСм/м |
|-------------------|-----------------|----------|------------------------------|----------|------------------------------------|
| | мг/100 г | смоль/кг | Мг N/100 г | смоль/кг | |
| Контроль | <0.01 | <0.002 | 0.50 | 0.04 | 0.07 |
| NP | 0.70 | 0.02 | 15.6 | 1.11 | 0.36 |
| NP + KCl | 6.00 | 0.17 | 14.0 | 1.00 | 0.34 |
| НСР0.05 | 0.50 | 0.01 | 1.20 | 0.09 | 0.04 |
| Порог токсичности | – | 0.3* | – | – | >0.6 |

* По [7].

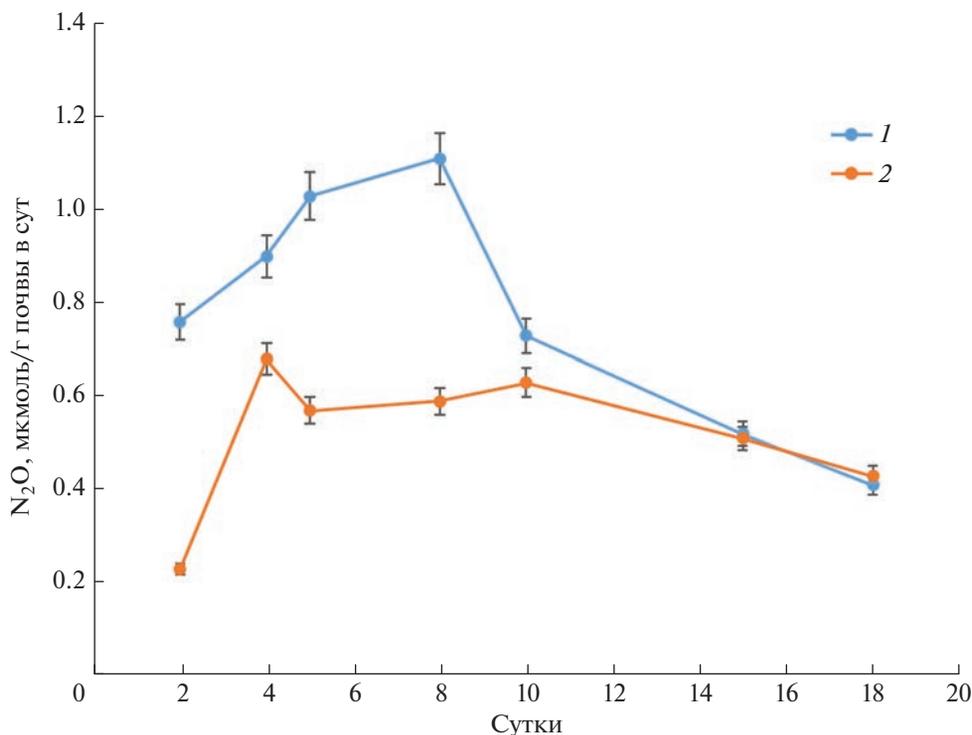


Рис. 2. Влияние хлорида калия на эмиссию N_2O , $\mu\text{моль/г}$ почвы в сутки: 1 – NP, 2 – NP + KCl.

няли, занимала промежуточное положение по интенсивности микробного дыхания по сравнению с вариантами NP и NP + KCl. Внесение хлорида калия в почву приводило к подавлению микробиологической активности по сравнению с контрольным образцом, что указывает на проявление токсического эффекта соли в отношении активности микробного сообщества.

На вариантах с внесением хлорида калия сокращение эмиссии углекислого газа наблюдалось в течение двух лет и постепенно нивелировалось к пятому году сукцессии. Отмеченная особенность может быть связана с субстратным ингибированием, то есть более быстрым уменьшением содержания доступного углерода в почве на вариантах с более интенсивным дыханием и, следовательно, постепенным его выравниванием.

Почва с вариантов, где вносили NP и NPK спустя год протестирована на активность процесса денитрификации (рис. 2).

За первую неделю сукцессии, инициированной увлажнением, эмиссия N_2O под влиянием хлорида калия уменьшилась практически в 2 раза. Абсолютные величины эмиссии закиси азота, как и значения эмиссии углекислого газа, показали почти двукратное сокращение активности денитрификации на варианте с применением хлорида калия. Отмеченные особенности в эмиссии газов указывают на схожие закономерности, определяемые микробиологической активностью почвы и

требуют более подробного непосредственного изучения микробного сообщества почвы.

Дальнейшая характеристика микробного сообщества охватывает его метаболически активный прокариотный компонент, поскольку именно эта часть сообщества считается наиболее приспособленной к условиям пониженной влажности, в условиях которой и проходил поставленный эксперимент.

На вариантах с применением азотно-фосфорных удобрений отмечено возрастание численности и биомассы метаболически активных представителей прокариотного комплекса микроорганизмов по сравнению с контролем. По результатам исследований других авторов известно, что увеличение обеспеченности почвы органическим углеродом и общим азотом приводит к закономерному постепенному росту количества метаболически активных клеток как архей, так и бактерий. При этом отклик численности бактерий на увеличение содержания $C_{\text{орг}}$ и $N_{\text{общ}}$ в 5 раз выше, чем архей [12].

Однако добавление хлорида по фону азотно-фосфорных удобрений имело негативное действие, что наиболее контрастно отразили микробиологические показатели (табл. 2).

Применение хлорида калия значимо уменьшило содержание биомассы метаболически активного прокариотного комплекса, что подтвер-

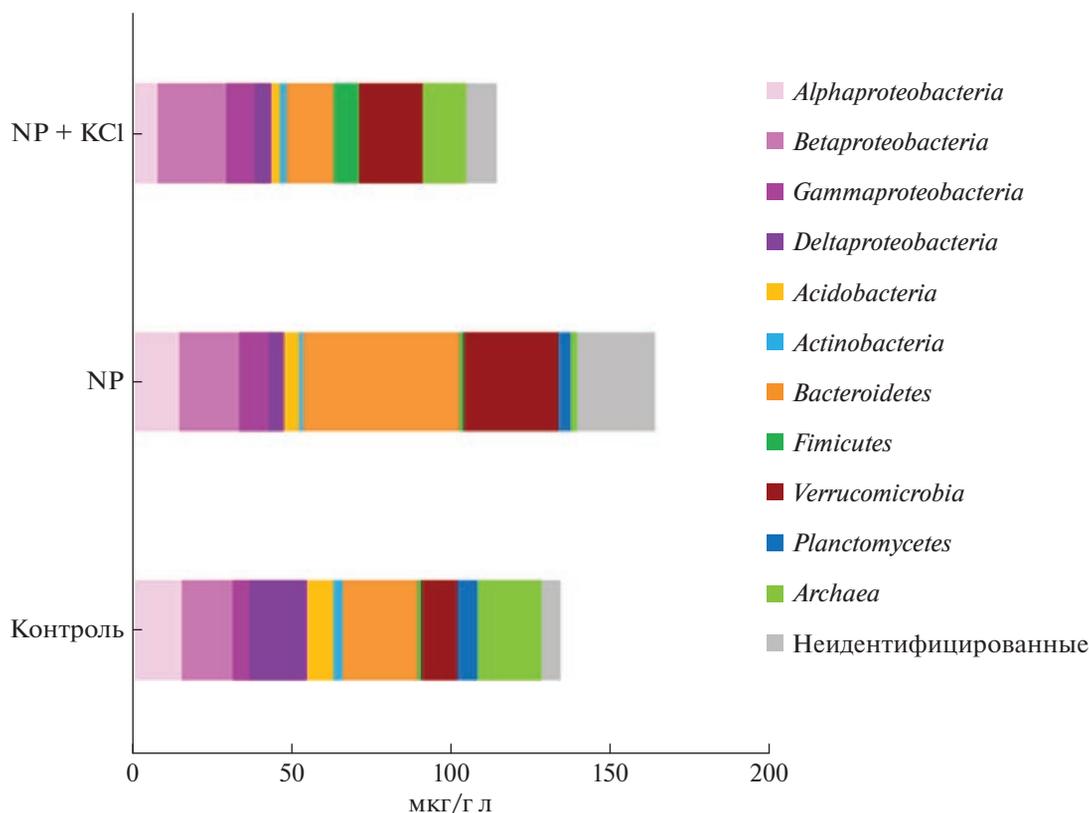


Рис. 3. Структура прокариотного сообщества.

ждает результаты, полученные по эмиссии CO_2 и N_2O и также указывает на токсический эффект от внесения хлоридов (рис. 3). Другими словами, токсическое влияние хлорида выражается в существенном уменьшении позитивного действия азотно-фосфорных удобрений. Отмеченная закономерность хорошо прослеживается на примере численности представителей филогенетической группы *Bacteroidetes*, которая хорошо коррелирует

с общей численностью микроорганизмов. По сравнению с другими филогенетическими группами домена *Bacteria*, численность метаболически активных представителей *Bacteroidetes* наиболее резко возрастает при внесении в почву азотно-фосфорных удобрений и микробное сообщество становится доминирующим. С применением хлоридов на фоне азотно-фосфорных удобрений отмеченная закономерность не наблюдается.

Таблица 2. Доминантные группы прокариотного сообщества

| Показатель | Контроль | NP | NP + KCl | $\text{HCP}_{0,05}$ |
|--|----------|-------|----------|---------------------|
| Общая биомасса, мкг/г почвы | 134.1 | 163.9 | 114.3 | 48.6 |
| Биомасса метаболически активных прокариот, мкг/г почвы | 128.3 | 139.4 | 104.6 | 32.4 |
| Выявлено влияние удобрений | | | | |
| <i>Gammaproteobacteria</i> | 5.3 | 9.2 | 8.8 | 2.8 |
| <i>Deltaproteobacteria</i> | 18.2 | 5.0 | 5.3 | 8.5 |
| <i>Acidobacteria</i> | 8.4 | 4.8 | 2.6 | 2.8 |
| Выявлено влияние хлоридов | | | | |
| <i>Alphaproteobacteria</i> | 15.5 | 15.0 | 7.9 | 5.6 |
| <i>Bacteroidetes</i> | 23.4 | 49.1 | 14.8 | 12.7 |
| <i>Firmicutes</i> | 1.3 | 1.3 | 7.9 | 5.7 |

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Внесение хлорида калия на фоне азотно-фосфорных удобрений снижает активность почвенного микробного сообщества, что выражается в значимом сокращении дыхания (эмиссии CO_2) и нитратного дыхания (эмиссии N_2O) из почвенных образцов чернозема, отобранных из вегетационного опыта и компостировавшихся при чередовании увлажнения и высушивания почвы. Уменьшение интенсивности дыхания было устойчивым в течение двух лет последствия удобрений, постепенно нивелируясь к пятому году наблюдения.

Негативный эффект хлорида калия на микробиологические свойства плодородного чернозема проявляется при отсутствии засоления почвы, то есть при содержании в почве как общего количества легкорастворимых солей, так и хлоридов, существенно ниже градации, установленной для слабозасоленных почв.

При долгосрочном компостировании хлорида калия совместно с азотно-фосфорными удобрениями, установлено снижение численности и биомассы метаболически активного прокариотного комплекса чернозема, что подтверждает закономерности, полученные по эмиссии CO_2 и N_2O . Определены устойчивые и чувствительные представители прокариотного комплекса к повышенному содержанию хлоридов и нитратов в почве.

В результате длительного компостирования в образцах плодородного чернозема под действием хлорида калия произошло снижение численности и биомассы метаболически активного прокариотного комплекса, что подтверждает его токсическое действие на микробное сообщество почвы. Определены устойчивые и чувствительные представители прокариотного комплекса к повышенному содержанию хлоридов и нитратов в почве. Среди представителей домена Bacteria практически все группы оказались чувствительными за исключением представителей двух групп *Firmicutes* и *Verrucomicrobia*. Для некоторых представителей филогенетической группы *Actinobacteria* чувствительность к ионам хлора подтверждается на родовом уровне (*Streptomyces* и *Micromonospora*). Для домена Archaea представители филума *Euryarchaeota* выявляются как наиболее устойчивые к наличию ионов хлора.

Таким образом, полученные результаты подтверждают гипотезу о снижении микробиологической активности чернозема под действием хлоридов на фоне внесения азотно-фосфорных удобрений и объясняют полученные ранее данные об уменьшении доступности питательных элементов для растений.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Микробиологические исследования выполнены при финансовой поддержке Российского научного фонда (грант № 21-14-00076). Агрохимические эксперименты и анализы водной вытяжки и электропроводности получены в рамках темы НИР “Разработка и оценка комплекса инновационных агрохимических средств, мелиорантов и регуляторов роста в условиях агро-, техногенеза и городской среды” (ЦИТИС: 121041300098-7).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта научных интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Благовещенская Г.Г., Духанина Т.М. Микробные сообщества почв и их функционирование в условиях применения средств химизации // Агрохимия. 2004. № 2. С. 80–88.
2. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
3. Манучарова Н.А., Власенко А.Н., Менько Е.В., Звягинцев Д.Г. Специфика хитинолитического микробного комплекса в почвах, инкубируемых при различных температурах // Микробиология. 2011. Т. 80. № 2. С. 219–229.
4. Манучарова Н.А., Ксенофонтова Н.А., Каримов Т.Д., Власова А.П., Зенова Г.М., Степанов А.Л. Изменение филогенетической структуры метаболически активного прокариотного комплекса почв под влиянием нефтяного загрязнения // Микробиология. 2020. Т. 89. № 2. С. 222–234. <https://doi.org/10.31857/S0026365620020093>
5. Манучарова Н.А., Степанов А.Л., Умаров М.М. Особенности микробной трансформации азота в водонепроницаемых почвах разных типов // Почвоведение. 2001. № 10. С. 1261–1267.
6. Методы почвенной микробиологии и биохимии / Под ред. Д.Г. Звягинцева. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1991. 304 с.
7. Мясина Н.Б., Аринушкина Е.В. Методическое пособие для чтения результатов химического анализа почв. М.: Изд-во МГУ, 1979. 62 с.
8. Павлов К.В. Оптимизация калийного питания ячменя при локальном внесении калийных удобрений // Агрохимия. 2009. № 2. С. 28–34.
9. Павлов К.В., Кleshканова Е.В., Новиков М.М., Манучарова Н.А. Влияние хлористого калия на эмиссию диоксида углерода из чернозема // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. 2015. № 2. С. 49–52.
10. Павлов К.В., Новиков М.М. Влияние локального внесения калийных удобрений в чернозем на урожайность ячменя // Агрохимия. 2013. № 4. С. 48–54.
11. Практикум по агрохимии / Под ред. В.Г. Минеева. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2001. 689 с.
12. Семенов М.В., Манучарова Н.А., Краснов Г.С., Никитин Д.А., Степанов А.Л. Биомасса и таксономическая структура микробных сообществ в почвах

- правобережья р. Оки // Почвоведение. 2019. № 8. С. 974–985.
<https://doi.org/10.1134/S0032180X19080124>
13. Bar Y., Apelbaum A., Kafkafi U. et al. Relationship between chloride and nitrate and its effect on growth and mineral composition of avocado and citrus plants // J. Plant Nutrition. 1997. № 20. P. 715–731.
 14. Chabra R., Ringoet A., Lamberts D. Kinetics and Interaction of Chloride and Phosphate Absorption by Intact Tomato Plants (*Lycopersicon esculentum* Mill.) from a Dilute Nutrient Solution // Zeitschrift für Pflanzenphysiologie. 1976. V. 78. № 3. P. 253–261.
 15. Ibekwe A.M., Poss J.A., Grattan S.R., Grieve C.M., Suarez D. Bacterial diversity in cucumber (*Cucumis sativus*) rhizosphere in response to salinity, soil pH, and boron // Soil Biology and Biochemistry. 2010. V. 42. № 4. P. 567–575.
 16. Massa D., Mattson N.S., Lieth H.J. Effects of saline root environment (NaCl) on nitrate and potassium uptake kinetics for rose plants: a Michaelis–Menten modelling approach // Plant Soil. 2009. № 318. P. 101–115.
<https://doi.org/10.1007/s11104-008-9821-z>
 17. Miklos E. et al. Nitrate and chloride transport interaction in grapevine // Acta Horticulturae. 2000. № 526. P. 249–254.
 18. Wen Z., Tyerman S.D., Dechorgnat J., Ovchinnikova E., Dhugga K.S., Kaiser B.N. Maize NPF6 proteins are homologs of Arabidopsis CHL1 that are selective for both nitrate and chloride // Plant Cell. 2017. V. 29. P. 2581–2596.
<https://doi.org/10.1105/tpc.16.00724>

Microbiological Activity of Chernozem in the Combined Use of Potassium Chloride with Nitrogen Fertilizers

K. V. Pavlov¹, E. V. Morachevskaya¹*, A. P. Vlasova¹, and N. A. Manucharova¹

¹Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia

*e-mail: agrosoil@mail.ru

In order to assess the possible toxic effect of potassium chloride used in conjunction with mineral nitrogen fertilizers the authors studied the structural and functional components of the microbial complex of chernozem, in particular, its prokaryotic component. The object of research was soil samples of typical chernozem, selected from the vegetation experience with variants with the introduction of nitrogen-phosphorus and nitrogen-phosphorus-potassium fertilizers. To obtain a stable effect of easily soluble salts on the microbial community of the soil, long-term composting of soil samples was carried out with alternating cycles of moistening and drying of the soil. During the first two years of composting, the researchers detected the suppression of carbon dioxide emissions; however the suppression leveled out only 5 years later. The initial reduction in carbon dioxide emissions, as well as denitrification activity, reached twofold values. The negative effect was manifested when the content of chlorides and nitrates in the soil was significantly lower than the gradation established for slightly saline soils. Prolonged composting of samples of fertile chernozem under the action of potassium chloride led to a decrease in the number and biomass of the metabolically active prokaryotic complex, which confirms its toxic effect on the microbial community of the soil. The representatives of the prokaryotic complex that are resistant and sensitive to the increased content of chlorides and nitrates in the soil have been identified. Among the representatives of the Bacteria domain, almost all were sensitive, with the exception of two phylum *Firmicutes* and *Verrucomicrobia*. For some representatives of the phylogenetic group *Actinobacteria*, sensitivity to chlorine ions is confirmed at the generic level (*Streptomyces* and *Micromonospora*). For the Archaea domain, representatives of the *Euryarchaeota* phylum are identified as the most resistant to the presence of chlorides. Thus, the suppression of the microbiological activity of chernozem during the introduction of potassium chloride explains the previously identified decrease in the availability of nutrients for plants.

Keywords: Kamennaya step', prokaryotic complex, mineral fertilizers, carbon dioxide emission, denitrification activity, Voronic Chernozem

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.453:574.23

ДОЖДЕВЫЕ ЧЕРВИ КАК БИОИНДИКАТОРЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПОЧВ, ЗАГРЯЗНЕННЫХ ПРЕДПРИЯТИЯМИ МЕДНОДОБЫВАЮЩЕЙ ПРОМЫШЛЕННОСТИ В ЧИЛИ

© 2023 г. А. Неаман^а, *, К. Янъез^б

^аДепартамент природных ресурсов, Факультет сельскохозяйственных наук, Университет Тарапака, Арика, Чили

^бИнститут биологии, Папский католический университет Вальпараисо, Вальпараисо, Чили

*e-mail: alexander.neaman@gmail.com

Поступила в редакцию 25.04.2022 г.

После доработки 15.07.2022 г.

Принята к публикации 28.07.2022 г.

Почвенная фауна может служить эффективным инструментом для экологической оценки почв. Из организмов, используемых для анализа токсичности металлов, металлоидов и других поллютантов, особое место занимает навозный червь *Eisenia fetida* L. Многие исследования показывают, что концентрации металлов и металлоидов, оказывающиеся токсичными для дождевых червей, были на порядок ниже в искусственно загрязненных почвах, чем в техногенно загрязненных почвах. Новизна наших исследований заключается в использовании нативных техногенно загрязненных почв для получения оценок токсичности. Обобщены результаты двух экспериментов, демонстрирующие возможность использования навозного червя для экологической оценки почв, загрязненных металлами и металлоидами вследствие деятельности медных горнодобывающих предприятий в центральном районе Чили. Основным загрязнителем в этих почвах следует считать медь, однако мышьяк в загрязненных почвах также присутствует, поскольку он также обычно входит в состав медных руд. Установлено, что в краткосрочном тесте повышенное содержание меди предопределило избегание почв червями *E. fetida*. Однако в долгосрочных экспериментах более токсичным элементом для размножения червей оказался мышьяк, а эффект меди был менее выражен. Представлены результаты определения порогов токсичности меди и мышьяка для *E. fetida* в нативных техногенно загрязненных почвах.

Ключевые слова: токсичность, медь, мышьяк, *Eisenia fetida* L., зависимости доза-эффект, Dystric Arenosols, Eutric Fluvisols

DOI: 10.31857/S0032180X22600627, **EDN:** JKEXED

ВВЕДЕНИЕ

Почвенная фауна может служить эффективным инструментом для оценки качества почв [16, 26]. В частности, для анализа токсичности металлов, металлоидов и других поллютантов особое место занимает навозный червь *Eisenia fetida* L. [33]. Во-первых, с экологической точки зрения, этот вид считают репрезентативным для всей группы дождевых червей [31], которые играют ключевую роль в функционировании наземных экосистем [32]. Во-вторых, с практической точки зрения, данный вид гораздо удобнее, чем другие виды люмбрицид, для использования в тестах на токсичность, поскольку он легко культивируется, быстро достигает половой зрелости и хорошо размножается в лабораторных условиях [31]. Вследствие этого *Eisenia fetida* признан “стандартным видом” для тестирования токсичности и широко используется во многих исследованиях. В работе [18] показа-

но, что *Eisenia fetida* был не более, но и не менее чувствителен к химическим веществам, чем другие виды червей. Однако в других исследованиях было обнаружено, что данный вид менее чувствителен к цинку и свинцу по сравнению с другими видами дождевых червей [17, 42].

Многие исследования показывают, что концентрации металлов и металлоидов, оказывающиеся токсичными для дождевых червей, были на порядок ниже в искусственно загрязненных почвах, чем в техногенно загрязненных почвах [38]. Данное несоответствие связывают с тем, что токсичность зависит от времени пребывания металла в почвах, то есть процесса, называемого “старением”, для которого необходим длительный промежуток времени [24]. Несмотря на то, что многие исследователи декларируют важность проведения биотестирования с дождевыми червями в нативных техногенно (а не искусственно) загрязненных почвах для получения оценок токсично-

Таблица 1. Физико-химические характеристики тестируемых почв (медиана, в скобках – минимальное и максимальное значения)

| Характеристика | <i>n</i> = 24 [5] | <i>n</i> = 52 [6] |
|--|--------------------|-------------------|
| ЭП, дСм/м (водная вытяжка 1 : 5) | – | 0.3 (0.1–1.1) |
| ЭП, дСм/м (экстракт из водонасыщенной пасты) | 0.23 (0.03–0.70) | 1.9 (0.2–6.9) |
| pH (KNO ₃) | 7.2 (5.7–7.6) | 7.1 (5.7–8.3) |
| pCu ²⁺ (KNO ₃) | 8.6 (6.8–9.8) | – |
| Органическое вещество, % | 3.3 (0.7–5.8) | 2.8 (0.7–10) |
| Валовый Cu, мг/кг | 418 (82–1295) | 118 (22–925) |
| Валовый As, мг/кг | 21 (7–41) | 14 (4.3–41) |
| Валовый Zn, мг/кг | 152 (86–345) | 122 (55–299) |
| Валовый Pb, мг/кг | 44 (25–97) | 33 (13–97) |
| Обменный Cu, мг/кг | 0.20 (0.04–0.71) | – |
| Обменный As, мг/кг | 0.022 (0.002–0.18) | – |
| Песок, % | 53 (25–95) | 52 (25–95) |
| Ил, % | 15 (5–35) | 18 (5.1–37) |
| Глина, % | 29 (0–43) | 28 (0–44) |

Примечание. ЭП – удельная электропроводность. Прочерк означает отсутствие данных.

сти [28], в большинстве случаев такой подход остается лишь на уровне декларации и не реализуется на практике [37]. Именно поэтому новизна наших исследований заключается в использовании нативных техногенно загрязненных почв для получения оценок токсичности.

В данной работе обобщены результаты двух наших экспериментов [5, 6], демонстрирующих возможность использования навозного червя для экологической оценки почв, загрязненных металлами и металлоидами вследствие деятельности медных горнодобывающих предприятий в регионе Вальпараисо, который расположен в центральном районе Чили.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Основным загрязнителем в исследованных почвах следует считать медь [45], однако мышьяк также присутствует в загрязненных почвах, поскольку он обычно входит в состав медных руд [30]. В то же время медь является важным микроэлементом для всех организмов, но становится токсичной при превышении определенного порога, тогда как мышьяк не относится к эссенциальным элементам и потенциально токсичен для всех организмов, особенно для животных [1]. Хотя термин “тяжелый металл” очень широко используется в литературе, он не рекомендован Международным союзом теоретической и прикладной химии (IUPAC) [7]. Поэтому в данной работе мы используем термины “металл” (медь) и “металлоид” (мышьяк).

В работе были использованы аллювиальные почвы сельскохозяйственных земель в бассейне реки Аконкагуа; эти почвы диагностированы как Eutric Fluvisols [12]. Также использованы несельскохозяйственные почвы в бассейне р. Пучункави, сформировавшиеся на палеодюнах; эти почвы диагностированы как Dystric Arenosols [12]. Точки отбора проб выбраны так, чтобы обеспечить широкий диапазон валовых концентраций металлов в почвах [29, 44]. В первом и втором экспериментах использованы 52 и 24 сельскохозяйственные почвы соответственно (табл. 1). Для исследований отобран верхний слой каждой почвы (0–20 см). При этом важно отметить, что все образцы почв были протестированы нижеуказанными методами биотестирования.

В первом нашем эксперименте [6] в качестве ответного отклика было использовано избегание червями тестируемых субстратов в соответствии с ISO-17512-1 [11]. В данном тесте, продолжительность которого составляет 48 ч, червям предоставляется выбор для перемещения между тестируемой нативной почвой и контрольным искусственным субстратом. Таким образом, тест на избегание оценивает потенциальную пригодность почвы для обитания.

Важно подчеркнуть, что мы предложили внести определенные изменения в методику [6], поскольку в рекогносцировочных экспериментах было установлено, что избегание червями тестируемого субстрата предопределяется не только содержанием токсикантов, но также другими факторами – органическим веществом и удельной электропроводностью вытяжки из почвы.

В соответствии с этим, содержание органического вещества в искусственном субстрате изменялось за счет добавления торфа, а удельная электропроводность – раствора NaCl. При этом важно отметить, что внесение торфа и раствора NaCl в искусственный субстрат не влияло на тестируемую нативную почву.

Количество добавляемых торфа и раствора NaCl подбирали таким образом, чтобы соответствовать свойствам тестируемых нативных почв. Данная корректировка физико-химических свойств искусственного субстрата позволила устранить влияние мешающих факторов – органического вещества и удельной электропроводности вытяжки из почвы. Таким образом, усовершенствованный метод позволил корректно определить пороги токсичности.

Учитывая узкий диапазон значений pH (7.1 ± 0.7) в почвах в исследовании [6], pH не являлся мешающим фактором. Однако необходимы дальнейшие исследования преимуществ регулирования pH искусственного субстрата в случае тестирования почв с широким диапазоном значений pH. Также необходимы дальнейшие исследования преимуществ регулирования удельной электропроводности вытяжки из почвы другими солями (к примеру, морской солью) вместо NaCl.

Во втором эксперименте [5] в качестве ответного отклика использовали количество продуцируемых коконов, то есть интенсивность размножения. Взрослые особи червей были помещены в исследованные почвы на 4 недели, следуя методологии ISO 11268-2 [10]. Затем взрослые особи червей были перенесены на 24 ч на влажную фильтровальную бумагу для опорожнения кишечника от почвы; при этом бумагу заменяли каждые 6 ч [2]. После этого было определено содержание элементов в тканях червей, на основании чего идентифицированы элементы, которые определяли токсичность техногенно загрязненных почв для червей [27].

Важно подчеркнуть, что мы используем термин “концентрация” для жидкой фазы почвы (в данной работе – для солевой вытяжки) и термин “содержание” для твердой фазы почвы и для тканей дождевых червей [8]. В работе был использован 0.1 М раствор KNO_3 для приготовления солевой вытяжки.

Были определены концентрации Cu и As в 0.1 М экстракте KNO_3 (соотношение почва/раствор 1/2.5) [43]. Активность Cu^{2+} определяли в том же экстракте с помощью ионоселективного электрода [34]. Результаты выражали в виде pCu^{2+} , который является отрицательным логарифмом активности свободного иона Cu^{2+} . Для определения валового содержания Cu, Pb, Zn и As образцы выдерживали в кипящей азотной кислоте с последующим добавлением хлорной кислоты [23] с

использованием тefлоновой пробки со стеклянной рефлюксной трубкой длиной 30 см для предотвращения улетучивания As во время процесса кислотного разложения [35]. Остальные химические характеристики почв определяли с использованием стандартных методов [36]. Гранулометрический состав был определен методом ареометра в упрощенном варианте [40].

Выполнен регрессионный анализ между биологическими реакциями и физико-химическими характеристиками почв [15]. Во втором эксперименте также выполнен регрессионный анализ между биологическими реакциями и содержанием металлов и металлоидов в тканях червей. Статистический анализ проведен с использованием Minitab 18.

Для расчета эффективных концентраций, уменьшающих отклик на 50% относительно контроля (то есть EC_{50}), использовали нелинейный регрессионный анализ с помощью программы анализа токсичности Агентства по охране окружающей среды США [46]. Важно отметить, что фоновые содержания меди и мышьяка в незагрязненных почвах области Вальпараисо составляют 134 и 13 мг/кг соответственно [29]. Таким образом, для расчета эффективных концентраций за 100% приняты отклики червей в почвах с валовыми содержаниями меди менее 134 мг/кг и мышьяка менее 13 мг/кг.

ПОРОГИ ТОКСИЧНОСТИ МЕДИ В ТЕСТЕ ИЗБЕГАНИЯ

В исследовании [6] избегание навозного червя определялось валовым содержанием меди в почве, в то время как влияние других элементов (Pb, Zn и As) и других пулов меди было статистически незначимым. Этот результат важен, поскольку позволяет определить пороги токсичности. Данный результат согласуется с заключением нашего анализа имеющихся литературных данных [37], который показывает, что валовые концентрации металлов могут прогнозировать реакции организмов также хорошо, как и биодоступные фракции.

Избегания навозного червя не наблюдалось в почвах с валовым содержанием меди менее 155 мг/кг. Этот результат не согласуется с исследованием [3], в котором наблюдалось избегание навозных червей в почвах с валовым содержанием меди около 110 мг/кг. Однако это несоответствие, скорее всего, объясняется повышенной токсичностью металлов в почвах, искусственно загрязненных $Cu(NO_3)_2$, которые были использованы в исследовании [3]. Наш эксперимент более релевантен с экологической точки зрения, поскольку в нем использовались техногенно загрязненные почвы [28].

Согласно критерию ISO-17512-1 [11], почва считается непригодной для обитания, если ее из-

Таблица 2. Пороговые значения токсичности (мг/кг), снижающие отклик на 50% (EC₅₀), для валового содержания меди в почве

| Исследование | Вид | Отклик червей | EC ₅₀ |
|--------------|---------------------------------|---------------|------------------|
| [6]* | <i>Eisenia fetida</i> | Избегание | 213 |
| [47] | <i>Eisenia fetida</i> | Избегание | 131 |
| [39] | <i>Eisenia fetida</i> | Репродукция | 340 |
| [25] | <i>Aporrectodea tuberculata</i> | Репродукция | 220 |
| [14] | <i>Enchytraeus crypticus</i> | Репродукция | 351 |
| [22] | <i>Enchytraeus crypticus</i> | Репродукция | 439 |

* Наш эксперимент.

Таблица 3. Пороговые значения токсичности валового содержания мышьяка в почве, а также содержания мышьяка в тканях *Eisenia fetida* для репродуктивного теста (в скобках – 95%-ный доверительный интервал)

| Параметр | EC ₁₀ | EC ₂₅ | EC ₅₀ |
|--|------------------|------------------|------------------|
| Валовое содержание As в почве, мг/кг | 8 (0–21) | 14 (7–22) | 22 (17–26) |
| Содержание As в тканях <i>Eisenia fetida</i> , мг/кг | 38 (24–53) | 47 (38–56) | 57 (51–62) |

бегают более 80% червей. В эксперименте валовое содержание меди, при котором 80% червей избежали тестируемую почву, оказалось равным 433 мг/кг (при 95%-ном доверительном интервале 339–528 мг/кг). Таким образом, валовое содержание меди более 339 мг/кг лимитирует обитание червей в почве. Близкие значения получены в полевом исследовании [9] в Дании, в котором медь была единственным загрязняющим элементом в почве, и в котором биомасса и плотность популяции дождевых червей уменьшилась при валовых содержаниях меди выше 300 мг/кг. Как в цитируемой работе в Дании, так и в настоящем эксперименте металлы находились в исследуемых почвах в течение нескольких десятилетий.

Важно отметить, что существует очень мало работ по изучению нативных техногенно загрязненных почв, в которых пороги валового содержания меди были определены при использовании червей как биоиндикаторов (табл. 2) [37]. Столь небольшое число работ, которые даже в минимальной степени не охватывают реального разнообразия природных ситуаций, не позволяет пока выйти на формулирование широких обобщений.

ПОРОГИ ТОКСИЧНОСТИ МЫШЬЯКА В РЕПРОДУКТИВНОМ ТЕСТЕ

Пошаговый регрессионный анализ показал статистически незначимое влияние различных почвенных пулов свинца и цинка на количество продуцируемых коконов. Аналогичным образом статистически незначимым ($p > 0.05$) было и влияние содержаний свинца и цинка в тканях червей. В свою очередь, линейный регрессионный анализ показал, что количество коконов связано с валовым

содержанием мышьяка в почве ($R^2 = 0.52, p < 0.05$) и с содержанием мышьяка в тканях *Eisenia fetida* ($R^2 = 0.45, p < 0.05$). Однако эти зависимости лучше аппроксимируются сигмоидальными кривыми [46], которые позволили оценить эффективные концентрации (табл. 3).

В свою очередь, концентрация меди в 0.1 М KNO₃ вытяжке слабо коррелировала с количеством коконов ($R^2 = 0.25, p < 0.05$). Влияние других почвенных пулов меди (активность свободного иона Cu²⁺ в солевой вытяжке и валовое содержание меди в почве) было статистически незначимым ($p > 0.05$). Также было статистически незначимым влияние содержания меди в тканях *Eisenia fetida* в простой регрессии ($p > 0.05$) и минимально значимым ($p = 0.05$) – в следующей множественной регрессии: количество коконов = 15.8 – 0.15 As в тканях червей – 0.05 Cu в тканях червей, $R^2 = 0.58$.

Учитывая, что в изученных почвах мышьяк и медь не коррелировали друг с другом, можно сделать вывод, что в данном случае мышьяк является наиболее токсичным элементом для навозного червя, в то время как медь проявляла вторичный эффект. Эти результаты несколько неожиданные, поскольку предполагалось, что медь будет наиболее токсичной в почвах, загрязненных выбросами медной горнодобывающей промышленности.

В работе [5] был рассчитан коэффициент биоконцентрации для *Eisenia fetida* (отношение содержания элемента в тканях к его содержанию в почве). Среднее значение коэффициента биоконцентрации для мышьяка составило 3.2, для меди – 0.15, что может означать более высокую токсичность мышьяка по сравнению с медью для

рассматриваемого вида. Аналогичным образом, в работе [13] значение коэффициента биоконцентрации для близкого вида *Eisenia andrei* (в ряде работ рассматриваемого как подвид *Eisenia fetida*) было выше для мышьяка по сравнению с медью. Возможно, данный факт связан с тем, что концентрация меди в тканях *Eisenia fetida* может регулироваться гомеостатическими механизмами элиминации данного элемента [41], тогда как в работе [19] сообщается об отсутствии элиминации мышьяка видом *Eisenia fetida* при внесении загрязненных червей в чистую почву, вероятно, из-за образования в тканях червя тиоловых соединений с мышьяком. Отсутствие элиминации мышьяка видом *Eisenia fetida* аналогично другим неэссенциальным элементам (таким как, например, кадмий и свинец), тогда как для меди и других эссенциальных элементов выявлено быстрое выведение из организма *Eisenia fetida* [41].

В работе [19] показано, что As(III) был более токсичен для *Eisenia fetida* по сравнению с As(V). Нами [48] было установлено, что в почвах области Вальпараисо доли As(V) и As(III) составляли $75 \pm 12\%$ и $12 \pm 6\%$ от валового содержания мышьяка в почве. Таким образом, полученные пороговые значения токсичности для содержания валового мышьяка в почве в основном соответствуют содержанию As(V). Важно подчеркнуть, что результаты нашего исследования представляют новые данные для оценки порогов токсичности мышьяка для *Eisenia fetida*, поскольку в известной нам литературе отсутствует информация о порогов токсичности мышьяка для дождевых червей в нативных техногенно загрязненных почвах.

Полученные пороговые значения токсичности для валового содержания мышьяка в почве существенно отличаются от известных порогов токсичности мышьяка для *Eisenia fetida*, полученных в экспериментах с искусственно загрязненными почвами. Например, авторы работы [20] показали, что LC₅₀ составляет 5.9 мг/кг для валового содержания мышьяка в искусственно загрязненной почве при длительности эксперимента 4 недели, тогда как в нашем случае при той же длительности эксперимента при таких содержаниях мышьяка летальных эффектов не наблюдалось. Аналогичным образом в исследовании [21] ЕС₅₀ для валового содержания мышьяка в почве и репродуктивного теста составляла 11 мг/кг, тогда как в нашем случае для такой величины эффекта было обнаружено значительно более высокое значение валового содержания мышьяка в почве (22 мг/кг).

В одном из наших исследований [4] результаты электронно-зондового микроанализа показали, что основные фазы-носители мышьяка в сельскохозяйственных почвах области Вальпараисо — это малорастворимые оксиды железа и сульфиды меди. В то же время в вышеупомянутых исследо-

ваниях с искусственно загрязненными почвами в почву добавляли растворимые соли (арсенат калия или натрия). Логично предположить, что различие в растворимости фаз-носителей мышьяка объясняет несоответствие между ранее установленными пороговыми значениями токсичности мышьяка для *Eisenia fetida* в искусственно загрязненных почвах и нашими результатами с нативными техногенно загрязненными почвами. Таким образом, искусственно загрязненные почвы не могут адекватно отражать реальные условия окружающей среды и, следовательно, имеют ограниченную значимость с экологической точки зрения.

ВЫВОДЫ

В краткосрочном тесте повышенное содержание меди предопределило избегание червями *Eisenia fetida* почв, загрязненных выбросами медной горнодобывающей промышленности. Однако в долгосрочных экспериментах более токсичным элементом для размножения червей оказался мышьяк, а эффект со стороны меди был менее выражен. Таким образом, несмотря на полиэлементный характер загрязнения исследованных почв, на основе химического анализа тканей дождевых червей можно идентифицировать элементы, которые в первую очередь определяют токсичность техногенно загрязненных почв.

Загрязнение почв — один из основных аргументов для принятия решений об использовании территорий, в том числе о необходимости рекультивации, рекультивации или полной утилизации и замене грунта, что имеет заметный экономический эффект. По мнению авторов, любые нормативные акты должны проводить четкое различие между почвами, в которых металлы присутствуют, но не представляют риска, и теми, которые при аналогичном валовом содержании металлов действительно несут значительную экологическую опасность. Результаты данной работы предоставляют необходимую информацию по такому разграничению для почв из области Вальпараисо, Чили. Полученная информация может быть использована в прикладных целях — для оценки и управления рисками техногенно загрязненных почв.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы выражают благодарность Е.Л. Воробейчику за ценные замечания. Также авторы благодарят А.Л. Саврову за правку русского текста.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Adriano D.C. Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risk of Metals New York, N.Y.: Springer-Verlag, 2001.
2. Arnold R.E., Hodson M.E. Effect of time and mode of depuration on tissue copper concentrations of the earthworms *Eisenia andrei*, *Lumbricus rubellus* and *Lumbricus terrestris* // Environmental Pollution. 2007. V. 148. P. 21–30.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.11.003>
3. Arnold R.E., Hodson M.E., Black S., Davies N.A. The influence of mineral solubility and soil solution concentration on the toxicity of copper to *Eisenia fetida* Savigny // Pedobiologia. 2003. V. 47. P. 622–632.
[https://doi.org/10.1016/s0031-4056\(04\)70246-2](https://doi.org/10.1016/s0031-4056(04)70246-2)
4. Ávila G., Gaete H., Morales M., Neaman A. Reproducción de *Eisenia fetida* en suelos agrícolas de áreas mineras contaminadas por cobre y arsénico. // Pesqui Agropecu Bras. 2007. V. 42. P. 435–441.
<https://doi.org/10.1590/S0100-204X2007000300018>
5. Bustos V., Mondaca P., Sauvé S., Gaete H., Celis-Diez J.L., Neaman A. Thresholds of arsenic toxicity to *Eisenia fetida* in field-collected agricultural soils exposed to copper mining activities in Chile // Ecotoxicology and Environmental Safety 2015. V. 122. P. 448–454.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.09.009>
6. Delgadillo V., Verdejo J., Mondaca P., Verdugo G., Gaete H., Hodson M.E., Neaman A. Proposed modification to avoidance test with *Eisenia fetida* to assess metal toxicity in agricultural soils affected by mining activities // Ecotoxicology and Environmental Safety. 2017. V. 140. P. 230–234.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.02.038>
7. Duffus J.H. “Heavy metals” a meaningless term? (IUPAC Technical Report) // Pure and Applied Chemistry. 2002. V. 74. P. 793–807.
<https://doi.org/10.1351/pac200274050793>
8. Fuentes-Arderiu X. Concentration and content // Biochemia Medica. 2013. V. 23. P. 141–142.
<https://doi.org/10.11613/bm.2013.017>
9. Holmstrup M., Hornum H.D. Earthworm colonisation of abandoned arable soil polluted by copper // Pedobiologia. 2012. V. 55. P. 63–65.
<https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2011.08.005>
10. ISO 11268-2. Soil quality – Effects of pollutants on earthworms. Part 2: Determination of effects on reproduction of *Eisenia fetida*/*Eisenia andrei* Genève, Switzerland: International Organization for Standardization, 2012. 21 p.
11. ISO-17512-1. Soil quality – Avoidance test for determining the quality of soils and effects of chemicals on behaviour. Part 1: Test with earthworms (*Eisenia fetida* and *Eisenia andrei*); Geneva, Switzerland, 2008.
12. IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106 Rome: Food and Agricultural Organization, 2015. 192 p.
13. Janssen R.P.T., Posthuma L., Baerselman R., DenHollander H.A., vanVeen R.P.M., Peijnenburg J.G.M. Equilibrium partitioning of heavy metals in Dutch field soils. II. Prediction of metal accumulation in earthworms // Environmental Toxicology and Chemistry. 1997. V. 16. P. 2479–2488.
<https://doi.org/10.1002/etc.5620161207>
14. Konečný L., Ettler V., Kristiansen S., Barros Amorim M.J., Kříbek B., Mihaljevič M., Šebek O., Nyambe I., Scott-Fordsmand J. Response of *Enchytraeus crypticus* worms to high metal levels in tropical soils polluted by copper smelting // J. Geochemical Exploration. 2014. V. 144. P. 427–432.
<https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.10.004>
15. Kutner M., Nachtsheim C., Neter J. Applied Linear Regression Models Boston: McGraw-Hill Education, 2004. 701 p.
16. Kuznetsova A.I., Lukina N.V., Tikhonova E.V., Gornov A.V., Gornova M.V., Smirnov V.E., Geraskina A.P., Shevchenko N.E., Tebenkova D.N., Chumachenko S.I. Carbon Stock in Sandy and Loamy Soils of Coniferous-Broad-leaved Forests at Different Succession Stages // Eurasian Soil Sci. 2019. V. 52. P. 756–768.
<https://doi.org/10.1134/s1064229319070081>
17. Langdon C.J., Hodson M.E., Arnold R.E., Black S. Survival, Pb-uptake and behaviour of three species of earthworm in Pb treated soils determined using an OECD-style toxicity test and a soil avoidance test // Environmental Pollution. 2005. V. 138. P. 368–375.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.03.002>
18. Laskowski R., Kramarz P., Jepsen P. Selection of species for soil ecotoxicity testing. // Handbook of Soil Invertebrate Toxicity Tests. John Wiley & Sons: Chichester, England, 1998. P. 21–40.
19. Lee B.-T., Kim K.-W. Toxicokinetics and biotransformation of As(III) and As(V) in *Eisenia fetida* // Hum. Ecol. Risk Assess. 2013. V. 19. P. 792–806.
<https://doi.org/10.1080/10807039.2012.708285>
20. Lee B.T., Kim K.W. Lysosomal membrane response of earthworm, *Eisenia fetida*, to arsenic contamination in soils // Environmental Toxicology. 2009. V. 24. P. 369–376.
<https://doi.org/10.1002/tox.20441>
21. Lock K., Janssen C.R. Toxicity of arsenate to the compostworm *Eisenia fetida*, the potworm *Enchytraeus albidus* and the springtail *Folsomia candida* // Bull. of Environmental Contamination and Toxicology 2002. V. 68. P. 760–765.
<https://doi.org/10.1007/s001280320>
22. Maraldo K., Christensen B., Strandberg B., Holmstrup M. Effects of copper on enchytraeids in the field under differing soil moisture regimes // Environmental Toxicology and Chemistry. 2006. V. 25. P. 604–612.
<https://doi.org/10.1897/05-076R.1>
23. Maxwell J.A. Rock and Mineral Analysis. N.Y.: Interscience Publishers, 1968. 584 p.
24. McBride M.B., Cai M.F. Copper and zinc aging in soils for a decade: changes in metal extractability and phytotoxicity // Environmental Chemistry. 2016. V. 13. P. 160–167.
<https://doi.org/10.1071/en15057>
25. Mirmonsef H., Hornum H.D., Jensen J., Holmstrup M. Effects of an aged copper contamination on distribution of earthworms, reproduction and cocoon hatchability // Ecotoxicology and Environmental Safety.

2017. V. 135. P. 267–275.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.10.012>
26. *Nadporozhskaya M.A., Bykhovets S.S., Abakumov E.V.* Application of the ROMUL Mathematical Model for Estimation of CO₂ Emission and Dynamics of Organic Matter in the Subantarctic Lithozems // *Eurasian Soil Sci.* 2022. V. 55. P. 413–424.
<https://doi.org/10.1134/s1064229322040123>
 27. *Nahmani J., Hodson M.E., Black S.* Effects of metals on life cycle parameters of the earthworm *Eisenia fetida* exposed to field-contaminated, metal-polluted soils // *Environmental Pollution.* 2007. V. 149. P. 44–58.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.12.018>
 28. *Nahmani J., Hodson M.E., Black S.* A review of studies performed to assess metal uptake by earthworms // *Environmental Pollution.* 2007. V. 145. P. 402–424.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.04.009>
 29. *Neaman A., Valenzuela P., Tapia-Gatica J., Selles I., Novoselov A.A., Dovletyarova E.A., Yanez C., Krutyakov Y.A., Stuckey J.W.* Chilean regulations on metal-polluted soils: The need to advance from adapting foreign laws towards developing sovereign legislation // *Environmental Research.* 2020. V. 185. P. 109429.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109429>
 30. *O'Neill P.* Arsenic // *Heavy Metals in Soils.* 2nd ed.; Blackie Academic & Professional: London, UK, 1995. P. 105–121.
 31. OECD-222. Guidelines for the testing of chemicals. Earthworm Reproduction Test (*Eisenia fetida/Eisenia andrei*); 2074-5761; Organisation for Economic Cooperation and Development: 2016.
 32. *Pezzotti D., Peli M., Sanzeni A., Barontini S.* Seasonality of Earthworm Macropores in a Temperate Alpine Area // *Eurasian Soil Sci.* 2021. V. 54. P. 1935–1944.
<https://doi.org/10.1134/S1064229321130032>
 33. *Pukalchik M.A., Terekhova V.A., Karpukhin M.M., Vavilova V.M.* Comparison of Eluate and Direct Soil Bioassay Methods of Soil Assessment in the Case of Contamination with Heavy Metals // *Eurasian Soil Sci.* 2019. V. 52. P. 464–470.
<https://doi.org/10.1134/s1064229319040112>
 34. *Rachou J., Gagnon C., Sauvé S.* Use of an ion-selective electrode for free copper measurements in low salinity and low ionic strength matrices // *Environmental Chemistry.* 2007. V. 4. P. 90–97.
<https://doi.org/10.1071/EN06036>
 35. *Sadzawka A., Carrasco M.A., Demanet R., Flores H., Mora M.L., Neaman A., Hernández P., Sandoval M.* Métodos de análisis de lodos y de suelos. Chillán: Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo. Universidad de Concepción, 2015. 114 p.
 36. *Sadzawka A., Carrasco M.A., Grez R., Mora M.L., Flores H., Neaman A.* Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile. Serie actas INIA № 34 Santiago, Chile: Instituto de Investigaciones Agropecuarias, 2006. 164 p.
 37. *Santa-Cruz J., Peñaloza P., Korneykova M.V., Neaman A.* Thresholds of metal and metalloid toxicity in field-collected anthropogenically contaminated soils: A review // *Geography, Environment, Sustainability.* 2021. V. 14. P. 6–21.
<https://doi.org/10.24057/2071-9388-2021-023>
 38. *Santa-Cruz J., Vasenev I.I., Gaete H., Peñaloza P., Krutyakov Y.A., Neaman A.* Metal ecotoxicity studies with spiked versus field-contaminated soils: Literature review, methodological shortcomings and research priorities // *Russian J. Ecology.* 2021. V. 52. P. 478–484.
<https://doi.org/10.1134/S1067413621060126>
 39. *Scott-Fordsmann J.J., Weeks J.M., Hopkin S.P.* Importance of contamination history for understanding toxicity of copper to earthworm *Eisenia fetida* (Oligochaeta: Annelida), using neutral-red retention assay // *Environmental Toxicology and Chemistry.* 2000. V. 19. P. 1774–1780.
<https://doi.org/10.1002/etc.5620190710>
 40. *Sheldrick B.H., Wang C.* Particle size distribution // *Soil Sampling and Methods of Analysis.* Canadian Society of Soil Science, Lewis Publishers: Boca Raton, FL, USA, 1993. P. 499–511.
 41. *Spurgeon D.J., Hopkin S.P.* Comparisons of metal accumulation and excretion kinetics in earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to contaminated field and laboratory soils // *Appl Soil Ecol.* 1999. V. 11. P. 227–243.
[https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(98\)00150-4](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(98)00150-4)
 42. *Spurgeon D.J., Weeks J.M.* Evaluation of factors influencing results from laboratory toxicity tests with earthworms // *Advances in earthworm ecotoxicology.* SETAC Technical Publications Series: Pensacola, FL, USA, 1998. P. 15–25.
 43. *Stuckey J.W., Neaman A., Ravella R., Komarneni S., Martínez C.E.* Highly charged swelling mica reduces free and extractable Cu levels in Cu-contaminated soils // *Environmental Science & Technology.* 2008. V. 42. P. 9197–9202.
<https://doi.org/10.1021/es801799s>
 44. *Tapia-Gatica J., González-Miranda I., Salgado E., Bravo M.A., Tessini C., Dovletyarova E.A., Paltseva A.A., Neaman A.* Advanced determination of the spatial gradient of human health risk and ecological risk from exposure to As, Cu, Pb, and Zn in soils near the Ventanas Industrial Complex (Puchuncaví, Chile) // *Environmental Pollution.* 2020. V. 258. P. 113488.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113488>
 45. *Tapia-Gatica J., Selles I., Bravo M.A., Tessini C., Barros-Parada W., Novoselov A., Neaman A.* Global issues in setting legal limits on soil metal contamination: A case study of Chile // *Chemosphere.* 2022. V. 290. P. 133404.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133404>
 46. *US EPA.* Toxicity Relationship Analysis Program (TRAP) version 1.3 United States Environmental Protection Agency, Mid-Continent Ecology Division, 2016.
 47. *Van Zwieten L., Rust J., Kingston T., Merrington G., Morris S.* Influence of copper fungicide residues on occurrence of earthworms in avocado orchard soils // *Science of the Total Environment.* 2004. V. 329. P. 29–41.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.02.014>
 48. *Vargas C., Quiroz W., Bravo M., Neaman A.* Stability of arsenic during soil treatment and storage // *J. the Chilean Chemical Society.* 2015. V. 60. P. 2868–2871.
<https://doi.org/10.4067/S0717-97072015000300015>

Assessment of the Ecological Status of Soils Contaminated by the Copper Mining Industry in Chile: Earthworms to the Rescue

A. Neaman^{1, *} and C. Yáñez²

¹*Departamento de Recursos Ambientales, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Tarapacá, Arica, 1000000 Chile*

²*Instituto de Biología, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, 2340000 Chile*

**e-mail: alexander.neaman@gmail.com*

Soil fauna can serve as an excellent tool for ecological assessment of soil quality. The earthworm *Eisenia fetida* L. is widely used as a bioindicator organism to assess the toxicity of metals, metalloids, and other pollutants. Many studies have shown that the concentrations of metals and metalloids toxic to earthworms are an order of magnitude lower in artificially contaminated soils than in industrially contaminated soils. The novelty of this study is that toxicity estimates were made using native industrially contaminated soils. The results of the two experiments demonstrate the potential use of earthworms for ecological assessment of soils contaminated with metals and metalloids due to copper mining activities in central Chile. The main contaminant in these soils was copper, but arsenic, commonly found in copper ore, was also present in the contaminated soils. In the short-term bioassay, *E. fetida* earthworms avoided the soil in response to increasing copper content. However, in long-term experiments, arsenic proved to be more toxic to earthworm reproduction, while copper had little effect. In this study, we present toxicity thresholds for copper and arsenic to *E. fetida* in industrially contaminated native soils.

Keywords: toxicity, copper, arsenic, *Eisenia fetida* L., dose-response relationships, Dystric Arenosols, Eutric Fluvisols

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ
И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.46:628.516

БИОЛОГИЧЕСКАЯ АКТИВНОСТЬ ЧЕРНОЗЕМА ВЫЩЕЛОЧЕННОГО
ПРИ НЕФТЯНОМ И ХЛОРИДНО-НАТРИЕВОМ ЗАГРЯЗНЕНИИ
И ВЛИЯНИЕ НА НЕЕ ОБРАБОТКИ ГАЛОТОЛЕРАНТНЫМИ
БАКТЕРИЯМИ-НЕФТЕДЕСТРУКТОРАМИ

© 2023 г. Е. В. Кузина^а, Г. Ф. Рафикова^а, С. Р. Мухаматдыярова^а,
Ю. Ю. Шарипова^а, Т. Ю. Коршунова^{а, *}

^аУфимский институт биологии УФИЦ РАН, пр. Октября, 69, Уфа, 450054 Россия

*e-mail: korshunovaty@mail.ru

Поступила в редакцию 24.05.2022 г.

После доработки 28.06.2022 г.

Принята к публикации 28.07.2022 г.

Загрязнение почв нефтью часто сопровождается загрязнением сточными водами нефтепромыслов, содержащими значительное количество NaCl, что усиливает негативное воздействие углеводов на почву, растения и почвенную микробиоту. Поэтому для биотехнологической очистки таких комплексно контаминированных почв следует использовать устойчивые к засолению углеводородо-кисляющие бактерии. В модельном эксперименте изучено влияние искусственного загрязнения нефтью (5%) и хлоридом натрия (1 и 3%) и их сочетаниями, а также биоремедиации с использованием галотолерантных углеводородокисляющих бактерий на биологическую активность чернозема выщелоченного (Luvic Chernozem). Контаминация почвы всеми видами загрязнения увеличивала ее фитотоксичность, при этом бактериализация не оказывала положительного эффекта на этот показатель в присутствии NaCl, а также при комбинированном загрязнении, но способствовала уменьшению токсичности для растений нефтесодержащей почвы. Наиболее чувствительными к присутствию нефти и/или NaCl были актиномицеты, численность которых уменьшалась на 1–2 порядка. Интродукция микроорганизмов усиливала разложение углеводов, в том числе в комплексно загрязненной почве на 10.5–31.8%. Наличие поллютантов подавляло активность почвенных ферментов. Бактериализация способствовала некоторому повышению уровня активности каталазы в почве с нефтью, восстанавливала активность уреазы в нефтесодержащей почве и при совместном действии поллютантов и увеличивала активность инвертазы при комбинированном загрязнении.

Ключевые слова: нефть, засоление, биодеструкция, фитотоксичность, активность почвенных ферментов

DOI: 10.31857/S0032180X22600718, EDN: JKECKN

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время и в среднесрочной перспективе углеводороды остаются основным источником энергии на планете. В ходе их извлечения и переработки на все компоненты окружающей среды оказывается значительное негативное воздействие [53, 64]. Особенно сильно из всех природных сред страдает почва, причем не только там, где непосредственно происходит процесс добычи, но и на близлежащих территориях, на которых расположены многочисленные коммуникации и промышленные объекты.

Контаминация углеводородами зачастую сопровождается дополнительным загрязнением высокоминерализованными нефтепромысловыми сточными водами (НПСВ), способствующими техногенному засолению почв [4]. Они вклю-

чают в себя пластовые, то есть извлекаемые вместе с нефтью подземные воды, составляющие 80–95% объема НПСВ, и производственные сточные воды, образующиеся в процессе сбора, транспортировки и первичной подготовки нефти. Значительная часть солевого компонента НПСВ приходится на хлориды [1], в основном на хлорид натрия [2, 3, 17]. Одновременное присутствие в почве нефти и NaCl приводит к тому, что отрицательные последствия, вызванные углеводородами [26, 32, 55], усугубляются хлоридом натрия, который, в свою очередь, угнетает рост и развитие растений, подавляет жизнедеятельность почвенной микробиоты и ингибирует активность ферментов [12, 38, 42]. Все вышеизложенное затрудняет применение для биотехнологической очистки почв, подвергшихся такому комбинированному

загрязнению, микроорганизмов, не являющихся представителями автохтонной микробиоты, адаптированной к выживанию в условиях высокой минерализации среды [33, 38, 42, 56]. Выходом из сложившейся ситуации может стать проведение восстановительных работ с помощью галотолерантных бактерий-нефтедеструкторов. Наиболее информативными критериями для оценки состояния почвы до и после биоремедиации являются биологические показатели, которые первыми реагируют на внешнее воздействие и, как правило, коррелируют с содержанием загрязняющего вещества [28, 36, 55].

Цель работы – исследование влияния обработки галотолерантными бактериями-нефтедеструкторами на содержание углеводов, фитотоксичность, ферментативную активность и численность некоторых эколого-трофических групп микроорганизмов чернозема выщелоченного, загрязненного нефтью и хлоридом натрия.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объекты исследования. Исследовали верхний горизонт (0–20 см) почвы (чернозем выщелоченный (Luvic Chernozem)), отобранной на территории Уфимского района Республики Башкортостан и имеющей следующие характеристики: гумус – 6.8%, pH_{KCl} – 6.40, $N_{вал}$ – 0.61%, подвижные P_2O_5 и K_2O (0.2 н. KCl) – 94.5 и 101.7 мг/кг почвы соответственно. Предварительно очищенную от растительных остатков, высушенную до воздушно-сухого состояния и просеянную через сито (размер ячеек 1 см) почву помещали по 3 кг в вегетационные сосуды. Для оптимизации водно-воздушного режима использовали дренаж, в течение опыта поддерживали влажность на уровне 60% от полной влагоемкости и проводили регулярное рыхление. В опытные варианты вносили нефть (плотность – 852 кг/м³, вязкость – 28 мПа с, состав (мас. %): парафины – 3.3, смолы – 8.5, асфальтены – 5–9 (мас. %)) в количестве 50 г/кг почвы (5 мас. %). Хлоридно-натриевое засоление имитировали путем внесения водного раствора соли из расчета 1 и 3% NaCl (х. ч.) от веса почвы. Интродукцию микроорганизмов осуществляли в виде жидкой культуры в количестве 2×10^6 КОЕ (колониеобразующих единиц) на 1 г почвы. В те варианты, в которые не было предусмотрено добавление соли и/или инокулята, вносили соответствующее количество дистиллированной воды. Повторность опыта трехкратная. Контролем служила почва без добавок NaCl, нефти и бактерий. Отбор проб проводили в начале (третьи сутки) и в конце эксперимента (95-е сутки). Образцы сушили на воздухе и просеивали через сито с размером ячеек 2 мм.

Штаммы микроорганизмов. Для биоремедиации использовали бактерии из коллекции микроорганизмов Уфимского Института биологии УФИЦ РАН: *Thalassospira xiamenensis* UOM 2 (UOM 2), *Enterobacter* sp. UOM 3 (UOM 3), *Pseudomonas songnenensis* UOM 4 (UOM 4), обладающие углеводородоокисляющей активностью [21, 27] и микробную композицию (МК), состоящую из всех вышеперечисленных штаммов в соотношении 1 : 1 : 1.

Бактерии культивировали на термостатируемом шейкере при 180 об./мин и температуре 28°C в течение 72 ч на мясо-пептонном бульоне [15]. Предварительно установлено, что микроорганизмы обладали устойчивостью к хлориду натрия (5–7%) и не проявляли антагонизма по отношению друг к другу. Численность каждого штамма при культивировании на среде Раймонда [58] с нефтью (5%) и NaCl (3%) через 3 сут составляла не менее 10^7 КОЕ/мл, что свидетельствовало о способности бактерий к разложению нефти в присутствии хлорида натрия.

Анализ численности учитываемых эколого-трофических групп микроорганизмов осуществляли путем посева почвенной суспензии на агаризованные питательные среды: гетеротрофных – на мясо-пептонный агар, углеводородоокисляющих (УВОМ) – на среду Раймонда со 100 мкл стерильного дизельного топлива в качестве источника углерода, актиномицетов – на крахмало-аммиачный агар, микромицетов – на подкисленную среду Чапека, олигонитрофилов и азотфиксаторов – на среду Эшби [15].

Фитотоксичность образцов почвы оценивали на влажных почвенных пластинках по всхожести семян и росту корней растений редиса (*Raphanus sativus* L.) согласно ФР.1.39.2006.02264. Фитотоксический эффект (ФЭ) тест-функции (%) рассчитывали, как отношение разности показателя в контроле и в испытуемой почве к показателю в контроле.

Кислотность почвы (pH_{KCl}) определяли потенциометрически согласно ГОСТ 26483-85.

Активность каталазы анализировали газометрически по методу Галстяна, инвертазы – по Галстяну путем определения количества редуцирующихся сахаров, уреазы – калориметрически по методу Щербакова и Райхинштейна [19].

Содержание нефтепродуктов в почве устанавливали гравиметрически как описано [50].

Статистическую обработку данных проводили с помощью стандартных программ MS Excel. Достоверность различий оценивали по *t*-критерию Стьюдента ($p < 0.05$). Данные на рисунках и в таблицах представлены как среднее \pm стандартная ошибка. Взаимосвязь между параметрами рассчитывали с помощью корреляционного анализа (коэффициент корреляции Пирсона (*r*) по шкале Чеддока).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

pH почвы является одним из ключевых факторов для роста и развития микроорганизмов [24, 51, 65]. Степень кислотности, определяемой в солевой вытяжке, в контрольной почве была нейтральной (6.40–6.42) (табл. 1). В вариантах, загрязненных нефтью без внесения NaCl (включая варианты с бактеризацией), на третьи и 95-е сутки эксперимента она составляла 6.35–6.41 и 6.10–6.37 соответственно. Некоторое уменьшение показателей pH в процессе очистки могло произойти в результате постепенного разложения нефтяных углеводов до органических кислот [56, 60]. Внесение хлорида натрия в количестве 1 и 3% усиливало подкисление среды в начале опыта до 5.91–6.15, что объясняется перестройкой почвенно-поглощающего комплекса. Внедрение в него Na⁺ сопровождается активным вытеснением и выходом в почвенный раствор обменных H⁺ и Al³⁺. Присутствие свободного иона Cl⁻ в почвенном растворе приводит к тому, что наряду с остаточным количеством нейтрального NaCl в нем появляются такие соединения, как HCl и AlCl₃, дополнительно подкисляющие почву [3]. К концу экспозиции наблюдалось подщелачивание среды, что, скорее всего, связано с высокой кислотно-основной буферностью черноземов [9, 13] и приближение водородного показателя к значениям, характерным для контрольной почвы. Таким образом, поступление нефти и NaCl отдельно и совместно приводит к изменению кислотно-основных свойств почвы. Тем не менее, реакция среды оставалась благоприятной для микроорганизмов, так как pH в пределах 6–8 считается оптимальным для их роста и развития [51, 54].

Численность эколого-трофических групп микроорганизмов. На попадание поллютантов в почву первой реагирует микробиота, при этом уже на начальных этапах загрязнения изменяется ее состав и плотность популяции, а также метаболизм [14]. Поэтому численность микроорганизмов является важным показателем биологической активности почвы, который свидетельствует о ее состоянии. Загрязнение нефтью приводило к значительному возрастанию количества гетеротрофных микроорганизмов (в 20 раз), что, скорее всего, связано с присутствием дополнительного источника углерода в виде углеводов (табл. 1). Наибольший вклад в увеличение численности данной группы вносили УВОМ, плотность популяции которых выросла на 3 порядка (высокая степень корреляции, $r = 0.89$, $p > 99\%$). Обработка изучаемыми штаммами (особенно УОМ 2) на фоне нефти, также сопровождалась ростом популяций гетеротрофных и углеводородокисляющих микроорганизмов, вероятно, за счет активного развития интродуцированных бактерий-деструкторов.

Внесение как в чистую, так и в нефтезагрязненную почву NaCl, особенно в 3%-ной концентрации, вызывало уменьшение численности всех изучаемых групп микроорганизмов, что подтверждает данные о негативном воздействии этого вещества на рост и разнообразие микроорганизмов [42, 56].

Наиболее заметный отклик на присутствие нефти и хлорида натрия (в том числе совместное) наблюдался у представителей порядка *Actinomycetales* — их количество уменьшалось на 1–2 порядка по сравнению с контролем. Вероятная причина этого в том, что они плохо переносят загрязнение углеводородами [29, 41, 61] и чутко реагируют на изменение кислотности среды [6]. Возможно, в составе актиномицетного комплекса изначально преобладали виды, имеющие более узкий диапазон значений pH среды, пригодных для роста.

Количество микроскопических грибов снижалось на протяжении всего эксперимента (не более чем на один порядок). В вариантах с бактеризацией это могло быть связано с конкуренцией между УВОМ и микромицетами за источники углерода.

Внесение в почву нефти и/или хлорида натрия вызывало некоторое уменьшение суммарного количества (в пределах одного порядка) олигонитрофильных и азотфиксирующих микроорганизмов. Скорее всего, причиной такой реакции является изменение соотношения C : N в загрязненной почве в сторону углерода, что приводит к ухудшению доступности азота как источника питания для этих групп микроорганизмов. Интродукция УВОМ способствовала увеличению численности олигонитрофильных и азотфиксирующих микроорганизмов в ряде случаев. Данный показатель был равен или даже несколько превышал контрольные значения при обработке штаммом УОМ 2 почвы с нефтью и всеми тремя штаммами и МК — почвы с нефтью и NaCl (1%). Это, вероятно, связано с активным разложением углеводов в случае применения указанных бактерий (рис. 1), нормализовавшим углеродно-азотный баланс в почве.

Биодеструкция углеводов. Самоочищение как комплексно загрязненной почвы, так и той, в которой присутствовала только нефть, происходило с одинаковой интенсивностью — биодegradация углеводов к концу эксперимента составляла 51.8–53.0% соответственно. Общеизвестно, что уменьшение содержания органических поллютантов происходит в основном за счет биоразложения [14, 38], хотя физико-химические процессы (испарение, сорбция и пр.) также могут вносить свой вклад [49]. В настоящем эксперименте интродукция галотолерантных бактерий ускорила деструкцию углеводов (на 10.5–30.8% — в нефтезагрязненной почве, на 17.6–31.8% и 16.6–27.6% — в почве с нефтью и NaCl (1 и 3% соответственно)).

Таблица 1. Численность некоторых эколого-τροφических групп микроорганизмов и рН чернозема выщелоченного

| Вариант опыта | Гетеротрофные микроорганизмы, $\times 10^6$ КОЕ/г | | Углеродородокисляющие микроорганизмы, $\times 10^5$ КОЕ/г | | Актиномицеты, $\times 10^5$ КОЕ/г | | Микромицеты, $\times 10^4$ КОЕ/г | | Олигонитрофильные и азотфиксирующие микроорганизмы, $\times 10^5$ КОЕ/г | | рН _{KCl} | |
|-----------------------|---|--------------|---|----------------|-----------------------------------|-------------|----------------------------------|------------|---|------------|-------------------|------|
| | сутки | | | | | | | | | | | |
| | 3 | 95 | 3 | 95 | 3 | 95 | 3 | 95 | 3 | 95 | | 3 |
| Контроль | 1.0 ± 0.1 | 5.0 ± 0.2 | 0.1 ± 0.004 | 0.2 ± 0.008 | 90.0 ± 4.60 | 80.0 ± 3.60 | 5.0 ± 0.30 | 1.5 ± 0.10 | 5.0 ± 0.30 | 3.2 ± 0.10 | 6.40 | 6.42 |
| НЗП | 2.0 ± 0.1 | 100.0 ± 4.8 | 2.0 ± 0.090 | 100.0 ± 4.700 | 11.0 ± 0.60 | 1.0 ± 0.04 | 2.5 ± 0.10 | 0.3 ± 0.01 | 1.2 ± 0.10 | 0.8 ± 0.03 | 6.35 | 6.19 |
| НЗП + УОМ 2 | 12.0 ± 0.5 | 310.0 ± 14.2 | 9.0 ± 0.400 | 360.0 ± 17.600 | 5.0 ± 0.20 | 1.0 ± 0.03 | 0.5 ± 0.02 | 0.1 ± 0.01 | 3.7 ± 0.10 | 3.1 ± 0.20 | 6.39 | 6.21 |
| НЗП + УОМ 3 | 8.0 ± 0.3 | 120.0 ± 5.1 | 3.0 ± 0.100 | 54.0 ± 2.400 | 3.5 ± 0.10 | 0.5 ± 0.02 | 0.7 ± 0.02 | 0.2 ± 0.01 | 4.2 ± 0.30 | 1.9 ± 0.10 | 6.38 | 6.10 |
| НЗП + УОМ 4 | 9.0 ± 0.4 | 145.0 ± 5.7 | 3.0 ± 0.100 | 71.0 ± 3.200 | 0.5 ± 0.03 | 0.1 ± 0.01 | 1.0 ± 0.04 | 0.3 ± 0.02 | 3.3 ± 0.20 | 0.3 ± 0.02 | 6.37 | 6.16 |
| НЗП + МК | 5.0 ± 0.2 | 150.0 ± 6.1 | 3.0 ± 0.200 | 40.0 ± 1.800 | 1.1 ± 0.03 | 0.5 ± 0.02 | 0.8 ± 0.02 | 0.1 ± 0.01 | 0.2 ± 0.01 | 0.1 ± 0.01 | 6.41 | 6.37 |
| Контроль + 1% NaCl | 1.0 ± 0.1 | 2.0 ± 0.2 | 0.1 ± 0.003 | 0.1 ± 0.002 | 6.0 ± 0.40 | 3.4 ± 0.10 | 2.2 ± 0.10 | 1.0 ± 0.02 | 2.9 ± 0.20 | 1.4 ± 0.10 | 6.15 | 6.31 |
| Контроль + 3% NaCl | 2.0 ± 0.1 | 1.3 ± 0.1 | 0.1 ± 0.002 | 0.1 ± 0.003 | 1.0 ± 0.03 | 0.3 ± 0.02 | 0.9 ± 0.01 | 0.5 ± 0.01 | 0.9 ± 0.01 | 0.5 ± 0.01 | 5.94 | 6.29 |
| НЗП + 1% NaCl | 1.5 ± 0.1 | 6.0 ± 0.3 | 3.0 ± 0.100 | 16.0 ± 2.100 | 4.0 ± 0.10 | 4.0 ± 0.30 | 2.0 ± 0.10 | 0.8 ± 0.02 | 2.7 ± 0.01 | 1.4 ± 0.20 | 5.98 | 6.36 |
| НЗП + 1% NaCl + УОМ 2 | 2.3 ± 0.2 | 1.9 ± 0.2 | 2.1 ± 0.100 | 15.0 ± 1.400 | 3.5 ± 0.10 | 2.7 ± 0.10 | 2.0 ± 0.10 | 0.9 ± 0.01 | 4.2 ± 0.10 | 4.6 ± 0.04 | 5.96 | 6.30 |
| НЗП + 1% NaCl + УОМ 3 | 3.1 ± 0.1 | 5.7 ± 0.3 | 3.9 ± 0.200 | 19.0 ± 1.100 | 4.5 ± 0.20 | 1.8 ± 0.20 | 1.0 ± 0.04 | 1.2 ± 0.10 | 5.7 ± 0.10 | 6.3 ± 0.30 | 6.03 | 6.28 |
| НЗП + 1% NaCl + УОМ 4 | 4.7 ± 0.2 | 8.4 ± 0.3 | 3.2 ± 0.300 | 36.2 ± 1.500 | 5.4 ± 0.20 | 2.5 ± 0.20 | 1.8 ± 0.20 | 1.3 ± 0.10 | 5.1 ± 0.20 | 3.4 ± 0.20 | 5.91 | 6.33 |
| НЗП + 1% NaCl + МК | 4.0 ± 0.1 | 2.7 ± 0.1 | 6.0 ± 0.400 | 9.7 ± 0.700 | 1.9 ± 0.10 | 2.4 ± 0.30 | 2.1 ± 0.04 | 1.1 ± 0.03 | 1.0 ± 0.01 | 3.6 ± 0.10 | 5.98 | 6.29 |
| НЗП + 3% NaCl | 5.2 ± 0.2 | 2.8 ± 0.2 | 1.0 ± 0.030 | 11.3 ± 0.500 | 1.0 ± 0.02 | 1.2 ± 0.03 | 0.5 ± 0.01 | 0.3 ± 0.01 | 1.0 ± 0.02 | 0.7 ± 0.02 | 5.94 | 6.30 |
| НЗП + 3% NaCl + УОМ 2 | 2.1 ± 0.1 | 1.0 ± 0.1 | 2.9 ± 0.200 | 8.3 ± 0.200 | 1.4 ± 0.10 | 1.7 ± 0.03 | 0.5 ± 0.02 | 0.2 ± 0.01 | 1.2 ± 0.10 | 1.0 ± 0.02 | 5.96 | 6.24 |
| НЗП + 3% NaCl + УОМ 3 | 3.0 ± 0.1 | 2.6 ± 0.2 | 3.1 ± 0.100 | 9.0 ± 0.500 | 2.2 ± 0.10 | 1.6 ± 0.20 | 0.7 ± 0.01 | 0.7 ± 0.02 | 1.7 ± 0.20 | 2.1 ± 0.10 | 5.91 | 6.23 |
| НЗП + 3% NaCl + УОМ 4 | 4.3 ± 0.2 | 1.1 ± 0.1 | 2.1 ± 0.100 | 10.0 ± 0.400 | 1.1 ± 0.03 | 1.2 ± 0.03 | 0.2 ± 0.01 | 0.6 ± 0.01 | 2.1 ± 0.20 | 1.4 ± 0.10 | 5.96 | 6.27 |
| НЗП + 3% NaCl + МК | 1.7 ± 0.1 | 1.0 ± 0.1 | 5.0 ± 0.200 | 11.2 ± 0.500 | 1.7 ± 0.10 | 1.3 ± 0.02 | 0.1 ± 0.01 | 0.1 ± 0.01 | 2.2 ± 0.10 | 2.5 ± 0.20 | 5.92 | 6.27 |

Примечание. Здесь и далее: НЗП – нефтеслаженная почва.

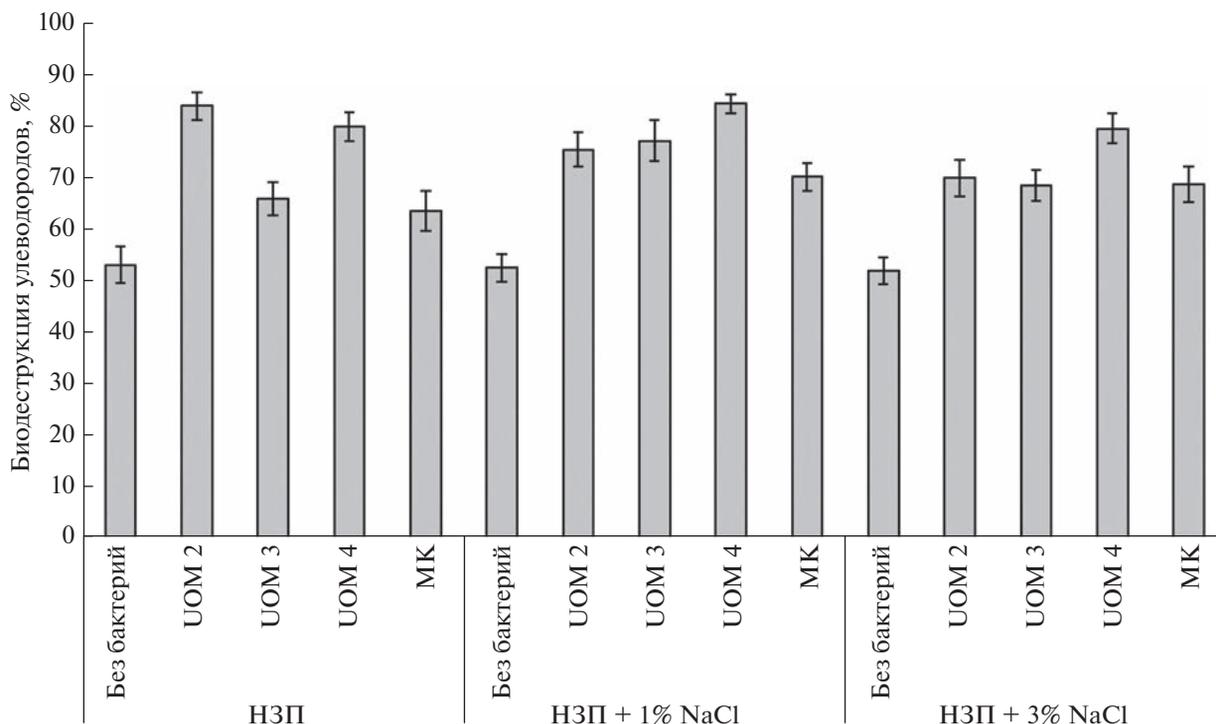


Рис. 1. Биодеструкция углеводородов в конце эксперимента.

Наиболее эффективно на фоне нефти зарекомендовал себя штамм UOM 2, благодаря применению которого деградация углеводородов достигла 83.8%. В условиях хлоридно-натриевого засоления самые высокие показатели зафиксированы для штамма UOM 4 (79.4 и 84.2%), а UOM 2 и UOM 3 проявили себя одинаково (75.3–77.0 и 68.4–69.8% в присутствии 1 и 3% NaCl соответственно). Обработка МК во всех вариантах опыта приводила к более низким результатам (63.5–70.0%), чем интродукция отдельных штаммов, но все равно была более действенной, чем самоочищение.

Считается, что содержание хлорида натрия является основным фактором, влияющим на процесс биоремедиации нефтяных углеводородов в почве, так как стресс, вызванный возрастанием осмотического потенциала клеток из-за повышенного содержания соли, приводит к торможению разложения загрязняющих веществ [34, 47, 49]. Однако в работе [30] обнаружено, что низкий уровень NaCl (0.3%) незначительно усиливал скорость минерализации гексадекана в арктической почве, а Звягинцевой с соавт. [67] показано, что деградация турбинного масла культурами *Rhodococcus erythropolis* и *Dietzia maris* увеличивалась при содержании в среде 0.5 и 2.5% NaCl соответственно. Такое стимулирующее влияние может объясняться тем, что некоторое количество соли обеспечивает более ионно-сбалансирован-

ную среду для микроорганизмов или способствует диспергированию глинистых минералов в почве [35] и тем самым создает большую площадь поверхности для прикрепления бактериальных клеток или для доступа к микроэлементам. В настоящем исследовании положительное воздействие малой концентрации хлорида натрия (1%) на разложение нефти наблюдалось при использовании штаммов UOM 3 и UOM 4. Эффективность биодеструкции в этих вариантах была несколько выше (72.0 и 84.2% соответственно), чем при использовании указанных бактерий в почве только с нефтью (65.8 и 79.8%) и в почве с нефтью, содержащей 3% NaCl (68.4 и 79.4%) (рис. 1).

Фитотоксичность активно используется в качестве показателя, оценивающего уровень загрязнения почв поллютантами [10, 44, 62, 63]. Согласно ФР.1.39.2006.02264, выделяют 5 степеней (классов) токсичности почв: практически не токсичные (снижение всхожести семян и угнетение роста корней по сравнению с контрольной пробой в пределах 20%), мало- и умеренно токсичные, опасно токсичные и высоко опасно токсичные (угнетение 20–40, 40–60, 60–80 и 80–100% соответственно). В конце опыта всхожесть семян и удлинение корня в контрольной почве составили 93.3 и 98.0% соответственно, тогда как в нефтезагрязненной – только 63.1 и 46.2% (табл. 2), что объясняется прямым токсическим действием углеводородов, а также образованием на поверхно-

Таблица 2. Фитотоксичность чернозема выщелоченного в конце эксперимента

| Вариант опыта | Всхожесть семян | ФЭ | Удлинение корня | ФЭ | Средний ФЭ по двум тест-функциям | Токсичность проб |
|-----------------------|-----------------|------|-----------------|------|----------------------------------|--------------------------|
| | % | | | | | |
| Контроль | 93.3 | — | 98.0 | — | — | — |
| НЗП | 63.1 | 32.4 | 46.2 | 52.9 | 42.7 | Умеренно токсичная |
| НЗП + УОМ 2 | 92.4 | 0 | 74.5 | 24.0 | 12.0 | Практически не токсичная |
| НЗП + УОМ 3 | 74.8 | 19.8 | 70.3 | 28.3 | 24.1 | Малотоксичная |
| НЗП + УОМ 4 | 82.2 | 11.9 | 67.0 | 31.6 | 21.8 | Малотоксичная |
| НЗП + МК | 79.4 | 14.9 | 62.0 | 36.7 | 25.8 | Малотоксичная |
| Контроль + 1% NaCl | 58.3 | 37.5 | 8.6 | 91.2 | 64.4 | Опасно токсичная |
| НЗП + 1% NaCl | 59.0 | 36.8 | 18.0 | 81.6 | 59.2 | Умеренно токсичная |
| НЗП + 1% NaCl + УОМ 2 | 75.2 | 19.4 | 20.5 | 79.1 | 49.3 | Умеренно токсичная |
| НЗП + 1% NaCl + УОМ 3 | 65.1 | 30.2 | 19.0 | 80.6 | 55.4 | Умеренно токсичная |
| НЗП + 1% NaCl + УОМ 4 | 66.7 | 28.5 | 20.0 | 79.6 | 54.1 | Умеренно токсичная |
| НЗП + 1% NaCl + МК | 60.0 | 35.7 | 22.0 | 77.6 | 56.7 | Умеренно токсичная |

Примечание. Прочерк – не определяли.

сти семян нефтяной пленки, уменьшающей доступность воды и препятствующей процессу прорастания [25, 39]. На фоне нефти интродукция УВОМ положительно сказывалась на измеряемых показателях растений, переводя контаминированную почву из умеренно токсичной в категорию малотоксичных и практически не токсичных (в случае штамма УОМ 2), что, вероятно, связано с увеличением скорости биоразложения углеводов и, как следствие, уменьшением количества токсичных компонентов нефти [39].

Известно, что отрицательное воздействие хлорида натрия сказывается на растениях уже на самых ранних этапах развития, в период набухания и прорастания семян [38]. Причиной этого является вызываемое им повышение осмотического потенциала клеток, снижение скорости поглощения воды, ионный дисбаланс и т.п. [22].

Внесение NaCl в количестве 3% полностью подавляло всхожесть и прорастание семян во всех вариантах опыта, делая почву полностью непригодной для роста и развития растений редиса (данные в табл. 2 не представлены). 1%-ное содержание NaCl вызывало уменьшение всхожести (до 58.3 и 59.0%) и резкое сокращение длины корней (до 8.6 и 18.0%) как в контрольной, так и в нефтезагрязненной почве. В результате этого контрольная почва по степени фитотоксичности перешла в класс опасно токсичных, а нефтесодержащая почва стала считаться умеренно токсичной (табл. 2). Применение бактерий привело к некоторому уменьшению среднего ФЭ по двум тест-функциям в комплексно загрязненной почве (с 59.2 до 49.3–56.7), которое оказалось недостаточным для отнесения почвы к классу малотоксичных.

Ферментативная активность почвы. Важнейшим звеном в ходе восстановления почв являются почвенные ферменты, которые катализируют специфические процессы биodeградации загрязняющих веществ [20, 55]. Реактивность ферментов является объективным показателем биологической активности почвы, отражающим интенсивность и направленность протекающих биохимических процессов. Она предложена как потенциальный индикатор качества почвы из-за ее связи с почвенной биотой, легкости определения и быстрого отклика на присутствие различных поллютантов [37, 43]. Однако данные о связи между уровнем загрязнения и ферментативной активностью трудно интерпретировать из-за высокой лабильности последней [31], поэтому на сегодняшний день для проведения экологических исследований не существует единого перечня почвенных ферментов и методов их определения. Но большинство авторов сходятся в том, что необходимо изучать активность комплекса ферментов, среди которых должны быть представители окислительно-восстановительных и гидролитических ферментов [23].

Активность каталазы. Деструкция нефти в почве является результатом окислительно-восстановительных процессов, происходящих в основном при участии ферментов класса оксидоредуктаз. Входящая в него каталаза ускоряет разложение образующегося в процессе биологического окисления (в том числе нефти [48]) пероксида водорода на воду и молекулярный кислород, тем самым обеспечивая им микроорганизмы, участвующие в процессах разложения углеводов. Каталаза относится к числу индикаторных ферментов: ее активность, наряду с численностью основных групп почвенной микробиоты, отражает

интенсивность процессов очищения почвы от нефти [7, 11]. На начальном этапе эксперимента в нефтезагрязненной почве происходило увеличение каталазной активности (КА), однако на 95-е сутки ее значения были ниже контрольных показателей в 1.4–2.1 раза (рис. 2а), что свидетельствует об отрицательном воздействии углеводов и промежуточных продуктов их распада на активность данного фермента [46, 55].

Бактеризация способствовала некоторому повышению КА в конце опыта по сравнению с вариантом без интродукции микроорганизмов, вероятно, за счет биodeградации поллютанта [66].

Показатели КА в почве с 1 и 3% NaCl были близки, а их начальные и конечные значения практически не менялись (3.8–3.8 и 3.6–3.7 мл O₂/(г мин) соответственно), что указывает на стабильность почвенных условий на фоне засоления. КА в почве с хлоридом натрия на третьи сутки опыта была сопоставима, а на 95-е сутки — меньше, чем в контроле, что соответствует данным других исследователей [5]. В почве только с NaCl, активность фермента в конце опыта была больше, чем в почве с нефтью (с бактеризацией и без нее).

Одновременное присутствие нефти и хлорида натрия приводило к максимальному снижению активности фермента по сравнению с другими вариантами. При этом существенных отличий в КА в нефтезагрязненной почве с 1- или 3%-ным содержанием NaCl (с интродукцией микроорганизмов и без нее) не обнаружено, ее значения находились в пределах 1.77–2.90 и 1.23–1.93 мл O₂/(г мин) в начале и конце эксперимента соответственно. Возможной причиной более высокой КА в почве с нефтью (2.10–3.03 мл O₂/(г мин)) по сравнению с таковой в почве с комплексным загрязнением является то, что pH в нефтесодержащей почве (с интродукцией бактерий и без нее) была слабкокислая, а по мнению некоторых авторов [8], в слабкокислых почвах активность каталазы несколько выше, чем в щелочных.

Активность уреазы. Уреаза — это фермент, который катализирует гидролиз мочевины до аммиака и углекислого газа, тем самым способствуя преобразованию органического азота в почве. На третьи и 95-е сутки эксперимента уреазная активность (УА) в контрольной почве была одинаковой (рис. 2б). Внесение нефти не оказало влияния на этот показатель в начале опыта, однако после его завершения значения УА снизились практически в 2 раза. Считается, что изменение активности уреазы находится в соответствии с ростом численности гетеротрофных микроорганизмов [18], но в настоящем испытании степень корреляции между этими показателями была слабой ($r = 0.41$, $p > 95\%$).

Ранее было обнаружено отрицательное воздействие загрязнения нефтью и нефтепродукта-

ми на УА почвы [48], которое может быть результатом прямого токсического действия углеводов на микроорганизмы и/или следствием ухудшения физических и химических свойств почвы (например, pH) в результате загрязнения. Бактеризация способствовала поддержанию реактивности фермента на уровне, сопоставимом с контрольным, а в начале эксперимента даже стимулировала ее. Особенно эффективно зарекомендовал себя штамм UOM 2, при использовании которого УА составила 0.72 и 0.58 мг N–NH₄/(г 3 ч).

В настоящем исследовании, как и в некоторых других работах [40], выявлено ингибирующее влияние засоления на активность уреазы. Одновременное загрязнение нефтью и хлоридом натрия в обеих концентрациях приводило в начале опыта к возрастанию УА до контрольного значения и выше с последующим снижением на 95-е сутки эксперимента. Обработка бактериями в условиях комбинированного загрязнения (независимо от содержания NaCl) изначально стимулировала активность фермента, которая в 1.7–2.3 раза превышала таковую в контроле. К концу экспозиции УА уменьшалась в 1.8–2.8 раза и была меньше или сопоставима с контрольными значениями. Депрессия реактивности уреазы на завершающем этапе биоремедиации может быть связана с массовым потреблением микроорганизмами питательных веществ и уменьшением количества легкодоступных компонентов нефти при увеличении содержания труднодоступных фракций [18], а также с образованием промежуточных продуктов с высокой токсичностью на протяжении всего процесса очистки [59] или ослаблением биохимических процессов обмена азотсодержащих соединений. Еще одной причиной первоначального увеличения и последующего ингибирования УА может быть подкисление, а потом подщелачивание среды [52].

Активность инвертазы. Инвертаза гидролизует сахарозу с образованием глюкозы и фруктозы, которые представляют источник питания для микроорганизмов. Высокий уровень активности этого фермента способствует развитию микробной биомассы и поддерживает определенный уровень биогенности почвы. Как и в предыдущих исследованиях [45], нами была обнаружена корреляционная зависимость между инвертазной активностью (ИА) и общей численностью микроорганизмов в почве ($r = 0.75$, $p > 95\%$).

Внесение нефти приводило к уменьшению активности инвертазы (рис. 2с), что уже было показано в работе [16]. Наиболее вероятное объяснение этого явления заключается в том, что, инвертаза — экстрацеллюлярный фермент и разрушение некоторой части бактериальных клеток под воздействием поллютанта может вызвать сокращение ее продукции и, соответственно, уменьшение ИА

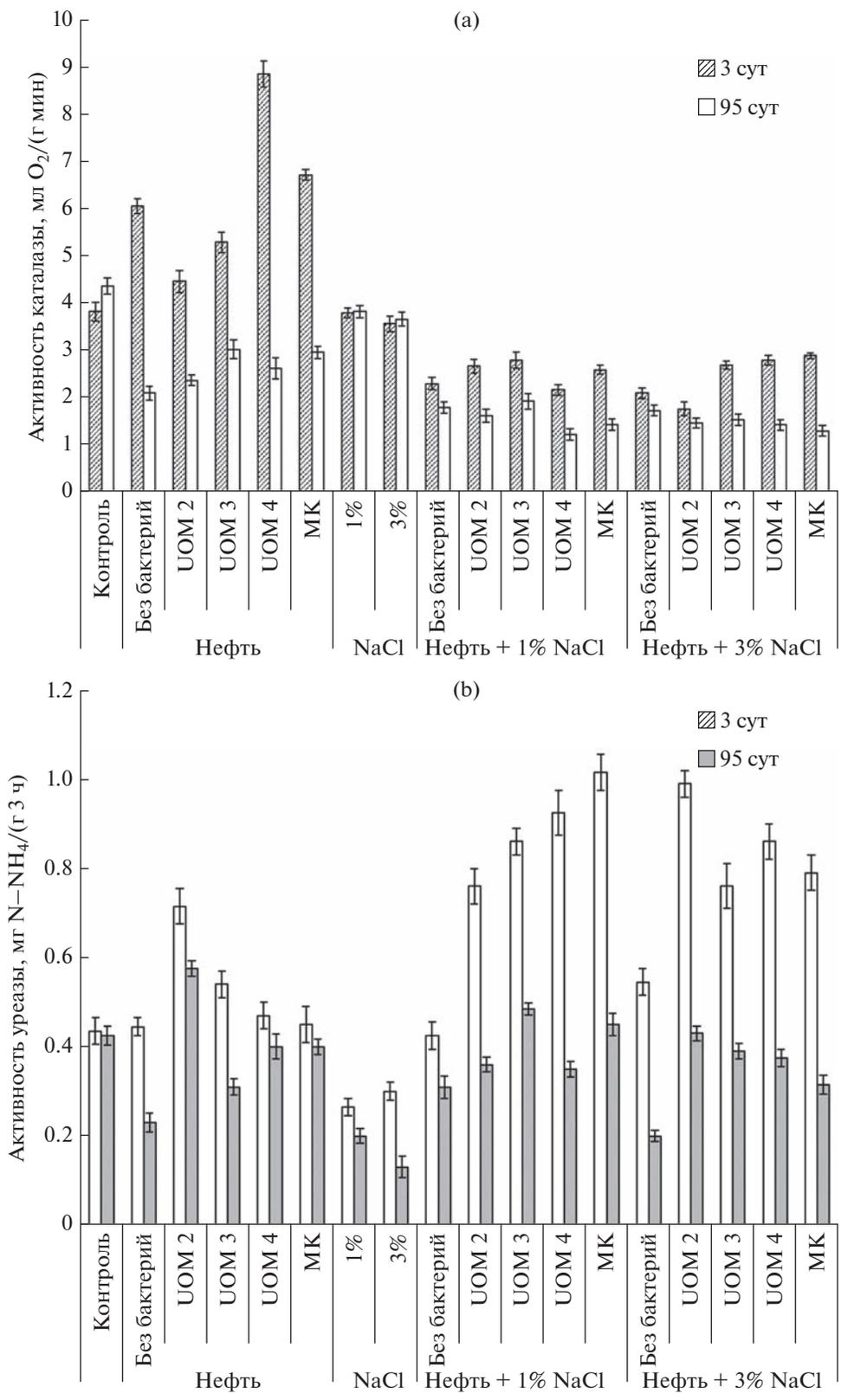


Рис. 2. Активность каталазы (а), уреазы (б) и инвертазы (с) чернозема выщелоченного в начале и конце эксперимента.

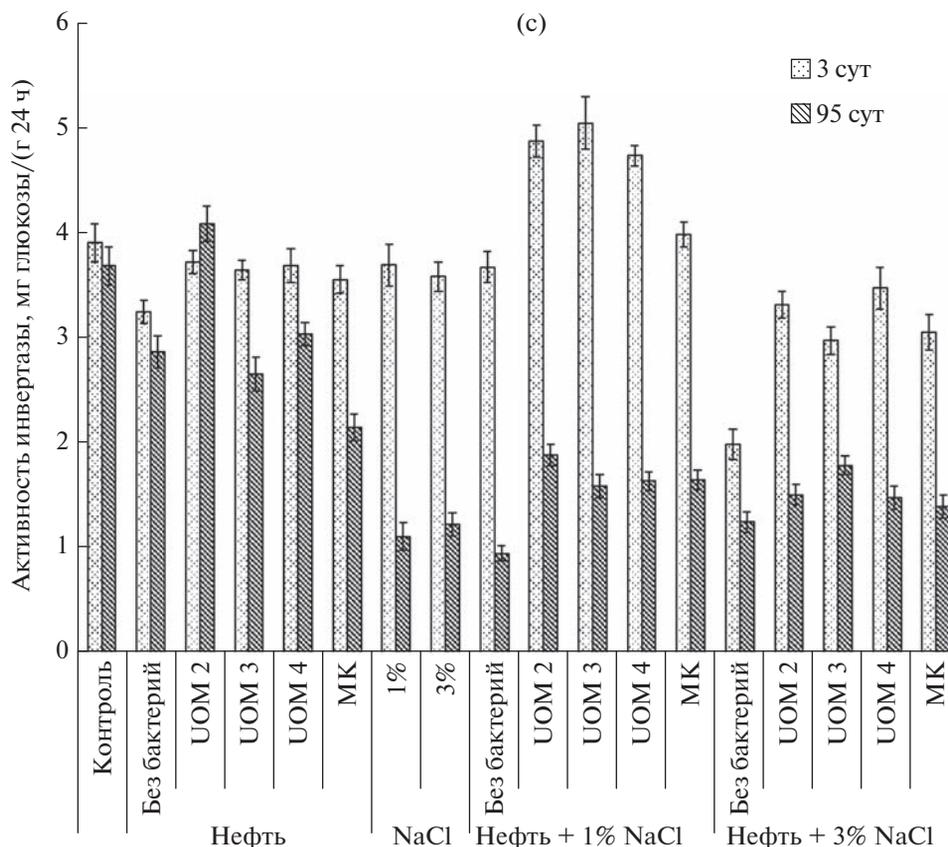


Рис. 2. Окончание

почвы [57]. Интродукция микроорганизмов не оказала положительного влияния на реактивность фермента, за исключением случая с применением штамма UOM 2 (95-е сутки).

Внесение хлорида натрия в обеих концентрациях вызывало ингибирование ИА, особенно заметное в конце экспозиции — ее значения были в 2.9–3.3 раза меньше по сравнению с контрольным значением. Такое негативное воздействие засоления на ИА отмечается некоторыми авторами [2]. При совместной контаминации нефтью и NaCl (1%) при использовании микроорганизмов в начале эксперимента наблюдалось увеличение ИА, по сравнению с контролем. На завершающем этапе активность фермента уменьшилась в 2.4–3.4 раза, но все равно была больше, чем в случае без бактериализации. Содержание NaCl в количестве 3% в почве с нефтью оказывало более заметное негативное воздействие на ИА по сравнению со всеми другими вариантами. При этом интродукция штаммов незначительно смягчала воздействие солевого стресса на реактивность фермента. В целом внесение хлорида натрия как в чистую, так и в нефтезагрязненную почву приводило в конце опыта к депрессии и стабилизации активности инвертазы на уровне 1–2 мг глюкозы/(г 24 ч).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В модельном эксперименте установлено, что загрязнение почвы нефтью и хлоридом натрия отдельно и совместно, а также обработка галотолерантными углеводородокисляющими бактериями *Thalassospira xiamenensis* UOM 2, *Enterobacter* sp. UOM 3, *Pseudomonas songnenensis* UOM 4 и микробной композицией, состоящей из этих штаммов, влияла на биологическую активность чернозема выщелоченного.

Внесение галотолерантных бактерий-деструкторов ускоряло разложение углеводов в нефтесодержащей и в комплексно контаминированной почве. Наиболее результативно на фоне нефти зарекомендовал себя штамм *T. xiamenensis* UOM 2, а при комплексном загрязнении — *P. songnenensis* UOM 4.

Интродукция микроорганизмов снижала отрицательное воздействие почвы, контаминированной нефтью, на растения редиса и переводила ее в категорию малотоксичных и практически нетоксичных (в случае использования штамма *T. xiamenensis* UOM 2), но не оказывала положительного эффекта в присутствии NaCl и в условиях комбинированного загрязнения нефтью и хлоридом натрия.

Наличие нефти приводило к подавлению каталазной активности, а дополнительное внесение хлорида натрия усугубляло этот процесс. При этом существенных отличий в значениях данного показателя в комплексно загрязненной почве (с интродукцией микроорганизмов и без нее) в зависимости от содержания NaCl не обнаружено. Бактеризация способствовала некоторому увеличению активности фермента в почве с нефтью, вероятно, за счет биodeградации поллютанта. В почве, загрязненной только NaCl, активность каталазы была выше, чем в почве с нефтью (с бактеризацией и без нее) и не зависела от уровня засоления.

Нефть и хлорид натрия отдельно и в комплексе вызывали депрессию уреазной активности. В целом бактеризация положительно влияла на восстановление активности фермента в нефтезагрязненной почве и при совместном действии поллютантов.

Засоление чистой и нефтесодержащей почвы оказывало более значительное негативное влияние на активность инвертазы, чем нефтяное загрязнение. При одновременном присутствии поллютантов NaCl в большей концентрации сильнее ингибировал активность фермента. Обработка галотолерантными микроорганизмами увеличивала этот показатель при комбинированном загрязнении, вероятно, за счет уменьшения общей токсичности почвы в результате разложения углеводов.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено с использованием оборудования РЦКП “Агидель” в рамках государственного задания Минобрнауки России по теме № 122031100163-4 на базе УИБ УФИЦ РАН.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы статьи заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Белозерцева И.А. Интегральная оценка экологического состояния почвенного покрова при добыче газа в среднем Приангарье // Почвоведение. 2020. № 2. С. 244–258. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20020021>
2. Габбасова И.М., Сулейманов Р.Р. Трансформация серых лесных почв при техногенном засолении и осолонцевании и в процессе их рекультивации в нефтедобывающих районах Южного Приуралья // Почвоведение. 2007. № 9. С. 1120–1128.
3. Габбасова И.М., Сулейманов Р.Р., Гарипов Т.Т. Деградация и мелиорация почв при загрязнении нефтепромысловыми сточными водами // Почвоведение. 2013. № 2. С. 226–233. <https://doi.org/10.7868/S0032180X13020056>
4. Гулязов М.Ю., Гайсин И.А. Техногенный галогенез в районах нефтедобычи. М., 2009. 423 с.
5. Еремченко О.З., Четина О.А., Лузина Е.В., Сыромятников К.И. Биоиндикация почв при высоком уровне загрязненности в условиях модельного опыта // Вестник Пермского университета. Сер. Биология. 2011. № 3–4. С. 56–59.
6. Зенова Г.М., Закалюкина Ю.В., Селянин В.В., Звягинцев Д.Г. Выделение и рост почвенных ацидофильных актиномицетов рода *Microtonospora* // Почвоведение. 2004. № 7. С. 847–852.
7. Кабиров Р.Р., Киреева Н.А., Кабиров Т.Р., Дубовик И.Е., Якупова А.Б., Сафиуллина Л.М. Оценка биологической активности нефтезагрязненных почв с помощью интегрального показателя // Почвоведение. 2012. № 2. С. 184–188.
8. Кайгородов Р.В., Попова Е.И. Хемозекологические, физико-химические и биохимические свойства почв транспортной зоны урбанизированных экосистем // Вестник Пермского ун-та. Сер. Биология. 2017. № 3. С. 321–327. <http://press.psu.ru/index.php/bio/article/view/1872>
9. Колесников С.И., Казеев К.Ш., Татосян М.Л., Вальков В.Ф. Влияние загрязнения нефтью и нефтепродуктами на биологическое состояние чернозема обыкновенного // Почвоведение. 2006. № 5. С. 616–620.
10. Николаева О.В., Терехова В.А. Совершенствование лабораторного фитотестирования для экотоксикологической оценки почв // Почвоведение. 2017. № 9. С. 1141–1152. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17090052>
11. Новоселова Е.И., Киреева Н.А. Ферментативная активность почв в условиях нефтяного загрязнения и ее биодиагностическое значение // Теоретическая и прикладная экология. 2009. № 2. С. 4–12.
12. Овсянникова И.В., Пряничникова В.В., Пашкина К.В., Лебедь И.В., Сурина А.Г., Гизетдинов А.Н. Оценка фитотоксичности попутных нефтяных вод // Нефтегазовое дело. 2018. № 4. С. 141–145. <https://doi.org/10.17122/ngdelo-2018-4-141-145>
13. Покатилова А.Н. Динамика буферности чернозема выщелоченного северной лесостепи Челябинской области при длительном орошении // Вестник Оренбургского гос. ун-та. 2017. № 12(212). С. 16–18.
14. Поляк Ю.М., Сухаревич В.И. Почвенные ферменты и загрязнение почв: биodeградация, биоремедиация, биоиндикация // Агрохимия. 2020. № 3. С. 83–93. <https://doi.org/10.31857/S0002188120010123>
15. Практикум по микробиологии / Под ред. А.И. Нетрусова. М.: Академия, 2005. 608 с.
16. Руденко Е.Ю. Исследование влияния нефти на биологическую активность черноземной почвы // Известия вузов. Прикладная химия и биотехнология. 2020. Т. 10. № 4. С. 719–727. <https://doi.org/10.21285/2227-2925-2020-10-4-719-727>
17. Сангаджијева Л.Х., Самтанова Д.Э. Химический состав пластовых вод и их влияние на загрязнение

- почвы // Геология, география и глобальная энергия. 2013. № 3(50). С. 168–178.
18. Филатов Д.А., Иванов А.А., Сваровская Л.И., Юдина Н.В. Активация биохимических процессов в нефтезагрязненной почве с применением светокорректирующей пленки и гуминовых кислот // Почвоведение. 2011. № 2. С. 226–232.
 19. Хазиев Ф.Х. Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 2005. 252 с.
 20. Хазиев Ф.Х. Экологические связи ферментативной активности почв – Обзор // Экобиотех. 2018. № 2. С. 80–92.
<https://doi.org/10.31163/2618-964X-2018-1-2-80-92>
 21. Четвериков С.П., Бакаева М.Д., Коршунова Т.Ю., Кузина Е.В., Рафикова Г.Ф., Четверикова Д.В., Высоцкая Л.Б., Логинов О.Н. Новый штамм *Enterobacter* sp. УОМ 3 – деструктор нефти и продуцент индолилуксусной кислоты // Естественные и технические науки. 2019. № 7. С. 37–40.
<https://doi.org/10.25633/ETN.2019.07.13>
 22. Alwan A., Hussein Kh., Jaddoa Kh. Effect of sodium chloride on response of two wheat cultivars (*Triticum aestivum* L.) at germination and early seedling // Int. J. Appl. Agricult. Sci. 2015. V. 1(3). P. 60–65.
<https://doi.org/10.11648/j.ijaas.20150103.13>
 23. Amat D., Thakur J.K., Mandal A., Patra A.K., Reddy K.K.K. Microbial indicator of soil health: conventional to modern approaches // Rhizosphere microbes: soil and plant functions. V. 23. Microorganisms for sustainability. Springer Nature, Singapore, 2021. P. 213–233.
 24. Anderson C.R., Peterson M.E., Frampton R.A., Bulman S.R., Keenan S., Curtin D. Rapid increases in soil pH solubilise organic matter, dramatically increase denitrification potential and strongly stimulate microorganisms from the *Firmicutes* phylum // Peer. J. 2018. 6. V. e6090
<https://doi.org/10.7717/peerj.6090>
 25. Athar H., Ambreen S., Javed M., Hina M., Rasul S., Zafar Z.U., Manzoor H., Ogbaga C.C., Afzal M., Al-Qurainy F., Ashraf M. Influence of sub-lethal crude oil concentration on growth, water relations and photosynthetic capacity of maize (*Zea mays* L.) plants // Environ. Sci. Pollut. Res. Int. 2018. V. 23. P. 18320–18331.
<https://doi.org/10.1007/s11356-016-6976-7>
 26. Atoufi D.H., Lampert D.J. Impacts of oil and gas production on contaminant levels in sediments // Curr. Pollut. Rep. 2020. V. 6. P. 43–53. <https://www.xmol.com/paperRedirect/1247933436069613568>
 27. Bakaeva M., Kuzina E., Vysotskaya L., Kudoyarova G., Arkhipova T.Y., Rafikova G., Chetverikov S., Korshunova T., Chetverikova D., Loginov O. Capacity of *Pseudomonas* strains to degrade hydrocarbons, produce auxins and maintain plant growth under normal conditions and in the presence of petroleum contaminants // Plants. 2020. V. 9. Article 379.
<https://doi.org/10.3390/plants9030379>
 28. Baldan E., Basaglia M., Fontana F., Shapleigh J.P., Casella S. Development, assessment and evaluation of a biopile for hydrocarbons soil remediation // Int. Biodeter. Biodegrad. 2015. V. 98. P. 66–72.
<https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.12.002>
 29. Bao T., Zhao Y., Yang X., Ren W., Wang S. Effects of disturbance on soil microbial abundance in biological soil crusts on the Loess Plateau, China // J. Arid Environ. 2019. V. 163. P. 59–67.
<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.01.003>
 30. Borresen M.H., Rike A.G. Effects of nutrient content, moisture content and salinity on mineralization of hexadecane in an Arctic soil // Cold Reg. Sci. Technol. 2007. V. 48. P. 129–138.
<https://doi.org/10.1016/j.coldregions.2006.10.006>
 31. Bünemann E.K., Bongiorno G., Bai Z., Creamer R.E., de Deyn G., de Goede R., Fleskens L., Geissen V., Kuyper T.W., Mäder P., Pulleman M., Sukkel W., van Groenigen J.W., Brussaard L. Soil quality – A critical review // Soil Biol. Biochem. 2018. V. 120. P. 105–125.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
 32. Buzmakov S.A., Khotyanovskaya Y.V. Degradation and pollution of lands under the influence of oil resources exploitation // Appl. Geochem. 2020. V. 113. e104443.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2019.104443>
 33. Cai B., Ma J., Yan G., Dai X., Li M., Guo S. Comparison of phytoremediation, bioaugmentation and natural attenuation for remediating saline soil contaminated by heavy crude oil // Biochem. Eng. J. 2016. V. 112. P. 170–177.
<https://doi.org/10.1016/j.bej.2016.04.018>
 34. Camacho-Montealegre C.M., Rodrigues E.M., Morais D.K., Tótolá M.R. Prokaryotic community diversity during bioremediation of crude oil contaminated oilfield soil: effects of hydrocarbon concentration and salinity // Braz. J. Microbiol. 2021. V. 52(2). P. 787–800.
<https://doi.org/10.1007/s42770-021-00476-5>
 35. Charpentier S., Bourrié G. Deformation of saturated clays under mechanical and osmotic stress and its relation with the arrangement of the clays // Eur. J. Soil Sci. 1997. V. 48. P. 49–57.
 36. Chen M., Xu P., Zeng G., Yang Ch., Huang D., Zhang J. Bioremediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons, petroleum, pesticides, chlorophenols and heavy metals by composting: Applications, microbes and future research needs // Biotechnol. Adv. 2015. V. 33. P. 745–755.
<https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2015.05.003>
 37. Datt N., Singh D. Enzymes in relation to soil biological properties and sustainability // Sustainable management of soil and environment. Springer Nature, Singapore, 2019. P. 383–406.
 38. Ebadi A., Khoshkholgh Sima N.A., Olamaee M., Hashemi M., Ghorbani Nasrabadi R. Remediation of saline soils contaminated with crude oil using the halophyte *Salicornia persica* in conjunction with hydrocarbon-degrading bacteria // J. Environ. Manage. 2018. V. 219. P. 260–268.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.115>
 39. El Fels L., Zamama M., El Asli A., Hafidi M. Assessment of biotransformation of organic matter during co-composting of sewage sludge-lignocelulosic waste by chemical, FTIR analyses, and phytotoxicity tests // Int. Biodeter. Biodegrad. 2014. V. 87. P. 128–137.
<https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.09.024>
 40. Ergasheva Y., Egamberdieva D. Impact of salinity on enzyme activities in calcareous soils of Uzbekistan // J. Biol. Chem. Research. 2014. V. 31(2). P. 1072–1077.

41. *Gamzaeva R.S.* Influence of oil pollution on the surface of the microbial community and catalase activity of sod – podzolic soil // IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci. 2021. V. 723. P. 052023.
<https://doi.org/10.1088/1755-1315/723/5/052023>
42. *Gao Y., Wang J., Guo S., Hu Y.-L., Li T., Mao R.* Effects of salinization and crude oil contamination on soil bacterial community structure in the Yellow River Delta region, China // Appl. Soil Ecol. 2015. V. 86. P. 165–173.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.10.011>
43. *Gospodarek J., Rusin M., Barczyk G., Nadgórska-Socha A.* The effect of petroleum-derived substances and their bioremediation on soil enzymatic activity and soil invertebrates // Agronomy. 2021. V. 11. P. 80.
<https://doi.org/10.3390/agronomy11010080>
44. *Haider F.U., Ejaz M., Cheema S.A., Khan M.I., Zhao B., Liqun C., Salim M.A., Naveed M., Khan N., Núñez-Delgado A.* Phytotoxicity of petroleum hydrocarbons: Sources, impacts and remediation strategies // Environ. Res. 2021. V. 197. P. 111031.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111031>
45. *Hu J., Lin X., Wang J., Dai J., Chen R., Zhang J., Wong M.H.* Microbial functional diversity, metabolic quotient, and invertase activity of a sandy loam soil as affected by long-term application of organic amendment and mineral fertilizer // J. Soil. Sediment. 2011. V. 11(2). P. 271–280.
<https://doi.org/10.1007/s11368-010-0308-1>
46. *Huang X., He J., Wei H.-F., Zhao X.-Y., Liu Y., Ji Z.-X.* Influence of *Suaeda heteroptera* – microorganisms – *Nereis succinea* on soil enzyme activities in oil-contaminated soil // Int. J. Environ. Analytical Chemistry. 2020.
<https://doi.org/10.1080/03067319.2020.1733542>
47. *Kalami R., Pourbabaee A.-A.* Investigating the potential of bioremediation in aged oil-polluted hypersaline soils in the south oilfields of Iran // Environ. Monit. Assess. 2021. V. 193(8). P. 517.
<https://doi.org/10.1007/s10661-021-09304-7>
48. *Kolesnikov S.I., Myasnikova M.A., Minnikova T.V., Ter-Misakyan T.A., Kazeev R.S., Akimenko Y.V.* Assessment of meadow soil resistance of the Azov sea region to pollution with heavy metals and oil // Ecol. Env. Cons. 2017. V. 23(4). P. 2346–2351.
49. *Minai-Tehrani D., Herfatmanesh A., Azari-Dehkordi F., Minuoi S.* Effect of salinity on biodegradation of aliphatic fractions of crude oil in soil // Pakistan J. Biol. Sci. 2006. V. 9(8). P. 1531–1535.
<https://doi.org/10.3923/pjbs.2006.1531.1535>
50. *Mishra S., Jyot J., Kuhad R.C., Lal B.* In situ bioremediation potential of an oily sludge-degrading bacterial consortium // Curr. Microbiol. 2001. V. 43(5). P. 328–335.
51. *Neina D.* The role of soil pH in plant nutrition and soil remediation // Appl. Environ. Soil Sci. 2019. P. 5794869.
<https://doi.org/10.1155/2019/5794869>
52. *Olkova A.S., Tovstik E.* Comparison of natural abiotic factors and pollution influence on the soil enzymatic activity // Ecol. Engin. Environ. Technol. 2022. V. 23(1). P. 42–48.
<https://doi.org/10.12912/27197050/143003>
53. *Ossai I.C., Ahmed A., Hassan A., Hamid F.S.* Remediation of soil and water contaminated with petroleum hydrocarbon: a review // Environ. Technol. Innov. 2020. V. 17. P. 100526.
<https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100526>
54. *Pawar R.M.* The effect of soil pH on bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) // Bioremed. Biodegrad. 2015. V. 6. Article 291.
<https://doi.org/10.4172/2155-6199.1000291>
55. *Polyak Y.M., Bakina L.G., Chugunova M.V., Mayachkina N.V., Gerasimov A.O., Bure V.M.* Effect of remediation strategies on biological activity of oil-contaminated soil – A field study // Int. Biodeterior. Biodegrad. 2018. V. 126. P. 57–68.
<https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.10.004>
56. *Qin X., Tang J.C., Li D.S., Zhang Q.M.* Effect of salinity on the bioremediation of petroleum hydrocarbons in a saline-alkaline soil // Lett. Appl. Microbiol. 2012. V. 55. P. 210–217.
<https://doi.org/10.1111/j.1472-765x.2012.03280.x>
57. *Raiesi F., Salek-Gilani S.* The potential activity of soil extracellular enzymes as an indicator for ecological restoration of rangeland soils after agricultural abandonment // Appl. Soil Ecol. 2018. V. 126. P. 140–147.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.02.022>
58. *Raymond R.L.* Microbial oxidation of n-paraffinic hydrocarbons // Dev. Ind. Microbiol. 1961. V. 2. P. 23–32.
59. *Riffaldi R., Levi-Minzi R., Cardelli R., Palumbo S., Saviozzi A.* Soil biological activities in monitoring the bioremediation of diesel oil-contaminated soil // Water Air Soil Pollut. 2006. V. 170. P. 3–15.
<https://doi.org/10.1007/s11270-006-6328-1>
60. *Rodríguez-Urbe M.L., Peña-Cabrales J.J., Rivera-Cruz M. del C., Délano-Frier J.P.* Native bacteria isolated from weathered petroleum oil-contaminated soils in Tabasco, Mexico, accelerate the degradation petroleum hydrocarbons in saline soil microcosms // Environ. Technol. Innov. 2021. V. 23. P. 101781.
<https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101781>
61. *Sambuu G., Garetova L.A., Imranova E.L., Kirienco O.A., Fischer N.K., Gantumur K., Kharitonova G.V.* Biogeochemical characteristics of soils in the Dzunbayan oil-producing area (Eastern Mongolia) // Biogeosystem Technique, 2019. V. 6(1). P. 46–58.
<https://doi.org/10.13187/bgt.2019.1.46>
62. *Shulaev N.S., Pryanichnikova V.V., Kadyrov R.R., Bykovsky N.A., Damineva R.M., Ovsyannikova I.V.* Phytotoxic properties of electrically-cleaned oil-contaminated soils (the use of *Lepidium sativum* L. biotest) // IOP Conf. Ser.: Mater. Sci. Eng. 2020. V. 862. ID 062021.
<https://doi.org/10.1088/1757-899X/862/6/062021>
63. *Sivkov Y.V., Nikiforov A.S.* Study of oil-contaminated soils phytotoxicity during bioremediation activities // J. Ecol. Engin. 2021. V. 22(3). P. 67–72.
<https://doi.org/10.12911/22998993/132435>
64. *Sui X., Wang X., Li Y., Ji H.* Remediation of petroleum-contaminated soils with microbial and microbial combined methods: advances, mechanisms, and challenges // Sustainability. 2021. V. 13. P. 9267.
<https://doi.org/10.3390/su13169267>
65. *Wang C.-Y., Zhou X., Guo D., Zhao J.-H., Yan L., Feng G.-Z., Gao Q., Yu H., Zhao L.-P.* Soil pH is the primary factor driving the distribution and function of microorganisms in farmland soils in northeastern China // Ann.

- Microbiol. 2019. V. 69. P. 1461–1473.
<https://doi.org/10.1007/s13213-019-01529-9>
66. Wolińska A., Kuźniar A., Szafranek-Nakonieczna A., Jastrzębska N., Roguska E., Stepińska Z. Biological activity of autochthonic bacterial community in oil contaminated soil // Water Air Soil Pollution. 2016. V. 227. P. 130.
<https://doi.org/10.1007/s11270-016-2825-z>
67. Zvyagintseva I.S., Poglazova M.N., Gotoeva M.T., Belyaev S.S. Effect on the medium salinity on oil degradation by nocardioform bacteria // Микробиология. 2001. Т. 70. № 6. С. 759–754.

Biological Activity of Leached Chernozem under Oil and Sodium Chloride Pollution and the Effect of Treatment with Halotolerant Oil-Destructing Bacteria

E. V. Kuzina¹, G. F. Rafikova¹, S. R. Mukhamatdyarova¹, Yu. Yu. Sharipova¹, and T. Yu. Korshunova^{1,*}

¹*Ufa Institute of Biology of the Ufa Federal Research Center of the Russian Academy of Sciences, Ufa, 450054 Russia*

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

Soil contamination with oil is often accompanied by pollution by oilfield wastewater, which contains a significant amount of NaCl, which enhances the negative impact of hydrocarbons on soil, plants, and soil microbiota. Therefore, for the biotechnological purification of soils subjected to such combined pollution, hydrocarbon-oxidizing bacteria resistant to salinity should be used. In a model experiment, the effect of artificial pollution with oil (5%) and sodium chloride (1 and 3%) and their combinations, as well as bioremediation using halotolerant hydrocarbon-oxidizing bacteria on the biological activity of leached chernozem (Luvic Chernozem) was studied. Soil contamination with all types of pollution increased its phytotoxicity, while bacterization did not have a positive effect on this indicator in the presence of NaCl and with combined pollution, but contributed to a decrease in toxicity for plants of oil-containing soil. The most sensitive to the presence of oil and/or NaCl were actinomycetes, the number of which decreased by 1–2 orders of magnitude. The introduction of microorganisms increased the decomposition of hydrocarbons, including in complex polluted soil by 10.5–31.8%. In general, the presence of pollutants reduced the activity of soil enzymes. Bacterization contributed to some increase in the level of catalase in soil with oil, restored urease activity in oil-containing soil and under the combined action of pollutants, and increased invertase activity under combined pollution.

Keywords: oil, salinity, biodegradation, phytotoxicity, soil enzyme activity

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ
И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.4

БИОФИЛЬНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ (С, N, P) И ДЫХАТЕЛЬНАЯ АКТИВНОСТЬ
МИКРОБНОГО СООБЩЕСТВА ПОЧВ ЛЕСОПАРКОВ МОСКВЫ
И ПРИГОРОДНЫХ ЛЕСОВ

© 2023 г. Н. Д. Ананьева^{а, *}, Р. Ю. Хатит^{а, b}, К. В. Иващенко^{а, b}, С. В. Сушко^{а, b, c},
А. Ю. Горбачева^d, А. В. Долгих^e, М. С. Кадулин^d, Ю. Л. Сотникова^b, В. И. Васнев^f,
А. Е. Комарова^{а, b}, А. В. Юдина^g, Э. А. Довлетярова^b

^аИнститут физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН,
ул. Институтская, 2, Пущино, 142290 Россия

^bРоссийский университет дружбы народов, ул. Миклухо-Маклая, 6, Москва, 117198 Россия

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

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

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

^fГруппа географии почв и ландшафтов, Университет Вагенинген, Вагенинген, 6700 Нидерланды

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

*e-mail: ananyeva@rambler.ru

Поступила в редакцию 03.06.2022 г.

После доработки 20.06.2022 г.

Принята к публикации 28.07.2022 г.

В шести лесопарках Москвы и четырех пригородных фоновых лесах (по 5 площадок в каждом, $n = 50$) оценены почвенные физические, химические свойства и микробиологические характеристики верхнего 10-сантиметрового слоя в совокупности с фитоценоотическими показателями. Определено содержание углерода (С), азота (N) и фосфора (P) в почве и микробной биомассе. Выявлено, что в лесопарках по сравнению с фоновыми лесами возрастает плотность почвы, значение pH, содержание $N-NO_3^-$, Са и тяжелых металлов (Pb, Cu, Ni, Zn). В почве лесопарков отмечено уменьшение содержания С микробной биомассы ($C_{мик}$), скорости ее базального дыхания (БД) и доступности микроорганизмам С и N ($C_{мик}/C$, $N_{мик}/N$, БД/С). Регрессионный анализ показал, что изменение почвенных микробиологических характеристик связано, главным образом, с уменьшением обилия листового опада и содержания в почве доступного С (13–35% объясненной дисперсии). Дыхательный отклик почвенных микроорганизмов на внесение легкодоступных органических субстратов (углеводов, карбоновых и фенольных кислот, аминокислот, аминокислот, аминокислот, аминокислот) в лесопарках и фоновых лесах значимо не различался. В почвах лесопарков также не выявлено изменений в микробной минерализации и иммобилизации P ($P_{мик}$, $P_{мик}/P$). В условиях урбанизации в почвах лесных экосистем происходит уменьшение интенсивности процессов, связанных с циклами С и N. По-видимому, такие изменения обусловлены рекреационной нагрузкой и существующей практикой ухода за зелеными насаждениями, что приводит к сокращению количества опавшей листвы по сравнению с загородными лесами.

Ключевые слова: городские почвы, зеленая инфраструктура, микробная биомасса, минерализация органического вещества, загрязнение

DOI: 10.31857/S0032180X22600780, **EDN:** JKCORZ

ВВЕДЕНИЕ

Лесопарки, парки, скверы и сады городов являются ключевым компонентом их природного каркаса и играют огромную роль в смягчении негативных последствий от урбанизации [55, 63]. Зеленая инфраструктура города способствует уменьшению химического загрязнения [32] и со-

держания CO_2 в атмосфере [72], поддержанию микроклимата [55] и биоразнообразия [56], созданию оптимального водного режима и улучшению эстетической составляющей [42].

В лесопарках в отличие от других объектов зеленой инфраструктуры чаще всего устанавливается особый режим землепользования, который

позволяет сохранить зональный растительный и почвенный покров. Следовательно, почвы городских лесопарков в определенной степени представляют аналог природных, поскольку имеют аналогичное строение профиля [6]. Но их химические и биологические свойства могут значительно отличаться от почв фоновых (пригородных) лесов в результате воздействия разных факторов городской среды. Показано, что почвы городских лесопарков характеризуются более высоким значением рН и повышенным содержанием органических и неорганических поллютантов по сравнению с фоновыми лесами [21, 37, 57, 71]. Почвы рекреационных территорий города часто уплотнены, для них отмечено уменьшение плотности травяного покрова, мощности растительной подстилки и биоразнообразия мезопедобионтов [3, 10, 59]. Содержание азота (N) и фосфора (P) в почвах городских лесопарков может возрастать за счет дополнительного поступления этих элементов с выбросами от автотранспорта и промышленных предприятий, выгула домашних животных и внесения NP удобрений [9, 30, 36, 65]. Проведенный метаанализ осаждаемых из атмосферы соединений азота выявил, что в городах Восточной Азии, Европы и Северной Америки их содержание в почве оказалось больше такового соответствующих пригородных районов [36, 54]. В крупных городах выбросы в атмосферу диоксида азота (NO_2) от промышленных предприятий могут составлять существенную долю. Например, в Москве они достигают 134 кг N– NO_2 га/год [14]. Таким образом, в городских лесопарках отмечают уменьшение поступления органического углерода (C) в почву с растительным опадом, но увеличение поступления азота и фосфора, что может вносить определенный дисбаланс в круговорот этих биофильных элементов.

Циклы биофильных элементов в почве тесно связаны с деятельностью почвенных микроорганизмов, которые участвуют в разложении поступающего органического вещества (ОВ), тем самым способствуя их высвобождению для питания растений [7, 70]. Дыхательная активность микробного сообщества определяет скорость минерализации ОВ, обеспечивая регулирующие и поддерживающие экосистемные сервисы, связанные с круговоротом биофильных элементов [1, 12, 66, 69]. Дыхательную активность микробного сообщества почвы (“базальное дыхание”) чаще всего оценивают скоростью образования CO_2 в оптимальных гидротермических условиях без внесения дополнительного источника энергии (органического субстрата). Способность микроорганизмов разлагать определенные органические соединения может быть проанализирована через их дыхательный отклик на внесение специфичных легкодоступных C-содержащих субстратов,

что характеризует микробную катаболическую активность почвы [29].

Микробная активность почвы во многом зависит от содержания биофильных элементов, которое в городских условиях может меняться вследствие их дополнительного поступления [33, 35, 41]. В научной литературе имеются противоречивые сведения о влиянии избыточного поступления N и P на микробную активность почв и соответственно скорость минерализации ОВ и стабилизацию содержания C, что во многом определяется климатическими особенностями объекта исследования и типом экосистемы [33, 35]. В этом аспекте функционирование городских почв лесопарков умеренной зоны изучено слабо. Основываясь на эволюционно-экономической теории функционирования микробиома [18], полагаем, что дополнительное поступление легкодоступных N и P в почву городских лесопарков приведет к заметному уменьшению ее микробной дыхательной активности, направленной на получение этих элементов из более сложных пулов ОВ. Такие изменения приведут и к сокращению доли CNP микробной биомассы в общем содержании этих элементов в почве лесопарков по сравнению с фоновыми аналогами. При этом дополнительное внесение C-содержащих легкодоступных субстратов (углеводов, карбоновых кислот и т.д.) в почву лесопарков будет компенсировать дисбаланс ее биофильных элементов, то есть способствовать увеличению содержания C по отношению к N и P. Поэтому мы ожидаем, что при внесении в почву дополнительного источника энергии в виде легкодоступных C-субстратов дыхательный отклик ее микробного сообщества в лесопарках будет на уровне такового фоновых лесов. Таким образом, первая гипотеза нашего исследования будет проверена посредством оценки базального дыхания и отношения CNP микробной биомассы к общему пулу этих элементов в почве, вторая – через регистрацию дыхательного отклика на внесение различных органических субстратов в почву.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Отбор образцов. Москва занимает площадь ~2500 км² (с 2012 г.), включая границы “Новой Москвы”, численность населения составляет 12 млн. Москва является крупнейшим городом в Европе с развитой зеленой инфраструктурой. Зеленые насаждения занимают почти 49% ее площади (из них 175 км² – особо охраняемые территории) и обеспечивают экологические, рекреационные, санитарные и формирующие город функции [68]. Москва расположена в центральной части Восточно-Европейской равнины (56° N, 37° E) и характеризуется умеренно-континентальным климатом со среднегодовой температурой воздуха

5.0°C и количеством осадков 696 мм. В Московской области преобладают таежные и смешанные леса на дерново-подзолистых почвах (Albic Retisols), которые являются зональными [5].

На территории “Старой Москвы” (~1000 км²) в пределах Московской кольцевой автомобильной дороги (МКАД) были выбраны лесопарки: Алешкинский лес, Битцевский лесопарк, Лесная опытная дача (заказник “Петровско-Разумовский”), Ландшафтный заказник “Тропаревский”, Лианозовский парк, Юго-Западный лесопарк, площадь которых составляет 240, 2208, 257, 16, 219 и 102 га соответственно (табл. S1). Фоновые территории (Клязьминский лес, лесной массив близ г. Лыткино, лесной массив близ пос. Радиоцентр, Шишкин лес) были выбраны преимущественно на юге и севере города на расстоянии 8–40 км от ближайшей городской точки исследования (рис. 1). Выбор лесопарков обусловлен наличием текстурно-дифференцированной дерново-подзолистой почвы с естественным сложением профиля, доминирующим зональным типом для автоморфных позиций на суглинках под смешанными лесами. Предварительно в камеральных условиях были намечены точки исследования зеленых массивов на суглинистых почвообразующих породах согласно карте [8]. Затем в полевых условиях была проведена рекогносцировка выбранных объектов исследования, выполнены почвенные прикопки глубиной 40–50 см до вскрытия верхней части текстурного горизонта ВТ дерново-подзолистой почвы согласно классификации и диагностики почв России [16].

Критерии выбора объектов исследования: 1) однородность состава почвообразующих пород (покровные и моренные суглинки), 2) ровная территория без признаков и потенциальной опасности развития эрозионных процессов (уклон $\leq 5^\circ$), 3) схожий видовой состав древостоя, 4) зональный тип почвы с естественным расположением генетических горизонтов, 5) возраст древостоя не менее 60 лет.

В 2020 г. в лесопарках и лесах выбирали по 5 ровных площадок (10 × 10 м), которые были расположены в их разных частях (север, юг, запад, восток и центр). На каждой площадке описывали растительность (формула древостоя, сомкнутость крон деревьев и подлеска, проективное покрытие травяного яруса и подстилки, доминирующие виды травяного яруса) и отбирали образцы почвы из верхнего (0–10 см) слоя (метод конверта, смешанный образец), в том числе и для определения его плотности. Всего выбрано 50 точек исследования, из них – 30 в лесопарках (6 × 5 площадок) и 20 (4 × 5 площадок) на фоновых участках. Географические координаты и описание растительности всех точек исследования приведены в табл. S1.

Свежеотобранные образцы почвы доставляли в лабораторию и просеивали через сито с диамет-

ром ячеек 2 мм, чтобы исключить корни и твердые включения. Образцы делили на две части: 1) свежееотобранные для микробиологического анализа (хранение при +4°C); 2) высушенные до воздушно-сухого состояния для физико-химических анализов.

Методы исследования. *Растительный покров.* Сомкнутость крон деревьев и кустарников, проективное покрытие травяного яруса и листовенного опада оценивали визуально в процентах от общей площади выбранной площадки. Доминирующие виды деревьев и состав травяного яруса приведены в табл. S1.

Химические свойства почвы. Содержание общего углерода и азота определяли методом ИК-спектроскопии после сжигания почвы в токе кислорода (1100°C; анализатор CHNS-932 LECO Corp, США), затем рассчитывали отношение C/N. Содержание общего P, K, Mn, Ca и тяжелых металлов (Pb, Cu, Ni, Zn) измеряли с помощью портативного рентгено-флуоресцентного анализатора (Olympus Vanta C, США). Содержание аммонийного (N–NH₄⁺) и нитратного (N–NO₃⁻) азота в почве определяли по ГОСТ 26489-85 и 26951-86 соответственно. Содержание доступных форм фосфора (P_{дост}) и калия (K_{дост}) анализировали методом Олсена (спектрофотометр LibraS6, Biochrom Ltd., Великобритания и пламенный фотометр ФПА-2-01, Россия). Растворенный органический углерод и растворенный общий азот позиционировали как доступный (C_{дост}, N_{дост}) для микроорганизмов и определяли в 0.05 М K₂SO₄ вытяжке образца почвы (5 г и 20 мл раствора) с использованием анализатора Shimadzu TOC-VCPN (Shimadzu Corp., Япония) [60]. Значение pH измеряли в водной суспензии (почва : вода = 1 : 2.5) потенциометрическим методом (pH-метр “Эксперт-pH”, Россия).

Физические свойства почвы. Почву верхнего 10-сантиметрового слоя в полевых условиях помещали в металлический цилиндр (153.86 см³) с сохранением ее естественного сложения. Полученный таким образом образец высушивали (105°C, 8 ч), определяли его вес (ГОСТ 28268-89) и затем рассчитывали плотность почвы. Гранулометрический состав почвенных образцов определен в водных суспензиях почвы после их ультразвуковой обработки методом лазерной дифракции с помощью лазерного дифрактометра Microtrac S3500 Bluewave (США) [15].

Микробные свойства почвы. Содержание микробной биомассы почвы определяли методами субстрат-индуцированного дыхания (СИД) и фумигации-экстракции (ФЭ). Метод СИД позволяет определить содержание углерода микробной биомассы (C_{мик}–СИД) по дыхательному отклику (образование CO₂) обогащенного глюкозой почвенного образца [2, 19]. Метод ФЭ основан на фуми-

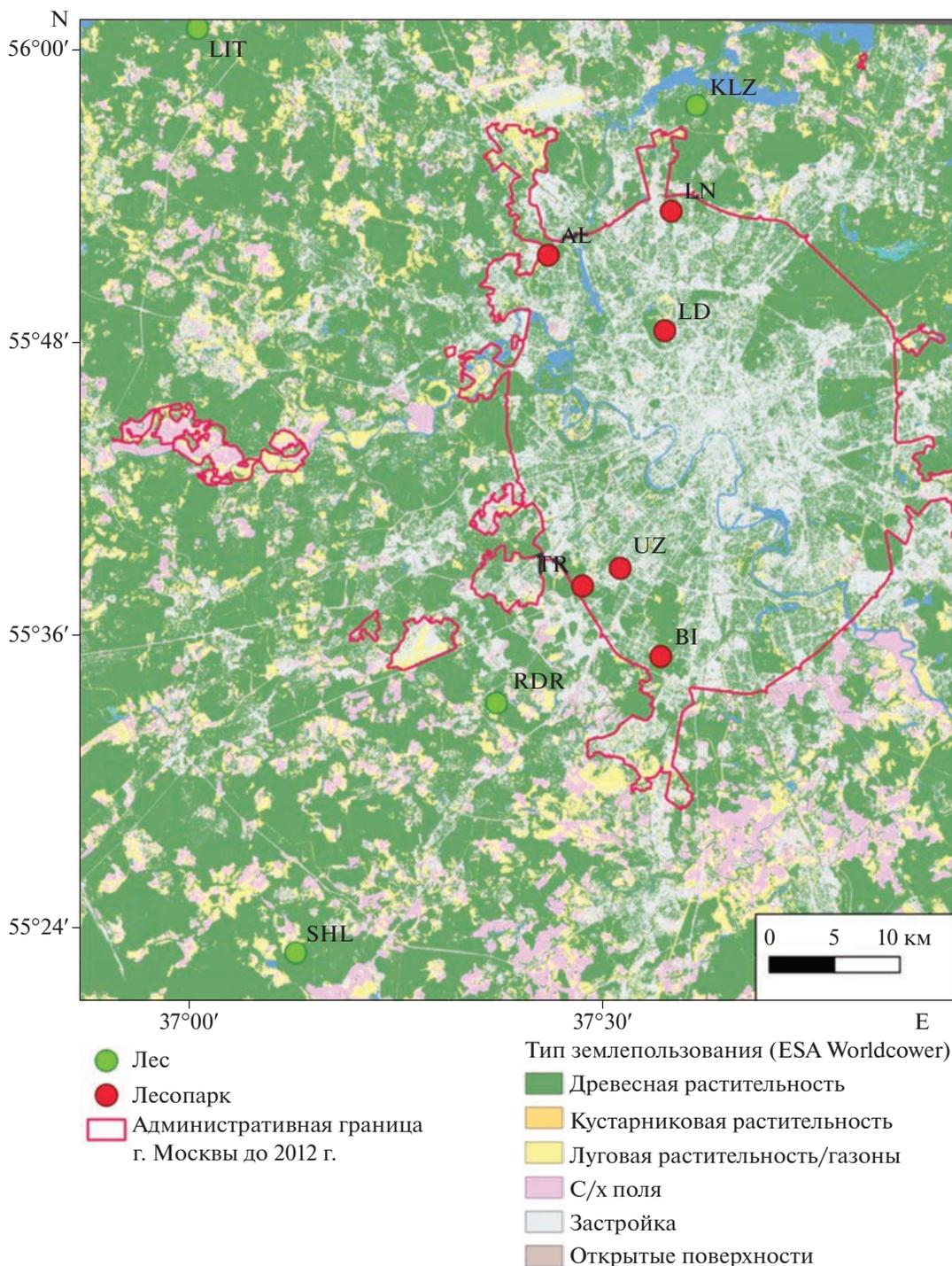


Рис. 1. Карта-схема расположения объектов исследования: городских лесопарков (LN – Лианозовский парк; AL – Алешкинский лес; LD – Лесная опытная дача; UZ – Юго-Западный лесопарк; TR – ландшафтный заказник “Тропаревский”; BI – Битцевский лесопарк) и пригородных лесов (LIT – лесной массив близ Лыткино; KLZ – Клязьминский лес; RDR – лесной массив близ пос. Радиоцентр; SHL – Шишкин лес).

гации хлороформом почвенного образца (24 ч) для разрушения его микробных клеток с дальнейшей экстракцией раствором 0.05 M K₂SO₄ [25, 45]. Почвенный образец без обработки хлороформом (нефумигированный) служит контролем. В экс-

трагируемом растворе из фумигированного и нефумигированного образцов определяли содержание С и N с использованием CN анализатора Shimadzu [58]. Содержание С_{мик} и азота микробной биомассы (N_{мик}) рассчитывали по разности со-

держания растворенных С и N в фумигированном и нефумигированном образцах, деленной на эмпирический коэффициент (0.45 и 0.54 соответственно), учитывающий их неполный переход из почвы в раствор [25, 49].

Для определения содержания фосфора микробной биомассы ($P_{\text{мик}}$) почву (3 г) помещали в две пробирки (объем 50 мл) и добавляли по 30 мл дистиллированной воды для получения почвенной суспензии (почва : вода = 1 : 10). В одну пробирку с почвенной суспензией вносили анион-обменную мембрану и 0.3 мл хлороформа (фумигированный образец), в другую – только 0.3 мл воды (нефумигированный образец), закрывали плотно крышками и помещали на лабораторный шейкер (200 об./мин) на 24 ч при комнатной температуре. Поверхность мембраны (551642S, VWR International, Darmstadt, Germany, общая площадь каждой 8 см²) насыщена анионом слабой кислоты (бикарбонатом), что способствует поглощению P из суспензии [26, 51, 73]. По окончании такой обработки мембрану извлекали из суспензии, промывали проточной дистиллированной водой, переносили в 50 мл раствора 0.25 М H₂SO₄ и помещали на шейкер (3 ч) для выделения P в раствор. Содержание P в фумигированном и нефумигированном растворах определяли с помощью эмиссионного спектрометра с индуктивно-связанной плазмой (Avio 200, № 68141-17 Сингапур “Perkin Elmer Singapore Pte. Ltd.”, 2019). Содержание $P_{\text{мик}}$ рассчитывали по разнице показаний в фумигированном и нефумигированном вариантах и корректировали на фактор почва-специфичной экстракции, который составил для изученных почв 0.30 [22]. Применение таких мембран позволяет избежать активной сорбции поверхностью глинистых минералов и органо-минеральных комплексов почвы фосфатов, выделившихся в результате фумигации.

Определяли долю $C_{\text{мик}}$, $N_{\text{мик}}$ и $P_{\text{мик}}$ в общем содержании этих элементов ($C_{\text{мик}}/C$, $N_{\text{мик}}/N$, $P_{\text{мик}}/P$, %) в почве. Рассчитывали и отношение $C_{\text{мик}}\text{–СИД}/C$ (%).

Образование CO₂ почвой (базальное дыхание, БД), которое характеризует потенциальную скорость минерализации почвенного ОВ микроорганизмами, оценивали при 22°C [46]. Рассчитывали удельное дыхание микробной биомассы ($q\text{CO}_2 = \text{БД}/C_{\text{мик}}\text{–СИД}$) и удельную скорость минерализации общего углерода почвы (БД/С).

Дыхательный отклик микробиома почвы на внесение разных органических субстратов, иллюстрирующей его катаболическую активность, оценен техникой MicroRespTM [27, 62]. Образцы почвы (~0.5 г каждый) помещали в лунки (объем 945 мкл) специального планшета (96 лунок), в каждую из которых вносили питательные субстраты (всего 14)

разных групп: углеводы (D-глюкоза, D-фруктоза, D-галактоза), карбоновые кислоты (L-аскорбиновая, лимонная, шавелевая), аминокислоты (глицин, L-лейцин, L-аргинин, α-аминомасляная и L-аспарагиновая кислоты), аминоксахара (N-ацетилглюкозамин) и фенольные кислоты (сиреневая и ванилиновая). Каждый субстрат вносили в три лунки планшета (3 повторности). Затем в лунки другого соответствующего верхнего планшета (объем лунки 450 мкл) помещали подготовленный индикаторный гель, в состав которого входит агар, крезоловый красный, хлорид калия и гидрокарбонат натрия. Планшет с почвой накрывали планшетом с индикаторным гелем и инкубировали 6 ч при 25°C. В процессе инкубации выделившийся из почвы CO₂ реагирует с индикаторным гелем, меняя его окраску (от розового до желтого). Изменение окраски геля измеряли на микропланшетном ридере (FilterMax F5, абсорбция, λ 595 нм). Единицы измерения абсорбции пересчитывали на дыхательный отклик микробиома в мкг С/(г почвы ч) [62].

Функциональное разнообразие микроорганизмов почвы дополнительно оценено индексом Шеннона: $H_{\text{CLPP}} = -\sum pi \ln pi$, где pi – это отношение отклика микробного сообщества на внесение отдельного субстрата к сумме такового испытываемых субстратов [62].

Микробиологические анализы выполнены в предварительно инкубированных образцах почвы (60% полной влагоемкости, 72 ч, 25°C) [39].

Статистика. Физические и химические показатели были оценены в двух повторностях, микробиологические – в трех, данные рассчитывали на вес сухой почвы (105°C, 8 ч). Пространственное варьирование почвенных и фитоценологических свойств в лесопарках и фоновых лесах оценивали коэффициентом вариации (КВ), который определяли как отношение стандартного отклонения к среднему, выраженное в процентах. Значимость различий физических, химических и микробных свойств почв между лесами и лесопарками оценивали критерием Стьюдента в модификации Уэлча (t -критерий Уэлча). Для обобщения и визуализации пространственного варьирования изученных физических, химических и микробных свойств почв был выполнен анализ главных компонент (ГК). Предварительная подготовка экспериментальных данных для анализа ГК включала их нормирование (логарифмирование) и центрирование. Для выявления факторов пространственного варьирования изученных микробных свойств выполнен анализ простой линейной регрессии, перед которым все экспериментальные данные были приведены к нормальному распределению (логарифмирование). Статистическую обработку и визуализацию экс-

периментальных данных выполняли в среде программирования R 4.0.4 (R Core Team 2020).

РЕЗУЛЬТАТЫ

Растительный покров, физические и химические свойства почвы. Фитоценоотические, почвенные физические и химические свойства городских лесопарков и фоновых лесов приведены в табл. 1. Сомкнутость крон деревьев в лесопарках оказалась значимо больше, чем в естественных аналогах, однако проективное покрытие листового опада – меньше. В городских лесопарках в отличие от их естественных лесов отмечены более высокие значения плотности почвы, рН и содержания нитратного азота (N–NO₃⁻). Содержание аммонийного и общего N в почве изученных лесопарков и лесов значимо не различалось. Было ожидаемо, что в почве лесопарков содержание тяжелых металлов и кальция (Ca) будет больше по сравнению с таковым фоновых лесов, причем превышение для Ni, Zn, Pb и Cu составило в среднем 22, 26, 30 и 32% соответственно, для Ca – 12%.

Пространственная вариабельность большинства изученных свойств почвы лесопарков и фоновых лесов оказалась относительно невысокой (КВ 4–54%, в среднем 25%), за исключением содержания в почве N–NO₃⁻ (КВ 79–106%). Анализ, проведенный методом ГК, позволил обобщить и визуализировать изменение относительно друг друга фитоценоотических и почвенных свойств в изученных лесопарках и фоновых лесах. Первые две ГК, с которыми связана наибольшая вариация экспериментальных данных, объясняют суммарно лишь 39% общей изменчивости всех изученных свойств (рис. 2). Распределение точек ис-

следования вдоль ГК 1 связано, в первую очередь, с варьированием содержания в почве тяжелых металлов, Ca и общего С (корреляция с осью $r^2 = 0.53–0.82$), вдоль ГК 2 – с изменением содержания ила и песка, а также значения рН ($r^2 > 0.47–0.59$). В целом ординация данных в пространстве двух ГК демонстрирует отсутствие четкой дифференциации между лесопарками и их естественными аналогами по изученным фитоценоотическим и почвенным свойствам. Однако в лесопарках по сравнению с фоновыми лесами отмечается большая вариация содержания в почве тяжелых металлов, Ca и С (распределение точек вдоль ГК 1).

Таким образом, влияние урбанизации на изменение экологических условий лесных экосистем проявляется главным образом в уменьшении доли лесного опада, увеличении плотности почвы, значения рН, содержания N–NO₃⁻ и тяжелых металлов. Кроме того, в лесопарках возрастает пространственная гетерогенность содержания в почве тяжелых металлов, Ca и общего С, что связано, очевидно, с неравномерным распределением антропогенной нагрузки в лесопарковых экосистемах крупного города – зависит от расстояния от источника загрязнения, интенсивности рекреации, особенностей мероприятий по сбору опада. Полагаем, что все эти изменения могут существенно повлиять на функционирование почвенного микробиома, а значит и на интенсивность и направленность почвенных процессов, связанных с циклами биофильных элементов.

Характеристика микробных свойств почвы. Содержание основных биофильных элементов в микробной биомассе и их доля в общем почвенном пуле. В почве лесопарков выявлено значимое уменьшение величин $S_{мик}$ –СИД и $S_{мик}$ (на 14 и 25%) по

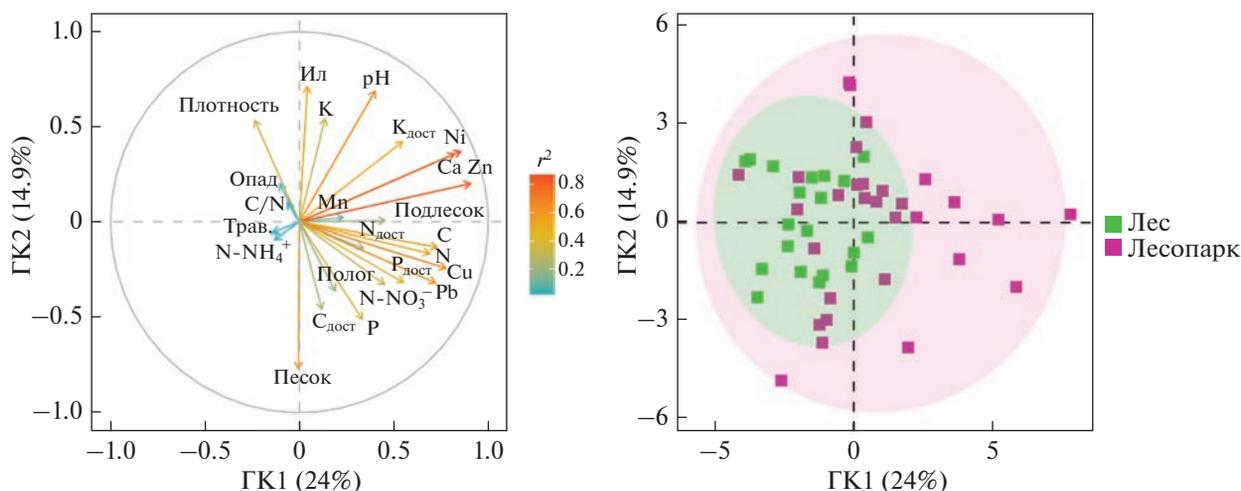


Рис. 2. Результаты анализа главных компонент для фитоценоотических и почвенных (слой 0–10 см) свойств изученных лесопарков и фоновых лесов (n = 50; слева – корреляционная диаграмма, справа – ординация точек исследования).

Таблица 1. Фитоценоотические, почвенные (слой 0–10 см) физические и химические (дост – доступные формы) показатели, коэффициент их пространственного варьирования (КВ) в лесопарках Москвы и их естественных аналогах. Среднее \pm стандартное отклонение, различие средних значимо при *** $p \leq 0.01$, ** 0.05, * 0.1 (t -критерий Уэлча)

| Показатель | Единицы измерения | Лес ($n = 20$) | КВ, % | Лесопарк ($n = 30$) | КВ, % |
|--------------------------------|-------------------|-------------------|--------------------|-----------------------|-------|
| Феноценоотические | | | | | |
| Полог деревьев | % | 61.8 \pm 9.5 | 15 | 70.5 \pm 14.5*** | 21 |
| Полог подлеска | | 11.7 \pm 12.1 | 103 | 17.7 \pm 13.1 | 74 |
| Опад | | 87.2 \pm 15.9 | 18 | 76.3 \pm 15.1** | 20 |
| Травяной ярус | | 55.2 \pm 27.6 | 50 | 43.3 \pm 25.5 | 59 |
| Физические | | | | | |
| Плотность | г/см ³ | 0.82 \pm 0.14 | 16 | 0.91 \pm 0.20* | 22 |
| Песок (0.05–2.00 мм) | % | 21.8 \pm 6.6 | 30 | 22.5 \pm 6.5 | 29 |
| Ил (0.002–0.05 мм) | | 70.5 \pm 5.7 | 8 | 69.5 \pm 5.7 | 8 |
| Химические | | | | | |
| pH | г/кг | 5.0 \pm 0.2 | 4 | 5.2 \pm 0.4* | 7 |
| C | | 36.3 \pm 4.2 | 11 | 38.0 \pm 8.2 | 21 |
| N | | 2.5 \pm 0.3 | 12 | 2.7 \pm 0.6 | 22 |
| K | | 15.8 \pm 0.6 | 4 | 15.8 \pm 1.1 | 7 |
| C/N | | 14.6 \pm 1.5 | 10 | 14.3 \pm 1.2 | 8 |
| N–NO ₃ [–] | | 12.4 \pm 13.2 | 106 | 26.2 \pm 20.7*** | 79 |
| N–NH ₄ ⁺ | | 26.2 \pm 10.8 | 41 | 24.2 \pm 12.7 | 52 |
| P | | 631.4 \pm 152.0 | 33 | 696.5 \pm 217.1 | 28 |
| C _{дост} | | 167.3 \pm 78.9 | 47 | 156.5 \pm 74.5 | 48 |
| N _{дост} | | 129.6 \pm 72.2 | 56 | 97.5 \pm 33.4* | 34 |
| P _{дост} | 7.5 \pm 1.9 | 25 | 9.3 \pm 3.9 | 42 | |
| K _{дост} | 47.6 \pm 19.7 | 41 | 56.9 \pm 23.2 | 40 | |
| Mn | 1052 \pm 358 | 34 | 991 \pm 249 | 25 | |
| Cu | 16.7 \pm 2.8 | 17 | 24.7 \pm 6.2*** | 25 | |
| Pb | 17.6 \pm 2.7 | 15 | 25.1 \pm 8.3*** | 33 | |
| Ni | 19.9 \pm 2.8 | 14 | 25.4 \pm 6.3*** | 25 | |
| Zn | 58.1 \pm 6.9 | 12 | 78.9 \pm 20.8*** | 26 | |
| Ca | 4839 \pm 417 | 9 | 5472 \pm 1160*** | 21 | |

сравнению с фоновыми лесами, в то время как для $N_{\text{мик}}$ и $P_{\text{мик}}$ существенных изменений не отмечено (табл. 2). В лесопарках по сравнению с фоновыми лесами обнаружено значимое сокращение доли $C_{\text{мик}}$ и $N_{\text{мик}}$ в общем почвенном пуле этих элементов ($C_{\text{мик}}/C$ и $N_{\text{мик}}/N$), что может указывать на их меньшую доступность для микроорганизмов. Полученный вывод подтверждается также значимо низкой скоростью БД и удельной минерализацией почвенного C (БД/C) в почвах лесопарков по сравнению с их естественными аналогами (уменьшение на 24–26%). Важно отметить, что доступность P почвенным микроор-

ганизмам (показатель $P_{\text{мик}}/P$) от фоновых лесов к лесопаркам значимо не меняется. Удельное дыхание микробной биомассы (qCO_2) для почв лесопарков и фоновых аналогов также не различается.

Для обобщения и отображения пространственной вариации изученных микробных свойств почв лесопарков и фоновых лесов выполнен анализ ГК (рис. 3). Первые две ГК объясняют суммарно 66% общей изменчивости экспериментальных данных. Распределение точек исследования вдоль ГК1 связано, главным образом, с изменением в почвах $C_{\text{мик}}$, $N_{\text{мик}}$, $C_{\text{мик}}/C$ и $N_{\text{мик}}/N$ (корреляция с осью $r^2 = 0.81–0.89$), вдоль

Таблица 2. Микробиологические показатели ($C_{\text{мик}}-\text{СИД}$, углерод микробной биомассы по методу субстрат-индуцированного дыхания; $C_{\text{мик}}$, $N_{\text{мик}}$ и $P_{\text{мик}}$, микробные элементы по методу фумигации-экстракции; БД, базальное дыхание) и их отношения к общим пулам С, N и P почвы для фоновых лесов и лесопарков Москвы (среднее \pm стандартное отклонение, различие средних значимо при * $p \leq 0.1$, ** $p \leq 0.05$, *** $p \leq 0.01$)

| Показатель | Единица измерения | Лес ($n = 20$) | КВ, % | Лесопарк ($n = 30$) | КВ, % |
|---|--------------------------------|------------------------------|-------|--------------------------|-------|
| $C_{\text{мик}}-\text{СИД}$ | мкг/г | 990 \pm 266 | 27 | 849 \pm 296* | 35 |
| $C_{\text{мик}}$ | | 930 \pm 366 | 39 | 694 \pm 249** | 36 |
| $N_{\text{мик}}$ | | 135 \pm 84 | 62 | 97 \pm 71 ^a | 73 |
| $P_{\text{мик}}$ | | 52 \pm 31 | 60 | 56 \pm 35 | 62 |
| $C_{\text{мик}}-\text{СИД}/C$ | % | 2.72 \pm 0.68 | 25 | 2.30 \pm 0.90* | 39 |
| $C_{\text{мик}}/C$ | | 2.54 \pm 0.84 | 33 | 1.85 \pm 0.58*** | 31 |
| $N_{\text{мик}}/N$ | | 5.40 \pm 3.24 | 60 | 3.69 \pm 2.46** | 67 |
| $P_{\text{мик}}/P$ | | 8.34 \pm 6.15 ^b | 74 | 8.63 \pm 6.47 | 75 |
| БД | мкг С/(г ч) | 1.46 \pm 0.44 | 30 | 1.11 \pm 0.37*** | 33 |
| БД/С | мкг С-СО ₂ /(г С ч) | 40 \pm 10 | 25 | 29 \pm 7*** | 24 |
| $q\text{CO}_2$ (БД/ $C_{\text{мик}}-\text{СИД}$) | мкг С/(мг $C_{\text{мик}}$ ч) | 1.57 \pm 0.58 | 37 | 1.40 \pm 0.42 | 30 |

Примечание. ^a экстремально высокое $N_{\text{мик}}$ (564 мкг/г) исключено (точка 2, Лесная опытная дача); ^b экстремально высокое $P_{\text{мик}} : P$ (37.4%) исключено (точка 3, Шишкин лес).

ГК2 – БД и БД/С (корреляция с осью $r^2 = 0.57-0.69$). В целом для этих показателей характерно одинаково высокое варьирование внутри как фоновых лесов, так и лесопарков. Поэтому ординация данных не показала четкой дифференциации между лесопарками и фоновыми лесами.

Регрессионный анализ выявил, что основными факторами (драйверами) пространственного варьирования микробных показателей почвы ($C_{\text{мик}}$, $N_{\text{мик}}$, $C_{\text{мик}}/C$, $N_{\text{мик}}/N$, БД, БД/С) являются обилие растительного опада и содержание в поч-

ве доступного С (13–35% объясненной дисперсии; табл. 3). Значимыми факторами являются содержание в почве других пулов питательных элементов (С, N, $N_{\text{дост}}$, P), тяжелых металлов (Cu, Pb), ила и значение pH. Среди выявленных зависимостей следует отдельно подчеркнуть отрицательное влияние тяжелых металлов (Cu, Pb) на скорость минерализации органического С почвы (БД/С), а также ухудшение экофизиологического состояния почвенного микробиома (показатель $q\text{CO}_2$) при увеличении содержания P и значения кислотности.

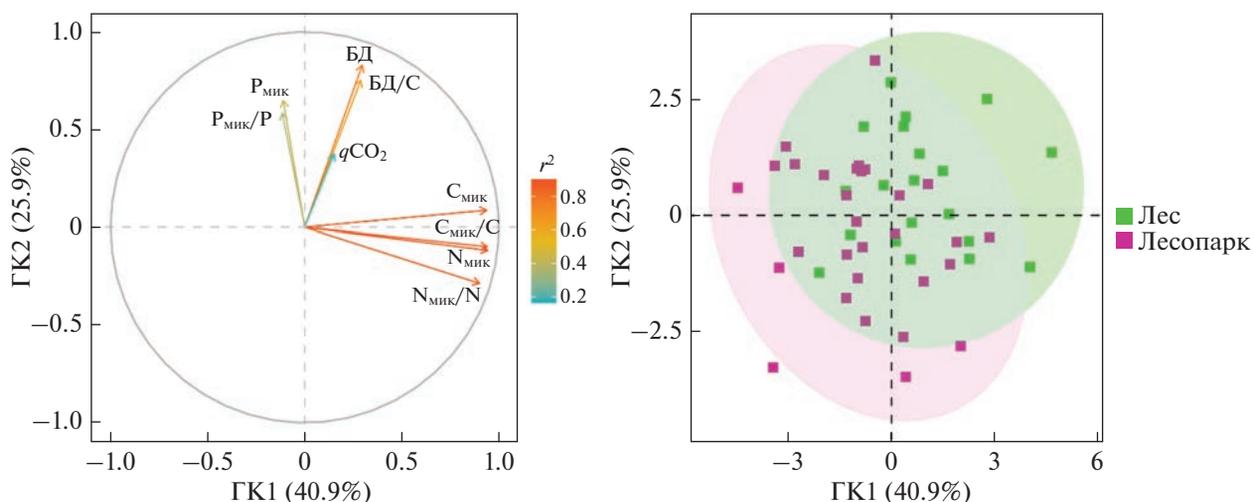


Рис. 3. Результаты анализа главных компонент для микробных свойств почвы (слой 0–10 см) изученных лесопарков и фоновых лесов ($n = 50$; слева – корреляционная диаграмма, справа – ординация точек исследования).

Таблица 3. Объясненная вариация (%) изученных микробных свойств почвы лесопарков и фоновых лесов ($n = 50$; значимые факторы при $p \leq 0.01$ даны полужирным курсивом; простая линейная регрессия)

| Показатель | $C_{\text{мик}}$ | $N_{\text{мик}}$ | $P_{\text{мик}}$ | $C_{\text{мик}}/C$ | $N_{\text{мик}}/N$ | $P_{\text{мик}}/P$ | БД | БД/С | $q\text{CO}_2$ |
|-------------------|------------------|------------------|------------------|--------------------|--------------------|--------------------|-------------|--------------|----------------|
| Опад | 21.5 | 8.9 | 9.2 | 12.6 | 4.0 | 9.9 | 21.6 | 14.8 | 0.0 |
| С | 10.4 | 1.3 | 6.4 | 3.0* | 1.5* | 1.6 | 25.2 | 0.0* | 3.8 |
| N | 3.4 | 0.0 | 5.4 | 6.8* | 7.8* | 1.2 | 26.3 | 0.5 | 8.5 |
| P | 0.1 | 0.1 | 0.0* | 1.4* | 0.0 | 13.8* | 1.7 | 0.0* | 25.1 |
| $C_{\text{дост}}$ | 31.3 | 35.2 | 0.4 | 22.9 | 27.9 | 0.0 | 1.2 | 0.0 | 6.0 |
| $N_{\text{дост}}$ | 11.0 | 2.9 | 2.6 | 2.9 | 0.2 | 1.0 | 18.6 | 8.7 | 6.0 |
| pH | 0.0* | 0.1* | 0.8 | 0.6* | 1.0* | 2.8 | 1.3 | 0.5 | 28.7* |
| Cu | 0.6* | 0.2 | 0.2 | 7.8* | 0.2* | 0.4* | 2.2* | 16.7* | 0.7 |
| Pb | 0.0* | 2.1 | 0.0 | 4.1* | 0.7 | 0.8* | 3.5* | 19.0* | 0.1 |
| Ca | 2.9 | 0.3 | 7.9 | 2.4* | 3.0* | 4.5 | 13.6 | 0.2 | 4.0* |
| Ил | 0.3* | 4.8 | 9.2 | 0.2* | 4.7* | 12.6 | 0.6 | 1.2 | 9.2* |

* Отрицательная регрессионная зависимость.

Таким образом, урбанизация лесных территорий в изученной биоклиматической зоне приводит к уменьшению содержания С микробной биомассы в почве, ее дыхательной активности, а также доступности почвенных пулов углерода и азота микроорганизмам ($C_{\text{мик}}/C$, $N_{\text{мик}}/N$, БД/С). Эти изменения связаны, главным образом, с сокращением поступления в почву растительных остатков в виде лесного опада и, как следствие, уменьшением в ней содержания доступных форм углерода. Кроме того, уменьшение доступности почвенного углерода микроорганизмам (БД/С) в условиях города связано с отрицательным влиянием повышенной концентрации тяжелых металлов (Cu, Pb). Следует отметить, что все обнаруженные микробиологические изменения почвы лесопарков по сравнению с фоновыми лесами связаны, главным образом, с их углеродным и азотным циклами, в то время как для фосфорного цикла ($P_{\text{мик}}$, $P_{\text{мик}}/P$) значимых изменений не обнаружено.

Катаболическая активность микробиома почвы. Дыхательный отклик микроорганизмов на внесение С-содержащих субстратов в почву лесопарков оказался сопоставим с таковым фоновых лесов, что подтвердило нашу вторую гипотезу (рис. 4а–4ф). Наибольший микробный отклик отмечен для группы углеводов (медиана 13.6 и 12.0 мкг С/(г ч) для лесов и лесопарков) и карбоновых кислот (15.2 и 14.2 мкг С/(г ч)), меньший – для аминокислот (5.1 и 5.2 мкг С/(г ч)), фенольных кислот (3.0 и 3.4 мкг С/(г ч)) и аминокислот (4.6 и 5.5 мкг С/(г ч)). Индекс функционального разнообразия почвенного микробиома (H_{CLPP}), отражающий равномерность утилизации изученного спектра органических соединений микроорганизмами, между лесопарками и фоновыми лесами значимо не различался (рис. 4ф).

Регрессионный анализ выявил, что общими драйверами микробного отклика на внесение в почву углеводов, аминокислот и аминокислот являются содержание $K_{\text{дост}}$ и Ca (12–32% объясненной дисперсии, табл. 4). Дополнительными факторами микробного отклика на углеводы и аминокислоты оказались pH почвы и содержание тяжелых металлов (Ni, Zn). В целом для выявленных зависимостей характерна прямо пропорциональная связь (с увеличением значения фактора возрастает микробный отклик). Следует отметить, что значимых драйверов ($p \leq 0.01$) для микробного отклика на карбоновые и фенольные кислоты не выявлено.

Таким образом, преобразование естественных лесов в городские лесопарки не приводит к значимым изменениям дыхательного отклика микроорганизмов почвы на внесение различных легкодоступных источников С. Полученные результаты подтверждают полученный ранее вывод о ключевой роли С почвы и его доступной формы, определяющих минерализацию ОВ и иммобилизацию биофильных элементов в микробной биомассе.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Биофильные элементы почвы и их доступность микроорганизмам в условиях урбанизации. Мы не обнаружили различий в содержании общих пулов биофильных элементов в почвах городских лесопарков и фоновых лесов, что не подтвердило наши предположения об их дисбалансе в условиях урбанизации (табл. 1). В городских лесопарках отмечалось сокращение их доступности почвенным микроорганизмам, выраженное в значимом уменьшении отношений $C_{\text{мик}}/C$ и $N_{\text{мик}}/N$. Такие изменения связаны очевидно с сокращением ко-

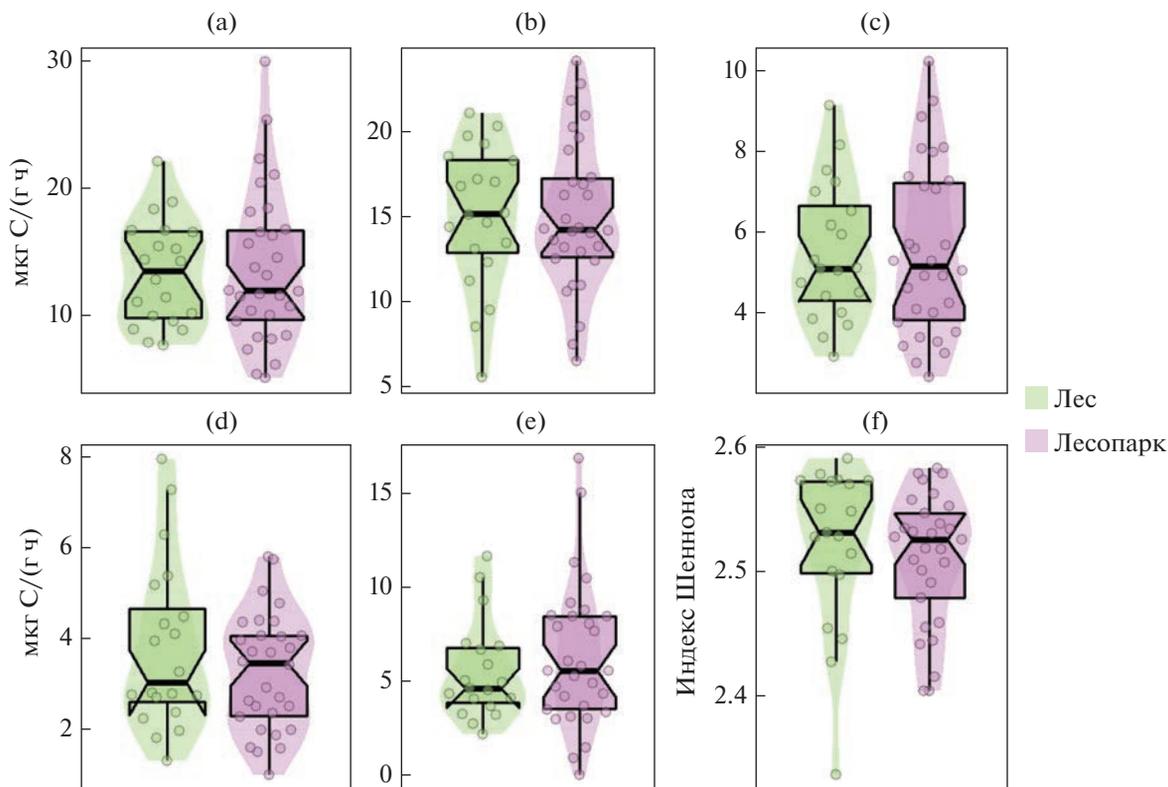


Рис. 4. Распределение дыхательного отклика микробного сообщества почвы городских лесопарков и фоновых лесов (усредненное значение) на внесение органических субстратов: углеводов (а), карбоновых кислот (b), аминокислот (с), фенольных кислот (d), аминоксахаров (е); индекс Шеннона (f).

личества лесного опада в городских условиях (табл. 3), в том числе вследствие возможной рекреационной нагрузки (вытаптывания, систематической уборки и др.), а также закономерным уменьшением содержания в почве растворимых форм С – важного источника доступных питательных элементов и энергии для почвенных микроорганизмов [40]. Содержание в почве доступных соединений С и N представляет собой

определенный баланс между их минерализацией и иммобилизацией в микробной биомассе [62], поэтому периодическое обогащение почвы легкодоступным органическим субстратом в виде корневых экссудатов или продуктов разложения растительных остатков (например, при вымывании из лесной подстилки), приводит к увеличению численности микроорганизмов [41]. Возникающий при этом прайминг-эффект способствует

Таблица 4. Объясненная вариация (%) скорости микробной утилизации различных групп органических соединений в почве изученных лесопарков и фоновых лесов (n = 50; значимые факторы при p ≤ 0.01 даны полужирным; простая линейная регрессия)

| Показатель | Углеводы | Карбоновые кислоты | Аминокислоты | Аминосакхара | Фенольные кислоты |
|-------------------|-------------|--------------------|--------------|--------------|-------------------|
| Опад | 3.1 | 1.6 | 8.3 | 3.3 | 8.0 |
| С | 5.9 | 0.5 | 8.6 | 14.0 | 0.0 |
| K _{дост} | 17.9 | 4.5 | 12.7 | 22.9 | 0.0* |
| pH | 18.3 | 1.1 | 7.3 | 24.5 | 3.5* |
| Ni | 14.3 | 3.7 | 7.1 | 18.2 | 1.4* |
| Zn | 9.4 | 1.7 | 3.2 | 16.8 | 1.1* |
| Ca | 22.5 | 2.9 | 12.3 | 31.8 | 0.7* |

*Отрицательная регрессионная зависимость.

ет усилению микробной минерализации более сложного ОВ почвы [53], что, в свою очередь, может привести к увеличению в нем доли $C_{\text{мик}}$ и $N_{\text{мик}}$. Поэтому большее поступление растительных остатков в почву изученных фоновых лесов способствовало и более ускоренной минерализации их почвенного ОВ. Таким образом, нарушение естественного восполнения почвенных запасов ОВ в лесопарках Москвы вследствие сбора и вывоза опавшей листвы является главным “триггером” снижения биогенности почв (обилия микробной биомассы) и интенсивности изменения почвенных циклов С и N. Однако в процессе урбанизации может наблюдаться и обратная тенденция – интенсификация почвенных циклов биогенных элементов, о чем свидетельствуют результаты многочисленных научных работ [31, 38, 60]. Так, для городских лесопарков Флориды (США) отмечалось повышенное содержание в почве микробной биомассы и ее минерализационной активности по сравнению с таковыми естественных лесов [38]. Аналогичные тренды выявлены и для городских лесопарков Китая [31, 60]. Причем, в работе [60] была показана ключевая роль растворимых пулов ОВ почвы в изменении содержания ее микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$; $N_{\text{мик}}$) в городских лесопарках, что согласуется с результатами нашего исследования. Мы не обнаружили значительного изменения почвенных свойств городских лесопарков, связанных с циклом Р, хотя ожидали увеличение его содержания в городских почвах Москвы. В городские экосистемы Р может поступать с пищевыми остатками и различными антропогенными отходами [65], а его избыточное содержание может стать источником загрязнения городских водоемов. Ранее нами показано, что дополнительное поступление Р характерно для селитебных и промышленных зон Москвы, что связано с применением минеральных удобрений и органических субстратов, содержащих большое количество биогенных элементов [47, 48], однако практика содержания лесопарковых зон в этом городе, по-видимому, не предполагает такого воздействия [13].

Дыхательная активность микробиома почвы и факторы урбанизации. Как и ожидалось, скорость базального дыхания почвы (минерализационная активность) оказалась существенно меньше в лесопарках по сравнению с фоном, что согласуется с полученным результатом об уменьшении содержания CN в микробной биомассе (табл. 2). Полагали, что дополнительное поступление NP в почву городских лесопарков будет основным драйвером снижения ее микробной минерализационной активности. Действительно, в почве городских лесопарков выявлено повышенное содержание нитратного азота по сравнению с фоном (табл. 1), что связываем с его дополнительным поступлением от

промышленных объектов и автотранспорта. Такая особенность отмечена и для других городов в умеренной и тропической климатической зонах [11, 34]. В научной литературе имеются сведения о влиянии дополнительного поступления азота на динамику почвенного С [34, 67]. Обогащение почвы нитратами в городе тропической зоны способствовало уменьшению активности гидролитических ферментов [34], что может быть причиной замедления дыхательной активности микробиома, которое отмечают в различных исследованиях [23, 61]. В литературе отмечается и отсутствие эффекта дополнительного поступления азота на микробную активность почвы [17, 24]. В нашем исследовании снижение дыхательной активности микробного сообщества в лесопарках Москвы в большей степени связано с уменьшением количества растительного опада (табл. 1, 3) и, как следствие, снижением доли лабильного пула ОВ в почве. При этом внесение различных легкодоступных источников С в лесопарковые почвы стимулировало активность микробиома, которая соответствовала таковой естественных лесных почв (рис. 4). Это указывает на высокий потенциал микробного сообщества почв городских лесопарков к минерализации ОВ почвы при условии достаточного поступления доступных форм углерода, например, в результате разложения листовного опада или корневой экссудации. Доступность ОВ почвы, которую мы оценили через отношение дыхательной активности к содержанию С в почве (БД/С), в лесопарках оказалась существенно меньше, чем в фоновых лесах (табл. 2), что определялось повышенным содержанием тяжелых металлов – Cu и Pb (табл. 3). В научной литературе сведения о влиянии тяжелых металлов на микробную активность городских почв неоднозначны [4, 28], поскольку оно определяется их концентрацией, долей биодоступных форм, продолжительностью загрязнения, устойчивостью микробного сообщества и другими факторами [43, 44]. В краткосрочном лабораторном эксперименте показано, что внесение в конструкторе тяжелых металлов (Cd, Cu, Pb) от 0 до 200 их ориентировочно-допустимой концентрации (Гигиенический норматив 2.1.7.2511-09) способствовало увеличению его микробного дыхания и дыхания на единицу С микробной биомассы [4]. Другие авторы при исследовании городских экосистем, напротив, отмечают снижение микробного дыхания на единицу С почвы загрязненной тяжелыми металлами [28]. Считают, что в загрязненных почвах микробиом адаптируется к стрессовым условиям [20], что требует его определенных энергетических затрат. Следовательно, энергия для роста микроорганизмов и синтеза ферментов в анаболических и катаболических процессах расходуется более экономно [28, 50]. Поэтому есть основания полагать, что вынос С (основной источник энергии) с листов-

ным опадом в городских лесах может значительно уменьшить устойчивость их почвенного микробного сообщества к загрязнению тяжелыми металлами [52].

Таким образом, наша первая гипотеза о снижении дыхательной активности и доли CN микробной биомассы в общем пуле этих элементов в почве лесопарков подтвердилась. Однако такое изменение было связано с уменьшением количества лесного опада и содержания доступного С в почве, а не с дополнительным поступлением N и P, как мы предполагали. Ключевая роль С в функционировании городских почв подтверждается и активизацией микробного сообщества после его дополнительного внесения в виде легкодоступных субстратов, что полностью подтверждает нашу вторую гипотезу.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Лесопарки являются ключевым компонентом городской зеленой инфраструктуры. Их экологическая и природоохранная значимость определяется большей площадью и менее значительными антропогенными трансформациями в сравнении с другими объектами городского озеленения и благоустройства. Занимая промежуточное положение между городскими и естественными экосистемами, лесопарки традиционно являются востребованными территориями для экологического мониторинга и оценки состояния растительности и почв. Рекреационная нагрузка, мероприятия по содержанию и уходу городских территорий приводят к изменениям потоков вещества и энергии в экосистемах лесопарков, что заметно отражается на содержании биофильных элементов и их микробной доступности.

Проведенный комплексный сравнительный анализ почв лесопарков Москвы и соответствующих фоновых лесов выявил близкие значения многих традиционно измеряемых физико-химических показателей (гранулометрический состав, C/N, содержание P и K), который в условиях города сопровождается значимым (на 30–60%) сокращением базального дыхания и микробной доступности С и N. При этом способность микробного сообщества почв изученных экосистем разлагать определенные органические соединения, выраженная его дыхательным откликом, значимо не различалась, а основным лимитирующим фактором этой способности оказалось уменьшение поступления опада и содержания доступного С в лесопарках. Таким образом, влияние урбанизации на лесные экосистемы в первую очередь привело к изменению микробных индикаторов почвенного цикла С и N, а не P. Выявленные закономерности определяются, по-видимому, существующей практикой содержания и ухода за зелеными насаждениями, регламентиру-

ющей, в частности, необходимость уборки и утилизации опавшей листвы. Полученные результаты ставят под сомнение применение такого подхода в городских лесопарках. В контексте актуальной темы сохранения баланса углерода и достижения углеродной нейтральности современные подходы, основанные на сохранении естественных процессов поступления, минерализации и микробного поглощения биофильных элементов, представляются более перспективными.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Рекогносцировка, организация исследования, лабораторный анализ и подготовка статьи выполнены при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 20-04-00148а. Анализ содержания фосфора в почве выполнен на базе почвенно-экологической лаборатории АТИ РУДН при поддержке Программы стратегического академического лидерства РУДН. Статистический анализ экспериментальных данных проведен в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (тема № 122040500037-6 и FGEG-2022-0007).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Таблица S1. Географические координаты и характеристика древостоя и травяного ярусов в лесопарках Москвы и фоновых территориях (2020 г.)

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Ананьева Н.Д., Иващенко К.В., Сушко С.В.* Микробные показатели городских почв и их роль в оценке экосистемных сервисов (обзор) // Почвоведение. 2021. № 10. С. 1231–1246. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21100038>
2. *Ананьева Н.Д., Сусьян Е.А., Гавриленко Е.Г.* Особенности определения углерода микробной биомассы методом субстрат-индуцированного дыхания // Почвоведение. 2011. № 11. С. 1327–1333.
3. *Буйволова А.Ю., Рахлеева А.А., Буйволов Ю.А., Быкова Е.П.* Структура комплексов мезофауны почв лесопарковой зоны Москвы и Приокско-террасного биосферного заповедника // Почвоведение. 2016. № 12. С. 1475–1484. <https://doi.org/10.7868/S0032180X16120042>
4. *Васнев В.И., Ананьева Н.Д., Иващенко К.В.* Влияние поллютантов (тяжелые металлы, дизельное топливо) на дыхательную активность конструкторов // Экология. 2013. № 6. С. 436–445. <https://doi.org/10.7868/S0367059713060115>
5. *Герасимова М.И., Ананко Т.В., Савицкая Н.В.* Разработка подходов к введению антропогенно-изме-

- ненных почв в содержание почвенной карты Российской Федерации (на примере Московской области) // Почвоведение. 2020. № 1. С. 19–30. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20010086>
6. Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация. М.: Ойкумена, 2003. 270 с.
 7. Звягинцев Д.Г., Добровольская Т.Г., Бабьева И.П., Зенова Г.М., Лысак Л.В., Марфенина О.Е. Роль микроорганизмов в биогеоэкологических функциях почв // Почвоведение. 1992. № 6. С. 63–77.
 8. Карта четвертичных отложений: N-37-II (Москва). Государственная геологическая карта Российской Федерации. Карта четвертичных отложений, масштаб: 1 : 200000. Сер.: Московская. Составлена: Геоцентр-Москва, 1997. редактор: В.В. Дашевский.
 9. Кудреватых И.Ю. Оценка взаимосвязи между атмосферным выпадением минерального азота и растительностью в лесных экосистемах // Известия РАН. Сер. биол. 2017. № 2. С. 181–189. <https://doi.org/10.1134/S106235901702008X>
 10. Кузнецов В.А., Рыжова И.М., Стома Г.В. Изменение лесных экосистем мегаполиса под влиянием рекреационного воздействия // Почвоведение. 2019. № 5. С. 633–642. <https://doi.org/10.1134/S0032180X1905006X>
 11. Мошкина Е.В., Мамай А.В. Оценка плодородия и экологического состояния автоморфных почв городских и пригородных лесов по показателям их биологической активности (на примере г. Петрозаводска) // Вестник современной науки. 2016. № 10. С. 31–37.
 12. Никитин Д.А., Семенов М.В., Чернов Т.И., Ксенофонтова Н.А., Железова А.Д., Иванова Е.А., Хитров Н.Б., Степанов А.Л. Микробиологические индикаторы экологических функций почв (обзор) // Почвоведение. 2022. № 2. Р. 228–243. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22020095>
 13. Постановление Правительства Москвы от 10 сентября 2002 г. № 743-ПП “Об утверждении Правил создания, содержания и охраны зеленых насаждений и природных сообществ города Москвы”. Изменено 28 апреля 2022 г. Об утверждении Правил создания, содержания и охраны зеленых насаждений и природных сообществ города Москвы (с изменениями на 28 апреля 2022 г.).
 14. Состояние загрязнения атмосферы в городах на территории России за 2018 г. Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, Федеральное государственное бюджетное учреждение “Главная геофизическая обсерватория им. А.И. Воейкова”. Санкт-Петербург 2019.
 15. Юдина А.В., Фомин Д.С., Валдес-Коровкин И.А., Чурилин Н.А., Александрова М.С., Головлева Ю.А., Филиппов Н.В., Ковда И.В., Дымов А.А., Милановский Е.Ю. Пути создания классификации почв по гранулометрическому составу на основе метода лазерной дифракции // Почвоведение. 2020. № 11. С. 1353–1371. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20110143>
 16. Шишов Л.Л., Тонконогов В.Д., Лебедева И.И., Герасимова М.И. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 341 с.
 17. Allison S.D., Czimczik C.I., Treseder K.K. Microbial activity and soil respiration under nitrogen addition in Alaskan boreal forest // Global Change Biology. 2008. V. 14. P. 1156–1168. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01549.x>
 18. Allison S.D., Weintraub M.N., Gartner T.B., Waldrop M.P. Evolutionary economic principles as regulators of soil enzyme production and ecosystem function / Eds.: G. Shukla, A. Varma. Soil Enzymology. Springer, Berlin, 2010. P. 229–243.
 19. 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. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(78\)90099-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(78)90099-8)
 20. Azarbad H., van Gestel C.A., Niklińska M., Laskowski R., Röling W.F., van Straalen N.M. Resilience of soil microbial communities to metals and additional stressors: DNA-based approaches for assessing “stress-on-stress” responses // International J. Molecular Sciences. 2016. V. 17(6). P. 933. <https://doi.org/10.3390/ijms17060933>
 21. Beroigui M., Naylo A., Walczak M., Hafidi M., Charzyński P., Świtoniak M., Różański S., Boularbah A. Physicochemical and microbial properties of urban park soils of the cities of Marrakech, Morocco and Toruń, Poland: Human health risk assessment of fecal coliforms and trace elements // Catena. 2020. V. 194. 104673. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104673>
 22. Bilyera N., Blagodatskaya E., Yevdokimov I., Kuzyakov Y. Towards a conversion factor for soil microbial phosphorus // European J. Soil Biology. 2018. V. 87. P. 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2018.03.002>
 23. Bowden R.D., Davidson E., Savage K., Arabia C., Steudler P. Chronic nitrogen additions reduce total soil respiration and microbial respiration in temperate forest soils at the Harvard Forest // Forest Ecology and Management. 2004. V. 196. P. 43–56. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.03.011>
 24. Brenner R., Boone R.D., Ruess R.W. Nitrogen additions to pristine, high-latitude, forest ecosystems: consequences for soil nitrogen transformations and retention in mid and late succession // Biogeochemistry. 2005. V. 72. P. 257–282. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-0356-y>
 25. Brookes P.C., Landman A., Pruden G., Jenkinson D.S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil // Soil Biol. Biochem. 1985. V. 17. Iss. 6. P. 837–842. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(85\)90144-0](https://doi.org/10.1016/0038-0717(85)90144-0)
 26. Bünemann E.K., Oberson A., Liebisch F., Keller F., Anaheim K.E., Huguenin-Elie O., Frossard E. Rapid microbial phosphorus immobilisation dominates gross phosphorus fluxes in a grassland soil with low inorganic phosphorus availability // Soil Biol. Biochem. 2012. V. 51. P. 84–95. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.04.012>
 27. Campbell C.D., Chapman S.J., Cameron C.M., Davidson M.S., Potts J.M. A rapid microtiter plate method to

- measure carbon dioxide evolved from carbon substrate amendments so as to determine the physiological profiles of soil microbial communities by using whole soil // *Appl. Environ. Microbiol.* 2003. V. 69. P. 3593–3599. <https://doi.org/10.1128/AEM.69.6.3593-3599.2003>
28. *Castaldi S., Rutigliano F.A., Virzo de Santo A.* Suitability of soil microbial parameters as indicators of heavy metal pollution // *Water, Air, and Soil Pollution.* 2004. V. 158. Iss. 1. P. 21–35. <https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000044824.88079.d9>
 29. *Chapman S.J., Campbell C.D., Artz R.R.E.* Assessing CLPPs Using MicroResp™. A Comparison with Biolog and multi-SIR // *Journal of Soils and Sediments.* 2007. V. 7. P. 406–410. <https://doi.org/10.1065/jss2007.10.259>
 30. *Chen F.-S., Li X., Nagle G., Zhan S.-X.* Topsoil phosphorus signature in five forest types along an urban–suburban–rural gradient in Nanchang, southern China // *J. For. Res.* 2010. V. 21. P. 39–44. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.11.003>
 31. *Chen F.-S., Yavitt J., Hu X.-F.* Phosphorus enrichment helps increase soil carbon mineralization in vegetation along an urban-to-rural gradient, Nanchang, China // *Applied Soil Ecology.* 2014. V. 75. P. 181–188. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.11.011>
 32. *Cui Y.Z., Zhang W.S., Bao H.J., Wang C., Cai W.J., Yu J., Streets D.G.* Spatiotemporal dynamics of nitrogen dioxide pollution and urban development: Satellite observations over China, 2005–2016 // *Resources, Conservation and Recycling.* 2019. V. 142. Iss. 1. P. 59–68. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.11.015>
 33. *Cusack D.F.* Soil nitrogen levels are linked to decomposition enzyme activities along an urban-remote tropical forest gradient // *Soil Biol. Biochem.* 2013. V. 57. P. 192–203. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.07.012>
 34. *Cusack D.F., Lee J.K., McCleery T.L., Lecroy C.S.* Exotic grasses and nitrate enrichment alter soil carbon cycling along an urban–rural tropical forest gradient // *Global Change Biology.* 2015. V. 21. P. 4481–4496. <https://doi.org/10.1111/gcb.13066>
 35. *Cusack D.F., Torn M.S., McDowell W.H., Silver W.L.* The response of heterotrophic activity and carbon cycling to nitrogen additions and warming in two tropical soils // *Global Change Biology.* 2010. V. 16. Iss. 9. P. 2555–2572. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02131.x>
 36. *Decina S.M., Hutryra L.R., Templer P.H.* Hotspots of nitrogen deposition in the world’s urban areas: a global data synthesis // *Frontiers in Ecology and the Environment.* 2020. V. 18. Iss. 2. P. 92–100. <https://doi.org/10.1002/fee.2143>
 37. *Dovletyarova E.A., Mosina L.V., Vasenev V.I., Ananyeva N.D., Patseva A., Ivashchenko K.V.* Monitoring and Assessing Anthropogenic Influence on Soil’s Health in Urban Forests: The Case from Moscow City / Eds.: A. Rakshit et al. *Adaptive Soil Management: From Theory to Practices.* Springer Nature Singapore Pte Ltd. 2017. P. 531–557. https://doi.org/10.1007/978-981-10-3638-5_24
 38. *Enloe H.A., Lockaby B.G., Wayne C. Zipperer W.C., Somers G.L.* Urbanization effects on soil nitrogen transformations and microbial biomass in the subtropics // *Urban Ecosyst.* 2015. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0462-8>
 39. *Environmental Assessment of Soil for Monitoring / Eds.: R.J.A. Jones, F.G.A. Verheijen, H.I. Reuter, A.R. Jones.* Volume V: Procedures & Protocols. EUR 23490 EN/5, Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 2008. 165 p. <https://doi.org/10.2788/94366>
 40. *Gmach M.R., Cherubin M.R., Kaiser K., Cerri C.E.P.* Processes that influence dissolved organic matter in the soil: a review // *Sci. Agric.* 2020. V. 77. № 3. e20180164. <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2018-0164>
 41. *Groffman P.M., Pouyat R.V., Cadenasso M.L., Zipperer W.C., Szlavecz K., Yesilonis I.D., Band L.E., Brush G.S.* Land use context and natural soil controls on plant community composition and soil nitrogen and carbon dynamics in urban and rural forests // *For. Ecol. Manage.* 2006. V. 236. P. 177–192. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.09.002>
 42. *Grote R., Roeland S., Alonso R. et al.* Functional traits of urban trees: air pollution mitigation potential // *Frontiers in Ecology and the Environment.* 2016. V. 14. Iss. 10. P. 543–550. <https://doi.org/10.1002/fee.1426>
 43. *Guo H., Nasir M., Lv J., Dai Y., Gao J.* Understanding the variation of microbial community in heavy metals contaminated soil using high throughput sequencing // *Ecotoxicology and Environmental Safety.* 2017. V. 144. P. 300–306. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.06.048>
 44. *Hu X., Wang J., Lv Y., Liu X., Zhong J., Cui X., Zhang M., Ma D., Yan X., Zhu X.* Effects of heavy metals/metalloids and soil properties on microbial communities in farmland in the vicinity of a metals smelter // *Front. Microbiol.* 2021. V. 12. Article 707786. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.707786>
 45. ISO 14240-2: Soil quality – determination of soil microbial biomass – Part 2: fumigation-extraction method. Geneva: International Organization for Standardization. 1997.
 46. ISO 16072. Soil quality – laboratory methods for determination of microbial soil respiration. Geneva: International Organization for Standardization. 2002.
 47. *Ivashchenko K., Ananyeva N., Vasenev V., Sushko S., Seleznyova A., Kudayarov V.* Microbial C-availability and organic matter decomposition in urban soils of megapolis depend on functional zoning // *Soil and Environment.* 2019. V. 38(1). P. 31–41. <https://doi.org/10.25252/SE/19/61524>
 48. *Ivashchenko K., Sushko S., Selezneva A., Ananyeva N., Zhuravleva A., Kudayarov V., Makarov M., Blagodatsky S.* Soil microbial activity along an altitudinal gradient: Vegetation as a main driver beyond topographic and edaphic factors // *Applied Soil Ecology.* 2021. V. 168. P. 104197. Available online 20 August 2021 0929-1393. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104197>
 49. *Joergensen R.G., Mueller T.* The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: calibration of the k_{EN} value // *Soil Biol. Biochem.* 1996. V. 28. Iss. 1. P. 33–37. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00101-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00101-8)

50. Killham K. A physiological determination of the impact of environmental stress on the activity of microbial biomass // *Environ. Pollut.* 1985. V. 38. P. 283–294.
51. Kouno K., Tuchiya Y., Ando T. Measurement of soil microbial biomass phosphorus by an anion exchange membrane method // *Soil Biol. Biochem.* 1995. V. 27. Iss. 10. P. 1353–1357. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00057-L](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00057-L)
52. Kuan H.L., Hallett P.D., Griffiths B.S., Gregory A.S., Watts C.W., Whitmore A.P. The biological and physical stability and resilience of a selection of Scottish soils to stresses // *Eur. J. Soil Sci.* 2007. V. 58. P. 811–821. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00871.x>
53. Kuz'yakov Y., Friedel J.K., Stahr K. Review of mechanisms and quantification of priming effects // *Soil Biol. Biochem.* 2000. V. 32. P. 1485–1498. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00084-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00084-5)
54. Li X.M., Zhou W.Q. Optimizing urban greenspace spatial pattern to mitigate urban heat island effects: Extending understanding from local to the city scale // *Urban Forestry and Urban Greening.* 2019. V. 41. P. 255–263. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.04.008>
55. Liu X., Duan L., Mo J., Du E., Shen J., Lu X., Zhang Y., Zhou X., He C., Zhang F. Nitrogen deposition and its ecological impact in China: an overview // *Environmental Pollution.* 2011. V. 159. P. 2251–2264. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.08.002>
56. Lopez B.E., Urban D., White P.S. Testing the effects of four urbanization filters on forest plant taxonomic, functional, and phylogenetic diversity // *Ecological Applications.* 2018. V. 28. № 8. P. 2197–2205. <https://www.jstor.org/stable/26623308>
57. Luo X.S., Ding J., Xu B., Wang Y.J., Li H.B., Yu S. Incorporating bioaccessibility into human health risk assessments of heavy metals in urban park soils // *Science of The Total Environment.* 2012. V. 424. P. 88–96. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.053>
58. Makarov M.I., Malysheva T.I., Menyailo O.V., Soudzilovskaia N.A., Van Logtestijn R.S.P., Cornelissen J.H.C. Effect of K₂SO₄ concentration on extractability and isotope signature ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) of soil C and N fractions // *Eur. J. Soil Sci.* 2015. V. 66. P. 417–426. <https://doi.org/10.1111/ejss.12243>
59. McKinney M.L. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals // *Urban Ecosystems.* 2008. V. 11. P. 161–176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
60. Mgelwa A.S., Hu Y.-L., Xu W.-B., Ge Z.-Q., Yu T.-W. Soil carbon and nitrogen availability are key determinants of soil microbial biomass and respiration in forests along urbanized rivers of southern China // *Urban Forestry and Urban Greening.* 2019. V. 43. Iss. 17. P. 126351. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.05.013>
61. Mo J., Zhang W., Zhu W., Gundersen P., Fang Y., Li D. Nitrogen addition reduces soil respiration in a mature tropical forest in southern China // *Global Change Biology.* 2008. V. 14. Iss. 2. P. 403–412. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01503.x>
62. Moscatelli M.C., Secondi L., Marabottini R., Papp R., Stazi S.R., Mania E., Marinari S. Assessment of soil microbial functional diversity: land use and soil properties affect CLPP-MicroResp and enzymes responses // *Pedobiologia.* 2018. V. 66. P. 36–42. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2018.01.001>
63. Ning Z.H., Chambers R., Abdollahi K. Modeling air pollutant removal, carbon storage, and CO₂ sequestration potential of urban forests in Scotlandville, Louisiana, USA // *iForest – Biogeosciences and Forestry.* 2016. V. 9. P. 860–867. <https://doi.org/10.3832/ifer1845-009>
64. Prieto-Fernandez A., Acea M.J., Carballas T. Soil microbial and extractable C and N after wildfire // *Biology and Fertility of Soils.* 1998. V. 27. P. 132–142. <https://doi.org/10.1007/s003740050411>
65. Qin G., Wu J., Zheng X., Zhou R., Wei Z. Phosphorus forms and associated properties along an urban–rural gradient in Southern China // *Water.* 2019. V. 11. P. 2504. <https://doi.org/10.3390/w11122504>
66. Sacca M.L., Caracciolo A.B., Di Lenola M., Grenni P. Ecosystem services provided by soil microorganisms // *Soil biological communities and ecosystem resilience. Sustainability in plant and crop protection.* Springer International Publishing, Switzerland. 2017. P. 9–24. https://doi.org/10.1007/978-3-319-63336-7_2
67. Schlesinger W.H., Cole J.J., Finzi A.C., Holland E.A. Introduction to coupled biogeochemical cycles // *Frontiers in Ecology and the Environment.* 2011. V. 9. Iss. 1. P. 5–8. <https://doi.org/10.1890/090235>
68. Vakula M.A., Guseva T.V., Tikhonova I.O., Molchanova Ya.P., Schelchikov K.A. Green and Resilient City: Obligatory Requirements and Voluntary Actions in Moscow // *Green Technologies and Infrastructure to Enhance Urban Ecosystem Services. Proceedings of the Smart and Sustainable Cities Conference 2018.* Springer Nature Switzerland AG 2020. SMSC 2018. Springer Geography, 2020. P. 249–268.
69. Vasenev V., Smagin A., Ananyeva N., Ivashchenko K., Gavrilenko E., Prokofeva T., Valentini R. Urban Soil's Functions: Monitoring, Assessment, and Management // *Adaptive Soil Management: From Theory to Practices.* 2017. P. 359–409. https://doi.org/10.1007/978-981-10-3638-5_18
70. Wardle D.A., Bardgett R.D., Klironomos J.N., Setälä H., van der Putten W.H., Wall D.H. Ecological linkages between aboveground and belowground biota // *Science.* 2004. V. 304. P. 1629–1633. <https://doi.org/10.1126/science.1094875>
71. Yang J.L., Zhang G.L. Formation, characteristics and eco-environmental implications of urban soils – A review // *Soil Science and Plant Nutrition.* 2015. V. 61. P. 30–46. <https://doi.org/10.1080/00380768.2015.1035622>
72. Yazdi S.K., Dariani A.G. CO₂ emissions, urbanization and economic growth: Evidence from Asian countries // *Economic Research-Ekonomska Istrazivaja.* 2019. V. 32. P. 510–530. <https://doi.org/10.1080/1331677X.2018.1556107>
73. Yevdokimov I., Larionova A., Blagodatskaya E. Microbial immobilisation of phosphorus in soils exposed to drying–rewetting and freeze–thawing cycles // *Biology and Fertility of Soils.* 2016. V. 52. P. 685–696. <https://doi.org/10.1007/s00374-016-1112-x>

Soil Biophilic Elements (C, N, P) and Microbial Respiration Activity in Forest Parks of Moscow and Rural Forests

N. D. Ananyeva^{1, *}, R. Yu. Khatit^{1, 2}, K. V. Ivashchenko^{1, 2}, S. V. Sushko^{1, 2, 3}, A. Yu. Gorbacheva⁴,
A. V. Dolgikh⁵, M. S. Kadulin⁴, Yu. L. Sotnikova², V. I. Vasenev⁶, A. E. Komarova^{1, 2},
A. V. Yudina⁷, and E. A. Dovletyarova²

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

²*Peoples' Friendship University of Russia, Moscow, 117198 Russia*

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

⁴*Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

⁵*Institute of Geography, Russian Academy of Sciences, Moscow, 119017 Russia*

⁶*Soil Geography and Landscape Group, Wageningen University, Wageningen, 6700 Netherlands*

⁷*Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia*

*e-mail: ananyeva@rambler.ru

In six forest parks of Moscow and four rural forests (5 plots each, $n = 50$), soil physical, chemical and microbial properties of the upper 10 cm layer were assessed in combination to vegetation properties. The content of carbon (C), nitrogen (N), and phosphorus (P) in soil and microbial biomass was determined. It was revealed that soil density, pH value, content of N-NO_3^- , Ca and heavy metals (Pb, Cu, Ni, Zn) increase in forest parks compared to rural forests. In the soil of the forest parks, a decrease in the content of microbial biomass C (C_{mic}), its basal respiration (BR), and microbial C- and N-availability (C_{mic}/C , N_{mic}/N , BR/C) was noted. The changes of soil microbial properties are mainly driven by the abundance of leaf litter and the content of available soil C (13–35% of the explained variance). The microbial response to the soil enrichment by low molecular weight organic substrates (carbohydrates, carboxylic and phenolic acids, amino acids, amino sugars) in forest parks and rural forests did not differ significantly. In the soils of forest parks, no changes in microbial mineralization and immobilization of P (P_{mic} , P_{mic}/P) were found as well. The impact of urbanization on the forest ecosystems has led mainly to a decrease in the intensity of processes associated with soil C and N cycles. Apparently, such changes are caused by the recreational activity and the management practice of green spaces in the city, which leads, in particular, to a decrease in the amount of forest litter in parks compared to rural forests.

Keywords: urban soils, green infrastructure, microbial biomass, mineralization of organic matter, pollution

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.46:574.4:630*43

ИЗМЕНЕНИЕ АКТИВНОСТИ ФЕРМЕНТОВ В ПОСТПИРОГЕННЫХ ПОЧВАХ (ФИЗИЧЕСКИЙ МОДЕЛЬНЫЙ ЭКСПЕРИМЕНТ)

© 2023 г. В. Д. Приходько^а, К. Ш. Казеев^{а, *}, В. В. Вилкова^а,
М. С. Нижельский^а, С. И. Колесников^а

^аЮжный федеральный университет, пр. Стачки, 194/1, Ростов-на-Дону, 344090 Россия

*e-mail: kamil_kazeev@mail.ru

Поступила в редакцию 01.06.2022 г.

После доработки 27.06.2022 г.

Принята к публикации 28.07.2022 г.

Представлены данные по изменению ферментативной активности почв при пироженном воздействии в модельных экспериментах, имитирующих природные пожары. В лабораторных и естественных условиях выполнена серия опытов, направленных на изучение пироженного ингибирования активности ферментов и динамики их восстановления в постпироженных почвах. Объектами исследования явились песчаная почва (серопески, Arenosol) и чернозем миграционно-сегрегационный (Haplic Chernozem (Loamic, Pachic)) Ростовской области. Модельные опыты выполнены путем обработки почвенных образцов пламенем газовой горелки (количество теплоты $87\text{--}435 \times 10^3$ Дж) и пироженного воздействия при горении древесного топлива ($10\text{--}279 \times 10^6$ Дж). В первом случае продолжительность воздействия составила от 1 до 5, во втором – от 1 до 120 мин. Выявлен отклик ферментов (каталазы, инвертазы, уреазы, пероксидазы и фосфатазы) на воздействие низкотемпературной плазмы (1–120 мин), который отличался в зависимости от группы фермента и степени воздействия. Установлено, что глубина проникновения термического воздействия при имитации пожаров ограничивается верхним слоем почвы (0–10 см), а радиус распространения относительно источника горения не превышает 20 см. Температурные значения варьировали в зависимости от времени, источника воздействия и количества топлива (400–600°C). Песчаные почвы и чернозем нагревались и остывали с разной скоростью. Выявлена обратная зависимость активности каталазы, инвертазы и уреазы от интенсивности воздействия пироженного фактора. Прослежена динамика восстановления активности ферментов в постпироженных почвах. Активность инвертазы восстанавливается быстрее, чем активность каталазы и уреазы, но полного восстановления спустя год не происходит. Полученные результаты свидетельствуют о значительно пролонгированном эффекте ингибирования ферментативной активности при имитации природных пожаров.

Ключевые слова: пожары, пал, биологические индикаторы, ферментативная активность

DOI: 10.31857/S0032180X22600743, EDN: JKAGRD

ВВЕДЕНИЕ

Пожары приносят большой вред лесному хозяйству. В результате возгорания гибнут древостои, растения, животные и насекомые, изменяется биогеоценоз [21]. Степные пожары также являются важным экологическим фактором, влияющим на состояние растительности и почвы. Выгорание растительности в степях вызывает разнообразные изменения в последующем развитии растительного покрова. Различные растения по-разному реагируют на данный фактор, результатом чего является не только исчезновение отдельных видов, но и преобразование всего ценоза [2]. Прямым следствием сильных лесных пожаров является уничтожение растительного покрова и изменение свойств почвы и ее биологического

разнообразия [26, 33]. Кроме того, пожары оказывают значительное воздействие на физические свойства почв [18]. Например, Стооф с соавт. [37] продемонстрировали, что сжигание почвы при температуре 400°C может уменьшить потенциальные запасы воды, а некоторые исследования показали, что в течение десяти лет после пожара показатели pH почвы могут увеличиваться [22]. Эти изменения физико-химических свойств почвы делают ее более подверженной эрозии [32].

Биологическая диагностика и индикация почв является перспективным направлением исследований экологического состояния почв [17, 19, 29], их плодородия [11, 20] и устойчивости к антропогенному воздействию. При этом используют микробиологические [3, 6] и биохимические показатели [8].

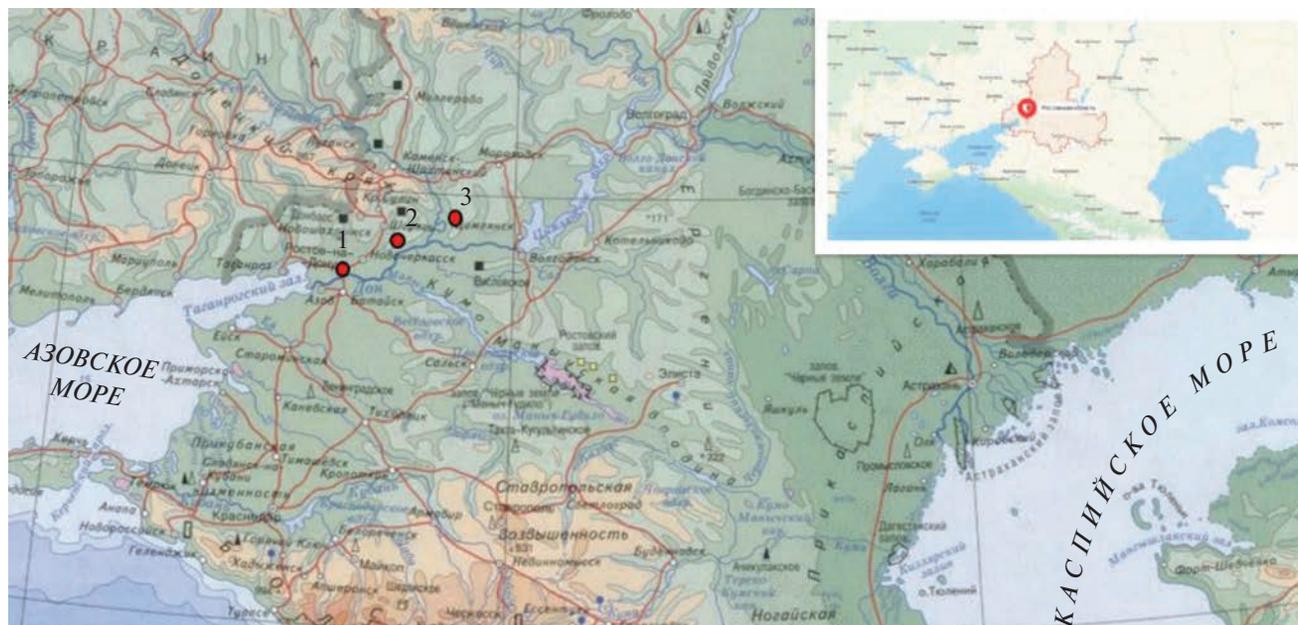


Рис. 1. Расположение объектов исследования: 1 – питомник ботанического сада ЮФУ, 2 – ООПТ Персиановская степь, 3 – ООПТ “Кундриюченские пески”.

Почвенные ферменты играют важную роль в катализе реакций, необходимых для разложения органического вещества и круговорота химических элементов [34], важных для питания растений и жизнедеятельности микроорганизмов [25]. Таким образом, изменения активности ферментов могут повлиять на доступность питательных элементов для поглощения растениями, и эти изменения могут служить чувствительными индикаторами состояния почвы [4, 16, 24]. Активность почвенных ферментов в значительной степени зависит от физико-химических свойств почвы и часто используется в качестве показателей микробной активности и плодородия почвы [23, 36]. В естественной, ненарушенной экосистеме процессы минерализации способствуют преобразованию питательных элементов, которые в дальнейшем поглощаются растениями. В поврежденном пожаром лесу чрезмерный нагрев почвы может вызвать денатурацию почвенных ферментов, тем самым косвенно влияя на круговорот питательных элементов [14, 15, 30]. Кроме того, часть питательных элементов может быть потеряна из экосистемы в результате улетаивания или конвекции летучей золы во время сжигания или последующего выщелачивания в грунтовые воды и стоки [10].

Пирогенное воздействие на почву является актуальной темой исследования для ученых во всем мире. Есть много примеров изучения свойств почвы при кратковременных сроках после воздействия огня [9, 31, 35, 37, 39]. Однако до сих пор недостаточно модельных опытов, посвя-

щенных вопросам длительности угнетения ферментативной активности (ΦA) и скорости ее восстановления.

Цель работы – исследование влияния пирогенного воздействия на ингибирование активности и последующее восстановление ферментов как важных индикаторов экологического состояния почв.

Основными задачами для проведения исследования были: 1 – оценка степени нагрева почвы при пирогенном воздействии; 2 – определение отклика почвенных ферментов сразу после пирогенного воздействия и динамики изменения ферментативной активности через месяц, полгода и год. Полученные данные могут быть использованы при оценке повреждения почв при пожарах и поиске способов ускорения их последующего восстановления.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Модельные эксперименты проводили с разными почвами юга европейской части России. Целинный чернозем обыкновенный отбирали на особо охраняемой природной территории “Персиановская степь” (Октябрьский район Ростовской области), которая является эталоном настоящих типчакowo-ковыльных степей Нижнего Дона [7] (рис. 1). Модельные опыты были проведены в Ботаническом саду Южного федерального университета. Этот объект широко используется при мониторинге окружающей природной среды, в том числе почвенного покрова [1, 13, 14]. Почвы

Таблица 1. Базовые показатели химического и вещественного состава исследуемых почв

| Показатель | ООПТ “Персиановская степь” | Питомник ботанического сада “ЮФУ” | ООПТ “Кундрюченские пески” |
|--|---|---|---|
| Географические координаты | 47°30'18.86" с. ш. 40°9'16.68" в. д. | 47°14'3.47" с. ш. 39°38'55.73" в. д. | 47°46'9.47" с. ш. 40°51'15.70" в. д. |
| Мощность горизонта А, см | 37–49 | 29–35 | 9–12 |
| Мощность гумусовых горизонтов А + АВ, см | 72–82 | 65–75 | 45–50 |
| Содержание физической глины (<0.01 мм) в верхнем горизонте, % | 48.1 | 53.4 | 10 |
| рН водный в слое 0–20 см | 7.8 | 8.1 | 6.8 |
| Содержание гумуса в горизонте А (0–10 см), % | 6.8–7.5 | 3.7–4.1 | 1.8–2.2 |
| ЕКО смоль(экв)/кг | 34.4 | 37.5 | 2.5 |

обоих участков являются черноземами обыкновенными карбонатными среднетощими малогумусными тяжелосуглинистыми (Haplic Chernozem (Loamic, Pachic)) [1, 13, 15]. Подобные черноземы занимают большую часть территории юга европейской части России, и являются одними из самых продуктивных почв мира.

Последний объект – ООПТ “Кундрюченские пески” (Усть-Донецкий район), занимающая более 20 тыс. га с искусственным насаждением сосны. Здесь распространены пески и серопески – своеобразные песчаные гумусированные почвы (Eutric Arenosol (Humic)), площадь которых в Ростовской области – 220 тыс. га. Базовые показатели химического и вещественного состава почв приведены в табл. 1.

Для достижения поставленных задач была проведена серия модельных экспериментов двух видов: в искусственных (контролируемых) и естественных условиях. При моделировании применяли воздействие газовой горелкой, которое не в полной мере имитирует природный пожар, но используется авторами с целью воспроизводимости эксперимента и возможности регулирования степени (времени) воздействия. Для первого опыта из ООПТ “Персиановская степь” был отобран монолит чернозема ненарушенного сложения размером 25 × 25 × 10 см. С его поверхности был удален слой ветоши и срезана под корень разнотравно-злаковая растительность. С территории Усть-Донецкого лесничества были отобраны образцы песчаной почвы. Почву высушили в тени при температуре 25–30°C, монолит был разделен на несколько частей. Верхний слой, мощностью 5 см, поместили в алюминиевые контейнеры, площадь поверхности составила 45 см². Для исследования проникновения температурного воздействия в нижележащие слои, на дне алюминиевых контейнеров был установлен температурный

логгер. Затем все образцы кроме контрольных были подвержены воздействию пламени горелки на расстоянии 10 см от поверхности почвы в течение 1, 2 и 5 мин. Температура пламени составляла 800–1000°C. Количество теплоты, выделяемое при горении газовой горелкой, было найдено с помощью формулы для расчета теплоты сгорания газозооной смеси. При этом учитывалась теплота сгорания каждого газа из смеси в соответствии с его процентным содержанием в баллоне. Таким образом, при одноминутном горении выделяется 87×10^3 Дж, при двухминутном горении – 174×10^3 Дж, а при пятиминутном – 435×10^3 Дж. При этом на 1 см² почвы поступало 19×10^2 Дж в первом варианте, 38×10^2 Дж во втором варианте и 96×10^2 Дж в третьем варианте.

Схема первого модельного опыта (МО1)

1. Контроль – чернозем без воздействия.
2. Чернозем + огонь – 1 мин (глубина 0–1 см).
3. Чернозем + огонь – 2 мин (глубина 0–1 см).
4. Чернозем + огонь – 5 мин (глубина 0–1 см).
5. Чернозем + огонь – 5 мин (глубина 0–5 см).
6. Контроль – серопески без воздействия.
7. Серопески + огонь – 1 мин (глубина 0–1 см).
8. Серопески + огонь – 2 мин (глубина 0–1 см).
9. Серопески + огонь – 5 мин (глубина 0–1 см).
10. Серопески + огонь – 5 мин (глубина 0–5 см).

Температура на поверхности почвы измерялась с помощью пирометра (СЕМ ДТ-8833), а на глубине 5 см с помощью логгеров – температурных датчиков ТЕРМОСНРОN. Далее в вариантах 2–4 и 7–9 был отобран верхний слой 0–1 см, а у 5 и 10 – нижний слой 4–5 см. Все образцы были очищены от растительных остатков, перетерты и просеяны через сито 1 мм и проанализированы традиционными методами [12]. Для сравнения

использовали контрольные образцы, которые не подвергали пирогенному воздействию.

Целью второго модельного опыта было проследить за динамикой восстановления активности ферментов постпирогенных почв в контролируемых условиях. Для этого просеянные через сито 3 мм образцы чернозема были помещены в алюминиевые формы слоем мощностью 5 см с площадью поверхности 45 см² и подвержены пирогенному воздействию газовой горелки в течение 1, 2 и 5 мин. Верхний слой мощностью 1 см был отделен и просеян через сито 1 мм. Лабораторные исследования были выполнены сразу после проведения опыта (первый срок) и через 30 сут (второй срок), через полгода (третий срок) и через год (четвертый срок).

Схема второго модельного опыта (МО2)

1. Контроль – чернозем без огня.
2. Чернозем + огонь – 1 мин.
3. Чернозем + огонь – 2 мин.
4. Чернозем + огонь – 5 мин.

Все образцы инкубировали в одинаковых условиях при комнатной температуре. Образцы увлажнили до влажности 30% от массы почвы и инкубировали в контейнере с открытыми емкостями воды с целью создания высокой влажности воздуха для предотвращения пересыхания почвы. Периодически почву увлажняли до 30% влажности.

Третий модельный опыт был проведен в полевых условиях в питомнике на многолетней злаково-разнотравной залежи Ботанического сада Южного федерального университета. Модельный опыт заключался в заложении трех площадок площадью 1 м² на почвах ненарушенного сложения с разным количеством горючего материала (березовая древесина и хворост древесных пород Ботанического сада). Количество топлива варьировало от 1 кг (в первом варианте), 6,2 кг во втором варианте, до 18,6 кг в третьем варианте.

Схема третьего модельного опыта (МО3)

1. Контроль – глубина 0–3 см.
2. Контроль – глубина 10–20 см.
3. Контроль – глубина 20–30 см.
4. Костер 1 – (10×10^6 Дж); глубина 0–3 см.
5. Костер 2 – (93×10^6 Дж); глубина 0–3 см.
6. Костер 3 – (279×10^6 Дж); глубина 0–3 см.
7. Костер 3 – (279×10^6 Дж); глубина 7–12 см.
8. Костер 3 – (279×10^6 Дж); глубина 25–30 см.

Количество теплоты, выделяемое при горении костров, рассчитывалось путем перемножения удельной теплоты сгорания хвороста (10×10^6 Дж/кг) и березы (15×10^6 Дж/кг) и массы топлива, заложенного для каждого костра. Удельная теплота сгорания хвороста была принята как 10^7 Дж/кг. При пересчете на площадь костра и учете, что в при-

родных условиях часть энергии поступает не в почву, а в атмосферу, количество энергии, поступившей на 1 см² почвы равно примерно 5×10^2 Дж в первом, 47×10^2 Дж – во втором и 14×10^3 Дж – в третьем вариантах. Для измерения температурного воздействия огня использовались электронные термометры Checktemp, пирометр и логгеры. Температуру почвы измеряли на глубине 1 см в центре кострища, на его границе и на расстоянии 20 и 50 см от края костра. Логгеры были заложены на участке с максимальным количеством топлива на глубине 10, 20 и 30 см. Почвенные образцы были отобраны из центра каждого костра методом режущего кольца, просушены и просеяны через сито 1 мм. Серия анализов ферментативной активности была проведена сразу после завершения модельного опыта (первый срок) и спустя год (второй срок).

Образцы почв анализировали, применяя методы определения активности ферментов (каталазы и пероксидазы по А.Ш. Галстяну; инвертазы колориметрическим методом с реактивом Феллинга; фосфатазы с помощью модифицированного метода А.Ш. Галстяна и Э.А. Арутюняна) [12]. Метод определения активности каталазы основан на определении объема кислорода, выделяющегося при разложении перекиси водорода. Метод определения активности пероксидазы основан на учете фотометрических измерений количества бензохинона, образованного при окислении гидрохинона. Метод определения активности фосфатазы основан на учете фосфора при гидролизе фенолфтолеинфосфата натрия. Активность почвенной уреазы определяли с использованием метода определения содержания аммонийного азота в почве с помощью реактива Несслера при гидролизе мочевины. Метод определения активности инвертазы почв основан на изменении оптических свойств реактива Феллинга при восстановлении меди глюкозой из инвертированного раствора сахарозы после воздействия фермента.

Статистическая обработка данных выполнена в программе Statistica с использованием критериев Колмогорова–Смирнова, Шапиро–Уилка и Краскела–Уоллеса. Для установки влияния количественного фактора на количественный отклик использовали корреляционный анализ Спирмена. При обсуждении результатов учитывали статистически достоверные различия с уровнями значимости 0.1–5% ($p < 0.001, 0.01$ и 0.05).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Влияние огня (низкотемпературной плазмы) на температуру почв. В ходе первого опыта температура поверхности почвы уже после первой минуты нагревания составила около 400°C. Далее скорость температурного роста постепенно замедля-

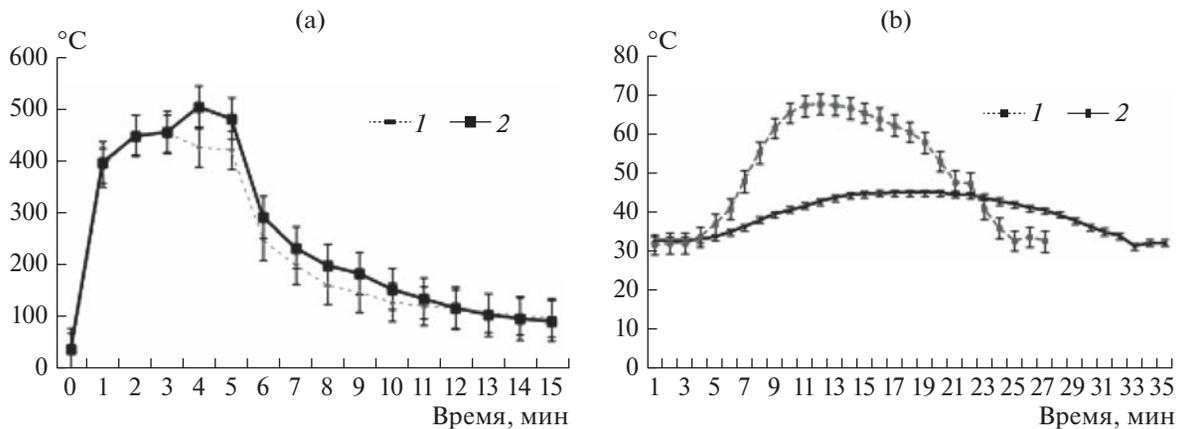


Рис. 2. Динамика изменения температур почвы при нагреве горелкой (МО1): а – на поверхности почвенных образцов (пирометр); б – на глубине 5 см (логгеры): 1 – серопески, 2 – чернозем.

лась, и при максимальном воздействии (5 мин) составила 482°C. Однако на глубине 5 см была отмечена равномерная скорость роста температуры, которая изменялась от 33°C в первые минуты до 46°C спустя 13 мин после начала нагревания, далее происходило медленное остывание (рис. 2б). Такая резкая разница в скорости нагревания на разной глубине объясняется наличием воздушной прослойки между почвенными частицами, которая обладает теплоизолирующими свойствами. После пятиминутного нагревания песчаной почвы на поверхности песчаных образцов температура составила 422°C. На глубине 5 см при нагревании в течение 5 мин температура на 22°C превышала соответствующие показатели чернозема. Слой песчаной почвы прогревается быстрее чернозема, но его способность сохранять температуру гораздо ниже таковой у чернозема (рис. 2а).

После обработки пламенем горелки наблюдали морфологические изменения почвы. Так, при 1–2-минутном нагревании было отмечено почернение поверхности почвы, а при воздействии в течение 5 мин происходит покраснение почвы, что объясняется окислением минералов железа при высоких температурах [38].

Второй опыт проводили в полностью контролируемых условиях на почвах, которые были предварительно просеяны через сито (1 мм) и исследованы в течение нескольких сроков. Максимальная температура в ходе пирогенного воздействия была достигнута в варианте 4 и составила 537°C. После воздействия в течение 1 мин максимальная температура составила 477°C (вариант 3).

По результатам опыта, проведенного в полевых условиях, максимальная температура пламени превысила 600°C в центре второго и третьего костра и достигла 549°C в центре первого костра (рис. 3а). Время горения костра составило около 120 мин. По данным измерений термометром на

границе костра самая высокая температура поверхности почвы (78°C) была зафиксирована в варианте с наибольшим количеством топлива (279×10^6 Дж, костер 3). Нагрев почвы значительно ослабевает при удалении от центра костра. По данным измерений пирометром через 20 мин на границе костра с наименьшим количеством древесного топлива (костер 1) температура поверхности почвы достигала 36°C. На границе костра с наибольшим количеством топлива (костер 3) была зафиксирована температура 428°C (рис. 3б), а на расстоянии 20 см от края костра всего 25°C. Кроме того, температурный эффект практически не затрагивает почву на глубине 20 см даже в центре костра (повышение на 10°C), в то время как на глубине 10 см (увеличение до 68°C) (рис. 3с, 3д). Установленные данные сильно отличаются от данных, полученных Хамфрисом и Крейгом [28], которые изучили температуру почвы во время различных пожаров в австралийских экосистемах. Они обнаружили, что температура поверхности почвы достигает 200°C, а на глубине 2–3 см температура почвы не превышает температуру окружающей среды. Разница температурных показателей поверхности почвы и нижележащих слоев может объясняться несколькими причинами. Во-первых, существует разница в длительности и температуре воздействия, то есть влияние в течение 10 с при 1000°C не всегда может быть сравнимо с воздействием в течение 30 мин при температуре 300°C. Эффект зависит также от параметров влажности и минерального состава почвы. Во-вторых, температура почвы во время пожаров является средней величиной, так как небольшие частицы, богатые органическим веществом, могут гореть на поверхности почвы, температура этих частиц может достигать более 1000°C, что будет существенно влиять на показатели измерительных приборов [27].

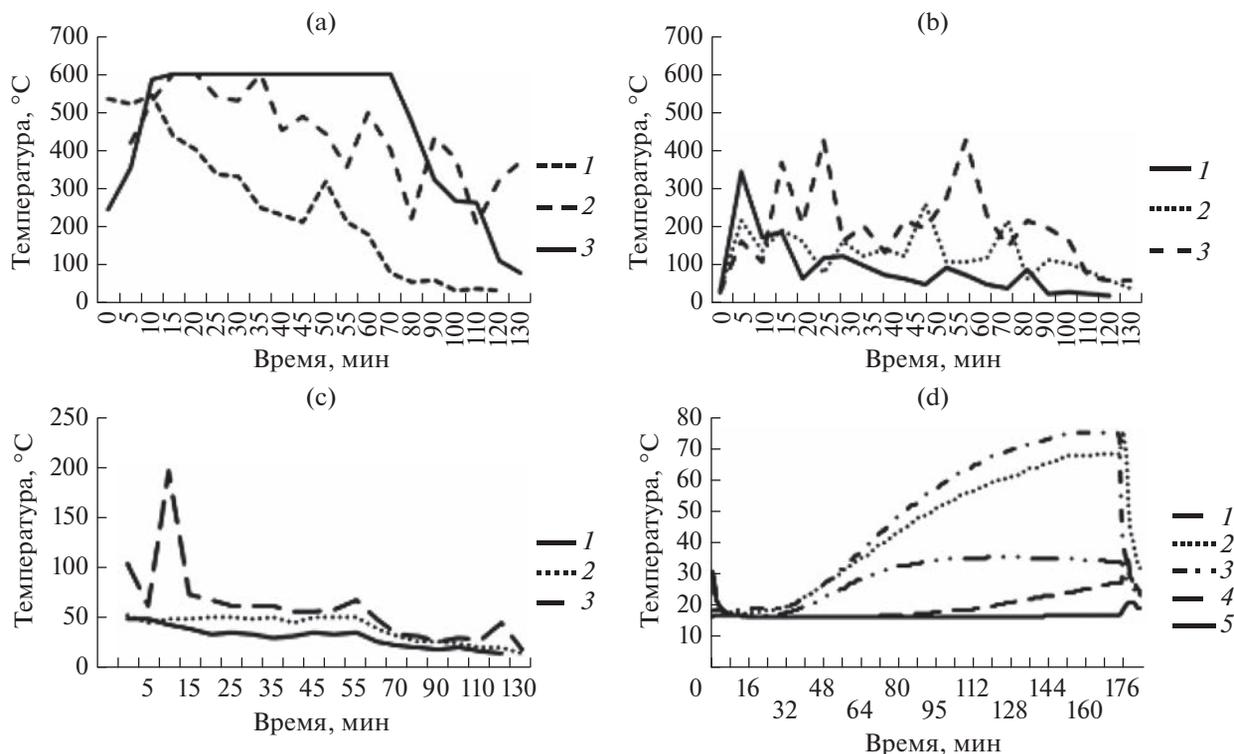


Рис. 3. Динамика изменения температур при пирогенном эффекте (МО3): а – данные пирометра в центре каждого костра: 1 – центр первого костра, 2 – центр второго костра, 3 – центр третьего костра; б – данные пирометра, край каждого костра: 1 – край первого костра, 2 – край второго костра, 3 – край третьего костра; в – данные на расстоянии 20 см от края костра: 1 – первый костер, 2 – второй костер, 3 – третий костер; д – данные логгеров: 1 – на глубине 10 см в центре первого костра, 2 – на глубине 10 см в центре второго костра, 3 – на глубине 10 см в центре третьего костра, 4 – на глубине 20 см в центре третьего костра, 5 – на глубине 30 см в центре третьего костра.

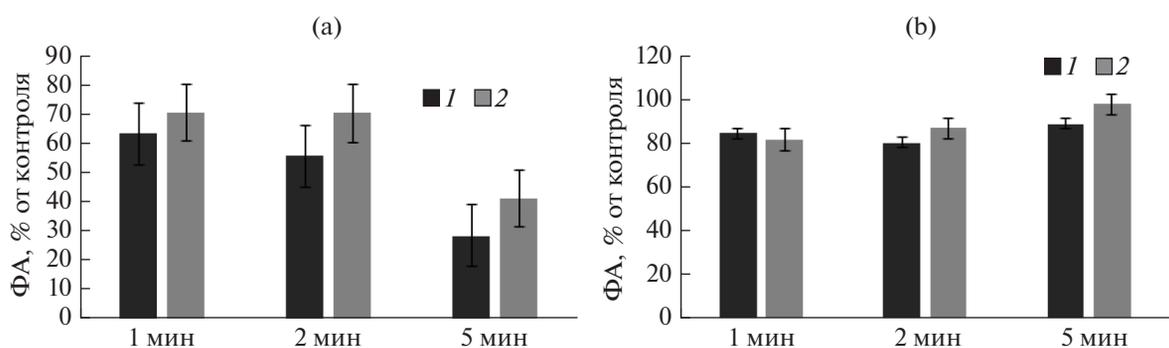


Рис. 4. Изменение ферментативной активности постпирогенных образцов в верхнем слое (МО1): а – изменение каталазной активности: 1 – серопески, 2 – чернозем; б – изменение активности инвертазы.

Биоиндикация восстановления постпирогенной почвы. В опыте 1 было установлено, что активность каталазы уменьшается с увеличением времени нагревания образцов (рис. 4а) и, следовательно, температуры, что соответствует ранее полученным данным [13]. При максимальной степени воздействия (5 мин) и температуре свыше 500°C активность каталазы уменьшилась больше, чем на

половину относительно контрольного варианта, что объясняется белковым строением ферментов и, следовательно, их денатурацией при температурах свыше 40–50°C.

Активность инвертазы из класса гидролаз также, в целом, уменьшается, при этом существует небольшая разница в уменьшении активности фермента в серопесках и черноземе (рис. 4б).

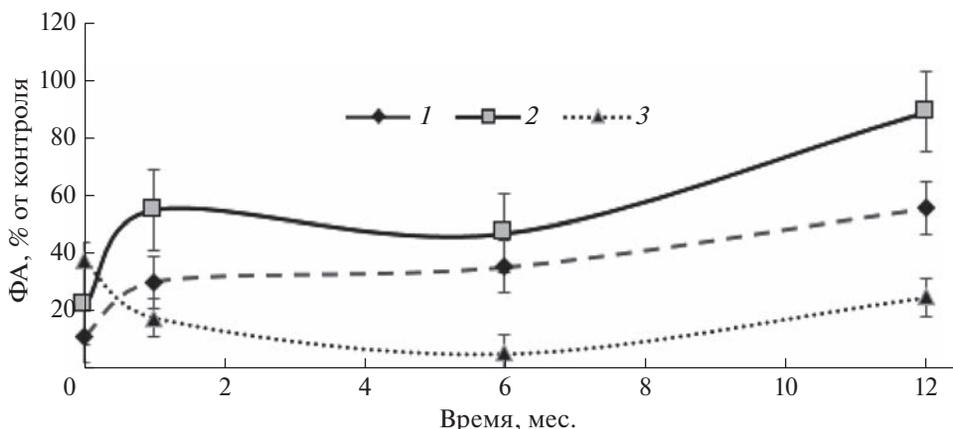


Рис. 5. Изменение ферментативной активности постпирогенных образцов сразу после воздействия огня в поверхностном слое, опыт 3: 1 – каталаза, 2 – инвертаза, 3 – уреазы.

В результате анализа почвы сразу после пирогенного воздействия было отмечено значительное снижение активности ферментов обоих классов (рис. 5). Но в отличие от данных, полученных ранее [13], наибольшее уменьшение было установлено для каталазы – на 90% относительно контроля, что привело к практически полной инактивации фермента. Активность инвертазы уменьшилась на 80%, а активность уреазы больше, чем на 60%.

Анализ данных, полученных спустя месяц после проведения опыта, показал, что активность каталазы, в целом, увеличивается. Наибольшая разница установлена при максимальном воздействии пламени горелки (29%). Ферменты из класса гидролаз реагируют неодинаково. Активность инвертазы увеличилась на 25% относительно первого срока при одноминутном воздействии, на 20% при двухминутном воздействии и на 33% при пятиминутном воздействии. В то время как показатели уреазы уменьшаются. Такой результат соответствует литературным источникам, в которых указано, что для восстановления активности инвертазы необходимо около полутора месяцев, а на восстановление уреазы требуется не менее года, что может объясняться более высокой чувствительностью фермента к пирогенному воздействию [5]. Механизм восстановления активности почвенных ферментов заключается в стимулировании микробиологической активности за счет повторного увлажнения почвенных образцов в течение их инкубирования.

При дальнейшем изучении динамики активности ферментов установлена тенденция к восстановлению активности ферментов обоих классов. Наиболее наглядно степень восстановления можно наблюдать в варианте пятиминутного нагрева образцов. Спустя год после проведения опыта активность каталазы увеличилась на 42%

относительно первого срока. Активность инвертазы увеличилась на 67%. Показатели активности уреазы постепенно снижались в течение полугода, но спустя год наблюдается увеличение активности фермента на 20% относительно полугодичного срока.

Полевое моделирование последствий пирогенного воздействия. Изучение ферментативной активности в опыте 3 показало, что самым чувствительным индикатором пирогенного воздействия стала каталаза, которая практически полностью инактивируется при максимальных температурах (рис. 6а). Активность фосфатаз не снижается, а наоборот – увеличивается.

Уреазы также является высокочувствительным ферментом по отношению к температуре. Уже при поступлении энергии, равной 10×10^6 Дж, активность данного фермента уменьшилась в 2 раза относительно данных контрольного образца, при увеличении количества тепловой энергии до 93×10^6 Дж ферментативная активность резко снижается, как и при тепловой энергии, равной 279×10^6 Дж.

Сокращение активности инвертазы в первом варианте идет интенсивнее, чем у других ферментов, но с увеличением температуры интенсивность спада активности уменьшается, и в образцах второго и третьего варианта снижение активности фермента одинаково.

Анализ активности пероксидазы показал достаточно слабую зависимость от пирогенного воздействия, так как в образцах первого костра, было выявлено небольшое увеличение активности, а второго – наоборот снижение и, наконец, в образцах, собранных с третьего костра, активность пероксидаз осталась практически без изменения.

При проведении сравнения с ранее полученными данными по изменению ферментативной

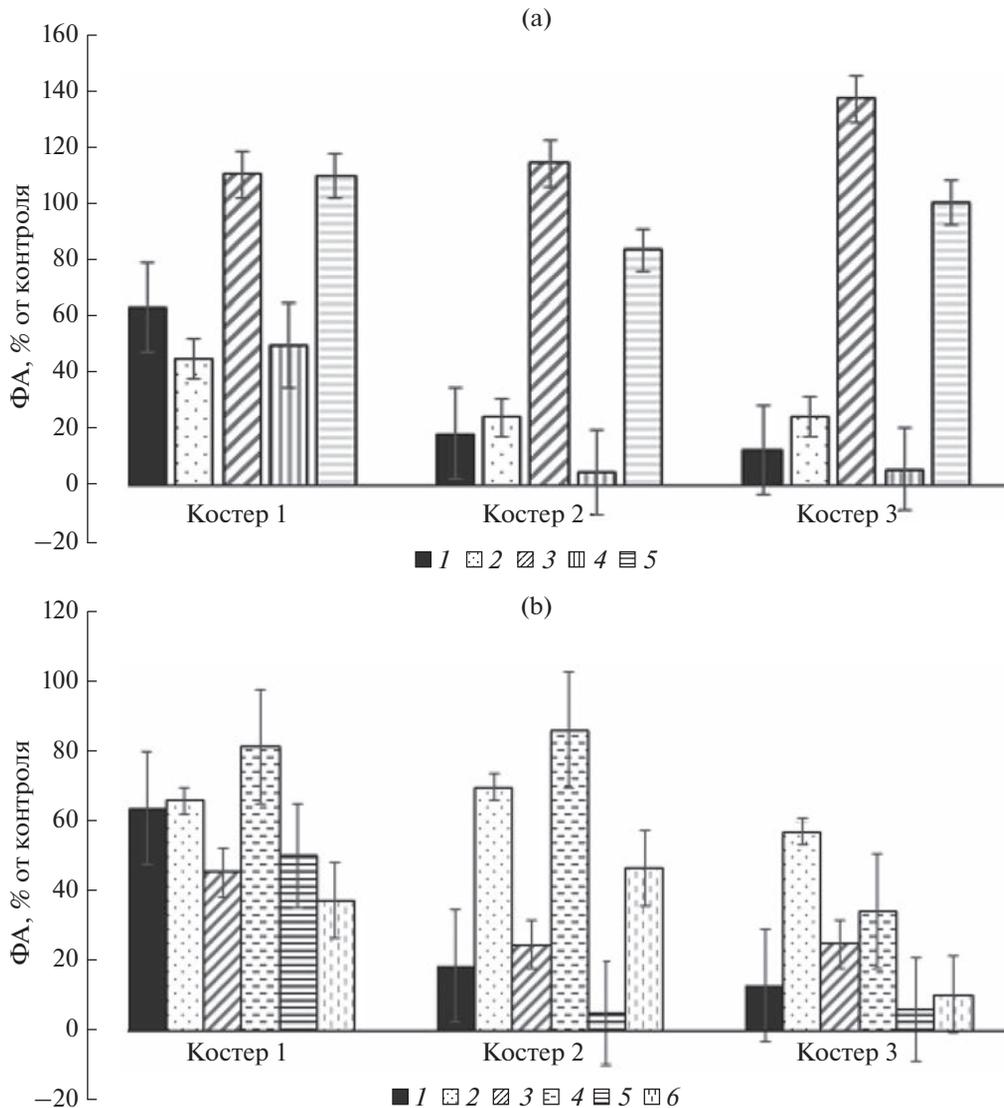


Рис. 6. Ферментативная активность постпирогенных почв: а – сразу после воздействия огня в поверхностном слое, опыт 3: 1 – каталаза, 2 – инвертаза, 3 – фосфатаза, 4 – уреаза, 5 – пероксидаза; б – через год после воздействия огня в верхнем слое, опыт 3: 1 – каталаза сразу после воздействия, 2 – каталаза через год, 3 – инвертаза сразу после воздействия, 4 – инвертаза через год, 5 – уреаза сразу после воздействия, 6 – уреаза через год.

активности [13] было установлено большее уменьшение значений показателей ферментативной активности, что, вероятно, связано с большим количеством топлива и, следовательно, большим количеством теплоты, переданным почве в результате его сгорания.

Через 12 мес. после проведения полевого модельного опыта было установлено увеличение ферментативной активности, величина которой зависела от степени пирогенного повреждения почвы (рис. 6b). В образцах, подвергшихся минимальной интенсивности пирогенного воздействия, активность каталазы практически не изменилась, активность инвертазы спустя год увеличилась в 1.5 раза относительно 2019 г., однако

активность уреазы, наоборот, уменьшилась. В образцах второго костра выявлена наибольшая степень восстановления активности исследуемых ферментов. Активность каталазы и инвертазы увеличилась в 3 раза, а уреазы – в 3 раз. Анализ результатов третьего костра показал высокий процент восстановления каталазной активности и низкий процент активности инвертазы и уреазы.

ВЫВОДЫ

1. В черноземах температурный эффект от пирогенного воздействия распространяется на большую глубину относительно песчаных почв. После обработки пламенем горелки наблюдаются

морфологические изменения почвы. Максимальная температура и, следовательно, количество энергии было достигнуто в опыте, проведенном в естественных условиях при горении костров с количеством энергии 93×10^6 и 279×10^6 Дж, температура превысила 600°C . Температурный эффект в почве быстро ослабевает с расстоянием от источника воздействия (повышение температуры на расстоянии 20 см было не более 5°C). С глубиной пирога эффект также значительно ослабевает.

2. Установлена разная степень чувствительности ферментов к пирога воздействию. По чувствительности ферменты располагаются в ряд каталаза > уреазы > инвертазы > фосфатазы = пероксидазы.

3. После пирога воздействия при оптимальной влажности тенденция к восстановлению ферментативной активности наблюдается уже через месяц после проведения опыта, при этом скорость восстановления зависит от вида фермента: инвертазы > каталазы > уреазы. Наиболее медленный процесс восстановления отмечен для активности уреазы, которая через год при максимальных воздействиях восстановилась всего до 10–25% от контрольных значений.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено при государственной поддержке гранта для Ведущих научных школ РФ (НШ-449.2022.5) и гранта Министерства науки и высшего образования РФ на создание Лаборатории молодых ученых (№ ЛабНОЦ-21-01АБ), ПСАЛ ЮФУ (“Приоритет 2030”, № СП-12-22-9).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Азаренко (Мясникова) М.А., Казеев К.Ш., Ермолаева О.Ю., Колесников С.И. Изменение растительного покрова и биологических свойств черноземов в постагрогенный период // Почвоведение. 2020. № 11. С. 1412–1422.
2. Анилова Л.В., Шорина Т.С., Пятинина Е.В. К вопросу о влиянии пирога фактора на растительный покров степей Оренбургского Предуралья // Вестник Оренбургского гос. ун-та. 2011. № 12(131). С. 19–20.
3. Ветрова А.А., Трофимов С.Я., Кинжаев Р.Р., Аветов Н.А., Арзамасова А.В., Пунтус И.Ф., Сазонова О.И., Соколов С.Л., Стрелецкий Р.А., Петриков К.В., Делеган Я.А., Самойленко В.А., Филонов А.Е. Разработка микробного консорциума для биоремедиации нефтезагрязненных почв Среднего Приобья // Почвоведение. 2022. № 5. С. 642–654. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22050100094>
4. Вилкова В.В., Казеев К.Ш., Шханацев А.К., Колесников С.И. Реакция ферментативной активности почв ксерофитных лесов черноморского побережья Кавказа на пирога воздействие // Аридные экосистемы. 2022. Т. 28. № 1(90). С. 107–114.
5. Габбасова И.М., Гарипов Т.Т., Комиссаров М.А., Сулейманов Р.Р., Суюндуков Я.Т., Хасанова Р.Ф., Назырова Ф.И. Влияние пожаров на свойства степных почв Зауралья // Почвоведение. 2019. № 12. С. 1513–1523.
6. Гродницкая И.Д., Карпенко Л.В., Пашкеева О.Э., Гончарова Н.Н., Старцев В.В., Батурина О.А., Дымов А.А. Влияние лесных пожаров на микробиологические свойства торфяных олиготрофных почв и торфяно-подзолов глеевых в болотах северной части Сым-Дубчесского междуречья (Красноярский край) // Почвоведение. 2022. № 4. С. 454–468. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22040098>
7. Даденко Е.В., Мясникова М.А., Казеев К.Ш., Колесников С.И., Вальков В.Ф. Биологическая активность чернозема обыкновенного при длительном использовании под пашню // Почвоведение. 2014. № 6. С. 724–733.
8. 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>
9. Дымов А.А., Старцев В.В., Горбач Н.М., Паюсова И.В., Габов Д.Н., Доннерхак О. Сравнение методов определения соединений углерода пирога измененных органических соединений // Почвоведение. 2021. № 12. С. 1332–1345.
10. Дымов А.А., Старцев В.В., Зуева О.М. Углерод водорастворимых соединений в лесных почвах и его постпирога динамика (на примере республики Коми) // Лесоведение. 2018. № 5. С. 359–371.
11. Захаров В.Л. Наиболее распространенные организмы-биоиндикаторы плодородия почв Севера ЦЧР // Агропромышленные технологии Центральной России. 2021. № 2(20). С. 25–46. <https://doi.org/10.24888/2541-7835-2021-20-25-46>
12. Казеев К.Ш., Колесников С.И., Акименко Ю.В., Даденко Е.В. Методы биодиагностики наземных экосистем. Ростов-на-Дону: Изд-во Южного федерального ун-та, 2016. 356 с.
13. Казеев К.Ш., Одабашиян М.Ю., Трушков А.В., Колесников С.И. Оценка влияния разных факторов пирога воздействия на биологические свойства чернозема // Почвоведение. 2020. № 11. С. 1372–1382.
14. Казеев К.Ш., Трушков А.В., Одабашиян М.Ю., Колесников С.И. Постагрогенное изменение ферментативной активности и содержания органического углерода чернозема в первые 3 года залежного режима // Почвоведение. 2020. № 7. С. 901–910.
15. Нижельский М.С., Казеев К.Ш., Вилкова В.В., Колесников С.И. Ингибирование ферментативной ак-

- тивности чернозема обыкновенного газообразными продуктами горения растительных материалов // Почвоведение. 2022. № 6. С. 728–736. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22060090>
16. *Нижельский М.С., Казеев К.Ш., Шхапацев А.К., Колесников С.И.* Использование активности ферментов для диагностики последствий фумигации дымом почв [Электрон. ресурс] // АгроЭкоИнфо: Электронный научно-производственный журн. 2021. № 4. Режим доступа: http://agroecoinfo.ru/STATYI/2021/4/st_426.pdf. <https://doi.org/10.51419/20214426>
17. *Никитин Д.А., Семенов М.В., Чернов Т.И., Ксенофонтова Н.А., Железова А.Д., Иванова Е.А., Хитров Н.Б., Степанов А.Л.* Микробиологические индикаторы экологических функций почв (обзор) // Почвоведение. 2022. № 2. С. 228–243. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22020095>
18. *Старцев В.В., Дымов А.А., Прокушкин А.С.* Почвы постпирогенных листовничников Средней Сибири: морфология, физико-химические свойства и особенности почвенного органического вещества // Почвоведение. 2017. № 8. С. 912–925. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17080111>
19. *Терехова В.А.* Биотестирование экотоксичности почв при химическом загрязнении: современные подходы к интеграции для оценки экологического состояния (обзор) // Почвоведение. 2022. № 5. С. 586–599. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22050094>
20. *Шабанов В.В., Солошенко А.Д.* Количественные методы оценки плодородия для целей точного мелиоративного регулирования // Природообустройство. 2020. № 4. С. 13–22. <https://doi.org/10.26897/1997-6011/2020-4-13-22>
21. *Шурыгин С.Г.* Влияние пожаров на водный режим осушенных минеральных почв // Актуальные проблемы лесного комплекса. 2019. № 54. С. 79–83.
22. *Alcaniz M., Outeiro L., Francos M., Farguell J., Ubeda X.* Long-term dynamics of soil chemical properties after a prescribed fire in a Mediterranean forest (Montgri Massif, Catalonia, Spain) // Science of the total environment. 2016. V. 572. P. 1329–1335.
23. *Certini G., Moya D., Lucas-Borja M.E., Mastrodonato G.* The impact of fire on soil-dwelling biota: A review // Forest Ecology and Management. 2021. V. 488. P. 118989.
24. *Chen Y., Wei T., Sha G., Zhu Q., Liu Z., Ren K., Yang C.* Soil enzyme activities of typical plant communities after vegetation restoration on the Loess Plateau, China // Applied Soil Ecology. 2022. V. 170. P. 104292.
25. *Chodak M., Sroka K., Wos B., Pietrzykowski M.* Chemical and microbial properties of post-mining and post-fire soils afforested with different tree species // Applied Soil Ecology. 2022. V. 171. P. 104321.
26. *Fernandez-Garcia V., Miesel J., Baeza M.J., Marcos E., Calvo L.* Wildfire effects on soil properties in fire-prone pine ecosystems: Indicators of burn severity legacy over the medium term after fire // Applied Soil Ecology. 2019. V. 135. P. 147–156.
27. *Gonzalez-Perez J.A., Gonzalez-Vila F.J., Almendros G., Knicker H.* The effect of fire on soil organic matter – a review // Environment international. 2004. V. 30. № 6. P. 855–870.
28. *Humphreys F.R., Craig F.G.* Effects of fire on soil chemical, structural and hydrological patterns // Conference on Fire and the Australian Biota. Canberra (Australia), 9 Oct 1978. Australian Academy of Science, 1981.
29. *Kolesnikov S., Timoshenko A., Minnikova T., Tsepina N., Kazeev K., Akimenko Y., Zhadobin A., Shuvaeva V., Rajput V.D., Mandzhieva S., Sushkova S., Minkina T., Dudnikova T., Mazarji M., Zhadobin A., Alamri S., Siddiqui M.H., Singh R.K.* Impact of Metal-Based Nanoparticles on Cambisol Microbial Functionality, Enzyme Activity, and Plant Growth // Plants. 2021. V. 10. P. 2080. <https://doi.org/10.3390/plants10102080>
30. *Koster K., Aaltonen H., Berninger F., Heinonsalo J., Koster E., Ribeiro-Kumara C.* Impacts of wildfire on soil microbiome in Boreal environments // Current Opinion in Environmental Science & Health. 2021. V. 22. P. 100258.
31. *Lombao A., Barreiro A., Carballas T., Fonturbel M.T., Martin A., Vega J.A., Diaz-Ravina M.* Changes in soil properties after a wildfire in Fragas do Eume Natural Park (Galicia, NW Spain) // Catena. 2015. V. 135. P. 409–418.
32. *Mallik A., Gimingham C., Rahman A.* Ecological effects of heather burning: I. water infiltration, moisture retention and porosity of surface soil // J. Ecol. 1984. P. 767–776.
33. *Moya D., Gonzalez-De Vega S., Garcia-Orenes F., Morugan-Coronado A., Arcenegui V., Mataix-Solera J., Lucas-Borja M.E., de las Heras J.* Temporal characterisation of soil-plant natural recovery related to fire severity in burned *Pinus halepensis* Mill. // Forests. Sci. Total Environ. 2018. V. 636. P. 737–750.
34. *Nichols L., Shinneman D.J., McIlroy S.K., de Graaff M.A.* Fire frequency impacts soil properties and processes in sagebrush steppe ecosystems of the Columbia Basin // Applied Soil Ecology. 2021. V. 165. P. 103967.
35. *Semenenko S.Y., Morozova N.V., Marchenko S.S.* Studies of the Effects of Pyrogenic Exposure on the Enzymatic Activity of Chestnut and Chernozem Soils // Arid Ecosystems. 2020. V. 10. № 4. P. 384–389.
36. *Singh A.K., Kushwaha M., Rai A., Singh N.* Changes in soil microbial response across year following a wildfire in tropical dry forest // Forest Ecology and Management. 2017. V. 391. P. 458–468.
37. *Stoof C.R., Wesseling J.G., Ritsema C.J.* Effects of fire and ash on soil water retention // Geoderma. 2010. V. 159. № 3–4. P. 276–285.
38. *Ulery A.L., Graham R.C.* Forest fire effects on soil color and texture // Soil Sci. Soc. Am. J. 1993. V. 57. P. 135–140.
39. *Zhang M., Wang W., Tang L., Heenan M., Wang D., Xu Z.* Impacts of prescribed burning on urban forest soil: Minor changes in net greenhouse gas emissions despite evident alterations of microbial community structures // Applied Soil Ecology. 2021. V. 158. P. 103780.

Changes in Enzyme Activity in Post-Pyrogenic Soils (Physical Model Experiment)

V. D. Prikhodko^a, K. S. Kazeev^{a, *}, V. V. Vilкова^a, M. S. Nizhelskiy^a, and S. I. Kolesnikov^a

^a*Southern Federal University, Rostov-on-Don, 344090 Russia*

^{*}*e-mail: kamil_kazeev@mail.ru*

Presented data on changes in the enzymatic activity of soils under pyrogenic effects in model experiments simulating natural fires. A series of experiments aimed at studying pyrogenic inhibition of enzyme activity and dynamics of their recovery in post-pyrogenic soils were performed under laboratory and natural conditions. The objects of the study were sandy soil (Seropeski, Arenosol) and migratory-segregation black soil (Haplic Chernozem (Loamic, Pachic) Rostov region. Model experiments were carried out by treating soil samples with gas burner flame (amount of heat $87-435 \times 103$ J) and pyrogenic action of wood fuel combustion ($10-279 \times 106$ J). In the first case, the exposure duration was 1 to 5 min, and in the second case from 1 to 120 min. The response of enzymes (catalase, invertase, urease, peroxidase and phosphatase) to low-temperature plasma exposure (1–120 min) was found to differ depending on the enzyme group and degree of exposure. It was found that the depth of penetration of thermal effects in simulated fires was limited to the top soil layer (0–10 cm), and the radius of spread relative to the combustion source did not exceed 20 cm. Temperature values varied according to time, source of exposure and amount of fuel (400–600°C). Sandy soils and chernozem were heated and cooled down at different rates. The activity of catalase, invertase and urease were found to be inversely related to the intensity of pyrogenic exposure. The dynamics of enzyme activity recovery in post-pyrogenic soils was traced. Invertase activity recovered faster than catalase and urease activity, but full recovery after a year does not occur. The results obtained indicate a significantly prolonged effect of inhibition of enzymatic activity during simulation of natural fires.

Keywords: fires, burn, biological indicators, enzyme activity