

ISSN 0136–1694 (Print)
ISSN 2312-4202 (Online)

ФГБНУ ФИЦ «ПОЧВЕННЫЙ ИНСТИТУТ ИМ. В.В. ДОКУЧАЕВА»

БЮЛЛЕТЕНЬ

ПОЧВЕННОГО ИНСТИТУТА

имени В.В. ДОКУЧАЕВА

СПЕЦИАЛЬНЫЙ ВЫПУСК

**материалы VII конференции
молодых ученых**

"Почвоведение: Горизонты будущего. 2023."

**Москва
2024**

<https://bulletin.esoil.ru>

ISSN 0136–1694 (Print)
ISSN 2312-4202 (Online)

V.V. DOKUCHAEV SOIL SCIENCE INSTITUTE

Dokuchaev Soil Bulletin

(Byulleten Pochvennogo instituta imeni V.V. Dokuchaeva)

SPECIAL ISSUE

**Proceedings of the VII Conference
of Young Scientists**

"Soil Science: Horizons of the Future. 2023."

**Moscow
2024**

<https://bulletin.esoil.ru>

ББК П03
Б 98
УДК 631.4

Главный редактор:
Иванов А. Л., академик РАН

Заместитель главного редактора:
Савин И. Ю., академик РАН

Редакционная коллегия:

А-Ксин Джу (университет Висконсина, США)
Когут Б. М. (Почвенный институт им. В.В. Докучаева, Москва)
Монтанарелла Л. (Институт окружающей среды и устойчивого развития Объединенного исследовательского центра Европейской комиссии, Италия)
Розанов А. Б. (Университет Стелленбош, ЮАР)
Тихонович И. А., академик РАН (Санкт-Петербургский университет, Санкт-Петербург)
Тот Г. (Университет Паннонии, Венгрия)
Хитров Н. Б. (Почвенный институт им. В.В. Докучаева, Москва)
Чендев Ю. Г. (Белгородский государственный университет, Белгород)
Швиденко А. З. (Международный институт прикладного системного анализа, Австрия)
Шишков Т. А. (Институт почвоведения им. Н. Пушкирова, Болгария)

Chief Editor:
A. L. Ivanov, Academician of RAS

Deputy Chief Editor:
I. Yu. Savin, Academician of RAS

Editorial board:

A-Xing Zhu (University of Wisconsin-Madison, USA)
B. M. Kogut (V.V. Dokuchaev Soil Science Institute, Russia)
L. Montanarella (Institute for Environment and Sustainability – European Commission’s Joint Research Centre (IES JRC), Italy)
A. B. Rozanov (Stellenbosh University, Republic of South Africa)
I. A. Tikhonovich, Academician of RAS (Saint Petersburg State University, Russia)
G. Toth (University of Pannonia, Hungary)
N. B. Khitrov (V.V. Dokuchaev Soil Science Institute, Russia)
Yu. G. Chendev (Belgorod State University, Russia)
A. Z. Shvidenko (International Institute for Applied Systems Analysis, Austria)
T. A. Shishkov (Pushkarov Soil Science Institute, Bulgaria)

© ФГБНУ ФИЦ “Почвенный институт им. В.В. Докучаева”, 2024 г.

© Federal Research Centre “V.V. Dokuchaev Soil Science Institute”, 2024

СОДЕРЖАНИЕ

Разнообразие почв острова Колгуев с криометаморфическими горизонтами	
<i>Шматова А.Г., Лобков В.А.</i>	5
Сорбция фульвокислоты на подфракциях ила, выделенных из минеральных горизонтов торфянисто-подзолисто-глееватой почвы	
<i>Колчанова К.А., Толпешта И.И., Изосимова Ю.Г.</i>	37
Влияние доступности почвенной влаги на свойства растворенного органического вещества и содержание микробного углерода в ризосфере <i>Poa pratensis</i> L.	
<i>Данилин И.В., Холодов В.А., Зиганшина А.Р., Данченко Н.А., Буряк А.Д., Фарходов Ю.Р., Ярославцева Н.В.</i>	73
Трофическая активность педофауны двух садов г. Санкт-Петербурга (опыт использования экспресс-метода bait-lamina test)	
<i>Кузьмина А.А., Пятина Е.В., Жукова Е.А., Горбунова Е.А., Сухачева Е.Ю.</i>	105
Трансформация биохимических процессов в почве при загрязнении лекарственными препаратами	
<i>Трегубова П.Н., Аброськин Д.П., Волкова Е.А., Жеребкер А.Я., Николаев Е.Н.</i>	126
Влияние наночастиц Fe_3O_4 на урожайность картофеля и развитие почвенной микрофлоры	
<i>Любимова Н.А., Рабинович Г.Ю.</i>	164
Распределение ^{137}Cs в системе “агрочернозем глинисто-иллювиальный – картофель” в ореоле радиоактивного загрязнения Тульской области	
<i>Жерненков А.О., Кузьменкова Н.В., Парамонова Т.А.</i>	193

CONTENTS

Diversity of soils on Kolguev Island with cryometamorphic horizons <i>Shmatova A.G., Lobkov V.A.</i>	5
Adsorption of fulvic acid on clay subfractions isolated from mineral horizons of peat-podzol-gley soi <i>Kolchanova K.A., Tolpeshita I.I., Izosimova U.G.</i>	37
Influence of soil moisture availability on dissolved organic matter properties and microbial carbon content in <i>Poa pratensis</i> L. rhizosphere <i>Danilin I.V., Kholodov V.A., Ziganshina A.R., Danchenko N.A., Buriak A.D., Farkhodov Yu.R., Yaroslavtseva N.V.</i>	73
Trophic activity of pedofauna in two gardens of Saint-Petersburg (experience of using the express bait-lamina test method) <i>Kuzmina A.A., Pyatina E.V., Zhukova E.A., Gorbunova E.A., Sukhacheva E.Yu.</i>	105
Transformation of biochemical processes in soil due to contamination by pharmaceuticals <i>Tregubova P.N., Abroskin D.P., Volkova E.A., Zherebker A.Ya., Nikolaev E.N.</i>	126
Influence of Fe ₃ O ₄ nanoparticles on potato yield and development of soil microflora, <i>Lyubimova N.A., Rabinovich G.Yu.</i>	164
¹³⁷ Cs distribution in the system “agrochernozem clayey-illuvial – potato” in the area of radioactive contamination of the Tula region <i>Zhernenkov A.O., Kuzmenkova N.V., Paramonova T.A.</i>	193

УДК 911.2

DOI: 10.19047/0136-1694-2024-SPYC-5-36



Ссылки для цитирования:

Шматова А.Г., Лобков В.А. Разнообразие почв острова Колгуев с криометаморфическими горизонтами // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2024. Специальный выпуск по материалам VII конференции молодых ученых “Почвоведение: Горизонты будущего. 2023”. С. 5-36. DOI: 10.19047/0136-1694-2024-SPYC-5-36

Cite this article as:

Shmatova A.G., Lobkov V.A., Diversity of soils on Kolguev Island with cryometamorphic horizons, Dokuchaev Soil Bulletin, 2024, Proceedings of the VII Conference of Young Scientists “Soil Science: Horizons of the Future. 2023”, pp. 5-36, DOI: 10.19047/0136-1694-2024-SPYC-5-36

Благодарность:

Полевые исследования выполнены за счет гранта РФФИ № 22-17-00168; Лабораторные исследования выполнены в рамках темы государственного задания Института географии РАН FMWS-2024-0010. Авторы благодарят Горячкина С.В. за помощь в подготовке рукописи статьи; организаторов экспедиций: Глазова П.М. и Лощагину Ю.А.; Петрова Д.Г. – за помощь в проведении полевых исследований.

Acknowledgments:

Field studies were carried out with the financial support of the Russian Scientific Foundation grant No. 22-17-00168; Laboratory studies were carried out within the framework of the State Assignment of the Institute of Geography of the Russian Academy of Sciences FMWS-2024-0010. The authors express their gratitude to S.V. Goryachkin for help in preparing the manuscript of the article; to expedition organisers: P.M. Glazov and Y.A. Loschagina; to D.G. Petrov for help in conducting field studies.

Разнообразие почв острова Колгуев с криометаморфическими горизонтами

© 2024 г. А. Г. Шматова*, В. А. Лобков**

*Институт географии РАН, Россия,
119017, Москва, Старомонетный пер., д. 29, с. 4,*

*<https://orcid.org/0000-0002-3483-3188>, e-mail: a.shmatova@yandex.ru,

**<https://orcid.org/0000-0001-5296-1725>, e-mail: vasya.lobkov.98@mail.ru.

*Поступила в редакцию 31.01.2024, после доработки 06.03.2024,
принята к публикации 21.08.2024*

Резюме: Остров Колгуев (подзона типичных тундр) до недавнего времени оставался мало изучен в почвенном отношении. В ходе экспедиционных исследований 2018–2023 гг. было выявлено, что значительную долю в почвенном покрове занимают почвы, имеющие в профиле горизонт с ярко выраженной структурой, который был диагностирован как криометаморфический (CRM). В связи с этим цель настоящей работы – охарактеризовать разнообразие и морфологические особенности тундровых почв с криометаморфическим горизонтом, выявленных на острове. Горизонты CRM наиболее часто имели зернистую структуру с острыми ребрами или икряную с округлыми гранями и не выраженными ребрами. Наиболее характерный размер агрегатов – 1–3 мм; реже – до 4 мм или менее 1 мм. В некоторых случаях структура была водопрочной, а почвенные агрегаты имели более плотное и сухое внутреннее пространство. Реже встречалась плитчато-зернистая структура со скелетанами. Особенность почв, наиболее типичных для о. Колгуев, – уменьшение выраженности структуры вплоть до ее исчезновения в верхних 5–10 см профиля. Такие почвы были отнесены к типу криометаморфических. Они являются основным компонентом почвенного покрова. Глееватый подтип этих почв и глееземы криометаморфические чаще встречаются в составе микроструктур почвенного покрова. В одном из центральных районов острова были описаны криометаморфические почвы с морфологически выраженным альфегумусовым горизонтом. Основываясь на принципах Классификации почв России, были выделены следующие типы почв: криометаморфические, перегнойно-криометаморфические, глееземы криометаморфические, а также почвы, которые предварительно отнесены к новому типу – подбуры криометаморфические, и новому подтипу – глееземы криометаморфические торфянистые. Таким образом, исследование почв о. Колгуев показало, что распространение криометаморфических почв намного шире, чем предполагалось ранее.

Ключевые слова: криометаморфические почвы; криогенная структура; классификация почв; типичная тундра.

Diversity of soils on Kolguev Island with cryometamorphic horizons

© 2024 A. G. Shmatova*, V. A. Lobkov**

Institute of Geography RAS,

Bld.4, 29 Staromonetnyi per., Moscow 119017, Russian Federation,

**<https://orcid.org/0000-0002-3483-3188>, e-mail: a.shmatova@yandex.ru,*

***<https://orcid.org/0000-0001-5296-1725>, e-mail: vasya.lobkov.98@mail.ru.*

Received 31.01.2024, Revised 06.03.2024, Accepted 21.08.2024

Abstract: Kolguev Island (Barentz Sea, the subzone of typical tundra) has poorly soil surveyed until recently. During expeditionary research 2018–2023, it was revealed that a significant proportion of the soil cover is represented by soils that have horizons with a well-manifested structure, which were diagnosed as cryometamorphic ones. In this regard, the purpose of this work is to characterize the diversity and morphological features of tundra soils with a cryometamorphic horizon identified on the island. The cryometamorphic horizons most often had the specific angular-grainy structure with sharp edges or granular structure with rounded surfaces. The most typical size of aggregates is 1–3 mm; less common – up to 4 mm or less than 1 mm. In some cases, the structure was water-resistant and the soil aggregates had a denser, drier interior. A platy-grained structure with silty-sand coatings was less common. A key feature of the cryometamorphic Kolguev soils is lacking structure in the upper 5–10 cm of the profile. Such soils are the main component of the soil cover. The gleyic subtype of cryometamorphic soils and cryometamorphic gleezems are more often found as components of the soil cover micropatterns. Cryometamorphic soils with a morphologically pronounced spodic horizon were described in one of the central parts of the island. Based on the principles of Soil Classification of Russia, the following types of soils were identified: cryometamorphic, mucky-cryometamorphic, cryometamorphic gleezems; as well as soils, that were tentatively classified as a new type – cryometamorphic podburs and a new subtype – cryometamorphic peaty gleezems. Thus, the study of Kolguev soils showed that the cryometamorphic soils are distributed much extensive than previously assumed.

Keywords: cryometamorphic soils; cryogenic structure; soil classification; typical tundra.

ВВЕДЕНИЕ

В тундровой зоне наряду с глеевыми почвами, криоземами и подбурами выделяются почвы с ярко выраженным процессом структурного метаморфизма. Диагностический горизонт этих почв – криометаморфический – имеет рассыпчатое сложение и выраженную структуру: угловато-крупитчатую или линзовидно-

слоистую, иногда ооидную или гранулированную (Тонконогов и др., 2006; Полевой определитель почв, 2008; Тонконогов, 2010). Генезис этой структуры связывают с криогенными процессами, которые также могут выражаться в сепарации гранулометрических фракций (Van Vliet- Lanoë, Fox, 2018; Русанова, Шахтарова, 2013).

Почвы с криометаморфическим горизонтом были описаны в зонах тайги, лесотундры и южных тундр (Тонконогов и др., 2004; Тонконогов, 2010; Русанова, Шахтарова, 2013; Ананко и др., 2022), а также арктических тундр (Горячкин, 2010). По сравнению с северной тайгой, для тундровой зоны характерен меньший размер структурных отдельностей: 1–3 мм (Тонконогов, 2010). Согласно карте почвенного районирования (Атлас Арктики, 1985), изученная нами территория – остров Колгуев – находится в подзоне типичных тундр, которая имеет ограниченное распространение в Европейской части Арктики и на своем протяжении различается по характеру, составу и возрасту рыхлых отложений. При этом регион остается малоизученным (Игнатенко, 1979). Единичные работы касаются севера Малоземельской тундры и отдельных районов Большеземельской тундры (Ливеровский, 1934; Русанова и др., 2004; Тонконогов и др., 2004) и Югорского полуострова (Горячкин, 2010). Таким образом, почвенный покров изучаемой территории является важным звеном в понимании почвенной зональности (Горячкин и др., 2008).

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводили на острове Колгуев, расположенном в юго-восточной части Баренцева моря, в 70–80 км от континента. Климат острова субарктический морской, с мягкими теплыми зимами и прохладным летом и с не столь значительными, как на материке, межсезонными колебаниями температуры. Многолетняя мерзлота в изученных районах прерывистая или сплошная. Мощность деятельного слоя на суглинках составляет около 1–2 м. Зональные растительные сообщества исследованных районов – редкоивовые кустарничково-моховые тундры (Лавриненко и др., 2016). По нашим наблюдениям, ерник (*Betula nana*) присутствует не на всей территории, а только ниже 100 м от у. м.

Колгуев сформировался в позднем плейстоцене и сложен рыхлыми отложениями в основном морского и ледникового генезиса (Журавлев и др., 2014). Внутренние районы острова отличаются густой сетью оврагов и ручьев. Возвышенная часть острова (более 80 м от у. м.), дополнительно характеризуется широким распространением термокарстовых западин. Почвообразующими породами на междуречьях служат рыхлые породы преимущественно суглинистого состава. Стоит отметить латеральную пестроту отложений и частую вертикальную литологическую неоднородность (Лобков, Шматова, 2022).

Представленные в настоящей статье материалы собраны на о. Колгуев в летние месяцы 2018, 2019 и 2021 гг. в центральной части острова (рис. 1А) и 2022–2023 гг. – в восточной части (рис. 1Б). Почвенные разрезы заложены в различных междуречных ландшафтах острова, в наиболее представительных участках. При выраженном микрорельефе использовались траншейные исследования: разрез закладывался так, чтобы передняя стенка охватывала по возможности все элементы (микроровняния и микропонижения).

Криометаморфические горизонты диагностировались по наличию выраженной структуры. Высокая водонасыщенность горизонтов препятствует различению деталей объемной организации почвенной массы. Чтобы минимизировать влияние влажности образцы из стенки аккуратно вынимали и раскладывали на линованную бумагу для подсыхания и последующего описания и фотофиксации. В ряде случаев при высокой влажности горизонта непрочная структура нарушалась при физическом воздействии. В таком случае описание структуры вели по отпрепарированной почвенной стенке, что также позволяло зафиксировать неоднородность структур в профиле почвы.

При описании почвенной структуры в первую очередь ориентировались на терминологию классификации С.А. Захарова (Почвоведение, 1988; Розанов, 2004). Так, под зернистой структурой будем понимать агрегаты более или менее правильной формы с выраженными гранями и ребрами, напоминающими гречневую крупу. По всей видимости, “зернистая” структура по Захарову то

же, что и “угловато-крупитчатая” или “крупитчатая”, используемая в других работах при описании криогенной структуры (Тонконогов и др., 2006; Полевой определитель почв, 2008; Тонконогов, 2010; Горячкин, 2010). Название почв было дано в соответствии с принципами Классификации почв России (2004) по Полевому определителю почв (2008).

Физико-химические свойства почв определяли по стандартным методикам (Теория и практика..., 2006). Содержание органического углерода и азота определялось при помощи CHN-анализатора Vario Isotope cube фирмы Elementar методом поточной масс-спектрометрии после пиролиза пробы при температуре 1 500 °С.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

На Колгуеве почвы с криометаморфическими горизонтами встречаются во всех обследованных районах острова (рис. 1). Они формируются на слабонаклонных (до 5°) поверхностях плакоров, на рыхлых отложениях любого гранулометрического состава, за исключением песков: были описаны на породах от легких глин до супесей (полевой метод определения).

Всего на Колгуеве были описаны следующие типы почв:

- 1) *Криометаморфические* (в том числе подтипы: грубогумусированные, глееватые, криотурбированные);
- 2) *Глееземы криометаморфические* (в том числе потечногумусовые, криотурбированные и торфянистые – последний подтип выделен впервые);
- 3) *Подбуры криометаморфические* (в том числе грубогумусированные, иллювиально-гумусовые, глееватые, криотурбированные) – данный тип почв выделен впервые;
- 4) *Перегноино-криометаморфические* (в том числе глееватые, мерзлотные, криогенно-ожелезненные).

Перечисленные типы существенно различаются как по морфологии почвенного профиля, так и по физико-химическим свойствам.

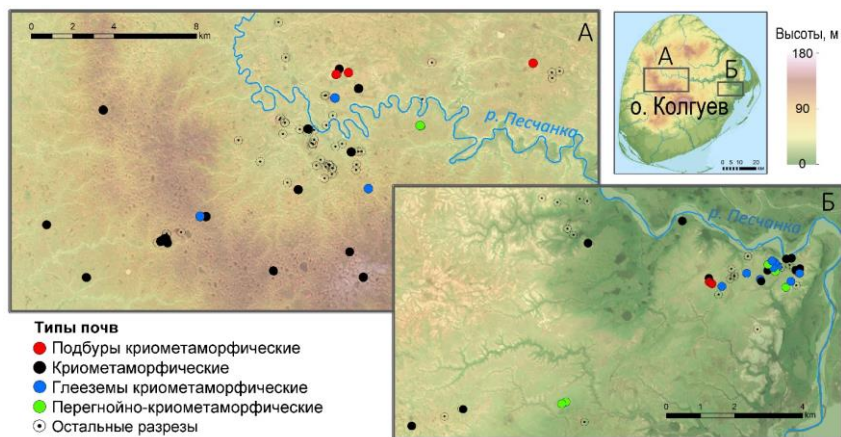


Рис. 1. Обследованные районы о. Колгуев (А, Б) и места описания почв с криометаморфическим горизонтом.

Fig. 1. Study areas of Kolguev Island (А, Б) and places where soils with a cryometamorphic horizon have been described.

*Собственно криометаморфические почвы*¹ (рис. 2) были описаны более чем в 20 разрезах и траншеях. В возвышенной части Колгуева (более 80 м от у. м.) это основной компонент почвенного покрова. Они формируются в кустарничково-моховых и мохово-лишайниковых тундрах. Мерзлота была вскрыта только в одном из разрезов на глубине 60 см 10 июля. Почвообразующими породами служат суглинисто-глинистые отложения, как правило, характерного серого цвета: от буровато-серого до темно-серого. Поэтому профиль многих почв имел темный тон, ослабевающий в верхних горизонтах.

Большинство описанных почв характеризуется потерей криогенной структуры или ослаблением ее выраженности в верхней части профиля (рис. 2б). При этом пятна оглеения наблюдались редко и были слабо различимы. Почвы, в которых выраженная структура наблюдалась во всем профиле, были описаны только

¹ Органо-криометаморфические – согласно Классификации почв (2004).

в 6 разрезах, расположенных на бровках или на выпуклых участках склонов (рис. 2а). Примечательно, что изменение характера структуры с глубиной может носить сложную закономерность, вероятно связанную с литологическими изменениями. Вариации зернистой, плитчатой и комковатой структуры сменяют друг друга без явной закономерности.

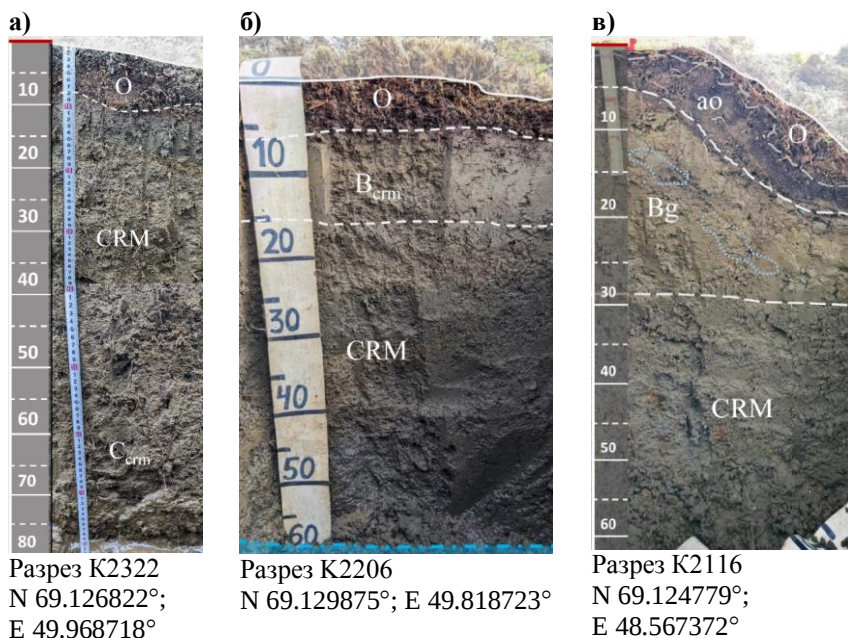


Рис. 2. Криометаморфические почвы: **а)** без потери структуры в верхней части профиля; **б)** наиболее типичная для Колгуева криометаморфическая почва – со слабо выраженной структурой в верхнем горизонте; **в)** криометаморфическая глееватая грубогумусированная почва бугорка.
Fig. 2. Cryometamorphic soils: **a)** soil without loss of structure in the upper part of the profile; **б)** the most typical for Kolguev cryometamorphic soil – with a lacking soil structure in the upper horizon; **в)** cryometamorphic gleyic raw-humic soil of a hummock.

Во многих разрезах под подстильно-торфяным горизонтом на поверхности бесструктурной минеральной массы выделялся прослой более-менее оформленной комковатой (1–2 мм) структуры. Иногда его толщина не превышала 1 см, так что заметить прослой в стенке разреза было практически невозможно, только при снятии подстильно-торфяного горизонта, пронизанного корнями. В этом случае прослой состоял из хорошо оформленных округлых агрегатов. В других случаях при большей мощности и наличии грубого гумуса и неоднородно рассеянных органических остатков слой выделялся как грубогумусовый подгоризонт, и, соответственно, почва относилась к одноименному подтипу (рис. 2в). Подстильно-торфяной горизонт криометаморфических почв по мощности редко превышает 5 см.

Срединные горизонты имеют зернистую, либо икряную структуру (рис. 3), то есть грани и ребра агрегатов могут быть как выражены, так и сглажены. Иногда в горизонте сочетаются агрегаты обоих типов. Размер агрегатов может быть однородным, около 2–3 мм, либо разноразмерным: от менее 1 до 3 мм. Сложение горизонта компактное. В некоторых разрезах отмечалась водопрочность структуры (при естественном переувлажнении профиля) и/или кремнистая присыпка на гранях отдельностей после подсыхания. Скелетаны более характерны для структур с тенденцией к горизонтальной делимости. В некоторых разрезах на фоне зернисто-комковатых слабо оформленных агрегатов выделялись хорошо оформленные округлые отдельности. Большинство почв на момент описания находилось в переувлажненном состоянии.

Реакция среды вниз по профилю увеличивается от слабокислой в верхних горизонтах до нейтральной на глубине 35–50 см (глубина оттаивания, предположительно, не сильно превышает 1 м). Профиль слабо дифференцирован по содержанию полуторных оксидов (табл. 3).

Описание наиболее типичной почвы этого ряда.

Разрез К1905 заложен на пологом (5°), чуть выпуклом склоне холма юго-западной экспозиции, на высоте 125 м н. у. м. (N 69.108408°; E 48.845955°). Рельеф – холмисто-западинная равнина, расчлененная эрозионными формами и многочисленными термокарстовыми озерами. Микрорельеф выровненный (относительные превышения до 5 см). В растительном покрове кустарники отсутствуют; общее проективное покрытие (ПП) кустарничков – менее 10%: доминанты *Vaccinium vitis-idaea*; пятна *Empetrum hermaphroditum* и *Arctous alpina*; присутствуют куртины злаков (ПП – 5–10%); мохово лишайниковый ярус сплошной, однако на повышениях мхи, как правило, отмершие, а по локальным понижениям меньше лишайников.

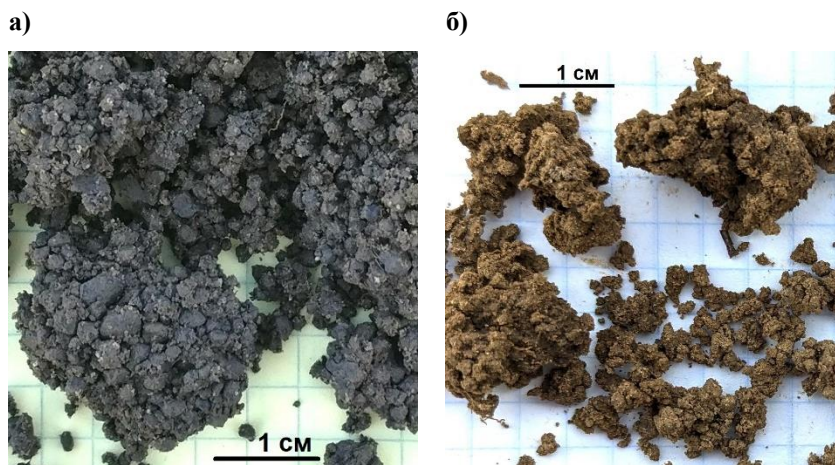


Рис. 3. Криогенная структура: а) икряная; б) зернисто-комковатая.
Fig. 3. Cryogenic structure: а) granular structure; б) grainy structure.

Морфологическое описание профиля почвы:

О – 0–1(5) см – влажный; очень темно-бурый; слабо-, среднеразложившиеся органические остатки; густые корни кустарнич-

ков до 4 мм в диаметре, среди них много отмерших. Граница волнистая, переход резкий.

Аао – 1(5)–4(5) см, мощность до 5 см – рассыпчатое сложение; буровато-темно-серый, местами серовато-бурый; прочная икряная структура 1(2) мм; много корней. Переход ясный, граница волнистая.

В – 4(5)–10(19) см – влажный; буровато-серый, блеклый; структура неоднородная в разных частях: зернисто-плитчатая, ореховатая, творожистая, местами отсутствует; пор нет, корней мало (до 2 мм в диаметре). Переход постепенный.

CRM1 – (10)19–40 см – влажный; буровато-темно-серый (темнее В); зернистая 1(2) мм структура 1-го порядка, творожистая – 2-го. Включения темно-бурого песка в виде отдельных скоплений. Переход постепенный.

CRM2 – 40–55 см – мокрый; буровато-темно-серый; мелко-зернисто-ооидная структура 1-го порядка, творожистая – 2-го. Переход постепенный.

Ссrm – от 55 см – влажный; буровато-темно-серый; ореховато-плитчатая структура 1-го порядка, творожистая – 2-го. Единичные корни до 2 мм в диаметре.

Вся минеральная толща – тяжелый суглинок. Мерзлота не вскрыта.

Почва: *криометаморфическая грубогумусированная*.

Глееватые подтипы криометаморфических почв были описаны только в составе микроструктур, преимущественно бугорковатых (рис. 2в). Пятна оглеения встречались только в верхней части профиля, для которой характерна слабая плитчатая структура, либо ее отсутствие. Этот горизонт, если исключить пятна глея, аналогичен по свойствам некоторым верхним горизонтам типичных криометаморфических почв Колгуева: бесструктурный, липкий, тиксотропный. В трех разрезах, отличавшихся сухостью профиля и преобладанием окисленных форм глея в верхнем горизонте Bg, наблюдалась выраженная плитчатая структура этого горизонта.

Глееземы криометаморфические (рис. 4) диагностировались по наличию в верхней части профиля неоднородной окраски (сизых и ржавых пятен), занимающей более половины площади горизонта, при этом преобладание сизых тонов не было обязательным. Глееземы криометаморфические были выделены преимущественно в составе микроструктур почвенного покрова. Они были описаны в 8 траншеях на выположенных поверхностях, на легко- и среднесуглинистых и супесчаных отложениях (полевое определение) под тундровой растительностью с различной долей ивняков, кустарничков, трав и лишайников в сообществе. Мерзлота была вскрыта только в одной траншее – на глубине 70 см в июне, так что можно предположить, что все почвы этого типа в рассматриваемом регионе протаивают глубже 1 м.

Поскольку условия формирования этих почв различаются, то невозможно выделить наиболее характерный для Колгуева профиль глееземов криометаморфических. Часть почв имеет сизоватую с ржавыми пятнами окраску всего горизонта, другие – только пятна оглеения на грязно-буrom фоне, что их роднит с глееватыми подтипами криометаморфических почв. Глееземы также различаются по свойствам глеевого горизонта: для профилей, находящихся в более дренированных условиях, характерна плитчатая структура, а в переувлажненных разрезах глеевый горизонт бесструктурный. В некоторых разрезах наблюдаются признаки потечной миграции гумуса, что дает основания выделять потечногумусовый подтип.

Довольно четко на две равные группы глееземы криометаморфические разделяются по мощности подстильно-торфяного горизонта: в части профилей горизонт менее 5 см, слабо- и средне-разложившийся, черный или бурый (рис. 4б); у других – мощный, около 7–10 см, черный, пронизанный густыми корнями, плотный и, как правило, не мажущийся, слабо-разложившийся (рис. 4а). Последние предварительно выделены как новый отдельный подтип: *торфянистые*, так как переходных форм с глееземами криометаморфическими типичными не наблюдается, и процесс аккумуляции органического вещества в этих почвах развит значительно сильнее. Выделение же нового типа торфяно-глееземов криомета-

морфических, в которых в равной степени сочетаются признаки торфяно-аккумулятивного, глеевого и структурно-метаморфического процессов, нам кажется преждевременным. Помимо упомянутых отличий в свойствах органического горизонта, для торфянистого подтипа глееземов криометаморфических характерна водопропрочная структура в горизонте CRM

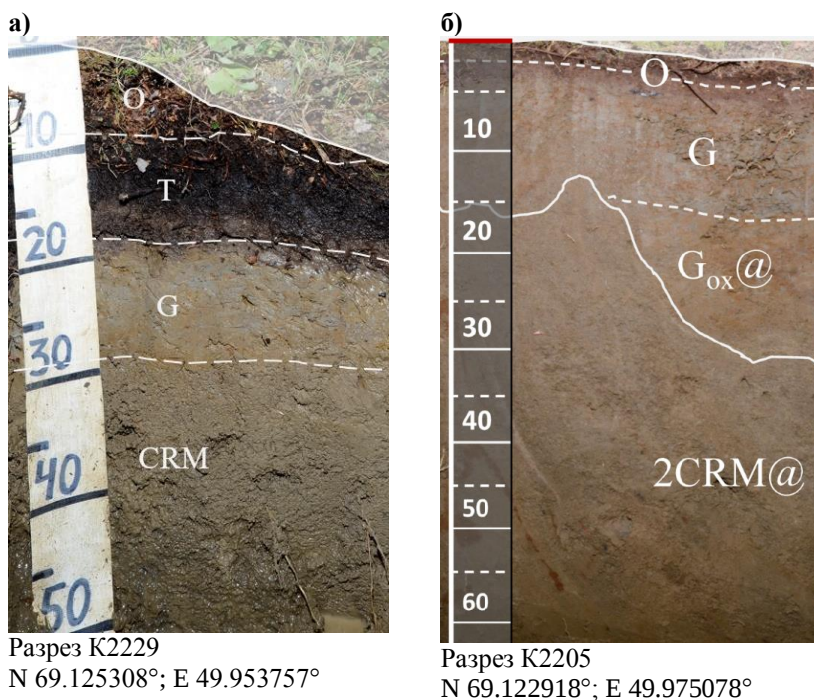


Рис. 4. Глееземы криометаморфические **а)** торфянистый; **б)** криотурбированный.

Fig. 4. Cryometamorphic gleezems: **a)** peaty; **б)** cryoturbated.

Разрез K2229 (рис. 4а) заложен на пологом склоне (2°) юго-восточной экспозиции, на высоте 25 м н. у. м. N 69.125308°; E 49.953757°. Микрорельеф – пологие бугорки. Растительность:

кустарничково-моховая тундра. На бугорках: *Salix lanata* не превышает по высоте 20 см (ПП 30%); обильно – *Vaccinium uliginosum*; меньше – *Betula nana* (на большинстве бугорков); рассеяно – *Rubus chamaemorus* и *Vaccinium vitis-idaea*. На бугорках и в мочажинах – проективное покрытие травяного яруса менее 5%, представленного в основном осокой. Моховый ярус сплошной. На бугорках могут присутствовать лишайники. Между бугорками встречаются мочажины, занятые гидрофильными мхами.

Морфологическое описание профиля почвы:

О – (+7)–0 см – рыхлый, бурый, слабо разложившиеся органические остатки: очес мхов и листья кустарников.

Т – 0–9 см – уплотненный, сырой, темно-бурый до черного, не мажется, сероватые минеральные прослои.

Г – 9–20(22) см – мокрый; окраска неоднородная: серовато-буроватый фон и со светло-сизоватыми и светло-рыжеватыми пятнами; структура непрочная твoroжистая.

CRM – 20(22)– >50 см – мокрый, буро-серый, структура комковатая 1.5–2 мм (границы не выражены из-за влажности), центральная часть агрегатов плотнее, суше.

Вся минеральная толща – средний к тяжелому суглинок, уплотненный, умеренно липкий.

Почва: *глеезем криометаморфический торфянистый*.

Разрез К2205 (рис. 4б) заложен в верхней части пологого слабовыпуклого склона (1°) северо-западной экспозиции, на высоте 30 м н. у. м., N 69.122918°; E 49.975078°. Микрорельеф бугорковатый; высота бугорков 20–30 см при длине 80–150 см, занимаемая ими площадь – 50%; встречаются округлые и вытянутые бугорки. Растительность: редкоивовая кустарничковая травяно-мохово-лишайниковая тундра. Отдельные кусты *Salix lanata* не превышают 40 см в высоту; ПП кустарничков – до 70%, трав – до 20%; мохово-лишайниковый ярус сплошной, но на бугорках мхи заметно угнетены, лишайники отсутствуют в мочажине, на бугорках их ПП достигает 90%.

Морфологическое описание профиля почвы:

О – 0–1 см – свежий; почти черный; слабо-, среднеразложившееся органическое вещество с примесью минеральной части (песка, ила). Переход резкий, граница ровная.

G – 1–9(30) см – влажноватый, мраморовидная окраска: сизо-серые пятна (преобладают до 7(15) см) и рыжевато-ржавые пятна (преобладают от 15 до 30 см – G_{ox}); неоднородный гранулометрический состав: от супеси до легкого суглинка; плитчатая, постшлировая структура, местами скелетаны по граням (шлирам); корней много до 10 см, ниже – мало. Переход резкий (возможно, литологическая граница), граница карманная (шаг 0.5 м – 1 м).

CRM@ – 9(30) – >70 см – чуть влажнее, серовато-светло-бурый, опесчаненный легкий суглинок; зернисто-комковатая структура с тенденцией к горизонтальной делимости, агрегаты от 1 до 3 мм размером (преобладают 2 мм), часто округлые, к низу горизонта шлировость заметнее; сильная опесчаненность, особенно в нижней части – до супеси; редкие корни. Включения: сланец, похожий на уголь. Деформированный прослой: рыже-бурый мелкий песок, ожелезненный. Также присутствует коричневый прослой, пропитанный органическим веществом.

Во всем профиле встречаются камни до 3 см диаметром, иногда выветрелые, рыжие. Сезонная мерзлота на 70 см (24 июня), над мерзлотой – горизонт сырой, тиксотропный.

Почва: *глеезем криометаморфический криотурбированный*.

“Подбуры криометаморфические” (рис. 5) – так, основываясь на принципах Классификации почв России, нами был назван новый тип почв, в профиле которых сочетается альфегумусовый и криометаморфический горизонты, а признаки оподзоливания отсутствуют. Подбуры криометаморфические первоначально были описаны на Колгуеве в трех разрезах на высотах 65–75 м на опесчаненных суглинках, в центральной части острова на левом берегу р. Песчанка, где они являются, по всей видимости, основным типом плакорных поверхностей. Растительность этого ландшафта: мохово-лишайниковые тундры с высокой долей злаков и осок в растительном покрове и мелко-бугорковатым микрорельефом (бу-

горки размером 30–50 см в длину и до 15 см высотой). Мерзлота не была вскрыта ни в одном из разрезов.

Почвы отличаются наличием в верхней части профиля бурокоричневого горизонта, обогащенного оксалаторастворимым железом и алюминием (табл. 3). Профиль имеет унаследованный от пород светлый теплый тон окраски и гранулометрический состав от тяжелых до легких суглинков (табл. 2). Выраженная криогенная структура характерна для всего профиля, в верхней части с тенденцией к плиткам, а ниже становится крупнее, увеличивается обилие скелетан. Бугорки сложены минеральной массой, обогащенной грубым органическим веществом, так что здесь можно выделить грубогумусированный подтип. Для верхних минеральных горизонтов характерна сильноокислая и кислая реакция среды (4.5–5.5), а на глубине 60 см она может повышаться до нейтральной (табл. 3).

Приведем описание одного из разрезов.

Разрез K1811 (рис. 5а) заложен на слабовыпуклой поверхности водораздела, на высоте 69 м н. у. м. (N 69.195524°; E 48.929120°). Микрорельеф ровный с отдельными бугорками высотой 10–20 см, доля бугорков <30%. В растительном покрове кустарники отсутствуют; кустарнички присутствуют редкими пятнами (ПП 5%): *Empetrum hermaphroditum*, *Arctous alpina*, *Betula nana*; травянистый покров разреженный (ПП 5%), представлен в основном редкими куртинами злаков.

Морфологическое описание профиля почвы:

Оао – мощность от 7 см на бугорке до 1 см на выровненной поверхности – рыхлый; мягкий; свежий; красновато-темно-бурый; легкий суглинок; мелкокомковатый (<1 см), объединяется в непрочные крупнокомковатые агрегаты; крупные поры; корней много, до 5 мм в диаметре. Переход заметный, граница волнистая.

ВНГ – +3(1)–22 см (мощность 32–21 см) – уплотненный, рассыпчатый; свежий; бурый с серым оттенком, встречаются более темные (буроватые) и светлые субгоризонтальные прослои; легкий суглинок, слабая глыбисто-комковатая структура 1-го порядка,

прочная плитчато-комковатая структура 2-го порядка. Переход постепенный по наличию скелетан, цвету.

CRM1 – 22–29 см (7 см мощность) – свежий; охристо-светло-бурый; опесчаненный легкий суглинок; слабая глыбистая структура 1-го порядка с тенденцией к горизонтальной делимости, прочная комковатая структура 2-го порядка, скелетаны по граням тонкие, не отбеленные.

CRM2 – 29–45 см (мощность 16 см) – свежий; более серый и темнее, со светлыми контрастными обильными скелетанами; опесчаненный легкий суглинок; слабая глыбистая структура 1-го порядка, прочная зернисто-ореховатая структура 2-го порядка; корней мало, тонких. Переход постепенный по структуре.

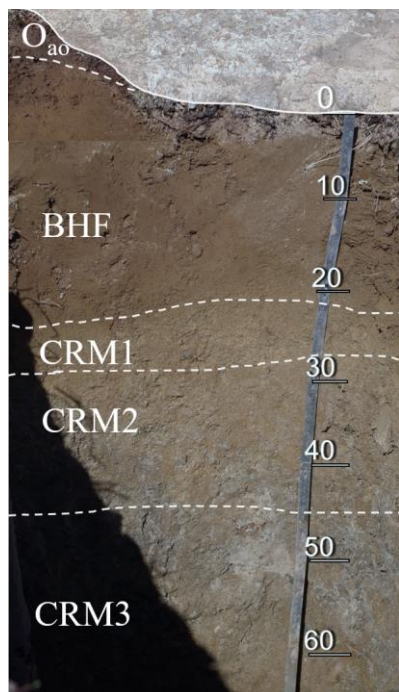
CRM3 – от 45 см (мощность более 20 см) – свежий; серовато-темно-бурый с обильной кремнистой присыпкой, местами окрашенной Fe; опесчаненный легкий суглинок; мелко-глыбистая структура 1-го порядка с тенденцией к горизонтальной делимости, непрочная ореховатая структура 2-го порядка. С глубиной увеличивается ожелезненность песка (на 65 см практически весь ожелезнен).

Во всем профиле встречаются камни до 15 см в диаметре, преимущественно окатанные, иногда расколотые.

Почва: *подбур криометаморфический грубогумусированный*.

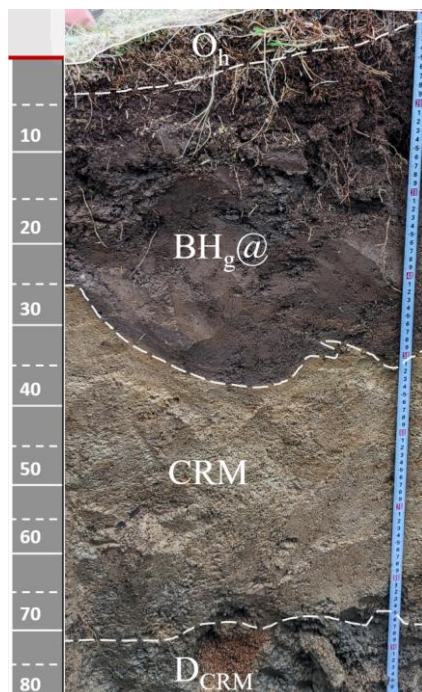
Подбуры криометаморфические аналогичны описанным Тонконоговым (2010) криометаморфическим почвам, в которых также в верхней части профиля наблюдается более темная окраска. Кроме того, автор высказывает предположение, что генезис почвенной структуры в этой части профиля связан с иллювиированием соединений железа и органического вещества. То есть этот горизонт можно также выделить и как альфегумусовый (BHF), а почвы, соответственно, отнести к подбурам криометаморфическим. Процессы иллювиальной аккумуляции полуторных оксидов в верхнем горизонте (без выделения подзолистого) описаны в криометаморфических почвах юго-востока Большеземельской тундры в работе Русановой и Шахтаровой (2013), где перераспределение R_2O_3 связано, в частности, со скелетанами.

а)



Разрез K1811
 N 69.195524°; E 48.929120°

б)



Разрез K2318
 N 69.120656°; E 49.908984°

Рис. 5. Подбурь криометаморфические: **а)** грубогумусированный; **б)** иллювиально-гумусовый глееватый криотурбированный.

Fig. 5. Cryometamorphic podburs: **a)** raw-humus; **b)** illuvial-humus, gleyic cryoturbated.

Позднее в восточной части Колгуева под мохово-лишайниковой растительностью и бугорковатым микрорельефом нами был описан в двух разрезах иллювиально-гумусовый глееватый криотурбированный подтип подбуров криометаморфических (рис. 5б). Он отличается темно-бурым горизонтом ВН неоднородной окраски с пятнами оглеения и с неровной нижней границей.

Перегнойно-криометаморфические (рис. 6) почвы были описаны в 4 траншеях в составе микроструктур и в 4 разрезах, расположенных на пологих склонах, сложенных суглинистыми отложениями, преимущественно в ивняково-моховых, но также и кустарничковых тундрах. Мерзлота была вскрыта в трех разрезах в пределах 50 см (в июле).

Перегнойно-криометаморфические почвы характеризуются наличием в верхней части профиля горизонта хорошо разложennого мажущегося органического материала мощностью от 10 до 20 см. Сразу под перегнойным горизонтом выделялся горизонт с выраженной зернисто-комковатой структурой, как правило, водопрочной. В случае, если в верхней части профиля присутствовали сизоватые пятна, такие почвы были отнесены к глееватому подтипу.

Разрез K2223 (рис. 6б) заложен в верхней части пологого склона (2–3°) юго-восточной экспозиции, на высоте 32 м н. у. м. N 69.088072°; E 49.804175°. Микрорельеф бугорковато-волнистый. Растительность: кустарниково-травяно-моховое сообщество. Доминирует *Salix myrsinites* (ПП 50–60%); в кустарничковом ярусе присутствует *Salix reticulata*.

Морфологическое описание профиля почвы:

Н – мощностью 15–30 см – влажный; хорошо разложennое органическое вещество; очень темно-бурый до черного; густые корни. Граница ровная, резкая.

CRMg – мощность от 10 см – уплотненный; сырой; буровато-грязно-серый с сизоватыми и ожезненными рыжими пятнами; тяжелый суглинок; округло-комковатая структура, округлые фрагменты более плотные и сухие при общей высокой влажности, при разминании становятся липкими.

Мерзлота на глубине 30 см (9 июля).

Почва: *перегнойно-криометаморфическая глееватая мерзлотная*.

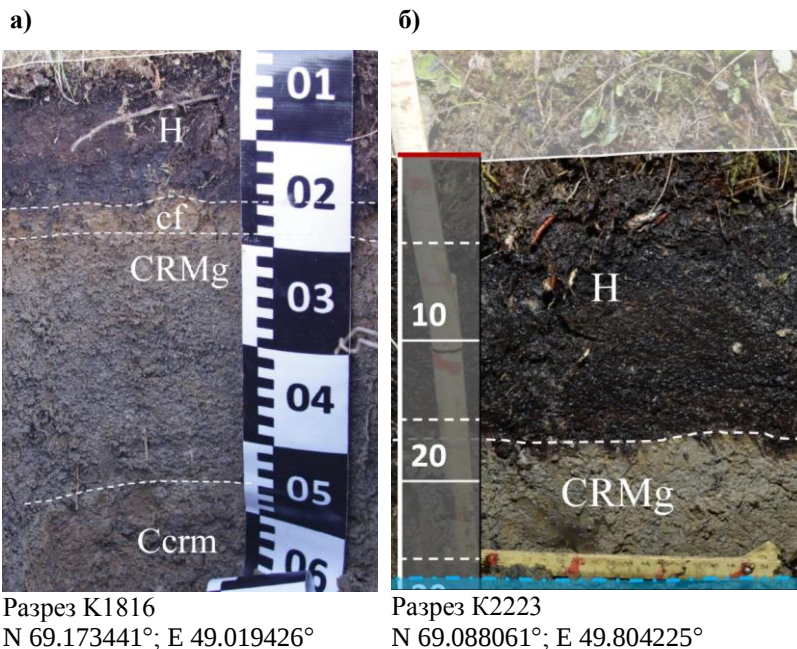


Рис. 6. Перегнойно-криометаморфические почвы: **а)** глееватая криогенно-ожезненная; **б)** глееватая мерзлотная.

Fig. 6. Mucky-cryometamorphic soils: **a)** gleyic cryogenic ferruginous; **б)** gleyic cryic.

Описанные почвы можно расположить в матрице экологических условий, в которых они были описаны (табл. 1). Разделение по породным признакам основывается на полевых описаниях и более детальное разделение не представляется возможным в следствие пестроты и слабой изученности отложений. Из полученной таблицы видно, что экологические ниши многих типов почв пересекаются. В частности, перегнойно-криометаморфические почвы (в таблице 1 обозначены “ПК”) и глееземы криометаморфические торфянистые (“ГКт”) могут обнаруживаться в одинаковых условиях. Развитие того или иного типа почв может быть обусловлено разной предысторией эволюции ландшафта. Например, формиро-

вание органогенных горизонтов (торфяного, перегнойного) напрямую связано с динамикой растительного покрова и степени увлажнения.

Поскольку в изученных почвах не наблюдается признаков педогенной элювиально-иллювиальной дифференциации профиля по гранулометрическому составу, то можно считать распределение фракций по профилю унаследованным от почвообразующих пород (если пренебречь криогенным выветриванием). В таблице 2 можно видеть разные варианты распределений, которые выявляют разнообразие почвообразующих пород и их внутрипрофильную неоднородность. Какой бы то ни было корреляции с генетическими типами почв и при этом установить невозможно. Стоит отметить, что для пород, на которых сформированы подбурсы криометаморфические, не характерно более высокое содержание песчаных фракций, что не подтверждает предложенного в таблице 2 выделения “опесчаненных суглинков”. Это противоречие может быть объяснено предположением, что отличительной чертой отложений может быть не валовое соотношение фракций, а наследуемая, например, текстура и сложение.

Свойствами пород, вероятно, определяется кислотность профиля. Однако низкие значения pH, характерные для подбуров криометаморфических, могут быть связаны и с почвообразовательными процессами.

Распределение железа и алюминия в профилях почв в целом подчиняется процессам, приводящим к аккумуляции полуторных оксидов: иллювиальному и криогенному ожелезнению.

В исследованных почвах в подстильно-торфяных горизонтах содержание органического углерода коррелирует с данными потери при прокаливании (ППП, табл. 3). Соотношение C : N в верхних горизонтах составляет 15–20, и в трех из пяти разрезов снижается с глубиной до 10–15 (на 50 см).

На исследованной территории впервые описаны криометаморфические почвы с потерей или уменьшением выраженности структуры в верхнем горизонте и при этом с отсутствием каких-либо признаков оглеения (описания были выполнены в сухие и влажные годы, в разных ландшафтах).

Таблица 1. Расположение почв с криометаморфическим горизонтом в факторно-экологической матрице

Table 1. Location of soils with the cryometamorphic horizon in the factor-ecological matrix

Дренажированность		Дренажированные позиции		Умеренно-дренажированные позиции	С избыточным увлажнением
Рельеф		Бровки	Выпуклые вершины холмов, выпуклые склоны	Плоские вершины холмов, пологие ровные склоны	Нижние части пологих склонов, ложбины на ровных склонах
Уклон		0-5°		0-2°	
Растительность		Мохово-лишайниковые тундры		Кустарничково-моховые тундры	Кустарниковые тундры <i>Доля ив > 50%</i>
Почвообразующие породы	серые и бурые суглинки	К	К _{свс}		
			[Кг]		
			[ПК]	ПК	
			ГКт		[ГКт]
			[ГК]		
	опесчаненные суглинки и супеси		[К]		
			ГК		
			ПБк		

Примечание. К– криометаморфические без потери структуры в верхней части профиля; К_{свс} – криометаморфические со слабо выраженной структурой в верхней части профиля; Кг – криометаморфические глееватые; ГК – глееземы криометаморфические; ГКт – глееземы криометаморфические торфянистые; ПБк – подбуры криометаморфические; ПК – перегнойно-криометаморфические; П – почва только в составе комплекса.

Note. К – cryometamorphic soils without loss of structure in the upper part of the profile; К_{свс} – cryometamorphic soils with a lacking soil structure in the

upper part of the profile; **Кг** – cryometamorphic gleyic soils; **ГК** – cryometamorphic gleezems; **ГКт** – cryometamorphic peaty gleezems; **ПБК** – cryometamorphic podburs; **ПК** – mucky-cryometamorphic soils; **[]** – soil only as a part of the complex.

Таблица 2. Гранулометрический состав почв
Table 2. Particle-size distribution data

Гори- зонт	Глубина, см	Содержание фракций, %; размер частиц мм						
		1– 0.25	0.25– 0.05	0.05– 0.01	0.01– 0.005	0.005– 0.001	<0.001	<0.01 мм
Разр. К1905 Криометаморфическая								
В	5–19	2.87	26.7	20.78	7.65	19.06	22.94	49.65
CRM1	19–40	3.61	28.76	15.74	5.43	12.54	33.92	51.89
CRM2	40–55	2.96	22.31	17.06	9.11	13.03	35.53	57.67
Разр. К1908 Криометаморфическая								
Oao	+10–0	10.78	55.79	15.01	3.46	4.81	10.15	18.42
В	0–10	10.01	55.19	13.03	2.72	4.96	14.09	21.77
Bcrm	10–20	5.77	50.69	14.81	2.6	7.78	18.35	28.73
BC	20–35	5.11	40.95	16.34	4.49	7.56	25.01	37.06
С	35–55	3.8	31.64	18.2	6.36	11.68	28.32	46.36
Разр. К1901 Глеезем криометаморфический торфянистый								
G	10–17	1.51	7.16	15.55	6	14.35	55.43	75.78
CRM	17–35	2.62	33.68	18.37	5.55	9.78	30	45.33
Разр. К1811 Подбур криометаморфический								
BHF	+3–22	9.69	40.61	17.68	3.43	9.44	19.15	32.00
CRM1	22–30	8.45	41.93	15.89	4.37	8.33	21.03	33.70
CRM2	30–45	9.12	48.73	13.42	2	7.55	19.18	28.70
CRM3	45–65	15.67	55.98	7.11	3.53	2.85	14.86	21.20
Разр. К1909 Подбур криометаморфический								
Oao	+15–0	6.4	22.67	30.05	6.26	13.93	20.69	40.88
BHF	0–15	3.06	30.56	23.87	6.89	16.16	19.46	42.51
BF	15–20	3.32	31.45	19.5	6.45	12.01	27.27	45.73
CRM	20–40	3.5	32.08	19.77	7.23	8.94	28.48	44.65
CRMg	40–60	3.35	31.18	19.16	5.4	9.27	31.64	46.31

Таблица 3. Физико-химические свойства почв
Table 3. Physicochemical properties of studied soils

Горизонт	Глубина, см	ППП, %	C _{орг}	N _{общ}	рН		Fe-d по Джек- сону, %	Fe-o	Al-o	ЕС, мСм/см
			%		водн.	KCl		по Там- му, %		
Разр. K1905 Криометаморфическая										
O	0–5	62.5	26.48	1.38	6.2	5.7				
B	5–19		1.09	0.07	6.4	5.5	1.19	0.46	0.16	0.053
CRM1	19–40		0.63	0.04	7.0	6.2	1.41	0.55	0.07	0.060
CRM2	40–55		0.76	0.04	7.4	7.1	1.24	0.52	0.10	0.050
Разр. K1908 Криометаморфическая										
Oao	+10–0	10.9	3.96	0.2	5.3	3.8	0.38	0.20	0.19	
B	0–10		1.13	0.07	5.9	4.0	0.99	0.37	0.27	0.036
Bcrm	10–20		0.46	0.03	6.3	4.0	1.54	0.39	0.24	0.036
BC	20–35		0.26	0.02	6.8	4.0	1.44	0.26	0.15	0.041
C	35–55		0.31	0.03	7.2	4.5	1.76	0.27	0.13	0.049
Разр. K1901 Глеезем криометаморфический торфянистый										
O	0–10	59.3	26.24	1.49	6.3	5.7				
Gcf	10–17		4.28	0.29	6.1	5.4	2.76	1.21	0.22	0.072
CRM	17–35		0.71	0.03	7.0	6.0	1.46	0.41	0.06	0.061
Разр. K1811 Подбур криометаморфический										
Oao	+10–+3		4.01	0.24	4.0	3.4				
BHF	+3–22		1.45	0.07	4.5	3.6	1.60	0.62	0.41	0.026
CRM1	22–30		0.45	0.04	5.1	3.7	1.51	0.32	0.21	0.028
CRM2	30–45		0.26	0.02	5.4	3.8	1.02	0.18	0.10	0.019
CRM3	45–65		0.31	0.02	5.5	3.9	1.02	0.20	0.14	0.019
Разр. K1909 Подбур криометаморфический										
Oao	+15–0	23.6	8.34	0.53	5.0	3.6	1.97	0.79	0.42	
BHF	0–15		2.27	0.16	5.5	3.9	1.77	0.89	0.47	
BF	15–20		1.13	0.08	5.9	3.9	2.22	0.91	0.52	
CRM	20–40		0.39	0.03	6.3	3.9	1.91	0.35	0.29	
CRMg	40–60		0.33	0.03	6.6	4.1	1.88	0.25	0.20	

Причина слабой выраженности структуры остается не ясна. Базово можно выдвинуть две версии: она разрушается, либо, наоборот, находится в начальной стадии формирования. Можно предположить, что разрушение структуры связано с более ранними стадиями оглеения. На это указывает наличие переходных вариантов и морфологическая схожесть данных почв с глееватыми подтипами. Однако при этом встает вопрос о механизме участия оглеения в разрушении структуры.

Предполагается, что криогенная структура является дальнейшей стадией трансформации шлировой текстуры под действием циклов промерзания и оттаивания (Полевой определитель почв, 2008; Van Vliet- Lanoë, Fox, 2018). Однако, далеко не во всех описанных криометаморфических горизонтах наблюдаются признаки горизонтальной делимости. Таким образом, стоит предположить существование нескольких механизмов формирования структуры в тундровых почвах: либо разных криогенных, либо каких-то еще, кроме криогенного. Бесспорным остается факт, что заметно большее, чем предполагалось, количество тундровых почв имеют горизонты, обладающие выраженной структурой.

Полученные данные подтверждают, что в подзоне типичной тундры, криометаморфические почвы можно считать “зональными” наряду с другими типично-тундровыми почвами, что подтверждает представления о зональности (Горячкин и др., 2008; Горячкин, 2010). При достаточно большом охвате изученной территории на ней не выявлены криометаморфические почвы с подзолистым горизонтом – светлосемы. Это подтверждает, что их ареал не заходит в подзону типичных тундр.

В районах южной тундры и лесотундры широко распространены глееземы криометаморфические (Пастухов, 2008; Пастухов Забоева, 2010; Русанова, Шахтарова, 2012). На Колгуеве они встречаются более ограничено, в основном в составе микроструктур, соответственно, их нельзя считать полноценными “зональными” почвами. Их малое участие может быть связано как с климатическими, так и с литогенными причинами (Горячкин и др., 2008).

Особенность распространенных на Колгуеве криометаморфических почв – потеря структуры в верхнем горизонте – может быть следствием их переходного положения между криометаморфическими почвами и глееземами криометаморфическими в географическом аспекте или эволюционном.

Особый интерес представляют подбурь криометаморфические. Как уже было отмечено, признаки иллювирувания железа и гумуса наблюдались и в других криометаморфических почвах (Тонконогов, 2010; Русанова, Шахтарова, 2013). Можно предположить, что развитию процесса альфегумусовой дифференциации способствует криогенная сепарация гранулометрических фракций, улучшающая возможность вертикальной миграции растворов. То есть развитие альфегумусового процесса в этих почвах возможно благодаря криогенезу, а значит, имеет свою зонально-климатическую приуроченность.

Характерная размерность почвенных агрегатов в криометаморфических горизонтах почв, описанных на Колгуеве, в основном укладывается в диапазон до 3 мм. Это соотносится с отмеченным в работе Тонконогова (2010) уменьшением структуры по мере продвижения на север. Однако в Полевом определителе почв (2008) размер криогенной структуры определен как 3–10 мм, в связи с чем видится необходимость скорректировать представления о криогенной структуре.

Описанные почвы, в которых криометаморфический горизонт сочетается с признаками оглеения, образуют единый ряд, в котором в верхнем горизонте постепенно нарастают признаки оглеения. Однако площадь сизых пятен (более или менее половины площади) может перенести почву в другой отдел: из криометаморфических в глеевые, что кажется не совсем корректным. На наш взгляд, представляется более логичным поместить глееземы криометаморфические в отдел криометаморфических почв.

Классификация почв предполагает довольно грубое разделение органических горизонтов на подстильно-торфяный (О), торфяный (Т) и перегнойный (Н). При этом для тундровой зоны, где торфонакопление замедленно, а аккумуляция и трансформация органического вещества имеет свою специфику, такого разделе-

ния недостаточно. Таким образом, как мы видим на примере описанных глееземов криометаморфических, важным граничным значением является 5 см мощности горизонта. Большинство автоморфных почв Колгуева имеют подстильно-торфяной горизонт именно такой мощности. При мощности более 5 см подстильно-торфяной горизонт по свойствам больше похож на торфяной: плотный, темный, мокрый.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Авторами исследовано несколько районов Колгуева и выявлено, что в них распространены почвы с криометаморфическим горизонтом. При этом они встречаются на мелкоземистых породах практически любого гранулометрического состава, за исключением песков.

Наиболее широко представлен в почвенном покрове тип собственно криометаморфических почв. Они отличаются потерей структуры в верхнем горизонте. Глеевые подтипы криометаморфических почв, а также глееземы криометаморфические на изученных территориях встречались ограничено. Первые – только в составе микроструктур. Среди последних выделяется группа глееземов криометаморфических торфянистых с торфяным горизонтом мощностью около 10 см. В нескольких разрезах на востоке острова нами были описаны перегнойно-криометаморфические почвы. В центральной части острова автоморфные позиции плакоров занимают почвы с ярко выраженным альфегумусовым горизонтом, которые были нами выделены в новый тип подбуров криометаморфических. Выявленное разнообразие почв уточняет ареалы их распространения и дает материал для уточнения представлений о географии почвенных процессов.

В некоторых разрезах нами были описаны переувлажненные криометаморфические почвы с водопрочной структурой, которая также характеризовалась более плотной и сухой внутripедной массой. Последнее может быть следствием сепарации гранулометрических фракций. Было установлено, что криогенная структура в почвах может различаться по наличию постшлировой текстуры, степени округлости агрегатов, однородности, наличию ске-

летан, водопрочности. Следовательно, описание структуры необходимо давать наиболее подробное, так как она может нести информацию о еще не выявленных закономерностях и процессах.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Ананко Т.В., Герасимова М.И., Савицкая Н.В.* Тасжные глееводифференцированные почвы на почвенной карте РСФСР масштаба 1 : 2,5 млн в системе классификации почв России 2004 г. // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2022. Вып. 113. С. 5–30. DOI: [10.19047/0136-1694-2022-113-5-30](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2022-113-5-30).
2. Атлас Арктики. М.: ГУГК, 1985. 204 с.
3. *Горячкин С.В.* Почвенный покров севера (структура, генезис, экология, эволюция). М.: ГЕОС, 2010. 414 с.
4. *Горячкин С.В., Водяницкий Ю.Н., Конюшков Д.Е., Лесовая С.Н., Мергелов Н.С., Титова А.А.* Биоклиматические и геогенные проблемы географии почв северной Евразии // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2008. № 62. С. 48–68.
5. *Журавлев В.А., Кораго Е.А., Костин Д.А., и др.* Государственная геологическая карта Российской Федерации. Масштаб 1 : 1 000 000 (третье поколение). Серия Северо-Карско-Баренцевоморская. Лист R-39, 40 – о. Колгуев – прол. Карские Ворота. Объяснительная записка. СПб.: Картографическая фабрика ВСЕГЕИ, 2014. 405 с.
6. *Игнатенко И.В.* Почвы восточно-европейской тундры и лесотундры. М.: Наука, 1979. 280 с.
7. Классификация и диагностика почв России / *Л.Л. Шишов, В.Д. Тонконогов, И.И. Лебедева, М.И. Герасимова*. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
8. Почвоведение / Под ред. *В.А. Ковды, Б.Г. Розанова*. Ч. 1. Почва и почвообразование / *Г.Д. Белицина, В.Д. Васильевская, Л.А. Гришина и др.* М.: Высш. шк., 1988. 400 с.
9. *Лавриненко О.В., Матвеева Н.В., Лавриненко И.А.* Предварительные итоги классификации растительности восточноевропейских тундр и новый класс для зональных местообитаний // Биология растений и садоводство: теория, инновации. 2016. № 143. С. 95–105.
10. *Ливеровский Ю.А.* Почвы тундр Северного Края. Л.: Изд-во АН СССР, 1934. 112 с.
11. *Лобков В.А., Шматова А.Г.* Литолого-геоморфологические закономерности дифференциации почвенного покрова восточной части острова Колгуев // Рельеф и четвертичные образования Арктики,

Субарктики и Северо-Запада России. 2022. Вып. 9. С. 160–166. DOI: [10.24412/2687-1092-2022-9-160-166](https://doi.org/10.24412/2687-1092-2022-9-160-166).

12. *Пастухов А.В.* О генезисе и классификационном положении автоморфных почв на покровных суглинках в микроэкотоне тундра-лесотундра // Вестник Санкт-петербургского университета. 2008. Сер. 3. № 3. С. 117–126.

13. *Пастухов А.В., Забоева И.В.* Почвы экотона лесотундры // Вестник ИБ. 2010. № 2. С. 5–10.

14. Полевой определитель почв. М.: Почвенный ин-т им. В.В. Докучаева, 2008. 182 с.

15. *Розанов Б.Г.* Морфология почв. М.: Изд-во МГУ, 1983. 320 с.

16. *Русанова Г.В., Денева С.В., Канев В.В.* Почвы северо-запада Большеземельской тундры (бассейн р. Ортины) // Почвоведение. 2004. № 7. С. 792–803.

17. *Русанова Г.В., Шахтарова О.В.* Структурная организация и профильная дифференциация веществ в автоморфных почвах юго-востока Большеземельской тундры // Вестник Томского университета. Биология. 2012. № 3(19). С. 18–32.

18. *Русанова Г.В., Шахтарова О.В.* Особенности автоморфного почвообразования в ландшафтах Большеземельской тундры // Известия Коми НЦ УрО РАН. 2013. № 3(15). С. 27–34.

19. Теория и практика химического анализа почв / Под ред. *Л.А. Воробьевой*. М.: ГЕОС, 2006. 400 с.

20. *Тонконогов В.Д., Горячкин С.В., Пастухов А.В.* Основные типы профилей тундровых суглинистых почв европейского северо-востока // Материалы IV Съезда Докучаевского общества почвоведов. “Почвы – национальное достояние России”. Новосибирск: “Наука-Центр”, 2004. Кн. 2. 223 с.

21. *Тонконогов В.Д., Пастухов А.В., Забоева И.В.* О генезисе и классификационном положении автоморфных почв на покровных суглинках северной тайги Европы // Почвоведение. 2006. № 1. С. 29–36.

22. *Тонконогов В.Д.* Автоморфное почвообразование в тундровой и таежной зонах Восточно-Европейской и Западно-Сибирской равнин. М.: Почвенный ин-т им. В.В. Докучаева, 2010. 304 с.

23. *Van Vliet- Lanoë B., Fox C.A.* Frost action // Interpretation of micromorphological features of soils and regoliths. Elsevier, 2018. P. 575–603. DOI: [10.1016/C2014-0-01728-5](https://doi.org/10.1016/C2014-0-01728-5).

REFERENCES

1. Ananko T.V., Gerasimova M.I., Savitskaya N.V. Floodplain soils on the soil map of the Russian Federation, scale 1 : 2.5 M, 1988, in the Russian soil classification, 2004, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2022, No. 113 pp. 5–30. DOI: [10.19047/0136-1694-2022-113-5-30](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2022-113-5-30).
2. Atlas Arktiki (Atlas of the Arctic), Moscow.: GUGK, 1985, 204 p.
3. Goryachkin S.V., *Pochvennyi pokrov severa (struktura, genezis, ekologiya, evolyutsiya)* (Soil cover of the north (patterns, genesis, ecology, evolution)), Moscow: GEOS, 2010, 414 p.
4. Goryachkin S.V., Vodyanitskii Yu.N., Konyushkov D.E., Lesovaya S.N., Mergelov N.S., Titova A.A., *Bioklimaticheskie i geogennye problemy geografii pochv severnoi Evrazii* (Bioclimatic and geogenic problems of soil geography of northern Eurasia), *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2008, No. 62, pp. 48–68.
5. Zhuravlev V.A., Korago E.A., Kostin D.A. et al., *Gosudarstvennaya geologicheskaya karta Rossiiskoi Federatsii. Ob'yasnitel'naya zapiska* (State geological map of the Russian Federation. Explanatory letter), Saint Petersburg: Kartograficheskaya fabrika VSEGEI, 2014, 405 p.
6. Ignatenko I.V., *Pochvy vostochno-evropeiskoi tundry i lesotundry* (Soils of the Eastern European tundra and forest-tundra), Moscow: Nauka, 1979, 280 p.
7. Shishov L.L., Tonkonogov V.D., Lebedeva I.I., Gerasimova M.I. (Eds.), *Klassifikatsiya i diagnostika pochv Rossii* (Classification and diagnostics of soils in Russia), Smolensk: Oikumena, 2004, 342 p.
8. Kovda V.A., Rozanov B.G., *Pochvovedenie, Ch. 1, Pochva i pochvoobrazovanie* (Soil science, Part 1, Soil and soil formation), Moscow: Vyssh. shk., 1988, 400 p.
9. Lavrinenko O.V., Matveeva N.V., Lavrinenko I.A., *Predvaritel'nye itogi klassifikatsii rastitel'nosti vostochnoevropeskikh tundr i novyi klass dlya zonal'nykh mestoobitanii* (Preliminary results of the classification of vegetation of the Eastern European tundras and a new class for zonal habitats), *Biologiya rastenii i sadovodstvo: teoriya, innovatsii*, 2016, No. 143, pp. 95–105.
10. Liverovskii Yu.A., *Pochvy tundr Severnogo Kraya* (Soils of the tundra of the Northern Territory), Leningrad: Izd-vo AN SSSR, 1934, 112 p.
11. Lobkov V.A., Shmatova A.G., *Litologo-geomorfologicheskie zakonomernosti differentsiatsii pochvennogo pokrova vostochnoi chasti ostrova Kolguev* (Lithological and geomorphological patterns of differentiation of soil cover in eastern part of Kolguev Island), *Rel'ef i*

chetvertichnye obrazovaniya Arktiki, Subarktiki i Severo-Zapada Rossii, 2022, Iss. 9, pp. 160–166, DOI: [10.24412/2687-1092-2022-9-160-166](https://doi.org/10.24412/2687-1092-2022-9-160-166).

12. Pastukhov A.V., O genezise i klassifikatsionnom polozhenii avtomorfnykh pochv na pokrovnykh suglinkakh v mikroekotone tundra-lesorundra (On the genesis and classification position of automorphic soils on cover loams in the tundra-forest tundra microecotone), *Vestnik sankt-peterburgskogo universiteta*, 2008, Ser. 3, No. 3, pp. 117–126.

13. Pastukhov A.V., Zaboeva I.V., Pochvy ekotona lesotundry (Soils of the forest-tundra ecotone), *Vestnik IB*, 2010, No. 2, pp. 5–10.

14. *Polevoi opredelitel' pochv* (Field soil guide), Moscow: Pochvennyi in-t im. V.V. Dokuchaeva, 2008, 182 p.

15. Rozanov B.G., *Morfologiya pochv* (Soil morphology), Moscow: Izd-vo MGU, 1983, 320 p.

16. Rusanova G.V., Deneva S.V., Kanev V.V., Pochvy severo-zapada Bol'shezemel'skoi tundry (bassein r. Ortiny) (Soils of the north-west of the Bolshezemel'skaya tundra (Ortina river basin)), *Pochvovedenie*, 2004, No. 7, pp. 792–803.

17. Rusanova G.V., Shakhtarova O.V., Strukturnaya organizatsiya i profil'naya differentsiatsiya veshchestv v avtomorfnykh pochvakh yugo-vostoka Bol'shezemel'skoi tundry (Structural organization and profile differentiation of substances in automorphic soils of the southeast of the Bolshezemel'skaya tundra), *Vestnik Tomskogo universiteta. Biologiya*, 2012, No. 3(19), pp. 18–32.

18. Rusanova G.V., Shakhtarova O.V., Osobennosti avtomorfnoy pochvoobrazovaniya v landshaftakh Bol'shezemel'skoi tundry (Features of automorphic soil formation in the landscapes of the Bolshezemel'skaya tundra), *Izvestiya Komi NTs UrO RAN*, 2013, No. 3(15), pp. 27–34.

19. *Teoriya i praktika khimicheskogo analiza pochv* (Theory and practice of chemical analysis of soils), Moscow: GEOS, 2006, 400 p.

20. Tonkonogov V.D., Goryachkin S.V., Pastukhov A.V., Osnovnye tipy profilei tundrovnykh suglinistykh pochv evropeiskogo severo-vostoka (Main types of profiles of tundra loamy soils of the European north-east), *Materialy IV S'ezda Dokuchaevskogo obshchestva pochvovedov “Pochvy – natsional'noe dostoyanie Rossii”* (Proc. of the IV Congress of the Dokuchaev Society of Soil Scientists. “Soils are the national treasure of Russia.”), Novosibirsk: “Nauka-Tsentr”, 2004, bk. 2, 223 p.

21. Tonkonogov V.D., Pastukhov A.V., Zaboeva I.V., O genezise i klassifikatsionnom polozhenii avtomorfnykh pochv na pokrovnykh suglinkakh severnoi taigi Evropy (On the genesis and classification position of

automorphic soils on cover loams of the northern taiga of Europe), *Pochvovedenie*, 2006, No. 1, pp. 29–36.

22. Tonkonogov V.D., *Avtomorfnoe pochvoobrazovanie v tundrovoi i taezhnoi zonakh Vostochno-Evropeiskoi i Zapadno-Sibirskoi ravnin* (Automorphic soil formation in the tundra and taiga zones of the East European and West Siberian Plains. M: Soil Institute named after. V.V. Dokuchaeva), Moscow: Pochvennyi in-t im. V.V. Dokuchaeva, 2010, 304 p.

23. Van Vliet- Lanoë B., Fox C.A., Frost action, In: *Interpretation of micromorphological features of soils and regoliths*, Elsevier, 2018, p. 575–603, DOI: [10.1016/C2014-0-01728-5](https://doi.org/10.1016/C2014-0-01728-5).

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2024-SPYC-37-72



Ссылки для цитирования:

Колчанова К.А., Толпешта И.И., Изосимова Ю.Г. Сорбция фульвокислоты на подфракциях ила, выделенных из минеральных горизонтов торфянисто-подзолисто-глеевой почвы // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2024. Специальный выпуск по материалам VII конференции молодых ученых “Почвоведение: Горизонты будущего. 2023”. С. 37-72. DOI: 10.19047/0136-1694-2024-SPYC-37-72

Cite this article as:

Kolchanova K.A., Tolpeshta I.I., Izosimova U.G., Adsorption of fulvic acid on clay subfractions isolated from mineral horizons of peat-podzol-gley soil, Dokuchaev Soil Bulletin, 2024, Proceedings of the VII Conference of Young Scientists “Soil Science: Horizons of the Future. 2023”, pp. 37-72, DOI: 10.19047/0136-1694-2024-SPYC-37-72

Благодарность:

Определение минерального состава илистой фракции проведено на дифрактометре MiniFlex 600 Rigaku, приобретенном МГУ им. М.В. Ломоносова в рамках федерального проекта “Развитие передовой инфраструктуры для проведения исследований и разработок в Российской Федерации” национального проекта “Наука” № АМ.6-пр. Определение молекулярных масс органического вещества было выполнено с использованием оборудования (хроматограф Biologic LP, BioRad), приобретенного за счет средств Программы развития Московского университета.

Acknowledgments:

The mineral composition of the silt fraction was determined using a MiniFlex 600 Rigaku diffractometer purchased by Lomonosov Moscow State University within the framework of the federal project “Development of Advanced Infrastructure for Research and Development in the Russian Federation” of the National Project “Science” No. AM.6-pr. Determination of molecular weights of organic matter was performed using equipment (Biologic LP chromatograph, BioRad) purchased with funds from the Moscow University Development Programme.

Сорбция фульвокислоты на подфракциях ила, выделенных из минеральных горизонтов торфянисто-подзолисто-глееватой почвы

© 2024 г. К. А. Колчанова^{1,2*}, И. И. Толпешта¹,
Ю. Г. Изосимова¹

¹МГУ им. М.В. Ломоносова, Россия,
119991, Москва, Ленинские горы, 1,
^{*}<https://orcid.org/0000-0002-9991-6718>,
e-mail: kolchanovakseniia@yandex.ru.

²ФИЦ “Почвенный институт им. В.В. Докучаева”, Россия,
119017, Москва, Пыжевский пер, 7, стр. 2.

Поступила в редакцию 02.02.2024, после доработки 02.05.2024,
принята к публикации 21.08.2024

Резюме: Изучение взаимодействий органического вещества с различными по размеру и составу минералогическими фракциями почвы способствует созданию прогнозных моделей по закреплению органического углерода в почвах и его устойчивости к биodeградации. В работе изучали сорбцию фульвокислоты (ФК), полученной из горизонта Н торфянисто-подзолисто-глееватой почвы на подфракциях ила, выделенных из горизонтов ELG и Ecnг той же почвы: 0–0.2 мкм (I), 0.2–0.06 мкм (II), 0.06–0.02 мкм (III) и <0.02 мкм (IV). Установлено, что в пересчете на единицу массы больше ФК сорбируют подфракции III и IV, обладающие большей площадью поверхности. В пересчете на единицу площади поверхности наблюдается обратная зависимость: чем крупнее фракция, тем больше на ней сорбируется ФК. Все подфракции ила, выделенного из обоих горизонтов, сорбируют преимущественно гидрофобные компоненты ФК, однако в более тонких подфракциях, практически не содержащих каолинита, вклад гидрофильных компонентов в общую сорбцию возрастает. В условиях проведенного эксперимента молекулы ФК с молекулярной массой 20 кДа не сорбировались в микропорах, имеющих средний размер ≈ 3.7 нм. Основным механизмом сорбции ФК на подфракциях ила являются гидрофобные взаимодействия. Гидрофильные компоненты ФК сорбируются посредством электростатических взаимодействий – путем лигандного обмена на боковых сколах глинистых минералов и с образованием мостиковых связей с ионом Ca^{2+} , занимающим обменные позиции в глинах.

Ключевые слова: сорбция; фульвокислота (ФК); подфракции ила; минералогия.

Adsorption of fulvic acid on clay subfractions isolated from mineral horizons of peat-podzol-gley soil

© 2024 К. А. Kolchanova^{1,2*}, I. I. Tolpeshita¹, U.G. Izosimova^{1*}

¹Lomonosov Moscow State University,
1 Leninskie Gori, Moscow 119234, Russian Federation,
^{*}<https://orcid.org/0000-0002-9991-6718>,
e-mail: kolchanovakseniia@yandex.ru.

²Federal Research Centre “V.V. Dokuchaev Soil Science Institute”,
7 Bld. 2 Pyzhevskiy per., Moscow 119017, Russian Federation.

Received 02.02.2024, Revised 02.05.2024, Accepted 21.08.2024

Abstract: We studied the adsorption of fulvic acid (FA) obtained from the H horizon of peaty-podzolic-gleyic soil on sludge subfractions isolated from the ELG and Ecng horizons of the same soil: 0–0.2 μm (I), 0.2–0.06 μm (II), 0.06–0.02 μm (III) and <0.02 μm (IV). It has been established that, in terms of unit mass, more FAs are sorbed by subfractions III and IV, which have a larger surface area. In terms of per unit surface area, an inverse relationship is observed: the larger the fraction, the more FA is sorbed on it. All subfractions of sludge isolated from both horizons sorb predominantly hydrophobic components of FA, but in the finer subfractions, which practically do not contain kaolinite, the contribution of hydrophilic components in total sorption increases. Under the experimental conditions, FA molecules with a molecular weight of 20 kDa were not adsorbed in micropores with an average size of ≈ 3.7 nm. The main mechanism of FA sorption on sludge subfractions is hydrophobic interactions. The hydrophilic components of FA are sorbed through electrostatic interactions, through ligand exchange on lateral cleaved clay minerals and with the formation of bridging bonds with the Ca^{2+} ion occupying exchange positions in clays.

Keywords: adsorption; fulvic acid (FA); clay subfractions; mineralogy.

ВВЕДЕНИЕ

Взаимодействие органического вещества с минеральными компонентами твердой фазы почв является важнейшим процес-

сом, регулирующим цикл и баланс углерода в биосфере. Сорбированное на минералах органическое вещество становится более устойчивым к микробному и ферментативному разложению (Kleber et al., 2015). Сорбция предотвращает вымывание органического вещества из почвенного профиля и ограничивает его миграцию (Hong et al., 2019; Chen, 2017). Сорбированные на поверхностях минералов гуминовые кислоты значительно модифицируют их поверхность и меняют их свойства (Kögel-Knabner et al., 2008; Jones, Singh, 2014; Anveri-Katz et al., 2017).

Исследования с использованием микроскопии показали, что органическое вещество на минеральных поверхностях сорбируется не сплошным слоем, а в виде пятен (Ransom et al., 1997, 1998; Bennet et al., 2012). Это свидетельствует о том, что на поверхности минералов существуют разные сорбционные центры, на которых органическое вещество может сорбироваться посредством разных механизмов. Силоксановые поверхности каолинита в основном гидрофобные, а на силоксановых поверхностях монтмориллонита и особенно иллита и вермикулита значительная доля площади обладает гидрофильными свойствами в местах локализации постоянного отрицательного заряда кристаллической решетки. Алюминольные и силанольные группы боковых поверхностей слоистых алюмосиликатов обеспечивают гидрофильные взаимодействия. Площадь боковых поверхностей глинистых минералов значительно меньше, чем площадь планарных поверхностей (Tournassat et al., 2015).

Чем больше общая площадь поверхности, доступная к сорбции, тем больше органического вещества потенциально может сорбироваться на минералах (Wei et al., 2021; Yu et al., 2013; Saidy et al., 2013). Илистая фракция почвы, обладающая большой удельной площадью поверхности, является основным сорбентом органического вещества в почвах. Часто наблюдается прямая зависимость между количеством сорбированного органического вещества и содержанием илистой фракции (Mayer, Xing, 2001; Six et al., 2002). Однако в пределах илистой фракции, несмотря на меньшую площадь поверхности, крупные подфракции (0.2–2 мкм) могут содержать больше органического углерода, чем мелкие (<0.2 мкм).

В работах Kahle и Gonzalez с соавторами показано, что крупная подфракция ила содержит более ароматическое и более конденсированное органическое вещество, в более мелких подфракциях ОВ более лабильное и менее гумусированное (Kahle et al., 2004; Gonzalez, Laird, 2003), что может указывать на разные механизмы связывания ОВ и минеральных частиц.

В экспериментах по сорбции гуминовых кислот и водорастворимого органического вещества показано, что более крупные молекулы сорбируются минералами в большей степени, чем меньшие по размеру (Specht et al., 2000; Zhang et al., 2012; El-sayed et al., 2019; Chen et al., 2019; Kaiser, Zech, 2000). Высокомолекулярные соединения, гидрофобные фракции и ароматические компоненты селективно сорбируются на силоксановых поверхностях каолинита, а гидрофильные фракции с малой молекулярной массой сорбируются на боковых поверхностях кристаллитов каолинита (Chen et al., 2019; Hong et al., 2019). Гумусовые кислоты с молекулярным весом более 100 кДа в основном представлены алифатическими структурами с низким содержанием карбоксильных групп, а фракции с размерами менее 30 кДа в основном представлены ароматическими компонентами (Khalaf et al., 2003; El-sayed et al., 2019). Показано, что алифатические фракции гуминовой кислоты, выделенной из торфа, имеют большее сродство к поверхности каолинита по сравнению с ароматическими (Ghosh et al., 2009). Wang и Xing показали, что и на каолините, и на монтмориллоните преимущественно сорбируются алифатические фракции гуминовой кислоты. Адсорбированная на обоих минералах гуминовая кислота оказалась более конденсированная, чем исходная. Авторы предполагают, что более конденсированные структуры при невысокой концентрации сорбируемого вещества могут образоваться на поверхности минерала в результате сильных взаимодействий с поверхностью (Wang, Xing, 2005). В экспериментах с водорастворимым органическим веществом озерной воды установлено, что в широком диапазоне pH на каолините сорбируются преимущественно более крупные гидрофобные молекулы ОВ, а маленькие по размеру молекулы с высоким содержанием карбоксильных функциональных групп практически не сорбируются

на минерале (Specht et al., 2000).

Органические вещества закрепляются на минеральной матрице почвы посредством различных механизмов, таких как электростатические взаимодействия, гидрофобные взаимодействия, лигандный обмен, через катионные мостики, а так же с помощью водородных и Ван-дер-Ваальсовых связей (Feng et al., 2005; Lutzow et al., 2006; Kleber et al., 2007; Zhang et al., 2012; Chen et al., 2017). Сорбция органического вещества минеральной матрицей почвы зависит от состава и содержания органического вещества, величины pH, ионной силы, минерального состава и преимущественно осуществляется на глинистых минералах, содержащихся в илистой фракции почв. Идентификация механизмов сорбции органического вещества часто осложняется полиминеральностью и наличием в составе ила подфракций разного размера. Несмотря на накопленные к настоящему времени сведения о сорбционном фракционировании компонентов органического вещества на минеральных поверхностях, до сих пор не существует четкого представления о количественном вкладе различных минералов в трансформацию ОБ. Цель нашей работы заключалась в определении закономерностей и выявлении механизмов сорбции фульвокислоты разными по размеру и минеральному составу подфракциями ила.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Сорбат. Фульвокислоту (ФК) выделяли из горизонта Н торфянисто-подзолисто-глеевой почвы (ТПГ), отобранной на территории Центрального лесного государственного природного биосферного заповедника. По WRB почва относится к Dystric Albic Gleyic Histic Retisol (WRB, 2014). Почвенный профиль состоит из оторфованных горизонтов T₁ и T₂, перегнойного Н и минеральных горизонтов ELG, Eih и Ecng, которые развиты в пределах верхнего наноса, представленного средним пылеватым суглинком, подстилаемым плохосортированной тяжелосуглинистой мореной.

Образец, отобранный из горизонта Н, высушивали, перетирали и просеивали через сито с диаметром отверстий 1 мм. Для выделения ФК образец заливали раствором 0.1 н. NaOH (соотно-

шение 1 : 5) и проводили 4 последовательные экстракции в течение 24 часов. Полученный щелочной экстракт подкисляли HCl до pH 2 для осаждения гуминовых кислот. Через 24 часа ФК, растворенную в надосадочной жидкости, отделяли центрифугированием (5 000 об./мин, 5 мин) и очищали по методике Форсита (Forsyth, 1947) с дополнительной обработкой HF по методике IHSS (Swift, 1996). Рабочий раствор ФК готовили, растворяя 0.3 г ФК в 1 л дистиллированной воды. ФК содержит функциональные группы с pKa1 4.1 и pKa2 5.7. Функциональные группы с pKa2 значительно преобладают над функциональными группами с pKa1 (Kolchanova et al., 2021).

Сорбенты. Фульвокислоту сорбировали на подфракциях ила, выделенных из горизонтов ELG и Eсng ТПГ почвы. Илистую фракцию (<1 мкм) выделяли из горизонтов ELG и Eсng по методике Айдиняна (1960) методом седиментации без предварительной химической обработки с двукратным разминанием. Илистая фракция была обработана 10%-ной H₂O₂ на водяной бане при температуре 80 °С для удаления органического вещества. После обработки перекисью водорода илистую фракцию промывали дистиллированной водой до pH 6–7 и высушивали. Из обработанной H₂O₂ иистой фракции удалили несиликатные соединения железа по методике Мера и Джексона. Далее илистую фракцию переводили в Са-форму, промывая ее 1 М СаCl₂. После удаления избытка реактива илистая фракция была высушена и разделена на четыре подфракции: 1.0–0.2 мкм (I), 0.2–0.06 мкм (II), 0.06–0.02 мкм (III) и <0.02мкм (IV) по методике, описанной в работе Laird (1994).

Схема проведения сорбционного эксперимента. В качестве сорбата использовалась фульвокислота, выделенная из горизонта Н торфянисто-подзолисто-глеевой почвы. Навеску (0.3 г) подфракции ила помещали в пластиковую центрифужную пробирку объемом 50 мл, заливали 50 мл рабочего раствора фульвокислоты с концентрацией C_{орг} 61.01 мг/л и с pH 4.64 единиц, встряхивали на ротаторе в течение 24 часов при 230 об./мин. Затем суспензию фильтровали через мембранный фильтр с размером

пор 0.45мкм (OMNIPORE JHWP02500, диаметр 25 мм). В полученном растворе определяли содержание $C_{орг}$ и N, pH, амфифильное и молекулярно-массовое распределения, выполненные методами, описанными ниже. Количество сорбированного углерода рассчитывали по разности концентрации углерода в рабочем растворе и в растворе после взаимодействия ФК с подфракциями ила. Эксперимент проводили в двукратной повторности.

Методы. Минеральный состав илистой фракции определяли в образцах без удаления из них органического вещества и несиликатных соединений железа методом рентгендифрактометрии на приборе MiniFlex-600 (Rigaku, Япония) с использованием CuK_{α} излучения, фильтрованного K_{β} фильтром, с напряжением на трубке 30 кВ и током 15 мА, и детектором D/teX Ultra. Минеральный состав подфракций ила определяли методом рентгендифрактометрии на приборе ДРОН-3 с использованием CuK_{α} -излучения, фильтрованного Ni в диапазоне 2° – 62° 2θ с шагом 0.05 и временем экспозиции 10 с. Напряжение и ток на трубке составляли 35 кВ и 20 мА соответственно. Съемку илистой фракции в целом и подфракций ила проводили в воздушно-сухом состоянии, после насыщения этиленгликолем и после прокаливании в течение 2 ч при температурах 350 °C и 550 °C. Содержание глинистых минералов определяли по методике Корнблюма с поправкой на LP-фактор.

Определение удельной поверхности проводили на анализаторе Quadrasorb SI / Kr (Quantachrome Instruments, Бойнтон-Бич, Флорида, США). Адсорбция проводилась при температуре жидкого азота (77.35 K). Адсорбентом служил азот чистотой 99.999%. Для калибровки объема измерительных ячеек использовали гелий марки 6.0 (99.9999%). Расчет проводился по многоточечной изотерме БЭТ в диапазоне P/P0 от 0.05 до 0.30.

Реакцию среды (pH) водной суспензии измеряли электродом (LE438 IP 67) на приборе F2- Standard (Mettler Toledo) при соотношении твердая : жидкая фазы – 1 : 50.

Молекулярно-массовое распределение получали на хроматографе Bio-Rad (BioLogic LP system) на колонке фирмы Pharmacia (1.5 см × 100 см), заполненной гелем Sephadex G-50 (GE

Healthcare); скорость элюирования составляла 0.5 мл/мин, а время элюирования – 350 мин, элюентом служила дистиллированная вода. Свободный объем колонки определяли по голубому декстрану, а конечный объем по $K_2Cr_2O_7$. Молекулярная масса рассчитывалась по эмпирической формуле Детермана (1970): $IgM = 4.79 - 0.42 (V_e/V_0)$; где V_e – объем выхода элюата, а V_0 – свободный объем колонки, определяемый по голубому декстрану).

Амфифильные свойства изучали методом гидрофобной хроматографии на колонке Bio-Rad (9 мм × 10 см) на геле OCTYL-AGAROSE (Sigma-Aldrich). Гидрофильные фракции элюировались 10% $(NH_4)_2SO_4$ в 0.03 М TRIS-HCl (pH 7.2) (буфер А) в течение 80 мин, затем ступенчатым градиентом при переходе от сульфата (буфер А) к чистому 0.03 М TRIS-HCl (буфер Б) в течение 80 мин. Промывка колонки чистым TRIS-HCl составляла 40 мин. Для элюирования гидрофобной фракции использовался 0.03 М TRIS-HCl с добавлением детергента 0.3% додецил сульфата Na (буфер С) в течение 250 мин. Скорость элюирования и общее время элюирования составили 1мл/мин и 450 мин соответственно. Коэффициент гидрофобности (hph) рассчитывали как отношение содержания гидрофобных компонентов к гидрофильным.

Содержание органического углерода и азота определяли на анализаторе High Temperature TOC/TNb Analyzer liquidTOC (Elementar Analysensysteme, GmbH, Langenselbold, Germany).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Содержание и минеральный состав илистой фракции и подфракций ила. В подзолистом горизонте ELG содержится 8% илистой фракции, что почти вдвое меньше, чем в нижележащем горизонте (табл. 1). Распределение частиц по размерам в пределах илистой фракции оказалось отличным в двух исследованных горизонтах. В илистой фракции подзолистого горизонта преобладают частицы размером от 1.0 мкм до 0.2 мкм (56%), а на долю частиц >0.06 мкм приходится 80%. В илистой фракции нижележащего горизонта сумма фракций >0.06 составляет 60%, а в ее составе преобладают частицы от 0.06 мкм до 0.2 мкм (35%).

Таблица 1. Содержание илистой фракции и подфракций ила
Table 1. Content of clay fraction and clay subfractions

Образец	Размерные фракции				
	<1 мкм	1.0-0.2 мкм	0.2-0.06 мкм	0.06-0.02 мкм	<0.02 мкм
	%	% от содержания ила			
ELG	8	56	24	10	10
Ecng	17	25	35	19	21

В илистой фракции обоих изученных горизонтов диагностированы иллит, каолинит, минералы с лабильной решеткой в количестве 28%, 62%, 10% и 48%, 40%, 12% для горизонтов ELG и Ecng соответственно. Лабильные минералы в составе ила обоих горизонтов преимущественно представлены вермикулитом. В подзолистом горизонте обнаружены почвенные хлориты, образованные по вермикулиту (HIV). В составе ила обоих горизонтов присутствуют смешаннослойные минералы, состоящие из иллитовых и вермикулитовых слоев. Увеличение диффузного рассеяния в сторону малых углов на рентгендифрактограммах илистых фракций горизонта Ecng после обработки препаратов этиленгликолем (рентгенограммы не приводятся) свидетельствует о том, что в составе смешаннослойной фазы могут содержаться монтмориллонитовые слои. Прокаливание образцов ила из горизонта Ecng при 550 °C не привело к полному сжатию решетки, что можно объяснить присутствием в образце смешаннослойных минералов с хлоритовыми слоями.

Минеральный состав илистой фракции дифференцирован по размерам подфракций (табл. 2, рис. 1). Каолинит в сумме с хлоритом в обоих горизонтах преимущественно содержатся в составе крупных подфракций ила (0.06–1 мкм). В обоих горизонтах относительное содержание иллита возрастает с уменьшением размера фракций ила. Наименьшее содержание иллита (7%) обнаружено во фракции 1.0–0.2 мкм в составе ила, выделенного из горизонта Ecng. Относительное содержание лабильных минералов в горизонте ELG увеличивается с уменьшением размера подфракций ила, что в целом согласуется с литературными данными. Показа-

но, что с уменьшением размера частиц в подфракциях ила уменьшается содержание каолинита и вермикулита и увеличивается содержание иллита и смектита (Ndzana, 2018; Zhi et al., 2016; Laird, 1991; Gonzalez, 2003).

Таблица 2. Минеральный состав подфракций ила
Table 2. Mineral composition of clay subfractions

Горизонт	Подфракция, мкм	Содержание минералов, % от суммы трех компонентов		
		каолинит + хлорит	иллит	лабильные минералы
ELG	1.0–0.2	67	28	5
	0.2–0.06	51	30	19
	0.06–0.02	18	59	23
	<0.02	3	60	37
Ecng	1.0–0.2	65	7	28
	0.2–0.06	38	36	26
	0.06–0.02	18	66	16
	<0.02	2	93	5

В горизонте Ecng наблюдалась обратная зависимость. В самой мелкой подфракции обоих горизонтов по увеличению межплоскостного расстояния с 1.3–1.4 нм в исходном состоянии до 1.6 нм в образце, насыщенном этиленгликолем (рис. 1), диагностируется монтмориллонит. В элювиальном горизонте в первых трех подфракциях диагностирован почвенный хлорит. Хлорит однозначно диагностируется только в самой крупной фракции ила горизонта Ecng (рис. 1).

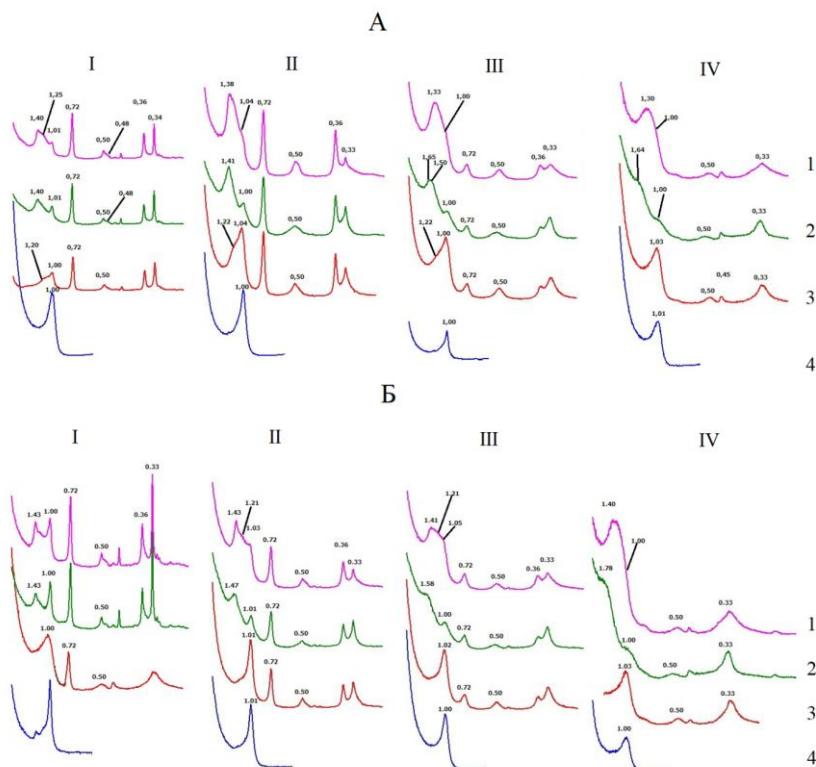


Рис.1. Рентгендифрактограммы подфракций и/а горизонтов ELG (**А**) и Ecng (**Б**) 1.0–0.2 мкм (I), 0.2–0.06 мкм (II), 0.06–0.02 мкм (III) и <0.02 мкм (IV) в воздушно-сухом состоянии (1), насыщенные этиленгликолем (2) и прокаленные при температурах 350 °C (3) и 550 °C (4). Числа на кривых – d/n , нм.

Fig. 1. X-ray diffraction patterns of clay subfractions of the ELG (**A**) and Ecng (**B**) horizons 1.0–0.2 μm (I), 0.2–0.06 μm (II), 0.06–0.02 μm (III) and <0.02 μm (IV) in an air-dry state (1), saturated with ethylene glycol (2) and calcined at temperatures of 350 °C (3) and 550 °C (4). The numbers on the curves are d/n , nm.

С уменьшением размера подфракций в обоих горизонтах увеличивается содержание смешаннослойных минералов. На рентгенограммах воздушно-сухих образцов подфракции IV ($<0.02\text{ мкм}$) нет острых симметричных дифракционных максимумов, а отражение от иллита ($d(001) \approx 1\text{ нм}$) перекрывается отражениями от смешаннослойных минералов и монтмориллонита (рис. 1, IV). По увеличению межплоскостного расстояния до 1.6–1.8 нм после насыщения образцов IV подфракции этиленгликолем можно сделать вывод о наличии в образцах монтмориллонита как в составе самостоятельной фазы, так и в составе смешаннослойного иллита-монтмориллонита. Широкие с небольшой интенсивностью отражения с максимумом 7.7–7.2 нм на рентгенограммах образцов IV фракции свидетельствует о присутствии в образце небольших количеств каолинита либо в составе кристаллитов небольшой толщины, либо в составе смешаннослойной фазы. На рентгенограмме образцов IV фракции, прокаленных при 550 °C, эти отражения отсутствуют. В литературе имеются сведения о том, что с уменьшением размера частиц уменьшается окристаллизованность минералов (Zhi et al., 2016), что также приводит к уширению пиков на рентгенограммах и снижению их интенсивности.

Удельная площадь внешней поверхности подфракций ила увеличивается с уменьшением размера подфракций (табл. 3). Для первых трех подфракций площади поверхности оказались близкими в обоих горизонтах. В обоих горизонтах максимальный общий объем пор характерен для II размерной подфракции, а минимальный – для подфракции I. Средний размер пор в обоих горизонтах оказался практически одинаковым для подфракций одного размера. При этом в IV подфракции в обоих горизонтах размер пор оказался в 2 раза меньше, чем в более крупных подфракциях. Поры первых двух размерных подфракций представлены мезо- и макропорами. В III и IV подфракциях обнаружены микропоры, средний размер и объем которых в 2 раза больше в IV подфракции, по сравнению с III подфракцией.

Таблица 3. Площадь поверхности подфракций ила, выделенных из горизонтов ELG и Ecng

Table 3. Surface area of clay subfractions isolated from the ELG and Ecng horizons

Подфракции ила (мкм)	Площадь поверх- ности (мг/м ²)	Объем пор (г/см ³)/сред- ний размер пор (нм)	Объем микропор (см ³ /г)	Площадь по- верхности (м ² /г)	
				мик- ропор	осталь- ных пор
ELG 1.0–0.2	26.1	0.093/6.1	0	0	26.1
ELG 0.2–0.06	72.7	0.215/6.8	0	0	72.7
ELG 0.06–0.02	124.4	0.177/6.1	0.029	42.1	82.3
ELG <0.02	160	0.144/3.8	0.064	110.1	49.9
Ecng 1.0–0.2	31	0.112/6	0	0	31
Ecng 0.2–0.06	73.5	0.200/6	0	0	73.5
Ecng 0.06–0.02	110.5	0.167/6.6	0.024	34.7	75.8
Ecng <0.02 мкм	134.3	0.146/3.6	0.057	91	43.3

Сорбция ФК пофракциями ила и ее механизмы. В пересчете на единицу массы больше ФК сорбируют подфракции III и IV, обладающие большей площадью поверхности (табл. 4), что согласуется с литературными данными (Kennedy, 2014; Mayer, Xing, 2001; Six et al., 2002; Wei et al., 2021). В пересчете на единицу площади поверхности наблюдается обратная зависимость: чем крупнее фракция, тем больше на ней сорбируется ФК.

Таблица 4. Количество сорбированной ФК и ее гидрофильных и гидрофобных компонентов на подфракциях ила
Table 4. Amount of sorbed FA and its hydrophilic and hydrophobic components on clay subfractions

Образец		Сорбировано $C_{орг}$		Сорбировано C (гфл)		Сорбировано C (гфб)	
		мг/г	мг/м ²	мг/г	мг/м ²	мг/г	мг/м ²
Горизонт <i>ELG</i>							
1.0–0.2 _{мкм}	1	0.97	0.037	0.042	0.001	0.927	0.036
	2	0.95	0.036	0.036	0.001	0.909	0.035
0.2–0.06 _{мкм}	1	1.73	0.024	0.072	0.001	1.660	0.023
	2	2.06	0.028	0.081	0.001	2.055	0.028
0.06–0.02 _{мкм}	1	2.66	0.021	1.232	0.011	1.426	0.011
	2	2.98	0.024	1.427	0.012	1.550	0.012
<0.02 _{мкм}	1	2.34	0.015	0.867	0.006	1.469	0.009
	2	2.45	0.015	0.890	0.005	1.551	0.010

Продолжение таблицы 4
Table 4 continued

Образец		Сорбировано $C_{орг}$		Сорбировано C (гфл)		Сорбировано C (гфб)	
		мг/г	мг/м ²	мг/г	мг/м ²	мг/г	мг/м ²
<i>Горизонт Еспд</i>							
1.0–0.2мкм	1	1.62	0.052	0.039	0.001	1.577	0.052
	2	1.47	0.047	0.080	0.003	1.370	0.047
0.2–0.06мкм	1	2.09	0.028	0.092	0.001	2.000	0.028
	2	1.90	0.026	0.036	0.001	1.863	0.026
0.06–0.02мкм	1	2.37	0.021	0.484	0.004	1.885	0.021
	2	2.64	0.024	0.552	0.005	2.090	0.024
<0.02мкм	1	2.76	0.021	0.210	0.002	2.545	0.021
	2	3.05	0.023	0.298	0.003	2.750	0.023

После взаимодействия с фульвокислотой в равновесной жидкой фазе увеличивается значение рН. С уменьшением размера подфракции ила разни́ца между исходным и равновесным значениями рН ФК становится больше (табл. 5), что может свидетельствовать о различных механизмах сорбции ФК на минеральных частицах разного размера. После взаимодействия с сорбентами в равновесном растворе увеличивается отношение C/N , вероятно, вследствие преимущественной сорбции азотсодержащих соединений. Прослеживается тенденция к уменьшению этого отношения с уменьшением размера подфракций (табл. 5). Можно предполагать, что сорбированное органическое вещество на разных по размеру подфракциях ила имеет разный состав. В работах, посвященных изучению состава органического вещества, сорбированного на разных по размеру минеральных компонентах, показано, что более крупная подфракция ила содержит более ароматическое и более конденсированное органическое вещество, а в более мелких подфракциях преобладает лабильное и менее гумусированное органическое вещество (Kahle et al., 2004; Gonzalez, Laird, 2003).

Сорбция ФК на подфракциях ила не привела к изменению молекулярно-массового распределения оставшейся в равновесном растворе ФК. На кривых молекулярно-массового распределения ФК до и после сорбции наблюдался один пик, соответствующий молекулярной массе 20 кДа (рис. 2).

На кривых амфифильного распределения исходной ФК гидрофильная фракция представлена широким пиком относительно небольшой интенсивности, а более гидрофобные компоненты – группой частично перекрывающихся друг друга пиков (рис. 3). Доля гидрофобных компонентов в исходном растворе ФК превышает долю гидрофильных, а величина коэффициента гидрофобности h_{ph} равна 3.17 (табл. 5).

После сорбции во всех вариантах опыта изменилось соотношение гидрофильных и гидрофобных фракций в растворе ФК. На всех размерных фракциях сорбируется больше гидрофобных компонентов ФК, чем гидрофильных (табл. 4, рис. 3).

Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева. 2024.
 “Почвоведение: Горизонты будущего. 2023”.
 Dokuchaev Soil Bulletin, 2024, “Soil Science: Horizons of the Future. 2023”

Таблица 5. Свойства ФК до и после сорбции на подфракциях ила горизонта ELG и Ecng
Table 5. Properties of FA before and after sorption on clay subfractions of the ELG and Ecng horizons

Образец		pH	C _{орг} (мг/л)	N (мг/л)	C / N	hph
ФК		4.26	61.01	0.99	60	3.17
ELG						
1.0–0.2 мкм	1	5.60	55.19	0.87	64	2.85
	2	5.55	55.33	0.84	66	2.85
0.2–0.06 мкм	1	5.91	50.61	0.61	83	2.57
	2	5.87	48.67	0.96	60	2.45
0.06–0.02 мкм	1	6.18	45.05	Не опр.	-	5.25
	2	6.16	43.14	Не опр.	-	6.14
<0.02 мкм	1	6.73	46.98	Не опр.	-	4.00
	2	6.77	46.29	Не опр.	-	4.00

Продолжение таблицы 5
Table 5 continued

Образец		pH	C _{орг} (мг/л)	N (мг/л)	C/N	hph
ФК		4.26	61.01	0.99	60	3.17
Ecng						
1.0–0.2 мкм	1	5.96	51.30	0.72	71	2.57
	2	5.93	52.30	0.52	100	2.70
0.2–0.06 мкм	1	6.31	48.45	0.58	84	2.45
	2	6.34	49.61	0.63	79	2.45
0.06–0.02 мкм	1	6.44	46.79	0.53	88	3.00
	2	6.48	45.15	0.70	65	3.00
<0.02 мкм	1	6.60	44.47	0.70	63	2.33
	2	6.64	42.71	0.53	81	2.33

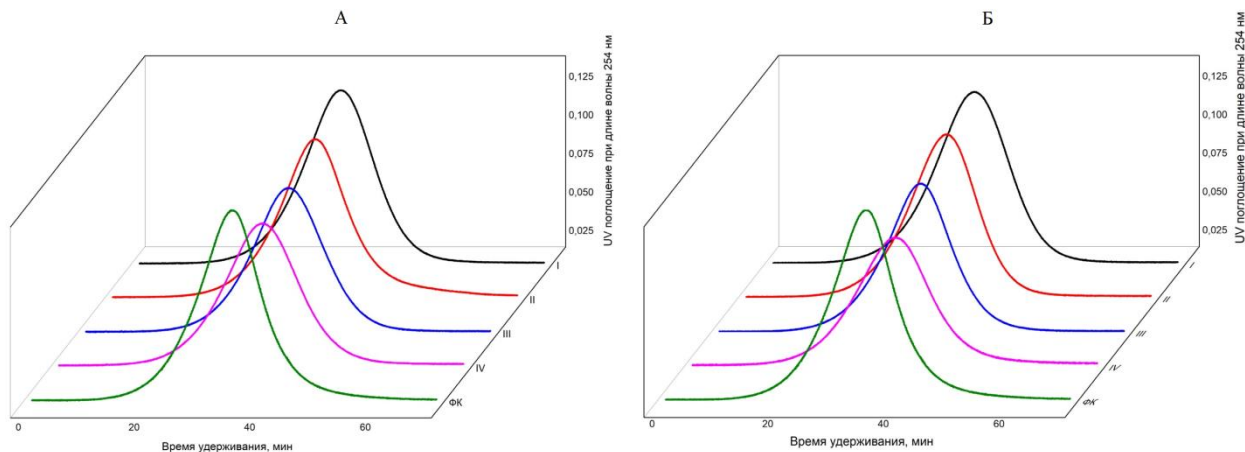


Рис. 2. Молекулярно-массовые распределения ФК до и после сорбции на подфракциях ила I, II, III и IV, выделенных из горизонтов ELG (А) и Ecng (Б).

Fig. 2. Molecular weight distributions (HPSEC chromatograms) of FA before and after sorption on clay subfractions I, II, III and IV, isolated from the ELG (А) and Ecng (Б) horizons.

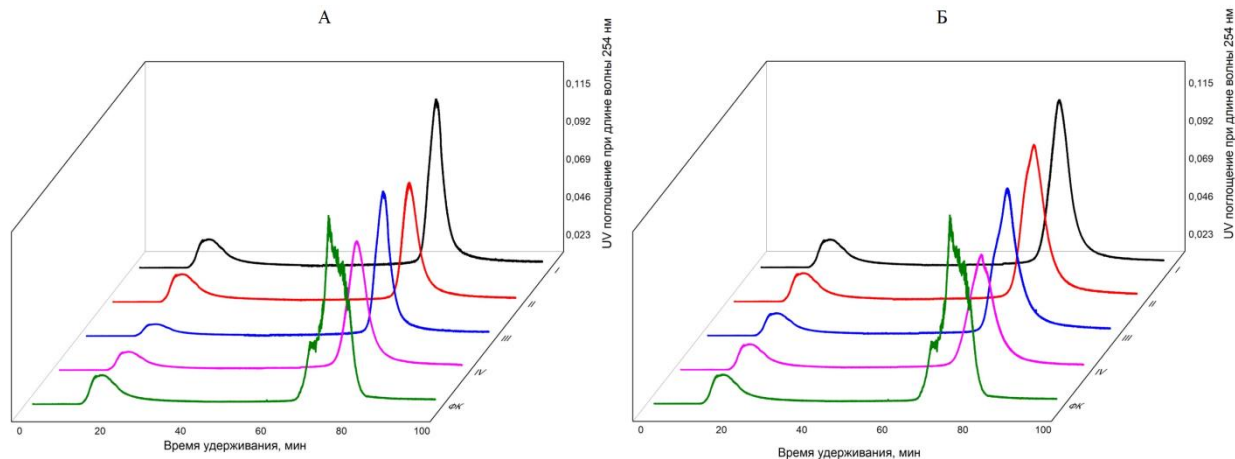


Рис. 3. Амфифильное распределение ФК до и после сорбции на подфракциях ила I, II, III и IV, выделенных из горизонтов ELG (А) и Ecng (Б).

Fig. 3. Amphiphilic distribution of FA before and after sorption on clay subfractions I, II, III and IV, isolated from the ELG (A) and Ecng (Б) horizons.

Наблюдается общая закономерность: чем ниже коэффициент гидрофобности в растворе после сорбции, тем больше сорбируется органического вещества (таблицы 4 и 5). Однако подфракция III илистой фракции горизонта ELG выпадает из общей закономерности. После сорбции на этой подфракции, оставшаяся в растворе ФК характеризуется значительно более высоким коэффициентом гидрофобности, чем исходная ФК, но при этом именно на этой подфракции наблюдается максимальная сорбция органического углерода в пересчете на единицу массы (табл. 4).

Для обоих горизонтов наблюдается классическая pH-зависимая сорбция ФК: чем ниже значение pH, тем больше органического углерода сорбируется на минеральной поверхности (рис. 4).

Такая зависимость обусловлена сорбцией ФК на pH-зависимых боковых поверхностях глинистых минералов, которая осуществляется за счет гидрофильных компонентов ФК. Так как в ФК, использованной в эксперименте, преобладают функциональные группы с pK_a 5.7, то с увеличением от 5.7 до 6.8 единиц количество депротонированных карбоксильных групп должно увеличиваться. Liu с соавторами показали, что силанольные ($\equiv Si-OH$) и алюмоиольные ($\equiv Al-OH_2OH$) группы каолинита имеют pK_a 6.9 и pK_a 5.7 соответственно (Liu et al., 2013). Вследствие того, что в подфракциях I и II преобладает каолинит, в диапазоне pH от 5.6 до ≈ 6 эти функциональные группы могут быть частично протонированы, что приводит к увеличению сорбции ФК в этом диапазоне pH. Увеличение pH до 7 способствует депротонированию алюмоиольных и силанольных группировок и возникновению дополнительного отрицательного заряда поверхности минерала, и отталкиванию от нее депротонированных функциональных групп ФК.

Наиболее высокие равновесные значения pH наблюдались в экспериментах с IV подфракцией, на которой сорбируется наименьшее количество органического вещества в пересчете на единицу поверхности (рис. 4).

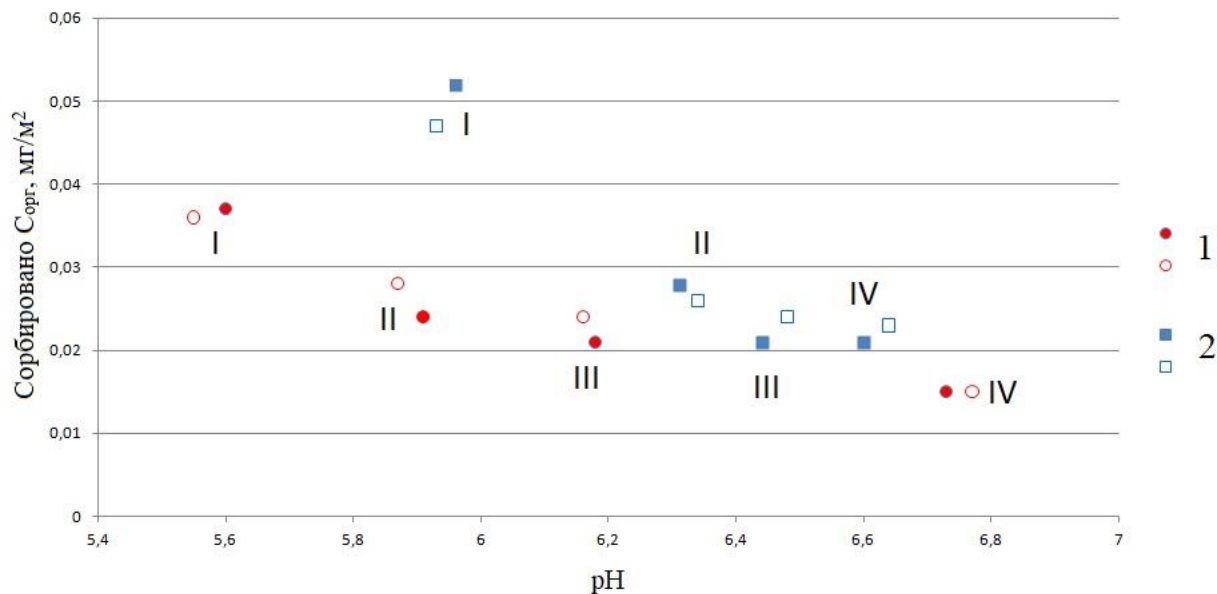


Рис. 4. Зависимость сорбции ФК в мг/м^2 от равновесного значения pH для подфракций ила, выделенного из горизонтов ELG (1) и Bcng (2). I–IV подфракции ила.

Fig. 4. Dependence of FA sorption in mg/m^2 on the equilibrium pH value for sludge subfractions isolated from the ELG (1) and Bcng (2) horizons. I–IV clay subfractions.

В этой подфракции содержится более 60% иллита, а содержание каолинита не превышает 3% в обоих горизонтах (табл. 2). Алуминольные группы мусковита характеризуются несколько меньшими величинами pK_{a1} , чем у каолинита и варьируют от 3.9 до 5.52 единиц (Kriaa et al., 2008; Liu et al., 2018). Следовательно, в изученном диапазоне pH с увеличением pH возрастает количество депротонированных отрицательно заряженных алуминольных групп, что уменьшает сорбцию ФК (рис. 4).

Наблюдаемое увеличение pH в равновесной жидкой фазе можно объяснить сорбцией ФК на минералах путем лигандного обмена на OH^- . Учитывая тот факт, что увеличение pH в равновесном растворе, по сравнению с исходным раствором ФК, в наибольшей степени наблюдалось для подфракции IV, можно предположить, что этот механизм вносит большой вклад в сорбцию ФК на самых мелких подфракциях ила.

Еще одним механизмом гидрофильных компонентов ФК может быть образование мостиковой связи между Ca^{2+} , присутствующим на поверхности минералов в обменной форме и депротонированными функциональными группами. Наибольшее количество гидрофильной фракции в пересчете на единицу массы сорбировалось IV фракцией горизонта ELG, в которой содержалось наибольшее количество лабильных минералов (табл. 2 и 4).

Гидрофобные фракции ФК сорбировались преимущественно на каолините. Небольшой постоянный отрицательный заряд кристаллической решетки не оказывает значительного влияния на гидрофобные свойства силоксановой поверхности каолинита. Чем больше в составе подфракции каолинита, тем больше на ней сорбируется гидрофобных компонентов (рис. 5). Плотность постоянного отрицательного заряда на силоксановой поверхности иллита значительно больше, чем у каолинита ввиду большей степени изоморфных замещений в тетраэдрической сетке. Следовательно, на силоксановых поверхностях иллита доля гидрофобных участков будет меньше, чем на поверхности каолинита. В пересчете на единицу поверхности сорбция гидрофобных компонентов уменьшалась с увеличением содержания иллитов в подфракциях ила, т. е. от более крупных подфракций к более мелким (рис. 5).

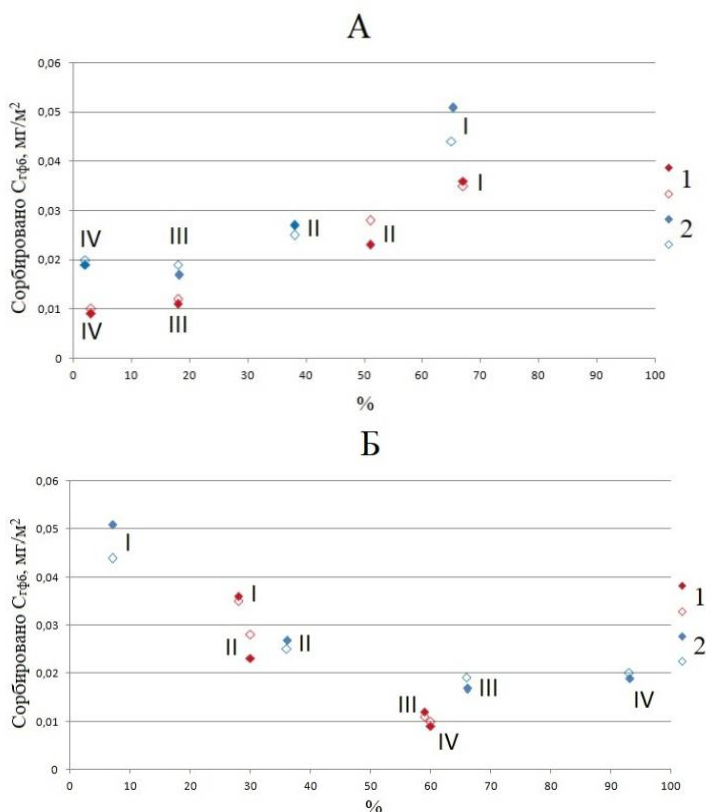


Рис. 5. Зависимость сорбции гидрофобной фракции ФК в мг/м^2 от содержания каолинита (**А**) и иллита (**Б**) в % для подфракций ила, выделенного из горизонтов ELG (1) и Bcng (2). I–IV – подфракции ила.

Fig. 5. Dependence of sorption of the hydrophobic fraction of FA in mg/m^2 on the content of kaolinite (**А**) and illite (**Б**) in % for subfractions of clay, isolated from the ELG (1) and Bcng (2) horizons. I–IV are clay subfractions.

В III и IV подфракциях ила обнаружены микропоры. С увеличением количества микропор увеличивается площадь поверхности образца и количество сорбционных мест, что должно приводить к увеличению сорбции органического вещества. Из рисунка 6

видно, что количество сорбированного органического вещества в пересчете на единицу не зависит от площади микропор и увеличивается с увеличением площади мезо- и макропор.

Полученные результаты свидетельствуют о том, что в условиях проведенного эксперимента молекулы ФК не сорбируются в микропорах. Средний размер пор в IV подфракции составляет 3.6–3.8 нм (табл. 3), а значение рН составляет 6.7 (табл. 5). Из литературы известно, что такие белки как химотрипсин, миоглобин, лизоцим и папаин с близкой к сферической или компактной эллипсоидной структурой, обладают близкой к ФК молекулярной массой – 14–25 кДа (Страйер, 1984; Blocklehurst et al., 1981; Марри и др., 1993). Диаметр таких молекул при значениях рН около 4 составляет около 4.5–5 нм. При повышении значения рН молекула фульвокислоты претерпевает конформационные изменения: карбоксильные и фенольные группы молекулы депротонируются, и из-за возникающих электростатических сил отталкивания увеличивается объем молекулы. В работе (Avena, 1999) доказано, что размер молекулы фульвокислоты с молекулярной массой 23 кДа увеличивается при увеличении значений рН от 4 до 6.5 при низком значении ионной силы. Если предположить, что размеры молекул фульвокислоты, использованной в нашем эксперименте, были близки к размерам, приведенным в цитируемой литературе, то они сорбировались на поверхности, не проникая в мелкие поры. Таким образом, площадь поверхности, доступная для сорбции на IV подфракции ила, уменьшается за счет исключения порового пространства микропор. Показано, что более крупные молекулы гуминовой кислоты сорбировались преимущественно на поверхности глинистых минералов, в то время как более мелкие молекулы ФК проникали в поровое пространство минералов (Zhang, 2012). Для различных почв Магг с соавторами установили, что в мезопорах размером <8 нм содержится менее 10% от общего органического углерода, вероятно из-за частичной блокировки пор крупными молекулами органического вещества (Mayer et al., 2004).

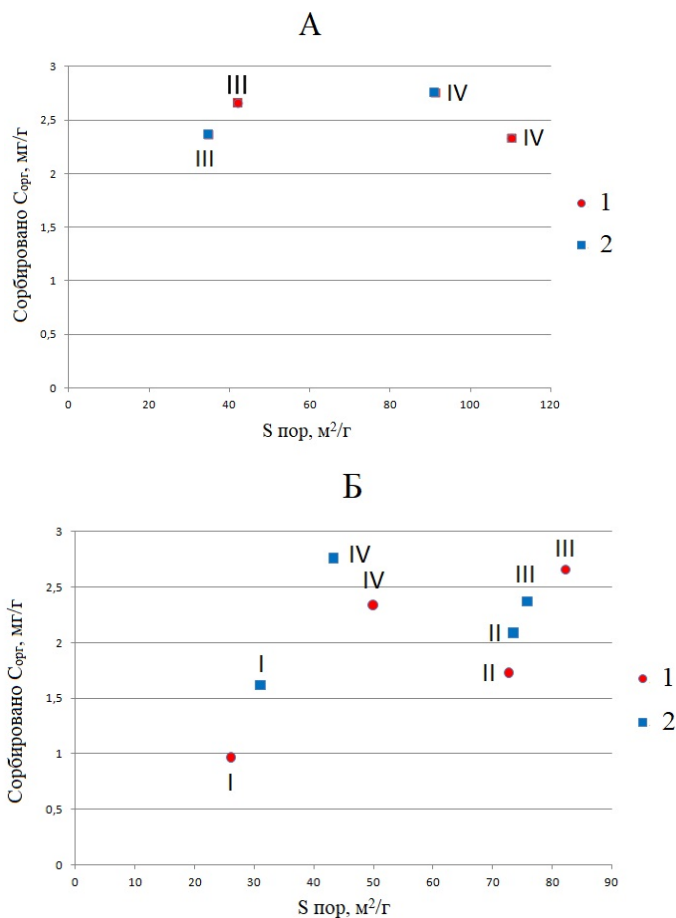


Рис. 6. Зависимость сорбции $C_{орг}$ в мг/г от площади поверхности микропор (А) для III и IV подфракций ила и от площади поверхности остальных пор (Б).

Fig. 6. Dependence of $C_{орг}$ sorption in mg/g on the surface area of micropores (А) for clay subfractions III and IV and on the surface area of the remaining pores (Б).

Из полученных экспериментальных данных о свойствах сорбентов и сорбата до и после взаимодействия с подфракциями ила можно заключить, что сорбционная способность подфракций ила зависит от pH, площади поверхности, наличия и размера пор, минерального состава подфракции и свойств сорбируемого органического вещества.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Выделенные из горизонтов ELG и Eсng торфянисто-подзолисто-глееватой почвы подфракции ила дифференцированы по минеральному составу. Каолинит в обоих горизонтах преимущественно содержится в составе крупных подфракций ила (0.06–1 мкм), а содержание иллита возрастает с уменьшением размера фракций ила. В горизонте ELG с уменьшением размера подфракций ила увеличивается относительное содержание лабильных минералов. С уменьшением размера подфракций в обоих горизонтах увеличивается содержание смешаннослойных минералов и монтмориллонита, как в составе иллита-монтмориллонита, так и в составе самостоятельной фазы. С уменьшением размера подфракции увеличивается удельная площадь поверхности.

В пересчете на единицу массы больше ФК сорбируют подфракции III и IV, обладающие большей площадью поверхности. В пересчете на единицу площади поверхности наблюдается обратная зависимость: чем крупнее фракция, тем больше на ней сорбируется ФК. В процессе сорбции фульвокислота фракционируется по амфифильности и химическому составу. Все подфракции ила, выделенного из обоих горизонтов, сорбируют преимущественно гидрофобные компоненты ФК, однако в более тонких подфракциях, с минимальным содержанием каолинита, вклад гидрофильных компонентов в общую сорбцию возрастает. В условиях проведенного эксперимента молекулы ФК с молекулярной массой 20 кДа не сорбировались в микропорах, имеющих средний размер ≈ 3.7 нм.

Основным механизмом сорбции ФК на подфракциях ила являются гидрофобные взаимодействия. На основании изменения равновесных значений pH, соотношения C / N в фульвокислоте до

и после сорбции на подфракциях, зависимости количества сорбированной ФК от pH и от минерального состава подфракций можно заключить, что гидрофильные компоненты ФК сорбируются посредством электростатических взаимодействий, путем лигандного обмена на боковых сколах глинистых минералов и с образованием мостиковых связей с ионом Ca^{2+} , занимающим обменные позиции в глинах.

В большинстве работ, описывающих механизмы сорбции органического вещества на минеральных поверхностях, исследователи концентрируют свое внимание на отдельных чистых минералах, значительно меньшее количество работ посвящено сорбционным процессам на почвах и почвенных илах. Наша работа, выполненная на самых тонких подфракциях ила, показала особую важность размеров порового пространства сорбентов, а также продемонстрировала, насколько сильное влияние оказывают амфифильные свойства ФК на сорбционные процессы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Айдинян Р.Х. Извлечение ила из почв: краткая инструкция. Методические указания. 1960.
2. Марри Р., Греннер Д., Мейес П., Родуэлл В. Биохимия человека. Т. 1. М.: Мир, 1993. 384 с.
3. Страйер Л. Биохимия. Т. 1. М.: Мир, 1984. 232 с.
4. Ahmat A.M., Thiebault T., Guégan R. Phenolic acids interactions with clay minerals: A spotlight on the adsorption mechanisms of Gallic Acid onto montmorillonite // *Applied Clay Science*. 2019. Vol. 180. 105188.
5. Avena M.J., Vermeer A.W.P., Koopal L.K. Volume and structure of humic acids studied by viscometry pH and electrolyte concentration effects // *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*. 1999. Vol. 151. P. 213–224.
6. Avneri- Katz S., Young R.B., McKenna A.M., Chen H., Corilo Y.E., Polubesova T., Borch T., Chefetz B. Adsorptive fractionation of dissolved organic matter (DOM) by mineral soil: macroscale approach and molecular insight // *Org. Geochem*. 2017. Vol. 103. P. 113–124. DOI: [10.1016/j.orggeochem.2016.11.004](https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2016.11.004).
7. Bennett R.H., Hulbert M.H., Curry K.J., Curry A., Douglas J. Organic matter sequestered in potential energy fields predicted by 3-D clay microstructure model // *Mar. Geol*. 2012. Vol. 315. P. 108–114.

8. *Blocklehurst K., Baines B.S., Kierstan M.P.J.* Papain and other constituents of *Cartica papaya* L. // Topics on enzyme and fermentation biotechnology / *E. Wiseman, E. Horwad* (Eds). 1981. Vol. 5. P. 262–335.
9. *Chen H., Koopal L.K., Xiong J., Avena M., Tan W.* Mechanisms of soil humic acid adsorption onto montmorillonite and kaolinite // *Journal of Colloid And Interface Science*. 2017. Vol. 504. P. 457–467.
10. *Chen H., Koopal L., Xu J., Wang M., Tan W.* Selective adsorption of soil humic acid on binary systems containing kaolinite and goethite: assessment of sorbent interactions // *Eur. J. Soil. sci.* 2019. Vol. 70. P. 1098–1107.
11. *El- sayed M.E.A., Khalaf M.M.R., Gibson D., Rice J.A.* Assessment of clay mineral selectivity for adsorption of aliphatic/aromatic humic acid fraction // *Chem. Geol.* 2019. Vol. 511. P. 21–27. DOI: [10.1016/j.chemgeo.2019.02.034](https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2019.02.034).
12. *Feng X., Simpson A.J., Simpson M.J.* Chemical and mineralogical controls on humic acid sorption to clay mineral surfaces // *Organic Geochemistry*. 2005. Vol. 36. P. 1553–1566.
13. *Forsyth W.G.* Studies on the more soluble complexes of soil organic matter; a method of fractionation // *Biochem. J.* 1947. Vol. 41. P. 176–181. DOI: [10.1042/bj0410176](https://doi.org/10.1042/bj0410176).
14. *Ghosh S., Wang Z.- Y., Kang S., Bhowmik P.C., Xing B.S.* Sorption and fractionation of a peat derived humic acid by kaolinite, montmorillonite and goethite // *Pedosphere*. 2009. Vol. 19. P. 21–30. DOI: [10.1016/s1002-0160\(08\)60080-6](https://doi.org/10.1016/s1002-0160(08)60080-6).
15. *Gonzalez J.M., Laird D.A.* Carbon sequestration in clay mineral fractions from C-labeled plant residues // *Soil Science Society of America Journal*. 2003 Vol. 67. No. 6.
16. *Hong H., Chen S., Fang Q., Algeo T.J., Zhao L.* Adsorption of organic matter on clay minerals in the Dajiuhe peat soil chronosequence, South China // *Applied Clay Science*. 2019. Vol. 178. Article 105164.
17. Isolation of IHSS Samples. URL: <https://humic-substances.org/isolation-of-ihss-samples>.
18. *Kahle M., Kleber M., Jahn R.* Retention of dissolved organic matter by phyllosilicate and soil clay fractions in relation to mineral properties // *Organic Geochemistry*. 2004. Vol. 35. No. 3. P. 269–276.
19. *Kaiser K., Zech W.* Sorption of dissolved organic nitrogen by acid subsoil horizons and individual mineral phases // *Eur. J. Soil Sci.* 2000. Vol. 51. P. 403–411.
20. *Kennedy M.J., Lohr S.C., Fraser S.A., Baruch E.T.* Direct evidence for organic carbon preservation as clay-organic nanocomposites in a Devonian black shale; from deposition to diagenesis // *Earth and Planetary Science Letters*. 2014. Vol. 388. P. 59–70.

21. *Khalaf M., Kohl S.D., Klumpp E., Rice J.A., Tombácz E.* Comparison of sorption domains in molecular weight fractions of a soil humic acid using solid- state 19F NMR // *Environ. Sci. Technol.* 2003. Vol. 37. P. 2855–2860. DOI: [10.1021/es0206386](https://doi.org/10.1021/es0206386).
22. *Kleber M., Eusterhues K., Keiluweit M., Mikutta C., Mikutta R., Nico P.S.* Mineral- organic associations: formation, properties, and relevance in soil environments // *Adv. Agron.* 2015. Vol. 130. P. 1–140. DOI: [10.1016/bs.agron.2014.10.005](https://doi.org/10.1016/bs.agron.2014.10.005).
23. *Kleber M., Sollins P., Sutton R.* A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces // *Biogeochemistry.* 2007. Vol. 85. P. 9–24. DOI: [10.1007/S10533-007-9103-5](https://doi.org/10.1007/S10533-007-9103-5).
24. *Kögel- Knabner I., Guggenberger G., Kleber M., Kandeler E., Kalbitz K., Scheu S., Eusterhues K., Leinweber P.* Organo- mineral associations in temperate soils: integrating biology, mineralogy, and organic matter chemistry // *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2008. Vol. 171. P. 61–82.
25. *Kolchanova K., Tolpeshta I., Izosimova U.* Adsorption of fulvic acid and water extractable soil organic matter on kaolinite and muscovite // *Agronomy.* 2021. Vol. 11. P. 2420. DOI: [10.3390/agronomy11122420](https://doi.org/10.3390/agronomy11122420).
26. *Kriaa A., Hamdi N., Srasra E.* Determination of point of zero charge of tunisian kaolinites by potentiometric and mass titration methods // *Chin. Chem. Soc.* 2008. Vol. 55. P. 53–61. DOI: [10.1002/jccs.200800010](https://doi.org/10.1002/jccs.200800010).
27. *Laird D.A., Barak P., Nater E.A., Dowdy R.H.* Chemistry of smectitic and illitic phases in interstratified soil smectite // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1991. Vol. 55. P. 1499–1504.
28. *Laird D.A., Dowdy R.H.* Simultaneous mineralogical quantification and chemical characterization of soil clays // *Clays and Clay Minerals.* 1994. Vol. 42. No. 6. P. 747–754.
29. *Liu X., Sprik M., Cheng J., Meijer E.J., Wang R.* Acidity of edge surface sites of montmorillonite and kaolinite // *Geochim. Cosmochim.* 2013. Vol. 117. P. 180–190. DOI: [10.1016/j.gca.2013.04.008](https://doi.org/10.1016/j.gca.2013.04.008).
30. *Liu Y., Alessi D.S., Flynn S.L., Alam M.S., Hao W., Gingras M., Zhao H., Konhauser K.O.* Acid- base properties of kaolinite, montmorillonite and illite at marine ionic strength // *Chem. Geol.* 2018. Vol. 483. P. 191–200. DOI: [10.1016/j.chemgeo.2018.01.018](https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2018.01.018).
31. *Lützw M.V., Kögel-Knabner A.I., Ekschmitt K.* Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – A Review // *The European Journal of Soil Science.* 2006. Vol. 5. No. 4. P. 426–445.
32. *Mayer L.M., Schick L.L., Hardy K.R., Wagai R., McCarthy J.* Organic

matter in small mesopores in sediments and soils // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 2004. Vol. 68. No. 19. P. 3863–3872.

33. *Mayer L.M., Xing B.* Organic matter–surface area relationships in acid soils // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2001. Vol. 65. P. 250–258.

34. *Miyahara M., Vinu A., Ariga K.* Adsorption myoglobin over mesoporous silica molecular sieves: pore size effect and pore-filling model // *Mater. Sci. Eng.* 2007. Vol. 27. P. 232–236. DOI: [10.1016/j.msec.2006.05.012](https://doi.org/10.1016/j.msec.2006.05.012).

35. *Ndzana G.M., Huang L., Wang J.B., Zhang Z.Y.* Characteristics of clay minerals in soil particles from an argillic horizon of Alfisol in central China // *Applied Clay Science*. 2018. Vol. 151. P. 148–156.

36. *Ransom B., Bennett R.H., Baerwald R., Shea K.* TEM study of in situ organic matter on continental margins: occurrence and the “monolayer” hypothesis // *Mar. Geol.* 1997. Vol. 138. P. 1–9.

37. *Ransom B., Kim D., Kastner M., Wainwright S.* Organic matter preservation on continental slopes: importance of mineralogy and surface area // *Geochim. Cosmochim.* 1998. Vol. 62. P. 1329–1345.

38. *Saidy A.R., Smernik R.J., Baldock J.A., Kaiser K., Sanderman J.* The sorption of organic carbon onto differing clay minerals in the presence and absence of hydrous iron oxide // *Geoderma*. 2013. Vol. 209–210. P. 15–21.

39. *Singh B., Jones E.* Organo- mineral interactions in contrasting soils under natural vegetation // *Front. Environ. Sci.* 2014. Vol. 2. No. 2. DOI: [10.3389/fenvs.2014.00002](https://doi.org/10.3389/fenvs.2014.00002).

40. *Six J., Conant R.T., Paul E.A., Paustian K.* Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils // *Plant and Soil*. 2002. Vol. 241. P. 155–176.

41. *Specht C.H., Kumke M.U., Frimmel F.H.* Characterization of NOM adsorption to clay minerals by size exclusion chromatography // *Water Res.* 2000. Vol. 34. P. 4063–4069. DOI: [10.1016/S0043-1354\(00\)00148-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00148-2).

42. *Tournassat C., Bourg I.C., Steefel A.I., Bergaya F.* Surface Properties of Clay Minerals // *Developments in Clay Science*. 2015. Vol. 6. P. 5–31.

43. *Wang K., Xing B.* Structural and sorption characteristics of adsorbed humic acid on clay minerals // *J. Environ. Qual.* 2005. Vol. 34. P. 342–349. DOI: [10.2134/jeq2005.0342](https://doi.org/10.2134/jeq2005.0342).

44. *Wei L., Bu H., Wei Y., Wu H., Wang G., Chen P., Li H.* Fractionation of natural algal organic matter and its preservation on the surfaces of clay minerals // *Applied Clay Science*. 2021. Vol. 213. 106235.

45. *Yu W.H., Li N., Tong D.S., Zhou C.H., Lin C.H., Xu C.Y.* Adsorption of proteins and nucleic acids on clay minerals and their interactions: A review // *Applied Clay Science*. 2013. Vol. 80–81. P. 443–452.

46. *Zhang L., Luo L., Zhang S.* Integrated investigations on the adsorption

mechanisms of fulvic and humic acids on three clay minerals // *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*. 2012. Vol. 406. P. 84–90.

47. Zhang Z.Y., Huang L., Liu F., Wang M.K., Fu Q.L., Zhu J. Characteristics of clay minerals in soil particles of two Alfisols in China // *Applied Clay Science*. 2016. Vol. 120. P. 51–60.

REFERENCES

1. Aidinyan R.H., *Izvlechenie ila iz pochv: kratkaja instrukcija. Metodicheskie ukazaniya* (Removal of silt from soils: a brief instruction. Methodical instructions), 1960.
2. Marri R., Grenner D., Mejes P., Rodujell V., *Biohimija cheloveka* (Human biochemistry), Vol. 1, Moscow: Mir, 1993, 384 p.
3. Strajer L., *Biohimija* (Biochemistry), Moscow: Mir, 1984, Vol. 1, 232 p.
4. Ahmat A.M., Thiebault T., Guégan R., Phenolic acids interactions with clay minerals: A spotlight on the adsorption mechanisms of Gallic Acid onto montmorillonite, *Applied Clay Science*, 2019, Vol. 180, 105188.
5. Avena M.J., Vermeer A.W.P., Koopal L.K., Volume and structure of humic acids studied by viscometry pH and electrolyte concentration effects, *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 1999, Vol. 151, pp. 213–224.
6. Avneri- Katz S., Young R.B., McKenna A.M., Chen H., Corilo Y.E., Polubesova T., Borch T., Chefetz B., Adsorptive fractionation of dissolved organic matter (DOM) by mineral soil: macroscale approach and molecular insight, *Org. Geochem.*, 2017, Vol. 103, pp. 113–124, DOI: [10.1016/j.orggeochem.2016.11.004](https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2016.11.004).
7. Bennett R.H., Hulbert M.H., Curry K.J., Curry A., Douglas J. Organic matter sequestered in potential energy fields predicted by 3-D clay microstructure model, *Mar. Geol.*, 2012, Vol. 315, pp. 108–114.
8. Blocklehurst K., Baines B.S., Kierstan M.P.J., Papain and other constituents of *Cartica papaya* L., *Topics on enzyme and fermentation biotechnology*, E. Wiseman, E. Horwad (Eds), 1981, Vol. 5, pp. 262–335.
9. Chen H., Koopal L.K., Xiong J., Avena M., Tan W., Mechanisms of soil humic acid adsorption onto montmorillonite and kaolinite, *Journal of Colloid and Interface Science*, 2017, Vol. 504, pp. 457–467.
10. Chen H., Koopal L., Xu J., Wang M., Tan W., Selective adsorption of soil humic acid on binary systems containing kaolinite and goethite: assessment of sorbent interactions, *Eur. J. Soil. sci.*, 2019, Vol. 70, pp. 1098–1107.
11. El- sayed M.E.A., Khalaf M.M.R., Gibson D., Rice J.A., Assessment of

clay mineral selectivity for adsorption of aliphatic/aromatic humic acid fraction, *Chem. Geol.*, 2019, Vol. 511, pp. 21–27, DOI: [10.1016/j.chemgeo.2019.02.034](https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2019.02.034).

12. Feng X., Simpson A.J., Simpson M.J., Chemical and mineralogical controls on humic acid sorption to clay mineral surfaces, *Organic Geochemistry*, 2005, Vol. 36, pp. 1553–1566.

13. Forsyth W.G., Studies on the more soluble complexes of soil organic matter; a method of fractionation, *Biochem. J.*, 1947, Vol. 41, pp. 176–181, DOI: [10.1042/bj0410176](https://doi.org/10.1042/bj0410176).

14. Ghosh S., Wang Z.- Y., Kang S., Bhowmik P.C., Xing B.S., Sorption and fractionation of a peat derived humic acid by kaolinite, montmorillonite and goethite, *Pedosphere*, 2009, Vol. 19, pp. 21–30, DOI: [10.1016/s1002-0160\(08\)60080-6](https://doi.org/10.1016/s1002-0160(08)60080-6).

15. Gonzalez J.M., Laird D.A., Carbon sequestration in clay mineral fractions from C-labeled plant residues, *Soil Science Society of America Journal*, 2003, Vol. 67, No. 6.

16. Hong H., Chen S., Fang Q., Algeo T.J., Zhao L., Adsorption of organic matter on clay minerals in the Dajiuhe peat soil chronosequence, South China, *Applied Clay Science*, 2019, Vol. 178, Article 105164.

17. Isolation of IHSS Samples, URL: <https://humic-substances.org/isolation-of-ihss-samples>.

18. Kahle M., Kleber M., Jahn R., Retention of dissolved organic matter by phyllosilicate and soil clay fractions in relation to mineral properties, *Organic Geochemistry*, 2004, Vol. 35, No. 3, pp. 269–276.

19. Kaiser K., Zech W., Sorption of dissolved organic nitrogen by acid subsoil horizons and individual mineral phases, *Eur. J. Soil Sci.*, 2000, Vol. 51, pp. 403–411.

20. Kennedy M.J., Löhr S.C., Fraser S.A., Baruch E.T., Direct evidence for organic carbon preservation as clay-organic nanocomposites in a Devonian black shale; from deposition to diagenesis, *Earth and Planetary Science Letters*, 2014, Vol. 388, pp. 59–70.

21. Khalaf M., Kohl S.D., Klumpp E., Rice J.A., Tombácz E., Comparison of sorption domains in molecular weight fractions of a soil humic acid using solid- state ¹⁹F NMR, *Environ. Sci. Technol.*, 2003, Vol. 37, pp. 2855–2860, DOI: [10.1021/es0206386](https://doi.org/10.1021/es0206386).

22. Kleber M., Eusterhues K., Keiluweit M., Mikutta C., Mikutta R., Nico P.S., Mineral- organic associations: formation, properties, and relevance in soil environments, *Adv. Agron.*, 2015, Vol. 130, pp. 1–140, DOI: [10.1016/bs.agron.2014.10.005](https://doi.org/10.1016/bs.agron.2014.10.005).

23. Kleber M., Sollins P., Sutton R., A conceptual model of organo-mineral

interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces, *Biogeochemistry*, 2007, Vol. 85, pp. 9–24, DOI: [10.1007/S10533-007-9103-5](https://doi.org/10.1007/S10533-007-9103-5).

24. Kögel- Knabner I., Guggenberger G., Kleber M., Kandeler E., Kalbitz K., Scheu S., Eusterhues K., Leinweber P., Organo- mineral associations in temperate soils: integrating biology, mineralogy, and organic matter chemistry, *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 2008, Vol. 171, pp. 61–82.

25. Kolchanova K., Tolpeshta I., Izosimova U., Adsorption of fulvic acid and water extractable soil organic matter on kaolinite and muscovite, *Agronomy*, 2021, Vol. 11, pp. 2420, DOI: [10.3390/agronomy11122420](https://doi.org/10.3390/agronomy11122420).

26. Kriaa A., Hamdi N., Srasra E., Determination of point of zero charge of tunisian kaolinites by potentiometric and mass titration methods, *Chin. Chem. Soc.*, 2008, Vol. 55, pp. 53–61, DOI: [10.1002/jccs.200800010](https://doi.org/10.1002/jccs.200800010).

27. Laird D.A., Barak P., Nater E.A., Dowdy R.H., Chemistry of smectitic and illitic phases in interstratified soil smectite, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1991, Vol. 55, pp. 1499–1504.

28. Laird D.A., Dowdy R.H., Simultaneous mineralogical quantification and chemical characterization of soil clays, *Clays and Clay Minerals*, 1994, Vol. 42, No. 6, pp. 747–754.

29. Liu X., Sprik M., Cheng J., Meijer E.J., Wang R., Acidity of edge surface sites of montmorillonite and kaolinite, *Geochim. Cosmochim.*, 2013, Vol. 117, pp. 180–190, DOI: [10.1016/j.gca.2013.04.008](https://doi.org/10.1016/j.gca.2013.04.008).

30. Liu Y., Alessi D.S., Flynn S.L., Alam M.S., Hao W., Gingras M., Zhao H., Konhauser K.O., Acid- base properties of kaolinite, montmorillonite and illite at marine ionic strength, *Chem. Geol.*, 2018, Vol. 483, pp. 191–200, DOI: [10.1016/j.chemgeo.2018.01.018](https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2018.01.018).

31. Lützow M.V., Kögel-Knabner A.I., Ekschmitt K., Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – A Review, *The European Journal of Soil Science*, 2006, Vol. 5, No. 4, pp. 426–445.

32. Mayer L.M., Schick L.L., Hardy K.R., Wagai R., McCarthy J., Organic matter in small mesopores in sediments and soils, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2004, Vol. 68, No. 19, pp. 3863–3872.

33. Mayer L.M., Xing B., Organic matter–surface area relationships in acid soils, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2001, Vol. 65, 250–258 p.

34. Miyahara M., Vinu A., Ariga K., Adsorption myoglobin over mesoporous silica molecular sieves: pore size effect and pore-filling model, *Mater. Sci. Eng.*, 2007, Vol. 27, pp. 232–236, DOI: [10.1016/j.msec.2006.05.012](https://doi.org/10.1016/j.msec.2006.05.012).

35. Ndzana G.M., Huang L., Wang J.B., Zhang Z.Y., Characteristics of clay minerals in soil particles from an argillic horizon of Alfisol in central China,

Applied Clay Science, 2018, Vol. 151, pp. 148–156.

36. Ransom B., Bennett R.H., Baerwald R., Shea K., TEM study of in situ organic matter on continental margins: occurrence and the “monolayer” hypothesis, *Mar. Geol.*, 1997, Vol. 138, pp. 1–9.

37. Ransom B., Kim D., Kastner M., Wainwright S., Organic matter preservation on continental slopes: importance of mineralogy and surface area, *Geochim. Cosmochim.*, 1998, Vol. 62, pp. 1329–1345.

38. Saidy A.R., Smernik R.J., Baldock J.A., Kaiser K., Sanderman J., The sorption of organic carbon onto differing clay minerals in the presence and absence of hydrous iron oxide, *Geoderma*, 2013, Vol. 209–210, pp. 15–21.

39. Singh B., Jones E., Organo- mineral interactions in contrasting soils under natural vegetation, *Front. Environ. Sci.*, 2014, Vol. 2, No. 2, DOI: [10.3389/fenvs.2014.00002](https://doi.org/10.3389/fenvs.2014.00002).

40. Six J., Conant R.T., Paul E.A., Paustian K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils, *Plant and Soil*, 2002, Vol. 241, pp. 155–176.

41. Specht C.H., Kumke M.U., Frimmel F.H., Characterization of NOM adsorption to clay minerals by size exclusion chromatography, *Water Res.*, 2000, Vol. 34, pp. 4063–4069, DOI: [10.1016/S0043-1354\(00\)00148-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00148-2).

42. Tournassat C., Bourg I.C., Steefel A.I., Bergaya F., Surface Properties of Clay Minerals, *Developments in Clay Science*, 2015, Vol. 6, pp. 5–31.

43. Wang K., Xing B., Structural and sorption characteristics of adsorbed humic acid on clay minerals, *J. Environ. Qual.*, 2005, Vol. 34, pp. 342–349, DOI: [10.2134/jeq2005.0342](https://doi.org/10.2134/jeq2005.0342).

44. Wei L., Bu H., Wei Y., Wu H., Wang G., Chen P., Li H., Fractionation of natural algal organic matter and its preservation on the surfaces of clay minerals, *Applied Clay Science*, 2021, Vol. 213, 106235.

45. Yu W.H., Li N., Tong D.S., Zhou C.H., Lin C.H., Xu C.Y., Adsorption of proteins and nucleic acids on clay minerals and their interactions: A review, *Applied Clay Science*, 2013, Vol. 80–81, pp. 443–452.

46. Zhang L., Luo L., Zhang S., Integrated investigations on the adsorption mechanisms of fulvic and humic acids on three clay minerals, *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 2012, Vol. 406, pp. 84–90.

47. Zhang Z.Y., Huang L., Liu F., Wang M.K., Fu Q.L., Zhu J., Characteristics of clay minerals in soil particles of two Alfisols in China, *Applied Clay Science*, 2016, Vol. 120, pp. 51–60.

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2024-SPYC-73-104



Ссылки для цитирования:

Данилин И.В., Холодов В.А., Зиганшина А.Р., Данченко Н.А., Буряк А.Д., Фарходов Ю.Р., Ярославцева Н.В. Влияние доступности почвенной влаги на свойства растворенного органического вещества и содержание микробного углерода в ризосфере *Poa pratensis* L. // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2024. Специальный выпуск по материалам VII конференции молодых ученых “Почвоведение: Горизонты будущего. 2023”. С. 73-104. DOI: 10.19047/0136-1694-2024-SPYC-73-104

Cite this article as:

Danilin I.V., Kholodov V.A., Ziganshina A.R., Danchenko N.A., Buriak A.D., Farkhodov Yu.R., Yaroslavtseva N.V., Influence of soil moisture availability on dissolved organic matter properties and microbial carbon content in *Poa pratensis* L. rhizosphere, Dokuchaev Soil Bulletin, 2024, Proceedings of the VII Conference of Young Scientists “Soil Science: Horizons of the Future. 2023”, pp. 73-104, DOI: 10.19047/0136-1694-2024-SPYC-73-104

Благодарность:

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 23-26-00107, <https://rscf.ru/project/23-26-00107/>.

Acknowledgments:

The studies were carried out with the financial support of the Russian Science Foundation, scientific project No. 23-26-00107, <https://rscf.ru/project/23-26-00107/>.

Влияние доступности почвенной влаги на свойства растворенного органического вещества и содержание микробного углерода в ризосфере *Poa pratensis* L.

© 2024 г. И. В. Данилин*, В. А. Холодов,
А. Р. Зиганшина, Н. А. Данченко, А. Д. Буряк,
Ю. Р. Фарходов, Н. В. Ярославцева

ФИЦ “Почвенный институт им. В.В. Докучаева”, Россия,
119017, Москва, Пыжевский пер, 7, стр. 2,
*<https://orcid.org/0000-0003-1564-5365>, e-mail: danilin.i@mail.ru.

Поступила в редакцию 31.01.2024, после доработки 20.03.2024,
принята к публикации 04.06.2024

Резюме: Цель работы заключалась в оценке изменения содержания микробного углерода и свойств растворенного органического вещества (РОВ) ризосферы мятлика полевого (*Poa pratensis* L.) в ответ на воздействие иссушения и переувлажнения почв. В работе использовали метод вегетационного эксперимента с вариантами без растений и со сплошным посевом в вегетационных сосудах на черноземе типичном (Haplic Chernozem). Свойства растворенного органического вещества оценивали на основании изучения водозэкстрагируемого органического вещества (ВЭОВ), для которого определяли оптические свойства методами UV-Vis спектрометрии и спектрофлуориметрии. Для оценки микробной биомассы почву фумигировали и проводили экстракцию водой. Показано, что содержание микробного углерода во внекорневом черноземе не зависит от влажности почвы, в то время как в ризосфере – увеличивается при иссушении и уменьшается при оптимальной и избыточной влажности. На свойства ВЭОВ внекорневого чернозема в большей степени влияет влажность почвы, а ризосферы – жизнедеятельность растения. Содержание микробного углерода в ризосфере больше, по сравнению с внекорневой почвой, только при иссушении, что связано с адаптацией растения к абиотическому стрессу. При оптимальном и избыточном увлажнении содержание микробного углерода во внекорневой почве больше, по сравнению с ризосферой, что может быть связано с более активной реакцией микроорганизмов чернозема на краткосрочное увлажнение, по сравнению с ризосферными микроорганизмами, а также регулирующим влиянием растения. Несмотря на меньшую микробную биомассу, по сравнению с внекорневой почвой, микробиом ризосферы мятлика способен на более интенсивную трансформацию органического вещества почвы. Динамичность свойств ризосферы мятлика обеспечивает ее более активное и устойчивое функционирование.

Ключевые слова: абиотический стресс; водозэкстрагируемое органическое вещество; UV-Vis спектрометрия; спектрофлуориметрия; PARAFAC; вегетационный эксперимент; Protocalcic Chernozems.

Influence of soil moisture availability on dissolved organic matter properties and microbial carbon content in *Poa pratensis* L. rhizosphere

© 2024 I. V. Danilin*, V. A. Kholodov,
A. R. Ziganshina, N. A. Danchenko, A. D. Buriak,
Yu. R. Farkhodov, N. V. Yaroslavl'tseva

Federal Research Centre “V.V. Dokuchaev Soil Science Institute”,
7 Bld. 2 Pyzhevskiy per., Moscow 119017, Russian Federation,
*<https://orcid.org/0000-0003-1564-5365>, e-mail: danilin.i@mail.ru.

Received 31.01.2024, Revised 20.03.2024, Accepted 04.06.2024

Abstract: The goal of the work was to assess changes in microbial carbon content and the properties of dissolved organic matter (DOM) of the *Poa pratensis* L. rhizosphere in response to the effects of soil drying and waterlogging. The vegetation experiment without plants and with dense sowing in vegetative vessels on Haplic Chernozem surface was used in the work. The properties of dissolved organic matter were evaluated based on the study of water-extractable organic matter (WEOM), in which the optical properties were assessed by UV-Vis spectrophotometry and spectrofluorimetry. Soil microbial carbon content was assessed by fumigation method. It has been shown that microbial carbon content in the bulk Chernozem does not depend on soil moisture, while in the rhizosphere it increases with drying and decreases with optimal and excess moisture. Soil moisture greatly affects WEOM properties of the bulk Chernozem, whereas the rhizosphere properties are influenced by the activity of the plant. Despite the lower microbial biomass compared to the bulk soil, the microbiome of *P. pratensis* L. rhizosphere is capable of more intense transformation of soil organic matter. The dynamic properties of *P. pratensis* L. rhizosphere ensure its more active and sustainable functioning compared to bulk soil.

Keywords: abiotic stress; water-extractable organic matter; UV-Vis spectrophotometry; spectrofluorimetry; PARAFAC; phytotron study; Protocalcic Chernozems.

ВВЕДЕНИЕ

Ризосфера – часть почвенного пространства, на которую непосредственно воздействует корневая система растений (Hiltner, 1904, цит. по Hartmann et al., 2008). Это своеобразный микрокосм,

условия обитания в котором отличаются от внекорневой почвы (Kuzyakov, Blagodataskaya, 2015; Андронов и др., 2016). Ризосфера рассматривается как устойчивая система, включающая в себя корни, почвенные микроорганизмы и почву (твердую, жидкую, газообразную фазы); компоненты этой системы – биотические и абиотические – находятся в активном непрерывном динамическом взаимодействии (Gobran et al., 1998; Dessaux et al., 2009). Существенную роль в этой системе играют симбиотические связи между растением и микроорганизмами. Показано, что симбиоз с микроорганизмами помогает растениям справляться с абиотическими стрессами (Xue, 2017; Kang et al., 2022; Aslam et al., 2022; Chen et al., 2022; Etesami, 2021; Solomon et al., 2024). Однако разнообразие микроорганизмов в ризосфере может быть меньше по сравнению с внекорневой почвой, а типы питания обычно различаются: в ризосфере доминируют копиотрофы, а во внекорневой почве – олиготрофы; при этом ризосфера обогащена генами, отвечающими за трансформацию органического вещества и азотный цикл (Ling et al., 2022). Общая микробная биомасса в ризосфере обычно выше, чем во внекорневой почве (Kumar, Garkoti, 2022), но она подвержена существенным колебаниям в зависимости от сезона года, доступности питательных веществ и воздействия неблагоприятных абиотических факторов (Lange et al., 2024). Основным механизмом воздействия растений на ризосферу является выделение корневых экссудатов. Экссудаты действуют на микроорганизмы как регуляторы роста и источники энергии, и, кроме того, влияют на физические и химические свойства почвы (Матвеева и др., 2020; Chen et al., 2022; Aslam et al., 2022). Таким образом, отличия между ризосферой и внекорневой почвой выражаются, прежде всего, в качественном и количественном составе микроорганизмов и свойствах растворенного органического вещества (РОВ), состав и свойства которого неразрывно связаны с активностью почвенной биоты (Холодов и др., 2023; Караванова, 2013; Gmach et al., 2020).

Сведения об изменении свойств ризосферы в условиях абиотического стресса, особенно свойств РОВ, весьма ограничены и противоречивы. Меньшее видовое разнообразие ризосферы мо-

жет приводить к меньшей устойчивости микрокосма, но при этом взаимодействия микроорганизмов и растений весьма динамичны, поэтому потенциал ризосферы к адаптационным изменениям значительно больше по сравнению с внекорневой почвой. Одним из наиболее значимых факторов абиотического стресса в сельском хозяйстве является нарушение водного режима, которому свойственна кратковременность воздействий – от пары дней до нескольких недель.

Целью работы была оценка изменения свойств растворенного органического вещества и содержания микробного углерода в условиях кратковременного водного стресса (недостаток и избыток влаги) в вегетационном эксперименте.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Вегетационный эксперимент

Одной из наибольших трудностей при изучении ризосферы является отделение зоны влияния корней от внекорневой почвы. Для преодоления этого затруднения в работе использовали метод вегетационного эксперимента с вариантами без растений и со сплошным посевом в вегетационных сосудах. В эксперименте использовали типичный чернозем (Классификация и диагностика почв СССР, 1977) – Haplic Chernozem (World Reference Base for Soil Resources, 2022), отобранный в 2019 г. на полях многолетних полевых опытов ФГБНУ “Курский федеральный аграрный научный центр” (п. Черемушки, Курский район, Курской области). Образцы отбирали в варианте “шестипольный зерно-паро-пропашной севооборот с внесением минеральных удобрений через ротацию”. Свойства почвы: pH водной суспензии – 6.3 ± 0.1 , $C_{\text{орг}}$ – $3.55 \pm 0.06\%$, $N_{\text{общ}}$ – $0.29 \pm 0.03\%$ (среднее арифметическое $\pm$ стандартное отклонение). Образцы почвы хранились до востребования в воздушно-сухом состоянии в герметичной полимерной таре при комнатной температуре (18–25 °C) в сухом темном месте.

Эксперимент проводили в июне 2023 г. в климатической камере при температуре воздуха 18 °C и влажности воздуха 45%. Программа освещения состояла из двух временных сегментов: дневного (10 часов) и ночного (14 часов). Во время ночного пери-

ода освещение отсутствовало. При закладке эксперимента на перфорированное дно 48 пластиковых вегетационных контейнеров объемом 200 мл помещали слой кварцевого песка 0.5 см в качестве дренажа и слой агротекстиля (spunbond) толщиной 1 мм, проницаемого для воды и воздуха. Оставшийся объем каждого контейнера был заполнен почвой. Почву во всех контейнерах увлажняли до 80% от наименьшей влагоемкости (НВ), после чего отбирали случайным образом 36 контейнеров и помещали на их поверхность семена мятлика лугового (*Poa pratensis* L.) из расчета 5–10 шт/см². Контейнеры накрывали увлажненным агротекстилем на 8 дней до прорастания семян. Затем в течение 12 дней после прорастания влажность почвы во всех контейнерах поддерживали на уровне 80% от НВ. По прошествии этого времени в течение 14 дней моделировали условия доступности влаги: 35% (недостаток), 80% (оптимум), 200% от НВ (избыток). Каждый из перечисленных режимов увлажнения реализовывался для 12 контейнеров с растениями и 4 контейнеров с почвой без растений. Полив осуществляли ручную дистиллированной водой.

После завершения эксперимента растения извлекали вместе с корневой системой и закрепленной на ней почвой. Ризосферой считали объем почвы, закрепленный в пределах 3–5 мм от поверхности корней после встряхивания. Отбор почвы из контрольного опыта без растений (далее – внекорневая почва) проводили после механического удаления верхнего слоя почвы (5 мм), содержащего корку почвенных водорослей.

Отобранные образцы лиофильно высушивали под вакуумом, удаляли крупные растительные остатки, растирали в фарфоровой ступке, просеивали через сито 0.25 мм и хранили при -20 °С до использования.

Фумигация и получение водных вытяжек из почвы

Для оценки содержания микробного углерода в образцах использовали метод фумигации (Jenkinson, Powlson, 1976; Alessi et al., 2011; Oren et al., 2018): обработку почвы парами хлороформа, ведущую к лизису микробных клеток, вследствие чего их содержимое становится доступно для экстракции водой (Swenson et al.,

2015).

Фумигацию проводили в вакуумном эксикаторе в присутствии очищенного на оксиде алюминия хлороформа в темном месте в течение 24 ч. Более подробное описание методики фумигации почвы приводится в работе (Холодов и др., 2022). Разница между содержанием углерода в водной вытяжке из почвы без и после фумигации считается пропорциональной микробной биомассе (Jenkinson, Powlson, 1976; Alessi et al., 2011; Oren et al., 2018) и далее в тексте будет называться “микробным углеродом”, несмотря на, возможно, неполный лизис микробных клеток, а также частичное растворение твердофазного почвенного органического вещества (ПОВ) и десорбцию сорбированного ОВ (Alessi et al., 2011). Тем не менее, вклад этих факторов в ошибку оценки микробной биомассы во всех вариантах данного опыта можно считать одинаковым. В данной работе микробный углерод рассчитывали как разницу между содержанием водоэкстрагируемого углерода (мг/кг почвы) после фумигации и без фумигации без применения пересчетных коэффициентов.

Для оценки свойств ПОВ изучали водоэкстрагируемое органическое вещество (ВЭОВ). К навескам почвы (без и после фумигации) массой 2 г в полипропиленовых пробирках приливали 8 мл деионизированной воды ASTM тип 1 (Biopak® Polisher CDUFBI001, Merck) и оставляли на орбитальном шейкере (PSU-20i, Biosan) в течение 1 ч. при 180 оборотах в минуту и температуре 4 °C. По истечении этого времени суспензии центрифугировали при $2\,500 \times g$ в течение 10 мин. (Centrifuge 5810, Eppendorf), полученную надосадочную жидкость фильтровали через мембранный фильтр (ацетат целлюлозы) с диаметром пор 0.45 мкм. Водную вытяжку хранили при +4 °C не более 48 ч.

Определение концентрации органического углерода в водных вытяжках почв

Содержание водоэкстрагируемого органического углерода в вытяжках измеряли на анализаторе TOC-L CSN (Shimadzu) в режиме NPOC (нелетучий органический углерод). Прибор калибровали с помощью стандартных растворов гидрофталата калия, раз-

бавленных до различных концентраций в соответствии с предварительной оценкой содержания С в образцах.

UV-Vis спектроскопия водных вытяжек почв

УФ-видимые спектры поглощения регистрировали на спектрофотометре UV-1800 (Shimadzu) в диапазоне длин волн 200–800 нм с шагом в 1 нм при постоянной ширине щели 1 нм, скорость съемки 1 500 нм/мин, в кварцевой кювете с длиной оптического пути 1 см. Спектры поглощения снимали относительно деионизированной воды тип 1 (сопротивление ≥ 18 МОм), помещенной во второй оптический канал двухлучевого прибора. Для расчета оптических показателей единицы оптической плотности были переведены в коэффициенты поглощения (Hu et al., 2002).

Спектрофлуориметрия водных вытяжек почв

Трехмерные спектры флуоресценции (в виде матриц зависимости интенсивности излучения от координат: длина волны возбуждения, длина волны эмиссии, ЕЕМ) регистрировали на спектрофлуориметре RF-6000 (Shimadzu). Параметры измерений: длины волн возбуждения 220–480 нм, шаг измерений 2 нм, ширина щели 5 нм, длины волн эмиссии 300–550 нм, шаг измерений 5 нм, ширина щели 5 нм, скорость развертки 2 000 нм/мин., чувствительность – низкая. В начале, середине и конце съемки каждый раз измеряли флуоресценцию деионизированной воды ASTM тип 1 (сопротивление ≥ 18 МОм). Разбавление производили таким образом, чтобы сумма оптических плотностей образца при минимальных длинах волн возбуждения (220 нм) и эмиссии (300 нм) была немного меньше 1.5 (Kothawala et al., 2013).

Обработка ЕЕМ была проведена с применением пакета StaRdom (Pucher et al., 2019) в свободной программной среде R (R Development Core Team, 2023). Обработка включала вычитание спектра растворителя (деионизированная вода ASTM тип 1), коррекцию на внутренний фильтр по данным спектров поглощения, перевод в Рамановские единицы, вычитание рамановского и рэлеевского рассеяния, интерполяцию и расчет дескрипторов. На основе спектров поглощения и обработанных ЕЕМ были рассчитаны

следующие показатели:

1. $SUVA_{254}$, далее в тексте – SUVA (specific ultra-violet absorption) – поглощение при 254 нм, нормированное на содержание углерода. Используется как метрика, прямо пропорциональная ароматичности ВЭОВ (Helms et al., 2008);
2. S_R (slope ratio), отношение спадов поглощения на участках 275–295 нм и 350–400 нм; этот параметр обратно пропорционален средневзвешенной молекулярной массе ОБ (Helms et al., 2008);
3. HIX (humification index), отношение интенсивности эмиссий флуоресценции на участках 435–480 нм к 300–345 нм при длине волны возбуждения 254 нм; пропорционален степени гумификации РОВ (Ohno, 2002);
4. BIX (biological index), отношение интенсивности эмиссий флуоресценции при 380 нм к 430 нм при длине волны возбуждения 310 нм, прямо пропорционален доле новообразованного ОБ в составе РОВ (Huguet et al., 2009);
5. FI (fluorescence index), отношение интенсивности эмиссий флуоресценции при 450 нм к 500 нм при длине волны возбуждения 370 нм. Согласно авторской интерпретации (McKnight et al., 2001), показатель $FI = 1.9$ свидетельствует о преимущественно микробном происхождении ОБ, показатель $FI = 1.4$ – растительном/почвенном происхождении.

Кроме того, индивидуальные флуоресцирующие компоненты ВЭОВ выявляли методом параллельного факторного анализа (PARAFAC). Создание модели PARAFAC проводили с применением пакета StaRdom для языка программирования R (Pucher et al., 2019). Split-half analysis и Residual analysis использовали для валидации модели. Спектры возбуждения и эмиссии полученных компонентов сопоставляли с опубликованными в базе данных OpenFluor (Murphy et al., 2014). Для каждого компонента рассчитывали относительный вклад во флуоресценцию, нормируя вклад компонента на сумму вкладов всех компонентов.

Статистическая обработка данных

Статистическую обработку и визуализацию данных проводили с использованием языка R (R Development Core Team, 2023) и пакетов ggplot2 (Wickham, 2016), staRdom (Pucher et al., 2019). Уровень значимости во всех статистических анализах принимали за 5%. Дисперсионный анализ проводили методом Краскелла–Уоллиса. Множественное сравнение средних проводили методом Данна с поправкой Холма.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Содержание водозэкстрагируемого углерода

Содержание углерода в ВЭОВ и микробного углерода в зависимости от вариантов эксперимента показано на рисунках 1–2.

В настоящее время не существует унифицированной методики выделения почвенного раствора и водорастворимого углерода из почв, а также высушивания и хранения почвенных проб (Chow et al., 2022). Согласно Moody (2020), лиофильное высушивание может как значительно изменять, так и не изменять свойства РОВ. С целью изучения влияния способа высушивания и хранения почвенных проб на свойства ВЭОВ был проведен предварительный методический эксперимент (данные не опубликованы). Результаты эксперимента показали, что способ высушивания и хранения образцов почвы оказывает слабое влияние на свойства ВЭОВ, но минимальное проявление артефактов при анализе свойств водных вытяжек соответствует лиофильному высушиванию с последующим хранением при -20°C .

Содержание водозэкстрагируемого углерода в ризосфере было значимо больше по сравнению с внекорневой почвой при всех уровнях влажности (рис. 1), что связано с влиянием жизнедеятельности растений: поступлением экссудатов, краевых клеток корня и других ризодепозитов (Соколова, 2015; Xue et al., 2017; Chen et al., 2022; Aslam et al., 2022). Влажность почвы также оказывает значимое влияние на содержание водозэкстрагируемого углерода во всех вариантах опыта (рис. 1). Во внекорневой почве оно монотонно растет при увеличении влажности, а в ризосфере – увеличивается при оптимальной влажности по сравнению с недо-

статочной и избыточной, что может быть связано с активным выделением экссудатов растением в условиях физиологического оптимума и менее активным – в состоянии стресса.

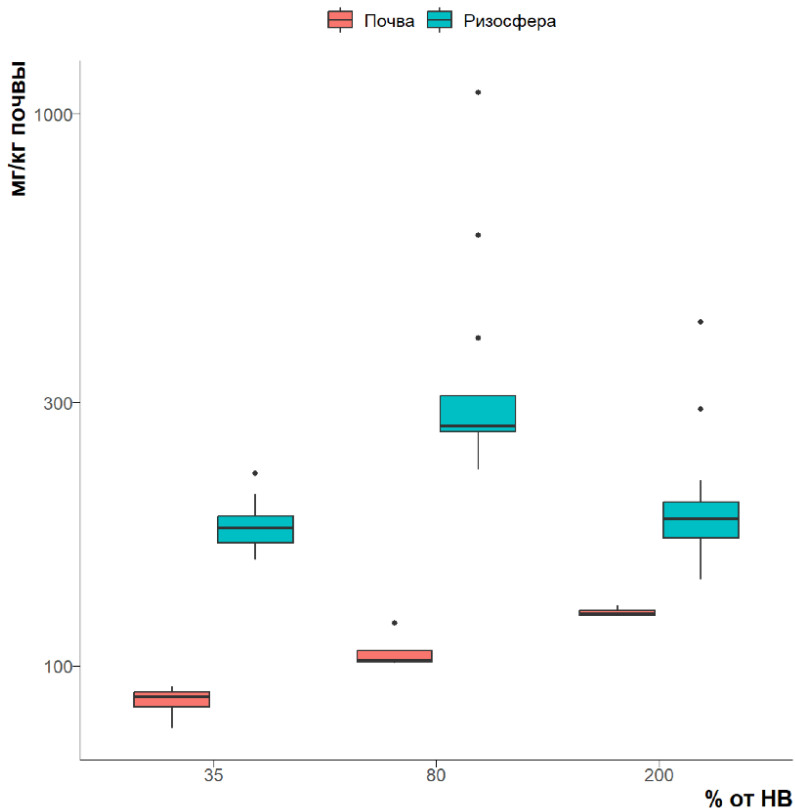


Рис. 1. Содержание водоекстрагируемого углерода (мг/кг почвы, логарифмическая шкала) в ризосфере мятлика и во внекорневом черноземе при разных уровнях влажности.

Fig. 1. Water-extractable carbon content (mgC/kg of soil, logarithmic scale) in the *Poa* rhizosphere and bulk chernozem at different moisture levels.

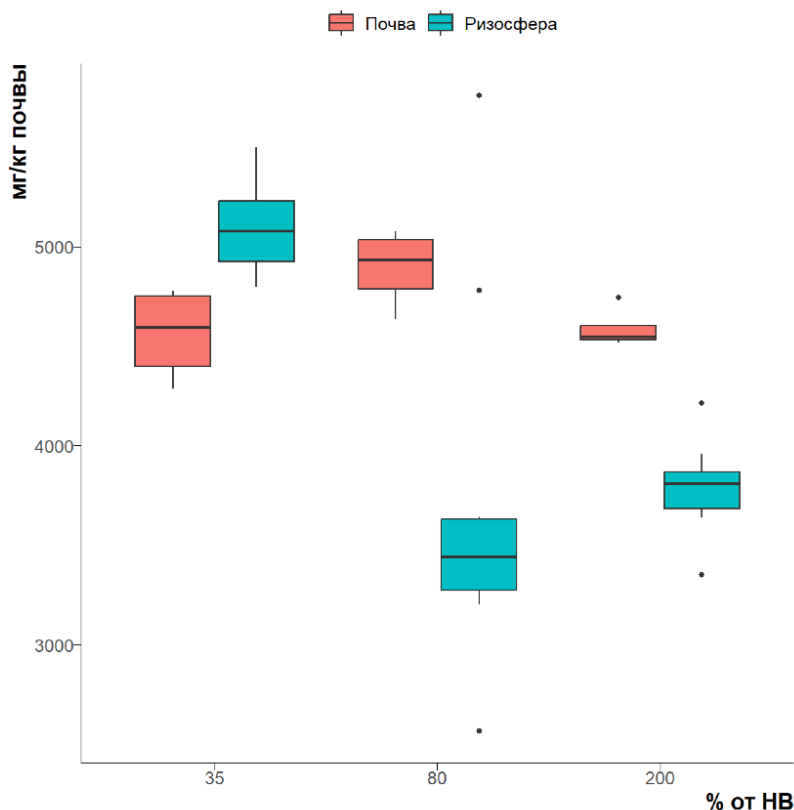


Рис. 2. Содержание микробного углерода (мг/кг почвы) в ризосфере мятлика и внекорневом черноземе при разных уровнях влажности.

Fig. 2. Microbial carbon content (mgC/kg of soil, logarithmic scale) in the *Poa* rhizosphere and bulk chernozem at different moisture levels.

Содержание микробного углерода

В данной работе экстракцию водоекстрагируемого углерода без и после фумигации проводили дистиллированной водой, что может приводить к лизису клеток и недооценке содержания микробного углерода, а также менее полной экстракции углерода по сравнению с солевыми растворами. Однако на примере сравни-

тельного анализа различных экстрагентов показано, что вода является наиболее эффективным экстрагентом почвенных метаболитов и не приводит к значительному искажению результатов, по сравнению с традиционными солевыми вытяжками (Swenson et al., 2015), в то время как присутствие легкорастворимых солей в почвенных вытяжках может изменять их оптические свойства (Kholodov et al., 2024).

Количество микробного углерода во внекорневой почве значимо не изменяется по грациям влажности (рис. 2), что свидетельствует об устойчивости микробиома типичного чернозема к кратковременным засухам и переувлажнениям. Черноземы формируются в условиях семиаридного климата, и для них в течение года характерны как периоды переувлажнения, так и засухи, что может приводить к формированию микробного сообщества, устойчивого к относительно кратким периодам недостаточного или избыточного увлажнения (Hueso et al., 2011; Etesami, 2021; Canarini et al., 2015).

В ризосфере мятлика содержание микробного углерода значимо изменяется при изменении влажности почвы. Максимальных величин оно достигает при влажности 35% от НВ, что соответствует недостатку влаги, и при этом значимо превышает содержание микробного углерода внекорневой почвы (рис. 2). Недостаток влаги обычно приводит к осмотическому стрессу, разрушающему клетки микроорганизмов, а также уменьшает количество элементов питания, в том числе, растительных экссудатов, служащих субстратом для микробиома ризосферы (Xue et al., 2017; Chen et al., 2022). Так как нет оснований считать, что растворимость ОВ чернозема увеличилась после краткосрочного иссушения, причина увеличения микробной биомассы в ризосфере при недостаточной влажности почвы может быть связана с действием компенсирующих механизмов в ризосфере. Известно, что растения и ризосферные микроорганизмы в условиях стресса способны активно выделять во внешнюю среду экзополисахариды, изменяющие структурные свойства почвы и удерживающие в ней влагу, а также молекулы-осмолиты: пролин, глутамин, трегалозу, сахарозу, 5-деоксиинозитол и др. (Etesami, 2021; Aslam et al., 2022; Kang et al.,

2022; Chen et al., 2022). За счет выделения этих веществ в ризосфере при недостаточном увлажнении могут формироваться более благоприятные условия для размножения микроорганизмов по сравнению с внекорневой почвой (Хуе et al., 2017). Это наблюдение согласуется с работами других авторов (Sanaullah et al., 2011; Mganga et al., 2019).

Содержание микробного углерода при оптимальной влажности в ризосфере значимо меньше по сравнению с внекорневой почвой. При этом считается, что микробная биомасса ризосферы больше микробной биомассы внекорневой почвы (Kuzyakov, Blagodatskaya, 2015; Соколова, 2015), а сама ризосфера отличается высокой устойчивостью химических и биологических свойств к негативным факторам внешней среды (Etesami, 2021; Zia et al., 2021; Chen et al., 2022; Hossain et al., 2016). Одно из объяснений может быть связано с проводимыми в ходе эксперимента циклами полива, на которые микроорганизмы внекорневого чернозема реагируют более активным размножением, по сравнению с микроорганизмами ризосферы, вследствие особенностей своей адаптивной стратегии. Другое объяснение связано с тем, что растение способно регулировать не только качественный, но и количественный состав микробиома ризосферы. Также уменьшение микробной биомассы может быть следствием выделения антибиотических веществ с целью предотвращения заражения патогенами, а также развитием конкурентных взаимоотношений между ризосферными микроорганизмами, что приводит к уменьшению их общей биомассы. В условиях, максимально приближенных к оптимальным, такое квази-равновесие может поддерживаться неопределенно долго. Кроме того, содержание микробного углерода при оптимальной влажности в ризосфере было значимо меньше по сравнению с ризосферой при недостаточной влажности. Это говорит в пользу выше высказанного предположения о природе некоторого снижения численности микроорганизмов при оптимизации условий существования ризосферы. Методика пробоподготовки, которая применялась в данном исследовании, могла частично исказить количественную оценку содержания микробного углерода, т. к. исследование проводили на высушенных и растертых образцах,

что было необходимо для обеспечения воспроизводимости анализа оптических свойств водных вытяжек. Однако исходные свойства почвы в данном исследовании были одинаковы во всех вариантах опыта, вследствие чего возможными искажениями при сравнительном анализе ризосферы и внекорневой почвы можно пренебречь.

При избыточной влажности почвы содержание микробного углерода в ризосфере значимо больше по сравнению с ризосферой при оптимальной влажности, но меньше по сравнению с внекорневой почвой. Вероятно, биомасса микроорганизмов регулируется растением как ответ на стресс от переувлажнения; также нельзя исключать возможность интенсификации размножения анаэробных микроорганизмов, имеющих конкурентные преимущества в данных условиях. Прояснение этого вопроса требует дальнейших исследований.

Таким образом, биомасса микроорганизмов ризосферы отзывается на краткосрочные изменения статуса влаги в почве, а тот же показатель во внекорневой почве на подобное воздействие не реагирует. Микроорганизмы внекорневой почвы относятся к микрофлоре рассеяния (Заварзин, 2003). Для их экологической стратегии характерно относительно низкое требование к доступности питательных веществ и высокая устойчивость к неблагоприятным воздействиям окружающей среды на фоне низкой способности к межвидовой конкуренции. Микроорганизмы ризосферы, напротив, способны успешно конкурировать за ресурсы, но нуждаются в большом количестве доступных источников энергии и питательных веществ, при этом они сильно зависят от условий окружающей среды, которые в данном случае регулируются растением и его реакцией на факторы стресса. Вследствие этого в рамках эксперимента наблюдался явно выраженный отклик микроорганизмов ризосферы, но не внекорневой почвы.

Оптические свойства водной вытяжки

Для оценки характера изменений, происходящих в РОВ ризосферы при разных режимах влаги, были оценены оптические свойства ВЭОВ (рис. 3).

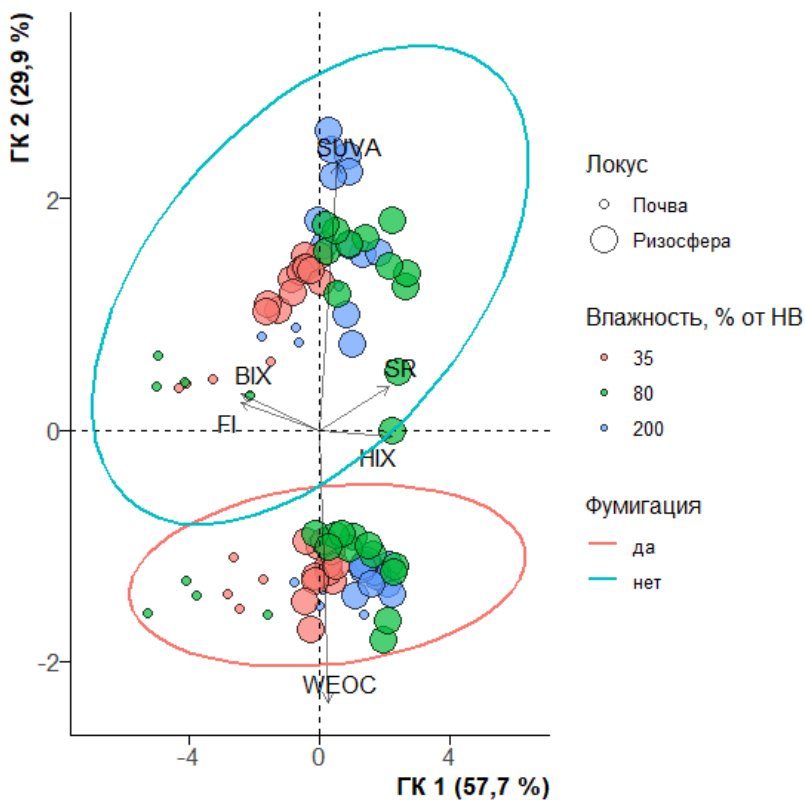


Рис. 3. Классификация объектов по оптическим индексам их ВЭОВ и содержанию водозэкстрагируемого углерода (WEOC – водозэкстрагируемый углерод).

Fig. 3. Classification of objects according to the optical indices of their WEOM and the water-extractable carbon content (WEOC – water-extractable organic carbon).

На рисунке 3 приведена классификация объектов по оптическим индексам их ВЭОВ и содержанию водоекстрагируемого углерода. Первая главная компонента (ГК 1) описывает 58% различий, вторая (ГК 2) – 30%; таким образом, первые две ГК практически полностью описывают дисперсию объектов в рассматриваемом пространстве признаков. По первой ГК ризосфера хорошо дискриминируется от внекорневой почвы: ВЭОВ ризосферы занимает положительную часть ГК 1, а ВЭОВ внекорневой почвы – отрицательную. Кроме того, по ГК 1 разделяются свойства ВЭОВ в зависимости от доступности влаги: видно, что объекты сдвигаются в отрицательную область при снижении заданной влажности почвы в эксперименте. Сдвиг объектов в положительную область по ГК 1 обусловлен увеличением S_R (S_R на рис. 3) и $НIX$, а в отрицательную – увеличением BIX и FI .

Это свидетельствует о накоплении в ризосфере относительно низкомолекулярных соединений ароматического строения, которые могут быть как вторичными метаболитами растения (Aslam et al., 2022; Chen et al., 2022), так и наиболее химически устойчивыми продуктами деструкции растворенных гуминовых веществ. Уменьшение индекса BIX в ризосфере относительно внекорневой почвы свидетельствует о быстрой минерализации наиболее легкодоступного растворенного ОБ ризосферными микроорганизмами. В условиях дефицита влаги BIX в ризосфере уменьшается до уровня внекорневой почвы, несмотря на большую биомассу (рис. 1, рис. 3), что согласуется с предположением о связи BIX не с биомассой, а с ферментативной активностью. Во внекорневой почве наблюдается увеличение индексов BIX и FI , что свидетельствует об увеличении доли растворенного ОБ микробного происхождения и о накоплении продуктов микробной трансформации ПОВ. Таким образом, согласно анализу свойств ВЭОВ, во внекорневой почве, несмотря на большую микробную биомассу, процессы трансформации ПОВ протекают медленнее, чем в ризосфере.

Влажность оказывает значимое влияние на все спектральные индексы ВЭОВ во всех вариантах опыта. При увеличении влажности от 35 до 200% от НВ в ризосфере и внекорневой почве уменьшаются индексы BIX , FI и увеличиваются индексы $НIX$,

SUVA, S_R (рис. 3). Индексы BIX, FI также уменьшаются, а индексы NIX, SUVA, S_R увеличиваются в ризосфере по сравнению с вмещающей почвой (рис. 3). Вероятно, эти изменения связаны с увеличением интенсивности микробной трансформации ВЭОВ при увеличении содержания доступной влаги и при выделении растением корневых экссудатов. Стоит отметить, что увеличение активности микроорганизмов внекорневой почвы при кратковременном переувлажнении приводит к приближению свойств ВЭОВ чернозема к свойствам ВЭОВ ризосферы, но не за счет увеличения микробной биомассы, а вследствие увеличения ее активности.

По ГК 2 явно дискриминируется ВЭОВ из фумигированных и нефумигированных образцов (рис. 3). ВЭОВ нефумигированных почв занимает положительную область ГК 2, а фумигированных – отрицательную. Основной вклад в сдвиг в отрицательную область вносит увеличение содержания водоксстрагируемого углерода и уменьшение SUVA вследствие разрушения клеток микроорганизмов и увеличения доли алифатических компонентов в составе ВЭОВ во всех вариантах опыта.

Компонентный состав флуорофоров водных вытяжек почв

Трехмерные спектры флуоресценции были обработаны с применением метода параллельного факторного анализа (parallel factor analysis, PARAFAC) с целью выделения и идентификации флуоресцирующих компонентов ВЭОВ (Murphy et al., 2013; Pucher, et al., 2019). В составе водной вытяжки было обнаружено 4 типа флуорофоров; они были сопоставлены с базой данных OpenFluor (similarity score = 97.5%), что позволило сделать предположение об их природе и свойствах (табл. 1). Компонент C1 был отнесен к предшественникам гуминовых веществ, C2 и C3 – к гуминовым веществам, а C4 – к протеиноподобным веществам.

Увеличение влажности внекорневого чернозема от 35 до 80% НВ не влияет на содержание флуорофоров в водной вытяжке, в то время как увеличение влажности до экстремальных величин (200% от НВ) приводит к накоплению во внекорневой почве компонентов C1–C3 (рис. 4).

Таблица 1. Описание флуоресцирующих компонентов, идентифицированных методом PARAFAC
Table 1. Description of fluorescent components identified by the PARAFAC method

Компонент	Максимум возбуждения, нм	Максимум эмиссии, нм	Описание	Ссылки
C1	310	420	Гуминовые вещества микробного происхождения	Gao et al., 2016, Murphy et al., 2006, Yamashita et al., 2010
C2	285	505	Гуминовые вещества	Eder et al., 2021, Wauhty et al., 2018, Yamashita et al., 2010
C3	265, 365	455	Гуминовые вещества	Gao et al., 2016, Walker et al., 2013, Yamashita et al., 2021
C4	275	320	Протеиноподобные вещества (триптофан в составе продуктов деградации белков)	Ren et al., 2021, Yamashita et al., 2011, Zhuang et al., 2021

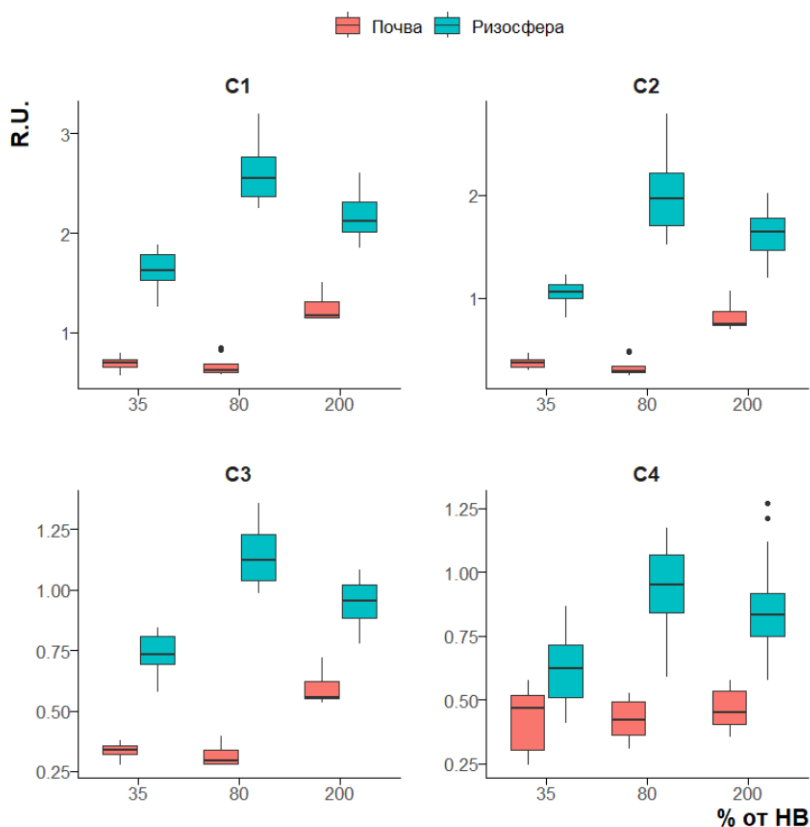


Рис. 4. Содержание флуоресцирующих компонентов (C1–C4) в ВЭОВ ризосферы мятлика и внекорневого чернозема при разных уровнях влажности (R.U. – рамановские единицы).

Fig. 4. Fluorescent components (C1–C4) content in the *Poa* rhizosphere WEOM and the bulk chernozem WEOM at different moisture levels (R.U. – Raman Units).

Накопление флуорофоров гуминовой природы в составе ВЭОВ, вероятнее всего, связано с их переходом в жидкую фазу из твердой за счет частичной микробиологической деструкции. Од-

нако этот эффект не наблюдается при сравнении с образцами почвы с недостаточной и оптимальной влажностью. Возможно, при влажности 200% от НВ происходит гидратация ОВ, что увеличивает его растворимость.

В ризосфере содержание всех флуорофоров (в т. ч. С4, в отличие от внекорневой почвы) увеличивается в ряду: 35% < 200% < 80% от НВ (рис. 4); в этом же ряду уменьшается влияние абиотического стресса на растения, что подтверждает предположение о ведущей роли растения, а не влажности, в регуляции активности ризосферных микроорганизмов.

Несмотря на увеличение микробной биомассы в ризосфере при недостаточной влажности, в условиях иссушения почвы ризосферные микроорганизмы в наименьшей степени способны к деградации твердофазного ПОВ по сравнению с остальными грациями влажности. При влажности 80% от НВ ризосферные микроорганизмы начинают активнее разлагать твердофазное ПОВ, вероятно, вследствие “затравочного эффекта” от корневых экссудатов, максимальное выделение которых соответствует оптимальной влажности (рис. 1).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Содержание микробного углерода во внекорневом черноземе не зависело от влажности почвы вследствие устойчивости микробиома чернозема к водному стрессу. В ризосфере мятлика максимальное содержание микробной биомассы наблюдается при недостаточной влажности. Это предположительно связано с действием механизмов защиты от абиотического стресса. При оптимальном поливе величина микробной биомассы минимальна. Это, в свою очередь, может быть связано с регуляцией растением численности микроорганизмов в ризосфере. Этими же причинами объясняется меньшее содержание микробного углерода в ризосфере мятлика, по сравнению с внекорневой почвой, при оптимальной и избыточной влажности и большее – при недостаточной.

Свойства растворенного органического вещества в ризосфере в большей степени определяются жизнедеятельностью растения: в условиях недостаточной для нормального функционирова-

ния растения влажности почвы оптические свойства водной вытяжки из ризосферы близки к свойствам водной вытяжки из внекорневой почвы, а при влажности, оптимальной для растения, их различия максимальны. Таким образом, если во внекорневой почве интенсивность микробной трансформации органического вещества напрямую связана с влажностью, то в ризосфере эта связь опосредована через растение. Увеличение влажности внекорневой почвы приводит к интенсификации трансформации ПОВ, но в ризосфере при всех грациях влажности этот процесс протекает более быстро и полно.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Андронов Е.Е., Иванова Е.А., Першина Е.В., Орлова О.В., Круглов Ю.В., Белимов А.А., Тихонович И.А. Анализ показателей почвенного микробиома в процессах, связанных с почвообразованием, трансформацией органического вещества и тонкой регуляции вегетационных процессов // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2015. Вып. 80. С. 83–94. DOI: [10.19047/0136-1694-2015-80-83-94](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2015-80-83-94).
2. Егоров В.В., Иванова Е.Н., Фридланд В.М. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 223 с.
3. Заварзин Г.А. Лекции по природоведческой микробиологии М.: Наука, 2003. 348 с.
4. Караванова Е.И. Водорастворимые органические вещества: фракционный состав и возможности их сорбции твердой фазой лесных почв (обзор литературы) // Почвоведение. 2013. № 8. С. 924–936.
5. Матвеева Н.В., Милановский Е.Ю., Хайдапова Д.Д., Рогова О.Б. Краевой угол смачивания как интегральный показатель физико-химических свойств черноземов Каменной степи // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2020. Вып. 101. С. 76–123. DOI: [10.19047/0136-1694-2020-101-76-123](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-101-76-123).
6. Соколова Т.А. Специфика свойств почв в ризосфере: анализ литературы // Почвоведение. 2015. № 9. С. 1097–1111.
7. Холодов В.А., Рогова О.Б., Лебедева М.П., Варламов Е.Б., Волков Д.С., Зиганишина А.Р., Ярославцева Н.В. Органическое вещество и минеральная матрица почв: современные подходы, определения терминов и методы изучения (обзор) // Бюллетень Почвенного института имени В.В.

Докучаева. 2023. Вып. 117. С. 52–100. DOI: [10.19047/0136-1694-2023-117-52-100](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2023-117-52-100).

8. *Холодов В.А., Фарходов Ю.Р., Ярославцева Н.В., Данченко Н.Н., Ильин Б.С., Лазарев В.И.* Водоекстрагируемый и микробный углерод черноземов разного вида использования // Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева. 2022. Вып. 112. С. 122–133. DOI: [10.19047/0136-1694-2022-112-122-133](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2022-112-122-133).

9. *Alessi D.S., Walsh D.M., Fein J.B.* Uncertainties in determining microbial biomass C using the chloroform fumigation-extraction method // *Chem. Geol.* 2011. Vol. 280. P. 58–64.

10. *Aslam M.M., Okal E.J., Idris A.L., Qian Zh., Xu W., 2, Karanja J.K., Wani Sh.H., Yuan W.* Rhizosphere microbiomes can regulate plant drought tolerance // *Pedosphere.* 2022. Vol. 32. No. 1. P. 61–74.

11. *Canarini A., Dijkstra F.A.* Dry-rewetting cycles regulate wheat carbon rhizodeposition, stabilization and nitrogen cycling // *Soil Biol Biochem.* 2015. Vol. 81. P. 195–203.

12. *Chen Y., Yao Z., Sun Y., Wang E., Tian Ch., Sun Y., Liu J., Sun Ch., Tian L.* Current Studies of the Effects of Drought Stress on Root Exudates and Rhizosphere Microbiomes of Crop Plant Species // *International Journal of Molecular Sciences.* 2022. Vol. 23. No. 4. 2374.

13. *Chow A. T-S., Ulus Y., Huang G., Kline M.A., Cheah W-Y.* Challenges in quantifying and characterizing dissolved organic carbon: Sampling, isolation, Idstorage, and analysis // *Journal of Environmental Quality.* 2022. Vol. 51. P. 837–871.

14. *Dessaux Y., Hinsinger P., Lemanceau P.* Rhizosphere: So many achievements and even more challenges // *Plant and Soil.* 2009. Vol. 321. No. 1–2. P. 1–3.

15. *Eder A., Weigelhofer G., Pucher M., Tiefenbacher A., Strauss P., Brandl M., Blöschl G.* Pathways and composition of dissolved organic carbon in a small agricultural catchment during base flow conditions // *Ecohydrology and Hydrobiology.* 2021. Vol. 22. No. 1. P. 96–112.

16. *Etesami H.* Potential advantage of rhizosheath microbiome, in contrast to rhizosphere microbiome, to improve drought tolerance in crops // *Rhizosphere.* 2021. Vol. 20. 100439.

17. *Gao Z., Guéguen C.* Size distribution of absorbing and fluorescing DOM in Beaufort Sea, Canada Basin // *Deep Sea Res 1 Oceanogr Res Pap.* 2016. Vol. 121. P. 30–37.

18. *Gmach M.R., Cherubin M.R., Kaiser K., Cerri C.E.P.* Processes that influence dissolved organic matter in the soil: A review // *Scientia Agricola.* 2020. Vol. 77. No. 3. e20180164.

19. *Gobran G.R., Clegg S., Courchesne F.* Rhizospheric Processes Influencing the Biogeochemistry of Forest Ecosystems // *Biogeochem.* 1998. Vol. 42. P. 107–120.
20. *Hartmann A., Rothballer M., Schmid M.* Lorenz Hiltner, a pioneer in rhizosphere microbial ecology and soil bacteriology research // *Plant and Soil.* 2008. Vol. 312. No. 1–2. P. 7–14.
21. *Helms J.R., Stubbins A., Ritchie J.D., Minor E.C.* Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter // *Limnol. Oceanogr.* 2008. Vol. 53. No. 3. P. 955–969.
22. *Hossain M.A., Wani Sh. H., Bhattacharjee S., Burritt D.J., Tran L.-S. P.* Drought Stress Tolerance in Plants, Vol. 1. Physiology and Biochemistry. Switzerland: Springer Nature, 2016. 538 p.
23. *Hu C., Muller-Karger F.E., Zepp R.G.* Absorbance, absorption coefficient, and apparent quantum yield: A comment on common ambiguity in the use of these optical concepts // *Limnol Oceanogr.* 2002. Vol. 47. No. 4. P. 1261–1267.
24. *Hueso S., Hernández T., García C.* Resistance and resilience of the soil microbial biomass to severe drought in semiarid soils: The importance of organic amendments // *Applied Soil Ecology.* 2011. Vol. 50. No. 1. P. 27–36.
25. *Huguet A., Vacher L., Relexans S., Saubusse S., Froidefond J.M., Parlanti E.* Properties of fluorescent dissolved organic matter in the Gironde Estuary // *Org. Geochem.* 2009. Vol. 40. No. 6. P. 706–719.
26. *IUSS Working Group WRB.* World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 4-th edition. Vienna, Austria: International Union of Soil Sciences (IUSS). 2022.
27. *Jenkinson D.S., Powlson D.S.* The effects of biocidal treatments on metabolism in soil-i. Fumigation with chloroform // *Soil. Biol Biochem.* 1976. Vol. 8. P. 167–177.
28. *Kang J., Peng Y., Xu W.* Crop Root Responses to Drought Stress: Molecular Mechanisms, Nutrient Regulations, and Interactions with Microorganisms in the Rhizosphere // *International Journal of Molecular Sciences.* 2022. Vol. 23. No. 16. 9310.
29. *Kholodov V.A., Danchenko N.N., Ziganshina A.R., Yaroslavtseva N.V., Semiletov I.P.* Direct Salinity Effect on Absorbance and Fluorescence of Chernozem Water-Extractable Organic Matter // *Aquatic Geochemistry.* 2024. Chernozem Water-Extractable Organic Matter // *Aquatic Geochemistry.* 2024. Vol. 30. P. 31–48.

30. Kothawala D.N., Murphy K.R., Stedmon C.A., Weyhenmeyer G.A., Tranvik L.J. Inner filter correction of dissolved organic matter fluorescence // *Limnol Oceanogr Methods*. 2013. Vol. 11. No. DEC. P. 616–630.
31. Kumar S., Garkoti S.C. Rhizosphere influence on soil microbial biomass and enzyme activity in banj oak, chir pine and banj oak regeneration forests in the central Himalaya // *Geoderma*. 2022. Vol. 409. P. 115626.
32. Kuzyakov Y., Blagodatskaya E. Microbial hotspots and hot moments in soil: Concept & review // *Soil Biology and Biochemistry*. 2015. Vol. 83. P. 184–199.
33. Lange M., Azizi-Rad M., Dittmann G., Lange D.F., Orme A.M., Schroeter S.A., Simon C., Gleixner G. Stability and carbon uptake of the soil microbial community is determined by differences between rhizosphere and bulk soil // *Soil Biol Biochem*. 2024. Vol. 189. 109280.
34. Ling N., Wang T., Kuzyakov Y. Rhizosphere bacteriome structure and functions // *Nat. Commun. Nature Research*, 2022. Vol. 13. No. 1. 836.
35. McKnight D., Boyer E., Westerhoff P., Doran P., Kulbe T., Andersen D. Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity // *Limnol. Oceanogr*. 2001. Vol. 46. No. 1. P. 38–48.
36. Mganga K., Razavi B., Sanaullah M., Kuzyakov Y. Phenological Stage, Plant Biomass, and Drought Stress Affect Microbial Biomass and Enzyme Activities in the Rhizosphere of *Enteropogon macrostachyus* // *Pedosphere*. 2019. Vol. 29. No. 2. P. 259–265.
37. Moody C.S. A comparison of methods for the extraction of dissolved organic matter from freshwaters // *Water Research*. 2020. Vol. 184. 116114.
38. Murphy K., Ruiz G., Dunsmuir W., Waite T. Optimized parameters for fluorescence-based verification of ballast water exchange by ships // *Environ Sci Technol*. 2006. Vol. 40. No. 7. P. 2357–2362.
39. Murphy K., Stedmon C., Graeber D., Bro R. Fluorescence spectroscopy and multi-way techniques. PARAFAC // *Analytical Methods*. 2013. Vol. 5. No. 23. P. 6557–6566.
40. Murphy K.R., Stedmon C.A., Wenig P., Bro R. OpenFluor – an online spectral library of auto-fluorescence by organic compounds in the environment // *Anal. Methods*. 2014. Vol. 6. No. 3. P. 658–661.
41. Ohno T. Fluorescence inner-filtering correction for determining the humification index of dissolved organic matter // *Environ Sci Technol*. 2002. Vol. 36. No. 4. P. 742–746.
42. Oren A., Rotbart N., Borisover M., Bar-Tal A. Chloroform fumigation extraction for measuring soil microbial biomass: The validity of using samples approaching water saturation // *Geoderma*. 2018. Vol. 319. P. 204–207.

43. *Pucher M., Wunsch U., Weigelhofer G., Murphy K., Hein T., Graeber D.* StaRdom: Versatile software for analyzing spectroscopic data of dissolved organic matter in R // *Water (Switzerland)*. 2019. Vol. 11. No. 11. 2366.
44. *R Core Team.* R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, 2023. URL: <https://www.R-project.org/>.
45. *Ren W., Wu X., Ge X., Lin G., Zhou M., Long Z., Yu X., Tian W.* Characteristics of dissolved organic matter in lakes with different eutrophic levels in southeastern Hubei Province, China // *J. Oceanol Limnol.* 2021. Vol. 39. No. 4. P. 1256–1276.
46. *Sanaullah M., Blagodatskaya, E., Chabbi A., Rumpel C., Kuzyakov Y.* Drought effects on microbial biomass and enzyme activities in the rhizosphere of grasses depend on plant community composition // *Applied Soil Ecology*. 2011. Vol. 48. No. 1. P. 38–44.
47. *Solomon W., Janda T., Molnár Z.* Unveiling the significance of rhizosphere: Implications for plant growth, stress response, and sustainable agriculture // *Plant Physiology and Biochemistry*. 2024. Vol. 206. P. 108290.
48. *Swenson T.L., Jenkins S., Bowen P.B., Northen R.T.* Untargeted soil metabolomics methods for analysis of extractable organic matter // *Soil Biol. Biochem.* 2015. Vol. 80. P. 189–198.
49. *Walker S.A., Amon R.M.W., Stedmon C.A.* Variations in high-latitude riverine fluorescent dissolved organic matter: A comparison of large Arctic rivers // *J. Geophys. Res. Biogeosci.* 2013. Vol. 118. No. 4. P. 1689–1702.
50. *Wauthy M., Rautio M., Christoffersen K.S., Forsström L., Laurion I., Mariash H.L., Peura S., Vincent W.F.* Increasing dominance of terrigenous organic matter in circumpolar freshwaters due to permafrost thaw // *Limnol Oceanogr Lett.* 2018. Vol. 3. No. 3. P. 186–198.
51. *Wickham H.* ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. 3rd ed. New York: Springer-Verlag, 2016.
52. *Xue S., Yang X., Liu G., Gai L., Zhang C., Ritsema C.J., Geissen V.* Effects of elevated CO₂ and drought on the microbial biomass and enzymatic activities in the rhizospheres of two grass species in Chinese loess soil // *Geoderma*. 2017. Vol. 286. P. 25–34.
53. *Yamashita Y., Kloeppel B., Knoepp J., Zausen G., Jaffé R.* Effects of Watershed History on Dissolved Organic Matter Characteristics in Headwater Streams // *Ecosystems*. 2011. Vol. 14. No. 7. P. 1110–1122.
54. *Yamashita Y., Kojima D., Yoshida N., Shibata H.* Optical characterization of dissolved organic matter in tropical rivers of the Guayana Shield, Venezuela // *J Geophys Res Biogeosci.* 2010. Vol. 115. No. G1.

55. Yamashita Y., Maie N., Briceño H., Jaffé R. Relationships between dissolved black carbon and dissolved organic matter in streams // *Chemosphere*. 2021. Vol. 271. 129824.
56. Zhuang W.E., Chen W., Cheng Q., Yang L. Assessing the priming effect of dissolved organic matter from typical sources using fluorescence EEMs-PARAFAC // *Chemosphere*. 2021. Vol. 264. 128600.
57. Zia R., Nawaz M.Sh., Siddique M.J., Hakim S., Imran A. Plant survival under drought stress: Implications, adaptive responses, and integrated rhizosphere management strategy for stress mitigation // *Microbiol. Res.* 2021. Vol. 242. P. 126626.

REFERENCES

1. Andronov E.E., Ivanova E.A., Pershina E.V., Orlova O.V., Kruglov Yu.V., Belimov A.A., Tikhonovich I.A., Analysis of soil microbiome indicators in processes of soil formation, organic matter transformation and processes involved with fine regulation of vegetative processes, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2015, Vol. 80, pp. 83–94, DOI: [10.19047/0136-1694-2015-80-83-94](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2015-80-83-94).
2. Egorov V.V., Ivanova E.N., Friedland V.M., *Klassifikacija i diagnostika pochv SSSR* (Classification and diagnostics of soils of the USSR), Moscow: Kolos, 1977, 223 p.
3. Zavarzin G.A., *Lekcii po prirodovedcheskoj mikrobiologii* (Lectures on natural history microbiology), Moscow: Nauka, 2003, 348 p.
4. Karavanova E.I., Vodorastvorimye organicheskie veshhestva: frakcionnyj sostav i vozmozhnosti ih sorbcii tverdoj fazoj lesnyh pochv (obzor literatury) (Water-soluble organic substances: fractional composition and possibilities of their sorption by the solid phase of forest soils (review)), *Pochvovedenie*, 2013, No. 8, pp. 924–936.
5. Matveeva N.V., Milanovsky E.Yu., Khaidapova D.D., Rogova O.B., The contact angle of wetting as an integral indicator of physical-chemical properties of Chernozems of Kamennaya Steppe, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2020, Vol. 101, pp. 76–123, DOI: [10.19047/0136-1694-2020-101-76-123](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-101-76-123).
6. Sokolova T.A., Specifika svojstv pochv v rizosfere: analiz literatury (Specificity of soil properties in the rhizosphere: literature analysis), *Pochvovedenie*, 2015, No. 9, pp. 1097–1111.
7. Kholodov V.A., Rogova O.B., Lebedeva M.P., Varlamov E.B., Volkov D.S., Ziganshina A.R., Yaroslavtseva N.V., Organic matter and mineral matrix of soils: modern approaches, definitions of terms and methods of study (review), *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2023, Vol. 117, pp. 52–100, DOI: [10.19047/0136-1694-2023-117-52-100](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2023-117-52-100).

8. Kholodov V.A., Farkhodov Yu.R., Yaroslavtseva N.V., Danchenko N.N., Ilyin B.S., Lazarev V.I., Dissolved organic matter and microbial carbon of Protocalcic Chernozems of different land management, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2022, Vol. 112, pp. 122–133. DOI: [10.19047/0136-1694-2022-112-122-133](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2022-112-122-133).
9. Alessi D.S., Walsh D.M., Fein J.B., Uncertainties in determining microbial biomass C using the chloroform fumigation-extraction method, *Chem. Geol.*, 2011, Vol. 280, pp. 58–64.
10. Aslam M.M., Okal E.J., Idris A.L., Qian Zh., Xu W., 2, Karanja J.K., Wani Sh.H., Yuan W., Rhizosphere microbiomes can regulate plant drought tolerance, *Pedosphere*, 2022, Vol. 32, No. 1, pp. 61–74.
11. Canarini A., Dijkstra F.A., Dry-rewetting cycles regulate wheat carbon rhizodeposition, stabilization and nitrogen cycling, *Soil Biol Biochem.*, 2015, Vol. 81, pp. 195–203.
12. Chen Y., Yao Z., Sun Y., Wang E., Tian Ch., Sun Y., Liu J., Sun Ch., Tian L., Current Studies of the Effects of Drought Stress on Root Exudates and Rhizosphere Microbiomes of Crop Plant Species, *International Journal of Molecular Sciences*, 2022, Vol. 23, No. 4. 2374.
13. Chow A. T-S., Ulus Y., Huang G., Kline M.A., Cheah W-Y., Challenges in quantifying and characterizing dissolved organic carbon: Sampling, isolation, Idstorage, and analysis, *Journal of Environmental Quality*, 2022, Vol. 51, pp. 837–871.
14. Dessaux Y., Hinsinger P., Lemanceau P., Rhizosphere: So many achievements and even more challenges, *Plant and Soil*, 2009, Vol. 321, No. 1–2, pp. 1–3.
15. Eder A., Weigelhofer G., Pucher M., Tiefenbacher A., Strauss P., Brandl M., Blöschl G., Pathways and composition of dissolved organic carbon in a small agricultural catchment during base flow conditions, *Ecohydrology and Hydrobiology*, 2021, Vol. 22, No. 1, pp. 96–112.
16. Etesami H., Potential advantage of rhizosheath microbiome, in contrast to rhizosphere microbiome, to improve drought tolerance in crops, *Rhizosphere*, 2021, Vol. 20. 100439.
17. Gao Z., Guéguen C., Size distribution of absorbing and fluorescing DOM in Beaufort Sea, Canada Basin, *Deep Sea Res 1 Oceanogr Res Pap.*, 2016, Vol. 121, pp. 30–37.
18. Gmach M.R., Cherubin M.R., Kaiser K., Cerri C.E.P., Processes that influence dissolved organic matter in the soil: A review, *Scientia Agricola*, 2020, Vol. 77, No. 3. e20180164.

19. Gobran G.R., Clegg S., Courchesne F., Rhizospheric Processes Influencing the Biogeochemistry of Forest Ecosystems, *Biogeochem.*, 1998, Vol. 42, pp. 107–120.
20. Hartmann A., Rothballer M., Schmid M., Lorenz Hiltner, a pioneer in rhizosphere microbial ecology and soil bacteriology research, *Plant and Soil*, 2008, Vol. 312, No. 1–2, pp. 7–14.
21. Helms J.R., Stubbins A., Ritchie J.D., Minor E.C., Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter, *Limnol. Oceanogr.*, 2008, Vol. 53, No. 3, pp. 955–969.
22. Hossain M.A., Wani Sh. H., Bhattacharjee S., Burritt D.J., Tran L.-S. P., Drought Stress Tolerance in Plants, Vol. 1, *Physiology and Biochemistry*. Switzerland: Springer Nature, 2016. 538 p.
23. Hu C., Muller-Karger F.E., Zepp R.G., Absorbance, absorption coefficient, and apparent quantum yield: A comment on common ambiguity in the use of these optical concepts, *Limnol. Oceanogr.*, 2002, Vol. 47, No. 4, pp. 1261–1267.
24. Hueso S., Hernández T., García C., Resistance and resilience of the soil microbial biomass to severe drought in semiarid soils: The importance of organic amendments, *Applied Soil Ecology*, 2011, Vol. 50, No. 1, pp. 27–36.
25. Huguet A., Vacher L., Relexans S., Saubusse S., Froidefond J.M., Parlanti E., Properties of fluorescent dissolved organic matter in the Gironde Estuary, *Org. Geochem.*, 2009, Vol. 40, No. 6, pp. 706–719.
26. *IUSS Working Group WRB*. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 4-th edition. Vienna: International Union of Soil Sciences (IUSS), 2022.
27. Jenkinson D.S., Powlson D.S., The effects of biocidal treatments on metabolism in soil-i. Fumigation with chloroform, *Soil. Biol. Biochem.*, 1976, Vol. 8, pp. 167–177.
28. Kang J., Peng Y., Xu W., Crop Root Responses to Drought Stress: Molecular Mechanisms, Nutrient Regulations, and Interactions with Microorganisms in the Rhizosphere, *International Journal of Molecular Sciences*, 2022, Vol. 23, No. 16. 9310.
29. Kholodov V.A., Danchenko N.N., Ziganshina A.R., Yaroslavtseva N.V., Semiletov I.P., Direct Salinity Effect on Absorbance and Fluorescence of Chernozem Water-Extractable Organic Matter, *Aquatic Geochemistry*, 2024. Vol. 30. pp. 31–48.

30. Kothawala D.N., Murphy K.R., Stedmon C.A., Weyhenmeyer G.A., Tranvik L.J., Inner filter correction of dissolved organic matter fluorescence, *Limnol Oceanogr Methods*, 2013, Vol. 11, No. DEC, pp. 616–630.

31. Kumar S., Garkoti S.C., Rhizosphere influence on soil microbial biomass and enzyme activity in banj oak, chir pine and banj oak regeneration forests in the central Himalaya, *Geoderma*, 2022, Vol. 409, pp. 115626.

32. Kuzyakov Y., Blagodatskaya E., Microbial hotspots and hot moments in soil: Concept & review, *Soil Biology and Biochemistry*, 2015, Vol. 83, pp. 184–199.

33. Lange M., Azizi-Rad M., Dittmann G., Lange D.F., Orme A.M., Schroeter S.A., Simon C., Gleixner G., Stability and carbon uptake of the soil microbial community is determined by differences between rhizosphere and bulk soil, *Soil Biol Biochem.*, 2024, Vol. 189. 109280.

34. Ling N., Wang T., Kuzyakov Y., Rhizosphere bacteriome structure and functions, *Nat. Commun. Nature Research*, 2022, Vol. 13, No. 1. 836.

35. McKnight D., Boyer E., Westerhoff P., Doran P., Kulbe T., Andersen D., Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity, *Limnol. Oceanogr.*, 2001, Vol. 46, No. 1, pp. 38–48.

36. Mganga K., Razavi B., Sanaullah M., Kuzyakov Y., Phenological Stage, Plant Biomass, and Drought Stress Affect Microbial Biomass and Enzyme Activities in the Rhizosphere of *Enteropogon macrostachyus*, *Pedosphere*, 2019, Vol. 29, No. 2, pp. 259–265.

37. Moody C.S., A comparison of methods for the extraction of dissolved organic matter from freshwaters, *Water Research*, 2020, Vol. 184, 116114.

38. Murphy K., Ruiz G., Dunsmuir W., Waite T., Optimized parameters for fluorescence-based verification of ballast water exchange by ships, *Environ Sci Technol.*, 2006, Vol. 40, No. 7, pp. 2357–2362.

39. Murphy K., Stedmon C., Graeber D., Bro R., Fluorescence spectroscopy and multi-way techniques. PARAFAC, *Analytical Methods.*, 2013, Vol. 5, No. 23, pp. 6557–6566.

40. Murphy K.R., Stedmon C.A., Wenig P., Bro R., OpenFluor – an online spectral library of auto-fluorescence by organic compounds in the environment, *Anal. Methods.*, 2014, Vol. 6, No. 3, pp. 658–661.

41. Ohno T., Fluorescence inner-filtering correction for determining the humification index of dissolved organic matter, *Environ Sci Technol.*, 2002, Vol. 36, No. 4, pp. 742–746.

42. Oren A., Rotbart N., Borisover M., Bar-Tal A., Chloroform fumigation extraction for measuring soil microbial biomass: The validity of using samples approaching water saturation, *Geoderma*, 2018, Vol. 319, pp. 204–207.

43. Pucher M., Wunsch U., Weigelhofer G., Murphy K., Hein T., Graeber D., StaRdom: Versatile software for analyzing spectroscopic data of dissolved organic matter in R, *Water (Switzerland)*, 2019, Vol. 11, No. 11. 2366.
44. R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, 2023, URL: <https://www.R-project.org/>.
45. Ren W., Wu X., Ge X., Lin G., Zhou M., Long Z., Yu X., Tian W., Characteristics of dissolved organic matter in lakes with different eutrophic levels in southeastern Hubei Province, China, *J. Oceanol Limnol.*, 2021, Vol. 39, No. 4, pp. 1256–1276.
46. Sanaullah M., Blagodatskaya, E., Chabbi A., Rumpel C., Kuzyakov Y., Drought effects on microbial biomass and enzyme activities in the rhizosphere of grasses depend on plant community composition, *Applied Soil Ecology*, 2011, Vol. 48, No. 1, pp. 38–44.
47. Solomon W., Janda T., Molnár Z., Unveiling the significance of rhizosphere: Implications for plant growth, stress response, and sustainable agriculture, *Plant Physiology and Biochemistry*, 2024, Vol. 206, pp. 108290.
48. Swenson T.L., Jenkins S., Bowen P.B., Northen R.T., Untargeted soil metabolomics methods for analysis of extractable organic matter, *Soil Biol. Biochem.*, 2015, Vol. 80, pp. 189–198.
49. Walker S.A., Amon R.M.W., Stedmon C.A., Variations in high-latitude riverine fluorescent dissolved organic matter: A comparison of large Arctic rivers, *J. Geophys. Res. Biogeosci.*, 2013, Vol. 118, No. 4, pp. 1689–1702.
50. Wauthy M., Rautio M., Christoffersen K.S., Forsström L., Laurion I., Mariash H.L., Peura S., Vincent W.F., Increasing dominance of terrigenous organic matter in circumpolar freshwaters due to permafrost thaw, *Limnol Oceanogr Lett.*, 2018, Vol. 3, No. 3, pp. 186–198.
51. Wickham H., *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*, 3rd ed, New York: Springer-Verlag, 2016.
52. Xue S., Yang X., Liu G., Gai L., Zhang C., Ritsema C.J., Geissen V., Effects of elevated CO₂ and drought on the microbial biomass and enzymatic activities in the rhizospheres of two grass species in Chinese loess soil, *Geoderma*, 2017, Vol. 286, pp. 25–34.
53. Yamashita Y., Kloeppel B., Knoepp J., Zausen G., Jaffé R., Effects of Watershed History on Dissolved Organic Matter Characteristics in Headwater Streams, *Ecosystems*, 2011, Vol. 14, No. 7, pp. 1110–1122.
54. Yamashita Y., Kojima D., Yoshida N., Shibata H., Optical characterization of dissolved organic matter in tropical rivers of the Guayana Shield, Venezuela, *J. Geophys. Res. Biogeosci.*, 2010, Vol. 115, No. G1.

55. Yamashita Y., Maie N., Briceño H., Jaffé R., Relationships between dissolved black carbon and dissolved organic matter in streams, *Chemosphere*, 2021, Vol. 271. 129824.

56. Zhuang W.E., Chen W., Cheng Q., Yang L., Assessing the priming effect of dissolved organic matter from typical sources using fluorescence EEMs-PARAFAC, *Chemosphere*, 2021, Vol. 264. 128600.

57. Zia R., Nawaz M.Sh., Siddique M.J., Hakim S., Imran A., Plant survival under drought stress: Implications, adaptive responses, and integrated rhizosphere management strategy for stress mitigation, *Microbiol. Res.*, 2021, Vol. 242, pp. 126626.

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2024-SPYC-105-125



Ссылки для цитирования:

Кузьмина А.А., Пятинина Е.В., Жукова Е.А., Горбунова Е.А., Сухачева Е.Ю. Трофическая активность педофауны двух садов г. Санкт-Петербурга (опыт использования экспресс-метода bait-lamina test) // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2024. Специальный выпуск по материалам VII конференции молодых ученых “Почвоведение: Горизонты будущего. 2023”. С. 105-125. DOI: 10.19047/0136-1694-2024-SPYC-105-125

Cite this article as:

Kuzmina A.A., Pyatina E.V., Zhukova E.A., Gorbunova E.A., Sukhacheva E.Yu., Trophic activity of pedofauna in two gardens of Saint-Petersburg (experience of using the express bait-lamina test method), Dokuchaev Soil Bulletin, 2024, Proceedings of the VII Conference of Young Scientists “Soil Science: Horizons of the Future. 2023”, pp. 105-125, DOI: 10.19047/0136-1694-2024-SPYC-105-125

Трофическая активность педофауны двух садов г. Санкт-Петербурга (опыт использования экспресс-метода bait-lamina test)

© 2024 г. А. А. Кузьмина^{1*}, Е. В. Пятинина^{1**}, Е. А. Жукова^{2***},
Е. А. Горбунова^{3****}, Е. Ю. Сухачева^{1*****}

¹Центральный музей почвоведения им. В.В. Докучаева,
филиал ФИЦ “Почвенный институт им. В.В. Докучаева”, Россия,
199034, Санкт-Петербург, Биржевой пр-д, 6,

* <https://orcid.org/0009-0005-2287-4221>, e-mail: 28akuz@mail.ru,
** <https://orcid.org/0000-0002-3143-1925>, e-mail: kat1977kat@gmail.com,
*** <https://orcid.org/0000-0003-3612-6265>, e-mail: lenasoil@mail.ru.

²ФГБУК “Государственный Русский музей”, Россия,
191186, Санкт-Петербург, ул. Инженерная, 4,
*** <https://orcid.org/0009-0001-0022-4026>, e-mail: ealukmazova@mail.ru.

³ФГБНУ “Санкт-Петербургский Федеральный исследовательский
центр РАН”, Россия,
199178, Санкт-Петербург, 14-я лин. Васильевского острова, 39,
**** <https://orcid.org/0000-0001-5619-1801>, e-mail: gea-93@mail.ru.

*Поступила в редакцию 01.02.2024, после доработки 27.05.2024,
принята к публикации 21.08.2024*

Резюме: Растительный и почвенный покровы городов служат их экологическим каркасом. При этом немаловажную роль в урбоэкосистемах играют почвенные беспозвоночные. Интегральным показателем состояния педофауны является ее трофическая активность. В работе определена трофическая активность макро- и мезопедофауны в почвах садов Русского музея (г. Санкт-Петербург) экспресс-методом bait-lamina test (BLT). Средние значения степени потребления приманки педобионтов составили $10.9 \pm 1.6\%$ для Летнего сада и $8.5 \pm 3.5\%$ для Михайловского сада. Установлена вариабельность показателей трофической активности между разными пробными площадями: в Летнем саду она варьирует от $2 \pm 6.2\%$ до $21.8 \pm 8.4\%$, а в Михайловском саду – от $2.8 \pm 4.5\%$ до $19.3 \pm 8.8\%$. Отмечено различие в трофической активности внутри вегетационного сезона. Наименьшая степень потребления приманки (менее 2%) отмечалась в наиболее сухие и жаркие месяцы в середине вегетационного периода, а наибольшая (в пределах 19–22%) – в начале и конце вегетационного периода при наиболее благоприятных гидротермических условиях.

Ключевые слова: трофическая активность; педофауна; урбоэкосистемы; bait-lamina test.

Trophic activity of pedofauna in two gardens of Saint-Petersburg (experience of using the express bait-lamina test method)

© 2024 A. A. Kuzmina^{1*}, E. V. Pyatina^{1**}, E. A. Zhukova^{2***},
E. A. Gorbunova^{3****}, E. Yu. Sukhacheva^{1*****}

¹V.V. Dokuchaev Central Soil Museum, Branch of the
Federal Research Centre “V.V. Dokuchaev Soil Science Institute”,
6 Birzhevoy proezd, Saint Petersburg 199034, Russian Federation,

*<https://orcid.org/0009-0005-2287-4221>, e-mail: 28akuz@mail.ru,
**<https://orcid.org/0000-0002-3143-1925>, e-mail: kat1977kat@gmail.com,
****<https://orcid.org/0000-0003-3612-6265>, e-mail: lenasoil@mail.ru.

²Russian museum,

4 Inzhenernaya Str., Saint Petersburg 191186, Russian Federation,

***<https://orcid.org/0009-0001-0022-4026>, e-mail: elukumazova@mail.ru.

³St. Petersburg Federal Research Center of the Russian Academy of Sciences,
39, 14th Line Vasiliev Island, St. Petersburg 199178, Russian Federation,
****<https://orcid.org/0000-0001-5619-1801>, e-mail: gea-93@mail.ru.

Received 01.02.2024, Revised 27.05.2024, Accepted 21.08.2024

Abstract: The plant and soil cover of cities functions as their ecological framework. Soil invertebrates play an important role in urban ecosystems. Trophic activity of pedofauna is an integral indicator of its condition. The trophic activity of macro- and mesopedofauna in the soils of the gardens of the Russian Museum (St. Petersburg) was determined by the express method bait-lamina test. The average values of the degree of consumption of bait by pedobionts amounted to $10.9 \pm 1.6\%$ for the Summer Garden and $8.5 \pm 3.5\%$ for the Mikhailovsky Garden. The variability of trophic activity indices between different sample areas was established – in the Summer Garden it varies from $2 \pm 6.2\%$ to $21.8 \pm 8.4\%$, and in the Mikhailovsky Garden – from $2.8 \pm 4.5\%$ to $19.3 \pm 8.8\%$. Differences in trophic activity within the vegetation season were noted. The lowest degree of bait consumption (less than 2%) was observed in the driest and hottest months in the middle of the vegetation period, and the highest (within 19–22%) – at the beginning and end of the vegetation period under the most favorable hydrothermal conditions.

Keywords: trophic activity; pedofauna; urban ecosystems; bait-lamina test.

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время в связи со стремительной урбанизацией и видоизменением городских ландшафтов возрастает интерес к зеленым насаждениям и почвам урбоэкосистем, которые выполняют роль экологического каркаса города. Урбанизация ведет к образованию искусственных экосистем, характеризующихся нарушенными связями между их различными компонентами и повышенным давлением на почвы (Еремченко и др., 2016). Несмотря на это, городские почвы вносят существенный вклад в функционирование урбоэкосистем за счет выполняемых ими экологических функций (Добровольский, Никитин, 2000). Помимо поддержания биоразнообразия, аккумуляции и трансформации техногенных веществ, обезвреживания патогенной микрофлоры и др., городские почвы отвечают за поддержание состояния зеленых насаждений (Васенев и др., 2018; Новиков и др., 2021). Именно поэтому почвенно-экологический мониторинг играет важную роль

при выявлении причин нарушения их состояния. Значимая роль в регуляции экосистемных процессов принадлежит почвенной биоте (Adhikari, Hartemink, 2016). Исследование макропедофауны общепринятым методом ручной разборки почвенных проб приводит к нарушению травянистого покрова. Из-за неизбежной потери эстетического вида газона применить данный метод на территориях садово-парковых комплексов невозможно. Оценить функционирование почвенной биоты можно с помощью интегрального показателя трофической активности (ТА) почвенных сапрофагов (Бергман и др., 2017). Данный показатель отражает функционирование почвенной биоты и хорош тем, что зависит не только от количества почвенных сапрофагов, но и от их физиологического состояния, которое, в свою очередь, определяется химическими и физическими (температура и влажность) свойствами почвы, а также наличием и качеством доступной в верхней части профиля пищевой базы (Савин и др., 2007; Gongalsky et al., 2008; Simpson, 2012; Scheunemann, Russell, 2023;).

Одним из малозатратных, быстрых и не нарушающих городские ландшафты методов почвенно-зоологического мониторинга является метод bait-lamina test (BLT). Метод BLT был предложен в начале 1990-х годов немецким ученым von Törnig (von Törnig, 1990) и широко применяется за рубежом в экологических и экотоксикологических исследованиях (Larink, 1993; André et al., 2009; Jänsch et al., 2017). Суть этого метода заключается в оценке скорости потребления за определенное время почвенными сапрофагами помещенной в почву растительной приманки.

Целью работы являлось определение трофической активности почвенных беспозвоночных и особенности ее изменения в течение вегетационного периода на примере садов Русского музея г. Санкт-Петербурга. В ходе работы проверена гипотеза о том, что трофическая активность почвенных беспозвоночных в условиях урбоэкосистем на территориях садов и парков, расположенных в непосредственной близости друг от друга, характеризуется сходными показателями.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Место проведения. Исследование проводилось в Центральном районе Санкт-Петербурга на территории садов Русского музея (рис. 1). В Михайловском саду в летний период осуществляется ежедневный полив газонов, в Летнем саду полив практически не производится. В садах на газоны вносятся органоминеральные удобрения, осуществляется уход за зелеными насаждениями, уборка опавшей листвы и пр.

Почвенный покров Летнего и Михайловского садов представлен преимущественно урбостратоземами (Urbic Technosol) (Субота и др., 2021; Бахматова и др., 2022). В связи с регулярным изъятием напочвенного опада подстилка слабо выражена.

Площадь проективного покрытия и флористический состав исследуемых участков неоднородны. Среди древесных насаждений доминирует липа (*Tilia* sp.) – в Летнем саду на ее долю приходится более 60% древостоя, а в Михайловском саду – более 50%. Достаточно разнообразен кустарничковый покров. Доминирующими видами в составе газонов парка являются газонные злаки (*Festuca rubra* v. *angustifolia*, *F. pratensis* Huds., *Poa pratensis* L.). Кроме того, в результате воздействия постоянной рекреационной нагрузки на территории газонов Михайловского сада обычны сорно-рудеральные виды, а в Летнем саду отмечено разрастание неморальных видов и мхов (*Plagiomnium cuspidatum* (Hedw.) T. J. Кор., *Rhythidiadelphus squarrosus* Hedw. и др.) (Жукова, Мельников, 2016; Жукова, Петрова, 2019).

Bait-lamina test. В работе определялась ТА представителей групп мезопедофауны, к которой относят почвенных беспозвоночных с размером тела от 0.2 до 2 мм, и макропедофауны, к которой относят беспозвоночных размером более 2 мм (Wallwork, 1970). Для определения ТА в 2023 г. заложены пробные площади размером 1 × 1 м: шесть – в Летнем саду и пять – в Михайловском. Пробные площади расположены в пределах участков, где проводятся многолетние экологические мониторинговые исследования, в том числе для выявления причин возникновения изменений в состоянии растительного покрова (Жукова и др., 2017; Жукова,

Петрова, 2019). Определение производилось с помощью приманочных пластин по методу bait-lamina test (von Törne, 1990). Для этого были использованы стандартные пластины из твердого пластика длиной 12 см с располагающимися через каждые 5 мм 16 отверстиями диаметром 1.5 мм. Отверстия в пластинах заполнялись приманкой из смеси измельченной крапивы и микрокристаллической целлюлозы в соотношении 3 : 7. Доказано, что потребителями приманки выступает весь комплекс сапротрофной мезо- и макропедофауны, однако основной вклад в ее потребление среди макропедофауны вносят представители семейства люмбрицид (*Lumbricidae*), а среди мезопедофауны – представители семейства энхитреид (*Enchytraeidae*) (Kratz, 1998; Helling, 1998; Gardi et al., 2009) (рис. 2).



Рис. 1. Схема расположения садов Русского музея.
Fig. 1. Scheme of the Russian Museum's gardens.

На каждой пробной площади в предварительно сделанные ножом надрезы методом “конверта” устанавливались по 25 пластин так, чтобы их верхние отверстия находились на глубине 0.5 см от поверхности почвы (Воробейчик, Бергман, 2020). При установке пластин избегали приствольных участков.

Длительность экспонирования пластин составляла 7 дней. Степень потребления приманки в каждом отверстии пластин визуальнo оценивалась в лабораторных условиях. Были подсчитаны средние значения объема потребленной приманки на каждой из площадок. Оценка проводилась по пятибалльной шкале, где 0 – не тронут; 0.25 – съедено 25%; 0.5 – 50%; 0.75 – 75%; 1 – перфорировано полностью. Выбор пятибалльной шкалы обусловлен увеличением точности и устойчивости к погрешностям, связанным со случайным повреждением приманки (Бергман и др., 2017). Всего было произведено 21.8 тыс. измерений.

Определение трофической активности проводилось во второй половине каждого месяца с мая по сентябрь. Среднесуточная температура воздуха и сумма осадков за периоды исследований оценивались по данным Объединенной гидрометеорологической станции г. Санкт-Петербург (ФГБУ “Северо-Западное управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды”).

Химические параметры почв. Для проведения химического анализа в августе 2023 г. на исследуемых участках были отобраны пробы почв. Содержание гумуса определялось по методу Тюрина, величина водного и солевого pH – потенциометрически, гидролитическая кислотность (Hr) и сумма обменных оснований (S) – по методу Каппена (Аринушкина, 1961). На основании полученных параметров рассчитана степень насыщенности основаниями (V).

Статистическая обработка материалов. Обработка результатов проводилась в программах MS Excel и PAST 4.15. Сравнение ТА между садами проводилось по критерию Краскела–Уоллиса при выбранном уровне значимости 0.05. Корреляционный анализ выполнен по коэффициенту ранговой корреляции Спирмена.



Рис. 2. Приманочная пластина с ювенильной особью дождевого червя, поедающего приманку.

Fig. 2. A juvenile earthworm eating the bait from BLT lamina.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Средняя степень потребления приманки почвенными сапрофагами за весь период исследования в пределах всех пробных площадей Летнего сада варьировала от $2 \pm 6.2\%$ до $21.8 \pm 8.4\%$, Михайловского сада – от $2.8 \pm 4.5\%$ до $19.3 \pm 8.8\%$. Среднесуточная степень потребления приманки составила $1.6 \pm 1.3\%$ для Летнего сада и $1.2 \pm 0.8\%$ – для Михайловского сада. Полученные цифры указывают на то, что продолжительность экспозиции была достаточной и результаты соответствуют литературным данным (Безкоровайная и др., 2017; Klimek, Niklińska, 2020).

Также были выявлены различия в ТА почвенных беспозвоночных как между пробными площадями, так и в отдельные периоды вегетационного сезона (рис. 3) (Kruskal–Wallis test; $H = 24.1$;

$p < 0.05$). Наибольшая ТА была зафиксирована для Летнего сада на пробных площадях ЛС1 и ЛС2, для Михайловского сада – МС1. Наименьшая ТА отмечена на площадях ЛС4–ЛС6 для Летнего сада и МС4 – для Михайловского сада. Наибольшая ТА для обоих садов была отмечена в мае. Для Летнего сада средняя по всем площадкам степень потребления приманки в мае составила $21.8 \pm 8.4\%$, для Михайловского сада – $19.3 \pm 8.8\%$. Наименьшая ТА была отмечена в Летнем саду в июне (степень потребления приманки – $2 \pm 6.2\%$), в Михайловском саду – в июле (степень потребления приманки – $2.8 \pm 4.5\%$).

Почвы Летнего и Михайловского садов характеризуются близкими к нейтральным значениями pH, средней обеспеченностью $C_{\text{орг}}$ и высокой степенью насыщенности основаниями (табл. 1). Результаты корреляционного анализа ($r \leq \pm 0.5$) показали отсутствие статистически значимой связи между трофической активностью и основными химическими свойствами почв (при $n = 11$ значимый коэффициент корреляции $r \geq 0.61$ и $t_r = 2.26$).

Другой причиной различий в ТА может быть неоднородность гидротермических условий (Scheunemann, Russell, 2023). В июне–июле фиксировалось падение ТА по всем пробным площадям (рис. 3), тогда как в мае, августе и сентябре наблюдалось ее повышение. Это может быть связано с возможным превышением среднесуточной температуры воздуха относительно климатической нормы в период исследования (Климат Санкт-Петербурга...) (рис. 4).

Данное предположение не подтверждается корреляционным анализом, т. к. полученное значение $r = -0.9$ не достигает уровня статистической значимости (при $n = 5$ $r \geq 0.94$), что может быть обусловлено как небольшой выборкой, так и влиянием более мощного по силе фактора, не учтенного в данном исследовании.

Среднесуточная температура июня в период измерения ТА превышала климатическую норму на 5.5°C . В июле и августе превышений климатической нормы зафиксировано не было. В мае и сентябре также наблюдалось превышение значений температуры воздуха (на 3.4°C и 3.7°C соответственно), однако, ТА в эти месяцы была значительно выше, чем в другие.

Таблица 1. Основные химические свойства почв садов Русского музея
Table 1. Main chemical characteristics of soils in the gardens of the Russian Museum

Место отбора	№ пробной площади	С _{орг} , %	рН		Нг, мг-экв/100 г почвы	S, мг-экв/100 г почвы	V, %
			водн.	сол.			
Михайловский сад	М1	2.40	6.73	5.95	3.0	14.4	83.0
	М2	4.14	7.37	7.15	0.2	41.9	99.5
	М3	3.43	6.43	5.61	3.3	16.9	83.7
	М4	4.20	7.00	6.54	1.1	29.6	96.4
	М5	3.52	7.12	6.60	0.9	24.1	96.5
Летний сад	Л1	2.82	7.36	6.96	0.9	22.6	96.3
	Л2	3.29	6.97	6.40	1.8	19.9	91.9
	Л3	3.08	6.40	5.65	2.2	17.4	88.8
	Л4	2.56	6.70	5.93	2.6	14.4	84.6
	Л5	3.36	7.70	7.48	0.4	46.4	99.1
	Л6	2.82	6.59	5.71	3.5	14.9	81.0

Примечание. Нг – гидролитическая кислотность, S – сумма обменных оснований, V – степень насыщенности основаниями.

Note. Нг – hydrolytic acidity, S – sum of exchangeable bases, V – degree of saturation with bases.

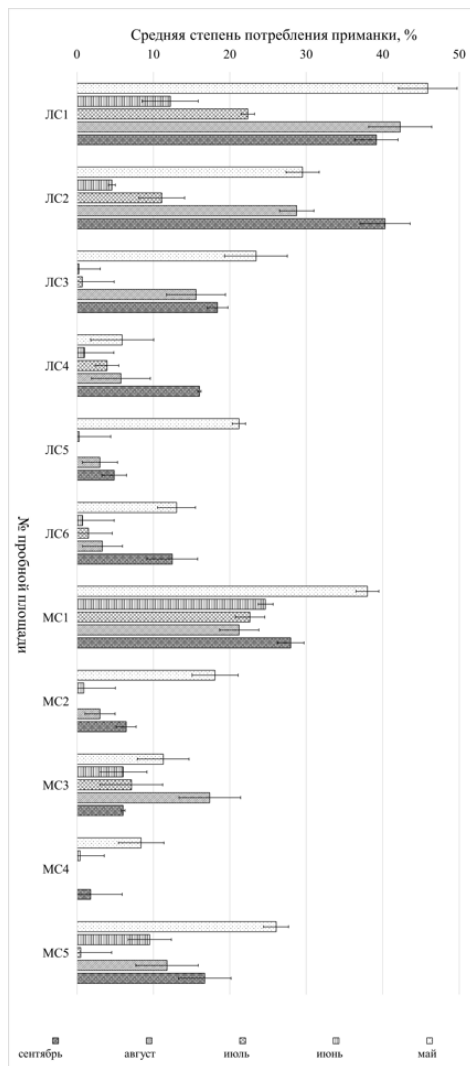


Рис. 3. Степень потребления приманки на пробных площадях садов Русского музея (MC – Михайловский сад, LC – Летний сад).

Fig. 3. Degree of bait consumption in experimental areas of the gardens of the Russian Museum (MC – Mikhailovsky Garden, LC – Summer Garden).

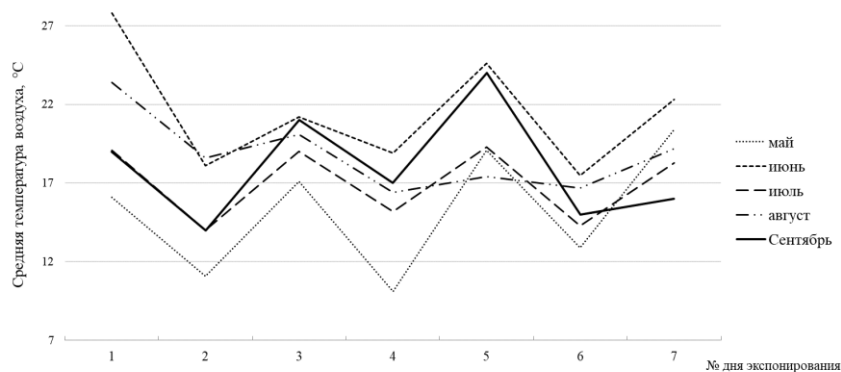


Рис. 4. Температура воздуха за периоды экспонирования приманочных пластин.

Fig. 4. Air temperature during the periods of exposure of bait lamina.

Это может объясняться, во-первых, достаточным увлажнением почвенного профиля в связи с поступлением осадков (рис. 5), и, во-вторых, с наличием кормовой базы в виде прошлогоднего (для мая) и вновь поступившего (для сентября) еще не убранный напочвенного опада (Riutta et al., 2016).

Таким образом, повышение температуры в начале и конце вегетационного периода в совокупности с достаточным количеством осадков благоприятно сказывается на педофауне и приводит к повышению ее ТА, а в середине вегетационного периода вследствие повышения температуры и снижения количества осадков происходит иссушение органо профиля почв, что приводит к угнетению педобионтов и снижению их ТА.

Существует также тесная взаимосвязь между ТА педобионтов и кормовой базой, представленной напочвенным и внутрипочвенным опадом (Стриганова, 1980). Отсутствие подстилки, в свою очередь, приводит к отсутствию подстилочных и почвенно-подстилочных форм люмбрицид, что отрицательно сказывается на показателях ТА (Безкорвайная, Егунова, 2013). Признаком, отражающим функционирование почвенных беспозвоночных, может выступать степень проективного покрытия травяного яруса (van

Groenigen et al., 2014; Hullot et al., 2021). Однако взаимосвязь между величинами ТА педобионтов и степенью проективного покрытия была отмечена не на всех пробных площадях. На площадях с самой высокой ТА проективное покрытие варьировало от 90–100% (для МС1 и ЛС2) до 60–70% (для ЛС1, МС5). Близкие значения наблюдались и на пробных площадях, где была отмечена наименьшая ТА. На площади ЛС4 проективное покрытие было близко к 90%, тогда как на площадях ЛС5–ЛС6 и МС4 проективное покрытие было ниже 60%. Таким образом, на пробных площадях с максимальной ТА наблюдается как максимальное проективное покрытие, так и среднее, и, наоборот, – на пробных площадях с минимальной ТА наблюдается высокая степень проективного покрытия. Отсутствие прямой взаимосвязи между проективным покрытием травяного яруса и ТА на некоторых площадках может объясняться действием невыявленных факторов.

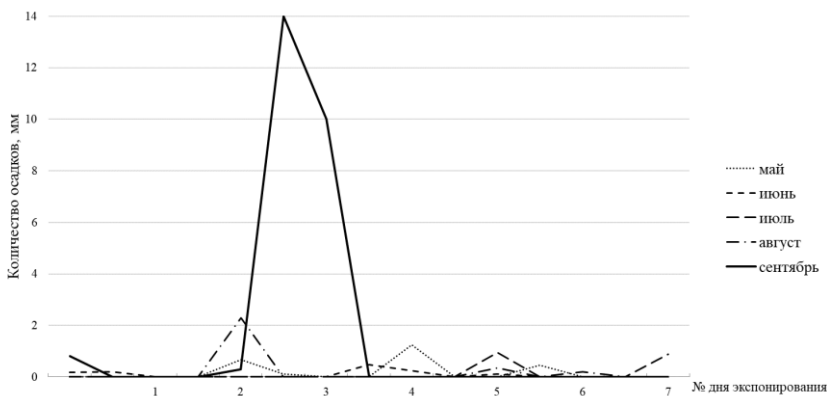


Рис. 5. Сумма осадков за периоды экспонирования приманочных пластин.

Fig. 5. Amount of rainfall for the periods of exposure of bait lamina.

Кроме того, как положительный, так и отрицательный эффект на почвенных беспозвоночных в условиях урбозкосистем оказывает хозяйственная деятельность человека, такая как внесение минеральных и органических удобрений, дренирование и т. д. (Ермаков, Воробейчик, 2013). Однако провести корреляцию между изменением физико-химических характеристик почв в результате деятельности человека и изменением ТА в пределах городских территорий, в силу отсутствия достаточного количества данных по результатам исследований, представляется преждевременным.

ВЫВОДЫ

Средние значения ТА почвенных беспозвоночных в садах Русского музея, которые могут быть оценены через степень потребления приманки, за период с мая по сентябрь 2023 г. составили $10.9 \pm 1.6\%$ для Летнего сада и $8.5 \pm 3.5\%$ – для Михайловского сада. ТА различна между разными пробными площадями – в Летнем саду она варьирует от $2 \pm 6.2\%$ до $21.8 \pm 8.4\%$, а в Михайловском саду – от $2.8 \pm 4.5\%$ до $19.3 \pm 8.8\%$. Также отмечается различие в ТА в течение вегетационного сезона. Наименьшая степень потребления приманки (менее 4%) отмечалась в наиболее сухие и жаркие месяцы в середине вегетационного периода, а наибольшая (в пределах 19–22%) – в начале и конце вегетационного периода при наиболее благоприятных гидротермических условиях и наличии кормовой базы. Проведенные исследования показали отсутствие значимой связи между ТА и исследованными химическими показателями почв, а также между ТА и средней температурой воздуха.

Исходя из вышесказанного, исходная гипотеза не подтвердилась: между средними значениями ТА садов Русского музея за весь вегетационный период были выявлены статистически значимые различия (Kruskal–Wallis test; $H = 24.1$; $p < 0.05$). Однако в силу отсутствия данных о влиянии неучтенных факторов выявить причину различий в настоящее время не представляется возможным.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Аринушкина Е.В.* Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во МГУ, 1961. 491 с.
2. *Бахматова К.А., Матинян Н.Н., Шеишуква А.А.* Антропогенные почвы городских парков (обзор) // Почвоведение. 2022. № 1. С. 77–95.
3. *Безкоровайная И.Н., Егунова М.Н.* Оценка трофической активности микроартропод в лесных культурах с помощью bait-lamina теста // Вестник КрасГАУ. 2013. № 10(85). С. 46–50.
4. *Безкоровайная И.Н., Егунова М.Н., Таскаева А.А.* Почвенные беспозвоночные и их трофическая активность в 40-летних лесных культурах // Сибирский экологический журнал. 2017. Т. 24. № 5. С. 609–620.
5. *Бергман И.Е., Воробейчик Е.Л., Ермаков А.И.* Влияние условий мегаполиса на трофическую активность почвенных сапрофагов в городских лесах // Почвоведение. 2017. № 1. С. 117–129. DOI: [10.7868/S0032180X17010026](https://doi.org/10.7868/S0032180X17010026).
6. *Васенев В.И., Ауденховен А.П., Ромзайкина О.Н., Гаджиагаева Р.А.* Экологические функции и экосистемные сервисы городских и техногенных почв: от теории к практическому применению (обзор) // Почвоведение. 2018. № 10. С. 1177–1191. DOI: [10.1134/S0032180X18100131](https://doi.org/10.1134/S0032180X18100131).
7. *Воробейчик Е.Л., Бергман И.Е.* Bait-lamina test в оценке загрязненных почв: выбор длительности экспонирования // Экология. 2020. № 5. С. 354–364. DOI: [10.31857/S0367059720050133](https://doi.org/10.31857/S0367059720050133).
8. *Добровольский Г.В., Никитин Е.Д.* Сохранение почв как незаменимого компонента биосферы. М.: МИРОС МАИК Наука/Интерпериодика, 2000. 185 с.
9. *Еремченко О.З., Шестаков И.Е., Москвина Н.В.* Почвы и техногенные поверхностные образования урбанизированных территорий Пермского Прикамья: Пермь: Перм. гос. нац. исслед. ун-т., 2016. 252 с.
10. *Ермаков А.И., Воробейчик Е.Л.* Почвенная мезофауна лесных экосистем в условиях крупного промышленного города // Евразийский энтомологический журнал. 2013. Т. 12. № 6. С. 519–528.
11. *Жукова Е.А., Мельников В.Ю.* Современное состояние флоры Летнего сада г. Санкт-Петербурга после реставрации // Материалы VI Международной научной конференции “Биологическое разнообразие. Интродукция растений”, СПб. 2016. С. 129–132.
12. *Жукова Е.А., Петрова В.С.* Роль садов Русского музея в сохранении биоразнообразия в центре Санкт-Петербурга // Сборник XIII

Региональной молодежной экологической Школы-конференции, СПб. 2019. С. 44–50.

13. Жукова Е.А., Морозова О.В., Волобуев С.В., Брянцева Ю.С. Базидиальные макромицеты и их влияние на состояние зеленых насаждений садов Русского музея (Санкт-Петербург) // Микология и фитопатология. 2017. Т. 51. № 6. С. 328–339.

14. Климат Санкт-Петербурга и Ленинградской области: ФГБУ “Северо-Западное управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды”. URL: <http://www.meteo.nw.ru/articles/index.php?id=2>.

15. Новиков С.Г., Медведева М.В., Пеккоев А.Н., Тимофеева В.В. Диагностика почв, расположенных в градиенте урботехногенного воздействия // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2021. Вып. 108. С. 55–82. DOI: [10.19047/0136-1694-2021-108-55-82](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2021-108-55-82).

16. Савин Ф.А., Покаржевский А.Д., Гонгальский К.Б. Распределение крупных почвенных беспозвоночных и его связь с некоторыми почвенными параметрами // Почвоведение. 2007. № 1. С. 74–79.

17. Сады Русского музея. URL: <https://igardens.ru/visitor-information/>.

18. Стриганова Б.Р. Питание почвенных сапрофагов // М.: Наука. 1980. 244 с.

19. Субота М.Б., Часовская В.В., Яковлев А.А., Брагин В.Д. Особенности почв Михайловского сада г. Санкт-Петербург // Материалы научно-практической конференции “Проблемы и состояние почв городских и лесных экосистем”: СПб: СПбГЛТУ им. С.М. Кирова, 2021. С. 30–32.

20. ФГБУ “Северо-Западное управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды”. URL: <http://www.meteo.nw.ru/>.

21. Adhikari K., Hartemink A.E. Linking soils to ecosystem services – A global review // Geoderma. 2016. Vol. 262. P. 101–111. DOI: [10.1016/J.GEODERMA.2015.08.009](https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2015.08.009).

22. André A., Antunes S.C., Gonçalves F., Pereira R. Bait-lamina assay as a tool to assess the effects of metal contamination in the feeding activity of soil invertebrates within a uranium mine area // Environmental Pollution. 2009. Vol. 157. No. 8–9. P. 2368–2377. DOI: [10.1016/j.envpol.2009.03.023](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.03.023).

23. Gardi C., Montanarella L., Arrouays D., Bispo A., Lemanceau P., Jolivet C., Mulder C., Ranjard L., Römke J., Rutgers M., Menta C. Soil biodiversity monitoring in Europe: Ongoing activities and challenges // European Journal of Soil Science. 2009. Vol. 60. P. 807–819. DOI: [10.1111/j.1365-2389.2009.01177.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01177.x).

24. Gongalsky K.B., Pokarzhevskii A.D., Filimonova Z.V., Savin F.A. Stratification and dynamics of bait-lamina perforation in three forest soils

- along a north–south gradient in Russia // *Applied Soil Ecology*. 2004. Vol. 25. No. 2. P. 111–122. DOI: [10.1016/j.apsoil.2003.09.001](https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2003.09.001).
25. *Helling B., Pfeiff G., Larink O.* A comparison of feeding activity of collembolan and enchytraeid in laboratory studies using the bait-lamina test // *Applied Soil Ecology*. 1998. Vol. 7. No. 3. P. 207–212. DOI: [10.1016/S0929-1393\(97\)00065-6](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(97)00065-6).
26. *Hullot O., Lamy I., Tiziani R., Mimmo T., Ciadamidaro L.* The effect of earthworms on plant response in metal contaminated soil focusing on belowground-aboveground relationships // *Environmental Pollution*. 2021. Vol. 274. P. 116499. DOI: [10.1016/j.envpol.2021.116499](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116499).
27. *Jänsch S., Scheffczyk A., Römbke J.* The bait-lamina earthworm test: A possible addition to the chronic earthworm toxicity test? // *Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration*. 2017. Vol. 2. No. 5. P. 1–11. DOI: [10.1007/s41207-017-0015-z](https://doi.org/10.1007/s41207-017-0015-z).
28. *Klimek B., Niklińska M.* Fauna activity on soils developing on dead logs in an ancient inland temperate rainforest of North British Columbia (Canada) // *Journal of Soils and Sediments*. 2020. Vol. 20. P. 2260–2265. DOI: [10.1007/s11368-019-02559-1](https://doi.org/10.1007/s11368-019-02559-1).
29. *Kratz W.* The bait-lamina test // *Environmental Science and Pollution Research*. 1998. Vol. 5. No. 2. P. 94–96. DOI: [10.1007/BF02986394](https://doi.org/10.1007/BF02986394).
30. *Larink O.* Bait lamina as a tool for testing feeding activity of animals in contaminated soils // *Ecotoxicology of Soil Organisms / Donker M.H., Eijsackers H., Heimbach F. (Eds.). Lewis Publishers*. 1993. P. 339–345.
31. *Riutta T., Clack H., Crockatt M. et al.* Landscape-Scale Implications of the Edge Effect on Soil Fauna Activity in a Temperate Forest // *Ecosystems*. 2016. Vol. 19. P. 534–544. DOI: [10.1007/s10021-015-9939-9](https://doi.org/10.1007/s10021-015-9939-9).
32. *Scheunemann N., Russell D.J.* Hydrological regime and forest development have indirect effects on soil fauna feeding activity in Central European hardwood floodplain forests // *Nature Conservation*. 2023. Vol. 53. P. 257–278. DOI: [10.3897/natureconservation.53.106260](https://doi.org/10.3897/natureconservation.53.106260).
33. *Simpson J.E., Slade E., Riutta T., Taylor M.E.* Factors affecting soil fauna Feeding activity in a fragmented lowland temperate deciduous woodland // *PLoS One*. 2012. Vol. 7. No. 1. P. e29616. DOI: [10.1371/journal.pone.0029616](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0029616).
34. *van Groenigen J.V., Lubbers I., Vos H.M., Brown G., De Deyn G.D., van Groenigen K.V.* Earthworms increase plant production: a meta-analysis // *Scientific Reports*. 2014. Vol. 4. P. 6365. DOI: [10.1038/srep06365](https://doi.org/10.1038/srep06365).
35. *von Törne E.* Assessing feeding activities of soil-living animals. I. Bait-lamina-tests // *Pedobiologia*. 1990. Vol. 34. No. 2. P. 89–101.
36. *Wallwork J.A.* Ecology of soil animals // McGraw-Hill. 1970. 283 p.

REFERENCES

1. Arinushkina E.V., *Rukovodstvo po himicheskomu analizu pochv* (A manual on chemical analysis of soils), Moscow: Moscow State University, 1961, 491 p.
2. Bakhmatova K.A., Matinyan N.N., Sheshukova A.A., Antropogennyye pochvy gorodskikh parkov (obzor) (Anthropogenic soils of urban parks (review)), *Pochvovedenie*, 2022, No. 1, pp. 77–95.
3. Bezkorovainaya I.N., Egunova M.N., Otsenka troficheskoi aktivnosti mikroartropod v lesnykh kul'turakh s pomoshch'yu bait-lamina testa, *Vestnik KrasGAU*, 2013, No. 10(85), pp. 46–50.
4. Bezkorovainaya I.N., Egunova M.N., Taskaeva A.A. Pochvennye bespozvonochnye i ikh troficheskaya aktivnost' v 40-letnikh lesnykh kul'turakh (Soil invertebrates and their trophic activity in 40-year-old forest crops), *Sibirskii ekologicheskii zhurnal*, 2017, Vol. 24, No. 5, pp. 609–620.
5. Bergman I.E., Vorobeichik E.L., Ermakov A.I., Vliyanie uslovii megapolisa na troficheskuyu aktivnost' pochvennykh saprofagov v gorodskikh lesakh (Influence of megalopolis conditions on trophic activity of soil saprophages in urban forests), *Pochvovedenie*, 2017, No. 1, pp. 117–129, DOI: [10.7868/S0032180X17010026](https://doi.org/10.7868/S0032180X17010026).
6. Vasenev V.I., Audenkhoven A.P., Romzaikina O.N., Gadzhiagaeva R.A., Ekologicheskie funktsii i ekosistemnye servisy gorodskikh i tekhnogennykh pochv: ot teorii k prakticheskomu primeneniyu (obzor) (Ecological functions and ecosystem services of urban and anthropogenic soils: from theory to practice (review)) *Pochvovedenie*, 2018, No. 10, pp. 1177–1191, DOI: [10.1134/S0032180X18100131](https://doi.org/10.1134/S0032180X18100131).
7. Vorobeichik E.L., Bergman I.E., Bait-lamina test v otsenke zagryaznennykh pochv: vybor dlitel'nosti eksponirovaniya (Bait-lamina test in the assessment of contaminated soils: choice of exposure duration), *Ekologiya*, 2020, No. 5, pp. 354–364, DOI: [10.31857/S0367059720050133](https://doi.org/10.31857/S0367059720050133).
8. Dobrovol'skii G.V., Nikitin E.D., *Sokhranenie pochv kak nezamenimogo komponenta biosfery* (Saving soils as an irreplaceable component of the biosphere), Moscow: MIROS MAIK Nauka/ Interperiodika, 2000, 185 p.
9. Eremchenko O.Z., Shestakov I.E., Moskvina N.V., *Pochvy i tekhnogennyye poverkhnostnye obrazovaniya urbanizirovannykh territorii Permskogo Prikam'ya: monografiya* (Soils and anthropogenic surface formations of urbanized territories of the Permian Kama region: a monograph), Perm': Perm. gos. nats. issled. un-t., 2016, 252 p.

10. Ermakov A.I., Vorobeichik E.L., Pochvennaya mezofauna lesnykh ekosistem v usloviyakh krupnogo promyshlennogo goroda, *Evraziatskii entomologicheskii zhurnal*, 2013, Vol. 12, No. 6, pp. 519–528.
11. Zhukova E.A., Mel'nikov V.Yu., Sovremennoe sostoyanie flory Letnego sada g. Sankt-Peterburga posle restavratsii (Current state of the flora of the Summer Garden of St. Petersburg after restoration), *Biologicheskoe raznoobrazie. Introduktsiya rastenii* (Biodiversity. Introduction of plants), Proc. 6th International Conference, Saint-Petersburg, 2016, pp. 129–132.
12. Zhukova E.A., Petrova V.S., Rol' sadov Russkogo muzeya v sokhranении bioraznoobraziya v tsentre Sankt-Peterburga (The Role of the Russian Museum Gardens in Biodiversity Conservation in the Center of St. Petersburg), *Trinadtsataya Regional'naya molodezhnaya ekologicheskaya Shkola-konferentsiya* (The 13th Regional Youth Ecological School-Conference), Book of Abstracts, Saint-Petersburg, 2019, pp. 44–50.
13. Zhukova E.A., Morozova O.V., Volobuev S.V., Bryantseva Yu.S., Bazidial'nye makromitsety i ikh vliyanie na sostoyanie zelenykh nasazhdenii sadov Russkogo muzeya (Sankt-Peterburg) (Basidial macromycetes and their influence on the condition of green spaces in the gardens of the Russian Museum (St. Petersburg)), *Mikologiya i fitopatologiya*, 2017, Vol. 51, No. 6, pp. 328–339.
14. Climate of St. Petersburg and the Leningrad Region: FGBU “North-West Department of Hydrometeorology and Environmental Monitoring”, URL: <http://www.meteo.nw.ru/articles/index.php?id=2>.
15. Novikov S.G., Medvedeva M.V., Pekkoev A.N., Timofeeva V.V., Diagnostics of soils located in the gradient of urban-technogenic impact, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2021, No. 108, pp. 55–82, DOI: [10.19047/0136-1694-2021-108-55-82](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2021-108-55-82).
16. Savin F.A., Pokarzhevskii A.D., Gongal'skii K.B., Raspredelenie krupnykh pochvennykh bespozvonochnykh i ego svyaz' s nekotorymi pochvennymi parametrami (Distribution of major soil invertebrates and its relationship to some soil parameters), *Pochvovedenie*, 2007, No. 1, pp. 74–79.
17. Gardens of the Russian Museum, URL: <https://igardens.ru/visitor-information/>.
18. Striganova B.R., *Pitanie pochvennykh saprofagov*, Moscow: Nauka, 1980, 244 p.
19. Subota M.B., Chasovskaya V.V., Yakovlev A.A., Bragin V.D., Osobennosti pochv Mikhailovskogo sada g. Sankt-Peterburg (Specific features of soils of Mikhailovsky garden, St. Petersburg) *Problemy i sostoyanie pochv gorodskikh i lesnykh ekosistem* (Problems and status of soils of urban and

forest ecosystems), Proc. Conference, Saint-Petersburg: SPbGLTU im. S.M. Kirova, 2021, pp. 30–32.

20. “North-West Department of Hydrometeorology and Environmental Monitoring”, URL: <http://www.meteo.nw.ru/>.

21. Adhikari K., Hartemink A.E., Linking soils to ecosystem services – A global review, *Geoderma*, 2016, Vol. 262, pp. 101–111, DOI: [10.1016/J.GEODERMA.2015.08.009](https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2015.08.009).

22. André A., Antunes S.C., Gonçalves F., Pereira R., Bait-lamina assay as a tool to assess the effects of metal contamination in the feeding activity of soil invertebrates within a uranium mine area, *Environmental Pollution*, 2009, Vol. 157, No. 8–9, pp. 2368–2377, DOI: [10.1016/j.envpol.2009.03.023](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.03.023).

23. Gardi C., Montanarella L., Arrouays D., Bispo A., Lemanceau P., Jolivet C., Mulder C., Ranjard L., Römbke J., Rutgers M., Menta C., Soil biodiversity monitoring in Europe: Ongoing activities and challenges, *European Journal of Soil Science*, 2009, Vol. 60, pp. 807–819, DOI: [10.1111/j.1365-2389.2009.01177.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01177.x).

24. Gongalsky K.B., Pokarzhevskii A.D., Filimonova Z.V., Savin F.A., Stratification and dynamics of bait-lamina perforation in three forest soils along a north–south gradient in Russia, *Applied Soil Ecology*, 2004, Vol. 25, No. 2, pp. 111–122, DOI: [10.1016/j.apsoil.2003.09.001](https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2003.09.001).

25. Helling B., Pfeiff G., Larink O., A comparison of feeding activity of collembolan and enchytraeid in laboratory studies using the bait-lamina test, *Applied Soil Ecology*, 1998, Vol. 7, No. 3, pp. 207–212, DOI: [10.1016/S0929-1393\(97\)00065-6](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(97)00065-6).

26. Hullot O., Lamy I., Tiziani R., Mimmo T., Ciadamidaro L., The effect of earthworms on plant response in metal contaminated soil focusing on belowground-aboveground relationships, *Environmental Pollution*, 2021, Vol. 274, pp. 116499, DOI: [10.1016/j.envpol.2021.116499](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116499).

27. Jänsch S., Scheffczyk A., Römbke J., The bait-lamina earthworm test: A possible addition to the chronic earthworm toxicity test? *Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration*, 2017, Vol. 2, No. 5, pp. 1–11, DOI: [10.1007/s41207-017-0015-z](https://doi.org/10.1007/s41207-017-0015-z).

28. Klimek B., Niklińska M., Fauna activity on soils developing on dead logs in an ancient inland temperate rainforest of North British Columbia (Canada), *Journal of Soils and Sediments*, 2020, Vol. 20, pp. 2260–2265, DOI: [10.1007/s11368-019-02559-1](https://doi.org/10.1007/s11368-019-02559-1).

29. Kratz W., The bait-lamina test, *Environmental Science and Pollution Research*, 1998, Vol. 5, No. 2, pp. 94–96, DOI: [10.1007/BF02986394](https://doi.org/10.1007/BF02986394).

30. Larink O., Bait lamina as a tool for testing feeding activity of animals in contaminated soils, In: Donker M.H., Eijsackers H., Heimbach F. (Eds), *Ecotoxicology of Soil Organisms*, Lewis Publishers, 1993, pp. 339–345.
31. Riutta T., Clack H., Crockatt M. et al., Landscape-Scale Implications of the Edge Effect on Soil Fauna Activity in a Temperate Forest, *Ecosystems*, 2016, No. 19, pp. 534–544, DOI: [10.1007/s10021-015-9939-9](https://doi.org/10.1007/s10021-015-9939-9).
32. Scheunemann N., Russell D.J., Hydrological regime and forest development have indirect effects on soil fauna feeding activity in Central European hardwood floodplain forests, *Nature Conservation*, 2023, Vol. 53, pp. 257–278, DOI: [10.3897/natureconservation.53.106260](https://doi.org/10.3897/natureconservation.53.106260).
33. Simpson J.E., Slade E., Riutta T., Taylor M.E., Factors affecting soil fauna Feeding activity in a fragmented lowland temperate deciduous woodland, *PLoS One*, 2012, Vol. 7, No. 1, pp. e29616, DOI: [10.1371/journal.pone.0029616](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0029616).
34. van Groenigen J.V., Lubbers I., Vos H.M., Brown G., De Deyn G.D., van Groenigen K.V., Earthworms increase plant production: a meta-analysis, *Scientific Reports*, 2014, Vol. 4, pp. 63–65, DOI: [10.1038/srep06365](https://doi.org/10.1038/srep06365).
35. von Törne E., Assessing feeding activities of soil-living animals. I. Bait-lamina-tests, *Pedobiologia*, 1990, Vol. 34, No. 2, pp. 89–101.
36. Wallwork J.A., *Ecology of soil animals*, McGraw-Hill, 1970, 283 p.

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2024-SPYC-126-163



Ссылки для цитирования:

Трегубова П.Н., Аброськин Д.П., Волкова Е.А., Жеребкер А.Я., Николаев Е.Н. Трансформация биохимических процессов в почве при загрязнении лекарственными препаратами // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2024. Специальный выпуск по материалам VII конференции молодых ученых “Почвоведение: Горизонты будущего. 2023”. С. 126-163. DOI: 10.19047/0136-1694-2024-SPYC-126-163

Cite this article as:

Tregubova P.N., Abroskin D.P., Volkova E.A., Zhrebker A.Ya., Nikolaev E.N., Transformation of biochemical processes in soil due to contamination by pharmaceuticals, Dokuchaev Soil Bulletin, 2024, Proceedings of the VII Conference of Young Scientists “Soil Science: Horizons of the Future. 2023”, pp. 126-163, DOI: 10.19047/0136-1694-2024-SPYC-126-163

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 22-24-01103, <https://rscf.ru/project/22-24-01103/>.

Acknowledgments:

The research was supported by the Russian Science Foundation grant No. 22-24-01103, <https://rscf.ru/project/22-24-01103/>.

Трансформация биохимических процессов в почве при загрязнении лекарственными препаратами

© 2024 г. П. Н. Трегубова^{1*}, Д. П. Аброськин¹, Е. А. Волкова^{2**},
А. Я. Жеребкер¹, Е. Н. Николаев¹

¹Сколковский институт науки и технологий, Россия,
121205, Москва, Большой бульвар, д.30, стр.1,
*e-mail: p.tregubova@skoltech.ru.

²МГУ им. М.В. Ломоносова, Россия,
119991, Москва, Ленинские горы, 1,
**e-mail: lizvolk@inbox.ru.

Поступила в редакцию 31.01.2024, после доработки 26.03.2024,
принята к публикации 04.06.2024

Резюме: Лекарственные препараты и средства для личной гигиены (ЛППГ) являются новым типом загрязняющих веществ, регулярно детектируемых в природных средах, в первую очередь, в пресноводных источниках и сточных водах. В настоящее время собрана обширная база случаев обнаружения ЛППГ в почвах, и проблема загрязнения данными эмерджентными веществами особенно актуальна для агроландшафтов. Целью исследования была оценка влияния ряда ЛППГ на процессы, протекающие в ризосфере, на примере тестового растения. При проведении исследования предполагали, что попадание выбранных ЛППГ в почву может изменять биохимические процессы в ризосфере, влияя на активность микробного сообщества, в связи с чем могут изменяться характеристики лабильного пула органического вещества. В краткосрочном инкубационном эксперименте на гумусовом горизонте чернозема миграционно-мицелярного исследовали влияние от ЛППГ, относящихся к наиболее актуальным терапевтическим группам и обнаруженных в природных средах: ципрофлоксацин (антибиотик), кетопрофен (анальгетик), атенолол (бета-блокатор), клотримазол (антигрибковое средство). Препараты вносили в почву в градиенте концентраций; в качестве модельного растения использовали салат латук (*Lactuca sativa* L.). По окончании эксперимента значимым образом от контроля отличались ферментативная активность уреаз и биомасса побегов и корней. Преимущественно отличия от контрольных образцов выражались в ингибирующем эффекте, в то же время в ряде случаев наблюдалось повышение показателей. Отмечено изменение состава растворенного органического вещества почвы ризосферы: по общему набору показателей от контрольного образца отличались варианты со внесом препаратов даже в низких концентрациях для ципрофлоксацина, кетопрофена и атенолола. В то же время изменения носили нерегулярный характер, что можно объяснить как буферной емкостью исследованной почвы, так и биологической активностью почв, в частности, микробного сообщества ризосферы.

Ключевые слова: загрязнение почв; эмерджентные загрязняющие вещества; растворенное органическое вещество; ферментативная активность; масс-спектрометрия.

Transformation of biochemical processes in soil due to contamination by pharmaceuticals

© 2024 P. N. Tregubova^{1*}, D. P. Abroskin¹, E. A. Volkova^{2**},
A. Y. Zhrebker¹, E. N. Nikolaev¹

¹*Skolkovo Institute of Science and Technology,
1 bld. 30 Bolshoi Boulevard, Moscow 121205, Russian Federation,
e-mail: p.tregubova@skoltech.ru.

²*Lomonosov Moscow State University,
1 Leninskie Gori, Moscow 119234, Russian Federation,
**e-mail: lizvolk@inbox.ru.*

Received 31.01.2024, Revised 26.03.2024, Accepted 04.06.2024

Abstract: Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) are emerging contaminants widely detected in natural environments, primarily in freshwater sources and wastewater. Currently, an extensive database of cases of detection of PPCPs in soils has been collected, and the problem of pollution with these emerging substances is especially relevant for agricultural landscapes. The study aimed to assess the influence of selected PPCPs on the processes occurring in the soils, especially in the rhizosphere, on the example of a test plant. As a working hypothesis, it was suggested that the introduction of selected PPCPs could change the biochemical processes in the rhizosphere, affecting the activity of the microbial community and, therefore, the characteristics of the labile pool of soil organic matter represented by water-soluble forms could change. In a short-term incubation experiment on the humus horizon of chernozem soil, we studied the effect of PPCPs represented by the most frequently prescribed therapeutic groups and often found in natural environments: ciprofloxacin (antibiotic), ketoprofen (analgesic), atenolol (beta-blocker), clotrimazole (antifungal agent). Selected substances were applied to the soil in concentration gradients. Lettuce (*Lactuca sativa* L.) was used as a test plant. At the end of the experiment, the biomass of shoots and roots and urease enzymatic activity in variants treated by PPCPs differed significantly from the control. Mainly, differences from control samples were expressed in the inhibitory effect; at the same time, an increase in indicators values was observed in several cases. A change in the composition of dissolved organic matter in the rhizosphere soil was noted: in general, even in low concentrations, samples treated with ciprofloxacin, ketoprofen, and atenolol differed from the control variant. While the changes were irregular in terms of concentrations of PPCPs, the observed effects caused by the introduction of selected substances can be explained by both the studied soil's buffer capacity and the soil's biological activity, particularly the rhizosphere community.

Keywords: soil pollution; emerging pollutants; dissolved organic matter; enzymatic activity; mass spectrometry.

ВВЕДЕНИЕ

Потребление лекарственных препаратов и продуктов личной гигиены (ЛППГ) возрастает вместе с ростом населения, увеличением ожидаемой продолжительности жизни и изменением образа жизни, что приводит к значительным инвестициям в производство медикаментов и продуктов ухода за собой и увеличению объема их производства (McKinsey, Company, 2021; González et al., 2021).

Спектр обсуждаемых проблем в контексте ЛППГ сегодня вышел далеко за пределы вопросов производства, эффективности и доступности препаратов, и в последние годы включает в себя также возрастающую обеспокоенность относительно попадания ЛППГ и их производных в природные среды, что привело к появлению новой концепции загрязнения эмерджентными загрязняющими веществами (Водяницкий, Кириллова, 2016). В то время как долгосрочные последствия загрязнения биосферы ЛППГ в целом являются предметом научного исследования, феномен антибиотикорезистентности, обусловленный широким и слабо контролируемым распространением антибиотиков, уже сейчас понимается как глобальная проблема с высокой вероятностью катастрофических последствий (Daughton, Ternes, 1999; World Health Organization, 2014; Zheng et al., 2020; Chinemerem Nwobodo et al., 2022; Li et al., 2022).

Изучение влияния загрязнения ЛППГ природных сред изначально и до настоящего времени во многом сфокусировано на их присутствии в акваториях, включая оценку изменения качества воды, состава донных отложений и изменения физиологии биоты (Ebele et al., 2017). В то же время в большом количестве случаев почвы являются самым первым барьером на пути распространения загрязняющих веществ по ландшафтам и по звеньям пищевых цепочек.

Устойчивость почв к внешним воздействиям и их способность поддерживать функционирование сопредельных экосистем определяется характеристиками “здоровья” почв, включающими в себя в первую очередь характеристики континуума почвенного органического вещества (ПОВ), физических свойств почв, в том числе, гранулометрический состав и агрегированность, показатели

биоразнообразия (Lehmann et al., 2020). В этой связи особенный интерес представляют почвы агроландшафтов, находящиеся под воздействием высокой антропогенной нагрузки, сопровождаемой, в частности, воздействием биодоступных и мобильных загрязняющих веществ. Таким образом, почвы сельскохозяйственных территорий, как правило, высоко деградированы и характеризуются ухудшением перечисленных показателей (Saleem et al., 2019). В то же время почвы сельскохозяйственных ландшафтов выполняют важнейшие обеспечивающие услуги, являясь средой и источником производства продовольствия, сырья, топлива, а также естественным источником веществ, входящих в состав многих ЛППГ. Следовательно, проблема деградации сельскохозяйственных почв затрагивает одновременно как вопросы продовольственной безопасности, так и защиты окружающей среды (Rodriguez-Eugenio et al., 2018; Hossain et al., 2020; Lehmann et al., 2020).

Объединенные в рамках одного понятия ЛППГ представляют собой большое количество веществ с весьма отличающимися физико-химическими и биологическими свойствами. По обобщенным данным, собранным в открытых источниках (Graumnitz, Jungmann, 2021), в почвах обнаружены сотни уникальных веществ, относящихся к ЛППГ. Исследования взаимодействия часто встречающихся ЛППГ с компонентами почвенных экосистем важны, поскольку результаты таких исследований являются основой для устойчивого управления ресурсами в свете растущих темпов загрязнения. В то же время знания сообщества в этой области ограничены существующими данными, относящимися к небольшим площадям территорий исследования, периодам времени сбора данных и избирательности анализа обнаружения веществ в комплексных средах, таких как почвы.

Согласно исследованиям, концентрации ЛППГ, обнаруженных в почвах, чаще всего относительно невелики и редко превышают микрограммы на килограмм сухого вещества (Graumnitz, Jungmann, 2021). Однако к настоящему моменту уже описаны случаи загрязнения антибактериальными и противомикробными средствами в количествах вещества препаратов, достигающих десятки и даже сотни миллиграмм на сухое вещество почвы. Случаи

такого высокого уровня загрязнения обычно связаны с территориями свалок, животноводческих угодий или участков обработки почв органическими удобрениями на основе отходов животноводства и осадков сточных вод (Leal et al., 2012; Hou et al., 2015; Arun et al., 2020).

В то время как вопросам устойчивости и потенциалу транслокации веществ по элементам ландшафтов, в том числе, в живые организмы, посвящено большое количество исследований, большой интерес также представляет изучение динамики изменения процессов трансформации почвенного органического вещества (ПОВ) и элементов питания под воздействием загрязнения, как в контексте воздействия малых доз, так и высоких. В настоящее время показано, что ЛППГ, их производные и метаболиты, будучи биологически активными веществами, могут влиять на активность почвенных микроорганизмов и на их разнообразие (Drzymala, Kalka, 2023; Frkova et al., 2020; Gallego et al., 2021; Lagos et al., 2023). Поскольку почва является крупнейшим наземным резервуаром углерода на планете (Lehmann et al., 2020; Wiesmeier et al., 2019), исследовательский интерес представляют вопросы трансформации процессов, напрямую влияющих на динамику компонентов ПОВ.

С учетом вышеобозначенных проблем целью настоящего исследования являлось изучение влияния ЛППГ на свойства почв на примере продуктов фармацевтической промышленности, а именно – выявление особенностей взаимодействий поллютантов с системой почва–микроорганизмы–растения на примере выбранных веществ с фокусом на процессы, протекающие в ризосфере. При проведении эксперимента сформулировали следующую рабочую гипотезу: внесение лекарственных препаратов выше определенного порога изменяет биохимические процессы в почвах, влияя на активность микробного сообщества, в том числе на данные характеристики микробного сообщества ризосферы. Изменяются характеристики лабильного пула органического вещества. Предполагаемый эффект от препаратов изменяется линейно. Эффект для почвы, относящейся к ризосфере, отличается от эффекта для почвы без корней. Таким образом в задачи исследования входило:

1) оценка влияния выбранных лекарственных препаратов на химические и биологические свойства почв и состояние растений; 2) оценка изменения активности микробного сообщества ризосферы выбранного тест-растения.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объект исследования – почва, отобранная из гумусового горизонта чернозема миграционно-мицелярного среднemosного тяжелосуглинистого на лёссовидном карбонатном суглинке. Перед началом эксперимента почву измельчили, просеяли через сито 2 мм. Навески воздушно-сухой почвы (450 г) распределили по тарам объемом 750 мл и довели влажность в почве до уровня 55% наименьшей влагоемкости (данный уровень влаги поддерживался на протяжении всего эксперимента).

В качестве загрязняющих веществ были использованы лекарственные препараты из разных, часто используемых терапевтических групп: кетопрофен, ципрофлоксацин, клотримазол и атенолол.

1. Кетопрофен ($C_{16}H_{14}O_3$) – нестероидное противовоспалительное средство. Механизм действия связан с ингибированием циклооксигеназы, что приводит к уменьшению синтеза простагландинов и, следовательно, к снижению воспаления, боли и лихорадки. Относится к одним из наиболее часто потребляемых препаратов. Практически нерастворим в воде, хорошо растворим в органических растворителях (DMSO).

2. Ципрофлоксацин ($C_{17}H_{18}FN_3O_3$) – антибиотик группы фторхинолонов – наиболее часто встречающихся веществ при исследовании загрязнения ЛППГ окружающей среды. Механизм действия основан на ингибировании бактериального фермента ДНК-гиразы, что приводит к нарушению синтеза ДНК бактерий, остановке их роста и размножения. Легко растворяется в воде.

3. Атенолол ($C_{14}H_{22}N_2O_3$) – бета-блокатор. Механизм действия основан на блокировке бета-адренорецепторов в организме. Относится к одним из наиболее часто прописываемых препаратов, также часто встречается в окружающей среде несмотря на малое время периода разложения. Легко растворяется в воде.

4. Клотримазол ($C_{22}H_{17}ClN_2$) – противогрибковое средство. Механизм действия основан на ингибировании синтеза эргостерола, важного компонента клеточных мембран грибов, что приводит к изменению структуры мембраны и гибели клеток. Ма-
лорастворим в воде.

Препараты вносили в почву, уже распределенную по тарам, в виде водных растворов или суспензий в градиенте концентраций: атенолол и ципрофлоксацин от 0.01 до 10 мг/кг, клотримазол – от 0.001 до 1 мг/кг, кетопрофен от 0.005 до 5 мг/кг. Концентрации подбирали согласно данным из открытых источников об обнаруженных уровнях выбранных препаратов в сельскохозяйственных почвах (Graumnitz, Jungmann, 2021) так, чтобы градиент включал в себя как минимальные и средние встречающиеся концентрации, так и повышенные, что характерно для разных сценариев загрязнения и накопления загрязняющих веществ. Варианты эксперимента закладывали в трехкратной повторности.

В результате каждый тип загрязняющего вещества был представлен 12 образцами (табл. 1). Препараты вносили дважды – в начале и в середине инкубации в выбранных концентрациях. В эксперименте использовали чистые препараты веществ производства Tokyo Chemical Industry (TCI).

На следующий день после внесения лекарственных препаратов начинали проращивание модельного растения, салата латук (*Lactuca sativa* L.). Салат латук – распространенный выбор для экспериментов, ориентированных на проведение токсикологических исследований.

При достижении технической спелости салата растения были извлечены из тары и взвешены, а почва, находящаяся на их корнях, была аккуратно отобрана для исследования биологических и химических свойств почвы (ферментативная активность; углерод микробной биомассы – C_{micro}) и характеристик растворенного органического вещества (РОВ) почвы. Каждое растение было разделено на органы надземной и подземной фитомассы. Высушенные листья и стебли салата взвешивались отдельно от высушенных корней.

Таблица 1. Варианты внесения препаратов с выбранными дозировками и соответствующими шифрами, используемыми при описании результатов экспериментов

Table 1. Variants of soil treatment with pharmaceuticals at selected doses and corresponding codes used when describing the results of experiments

Препарат	Дозировка (мг/кг почвы)	Шифр
Кетопрофен	0.005	KETO-1
	0.05	KETO-10
	0.5	KETO-100
	5.0	KETO-1000
Ципрофлоксацин	0.01	CPR-1
	0.1	CPR-10
	1.0	CPR-100
	10.0	CPR-1000
Клотримазол	0.001	CLO-1
	0.01	CLO-10
	0.1	CLO-100
	1.0	CLO-1000
Атенолол	0.01	ATL-1
	0.1	ATL-10
	1.0	ATL-100
	10.0	ATL-1000

Продолжение таблицы 1
Table 1 continued

Препарат	Дозировка (мг/кг почвы)	Шифр
Контрольный образец (без растения)	-	control-bulk
Контрольный образец (ризосфера)	-	control-plant

Ферментативную активность микробного сообщества охарактеризовали активностью трех ферментов: фосфатазы, N-Ацетил-β-D-глюкозаминидазы и уреазы, участвующих в циклах углерода и элементов питания в почвах. Активность ферментов определяли колориметрически в 3 аналитических повторностях для каждой повторности варианта эксперимента, на фоне контролей, проанализированных в 2-кратной повторности (Schinner et al., 1996; Parham and Deng, 2000).

Фосфатаза – фермент, преобразующий органический фосфор в фосфаты. В качестве субстрата использовали гексагидрат п-нитрофенилфосфата натрия, образцы инкубировали в течение часа при температуре 37 °С. Интенсивность окраски определялась при длине волны 400 нм по концентрации 4-нитрофенола (его же использовали для построения калибровочной кривой).

N-Ацетил-β-D-глюкозаминидаза – фермент, отвечающий за расщепление олигосахаридов. Активность определяли с использованием 4-нитрофенил-п-ацетил-бета-d-глюкозаминида в качестве субстрата. Интенсивность окраски определялась при длине волны 405 нм по концентрации 4-нитрофенола (его же использовали для построения калибровочной кривой).

Уреаза – фермент, катализирующий гидролиз мочевины. Мочевину использовали в роли субстрата, инкубация протекала два часа при температуре 37 °С. Интенсивность окраски определяли при длине волны 660 нм по концентрации иона аммония (для

построения калибровочной кривой использовали растворы, содержащие NH_4^+).

Концентрацию углерода микробной биомассы определяли методом фумигации-экстракции (Schinner et al., 1996; Макаров и др., 2016). Почву помещали в пробирки и оставляли в вакуумном эксикаторе на 24 часа для обработки парами хлороформа. Экстракцию проводили 0.05 М K_2SO_4 . После получасового встряхивания на качалке суспензии фильтровали через фильтр “синяя лента”, полученные вытяжки разбавляли дистиллированной водой в соотношении 1 : 6 и анализировали на автоматическом анализаторе TOC-VCN (Shimadzu). Расчет проводили по формуле:

$$C_{\text{микр}} = (C_{\text{фумигированный}} - C_{\text{нефумигированный}}) / K_{\text{растворения}}$$

где $K_{\text{растворения}} = 0.45$.

Структуру растворенного органического вещества исследовали методом масс-спектрометрии ионно-циклотронного резонанса. Предварительно получали водные вытяжки из свежих образцов, отобранных в конце эксперимента, при соотношении почва : раствор равном 1 : 10 и фильтрацией через мембранный фильтр с диаметром пор 0.45 мкм. Фильтраты декантировали с помощью 20 мл полипропиленового шприца и фильтровали через шприцевой фильтр с гидрофильной ПТФЭ мембраной 0.45 мкм. Раствор доводили до pH = 2 с помощью 0.1 М HCl. Затем проводили твердофазную экстракцию (Жеребкер и др., 2016) с помощью картриджей PPL (Bond Elut PPL, 1 мл 50 мг), которые активировали 1 мл метанола, затем 1 мл 0.01 М HCl. После этого через картридж пропускали ранее отфильтрованный и доведенный до pH = 2 почвенный раствор, а затем 2 мл 0.01 М HCl. Картриджи высушивали и элюировали 1 мл метанола. Полученные образцы использовали для получения спектров методом масс-спектрометрии ионно-циклотронного резонанса (ИЦР-МС) с преобразованием Фурье.

Получение спектров проводили на приборе Apex Ultra FT MS (Bruker Daltonics, Гамбург, Германия). Образцы в 10–20 раз разбавляли 50%-ным водно-метанольным раствором и с помощью

микролитового насоса при скорости потока 90–120 мкл/мин непосредственно вводили в источник ионизации (электроспрей – ESI), работающий в режиме отрицательных ионов. Спектры получали в диапазоне масс m/z 200–1 000, для каждого спектра накапливали 200 сканов, использовали разрешение 1 000 000. Полученные CHONS формулы были скорректированы установкой ограничений, типичных для органических веществ природных сред: соотношение $O/C \leq 1$, соотношение H/C в диапазоне от 0.3 до 2.2, количества элементов ($C \leq 50$, $4 < H \leq 100$, $2 < O \leq 25$, $N \leq 2$, $S \leq 1$) и ок-но точности массы <0.5 ppm.

Полученные данные анализировали с помощью открытого языка программирования Python для получения описательных статистик: рассчитывали средние и 95% доверительные интервалы, значимость различий средних оценивали согласно критерию Краскела–Уоллиса для уровня значимости 0.05. Для выделения различий между вариантами эксперимента и контрольными образцами использовали метод снижения размерности – метод главных компонент, МГК с помощью библиотек scikit-learn, maths. Данные ИЦР-МС обрабатывали с помощью модифицированных скриптов пакета NOMspectra (Volikov et al., 2023) и scikit-learn.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Результаты анализов позволяют как подтвердить, так и опровергнуть ряд из сформулированных исследовательских гипотез. По окончании эксперимента наблюдали изменения характеристик – однако изменения не демонстрировали линейность в соответствии с градиентами концентраций препаратов. Рассмотрим подробнее исследованные показатели.

Биомасса тест-культуры. Влияние поступления ЛППГ на физиологические процессы высших растений представляет большой интерес, поскольку транслокация и накопление загрязняющих веществ в растениях может оказывать воздействие на пищевые цепи, что важно как для здоровья человека, так и для функционирования природных экосистем. В то же время в контексте экономики замкнутого цикла, предусматривающей оптимизирован-

ное использование и переиспользование ресурсов, поиск изменений в растениях в условиях загрязнения ЛППГ необходим для оценки безопасности использования органических и водных отходов, зачастую содержащих в себе различные количества лекарственных препаратов и их производных (Navrátilová et al., 2020; Meffe et al., 2021; Gallego et al., 2022).

По окончании эксперимента суммарная фитомасса тест-культуры в чистых контрольных вариантах составляла порядка 89 ± 8 г (среднее и стандартное отклонение) сухого вещества, собранного с тары, использованной для проращивания. Для вариантов эксперимента с внесением ЛППГ в ряде случаев наблюдался значимо выраженный ингибирующий эффект, по сравнению с контролем, как для корней, так и побегов, наиболее заметный для корней (рис 1.). Для атенолола и клотримазола не наблюдалось снижение продуктивности растений, при этом в ряде вариантов отмечен высокий разброс между повторностями эксперимента.

По сравнению с контролем значимо снижена фитомасса корней салата в вариантах с внесением ципрофлоксацина в максимальной концентрации и кетопрофена в концентрациях на уровне 100. Фитомасса побегов при этом снижена для варианта CPR 100 и KETO 100, 1 000.

Изменение химических и биологических свойств почв ризосферы. Важнейшие биохимические процессы в системе почва–растение происходят в ризосфере, что определяет исследовательский интерес к прикорневой зоне почвы в целом, и при изучении влияния загрязняющих веществ, в частности. Микробное сообщество ризосферы регулирует циклы углерода и азота, элементов питания и напрямую влияет на рост и здоровье растений (Mendes et al., 2018; Li et al., 2021).

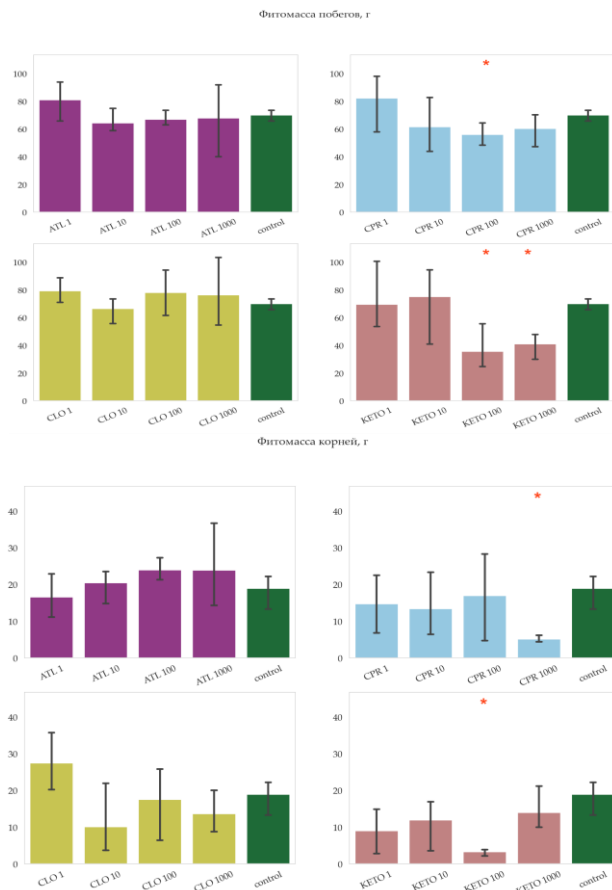


Рис. 1. Фитомасса корней и побегов тест-культуры, *Lactuca sativa*, в конце эксперимента. На графике показаны средние ($n = 3$) и 95% доверительные интервалы, красными звездами отмечены значимые различия средних согласно критерию Краскела–Уоллиса (p -value = 0.05). Расшифровка вариантов эксперимента приведена в таблице 1.

Fig. 1. Phytomass of roots and shoots of the test culture, *Lactuca sativa*, at the end of the experiment. Plots show means ($n = 3$) and 95% confidence intervals; red stars indicate significant differences in means according to the Kruskal–Wallis test (p -value = 0.05). Designations of variants of experiment are given in table 1.

Из-за высокой микробной активности ризосфера относится к горячим точкам (“hot-spot”) почвенных экосистем (Кузьяков, Благодатская, 2015). При этом авторами отмечается, что микробное сообщество ризосферы существенным образом отличается от сообщества почвы без корней и характеризуется сниженным видовым разнообразием (Sokol et al., 2022). В ряде работ показано, что в ризосфере может происходить ускоренное разложение органических субстратов, к которым могут относиться и некоторые классы загрязняющих веществ (Blagodatskaya, Kuzyakov, 2013; Grossberger et al., 2014). Однако в силу того, что ЛППГ являются вместе с тем биологически активными агентами, влияние ЛППГ на процессы, протекающие в ризосфере, остается в значительной степени неизвестным, а взаимодействие с ЛППГ может отличаться от ожидаемого ускорения скорости биологической деградации органических субстратов, к которым по своей сути относятся и лекарственные вещества.

В рамках эксперимента были оценены показатели биологической активности на примере активности ферментов и углерода микробной биомассы. Из выбранного ряда ферментов, для фосфатазы и бетаглюкозаминидазы не было отмечено значимых изменений по отношению к чистому контролю почвы ризосферы (рис. 2). В то же время, по всей видимости, чувствительными ферментами могут быть уреазы, в чьей активности наблюдались значимые колебания как в сторону ингибирующего эффекта, так и в сторону небольшого повышения (рис. 3). Отмечено значимое снижение активности уреазы в вариантах с внесением атенолола на уровне концентраций 100, ципрофлоксацина на уровне концентраций 1 и 100, клотримазола и кетопрофена на уровне концентраций 10 и 1000. Значимо увеличивалась активность уреаз в варианте с внесением клотримазола на уровне, равном 100 частям.

В исследованиях по тематике показано, что ЛППГ могут влиять на цикл азота в почвах и связанные с этим процессы: в частности, отмечалось ингибирование нитрификации и снижение численности соответствующих бактерий, в то время как бактерии-нитрификаторы могут служить биологическими индикаторами потенциального токсического стресса (Lagos et al., 2023).

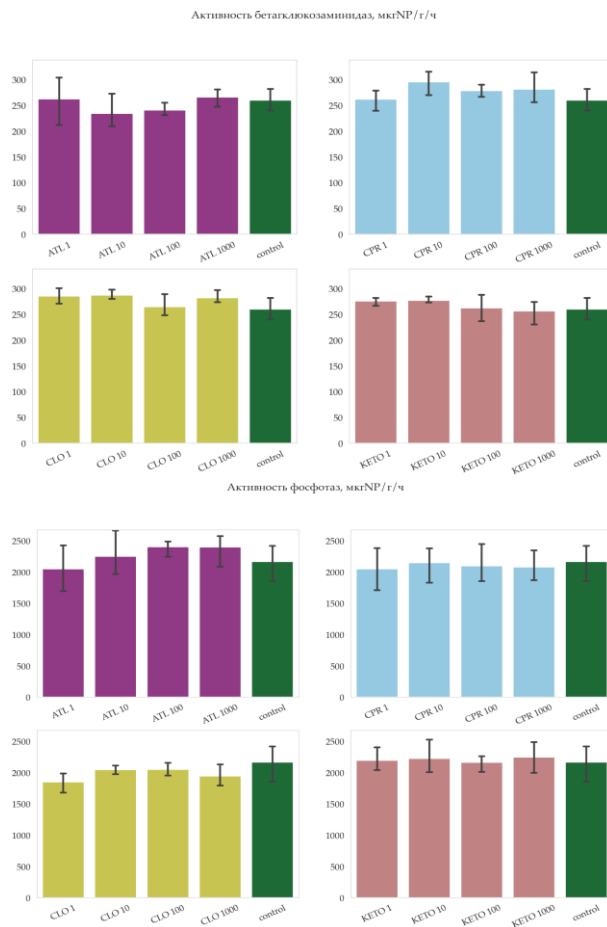


Рис. 2. Уровни ферментативной активности – бетаглюкозаминидазы и фосфатазы – почвы ризосферы по окончании эксперимента. На графике показаны средние ($n = 3$) и 95% доверительные интервалы. Расшифровка вариантов эксперимента приведена в таблице 1.

Fig. 2. Levels of enzymatic activity – betaglucosaminidase and phosphatase – in the rhizosphere soil at the end of the experiment. Plots show mean values ($n = 3$) and 95% confidence intervals. Designations of variants of the experiment are given in table 1.

Активность уреаз, мкгN/г/2ч

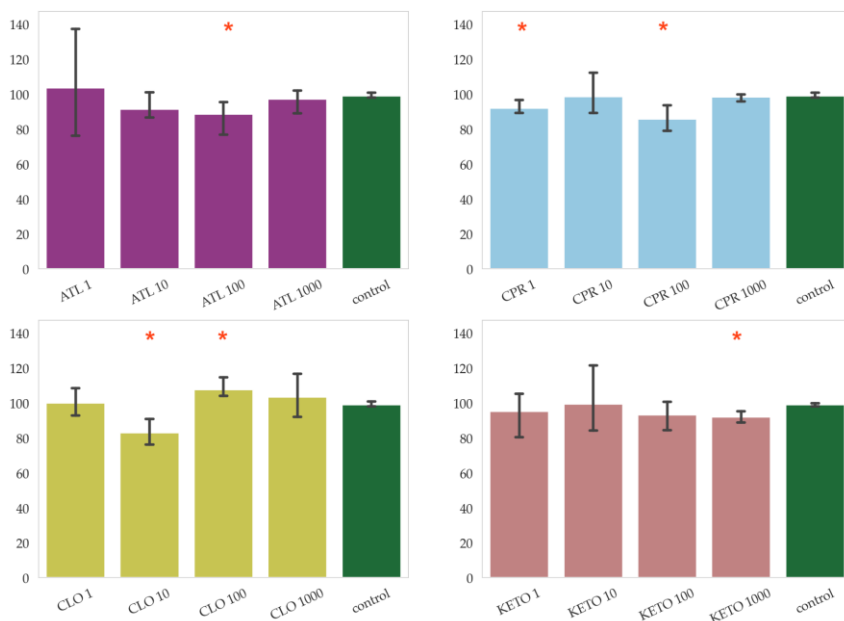


Рис. 3. Уровни активности уреаз почвы ризосферы по окончании эксперимента. На графике показаны средние ($n = 3$) и 95% доверительные интервалы, красными звездами отмечены значимые различия средних согласно критерию Краскела–Уоллиса (p -value = 0.05). Расшифровка вариантов эксперимента приведена в таблице 1.

Fig. 3. Levels of urease activity in the rhizosphere soil at the end of the experiment. Plots show means ($n = 3$) and 95% confidence intervals; red stars indicate significant differences in means according to the Kruskal–Wallis test (p -value = 0.05). Designations of variants of experiment are given in table 1.

На примере изучения влияния загрязнения тетрациклиновыми антибиотиками, с аналогичным набором изучаемых ферментов, не было отмечено негативного эффекта (или даже описан небольшой положительный эффект) на активность фосфомоноэстеразы и β -глюкозидазы, в то время как отрицательный эффект описывался

для уреазы, особенно при повышении доз на фоне низкого содержания органического вещества (Santás-Miguel et al., 2021).

По окончании эксперимента значение углерода микробной биомассы в контрольных образцах составляло порядка 50 мг/кг, что существенно ниже значений по литературным данным, полученным при анализе образцов гумусовых горизонтов чернозема (Макаров и др., 2013; Семенов и др., 2016). Это можно объяснить предварительной подготовкой почвы к эксперименту, в процессе которой отобранные образцы высушивали и просеивали перед последующим инкубированием в лабораторных условиях.

В рамках эксперимента в некоторых вариантах отмечаются значимые отличия величин содержания углерода микробной биомассы от контроля (рис. 4).

Для атенолола отмечено повышение концентрации углерода микробной биомассы в вариантах эксперимента со значимыми различиями при минимальной и максимальной дозах внесения препарата, в то время как для ципрофлоксацина и кетопрофена отмечается ее снижение при повышении дозировки препаратов.

Динамика углерода микробной биомассы может свидетельствовать о способности сообщества к биологической деградации ксенобиотиков. В то же время попадание в почву новых биологически активных веществ может повлечь за собой смещения в экологическом профиле сообществ.

В исследованиях отмечается разное воздействие загрязнения ЛППГ на почвенный микробиом, включая отсутствие эффекта, ингибирующие и стимулирующие эффекты, проявляющиеся как при увеличении количеств загрязняющих веществ, так и в отсутствии четких закономерностей (Frkova et al., 2020; Drzymala, Kalka, 2023; Lagos et al., 2023). Например, было показано, что попадание ЛППГ может способствовать как увеличению углерода микробной биомассы (Ma et al., 2016), так и его снижению (Frkova et al., 2020). Неоднородную динамику показателей биологической активности почвы можно объяснить тем, что при попадании ЛППГ в почвы эффекты отклика – токсический эффект, состояние покоя и стимулирующий эффект – могут сменять друг друга на разных горизонтах времени.

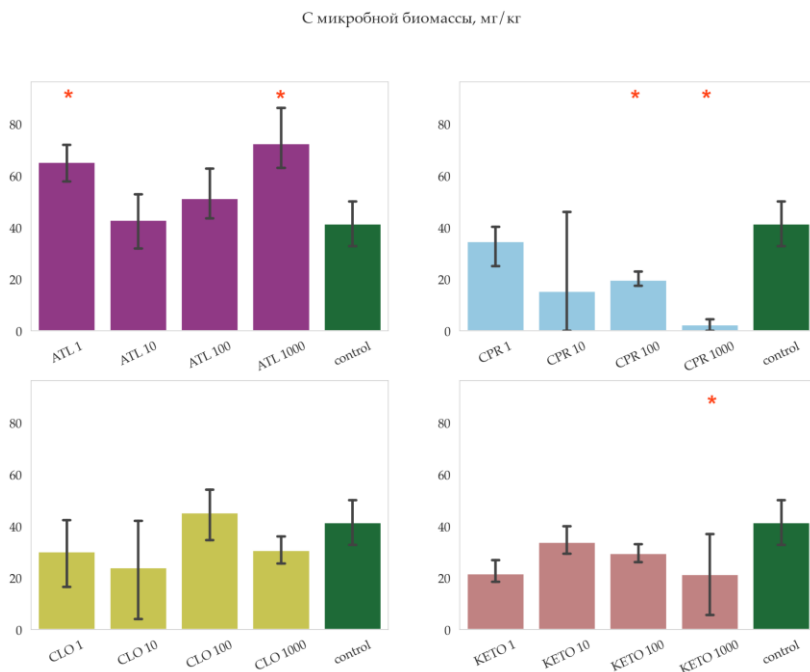


Рис. 4. Углерод микробной биомассы в почвах ризосферы в вариантах в конце эксперимента. На графике показаны средние ($n = 3$) и 95% доверительные интервалы, красными звездами отмечены значимые различия средних согласно критерию Краскела–Уоллиса (p -value = 0.05). Расшифровка вариантов эксперимента приведена в таблице 1.

Fig. 4. Carbon of microbial biomass in rhizosphere soils in variants at the end of the experiment. Plots show mean values ($n = 3$) and 95% confidence intervals; red stars indicate significant differences in means according to the Kruskal–Wallis test (p -value = 0.05). Designations of variants of experiment are given in table 1.

Молекулярные характеристики растворенного органического вещества. Из-за разнообразия молекулярных компонентов, входящих в состав органического вещества почв, любой метод экстракции будет направлен только на определенную фрак-

цию (Bahureksa et al., 2021). В качестве такой фракции мы выбрали РОВ. РОВ составляет лишь небольшую долю от общего количества ПОВ, однако является наиболее мобильной и активной фракцией, оказывающей влияние на целый спектр биохимических процессов почв (Tfaily et al., 2017), в том числе на взаимодействие почвенных микроорганизмов и ЛППГ (Chen et al., 2015). Кроме того, РОВ играет важную роль во влиянии на динамику и взаимодействие питательных веществ и загрязнителей с почвой и друг другом, а также на функции микроорганизмов, являясь чувствительным индикатором сдвигов в экологических процессах (Bolan et al., 2011).

Поскольку для РОВ характерен сложный состав, гетерогенная структура и нестехиометрическое строение (Холодов и др., 2023), для его анализа требуются высокочувствительные методы. Метод ИЦР-МС позволяет получить спектры с ультравысоким разрешением, и в настоящее время это единственный аналитический метод, способный определять отдельные молекулы в сложных смесях РОВ (Tremblay et al., 2007). Использование электро-спрея (ESI) в качестве “мягкого” метода ионизации позволяет получать ионы, избегая фрагментации крупных молекул (Banerjee, Mazumdar, 2012).

В результате анализа образцов были получены масс-спектры ультравысокого разрешения с десятками тысяч индивидуальных пиков (рис. 5).

Последующий анализ данных включал в себя сравнение массового распределения молекул по косинусу, соотнесение молекул с классами органических веществ и анализ вклада этих классов в молекулярный ансамбль РОВ с помощью метода главных компонент (МГК).

Согласно сравнению по косинусу, в общем составе РОВ (рис. 6) отличия от контролей и между концентрациями заметны для ципрофлоксацина (CPR-100), также вариант с самой низкой концентрацией препарата (1) значительно отличался от контрольного образца.

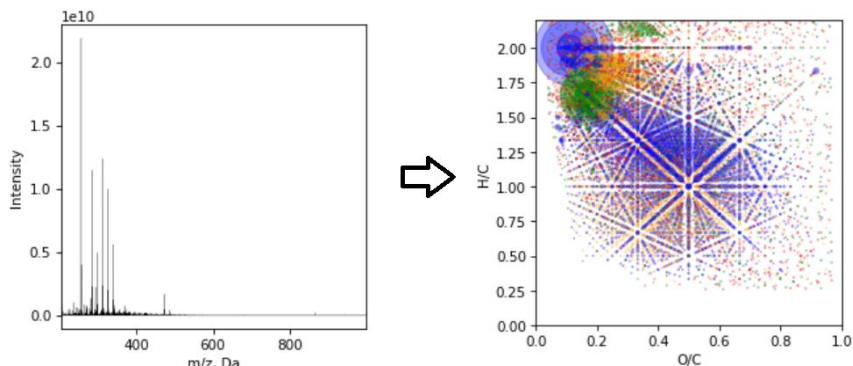


Рис. 5. Масс-спектр (19 803 пиков), диаграмма ван Кревелена (10 148 индивидуальных формул), образец ATL-1000.

Fig. 5. Mass spectrum (19 803 peaks), van Krevelen diagram (10 148 individual formulae), sample ATL-1000.

Анализ распределения классов органических веществ в составе РОВ показал, что контрольные варианты с растениями и без сходны по составу и существенно отличаются от остальных образцов (табл. 2, рис. 7).

В контрольном РОВ, выделенном из почвы без корней и ризосферы, соответственно, преобладают липиды (38.4 и 34.1%), насыщенные азотсодержащие соединения (16 и 17.9%) и ненасыщенные соединения с низким О/С (14.7 и 16.5%).

Относительно контроля в вариантах с добавлением кето-профена можно отметить значительное снижение содержания липидов для КЕТ-10 и КЕТ-1000, снижение насыщенных азотсодержащих соединений (N-НС) в варианте КЕТ-1, но повышение в остальных, а также общее снижение содержания алифатических соединений (АФС). В целом стоит отметить схожий молекулярный состав КЕТ-10 и КЕТ-1000.

При сравнении образцов ризосферного РОВ с контролем КЕТ-1000-bulk зарегистрировано повышенное содержание в контроле всех фракций, кроме алифатических и ненасыщенных со-

единений (ННС) с низким и высоким О/С – содержание данных фракций ниже или остается на том же уровне.

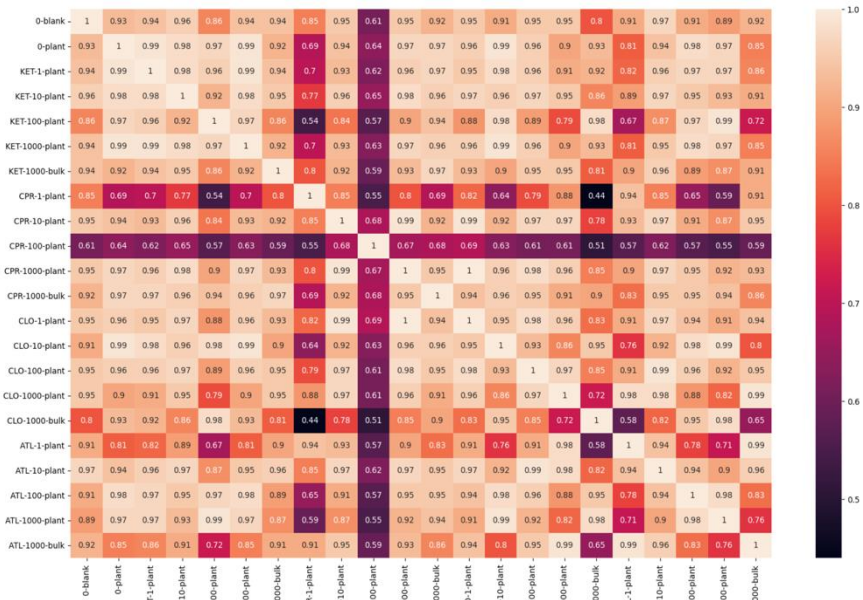


Рис. 6. Тепловая карта схожести молекулярного состава РОВ по косинусу. Центроидный вектор получен на основе данных о процентном содержании классов веществ в РОВ.

Fig. 6. Heat map of the similarity of the DOM molecular composition by cosine. The centroid vector is obtained based on the data on the percentage content of substance classes in DOM.

Таблица 2. Распределение основных классов органических соединений в РОВ контрольных образцов почвы без корней и с корнями

Table 2. Distribution of the main classes of organic substances in the DOM of control soil samples without roots and with roots

Класс вещества	Контроль, почва без корней	Контроль, почва ризосферы
Липиды	38.37	34.12
N-НС	16.04	17.87
АФС	9.74	10.1
ННС с низким О/С	14.71	16.53
ННС с высоким О/С	7.68	9.55
АРС с низким О/С	5.51	4.93
АРС с высоким О/С	4.39	4.17
К/С с низким О/С	2.15	1.6
К/С с высоким О/С	1.45	1.15

Примечание. Обозначение О/С соответствует соотношению количества атомов кислорода к количеству атомов углерода в молекуле. Здесь и далее N-НС – насыщенные азотсодержащие соединения, АФС – алифатические соединения, ННС с низким О/С – ненасыщенные соединения с низким О/С, ННС с высоким О/С – ненасыщенные соединения с высоким О/С, АРС с низким О/С – ароматические соединения с низким О/С, АРС с высоким О/С – ароматические соединения с высоким О/С, К/С с низким О/С – конденсированные соединения с низким О/С, К/С с высоким О/С – конденсированные соединения с высоким О/С.

Note. Designation O/C corresponds to the ratio of the oxygen atoms number to the carbon atoms number in the molecule. Hereinafter N-NS – saturated nitrogen-containing compounds, AFS – aliphatic compounds, NNS with low O/C – unsaturated compounds with low O/C, NNS with high O/C – unsaturated compounds with high O/C, ARS with low O/C – aromatic compounds with low O/C, ARS with high O/C – aromatic compounds with high O/C, K/C with low O/C – condensed compounds with low O/C, K/C with high O/C – condensed compounds with high O/C.

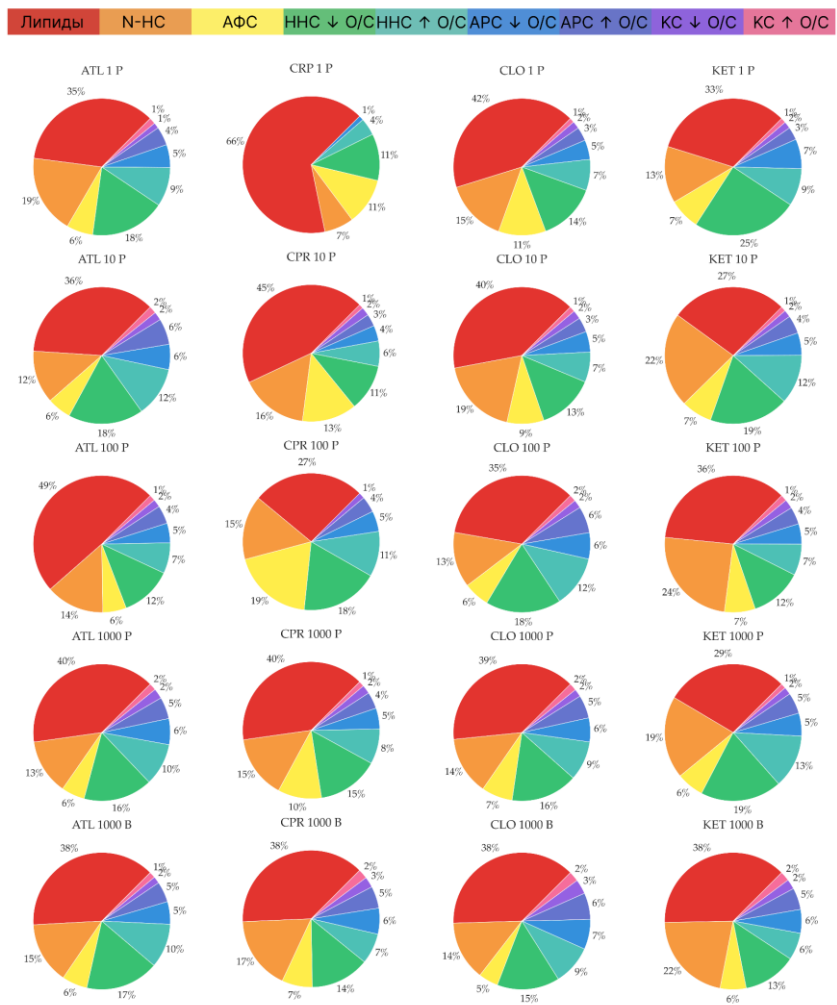


Рис. 7. Молекулярный состав ПОВ, %. На рисунках обозначения “P” и “B” относятся к образцам, отобраным из ризосферы и из почвы без корней.

Fig. 7. DOM molecular composition, %. Designation “P” denotes soil from rhizosphere and “B” – bulk soil samples.

В вариантах с добавлением ципрофлоксацина содержание всех классов соединений растет с повышением концентрации от 1 до 100, но слегка падает при достижении 1000. Исключением является липидная фракция, содержание которой, наоборот, понижается. Так же, как и в вариантах с кетопрофеном, наблюдается сходство молекулярного состава при концентрации препарата 100 и 1000. В целом состав образцов ризосферного РОВ при концентрации препарата 1000 схож с контролем CPR-1000-bulk, за исключением конденсированных соединений (К/С).

В вариантах с добавлением клотримазола молекулярный состав в меньшей степени зависит от концентрации ЛППГ. При повышении концентрации препарата наблюдается тенденция снижения содержания АФС и повышения содержания ароматических соединений. При сравнении образцов ризосферного РОВ с высокой концентрацией и контроля CLO-1000-bulk наблюдается сходство состава. Отличия заключаются в меньшем содержании АФС и большем – фракций ароматических соединений (АРС) и К/С.

В вариантах с добавлением атенолола содержание фракций липидов, N-НС, АФС и ННС между концентрациями значительно не меняется. Исключение – большее содержание N-НС в ATL-1, а также повышенное содержание липидов и пониженное ННС в образце ATL-100. Контроль ATL-1000-bulk в целом схож по составу с образцами ризосферного РОВ, особенно ATL-1, но имеет меньшее содержание ароматических и конденсированных соединений по сравнению с остальными вариантами.

В целом, как и в случае с ферментативной активностью и углеродом микробной биомассы, изменения вклада классов веществ в состав РОВ носят нерегулярный характер. Наиболее подвержены изменениям липиды и алифатические соединения. Как и предполагалось, содержание конденсированных и ароматических соединений изменяется в меньшей степени.

Стоит отметить, что изменения в большей степени зависят от типа вещества, а не от концентрации. CPR-1 и CPR-100 содержат наибольшее количество алифатических соединений и наиболее существенно отличаются от остальных образцов по составу.

С помощью МГК оценили совокупную разницу между характеристиками РОВ образцов почв по данным распределения классов органических веществ (рис. 8).

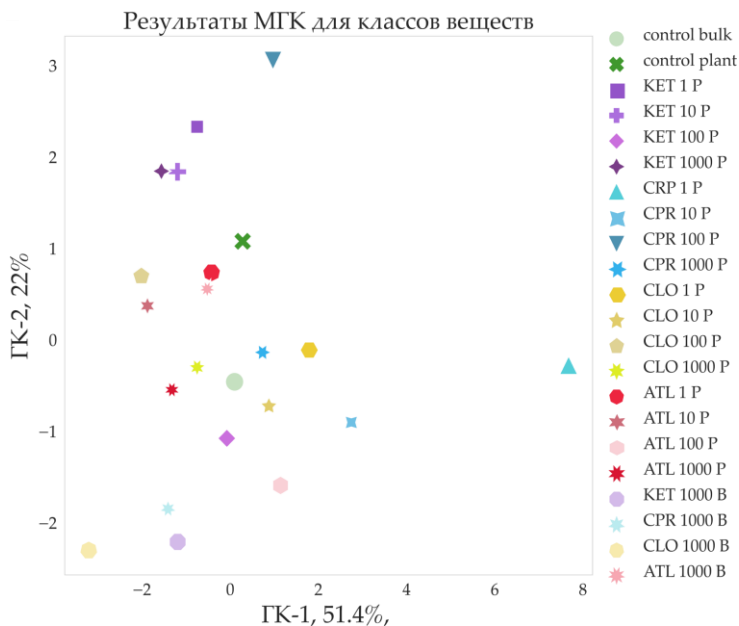


Рис. 8. Результаты анализа методом главных компонент распределения основных классов органических веществ в вариантах эксперимента.
Fig. 8. Results of principal component analysis of the distribution of the main classes of organic substances between experimental variants.

Первые две компоненты объясняют порядка 73% общей дисперсии данных. Заметно, что по отношению к контрольному образцу ризосферы ближе всего находятся варианты с внесением атенолола и кетопрофена. Варианты с внесением атенолола достаточно сгруппированы в пространстве двух первых компонент, как и образцы с внесением кетопрофена в концентрациях 1, 10 и 1000. Для ципрофлоксацина и клотримазола характерны большие раз-

бросы между вариантами; все образцы почвы без корней с внесением ЛППГ существенно отличаются от контрольных образцов, особенно от образца ризосферы.

ВЫВОДЫ

Данная работа была направлена на оценку влияния загрязнения ЛППГ на примере атенолола, ципрофлоксацина, клотримазола и кетопрофена в градиентах концентраций на процессы в системе почва-растения на примере почвы гумусового горизонта чернозема и тест-культуры *Lactuca sativa*. В фокусе исследования была оценка изменения биологической активности почвы – активности ферментов фосфатазы, бетаглюкозаминидазы, уреазы, углерода микробной биомассы и изменения характеристик растворимого органического вещества (РОВ) почвы. Согласно полученным результатам, можно отметить влияние исследованных ЛППГ на показатели биологической активности почв и характеристики растворенного органического вещества, а также состояние тест-культуры, однако, проявленность эффектов не зависит линейно от концентраций внесения веществ в выбранной схеме эксперимента.

Ферментативная активность почвы существенным образом не изменялась, хотя было отмечено значимое снижение активности уреазы в вариантах с внесением атенолола на уровне концентраций 1 мг/кг, ципрофлоксацина на уровне концентраций 0.01 и 1 мг/кг, клотримазола и кетопрофена на уровне концентраций 0.01 и 1 мг/кг. Также наблюдали повышение ферментативной активности. В результате анализа молекулярного состава растворенного органического вещества было выявлено, что пептидные соединения, а также вещества из класса липидов наиболее подвержены изменениям. По общему набору показателей от контрольного образца отличались даже те варианты, в которые были внесены наименьшие концентрации препаратов ципрофлоксацина, кетопрофена и атенолола. Изменения вклада классов веществ в состав РОВ носит нерегулярный характер – наблюдалось как снижение вклада отдельных классов, так и увеличение.

Таким образом, наблюдаемый эффект от внесения ЛППГ нельзя охарактеризовать однозначно. Отсутствие закономерностей

в отношении концентраций веществ можно объяснить динамичностью процессов в ризосфере и сложностью экологических процессов в соответствующем микробном сообществе, а также неоднородностью воздействия вносимых малых дозировок, – что согласуется с результатами зарубежных исследований по данной тематике. В целом, согласно полученным данным, можно заключить, что искусственное попадание ЛППГ в почвы даже в низких концентрациях может влиять на характеристики углеродного цикла и циклов элементов питания, а также сопровождаться ухудшением физиологических характеристик растений. Необходимо дальнейшее более подробное исследование характеристик микробного сообщества, а также оценка изменений во временной динамике.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Водяницкий Ю.Н., Кириллова Н.П. Загрязнение почв и растений эмерджентными микрополлютантами // *Агрохимия*. 2016. № 5. С. 86–94.
2. Жеребкер А.Я., Перминова И.В., Константинов А.И., Воликов А.Б., Костюкевич Ю.И., Кононихин А.С., Николаев Е.Н. Выделение гуминовых веществ из пресных вод на твердофазных картриджах и их исследование методом масс-спектрометрии ионно-циклотронного резонанса с преобразованием Фурье // *Журнал аналитической химии*. 2016. Т. 71. № 4(71). С. 390–396.
3. Макаров М.И., Мальшева Т.И., Маслов М.Н., Кузнецова Е.Ю., Меняйло О.В. Углерод и азот микробной биомассы в почвах южной тайги при определении разными методами // *Почвоведение*. 2016. № 6. С. 733–744.
4. Макаров М.И., Шулева М.С., Мальшева Т.И., Меняйло О.В. Растворимость лабильных форм углерода и азота почв в K_2SO_4 разной концентрации // *Почвоведение*. 2013. № 4. С. 408–413.
5. 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.
6. Холодов В.А., Рогова О.Б., Лебедева М.П., Варламов Е.Б., Волков Д.С., Зиганишина А.Р., Ярославцева Н.В. Органическое вещество и минеральная матрица почв: современные подходы, определения терминов и методы изучения (обзор) // *Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева*. 2023. Вып. 117. С. 52–100. DOI: [10.19047/0136-1694-2023-117-52-100](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2023-117-52-100).

7. Arun S., Kumar R.M., Ruppa J., Mukhopadhyay M., Ilango K., Chakraborty P. Occurrence, sources and risk assessment of fluoroquinolones in dumpsite soil and sewage sludge from Chennai, India // *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 2020. Vol. 79. DOI: [10.1016/j.etap.2020.103410](https://doi.org/10.1016/j.etap.2020.103410).
8. Bahureksa W., Tfaily M.M., Boiteau R.M., Young R.B., Logan M.N., McKenna A.M., Borch T. Soil Organic Matter Characterization by Fourier Transform Ion Cyclotron Resonance Mass Spectrometry (FTICR MS): A Critical Review of Sample Preparation, Analysis, and Data Interpretation // *Environmental Science and Technology*. 2021. Vol. 55(14). P. 9637–9656. DOI: [10.1021/acs.est.1c01135](https://doi.org/10.1021/acs.est.1c01135).
9. Banerjee S., Mazumdar S. Electrospray ionization mass spectrometry: a technique to access the information beyond the molecular weight of the analyte // *International Journal of Analytical Chemistry*. 2012. Vol. 2012. DOI: [10.1155/2012/282574](https://doi.org/10.1155/2012/282574).
10. Blagodatskaya E., Kuz'yakov Y. Active microorganisms in soil: critical review of estimation criteria and approaches // *Soil Biology and Biochemistry*. 2013. Vol. 67. P. 192–211. DOI: [10.1016/j.soilbio.2013.08.024](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.08.024).
11. Bolan N.S., Adriano D.C., Kunhikrishnan A., James T., McDowell R., Senesi N. Dissolved organic matter: biogeochemistry, dynamics, and environmental significance in soils // *Advances in Agronomy*. 2011. Vol. 110. P. 1–75. DOI: [10.1016/B978-0-12-385531-2.00001-3](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385531-2.00001-3).
12. Chen Z., Zhang Y., Gao Y., Boyd S.A., Zhu D., Li H. Influence of Dissolved Organic Matter on Tetracycline Bioavailability to an Antibiotic-Resistant Bacterium // *Environmental Science and Technology*. 2015. Vol. 49(18). P. 10903–10910. DOI: [10.1021/acs.est.5b02158](https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02158).
13. Chinemerem Nwobodo D., Ugwu M.C., Oliseloke Anie C., Al-Ouqaili M.T., Chinedu Ikem J., Victor Chigozie U., Saki M. Antibiotic resistance: The challenges and some emerging strategies for tackling a global menace // *Journal of clinical laboratory analysis*. 2022. Vol. 36(9). DOI: [10.1002/jcla.24655](https://doi.org/10.1002/jcla.24655).
14. Daughton C.G., Ternes T.A. Pharmaceuticals and personal care products in the environment: agents of subtle change? // *Environmental health perspectives*. 1999. Vol. 107(6). P. 907–938. DOI: [10.1289/ehp.99107s6907](https://doi.org/10.1289/ehp.99107s6907).
15. Drzymala J., Kalka J. Assessment of genotoxicity, mutagenicity, and cytotoxicity of diclofenac and sulfamethoxazole at environmental concentrations on *Vicia faba* // *International Journal of Environmental Science and Technology*. 2024. Vol. 21. P. 3633–3648. DOI: [10.1007/s13762-023-05238-4](https://doi.org/10.1007/s13762-023-05238-4).

16. *Ebele A.J., Abdallah M.A.-E., Harrad S.* Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment // *Emerging Contaminants*. 2017. Vol. 3(1). P. 1–16. DOI: [10.1016/j.emcon.2016.12.004](https://doi.org/10.1016/j.emcon.2016.12.004).
17. *Frkova Z., Vystavna Y., Koubová A., Kotas P., Grabicová K., Grabic R., Kodešová R., Chroňáková A.* Microbial responses to selected pharmaceuticals in agricultural soils: Microcosm study on the roles of soil, treatment and time // *Soil Biology and Biochemistry*. 2020. Vol. 149. DOI: [10.1016/j.soilbio.2020.107924](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107924).
18. *Gallego S., Brienza M., Béguet J., Chiron S., Martin-Laurent F.* Impact of repeated irrigation of lettuce cultures with municipal wastewater on soil bacterial community diversity and composition // *Environmental Science and Pollution Research*. 2022. Vol. 29(20). P. 29236–29243. DOI: [10.1007/s11356-021-14734-4](https://doi.org/10.1007/s11356-021-14734-4).
19. *Gallego S., Montemurro N., Béguet J., Rouard N., Philippot L., Pérez S., Martin-Laurent F.* Ecotoxicological risk assessment of wastewater irrigation on soil microorganisms: Fate and impact of wastewater-borne micropollutants in lettuce-soil system // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2021. Vol. 223. DOI: [10.1016/j.ecoenv.2021.112595](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112595).
20. *González Peña O.I., López Zavala M.A., Cabral Ruelas H.* Pharmaceuticals Market, Consumption Trends and Disease Incidence Are Not Driving the Pharmaceutical Research on Water and Wastewater // *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2021. Vol. 18(5). DOI: [10.3390/ijerph18052532](https://doi.org/10.3390/ijerph18052532).
21. *Graumnitz S., Jungmann D.* The database “pharmaceuticals in the environment” – update and new analysis. GWT-TUD GmbH, Dresden, 2021.
22. *Grossberger A., Hadar Y., Borch T., Chefetz B.* Biodegradability of pharmaceutical compounds in agricultural soils irrigated with treated wastewater // *Environmental pollution*. 2014. Vol. 185. P. 168–177. DOI: [10.1016/j.envpol.2013.10.038](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.038).
23. *Hossain A., Krupnik T.J., Timsina J., Mahboob M.G., Chaki A.K., Farooq M., Hasanuzzaman M.* Chapter – 2 Agricultural Land Degradation: Processes and Problems Undermining Future Food Security, In: *Environment, Climate, Plant and Vegetation Growth (First Edition)*. Springer, 2020. P. 17–61.
24. *Hou J., Wan W., Mao D., Wang C., Mu Q., Qin S., Luo Y.* Occurrence and distribution of sulfonamides, tetracyclines, quinolones, macrolides, and nitrofurans in livestock manure and amended soils of Northern China // *Environmental Science and Pollution Research*. 2015. Vol. 22(6). P. 4545–4554. DOI: [10.1007/s11356-014-3632-y](https://doi.org/10.1007/s11356-014-3632-y).

25. Kuzyakov Y., Blagodatskaya E. Microbial hotspots and hot moments in soil: concept & review // *Soil Biology and Biochemistry*. 2015. Vol. 83. P. 184–199. DOI: [10.1016/j.soilbio.2015.01.025](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.01.025).
26. Lagos S., Tsetsekos G., Mastrogianopoulos S., Tyligada M., Diamanti L., Vasileiadis S., Sotiraki S., Karpouzias D.G. Interactions of anthelmintic veterinary drugs with the soil microbiota: Toxicity or enhanced biodegradation? // *Environmental Pollution*. 2023. Vol. 334. DOI: [10.1016/j.envpol.2023.122135](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122135).
27. Leal R.M.P., Figueira R.F., Tornisiello V.L., Regitano J.B. Occurrence and sorption of fluoroquinolones in poultry litters and soils from São Paulo State, Brazil // *The Science of The Total Environment*. 2012. Vol. 432. P. 344–349. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2012.06.002](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.002).
28. Lehmann, J., Bossio, D.A., Kögel-Knabner, I., Rillig, M.C. The concept and future prospects of soil health // *Nature Reviews. Earth & Environment*. 2020. Vol. 1(10). P. 544–553. DOI: [10.1038/s43017-020-0080-8](https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8).
29. Li, X., He, F., Wang, Z., Xing, B. Roadmap of environmental health research on emerging contaminants: Inspiration from the studies on engineered nanomaterials // *Eco-Environment & Health*. 2022. Vol. 1(3). P. 181–197. DOI: [10.1016/j.eehl.2022.10.001](https://doi.org/10.1016/j.eehl.2022.10.001).
30. Li, J., Wang, C., Liang, W., Liu, S. Rhizosphere Microbiome: The Emerging Barrier in Plant-Pathogen Interactions // *Frontiers in Microbiology*. 2021. Vol. 12. DOI: [10.3389/fmicb.2021.772420](https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.772420).
31. Ma, T., Pan, X., Liu, W., Christie, P., Luo, Y., Wu, L., et al. Effects of different concentrations and application frequencies of oxytetracycline on soil enzyme activities and microbial community diversity // *European Journal of Soil Biology*. 2016. Vol. 76. P. 53–60. DOI: [10.1016/j.ejsobi.2016.07.004](https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2016.07.004).
32. McKinsey & Company. The future of wellness: Connected and customized, 2021.
33. Meffe, R., de Santiago-Martín, A., Teijon, G., Hernandez, V.M., Lopez-Heras, I., Nozal, L., de Bustamante, I. Pharmaceutical and transformation products during unplanned water reuse: Insights into natural attenuation, plant uptake and human health impact under field conditions // *Environment International*. 2021. Vol. 157. DOI: [10.1016/j.envint.2021.106835](https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106835).
34. Mendes, L.W., Raaijmakers, J.M., de Hollander, M., Mendes, R., Tsai, S.M. Influence of resistance breeding in common bean on rhizosphere microbiome composition and function // *The ISME journal*. 2018. Vol. 12(1). P. 212–224. DOI: [10.1038/ismej.2017.158](https://doi.org/10.1038/ismej.2017.158).
35. Navrátilová M., Raisova Stuchlíková, L., Mot'ková, K., Szotáková, B., Skálová, L., Langhansová, L., Podlipná, R. The uptake of ivermectin and its

- effects in roots, leaves and seeds of soybean (glycine max) // *Molecules*. 2020. Vol. 25(16). DOI: [10.3390/molecules25163655](https://doi.org/10.3390/molecules25163655).
36. Parham J. A., Deng S. P. Detection, quantification and characterization of β -glucosaminidase activity in soil // *Soil biology and biochemistry*. 2000. Vol. 32(8-9). P. 1183-1190. DOI: [10.1016/S0038-0717\(00\)00034-1](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00034-1).
37. Rodríguez Eugenio, N., McLaughlin, M., Pennock, D. Soil pollution: a hidden reality. Rome: FAO, 2018. 142 p.
38. Saleem, M., Hu, J., Jousset, A. More Than the Sum of Its Parts: Microbiome Biodiversity as a Driver of Plant Growth and Soil Health // *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 2019. Vol. 50(1). P. 145–168. DOI: [10.1146/annurev-ecolsys-110617-062605](https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110617-062605).
39. Santás-Miguel V., Díaz-Raviña M., Martín A. García-Campos E., Barreiro A., Núñez-Delgado A., Álvarez-Rodríguez E., Arias-Estévez M., Fernández-Calviño D. Soil Enzymatic Activities and Microbial Community Structure in Soils Polluted with Tetracycline Antibiotics // *Agronomy*. 2021. Vol. 11(5). DOI: [10.3390/agronomy11050906](https://doi.org/10.3390/agronomy11050906).
40. Schinner F., Öhlinger R., Kandeler E., Margesin R. *Methods in Soil Biology*. Springer Berlin, Heidelberg, 1996. 426 p.
41. Sokol N.W., Slessarev E., Marschmann G.L., Nicolas A., Blazewicz S.J., Brodie E.L., Firestone M.K., Foley M.M., Hestrin R., Hungate B.A., Koch B.J., Stone B.W., Sullivan M.B., Zablocki O. LLNL Soil Microbiome Consortium, Pett-Ridge J. Life and death in the soil microbiome: How ecological processes influence biogeochemistry // *Nature Reviews Microbiology*. 2022. Vol. 20(7). P. 415–430. DOI: [10.1038/s41579-022-00695-z](https://doi.org/10.1038/s41579-022-00695-z).
42. Tfaily M.M., Chu R.K., Toyoda J., Tolić N., Robinson E.W., Paša-Tolić L., Hess N.J. Sequential extraction protocol for organic matter from soils and sediments using high resolution mass spectrometry // *Analytica Chimica Acta*. 2017. Vol. 972. P. 54–61. DOI: [10.1016/j.aca.2017.03.031](https://doi.org/10.1016/j.aca.2017.03.031).
43. Tremblay L.B., Dittmar T., Marshall A.G. Cooper W.J., Cooper W.T. Molecular characterization of dissolved organic matter in a North Brazilian mangrove porewater and mangrove-fringed estuaries by ultrahigh resolution Fourier Transform-Ion Cyclotron Resonance mass spectrometry and excitation/emission spectroscopy // *Marine Chemistry*. 2007. Vol. 105(1–2). P. 15–29. DOI: [10.1016/J.Marchem.2006.12.015](https://doi.org/10.1016/J.Marchem.2006.12.015).
44. Volikov A., Rukhovich G., Perminova I. NOMspectra: An Open-Source Python Package for Processing High Resolution Mass Spectrometry Data on Natural Organic Matter // *Journal of the American Society for Mass Spectrometry*. 2023. Vol. 34(7). DOI: [10.1021/jasms.3c00003](https://doi.org/10.1021/jasms.3c00003).

45. Wiesmeier M., Urbanski L., Hobley E., Lang B., Lützow M., Marin-Spiotta E., Wesemael B., Rabot E., Ließ M., Garcia-Franco N., Wollschläger U., Vogel H., Kögel- Knabner I. Soil Organic Carbon Storage as a Key Function of Soils: A Review of Drivers and Indicators at Various Scales // *Geoderma*. 2019. Vol. 333. P. 149–162. DOI: [10.1016/j.geoderma.2018.07.026](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026).
46. World Health Organization. Antimicrobial resistance: global report on surveillance. World Health Organization, 2014. 256 p.
47. Zheng J., Zhang J., Gao L., Kong F., Shen G., Wang R., Gao J., Zhang J. The Effects of Tetracycline Residues on the Microbial Community Structure of Tobacco Soil in Pot Experiment // *Scientific Reports*. 2020. Vol. 10(1). DOI: [10.1038/s41598-020-65203-w](https://doi.org/10.1038/s41598-020-65203-w).

REFERENCES

1. Vodyanitskii Yu.N., Kirillova, N.P., Zagryaznenie pochv i rastenii emerdzhenntnymi mikropollutantami (Contamination of soils and plants by emerging micropollutants), *Agrokimiya*, 2016, No. 5, pp. 86–94.
2. Zhrebker A.Ya., Perminova I.V., Konstantinov A.I., Volikov A.B., Kostyukevich Yu.I., Kononikhin A.S., Nikolaev E.N., Vydelenie guminovykh veshchestv iz presnykh vod na tverdogaznykh kartridzhakh i ikh issledovanie metodom mass-spektrometrii ionno-tsiklotronnogo rezonansa s preobrazovaniem Fur'e (Isolation of humic substances from fresh waters on solid-phase cartridges and their study by Fourier transform ion cyclotron resonance mass spectrometry), *Zhurnal analiticheskoi khimii*, 2016, Vol. 71, No. 4(71), pp. 390–396.
3. Makarov M.I., Malysheva T.I., Maslov M.N., Kuznetsova E.Yu., Menyailo O.V., Uglerod i azot mikrobnai biomassy v pochvakh yuzhnoi taigi pri opredelenii raznymi metodami (Carbon and nitrogen of microbial biomass in southern taiga soils when determined by different methods), *Pochvovedenie*, 2016, No. 6, pp. 733–744.
4. Makarov M.I., Shuleva M.S., Malysheva T.I., Menyailo O.V., Rastvorimost' labil'nykh form ugleroda i azota pochv v K₂SO₄ raznoi kontsentratsii (Solubility of labile forms of soil carbon and nitrogen in K₂SO₄ of various concentrations), *Pochvovedenie*, 2013, No. 4, pp. 408–413.
5. Semenov M.V., Manucharova N.A., Stepanov A.L., Raspredelenie metabolicheskii aktivnykh predstavitelei prokariot (arkhei i bakterii) po profilyam chernozema i buroi polupustynnoi pochvy (Distribution of metabolically active representatives of prokaryotes (archaea and bacteria) across the profiles of chernozem and brown semi-desert soil), *Pochvovedenie*, 2016, No. 2, pp. 239–248.

6. Kholodov V.A., Rogova O.B., Lebedeva M.P., Varlamov E.B., Volkov D.S., Ziganshina A.R., Yaroslavtseva N.V., Organic matter and mineral matrix of soils: modern approaches, definitions of terms and methods of study (review), *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2023, Vol. 117, pp. 52–100, DOI: [10.19047/0136-1694-2023-117-52-100](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2023-117-52-100).
7. Arun S., Kumar R.M., Ruppa J., Mukhopadhyay M., Ilango K., Chakraborty P., Occurrence, sources and risk assessment of fluoroquinolones in dumpsite soil and sewage sludge from Chennai, India, *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 2020, Vol. 79, DOI: [10.1016/j.etap.2020.103410](https://doi.org/10.1016/j.etap.2020.103410).
8. Bahureksa W., Tfaily M.M., Boiteau R.M., Young R.B., Logan M.N., McKenna A.M., Borch T., Soil Organic Matter Characterization by Fourier Transform Ion Cyclotron Resonance Mass Spectrometry (FTICR MS): A Critical Review of Sample Preparation, Analysis, and Data Interpretation, *Environmental Science and Technology*, 2021, Vol. 55(14), pp. 9637–9656, DOI: [10.1021/acs.est.1c01135](https://doi.org/10.1021/acs.est.1c01135).
9. Banerjee S., Mazumdar S., Electrospray ionization mass spectrometry: a technique to access the information beyond the molecular weight of the analyte, *International Journal of Analytical Chemistry*, 2012, Vol. 2012, DOI: [10.1155/2012/282574](https://doi.org/10.1155/2012/282574).
10. Blagodatskaya E., Kuzyakov Y., Active microorganisms in soil: critical review of estimation criteria and approaches, *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, Vol. 67, pp. 192–211, DOI: [10.1016/j.soilbio.2013.08.024](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.08.024).
11. Bolan N.S., Adriano D.C., Kunhikrishnan A., James T., McDowell R., Senesi N., Dissolved organic matter: biogeochemistry, dynamics, and environmental significance in soils, *Advances in Agronomy*, 2011, Vol. 110, pp. 1–75, DOI: [10.1016/B978-0-12-385531-2.00001-3](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385531-2.00001-3).
12. Chen Z., Zhang Y., Gao Y., Boyd S.A., Zhu D., Li H., Influence of Dissolved Organic Matter on Tetracycline Bioavailability to an Antibiotic-Resistant Bacterium, *Environmental Science and Technology*, 2015, Vol. 49(18), pp. 10903–10910, DOI: [10.1021/acs.est.5b02158](https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02158).
13. Chinemerem Nwobodo, D., Ugwu M.C., Oliseloke A.C., Al-Ouqaili M.T., Chinedu Ikem J., Victor Chigozie U., Saki M., Antibiotic resistance: The challenges and some emerging strategies for tackling a global menace, *Journal of clinical laboratory analysis*, 2022, Vol. 36(9), DOI: [10.1002/jcla.24655](https://doi.org/10.1002/jcla.24655).
14. Daughton C.G., Ternes T.A. Pharmaceuticals and personal care products in the environment: agents of subtle change? *Environmental health perspectives*, 1999, Vol. 107(6), pp. 907–938, DOI: [10.1289/ehp.99107s6907](https://doi.org/10.1289/ehp.99107s6907).
15. Drzymala J., Kalka, J., Assessment of genotoxicity, mutagenicity, and cytotoxicity of diclofenac and sulfamethoxazole at environmental

concentrations on *Vicia faba*, *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2024, Vol. 21, pp. 3633–3648, DOI: [10.1007/s13762-023-05238-4](https://doi.org/10.1007/s13762-023-05238-4).

16. Ebele A.J., Abdallah M.A.-E., Harrad S., Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment, *Emerging Contaminants*, 2017, Vol. 3(1), pp. 1–16, DOI: [10.1016/j.emcon.2016.12.004](https://doi.org/10.1016/j.emcon.2016.12.004).

17. Frkova Z., Vystavna Y., Koubová A., Kotas P., Grabicová K., Grabic R., Kodešová R., Chroňáková A., Microbial responses to selected pharmaceuticals in agricultural soils: Microcosm study on the roles of soil, treatment and time, *Soil Biology and Biochemistry*, 2020, Vol. 149, DOI: [10.1016/j.soilbio.2020.107924](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107924).

18. Gallego S., Brienza M., Béguet J., Chiron S., Martin-Laurent F., Impact of repeated irrigation of lettuce cultures with municipal wastewater on soil bacterial community diversity and composition, *Environmental Science and Pollution Research*, 2022, Vol. 29(20), pp. 29236–29243, DOI: [10.1007/s11356-021-14734-4](https://doi.org/10.1007/s11356-021-14734-4).

19. Gallego S., Montemurro N., Béguet J., Rouard N., Philippot L., Pérez S., Martin-Laurent F., Ecotoxicological risk assessment of wastewater irrigation on soil microorganisms: Fate and impact of wastewater-borne micropollutants in lettuce-soil system, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2021, Vol. 223, DOI: [10.1016/j.ecoenv.2021.112595](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112595).

20. Gonzalez Pena O.I., Lopez Zavala M.A., Cabral Ruelas H., Pharmaceuticals market, consumption trends and disease incidence are not driving the pharmaceutical research on water and wastewater, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2021, Vol. 18(5), DOI: [10.3390/ijerph18052532](https://doi.org/10.3390/ijerph18052532).

21. Graumnitz S., Jungmann D., *The database “Pharmaceuticals in the environment”-update and new analysis*, GWT-TUD GmbH, Dresden, 2021.

22. Grossberger A., Hadar Y., Borch T., Chefetz B., Biodegradability of pharmaceutical compounds in agricultural soils irrigated with treated wastewater, *Environmental pollution*, 2014, Vol. 185, pp. 168–177, DOI: [10.1016/j.envpol.2013.10.038](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.038).

23. Hossain A., Krupnik T.J., Timsina J., Mahboob M.G., Chaki A.K., Farooq M., Hasanuzzaman M., Chapter – 2 Agricultural Land Degradation: Processes and Problems Undermining Future Food Security, In: *Environment, Climate, Plant and Vegetation Growth* (First Edition), Springer, 2020, pp. 17–61.

24. Hou J., Wan W., Mao D., Wang C., Mu Q., Qin S., Luo Y., Occurrence and distribution of sulfonamides, tetracyclines, quinolones, macrolides, and nitrofurans in livestock manure and amended soils of Northern China,

Environmental Science and Pollution Research, 2015, Vol. 22(6), pp. 4545–4554, DOI: [10.1007/s11356-014-3632-y](https://doi.org/10.1007/s11356-014-3632-y).

25. Kuzakov Y., Blagodatskaya E., Microbial hotspots and hot moments in soil: concept & review, *Soil Biology and Biochemistry*, 2015, Vol. 83, pp. 184–199, DOI: [10.1016/j.soilbio.2015.01.025](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.01.025).

26. Lagos S., Tsetsekos G., Mastrogianopoulos S., Tyligada M., Diamanti L., Vasileiadis S., Sotiraki S., Karpouzas D.G., Interactions of anthelmintic veterinary drugs with the soil microbiota: Toxicity or enhanced biodegradation? *Environmental Pollution*, 2023, Vol. 334, DOI: [10.1016/j.envpol.2023.122135](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122135).

27. Leal R.M.P., Figueira R.F., Tornisiello V.L., Regitano J.B., Occurrence and sorption of fluoroquinolones in poultry litters and soils from São Paulo State, Brazil, *The Science of The Total Environment*, 2012, Vol. 432, pp. 3445–349, DOI: [10.1016/j.scitotenv.2012.06.002](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.002).

28. Lehmann J., Bossio D.A., Kögel-Knabner I., Rillig M.C., The concept and future prospects of soil health, *Nature Reviews. Earth & Environment*, 2020, Vol. 1(10), pp. 544–553, DOI: [10.1038/s43017-020-0080-8](https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8).

29. Li X., He F., Wang Z., Xing B., Roadmap of environmental health research on emerging contaminants: Inspiration from the studies on engineered nanomaterials, *Eco-Environment & Health*, 2022, Vol. 1(3), pp. 1815–197, DOI: [10.1016/j.eehl.2022.10.001](https://doi.org/10.1016/j.eehl.2022.10.001).

30. Li J., Wang C., Liang W., Liu S., Rhizosphere Microbiome: The Emerging Barrier in Plant-Pathogen Interactions, *Frontiers in Microbiology*, 2021, Vol. 12, DOI: [10.3389/fmicb.2021.772420](https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.772420).

31. Ma T., Pan X., Liu W., Christie P., Luo Y., Wu L., et al., Effects of different concentrations and application frequencies of oxytetracycline on soil enzyme activities and microbial community diversity, *European Journal of Soil Biology*, 2016, Vol. 76, pp. 53–60, DOI: [10.1016/j.ejsobi.2016.07.004](https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2016.07.004).

32. McKinsey & Company, *The future of wellness: Connected and customized*, 2021.

33. Meffe R., de Santiago- Martín A., Teijon G., Hernandez V.M., Lopez-Heras I., Nozal L., de Bustamante I., Pharmaceutical and transformation products during unplanned water reuse: Insights into natural attenuation, plant uptake and human health impact under field conditions, *Environment International*, 2021, Vol. 157, DOI: [10.1016/j.envint.2021.106835](https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106835).

34. Mendes L.W., Raaijmakers J.M., de Hollander M., Mendes R., Tsai S.M., Influence of resistance breeding in common bean on rhizosphere microbiome composition and function, *The ISME journal*, 2018, Vol. 12(1), pp. 212–224, DOI: [10.1038/ismej.2017.158](https://doi.org/10.1038/ismej.2017.158).

35. Navrátilová M., Raisova Stuchlíková L., Mot'ková K., Szotáková B.,

Skálová L., Langhansová L., Podlíná R., The uptake of ivermectin and its effects in roots, leaves and seeds of soybean (glycine max), *Molecules*, 2020, Vol. 25(16), DOI: [10.3390/molecules25163655](https://doi.org/10.3390/molecules25163655).

36. Parham J.A., Deng S.P., Detection, quantification and characterization of β -glucosaminidase activity in soil, *Soil biology and biochemistry*, 2000, Vol. 32(8–9), pp. 1183–1190, DOI: [10.1016/S0038-0717\(00\)00034-1](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00034-1).

37. Rodriguez E.N., McLaughlin M., Pennock D., *Soil pollution: a hidden reality*, Rome: FAO, 2018, 142 p.

38. Saleem M., Hu J., Jousset A., More Than the Sum of Its Parts: Microbiome Biodiversity as a Driver of Plant Growth and Soil Health, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 2019, Vol. 50(1), pp. 145–168, DOI: [10.1146/annurev-ecolsys-110617-062605](https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110617-062605).

39. Santás-Miguel V., Díaz-Raviña M., Martín A., García-Campos E., Barreiro A., Núñez-Delgado A., Álvarez-Rodríguez E., Arias-Estévez M., Fernández-Calviño D., Soil Enzymatic Activities and Microbial Community Structure in Soils Polluted with Tetracycline Antibiotics, *Agronomy*, 2021, Vol. 11(5), DOI: [10.3390/agronomy11050906](https://doi.org/10.3390/agronomy11050906).

40. Schinner F., Ohlinger R., Kandeler E., Margesin R., *Methods in Soil Biology*, Springer Berlin, Heidelberg, 1996, 426 p.

41. Sokol N.W., Slessarev E., Marschmann G.L., Nicolas A., Blazewicz S.J., Brodie E.L., Firestone M.K., Foley M.M., Hestrin R., Hungate B.A., Koch B.J., Stone B.W., Sullivan M.B., Zablocki O., LLNL Soil Microbiome Consortium, Pett-Ridge J., Life and death in the soil microbiome: How ecological processes influence biogeochemistry, *Nature Reviews Microbiology*, 2022, Vol. 20(7), pp. 415–430, DOI: [10.1038/s41579-022-00695-z](https://doi.org/10.1038/s41579-022-00695-z).

42. Tfaily M.M., Chu R.K., Toyoda J., Tolić N., Robinson E.W., Paša-Tolić L., Hess N.J., Sequential extraction protocol for organic matter from soils and sediments using high resolution mass spectrometry, *Analytica Chimica Acta*, 2017, Vol. 972, pp. 54–61, DOI: [10.1016/j.aca.2017.03.031](https://doi.org/10.1016/j.aca.2017.03.031).

43. Tremblay L.B., Dittmar T., Marshall A.G., Cooper W.J., Cooper W.T., Molecular characterization of dissolved organic matter in a North Brazilian mangrove porewater and mangrove-fringed estuaries by ultrahigh resolution Fourier Transform-Ion Cyclotron Resonance mass spectrometry and excitation/emission spectroscopy, *Marine Chemistry*, 2007, Vol. 105(1–2), pp. 15–29, DOI: [10.1016/J.Marchem.2006.12.015](https://doi.org/10.1016/J.Marchem.2006.12.015).

44. Volikov A., Rukhovich G., Perminova I., NOMspectra: An Open-Source Python Package for Processing High Resolution Mass Spectrometry Data on Natural Organic Matter, *Journal of the American Society for Mass Spectrometry*, 2023, Vol. 34(7), DOI: [10.1021/jasms.3c00003](https://doi.org/10.1021/jasms.3c00003).

Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева. 2024.

“Почвоведение: Горизонты будущего. 2023”.

Dokuchaev Soil Bulletin, 2024, “Soil Science: Horizons of the Future. 2023”

45. Wiesmeier M., Urbanski L., Hobley E., Lang B., Lützow M., Marin-Spiotta E., Wesemael B., Rabot E., Ließ M., Garcia-Franco N., Wollschläger U., Vogel H., Kögel- Knabner I., Soil Organic Carbon Storage as a Key Function of Soils: A Review of Drivers and Indicators at Various Scales, *Geoderma*, 2019, Vol. 333, pp. 149–162, DOI: [10.1016/j.geoderma.2018.07.026](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026).

46. World Health Organization. *Antimicrobial resistance: global report on surveillance*, World Health Organization, 2014, 256 p.

47. Zheng J., Zhang J., Gao L., Kong F., Shen G., Wang R., Gao J., Zhang J., The Effects of Tetracycline Residues on the Microbial Community Structure of Tobacco Soil in Pot Experiment, *Scientific Reports*, 2020, Vol. 10(1), DOI: [10.1038/s41598-020-65203-w](https://doi.org/10.1038/s41598-020-65203-w).

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2024-SPYC-164-192



Ссылки для цитирования:

Любимова Н.А., Рабинович Г.Ю. Влияние наночастиц Fe_3O_4 на урожайность картофеля и развитие почвенной микрофлоры // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2024. Специальный выпуск по материалам VII конференции молодых ученых “Почвоведение: Горизонты будущего. 2023”. С. 164-192. DOI: 10.19047/0136-1694-2024-SPYC-164-192

Cite this article as:

Lyubimova N.A., Rabinovich G.Yu., Influence of Fe_3O_4 nanoparticles on potato yield and development of soil microflora, Dokuchaev Soil Bulletin, 2024, Proceedings of the VII Conference of Young Scientists “Soil Science: Horizons of the Future. 2023”, pp. 164-192, DOI: 10.19047/0136-1694-2024-SPYC-164-192

Благодарность:

В 2020–2021 гг. исследования выполнялись при поддержке Минобрнауки России в рамках Государственного задания ФГБНУ ФИЦ “Почвенный институт им. В.В. Докучаева” (тема № 0651-2019-0007), в 2022 г дальнейшие этапы исследований были продолжены при финансовой поддержке Российского научного фонда (грант № 22-76-00016).

Acknowledgments:

In 2020–2021 the research was supported by the Ministry of Education and Science of the Russian Federation within the framework of the State Assignment of the V.V. Dokuchaev Soil Science Institute (theme No. 0651-2019-0007). In 2022 further stages of research were continued with the financial support of the Russian Science Foundation (grant No. 22-76-00016).

Влияние наночастиц Fe_3O_4 на урожайность картофеля и развитие почвенной микрофлоры

© 2024 г. Н. А. Любимова*, Г. Ю. Рабинович**

ФИЦ “Почвенный институт им. В.В. Докучаева”, Россия,
119017, Москва, Пыжевский пер, 7, стр. 2,

*<https://orcid.org/0000-0002-5831-5000>, e-mail: n.nemygina@gmail.com,

**<https://orcid.org/0000-0002-5060-6241>, e-mail: 2016vniimz-noo@list.ru.

*Поступила в редакцию 02.02.2024, после доработки 27.03.2024,
принята к публикации 21.08.2024*

Резюме: Цель данной работы заключалась в исследовании как раздельного, так и совместного влияния ЖФБ (жидкофазный биопрепарат) и наночастиц Fe_3O_4 на урожайность картофеля сорта Скарб, а также на почвенную микрофлору. Биосинтез наночастиц Fe_3O_4 осуществлялся с применением экстракта зеленого чая и раствора $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ концентрацией 0.1 моль/л. Эффективность полученного ЖФБ-Fe изучали в полевых условиях на фоне внесения НРК. Результаты трехлетнего эксперимента (2020–2022 гг.) показали, что при опрыскивании вегетирующих растений 1%-ным ЖФБ-Fe урожайность картофеля увеличилась на 16.9%, а при обработке клубней перед посадкой – на 14.8% по сравнению с контролем. В то же время при использовании ЖФБ без добавления наночастиц Fe_3O_4 урожайность картофеля увеличилась на 9.8% при обработке по листу и на 6.8% при обработке клубней по сравнению с контролем. По результатам микробиологического анализа был рассчитан коэффициент минерализации почвы и рассмотрена зависимость урожайности картофеля от его величины. При варьировании концентрации ЖФБ-Fe обнаружена сильная, но разнонаправленная зависимость урожайности картофеля от коэффициента минерализации почвы как при обработке клубней (уравнение регрессии $y = 0.2639x - 39.9329$ с коэффициентом корреляции $r = 0.72$), так и при опрыскивании растений картофеля (уравнение регрессии $y = -0.2536x + 55.882$ с коэффициентом корреляции $r = -0.77$). Кроме того, при некорневой обработке растений картофеля 1%-ным раствором наночастиц Fe_3O_4 была очень сильная обратная взаимосвязь между урожайностью и количеством азоттрансформирующих микроорганизмов (коэффициент корреляции $r = -0.90$, при уравнении регрессии $y = -0.0841x + 37.9421$).

Ключевые слова: биосинтез наночастиц; азоттрансформирующие микроорганизмы; фосфатмобилизующие микроорганизмы; коэффициент минерализации почвы.

Influence of Fe_3O_4 nanoparticles on potato yield and development of soil microflora

© 2024 N. A. Lyubimova*, G. Yu. Rabinovich**

*Federal Research Centre “V.V. Dokuchaev Soil Science Institute”,
7 Bld. 2 Pyzhevskiy per., Moscow 119017, Russian Federation,
*<https://orcid.org/0000-0002-5831-5000>, e-mail: n.nemygina@gmail.com,
**<https://orcid.org/0000-0002-5060-6241>, e-mail: 2016vniimz-noo@list.ru.*

Received 02.02.2024, Revised 27.03.2024, Accepted 21.08.2024

Abstract: The purpose of this work was to study both the separate and combined effects of the liquid-phase biological (LPB) product and Fe_3O_4 nanoparticles on the yield of potatoes of the Skarb variety, as well as on soil microflora. The biosynthesis of Fe_3O_4 nanoparticles was carried out using green tea extract and $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ solution, concentration 0.1 mol/l. The effectiveness of the obtained LPB-Fe product was studied under field conditions against the background of NPK fertilizers application. The results of a three-year experiment (2020–2022) showed that when spraying plants at vegetative stage with a 1% LPB-Fe product, potato yield increased by 16.9%, and when treating tubers before planting – by 14.8% compared to the control. At the same time, when using LPB without the addition of Fe_3O_4 nanoparticles, potato yield increased by 9.8% after foliar treatment and by 6.8% after tubers treatment, compared to the control. Based on the results of microbiological analysis, the coefficient of soil mineralization was calculated and the correlation of potato yield and its value was established. Varying concentrations of LPB-Fe preparation resulted in strong but multidirectional dependence of potato yield on the soil mineralization coefficient: both when treating tubers (regression equation $y = 0.2639x - 39.9329$ with a correlation coefficient $r = 0.72$) and when spraying potato plants (regression equation $y = -0.2536x + 55.882$ with correlation coefficient $r = -0.77$). In addition, during foliar treatment of potato plants with a 1% solution of Fe_3O_4 nanoparticles, there was recorded a very strong inverse relationship between the yield and the number of nitrogen-transforming microorganisms (correlation coefficient $r = -0.90$, with the regression equation $y = -0.0841x + 37.9421$).

Keywords: biosynthesis of nanoparticles; nitrogen-transforming microorganisms; phosphate-mobilizing microorganisms; soil mineralization coefficient.

ВВЕДЕНИЕ

Глобальный спрос на продукты питания приводит к увеличению использования химических удобрений, которые, с одной стороны, стимулируют рост и повышают урожайность растений, а

с другой, негативно влияют на почву, окружающую среду и даже здоровье человека (Nongbet et al., 2022). Современной альтернативой традиционным удобрениям являются различные наноудобрения, которые повышают продуктивность растений за счет целевой доставки или медленного высвобождения питательных веществ, что позволяет в разы сократить количество вносимых химикатов (Duhan et al., 2017; Ndaba et al., 2022). Как правило, наноудобрения состоят из наночастиц, содержащих в своем составе макро- и микроэлементы, такие как азот, фосфор, калий, железо и марганец, которые доставляются в различные растительные органы и ткани (Nongbet et al., 2022).

Среди всех микроэлементов, содержащихся в почве, особое место занимает железо, так как без этого металла невозможны такие жизненно важные процессы, как синтез ДНК, дыхание и фотосинтез. За счет своих окислительно-восстановительных свойств и способности образовывать комплексы с различными лигандами железо входит в состав многих переносчиков электронов и ферментов, в том числе каталазы, пероксидазы, цитохромоксидазы, а также различных цитохромов. При этом избыток железа в ризосфере может привести к развитию окислительного стресса, проявляющегося образованием активных форм кислорода и, как следствие, перекисным окислением липидов (Иванищев, 2019а). Однако в большинстве случаев растения, наоборот, страдают от дефицита железа, проявляющегося в снижении уровня фотосинтетических реакций, провоцируя хлороз. Это связано с тем, что биологическая активность железа в почве достаточно низка, потому что в ней оно образует соединения, плохо растворимые в воде при нейтральном уровне pH и, следовательно, практически недоступные для растений, что является серьезной проблемой в сельском хозяйстве (Иванищев, 2019б). Одним из способов восполнения дефицита железа в растениях является применение Fe-содержащих удобрений, которые делятся на три основные группы: неорганические соединения железа, синтетические комплексы – железо-хелаты и природные соединения железа (Briat et al., 2015).

Наночастицы оксида железа (Fe_2O_3 и Fe_3O_4) также могут успешно использоваться в качестве железосодержащих удобре-

ний. Например, при замене традиционной железосодержащей добавки на наночастицы Fe_2O_3 при выращивании лоропеталума китайского (*Loropetalum chinense*) в условиях *in vitro* увеличилась длина стебля и корня, а также количество корней, листьев и междоузлий на один эксплант (Babali et al., 2022). Наночастицы Fe_2O_3 также были успешно использованы в качестве удобрения при выращивании арахиса (*Arachis hypogaea*), весьма чувствительного к дефициту железа. Было показано, что наночастицы Fe_2O_3 при добавлении в почву способствовали росту арахиса, который проявился в увеличении длины корней, высоты растений и биомассы, а также содержания хлорофилла в листьях за счет регулирования содержания фитогормонов и активности антиоксидантных ферментов (Rui et al., 2016). Другой группой ученых было показано, что при смоделированных обильных осадках внекорневая обработка растений наножелезосодержащими удобрениями, такими как наночастицы железа, Fe_3O_4 , $\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$ и $\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$, позволила снизить дефицит железа и задержку роста сеянцев арахиса, выращиваемых в питательном растворе, не содержащем железа (Chen et al., 2023). В лабораторном эксперименте на растениях сои (*Glycine max* L.), подвергшихся воздействию некорневых и корневых добавок наночастиц Fe_2O_3 , наночастиц Fe_2O_3 , покрытых фульвокислотой, и Fe-ЭДТА, было обнаружено, что наночастицы оказывали более заметное влияние на биомассу растений по сравнению с традиционным удобрением и контролем (без каких-либо добавок). Так, некорневая подкормка растений наночастицами Fe_2O_3 , покрытыми фульвокислотой, и наночастицами Fe_2O_3 привела к увеличению корней на 61 и 52% и побегов на 50 и 54% по сравнению с контролем соответственно. Тогда как при обработке Fe-ЭДТА значения этих показателей были равны контролю (Yang et al., 2020).

Помимо положительного влияния на растения, наночастицы железа могут существенно влиять на свойства почвы. Так, например, достоверно известно, что наночастицы Fe_3O_4 , которые использовались для полива растений фасоли, повлияли на химические свойства почвенной ризосферы, что проявилось в увеличении содержания общего и экстрагируемого фосфора, экстрагируемого

калия и кальция, общего калия, марганца и железа и катионообменной емкости, а также в снижении содержания хлора в почве (De Souza et al., 2019).

Одними из особенно важных факторов, влияющих на качество почвы, считаются биологические показатели, поскольку почвенные организмы напрямую влияют на процессы разложения органического вещества и круговорот питательных веществ. Кроме того, разнообразие почвенных микроорганизмов и высокие уровни микробной биомассы способны увеличивать способность почвы подавлять болезни. Поэтому сохранение разнообразия и микробной биомассы является одной из задач современного земледелия (Dinesh et al., 2012). Этот факт следует учитывать при использовании наночастиц металлов, в том числе и железа, в качестве удобрений, так как очень часто наночастицы металлов могут проявлять сильные противомикробные свойства (Vitta et al., 2020).

Результаты оценки влияния наночастиц железа на образование микробных консорциумов в почве в присутствии гербицида трифлуралина показали, что наночастицы Fe(0) позволили увеличить видовое разнообразие микроорганизмов в почве и тем самым оказали благоприятное воздействие на формирование микробного консорциума, который был устойчив к трифлуралину и состоял из четырех штаммов бактерий и одного штамма грибов (Postolachi et al., 2019). S. He et al. в своей работе обнаружил, что магнитные наночастицы $\gamma\text{Fe}_2\text{O}_3$ при попадании в почву могут изменять структуру сообщества почвенных бактерий, способствуя росту некоторых бактерий в почве. Кроме того, оказалось, что структура бактериального сообщества в данном случае зависит от концентрации наночастиц (He et al., 2011). В другой работе было отмечено, что влияние наночастиц Fe(0) на микробные сообщества зависит от содержания органических веществ и типа минеральных веществ почвы. Например, совместное добавление в почву 5% органического вещества (соломы) и наночастиц Fe(0) привело к снижению микробной биомассы почвы на 29% (Pawlett et al., 2013).

Еще одним способом повышения продуктивности сельскохозяйственных культур является использование различных биопрепаратов, в основе которых лежат аэробные бактерии родов

Bacillus, Azotobacter, Pseudomonas, Micrococcus, Pseudobacterium, Rhizobium, участвующие в процессах гумификации и минерализации органического вещества (Аипова и др., 2019). В результате применения биопрепаратов увеличивается корнеобразование, повышается всхожесть семян и клубней, возрастает иммунитет растений к грибковым заболеваниям, а также улучшаются потребительские свойства. Как следствие положительного влияния биопрепаратов ускоряется рост и развитие растений и повышается урожайность (Нугманова, 2017). Растения, инокулированные биопрепаратами, содержащими ризобактерии, становятся более устойчивыми к абиотическим стрессам благодаря морфологическим и биохимическим модификациям за счет различных механизмов: выработки 1-аминоциклопропан-1-карбоксилата деаминазы, снижения производства стрессового этилена, изменения содержания фитогормонов, улучшения поглощения основных минеральных элементов, выработки внеклеточных полимерных веществ, снижения абсорбции тяжелых металлов и индукции синтеза растительных антиоксидантных ферментов и генов абиотической стрессоустойчивости (Etesami, Maheshwari, 2018).

Ранее было установлено, что при воздействии на почву и растения Fe-содержащими биопрепаратами изменяется активность ферментов, отвечающих за превращения основных биогенных элементов (углерод и азот) и окислительно-восстановительные процессы, происходящие в почве (Любимова, Рабинович, 2023).

Цель данной работы заключается в исследовании влияния как раздельного, так и совместного использования ЖФБ и наночастиц Fe_3O_4 на урожайность картофеля сорта Скарб в условиях нечерноземной зоны, а также на микрофлору дерново-подзолистой почвы в данном агроценозе.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объекты исследований – картофель сорта Скарб, обработанный ЖФБ-Fe, содержащим в своем составе наночастицы Fe_3O_4 , ЖФБ и наночастицами Fe_3O_4 , а также почва под картофелем.

Согласно данным Госреестра по Северо-Западному и Центральному регионам, картофель сорта Скарб относится к средне-

спелым сортам столового назначения. Растение средней высоты, промежуточного типа, полупрямостоячее с темно-зелеными открытыми листьями среднего размера. Венчик цветка средний, белый. Товарная урожайность находится в диапазоне 253–411 ц/га, на уровне стандарта для сорта Петербургский. Максимальная урожайность может достигать 508 ц/га (на 133 ц/га выше стандарта Петербургский (Вологодская обл.)). Клубень имеет овальную форму с гладкой кожурой и очень мелкие глазки. Цвет кожуры и мякоти желтый. Масса товарного клубня варьируется от 94 до 138 г с содержанием крахмала 10.8–17.7% (на 0.9–1.5% ниже стандартов для сортов Петербургский, Голубизна). Клубни с хорошим вкусом. Товарность 84–99%, на уровне стандартов для сортов Голубизна, Бронницкий. Лежкость 88–99%. Устойчив к возбудителю рака картофеля и золотистой картофельной цистообразующей нематоды. По данным ВНИИ фитопатологии, восприимчив к возбудителю фитофтороза по ботве и клубням. По данным оригинатора, устойчив к морщинистой, полосчатой мозаике. Ценность сорта заключается в устойчивости к нематодам, высокой урожайности, выровненности и высоком выходе товарных клубней, а также в их лежкости.²

Биосинтез наночастиц Fe_3O_4 был выполнен с применением экстракта зеленого чая (Shahwan et al., 2011) (марка “Принцесса Ява, Традиционный”, производства ООО “НЕП”) и раствора $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ концентрацией 0.1 моль/л. Для получения наночастиц экстракт зеленого чая (5 г чая на 100 мл воды нагрели на водяной бане при 80 °C в течение 20 минут) смешали с раствором сульфата железа в объемном соотношении 1 : 1 (экстракт : раствор соли) и оставили на 24 часа при температуре 55 °C для завершения реакции. При этом было отмечено выпадение хлопьевидного осадка и изменение цвета раствора со светло-зеленого на черный. После инкубации раствор был выпарен при 105 °C в течение 6 часов для получения 2.5 г порошка, содержащего наночастицы. Полученный порошок, содержащий наночастицы Fe_3O_4 , был исследован методами просвечивающей электронной микроскопии (ПЭМ) и энер-

² <https://reestr.gossortrf.ru/sorts/9906380/>

годисперсионной рентгеновской спектроскопии (EDX), выполненными в лаборатории компании “Системы для Микроскопии и Анализа” (г. Москва).

Жидкофазный биопрепарат (ЖФБ), разработанный во Всероссийском научно-исследовательском институте мелиорированных земель, – это жидкость темно-коричневого цвета, полученная ферментацией смеси низинного торфа и навоза крупного рогатого скота с последующей экстракцией солевым раствором и имеющая слабощелочной уровень pH (7.5–8.5). В составе ЖФБ содержатся макро- и микроэлементы и биологически активные вещества, а также агрономически полезные аммонифицирующие, амилолитические, фосфатмобилизующие микроорганизмы и микроскопические грибы, количество которых может достигать 10^{12} КОЕ/мл (Fomicheva et al., 2023). Для получения усовершенствованного ЖФБ-Fe наночастицы были введены в готовый жидкофазный биопрепарат (ЖФБ) для усиления его полифункциональных свойств в дозе 100 мг порошка на 1 л ЖФБ. В модернизированном ЖФБ-Fe, а также в исходном ЖФБ общепринятым микробиологическим методом предельных разведений на твердых питательных средах в трехкратной аналитической повторности определяли численность мезофильных (инкубация при 28 °C) микроорганизмов: использующих минеральные формы азота – на крахмало-аммиачном агаре (КАА), использующих органические формы азота – на мясопептонном агаре (МПА).

Полевые опыты по выращиванию картофеля сорта Скарб проводили на агрополигоне Губино Всероссийского научно-исследовательского института мелиорированных земель (Тверская обл.) в 2020–2022 гг. На данном участке дерново-подзолистая легкосуглинистая почва со средней степенью кислотности (pH_{KCl} 4.8–5.0). Количество органического углерода варьируется в диапазоне 1.2–1.5% (по Тюрину), P_2O_5 176–190 мг/кг (по Кирсанову), K_2O 234–247 мг/кг (по Кирсанову), $\text{N}_{\text{дт}}$ 35–38 мг/кг (по Тюрину и Кононовой). Картофель возделывали по технологии, принятой для культуры. Опыты проводили по фону минерального удобрения – нитроаммофоски ($\text{N}_{65}\text{P}_{65}\text{K}_{65}$).

Продукты ЖФБ-Fe, ЖФБ, а также раствор наночастиц оксида железа (Fe НЧ) (концентрация 100 мг/л) применяли следующими способами: в 2020 г. – обработка клубней картофеля ЖФБ и ЖФБ-Fe, трехкратное опрыскивание растений картофеля ЖФБ и ЖФБ-Fe, а также совмещение указанных приемов. Концентрация биопрепаратов была одинаковой и рекомендованной для ЖФБ – 1%. В 2021 г., кроме технологических приемов (обработка клубней перед посадкой и опрыскивание растений), варьировалась концентрация ЖФБ-Fe от 0.5 до 2.0%. В 2022 г. – обработка клубней картофеля ЖФБ и ЖФБ-Fe, а также раствором наночастиц оксида железа (Fe НЧ) и трехкратное опрыскивание растений картофеля биопрепаратами ЖФБ и ЖФБ-Fe, а также раствором наночастиц оксида железа (Fe НЧ). Во всех случаях обработку клубней осуществляли за 2 ч до посадки из ручного опрыскивателя (расход – 50 л/т клубней), а некорневую обработку растений – на этапах всходов, бутонизации и цветения (расход на каждом этапе составил 1 л/га). Контроль – фон НРК. Повторность опытов четырехкратная, расположение делянок систематизированное. Общая площадь делянки составила 7 м².

Почвенные пробы были асептически отобраны для определения численности микроорганизмов, использующих минеральные формы азота – на крахмало-аммиачном агаре (КАА), использующих органические формы азота – на мясо-пептонном агаре (МПА), и фосфатмобилизующих микроорганизмов (среда Менкиной)³, трижды за сезон вегетации из прикорневого слоя. Так как количество микроорганизмов в течение сезона вегетации было практически одинаковым, для дальнейших расчетов были использованы средние показатели. Кроме того, для получения более полного представления о процессах, происходящих в почве под влиянием используемых биопрепаратов, в почвенных образцах оценивалось содержание легкогидролизуемого азота (по Корнфилду), NO₃ (ГОСТ 26951) и NH₄ (ГОСТ 26489).

³ Методы почвенной микробиологии и биохимии: учеб. пособие. Под ред. Д. Г. Звягинцева. М.: изд-во МГУ, 1991. 304 с.

По окончании вегетации культуры определяли биологическую урожайность картофеля и его структуру сплошным методом, взвешивая урожай с каждой учетной делянки (Доспехов, 1984).

Погодные условия и водно-воздушный режим пахотного слоя почвы вегетационного периода (май–август) в годы исследований несколько различались, что характерно для Нечерноземной зоны России. Вследствие частых дождей 2020 г. характеризовался избыточной влажностью (ГТК = 2.32), температура воздуха была ниже климатической нормы; 2021 г. можно охарактеризовать как засушливый (ГТК = 0.96), а температура воздуха несколько выше климатической нормы. Вегетационный период 2022 г. был слабозасушливым (ГТК = 1.28) с кратковременными дождями в конце мая, температура воздуха за весь вегетационный период была выше климатической нормы (Любимова, Рабинович, 2023).

Для обработки результатов исследований использовали методы дисперсионного и корреляционного анализов, заложенные в программу Microsoft Office Excel 2007. Данные в таблицах представили в виде среднеарифметического значения (объем выборки $n = 4$). Статистическую значимость отличий анализировали с использованием t -критерия Стьюдента ($p < 0.05$). Достоверность различий урожайности и элементов структуры урожая картофеля оценивали путем проведения двухфакторного дисперсионного анализа с вычислением НСР при 5%-ном уровне значимости, $n = 12$.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Изменение цвета чая при получении наночастиц Fe_3O_4 с желто-зеленого на черный, а также выпадение хлопьевидного осадка в процессе суточной инкубации раствора свидетельствовали о формировании наночастиц оксида железа. Кроме того, в процессе синтеза наночастиц было зафиксировано изменение pH растворов с 5.1 до 2.4, что также свидетельствовало о формировании наночастиц железа. Подобные изменения наблюдались и в других работах. Например, в работе М.А. Asghar et al. говорится об очень быстром изменении цвета раствора с желтого на черный при смешивании экстракта зеленого чая и раствора хлорида железа (III).

По мнению авторов, это изменение произошло из-за возникновения поверхностного плазмонного резонанса и восстановления ионов железа экстрактом чайных листьев. Кроме того, в этой работе также отмечалось снижение pH смеси с 5.2 до 2.9 (Asghar et al., 2018). V.C. Karade et al. в своей работе отметили зеленовато-черный цвет раствора при смешивании 0.1 М раствора нитрата железа и экстракта зеленого чая, что свидетельствовало о формировании наночастиц железа Fe(0). T. Shahwan et al. в своей работе отмечали появление интенсивного черного осадка при добавлении 1.0 М раствора NaOH в смесь чая и 0.1 М раствора FeCl₂·4H₂O, что также свидетельствовало о формировании наночастиц железа (Shahwan et al., 2011).

Результаты ПЭМ и EDX представлены на рисунках 1 и 2. На полученной ПЭМ микрофотографии (рис. 1) видно, что в процессе биосинтеза сформировались наночастицы различной формы и размера. Так в образце присутствует фракция небольших частиц размером около 10 нм, а также наночастицы сферической формы диаметром 30–35 нм. Кроме того, встречаются наночастицы размером более 50 нм различной формы. По данным EDX спектра сильный сигнал с самым высоким процентом для железа наблюдался в области 6.3 кэВ, что указывает на чистоту и стабильность синтезированных наночастиц. При этом наличие железа и кислорода подтверждает образование наночастиц Fe₃O₄. Кроме того, на спектре обнаружили типичный пик оптического поглощения при 0.5 кэВ, обусловленный поверхностным плазмонным резонансом. Присутствие Cu, вероятно, связано с медной сеткой с углеродным покрытием, используемой для подготовки образцов. Тогда как пик серы в области 2.4 кэВ связан, скорее всего, с сульфат ионами, образовавшимися в процессе восстановления FeSO₄. Таким образом, полученные результаты подтверждают восстановление сульфата железа до стабильных наночастиц Fe₃O₄ посредством экстракта зеленого чая.

Согласно результатам микробиологического анализа добавление синтезированных наночастиц Fe₃O₄ в ЖФБ не оказало негативного воздействия на его микрофлору, так как количество азот-трансформирующих микроорганизмов снизилось всего в 1.2 раза

(с $25 \cdot 10^{11}$ КОЕ/мл до $20 \cdot 10^{11}$ КОЕ/мл). При этом pH обоих препаратов остается на уровне 8.5–8.6.

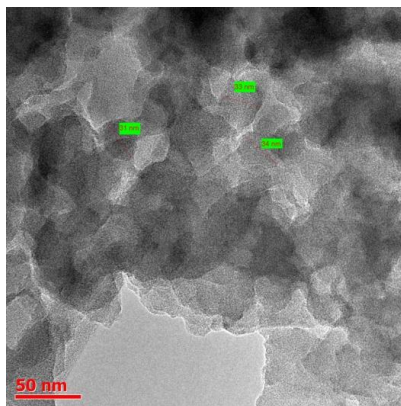


Рис. 1. ПЭМ-микрофотография порошка, содержащего наночастицы железа.

Fig. 1. TEM microphotography of a powder containing iron nanoparticles.

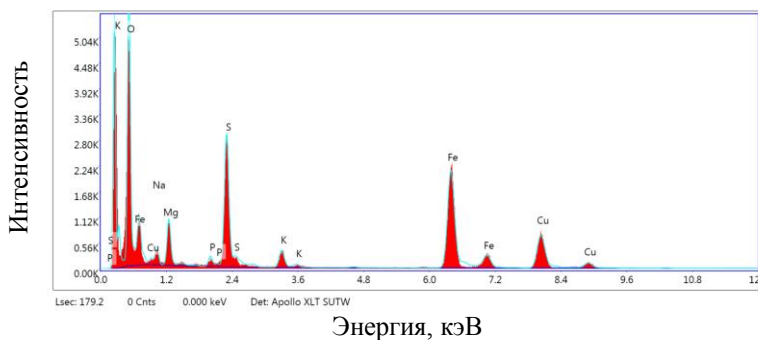


Рис. 2. EDX спектр порошка, содержащего наночастицы железа.

Fig. 2. EDX spectrum of powder containing iron nanoparticles.

В первый год исследований (2020) варьировались технологические приемы применения ЖФБ и ЖФБ-Fe: обработка клубней перед посадкой, некорневая обработка по листу и совмещение этих двух приемов. При этом концентрация препаратов была одинаковой (1%), как и доза, рекомендованная для ЖФБ. При обработке клубней ЖФБ и ЖФБ-Fe урожайность (табл. 1) увеличилась на 8.4 и 17.5% по сравнению с контролем (фон НРК), тогда как при опрыскивании вегетирующих растений ЖФБ и ЖФБ-Fe прибавка к контролю составила 5.5 и 10.5% соответственно. Такая прибавка к урожайности в основном была связана со средним количеством товарных клубней на один куст, число которых в контроле было равно 5, при обработке клубней ЖФБ и ЖФБ-Fe – 6 и 8, а при опрыскивании растений – 6 и 7. Отметим, что при этом средняя масса товарных клубней была практически одинаковой во всех вариантах. Однако при совмещении технологических приемов применения ЖФБ-Fe урожайность картофеля снизилась на 12.9%, по сравнению с контролем, и составила 154.7 ц/га, что, по-видимому, было связано с ингибированием развития культуры, вызванным избытком железа. В то же время в аналогичном варианте с применением исходного ЖФБ, прибавка урожайности в котором составила 6.3% (188.7 ц/га), ингибирования роста растений не отмечали. В дальнейшем исследовании вариант совмещения двух технологических приемов был исключен из схемы опыта.

В 2021 г., помимо способа применения биопрепаратов, было исследовано влияние различных концентраций (0.5%, 1% и 2%) ЖФБ-Fe на урожайность картофеля. Так, при обработке клубней 0.5%-ным ЖФБ-Fe урожайность относительно контроля увеличилась на 20.1 ц/га, а при опрыскивании растений – на 21.5 ц/га, тогда как увеличение концентрации биопрепарата до 2% способствовало увеличению урожайности всего лишь на 8.4 ц/га при обработке клубней и на 2.9 ц/га при опрыскивании растений. Вероятно, что, как и в случае совмещения двух технологических приемов, в данном случае развитие картофеля замедляется избытком железа.

Максимальная прибавка к урожайности (25.3%) во второй год исследований была получена при некорневой обработке рас-

тений 1%-ным ЖФБ-Fe, а обработка клубней этим же препаратом привела к увеличению урожайности на 14.8%. При этом обработка и клубней, и растений картофеля 1%-ным ЖФБ позволила увеличить урожайность всего лишь на 5.8% и 13.7% по сравнению с контролем. Важно отметить, что применение ЖФБ-Fe любым из способов не повлияло на среднюю массу клубней картофеля (средняя масса крупных клубней составила 130–140 г, средних – 60–70 г), а существенный прирост его урожайности в варианте с использованием 1%-ного ЖФБ-Fe формировался за счет увеличения среднего количества товарных клубней с одного куста (6 клубней в контрольном варианте, 7–8 – в вариантах опыта).

В третий год исследований (2022) для выявления у разработанного ЖФБ-Fe синергетического действия его компонентов (собственно препарата и наночастиц железа) в схему опыта добавили применение 1%-ного раствора синтезированных наночастиц оксида железа (Fe НЧ). При использовании только наночастиц железа урожайность увеличилась на 5.3% при некорневой обработке растений и на 2.6% при обработке клубней. В то же время при обработке клубней и растений 1%-ным ЖФБ урожайность увеличилась на 6 и 10.6% соответственно, а при применении ЖФБ-Fe – на 11.7% при обработке клубней и на 15.4% при опрыскивании растений. Таким образом, при использовании ЖФБ-Fe наблюдался явный синергетический эффект от действия компонентов препарата на растения картофеля, выраженный в более существенной прибавке урожайности относительно контрольного варианта (Любимова, Рабинович, 2023).

Таким образом, наибольшая урожайность за три года исследования была получена от применения 1%-ного ЖФБ-Fe. Так, при обработке клубней средний прирост урожайности относительно контрольного варианта составил 14.8%, а при некорневой обработке растений – 16.9%, тогда как обработка клубней 1%-ным ЖФБ привела к увеличению урожайности на 6.8%, а опрыскивание растений картофеля – на 9.8% в среднем за три года. Увеличение урожайности в вариантах с применением ЖФБ-Fe по листу, вероятно, связано с тем, что железо в наноформе, полученное в результате биосинтеза, способно быстрее проникать в раститель-

ный организм и участвовать во многих фундаментальных физиологических процессах растений, таких как биосинтез хлорофилла, дыхание и окислительно-восстановительные реакции. Тогда как при обработке клубней наночастицы железа, попадая в почву, частично переходят в форму, менее доступную для растения, следовательно, некорневая обработка вегетирующих растений является предпочтительным приемом использования ЖФБ-Fe (Любимова, Рабинович, 2023). Однако при применении ЖФБ-Fe также следует учитывать и погодные условия, и водно-воздушный режим пахотного слоя почвы в вегетационный период. В более влажный год (2020) наибольшая урожайность была получена при обработке клубней картофеля 1%-ным ЖФБ-Fe (табл. 1). Тогда как в засушливые и умеренно засушливые периоды (2021 и 2022 гг.) некорневая обработка растений является дополнительным источником влаги, что также влияет на повышение урожайности.

Положительное влияние наночастиц железа на продуктивность растений было замечено и в других работах. Например, S. Sharma et al. в своей работе отмечали, что после двукратной обработки растений сои наночастицами железа тестовая масса семян (масса 100 семян) увеличилась на 44% по сравнению с контролем. T. Raiesi- Ardali et al. показали, что присутствующие в почве наночастицы Fe_3O_4 , покрытые гуминовыми кислотами, существенно влияют на рост и физиологические параметры растений томата. Так, в присутствии наночастиц Fe_3O_4 , покрытых гуминовыми кислотами, с концентрацией 50 мг/кг почвы высота растений увеличилась на 31%, по сравнению с контролем, а биомасса свежих и сухих побегов – на 68% и 97% соответственно (Raiesi- Ardali et al., 2022).

Как уже упоминалось выше, микробиологические показатели относятся к наиболее важным тестовым характеристикам почвы, поскольку обитающая в почвенной толще микрофлора, обеспечивая эффективное разложение высокомолекулярных питательных веществ до доступных форм, способствует, наряду с прочими положительными проявлениями своей деятельности, повышению урожайности культурных растений.

Таблица 1. Урожайность картофеля сорта Скарб
Table 1. Yield of potato variety Skarb

Вариант опыта	Урожайность картофеля, ц/га			Средняя урожайность, ц/га
	2020	2021	2022	
НРК (фон) – контроль	177.5	163.6	149.4	163.5
Обработка клубней картофеля				
1% ЖФБ	192.4 (+8.4*)	173.0 (+5.7%)	158.4 (+6.0)	174.6 (+6.8)
0.5% ЖФБ-Fe	-	183.7 (+12.4)	-	183.7 (+12.4)
1% ЖФБ-Fe	208.6 (+17.5)	187.8 (+14.8)	166.9 (+11.7)	187.8 (+14.8)
2% ЖФБ-Fe	-	172.0 (+5.2)	-	172.0 (+5.2)
1% Fe НЧ	-	-	153.4 (-6.2)	153.4 (-6.2)
Некорневая обработка растений				
1% ЖФБ	187.3 (+5.5)	186.0 (+13.7)	165.3 (+10.6)	179.5 (+9.8)
0.5% ЖФБ-Fe	-	185.1 (+13.2)	-	185.1 (+13.2)
1% ЖФБ-Fe	196.1 (+10.5)	204.9 (+25.2)	172.5 (+15.5)	191.2 (+16.9)
2% ЖФБ-Fe	-	166.5 (+1.8)	-	166.5 (+1.8)
1% Fe НЧ	-	-	157.3 (-3.8)	157.3 (-3.8)
Обработка клубней картофеля + некорневая обработка растений				
1% ЖФБ	188.7 (+6.3)	-	-	188.7 (+6.3)
1% ЖФБ-Fe	154.7 (-12.9)	-	-	154.7 (-12.9)
НСР ₀₅ по фактору А	4.6	3.7	4.0	
НСР ₀₅ по фактору В	4.6	4.2	5.6	
НСР₀₅	8.0	10.6	7.9	

Примечание. *в скобках указана прибавка к контролю в %.

Note. *The additional yield compared to the control (in %) is given in brackets.

В связи с этим было исследовано влияние нового биопрепарата ЖФБ-Fe на микрофлору почвы, а именно на содержание в почве

доминантных физиологических групп микрофлоры – фосфатмобилизующих (мобилизующих органофосфаты) и микроорганизмов, использующих минеральные и органические формы азота (азоттрансформирующие микроорганизмы). Кроме того, был рассчитан условный коэффициент минерализации почвы (K_m) как отношение численности микроорганизмов, потребляющих минеральные формы азота (амилолитических), к количеству микроорганизмов, использующих преимущественно его органические формы (аммонификаторов) (табл. 2). Также с помощью регрессионного анализа была определена зависимость урожайности, сформированной в вариантах опыта, от почвенной микрофлоры. Поскольку ранее было показано (Фомичева и др., 2018), что некорневые обработки растений ЖФБ оказывают существенное влияние на микрофлору почвы, были рассмотрены оба способа применения ЖФБ-Fe по отдельности (табл. 2).

В первый год исследований при обработке клубней картофеля 1%-ным ЖФБ количество азоттрансформирующих и фосфатмобилизующих микроорганизмов, а также коэффициент минерализации увеличились практически в 2 раза, по сравнению с контролем, тогда как обработка клубней 1%-ным ЖФБ-Fe привела к уменьшению фосфатмобилизующих микроорганизмов в 2 раза, а коэффициента минерализации в 1.3 раза по сравнению с контролем. При этом количество азоттрансформирующих бактерий в этом варианте и в контроле было одинаковым. Данные регрессионного анализа показали, что между K_m и урожайностью картофеля, а также между количеством азоттрансформирующих микроорганизмов и урожайностью существует взаимосвязь, которую можно описать уравнениями: $y = -0.3892x + 86.4924$ и $y = -1.4060x + 313.4986$. При некорневой обработке растений картофеля обоими биопрепаратами количество азоттрансформирующих микроорганизмов было одинаковым и практически равно контролю, тогда как K_m снизился в 1.3 раза по сравнению с контролем при использовании ЖФБ-Fe. В то же время количество фосфатмобилизующих микроорганизмов в этом варианте, наоборот, увеличилось в 1.4 раза по сравнению с контролем. Кроме того, были получены уравнения зависимости урожайности от коэф-

фициента минерализации и количества азоттрансформирующих микроорганизмов: $y = -0.1248x + 29.6902$ и $y = 0.0217x + 16.2325$ соответственно. При совмещении двух технологических приемов применения ЖФБ и ЖФБ-Fe количество азоттрансформирующих микроорганизмов увеличилось в 1.8 и 1.4 раза, а количество фосфатмобилизующих микроорганизмов – в 1.4 раза в обоих вариантах по сравнению с контролем. При этом Км увеличился в 1.4 раза по сравнению с контролем только при использовании ЖФБ. В данном случае уравнения зависимости урожайности от Км и количества азоттрансформирующих микроорганизмов имеют следующий вид: $y = 0.1098x - 10.945$ и $y = 0.199x - 0.6325$.

При варьировании концентрации ЖФБ-Fe (второй год исследований) при обработке клубней картофеля количество азоттрансформирующих микроорганизмов увеличилось в 1.2–1.5 раза по сравнению с контролем, тогда как количество фосфатмобилизующих бактерий возросло в 1.6–1.7 раз по сравнению с контролем (табл. 2). При этом при использовании для обработки клубней 1%-ного ЖФБ количество исследуемых микроорганизмов было таким же, как и в вариантах ЖФБ-Fe (табл. 2).

Более того, при использовании ЖФБ-Fe была обнаружена заметная обратная корреляция между концентрацией биопрепарата и количеством азоттрансформирующих микроорганизмов как при обработке клубней, так и при опрыскивании растений: коэффициенты корреляции (r) равны -0.68 и -0.65 соответственно. Помимо этого, при обработке клубней картофеля была обнаружена отрицательная умеренная связь между количеством азоттрансформирующей микрофлоры и суммой аммиачного и нитратного азота ($r = -0.30$), тогда как при некорневой обработке растений также наблюдалась обратная взаимосвязь между содержанием легкогидролизуемого азота ($N_{\text{лг}}$, табл. 2) и микрофлорой – коэффициент корреляции $r = -0.41$.

Таблица 2. Результаты микробиологического и агрохимического анализов почвы под картофелем
Table 2. Results of microbiological and agrochemical analyzes of soil under potatoes

Год	Вариант опыта	Микроорганизмы		Км	NO ₃ + NH ₄ , мг/кг	N _{лг} , мг/кг
		Азоттранс- формирую- щие, млн КОЕ/г почвы	Фосфат- мобилизую- щие, млн КОЕ/г почвы			
2020	Фон НРК – контроль	21.0 ± 1.7	15.7 ± 2.5	6.78	44.8 ± 3.9	30.8 ± 2.7
2021		25.7 ± 0.8	17.6 ± 2.6	6.44	55.6 ± 3.1	47.8 ± 6.0
2022		21.3 ± 1.2	22.1 ± 4.1	6.36	78.0 ± 2.5	53.1 ± 2.1
Обработка клубней картофеля						
2020	1% ЖФБ	43.0 ± 2.8	30.0 ± 3.4	11.62	25.5 ± 3.1	29.8 ± 1.8
	1% ЖФБ-Fe	20.2 ± 1.6	7.8 ± 0.3	5.30	20.4 ± 2.1	30.1 ± 4.5
2021	1% ЖФБ	30.9 ± 0.4	29.1 ± 0.7	7.05	42.9 ± 5.4	34.8 ± 2.6
	0.5% ЖФБ-Fe	38.2 ± 0.3	27.8 ± 2.5	5.98	40.1 ± 1.3	32.9 ± 1.5
	1% ЖФБ-Fe	29.7 ± 1.7	29.3 ± 1.3	11.45	38.8 ± 1.6	32.0 ± 3.6
	2% ЖФБ-Fe	30.7 ± 0.8	27.7 ± 3.8	4.87	50.9 ± 5.0	36.6 ± 3.5
2022	1% ЖФБ	31.9 ± 0.5	24.6 ± 3.8	7.74	66.5 ± 1.8	49.5 ± 1.7
	1% ЖФБ-Fe	16.5 ± 2.0	15.6 ± 1.9	3.95	57.4 ± 1.2	48.8 ± 1.7
	1% Fe НЧ	17.5 ± 1.9	15.1 ± 0.5	4.18	65.1 ± 2.0	53.7 ± 2.3

Продолжение таблицы 2

Table 2 continued

Год	Вариант опыта	Микроорганизмы		Км	NO ₃ + NH ₄ , мг/кг	Нлг, мг/кг
		Азоттранс- формирую- щие, млн КОЕ/г почвы	Фосфат- мобилизую- щие, млн КОЕ/г почвы			
Некорневая обработка растений						
2020	1% ЖФБ	20.3 ± 2.3	13.6 ± 0.3	6.31	33.3 ± 2.7	29.8 ± 3.0
	1% ЖФБ-Fe	20.5 ± 1.1	22.2 ± 2.2	5.21	24.5 ± 1.5	28.0 ± 1.7
2021	1% ЖФБ	32.9 ± 5.1	32.3 ± 3.4	13.56	42.8 ± 2.5	38.0 ± 3.8
	0.5% ЖФБ-Fe	45.1 ± 3.4	39.9 ± 5.4	7.71	43.2 ± 0.8	37.1 ± 5.1
	1% ЖФБ-Fe	35.7 ± 3.1	24.3 ± 2.3	2.02	50.5 ± 4.8	41.1 ± 4.0
	2% ЖФБ-Fe	37.1 ± 1.2	31.5 ± 1.2	11.90	54.1 ± 1.0	42.0 ± 5.9
2022	1% ЖФБ	23.7 ± 0.1	21.7 ± 1.8	7.60	61.9 ± 1.3	52.3 ± 6.2
	1% ЖФБ-Fe	23.6 ± 5.8	16.1 ± 3.9	3.34	71.3 ± 2.1	55.8 ± 6.8
	1% Fe НЧ	24.9 ± 1.4	25.1 ± 1.9	3.66	75.1 ± 5.2	60.4 ± 5.1
Обработка клубней картофеля + некорневая обработка растений						
2020	1% ЖФБ	36.9 ± 0.3	18.5 ± 1.3	9.78	31.7 ± 2.3	29.4 ± 1.9
	1% ЖФБ-Fe	30.1 ± 1.8	18.5 ± 2.8	6.04	39.7 ± 4.5	39.6 ± 2.3

Согласно регрессионному анализу, взаимосвязь между урожайностью картофеля и коэффициентом минерализации почвы довольно сильная и статистически значимая. Так, зависимость урожайности картофеля от Км почвы при обработке клубней описывалась уравнением регрессии $y = 0.2639x - 39.9329$ с коэффициентом корреляции $r = 0.72$, а при некорневой обработке растений картофеля зависимость оказалась обратной и описывалась уравнением регрессии $y = -0.2536x + 55.882$ с коэффициентом корреляции $r = -0.77$. Высокие значения коэффициентов корреляции доказывают, что почвенные микробиологические процессы, сформированные под влиянием исследуемых биопрепаратов, значительно влияют на урожайность картофеля. Важно отметить, что при этом урожайность картофеля практически не зависела от количества азоттрансформирующих микроорганизмов при использовании обоих технологических приемов.

При использовании для обработки клубней 1%-ного раствора наночастиц Fe_3O_4 (Fe НЧ) количество азоттрансформирующих и фосфатмобилизующих микроорганизмов снизилось в 1.2 и 1.5 раза соответственно по сравнению с контролем (табл. 2). Однако при некорневой обработке картофеля численность почвенной микрофлоры практически не изменилась под влиянием Fe НЧ. Как и в предыдущий год, на данном этапе можно отметить заметную корреляцию между количеством азоттрансформирующих микроорганизмов и суммой аммиачного и нитратного азота в обоих технологических приемах – коэффициенты корреляции: $r = 0.66$ и $r = 0.69$ при обработке клубней и опрыскивании растений соответственно. Вместе с тем при некорневой обработке растений наблюдалась сильная прямая взаимосвязь между микрофлорой и содержанием легкогидролизуемого азота – коэффициент корреляции $r = 0.88$. Регрессионный анализ показал, что при реализации обоих технологических приемов применения исследуемых препаратов не обнаруживалась зависимость урожайности картофеля от коэффициента минерализации почвы. Отметим, что при обработке клубней картофеля прослеживалась слабая взаимосвязь между урожайностью и количеством азоттрансформирующих микроорганизмов, однако, при некорневой обработке растений данная взаи-

мосвязь, наоборот, была очень сильной: коэффициент корреляции достиг $r = -0.90$ при уравнении регрессии $y = -0.0841x + 37.9421$.

ВЫВОДЫ

Результаты трехлетнего эксперимента (2020–2022 гг.) показали, что при опрыскивании вегетирующих растений 1%-ным ЖФБ-Fe урожайность картофеля увеличилась на 16.9%, а при обработке клубней перед посадкой – на 14.8% по сравнению с контролем (фон NPK). В то же время при использовании ЖФБ урожайность картофеля увеличилась на 9.8% при обработке по листу и на 6.8% при обработке клубней по сравнению с контролем. Тогда как при совмещении двух технологических приемов применения ЖФБ-Fe урожайность картофеля снизилась на 12.9%.

При исследовании почвенной микробиоты было отмечено, что введение в ЖФБ наночастиц Fe_3O_4 влияет на количество азот-трансформирующих и фосфатмобилизующих почвенных микроорганизмов при любом технологическом приеме применения ЖФБ-Fe. Также под влиянием наночастиц Fe_3O_4 , введенных в ЖФБ, может изменяться коэффициент минерализации почвы, что в свою очередь может привести к изменению урожайности картофеля. При варьировании концентраций ЖФБ-Fe зависимость урожайности картофеля от Км почвы была сильной как при обработке клубней (уравнение регрессии $y = 0.2639x - 39.9329$ с коэффициентом корреляции $r = 0.72$), так и при опрыскивании растений картофеля (уравнение регрессии $y = -0.2536x + 55.882$ с коэффициентом корреляции $r = -0.77$). Кроме этого, на урожайность картофеля в некоторых случаях может оказать воздействие и количество азоттрансформирующих микроорганизмов. Например, при введении в схему опыта 1%-ного раствора наночастиц Fe_3O_4 при некорневой обработке растений обратная взаимосвязь между урожайностью и количеством азоттрансформирующих микроорганизмов была очень сильной: коэффициент корреляции $r = -0.90$, при уравнении регрессии $y = -0.0841x + 37.9421$, тогда как при обработке клубней подобной зависимости не наблюдалось. Таким образом, различные способы применения ЖФБ-Fe могут по-разному влиять на микрофлору почвы, что в свою очередь приводит к перестройке

микробного консорциума дерново-подзолистой почвы и влечет за собой изменение в уровне почвенного плодородия, способствуя в итоге либо снижению, либо повышению урожайности картофеля. Более того, повышение урожайности при применении ЖФБ-Fe по листу, вероятно, связано с тем, что наночастицы быстрее проникают в растительный организм, стимулируя биосинтез хлорофилла, дыхание и окислительно-восстановительные реакции. Тогда как при обработке клубней наночастицы железа, попадая в почву, частично переходят в форму, менее доступную для растений, следовательно, некорневая обработка вегетирующих растений является предпочтительным приемом использования ЖФБ-Fe. Однако при применении ЖФБ и ЖФБ-Fe также следует учитывать и погодные условия и водно-воздушный режим пахотного слоя почвы в вегетационный период.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Аипова Р., Абдыкадырова А.Б., Курманбаев А.А. Биологические препараты в органическом земледелии // Биотехнология и селекция растений. 2019. Вып. 2(4). С. 36–41. DOI: [10.30901/2658-6266-2019-4-04](https://doi.org/10.30901/2658-6266-2019-4-04).
2. Доспехов Б.А. Методика полевого опыта (с основами статистической обработки результатов исследований). М.: Агропромиздат, 1984. 351 с.
3. Иванищев В.В. Роль железа в биохимии растений // Известия ТулГУ. Естественные науки. 2019а. Вып. 3. С. 149–159.
4. Иванищев В.В. Доступность железа в почве и его влияние на рост и развитие растений // Известия ТулГУ. Естественные науки. 2019б. Вып. 3. С. 127–138.
5. Любимова Н.А., Рабинович Г.Ю. Влияние биопрепарата с наночастицами железа на активность почвенных ферментов и урожайность картофеля // Аграрная наука Евро-Северо-Востока. 2023. Т. 24. № 3. С. 417–429. DOI: [10.30766/2072-9081.2023.24.3.417-429](https://doi.org/10.30766/2072-9081.2023.24.3.417-429).
6. Нугманова Т.А. Использование биопрепаратов для растениеводства // Сборник научных трудов Государственного Никитского ботанического сада. 2017. Т. 144–1. С. 211–214.
7. Фомичева Н.В., Рабинович Г.Ю., Смирнова Ю.Д. Влияние некорневых обработок вегетирующих растений на микрофлору почвы // Вестник Российской сельскохозяйственной науки. 2018. № 6. С. 19–23. DOI: [10.30850/vrsn/2018/6/19-23](https://doi.org/10.30850/vrsn/2018/6/19-23).
8. Asghar M.A. et al. Iron, copper and silver nanoparticles: Green synthesis

using green and black tea leaves extracts and evaluation of antibacterial, antifungal and aflatoxin B₁ adsorption activity // LWT - Food Science and Technology. 2018. Vol. 90. P. 98–107. DOI: [10.1016/j.lwt.2017.12.009](https://doi.org/10.1016/j.lwt.2017.12.009).

9. Babali N. et al. Synthesis of nano iron oxide and investigation of its use as a fertilizer ingredient // International Journal of Innovative Research and Reviews. 2022. Vol. 6(1). P. 6–10. URL: <https://dergipark.org.tr/en/download/article-file/2553830>.

10. Briat J.-F., Dubos C., Gaymard F. Iron nutrition, biomass production, and plant product quality // Trends in plant science. 2015. Vol. 20. No. 1. P. 33–40. DOI: [10.1016/j.tplants.2014.07.005](https://doi.org/10.1016/j.tplants.2014.07.005).

11. Chen L. et al. Comparative study of the effectiveness of nano-sized iron-containing particles as a foliar top-dressing of peanut in rainy conditions // Agricultural Water Management. 2023. Vol. 286. P. 108392–108399. DOI: [10.1016/j.agwat.2023.108392](https://doi.org/10.1016/j.agwat.2023.108392).

12. De Souza A. et al. Impact of Fe₃O₄ nanoparticle on nutrient accumulation in common bean plants grown in soil // SN Applied Sciences. 2019. Vol. 1. P. 308–315. DOI: [10.1007/s42452-019-0321-y](https://doi.org/10.1007/s42452-019-0321-y).

13. Dinesh R. et al. Engineered nanoparticles in the soil and their potential implications to microbial activity // Geoderma. 2012. Vol. 173–174. P. 19–27. DOI: [10.1016/j.geoderma.2011.12.018](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.12.018).

14. Duhan J.S. et al. Nanotechnology: The new perspective in precision agriculture // Biotechnology Reports. 2017. Vol. 15. P. 11–23. DOI: [10.1016/j.btre.2017.03.002](https://doi.org/10.1016/j.btre.2017.03.002).

15. Etesami H., Maheshwari D.K. Use of plant growth promoting rhizobacteria (PGPRs) with multiple plant growth promoting traits in stress agriculture: Action mechanisms and future prospects // Ecotoxicology and Environmental Safety. 2018. Vol. 156. P. 225–246. DOI: [10.1016/j.ecoenv.2018.03.013](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.03.013).

16. Fomicheva N., Rabinovich G., Kashkova A. The effect of the biopreparation of LPB on the yield of vegetable crops // E3S Web of Conferences. 2023. Vol. 390. P. 01016–01021.

17. He S. et al. The impact of iron oxide magnetic nanoparticles on the soil bacterial community // J Soils Sediments. 2011. Vol. 11. P. 1408–1417. DOI: [10.1007/s11368-011-0415-7](https://doi.org/10.1007/s11368-011-0415-7).

18. Karade V.C. et al. Effect of reaction time on structural and magnetic properties of green-synthesized magnetic nanoparticles // Journal of Physics and Chemistry of Solids. 2018. Vol. 120. P. 161–166. DOI: [10.1016/j.jpcs.2018.04.040](https://doi.org/10.1016/j.jpcs.2018.04.040).

19. Ndaba B. et al. Biosynthesized metallic nanoparticles as fertilizers: An emerging precision agriculture strategy // Journal of Integrative Agriculture.

2022. Vol. 21(5). P. 1225–1242. DOI: [10.1016/S2095-3119\(21\)63751-6](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(21)63751-6).
20. Nongbet A. *et al.* Nanofertilizers: a smart and sustainable attribute to modern agriculture // *Plants*. 2022. Vol. 11. P. 2587–2606. DOI: [10.3390/plants11192587](https://doi.org/10.3390/plants11192587).
21. Pawlett M. *et al.* The impact of Zero-valent iron nanoparticles upon soil microbial communities is context dependent // *Environmental Science Pollution Research*. 2013. Vol. 20. P. 1041–1049. DOI: [10.1007/s11356-012-1196-2](https://doi.org/10.1007/s11356-012-1196-2).
22. Postolachi O. *et al.* Effect of iron nanoparticles and herbicide trifluralin on the formation of microbial consortia // *Analele Universității din Oradea, Fascicula Biologie*. 2019. Vol. 26. Is. 2. P. 117–123. URL: <https://bioresearch.ro/2019-2/117-123-AUOFB.26.2.2019-POSTOLACHI.O.-Effect.of.iron.nanoparticles.pdf>.
23. Raiesi - Ardali T. *et al.* Improved iron use efficiency in tomato using organically coated iron oxide nanoparticles as efficient bioavailable Fe sources // *Chem. Biol. Technol. Agric.* 2022. Vol. 9. P. 59–64. DOI: [10.1186/s40538-022-00318-y](https://doi.org/10.1186/s40538-022-00318-y).
24. Rui M. *et al.* Iron oxide nanoparticles as a potential iron fertilizer for peanut (*Arachis hypogaea*) // *Front. Plant Sci.* 2016. Vol. 7. P. 815. DOI: [10.3389/fpls.2016.00815](https://doi.org/10.3389/fpls.2016.00815).
25. Shahwan T. *et al.* Green synthesis of iron nanoparticles and their application as a Fenton-like catalyst for the degradation of aqueous cationic and anionic dyes // *Chemical Engineering Journal*. 2011. Vol. 172. P. 258–266. DOI: [10.1016/j.cej.2011.05.103](https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.05.103).
26. Sharma S., *et al.* Foliar application of organic and inorganic iron formulation induces differential detoxification response to improve growth and biofortification in soybean // *Plant Physiol. Rep.* 2019. Vol. 24. P. 119–128. DOI: [10.1007/s40502-018-0412-6](https://doi.org/10.1007/s40502-018-0412-6).
27. Vitta Y. *et al.* Synthesis of iron nanoparticles from aqueous extract of *Eucalyptus robusta* Sm and evaluation of antioxidant and antimicrobial activity // *Materials Science for Energy Technologies*. 2020. Vol. 3. P. 97–103. DOI: [10.1016/j.mset.2019.10.014](https://doi.org/10.1016/j.mset.2019.10.014).
28. Yang X., Alidoust D., Wang C. Effects of iron oxide nanoparticles on the mineral composition and growth of soybean (*Glycine max*L.) plants // *Acta Physiologiae Plantarum*. 2020. Vol. 42. P. 128–135. DOI: [10.1007/s11738-020-03104-1](https://doi.org/10.1007/s11738-020-03104-1).

REFERENCES

1. Aipova R., Abdykadyrova A.B., Kurmanbaev A.A., Biologicheskie

preparaty v organicheskom zemledelii (Biological preparations in organic farming), *Biotehnologiya i selektsiya rastenii*, 2019, No. 2(4), pp. 36–41, DOI: [10.30901/2658-6266-2019-4-04](https://doi.org/10.30901/2658-6266-2019-4-04).

2. Dospekhov B.A., *Metodika polevogo opyta (s osnovami statisticheskoi obrabotki rezul'tatov issledovaniy)* (Methodology of field experience (with the basics of statistical processing of research results)), Moscow: Agropromizdat, 1984, 351 p.

3. Ivanishchev V.V., Rol' zheleza v biokhimii rastenii (The role of iron in plant biochemistry), *Izvestiya TulGU. Estestvennye nauki*, 2019a, No. 3, pp. 149–159.

4. Ivanishchev V.V., Dostupnost' zheleza v pochve i ego vliyanie na rost i razvitiye rastenii (Availability of iron in soil and its effect on plant growth and development), *Izvestiya TulGU. Estestvennye nauki*, 2019b, No. 3, pp. 127–138.

5. Lyubimova N.A., Rabinovich G.Yu., Vliyanie biopreparata s nanochastitsami zheleza na aktivnost' pochvennykh fermentov i urozhainost' kartofelya (Effect of a biological product with iron nanoparticles on the activity of soil enzymes and potato yields), *Agrarnaya nauka Evro-Severo-Vostoka*, 2023, Vol. 24, No. 3, pp. 417–429, DOI: [10.30766/2072-9081.2023.24.3.417-429](https://doi.org/10.30766/2072-9081.2023.24.3.417-429).

6. Nugmanova T.A., Ispol'zovanie biopreparatov dlya rastenievodstva (Use of biological products for crop production), *Sbornik nauchnykh trudov Gosudarstvennogo Nikitskogo botanicheskogo sada*, 2017, No. 144–1, pp. 211–214.

7. Fomicheva N.V., Rabinovich G.Yu., Smirnova Yu.D., Vliyanie nekornevyykh obrabotok vegetiruyushchikh rastenii na mikrofloru pochvy (Effect of foliar treatments of vegetative plants on soil microbial flora), *Vestnik Rossiiskoi sel'skokhozyaystvennoi nauki*, 2018, No. 6, pp. 19–23, DOI: [10.30850/vrsn/2018/6/19-23](https://doi.org/10.30850/vrsn/2018/6/19-23).

8. Asghar M.A. et al., Iron, copper and silver nanoparticles: Green synthesis using green and black tea leaves extracts and evaluation of antibacterial, antifungal and aflatoxin B₁ adsorption activity, *LWT - Food Science and Technology*, 2018, Vol. 90, pp. 98–107, DOI: [10.1016/j.lwt.2017.12.009](https://doi.org/10.1016/j.lwt.2017.12.009).

9. Babali N. et al., Synthesis of nano iron oxide and investigation of its use as a fertilizer ingredient, *International Journal of Innovative Research and Reviews*, 2022, Vol. 6(1), pp. 6–10, URL: <https://dergipark.org.tr/en/download/article-file/2553830>.

10. Briat J.-F., Dubos C., Gaymard F., Iron nutrition, biomass production, and plant product quality, *Trends in plant science*, 2015, Vol. 20, No. 1, pp. 33–40, DOI: [10.1016/j.tplants.2014.07.005](https://doi.org/10.1016/j.tplants.2014.07.005).

11. Chen L. et al., Comparative study of the effectiveness of nano-sized iron-containing particles as a foliar top-dressing of peanut in rainy conditions, *Agricultural Water Management*, 2023, Vol. 286, pp. 108392–108399, DOI: [10.1016/j.agwat.2023.108392](https://doi.org/10.1016/j.agwat.2023.108392).
12. De Souza A. et al., Impact of Fe₃O₄ nanoparticle on nutrient accumulation in common bean plants grown in soil, *SN Applied Sciences*, 2019, Vol. 1, pp. 308–315, DOI: [10.1007/s42452-019-0321-y](https://doi.org/10.1007/s42452-019-0321-y).
13. Dinesh R. et al., Engineered nanoparticles in the soil and their potential implications to microbial activity, *Geoderma*, 2012, Vol. 173–174, pp. 19–27, DOI: [10.1016/j.geoderma.2011.12.018](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.12.018).
14. Duhan J.S. et al., Nanotechnology: The new perspective in precision agriculture, *Biotechnology Reports*, 2017, Vol. 15, pp. 11–23, DOI: [10.1016/j.btre.2017.03.002](https://doi.org/10.1016/j.btre.2017.03.002).
15. Etesami H., Maheshwari D.K. Use of plant growth promoting rhizobacteria (PGPRs) with multiple plant growth promoting traits in stress agriculture: Action mechanisms and future prospects, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, Vol. 156, pp. 225–246, DOI: [10.1016/j.ecoenv.2018.03.013](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.03.013).
16. Fomicheva N., Rabinovich G., Kashkova A., The effect of the biopreparation of LPB on the yield of vegetable crops, *E3S Web of Conferences*, 2023, Vol. 390, pp. 01016–01021.
17. He S. et al., The impact of iron oxide magnetic nanoparticles on the soil bacterial community, *J Soils Sediments*, 2011, Vol. 11, pp. 1408–1417, DOI: [10.1007/s11368-011-0415-7](https://doi.org/10.1007/s11368-011-0415-7).
18. Karade V.C. et al., Effect of reaction time on structural and magnetic properties of green-synthesized magnetic nanoparticles, *Journal of Physics and Chemistry of Solids*, 2018, Vol. 120, pp. 161–166, DOI: [10.1016/j.jpcs.2018.04.040](https://doi.org/10.1016/j.jpcs.2018.04.040).
19. Ndaba B. et al., Biosynthesized metallic nanoparticles as fertilizers: An emerging precision agriculture strategy, *Journal of Integrative Agriculture*, 2022, Vol. 21(5), pp. 1225–1242, DOI: [10.1016/S2095-3119\(21\)63751-6](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(21)63751-6).
20. Nongbet A. et al., Nanofertilizers: a smart and sustainable attribute to modern agriculture, *Plants*, 2022, Vol. 11, pp. 2587–2606, DOI: [10.3390/plants11192587](https://doi.org/10.3390/plants11192587).
21. Pawlett M. et al., The impact of Zero-valent iron nanoparticles upon soil microbial communities is context dependent, *Environmental Science Pollution Research*, 2013, Vol. 20, pp. 1041–1049, DOI: [10.1007/s11356-012-1196-2](https://doi.org/10.1007/s11356-012-1196-2).
22. Postolachi O. et al., Effect of iron nanoparticles and herbicide trifluralin on the formation of microbial consortia, *Analele Universității din Oradea, Fascicula Biologie*, 2019, Vol. 26, Is. 2, pp. 117–123,

URL: <https://bioresearch.ro/2019-2/117-123-AUOFB.26.2.2019-POSTOLACHI.O.-Effect.of.iron.nanoparticles.pdf>.

23. Raiesi- Ardali T. et al., Improved iron use efficiency in tomato using organically coated iron oxide nanoparticles as efficient bioavailable Fe sources, *Chem. Biol. Technol. Agric*, 2022, Vol. 9, pp. 59–64,

DOI: [10.1007/s11356-012-1196-2](https://doi.org/10.1007/s11356-012-1196-2).

24. Rui M. et al., Iron oxide nanoparticles as a potential iron fertilizer for peanut (*Arachis hypogaea*), *Front. Plant Sci*, 2016, Vol. 7, pp. 815, DOI: [10.3389/fpls.2016.00815](https://doi.org/10.3389/fpls.2016.00815).

25. Shahwan T. et al., Green synthesis of iron nanoparticles and their application as a Fenton-like catalyst for the degradation of aqueous cationic and anionic dyes, *Chemical Engineering Journal*, 2011, Vol. 172, pp. 258–266, DOI: [10.1016/j.cej.2011.05.103](https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.05.103).

26. Sharma S. et al., Foliar application of organic and inorganic iron formulation induces differential detoxification response to improve growth and biofortification in soybean, *Plant Physiol. Rep*, 2019, Vol. 24, pp. 119–128, DOI: [10.1007/s40502-018-0412-6](https://doi.org/10.1007/s40502-018-0412-6).

27. Vitta Y. et al., Synthesis of iron nanoparticles from aqueous extract of *Eucalyptus robusta* Sm and evaluation of antioxidant and antimicrobial activity, *Materials Science for Energy Technologies*, 2020, Vol. 3, pp. 97–103, DOI: [10.1016/j.mset.2019.10.014](https://doi.org/10.1016/j.mset.2019.10.014).

28. Yang X., Alidoust D., Wang C., Effects of iron oxide nanoparticles on the mineral composition and growth of soybean (*Glycine max* L.) plants, *Acta Physiologiae Plantarum*, 2020, Vol. 42, pp. 128–135, DOI: [10.1007/s11738-020-03104-1](https://doi.org/10.1007/s11738-020-03104-1).

УДК 631.453

DOI: 10.19047/0136-1694-2024-SPYC-193-223



Ссылки для цитирования:

Жерненков А.О., Кузьменкова Н.В., Парамонова Т.А. Распределение ^{137}Cs в системе “агрочернозем глинисто-иллювиальный – картофель” в ореоле радиоактивного загрязнения Тульской области // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2024. Специальный выпуск по материалам VII конференции молодых ученых “Почвоведение: Горизонты будущего. 2023”. С. 193-223. DOI: 10.19047/0136-1694-2024-SPYC-193-223

Cite this article as:

Zhernenkov A.O., Kuzmenkova N.V., Paramonova T.A., ^{137}Cs distribution in the system “agrochernozem clayey-illuvial – potato” in the area of radioactive contamination of the Tula region, Dokuchaev Soil Bulletin, 2024, Proceedings of the VII Conference of Young Scientists “Soil Science: Horizons of the Future. 2023”, pp. 193-223, DOI: 10.19047/0136-1694-2024-SPYC-193-223

Благодарность:

Исследование проводилось в рамках НИОКТР № АААА-А21-121012290189-8, выполняемой по государственному заданию, при поддержке Междисциплинарной научно-образовательной школы Московского государственного университета имени М.В. Ломоносова “Будущее планеты и глобальные изменения окружающей среды” при частичной финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 20-35-90119. Авторы выражают благодарность к.б.н. Комиссаровой О.Л., к.г.н. Турыкину Л.А., Денисовой О.Е., Егорову Ф.С. и Погожеву П.Е. за неоценимый вклад в проведении полевых исследований.

Acknowledgments:

The research was carried out within the framework of Research and Development Programme No. АААА-А21-121012290189-8, performed according to the State Assignment, with the support of the Interdisciplinary Scientific and Educational School of the Lomonosov Moscow State University “The Future of the Planet and Global Environmental Changes” with partial financial support of the Russian Foundation for Basic Research under the research project No. 20-35-90119. The authors express their gratitude to O.L. Komissarova, Ph.D in Biological Sciences, L.A. Turykin, O.E. Denisova, F.S. Egorov and P.E. Pogozhev for their invaluable contribution to the field research.

Распределение ^{137}Cs в системе “агрочернозем глинисто-иллювиальный – картофель” в ореоле радиоактивного загрязнения Тульской области

© 2024 г. А. О. Жерненков^{1*}, Н. В. Кузьменкова^{2**},
Т. А. Парамонова^{1***}

¹МГУ им. М.В. Ломоносова, Россия,
факультет Почвоведения,
119991, Москва, Ленинские горы, д.1, стр.12,
^{*}<https://orcid.org/0000-0003-4856-2312>, e-mail: zhiernienkov99@mail.ru,
^{***}<https://orcid.org/0000-0001-8179-8074>,
e-mail: paramonovata@my.msu.ru.

²МГУ им. М.В. Ломоносова, Россия,
Химический факультет,
119991, Москва, Ленинские горы, 1, стр. 3,
^{**}<https://orcid.org/0000-0003-0025-9998>, e-mail: kuzmenkovanv@my.msu.ru.

Поступила в редакцию 01.02.2024, после доработки 22.02.2024,
принята к публикации 21.08.2024

Резюме: Исследованы особенности вертикального распределения ^{137}Cs в профиле агрочернозема глинисто-иллювиального, а также биогенная миграция радионуклида в системе “почва–растение” агроценоза картофеля сорта “Гала” в центральной части Плавского радиоактивного пятна Тульской области. Показано, что спустя 35 лет после Чернобыльской аварии плотность поверхностного радиоактивного загрязнения пахотных почв региона превышает допустимый уровень в ≈ 5 раз. Глубина проникновения ^{137}Cs вниз по профилю в основном определяется приемами агротехнической обработки почв, и основная часть его запасов сосредоточена в верхнем 30-сантиметровом пахотном слое, что определяет прямой контакт радионуклида с подземными органами картофеля (корнями, столонами и клубнями). Несмотря на это, в растения картофеля переходит не более 0.02% общих запасов ^{137}Cs , содержащихся в системе “агрочернозем–картофель”. Также установлено, что для растений картофеля характерна контрастность распределения величин удельной активности ^{137}Cs по органам и тканям, при которой столоны и тонкие корни в наибольшей, а клубни – в наименьшей степени концентрируют радионуклид на единицу биомассы. В целом уровни накопления ^{137}Cs в сырой и сухой массе клубней картофеля, а также в продуктах, прошедших кулинарную обработку (варка “в мундире”, варка

очищенной мякоти), соответствуют санитарно-гигиеническим нормам, что обосновывает низкие радиационно-экологические риски включения картофеля в севообороты на землях сельскохозяйственного назначения в ореоле Плавского радиоактивного пятна Тульской области.

Ключевые слова: Чернобыльская авария; цезий-137 (^{137}Cs); радиоактивное загрязнение; экологические риски; чернозем.

^{137}Cs distribution in the system “agrochernozem clayey-illuvial – potato” in the area of radioactive contamination of the Tula region

© 2024 A. O. Zhernenkov^{1*}, N. V. Kuzmenkova^{2**},
T. A. Paramonova^{1***}

¹Lomonosov Moscow State University,
Faculty of Soil Science,

Bld. 12, 1 Leninskie Gori, Moscow 119234, Russian Federation

*<https://orcid.org/0000-0003-4856-2312>, e-mail: zhiernienkov99@mail.ru,

***<https://orcid.org/0000-0001-8179-8074>,

e-mail: paramonovata@my.msu.ru.

²Lomonosov Moscow State University,

Bld. 3, 1 Leninskie Gori, Moscow 119234, Russian Federation,

**<https://orcid.org/0000-0003-0025-9998>, e-mail: kuzmenkovanv@my.msu.ru.

Received 01.02.2024, Revised 22.02.2024, Accepted 21.08.2024

Abstract: The features of vertical distribution of ^{137}Cs in the profile of clayey-illuvial agrochernozem, as well as biogenic migration of the radionuclide in the system “soil–plant” of potato agrocenosis have been studied. The research was conducted on the field, occupied by potato variety “Gala”, located in the central part of Plavsky radioactive hotspot of Tula region. It is shown that 35 years after the Chernobyl accident the density of surface radioactive contamination of arable soils in the region exceeds the permissible level by ≈ 5 times. The depth of ^{137}Cs penetration down the soil profile is mainly determined by methods of agrotechnical soil treatment, and the main part of its inventories is concentrated in the upper 30-cm arable layer. This results in the direct contact of the radionuclide with underground organs of potato (roots, stolons and tubers). However, no more than 0.02% of the total ^{137}Cs inventories contained in the system “agrochernozem–potato” is transferred to potato plants. It was also established that potato plants are characterized by contrasting distribution of ^{137}Cs specific activity values which varies with

organs and tissues. Stolons and thin roots accumulate the radionuclide to the greatest extent per biomass, while tubers, on the contrary, – to the least extent. In general, the levels of ^{137}Cs accumulation in the raw and dry weight of potato tubers, as well as in the products that have undergone culinary processing (boiling the unpeeled and peeled potatoes), correspond to sanitary-hygienic norms, which substantiates the low ecological risks of including potatoes in crop rotations on agricultural land in the area of the Plavsky radioactive hotspot of the Tula region.

Keywords: Chernobyl accident; cesium-137 (^{137}Cs); radioactive contamination; environmental risks; chernozem.

ВВЕДЕНИЕ

Авария на Чернобыльской АЭС в 1986 г. стала причиной радиоактивного загрязнения обширных территорий Европейского континента долгоживущим ($T_{1/2}$ 30.08 лет) техногенным радионуклидом ^{137}Cs (Live Chart of Nuclides, 2024). Среди продуктов аварийного чернобыльского выброса ^{137}Cs имел особое значение, поскольку относился к наиболее легкоплавким “летучим” элементам, достигшим тропосферного слоя в виде мелкодисперсных парогазовых аэрозолей, в то время как тугоплавкие и переходные радионуклиды (^{90}Sr , $^{238,239,240,241}\text{Pu}$, ^{241}Am и др.) были ассоциированы в составе топливных микрочастиц более крупной размерности и в основном выпали на подстилающую поверхность в радиусе нескольких десятков километров от аварийного реактора (Атлас загрязнения Европы цезием..., 1997). Благодаря же летучести ^{137}Cs , его интенсивному тропосферному переносу на большие расстояния от источника выброса и дальнейшим конденсационным выпадениям с дождевыми осадками было образовано множество удаленных от эпицентра аварии очагов загрязнения наземных экосистем с плотностью поверхностного радиоактивного загрязнения почв выше допустимого уровня 37 кБк/м^2 , суммарная площадь которых составила $216\,000 \text{ км}^2$ (Атлас загрязнения Европы цезием..., 1997).

В России наиболее значительные по интенсивности накопления в почвах ореолы загрязнения образовались на Европейской территории в Брянской, Калужской, Орловской и Тульской областях. В пределах последней сформировалось Плавское радиоак-

тивное пятно (ПРП) с первичными уровнями накопления ^{137}Cs в почвах в диапазоне 185–555 кБк/м², причем более 80% почв принадлежало к пахотным угодьям как в момент Чернобыльской аварии, так и в последующие годы (Региональный доклад..., 2021). Данный факт вплоть до настоящего времени создает экологические риски распространения ^{137}Cs по коротким пищевым цепям “сельскохозяйственная культура – (сельскохозяйственное животное) – человек”.

На сегодняшний день Тульская область является одним из важнейших производителей сельскохозяйственной продукции в Центральной России. Среди культур, выращиваемых на ее территории, в частности на территории ПРП, существенную роль играет картофель, по валовому сбору которого Тульская область занимает 2-е место в стране (Регионы России..., 2022). В России картофель – традиционно выращиваемая сельскохозяйственная культура, которая занимает важное место в рационе россиян и, согласно современным требованиям здорового питания, рекомендуется к ежегодному потреблению в количестве 90 кг на человека (Рекомендации по рациональным нормам..., 2016). На территории ПРП картофель выращивается местным населением на приусадебных участках для обеспечения собственных нужд, а также занимает постоянное место в севооборотах на полях агрохолдингов и крупных фермерских хозяйств. Таким образом, распространение ^{137}Cs , накопленного в пахотных почвах ПРП, по пищевым цепям происходит как путем прямой биогенной миграции радионуклида на локальном уровне, так и на основе механизма социальной миграции (на региональном и надрегиональном уровнях).

Целью настоящей работы являлась оценка параметров биогенной миграции ^{137}Cs в системе “агрочернозем–картофель” на территории ПРП Тульской области в современный период и анализ радиационно-гигиенических рисков, создаваемых для человека при потреблении продукции растениеводства, содержащей техногенный ^{137}Cs . При этом учет накопления радиоцезия не только в поедаемых клубнях картофеля, но и в его несъедобных надземных частях, корнях и столонах позволил определить общий объем перехода радионуклида из почвы в растения, а также выявить меха-

низмы детоксикации отдельных органов.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объектом исследования послужил расположенный в ≈ 4 км к западу от г. Плавска (центральная часть ПРП) агроценоз картофеля, почвы и растения которого были опробованы в сентябре 2022 г. (рис. 1). Предметно изучались: почва – глинисто-иллювиальный агрочернозем, являющийся основным компонентом почвенного покрова ПРП; а также картофель (*Solanum tuberosum* L.) сорта “Гала” (“Gala”). Глинисто-иллювиальные агрочерноземы территории ПРП характеризуются типичными для Среднерусской возвышенности свойствами пахотных горизонтов: $pH_{\text{водн}} 6.3 \pm 0.4$, $C_{\text{орг}} 4.6 \pm 0.8$, гранулометрический состав легкоглинистый с преобладанием пылеватых фракций (до 84%) (Шопина и др., 2020). Сорт картофеля “Гала” введен в использование на территории России в 2008 г., имеет столовое назначение, отличается среднеранним сроком созревания, средней урожайностью 216–263 ц/га, низким содержанием крахмала (10.2–13.2%) и хорошей лежкостью (89%) (Еланский и др., 2013).

Территория ПРП располагается на Среднерусской возвышенности в пределах лесостепной зоны. Климат умеренно-континентальный со среднегодовыми температурами от 3.6 до 4.2 °C; продолжительность периода вегетации – 173–182 дн. (с середины апреля до середины октября) (Тульская область: агроклиматические условия, 2024). Согласно данным метеостанции в г. Плавск, в вегетационный сезон 2022 г. средняя температура составляла +18.1 °C, сумма выпавших осадков – 150 мм, что не отличалось от среднестатистических показателей климатической нормы района исследования (Архив погоды в Плавске, 2024).

Опорная площадка с агроценозом картофеля располагалась в транзитно-элювиальной позиции междуречья рек Плава и Локна (приток р. Плавы 1-го порядка) на абсолютной высоте 218 м с общим уклоном на северо-восток и крутизной склона $\approx 5^\circ$.



Рис. 1. Местоположение опорной площадки с агроценозом картофеля на совмещенном плане спутникового снимка программы Google Earth (2020–2021) и картосхемы загрязнения почв Тульской области после Чернобыльской аварии на период 2016 г. (Атлас современных и прогнозных аспектов..., 2009).

Fig. 1. Location of the reference plot with potato agroecenosis on the combined plan of the Google Earth satellite image (2020–2021) and the map scheme of soil contamination of the Tula region after the Chernobyl accident for the period of 2016 (Atlas of modern and forecast aspects..., 2009).

Согласно агротехнике возделывания картофеля в черноземной зоне, осенью 2021 г., предшествующего посадке, проводилась зяблевая вспашка почвы на глубину 30 см с внесением минеральных

удобрений (Диаммофоска – 450–500 кг/га, Калимаг – 350 кг/га); весной 2022 г. производилось предпосевное культивационное рыхление на глубину 8–10 см с нарезкой гребней высотой ≈ 25 см и глубокое чизелевание почвы до глубины 45–55 см, а также внесение 300–400 кг/га азотнокислого аммония и проведение мероприятий по защите растений от болезней, вредителей и сорняков; в период бутонизации картофель поливался по потребностям с помощью дождевальной установки (максимальная доза полива – 10 мм за проход), а также проводилась его внекорневая подкормка карбамидно-аммиачной смесью с внесением удобрения в количестве ≈ 150 кг/га.

Образцы почвы отбирались с поля непосредственно перед уборкой урожая из профиля до глубины 110 см по генетическим горизонтам агрочернозема: $A_{\text{пах}}'$ (культивационный) – $A_{\text{пах}}''$ (основная вспашка) – АВ – B_{Ca} – BC_{Ca} , а также послойно с шагом в 10 см с помощью кольцевого пробоотборника ПГ-450, позволяющего учитывать плотность сложения почвы. Повторность точек послойного пробоотбора почв была трехкратной. Образцы надземной и подземной биомассы картофеля отбирались отдельно также в трехкратной повторности на совмещенных с точками послойного пробоотбора почв укосных площадках площадью 0.25 м^2 , расположенных с учетом междурядий 80 ± 5 см. Дополнительно фракции растений картофеля – ягоды, листья, стебли, столоны, клубни и корни – отбирались в количестве от 1 кг (ягоды) до 10 кг (клубни) сырой массы по всей площади опорной площадки размером $25 \times 25 \text{ м}^2$.

В целях гомогенизации проб в лабораторных условиях образцы почвы взвешивались для определения полевой влажности, высушивались до воздушно-сухого состояния и измельчались на лабораторной мельнице с последующим просеиванием мелкозема через сито с диаметром ячейки 1 мм. Надземные части картофеля промывались путем замачивания и ополаскивания в текущей воде с финальной промывкой дистиллированной водой. Корни и столоны растений промывались путем первичного замачивания, переносились на сито с ячейкой 1 мм и тщательно отмывались от мелкозема почвы при многократном попеременном промывании под

напорной струей воды и замачивании в стоячей воде, фракция тонких корней собиралась на сито с диаметром ячейки 0.5 мм и в дальнейшем отмывалась от остаточной примеси почвенного мелкозема путем декантации. Разделение корней на крупную (более 2 мм) и среднюю (0.5–2 мм) фракции биомассы производилось вручную. Клубни картофеля отмывались от примесей почвы с использованием бытовой щетки-утюжка при попеременном воздействии стоячей и напорной воды. Их разделение на перидерму и мякоть осуществлялось с помощью овощечистки. После учета сырой биомассы выделенных органов и тканей растений они высушивались при 75 °С в течение 48 часов с последующим определением абсолютно сухой биомассы и содержания сухого вещества. Для дальнейших анализов пробы растений гомогенизировались путем измельчения на лабораторной мельнице.

Для определения величин удельных активностей ^{137}Cs в пробах почвы и растений применялся гамма-спектрометрический метод в геометрии “дента”, либо “чашка Петри” диаметром 4 см (для проб тонких корней). Измерения проводились на сцинтилляционном гамма-спектрометре “Мультирад” с блоком детектирования БДКС-63-01А (Россия) и программой обработки спектров “Прогресс 5.1” для почвы, или на полупроводниковом гамма-спектрометре Canberra GR 3818 с детектором из особо чистого германия HPGe (США) для фракций биомассы картофеля.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В период непосредственно после Чернобыльской аварии Плавский район Тульской области вошел в перечень пострадавших территорий и был отнесен к зоне проживания с правом на отселение, где плотность поверхностного радиоактивного загрязнения почв ^{137}Cs попадала в диапазон варьирования 185–555 кБк/м² (О социальной защите..., 1991). Опробование пахотных почв орела загрязнения спустя ≈ 35 лет после Чернобыльской аварии показало, что в отдаленный период после радиоактивных выпадений уровень накопления ^{137}Cs в пахотном 30-сантиметровом слое (система подгоризонтов $A_{\text{пах}}' - A_{\text{пах}}''$) черноземов центральной части ПРП на опорной площадке с агросистемой картофеля составил

171 ± 14 кБк/м² при средневзвешенной величине удельной активности 537 ± 101 Бк/кг (табл. 1), что все еще в ≈ 5 раз превышало допустимые в России показатели аккумуляции ¹³⁷Cs в почвах (Критерии оценки..., 1992). В подпахотном горизонте АВ также фиксировались достаточно высокие величины удельной активности и запасов ¹³⁷Cs. С учетом радионуклида, проникшего за пределы агротурбированной толщи чернозема, его общие запасы в профиле достигали 276 ± 53 кБк/м², что уже в ≈ 7.5 раз превышало нормативные величины и свидетельствовало о долговременном характере радиоактивного загрязнения наземных экосистем после крупных аварий на объектах ЯТЦ.

Показатели накопления ¹³⁷Cs в почве существенно изменялись между точками опробования, в частности, для пахотной толщи агрочерноземов коэффициент вариации Cv составлял около 20% для величин удельной активности радионуклида и около 10% – для величин его запасов. Подобная неоднородность пространственного распределения ¹³⁷Cs в почвах ПРП даже в пределах части одного пахотного угодья исходно определялась поступлением радиоактивных выпадений в наземные экосистемы территории за 1–2 инцидента дождевых осадков с 26 апреля по 10 мая 1986 г. (Арутюнян и др., 1993; Атлас современных и прогнозных аспектов..., 2009). В последующие годы различные авторы отмечали сохранение пространственной неоднородности плотности радиоактивного загрязнения агрочерноземов ПРП на участках размерах от 10×10 до 50×50 м² с коэффициентом вариации порядка 20% (Golosov et al., 1999; Липатов и др., 2007; Шамшурина и др., 2016; Zhidkin et al., 2020; Парамонова и др., 2021), что фиксировалось не только для почв пахотных угодий, но также для почв залежей и лесных экосистем (Липатов и др., 2007; Липатов и Щеглов, 2014). В целом варьирование показателей пространственной неоднородности загрязнения почв ¹³⁷Cs на уровне $\approx 20\%$, по-видимому, можно признать характерной чертой геохимических ореолов конденсационных выпадений радиоцезия (Kirchner, 2013), равно как и дочернобыльских глобальных радиоактивных выпадений (Sutherland, 1996).

Таблица 1. Вариационно-статистическая характеристика накопления ^{137}Cs в горизонтах профиля агрочернозема глинисто-иллювиального на территории ПРП (n = 3)
Table 1. Variation-statistical characterization of ^{137}Cs accumulation in horizons of agrochernozem clayey-illuvial profile on the territory of the Plavsk Radioactive Spot (n = 3)

Показатель	Горизонт, глубина (см)	Среднее	Доверительный интервал, $\pm$	Размах (min–max)	Cv, %
Удельная активность, Бк/кг	A _{пах} ' (0–12)	533.0	140.9	417.3–664.8	23
	A" (12–30)	539.2	106.3	437.2–622.1	17
	AB (30–55)	382.9	153.3	288.5–538.0	35
	Bca (55–83)	28.3	3.9	25.0–31.9	12
	BCca (83–110)	1.9	0.4	1.5–2.0	19
Запасы, кБк/м ²	A _{пах} ' (0–12)	68.4	13.5	64.8–81.7	16
	A _{пах} " (12–30)	102.7	14.3	104.0–114.6	7
	AB (30–55)	95.2	32.3	83.1–127.8	30
	Bca (55–83)	8.8	2.4	9.7–10.3	4
	BCca (83–110)	0.6	0.3	0.7–0.8	9

Основными факторами радиальной миграции ^{137}Cs в почвах являются диффузия, биотурбации, просыпание по крупным трещинам и порам, заглубление инкорпорированного в биомассу радионуклида при росте и развитии корневых систем растений, эти процессы протекают с малой интенсивностью и лишь локально; однако в почвах пахотных угодий к ним добавляется фактор агротурбаций, несоизмеримо более значимо влияющий на профильное распределение ^{137}Cs (Сельскохозяйственная радиоэкология, 1992). Миграция ^{137}Cs в растворенном состоянии для почв и ландшафтов лесостепной зоны весьма незначительна благодаря его прочной необменной фиксации в межпакетных пространствах глинистых минералов, иллита и других гидрослюдов (Sanzharova et al., 2002). Более детальное изучение радиального распределения ^{137}Cs в профиле агрочернозема ПРП с агроценозом картофеля выявило четкую связь с приемами агротехнической обработки пахотных почв: максимальные показатели отмечаются в верхних 30 см почвы, которые соответствовали общей мощности агротурбированного слоя; в пределах нижележащих слоев, вплоть до глубины 50 см, совпадающей с нижней границей обработки почвы путем глубокого чизелевания, они также были высокими; в то время как за пределами толщи почвы, охваченной агротехническими приемами, на глубине 50–60 см и ниже фиксировались лишь незначительные или следовые количества ^{137}Cs (рис. 2).

В пределах пахотного горизонта почв, регулярно подвергающегося вспашке с оборотом пласта и боронованию, величины удельной активности ^{137}Cs были распределены относительно равномерно, а увеличение величин запасов радионуклида в слое 20–30 см определялось наличием в нижней части подгоризонта $A_{\text{пах}}$ уплотненной “плужной подошвы”. Аккумуляция ^{137}Cs в пределах пахотного горизонта в целом составляла около 65% от пула радионуклида в агрочерноземе. Ниже агротурбированной толщи характер профильного распределения ^{137}Cs изменялся на регрессивно-аккумулятивный с ярко выраженным убыванием его содержания ниже 50 см.

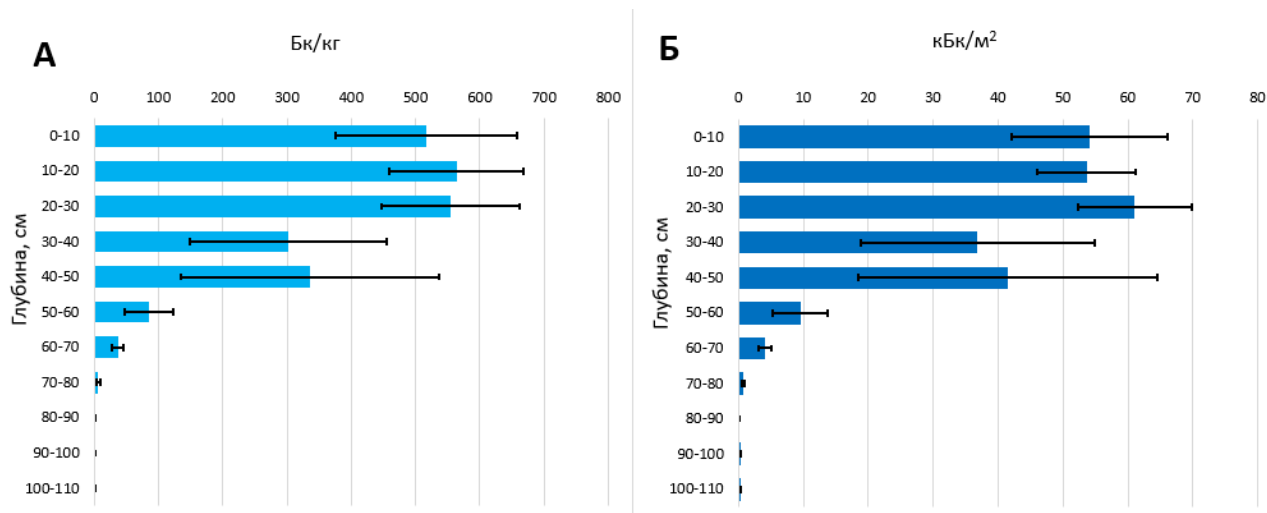


Рис. 2. Распределение средних величин удельной активности (А) и запасов (Б) ^{137}Cs по профилю агрочернозема (здесь и далее отрезки на столбиках означают доверительный интервал при $p = 0.95$ и $n = 3$).

Fig. 2. Distribution of mean values of ^{137}Cs specific activity (А) and ^{137}Cs reserves (Б) down the agrochernoziem profile (here and further bars indicate confidence interval at $p = 0.95$ and $n = 3$).

В целом, глубина значимого проникновения ^{137}Cs в толщу агрочернозема (по критерию наличия 80% общих запасов) в агроценозе картофеля оценивалась как 40 см, а в слое 0–60 см, затронутым агротехническими приемами, сосредоточено $\approx 98\%$ запасов радионуклида.

Если нисходящая радиальная миграция ^{137}Cs по профилю пахотного чернозема с агроценозом картофеля определялась в основном процессами механогенеза с доминированием агрогенной компоненты, то переход ^{137}Cs из почвы в растения носил биогенный характер и зависел от ряда факторов: доли подвижных соединений в общем пуле радиоцезия, климатических и погодных условий, биологических характеристик культуры, включая видовые, сортовые, фенологические и др. особенности (Tamponnet et al., 2008; Burger and Lichtscheidl, 2018). В целом биологическая доступность ^{137}Cs для растений в агрочерноземах ПРП незначительна, поскольку доля водорастворимой фракции радионуклида составляет здесь менее 0.1%, а обменной фракции – не более 1% (Комиссарова и др., 2022). Выращиваемые на территории основные сельскохозяйственные культуры (пшеница, кукуруза, рапс и др.) также обладают способностью дискриминировать процесс корневого поглощения потенциально фитотоксичного ^{137}Cs , что снижает интенсивность его биогенной миграции в системе “почва-растение” (Komissarova, Paramonova, 2019). Анализ параметров накопления ^{137}Cs в растениях исследуемого агроценоза картофеля показал, что культура не являлась исключением из общего правила и, как и другие компоненты полевых и кормовых севооборотов на территории ПРП, относилась к дискриминаторам корневого потребления радионуклида. Так, средняя величина удельной активности ^{137}Cs в общей биомассе растений картофеля в 35 раз меньше, чем в пахотном горизонте почвы, приравниваемым к корнеобитаемому слою, а запасы радионуклида в растительном блоке на 4 порядка меньше, чем в почвенном (табл. 2).

Между надземной (стебли, листья, ягоды) и подземной (клубни, столоны, корни) фракциями биомассы картофеля отмечалось неоднородное распределение ^{137}Cs как по показателям средних величин удельной активности, так и по емкости депонирова-

ния. Если в целом растения отличались базипетальной дифференциацией ¹³⁷Cs (т. е. более высокие значения величин удельной активности радиоцезия фиксировались в надземных органах), то основные запасы элемента сосредотачивались в подземных органах за счет доминирования их массы. Вариабельность показателей накопления ¹³⁷Cs в растениях картофеля была несколько ниже, чем в пахотном горизонте агрочернозема для величин удельной активности, и сходной с вариабельностью для почвенной компоненты для величин запасов.

Таблица 2. Вариационно-статистическая характеристика накопления ¹³⁷Cs в биомассе растений картофеля на территории ПРП (n от 3 до 6)
Table 2. Variation-statistical characterization of ¹³⁷Cs accumulation in the biomass of potato plants in the PRH territory (n from 3 to 6)

Показатель	Фракция биомассы	Среднее	Доверительный интервал, ±	Размах (min – max)	Cv, %
Удельная активность, Бк/кг	надземная	38.9	20.9	31.2–47.9	22
	подземная	9.4	0.4	7.5–11.3	12
	общая	14.4	6.6	11.5–17.5	15
Запасы, Бк/м ²	надземная	9.7	5.5	8.7–25.1	51
	подземная	11.5	2.6	8.6–13.3	22
	общая	21.2	3.6	15.5–25.0	23

Известно, что распределение минеральных веществ по органам и тканям для многих химических элементов неоднородно и зависит от их биохимических функций в растениях, а при неопределенной физиологической роли – от ряда причин, в том числе от степени фитотоксичности (Баргальи, 2005). По отношению к степени концентрации ¹³⁷Cs органы и морфоны картофеля можно было упорядочить по величине убывания показателей удельной активности в следующие ряды (рис. 3):

- для фракций надземной биомассы: стебли < плоды < листья;
- для фракций подземной биомассы: мякоть клубня < крупные корни < перидерма клубня < средние корни < тонкие корни, столоны.

Таким образом, между отдельными морфофизиологическими компонентами биомассы картофеля отмечалась 25-кратная разница по уровням удельной активности ^{137}Cs , подтверждавшая достоверность различий между ними. Более всего на единицу массы накапливали радионуклид тонкие корни, через которые осуществлялось наиболее активное всасывание ^{137}Cs в растение, а также столоны, по которым происходил нисходящий транспорт запасных веществ (крахмала) из фотосинтезирующих органов в клубни картофеля. Эти органы выполняли функции эффективных барьеров при биогенной миграции радионуклида из почвы в картофель и внутри самого растения. Подобную функцию осуществляла и перидерма клубней картофеля, в которой на единицу массы накапливалось в ≈ 4.5 раза больше ^{137}Cs , чем в мякоти клубня, состоящей в основном из тканей паренхимы. Тонкие всасывающие корни, столоны, перидерма клубней относились к компонентам подземной биомассы картофеля. Можно было бы в этой связи предположить, что причиной повышения величин удельной активности радионуклида в этих фракциях был непосредственный контакт с ^{137}Cs -содержащим мелкоземом почв. Однако в средних и крупных корнях не обнаруживалось увеличение интенсивности накопления радиоцезия. Следовательно, только органы и ткани подземной биомассы, характеризующиеся наиболее интенсивным метаболизмом и относительно обогащенные проводящими тканями (трахеидами, сосудами, ситовидными клетками и трубками), были способны к относительному концентрированию радионуклида.

Клубни картофеля по величинам удельной активности относились к фракции биомассы, в наименьшей степени накапливающей ^{137}Cs на единицу массы.

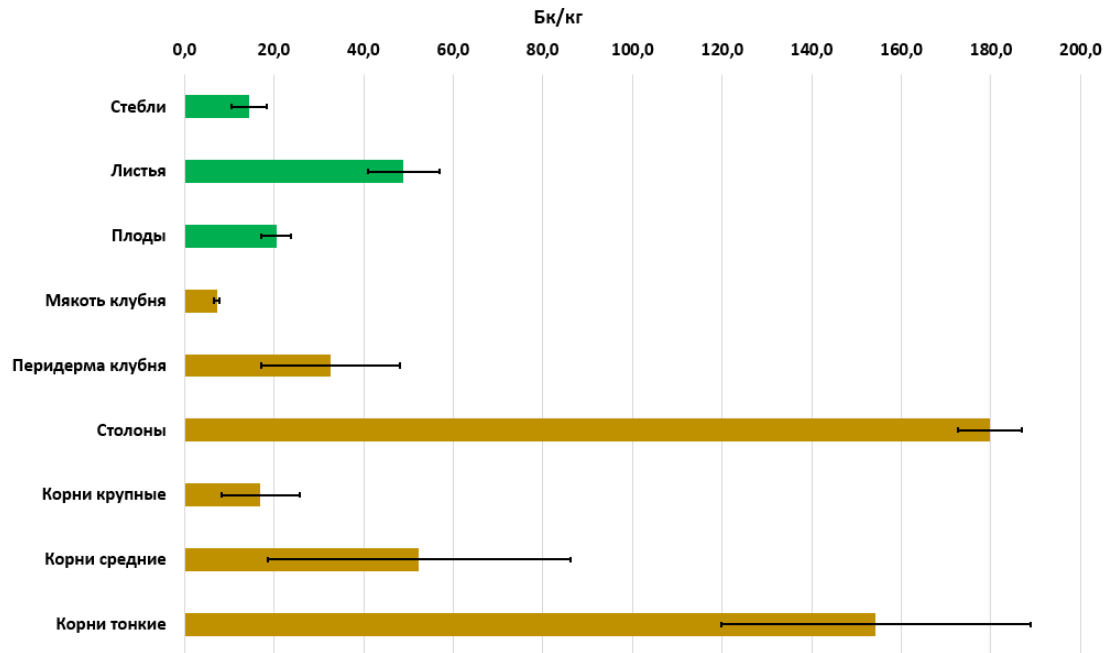


Рис. 3. Распределение средних величин удельной активности ^{137}Cs по органам и тканям растений картофеля (n от 3 до 6).

Fig. 3. Distribution of mean values of ^{137}Cs specific activity in organs and tissues of potato plants (n from 3 to 6).

Количественная оценка интенсивности перехода радионуклида из агрочерноземов ПРП в клубни картофеля по показателю коэффициента накопления (КН, равному отношению величин удельной активности радионуклида в растении, либо его части, к таковым величинам в почве) продемонстрировала хорошее согласие с величинами, установленными в более ранние сроки, которые рекомендованы МАГАТЭ в качестве ориентировочных для сочетания “почвы глинистого гранулометрического состава – клубневые культуры”:

- 2.5×10^{-2} – для зоны умеренного климата (IAEA TECDOC..., 2010);
- 4.2×10^{-2} – для зоны аридного климата (IAEA TECDOC ..., 2021);
- 2.7×10^{-2} – в настоящем исследовании.

При характерной дифференциации ^{137}Cs по фракциям биомассы картофеля объемы его депонирования в отдельных органах в большей степени определялись биологической продуктивностью культуры и структурой ее биомассы, чем зависели от особенностей распределения величин удельной активности по морфофизиологическим фракциям (рис. 4). Емкость растительной компоненты агроценоза не превышала 0.02% от пула ^{137}Cs в системе “почва–растение”, но при этом более 65% запасов ^{137}Cs , перешедшего из радиоактивно загрязненной почвы, сосредотачивалось в клубнях как в наиболее продуктивных органах картофеля и отчуждалось из локального биологического круговорота.

С учетом биологической урожайности картофеля на опорном участке, достигавшей 631 ц/га, что указывало на высокоэффективную агротехнику выращивания культуры на территории ПРП (Скрябин, 2022), в пищевые цепи населения поступало около 110 кБк/га. При этом сопоставление средней величины удельной активности ^{137}Cs в клубнях картофеля с требованиями санитарно-гигиенической безопасности продукции, потребляемой населением (Гигиенические требования..., 2011), показало, что выращиваемый на территории ПРП картофель полностью удовлетворял до-

пустимым лимитам накопления радионуклида с ≈ 50 -кратным “дефицитом” по отношению к нормативным показателям (табл. 3).

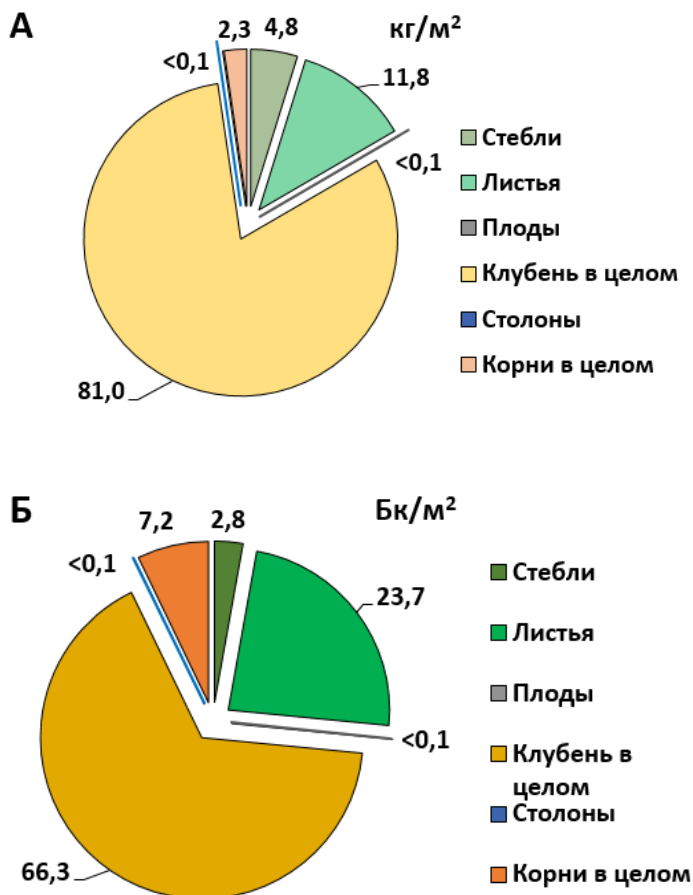


Рис. 4. Распределение долей запасов ^{137}Cs по органам растений картофеля, %.

Fig. 4. Distribution of shares of ^{137}Cs inventories among potato plant organs, %.

Таблица 3. Санитарно-гигиеническая оценка накопления ^{137}Cs в клубнях картофеля и расчет индивидуальной годовой эффективной дозы облучения (D_{eff}) для взрослого человека при поедании картофеля, выращенного на территории ПРП

Table 3. Sanitary and hygienic assessment of ^{137}Cs accumulation in potato tubers and calculation of individual annual effective radiation dose (D_{eff}) for an adult person when eating potatoes grown in the territory of the PRH

Вариант	Удельная активность ^{137}Cs , Бк/кг		Предельно допустимый уровень, Бк/кг	D_{eff} , мкЗв/год/чел	
	сырая масса	сухая масса		при потреблении по рекомендациям в РФ	при потреблении по оценке ВОЗ
Сырая масса без обработки	1.5	9.2	80	1.7×10^{-6}	1.6×10^{-12}
Клубень в мундире после варки	1.3	7.1	80	1.5×10^{-6}	1.4×10^{-12}
Очищенный клубень после варки	1.1	6.6	80	1.2×10^{-6}	1.1×10^{-12}
Чипсы из картофеля	—	9.2	600	—	—

В случае гипотетического использования картофеля столового сорта “Гала” на корм домашнему скоту и птице выявленный уровень удельной активности ^{137}Cs в клубнях также был бы на порядок меньше допустимой величины 60 Бк/кг (на сырую массу), согласно ВП 13.5.13/06-01 (введены в 2000 г., утратили силу в 2016 г.).

При изготовлении сушеного картофеля (чипсов) содержание радионуклида в готовой продукции не изменялось; однако при варке происходило некоторое увеличение массы клубней (на 3–10%) за счет связывания влаги отвара клеточным крахмалом в процессе его клейстеризации, и на этом фоне в клубнях происходило незначительное снижение величин удельной активности ^{137}Cs (на 13–27%), более заметное при варке очищенного картофеля, чем при его приготовлении “в мундире”. В этой связи сравнение величин удельной активности ^{137}Cs в клубнях картофеля после его сушки или термической кулинарной обработки с предельно допустимыми уровнями накопления радионуклида в пищевых продуктах также продемонстрировало санитарно-гигиеническую безопасность использования картофеля, выращенного в ореоле ПРП.

Дополнительный расчет годовой эффективной дозы облучения взрослого человека при поедании ^{137}Cs -содержащего картофеля, произведенного на территории ПРП, по нормам потребления в России и в странах Восточной Европы (Минздрав РФ Закон от 19.08.2016 № 614; Food regional diets, 2003) подтвердил, что величина показателя D_{eff} составляла менее 0.01% от установленной Международной комиссией по радиационной защите (ICRP) допустимой дозы облучения человека от техногенных источников, составляющей 1 мЗв в год (Use of Dose Quantities in Radiological Protection, 2021). Таким образом, совокупный анализ параметров перехода ^{137}Cs в продукцию столового картофеля сорта “Гала” на территории ПРП позволил заключить, что выращивание картофеля и его последующее потребление в пищу не создает экологических рисков для здоровья населения.

ВЫВОДЫ

1. Плотность поверхностного радиоактивного загрязнения пахотных горизонтов агрочерноземов в агроценозе картофеля на территории ПРП составляет в настоящее время 171 ± 14 кБк/м², что в ≈ 5 раз превышает допустимый уровень. При этом 65% запасов радионуклида сосредоточено в пределах горизонта $A_{\text{пах}}$, что определяет тесный контакт ^{137}Cs -содержащего мелкозема почв с корневой системой и клубнями картофеля. За пределы пахотного горизонта благодаря глубокому чизелеванию было перемещено 35% общих запасов ^{137}Cs , значимо проникшего в настоящее время до 40 см.

2. К концу вегетационного периода за счет прочной фиксации ^{137}Cs глинистыми минералами агрочерноземов и дискриминации его корневого потребления в растения картофеля переходит не более 0.02% ^{137}Cs , содержащегося в системе “почва–растение”.

3. Для картофеля характерна высокая контрастность дифференциации величин удельной активности ^{137}Cs по органам и тканям растений. Наибольшими показателями отличаются столоны (179.8 Бк/кг) и тонкие корни картофеля (154.4 Бк/кг), наименьшими – мякоть клубня (7.3 Бк/кг). Вместе с тем основным депо накопления радионуклида служат клубни картофеля, доминирующие в структуре его биомассы и накапливающие более 65% ^{137}Cs , перешедшего в процессе биогенной миграции из почвы в растение.

4. Интенсивность перехода ^{137}Cs в клубни картофеля в исследованном агроценозе на глинистом агрочерноземе хорошо согласуется с ориентировочными величинами КН, рекомендованными МАГАТЭ. Сохранение относительного постоянства величин КН для систем “почва–растение”, генерализованных на основе свойств почв и агропроизводственно-ботанических групп растений (IAEA TECDOC, 2006; IAEA TECDOC, 2010), в отдаленном периоде после чернобыльских аварийных выпадений позволяет прогнозировать уровни загрязнения сельскохозяйственной продукции, выращиваемой на землях пострадавших регионов.

5. Величины удельной активности ^{137}Cs в клубнях картофеля полностью удовлетворяют санитарно-гигиеническим нормам

СанПиН 2.3.2.1078-01 “Гигиенические требования к безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов” и ограничениям индивидуальной годовой эффективной дозы для взрослого населения (в мЗв/год/чел).

6. Кулинарная обработка картофеля (сушка, отваривание очищенных и неочищенных клубней в воде) не оказывает существенного влияния на величину удельной активности ^{137}Cs в подготовленном к непосредственному потреблению человека продукте питания.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агроклиматический справочник по Тульской области. Упр. гидрометеорол. службы центр. областей. М., 1966. 132 с.
2. *Алексахин Р.М., Корнеева Н.А.* Сельскохозяйственная радиоэкология. М.: Экология, 1992.
3. *Арутюнян Р.В., Большов Л.А., Васильев С.К., Евдокимов И.В., Петров Б.Ф., Плескачевский Л.А.* Статистические характеристики пространственного распределения загрязнения территорий радионуклидами вследствие аварии на Чернобыльской АЭС // Атомная энергия. 1993. Т. 75. № 6. С. 448–453.
4. Архив погоды в Плавске. URL: [https://tp5.ru/Архив погоды в Плавске](https://tp5.ru/Архив_погоды_в_Плавске).
5. *Баргальи Р.* Биогеохимия наземных растений: экофизический подход к биомониторингу и биовосстановлению / под ред. *Касимова Н.С.* М.: Геос, 2005.
6. ВП 13.5.13/06-01 “Ветеринарно-санитарные требования к радиационной безопасности кормов, кормовых добавок, сырья кормового. Допустимые уровни содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs ” (введены в 2000 г., утратили силу в 2016 г.). URL: <https://kremlin-moscow.com/482158>.
7. *Де Корт М., Дюбуа Г., Фридман Ш.Д., Герменчук М.Г., Израэль Ю.А., ЯнсSENS А., Джонес А.Р., Келли Г.Н., Квасникова Е.В., Матвеев И.И., Назаров И.М., Покумейко Ю.М., Ситак В.А., Стукин Е.Д., Табачный Л.Я., Цатуров Ю.С., Авдюшин С.И.* Атлас загрязнения Европы цезием после Чернобыльской аварии. Люксембургское бюро для официальных изданий Европейских сообществ, 1998. 78 с.
8. *Еланский С.Н.* (общ. ред.). Сорта картофеля, возделываемые в России: М.: Агроспас, 2013. 144 с.

9. Закон РФ “О социальной защите граждан, подвергшихся воздействию радиации вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС” от 15.05.1991 N 1244-1. URL: https://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_5323/.
10. Израэль Ю.А., Богдевич И.М., Марченко Т.А., Цыбулько Н.Н., Алексахин Р.М., Большой Л.А., Ильин Л.А., Квасникова Е.В., Марадудин И.И., Анципов Г.В., Герменчук М.Г., Кенигсберг Я.Э., Карбанович Л.Н., Вакуловский С.М., Гаврилин Ю.И., Горячев Е.А., Радин А.И., Раздайковин А.Н., Санжарова Н.И., Симонов А.В., Снакин В.В., Хрисанов В.Р., Челюканов В.В., Аверин В.С., Бондарь Ю.И., Булавик И.М., Жукова О.М., Конопля Е.Ф., Луговская О.М., Лукьяненко Л.А., Поплыко И.Я., Черныш А.Ф. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварий на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси. Минск, 2009. 136 с.
11. Израэль Ю.А., Назаров И.М., Фридман Ш.Д., Квасникова Е.В. Радиоактивное загрязнение Европейской части СНГ в 1992 году после аварии на Чернобыльской АЭС. Методика и некоторые результаты аэрогамма-спектральной съемки Европейской части России. СПб.: Гидрометеиздат, 1994. С. 16–51.
12. Комиссарова О.Л., Парамонова Т.А., Кузьменкова Н.В., Турыкин Л.А., Павлов К.В., Щеглов А.И. Сравнительный анализ биологической миграции цезия-137 и стабильного калия в агроценозах черноземной зоны // Вестник Московского университета. Серия 17: Почвоведение. 2022. № 4. С. 20–30.
13. Липатов Д.Н., Щеглов А.И., Цветнова О.Б. Содержание и распределение ¹³⁷Cs в почвах лесных и агроэкосистем Тульской области // Радиационная биология. Радиоэкология. 2007. Т. 47. № 5.
14. Липатов Д.Н., Щеглов А.И. Пространственное варьирование коэффициентов квазидиффузии ¹³⁷Cs в серых лесных почвах в дальней зоне загрязнения от Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 2014. Т. 54. № 5.
15. Минздрав РФ. Рекомендации по рациональным нормам потребления пищевых продуктов, отвечающих современным требованиям здорового питания: Приказ от 19.08.2016 г. № 614. URL: <https://normativ.kontur.ru/document?moduleId=1&documentId=451458>.
16. Минприроды РФ. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. Утверждены 30.11.1992. URL: <https://docs.cntd.ru/document/901797511>.
17. Парамонова Т.А., Комиссарова О.Л., Иванов М.М., Турыкин Л.А., Беляев В.Р., Мамихин С.В. Оценка пространственной неоднородности

радиоактивного загрязнения пахотных черноземов Плавского цезиевого пятна на основе случайного и систематического методов опробования // Радиоэкологические последствия радиационных аварий: к 35-ой годовщине аварии на ЧАЭС. Сборник докладов междунар. научно-практической конференции. Обнинск, 2021. С. 208–211.

18. Регионы России. Основные характеристики субъектов Российской Федерации, Росстат. Статистический сборник. М.: 2022. URL: <https://rosstat.gov.ru/folder/210/document/13205>.

19. Росреестр. Региональный доклад о состоянии и использовании земель в Тульской области в 2020 году. Тула, 2021. URL: <https://rosreestr.gov.ru/upload/to/tulskaya-oblast/statistika-i-analitika/doklady/Региональный%20Доклад%202020%20Тульская%20область.pdf>.

20. СанПиН 2.3.2.1078-01 “Гигиенические требования к безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов”. URL: <https://www.madou47.ru/wp-content/uploads/2020/10/СанПиН-2.3.2.1078-01-Гигиенические-требования.pdf>.

21. Скрыбин А.А. Биологическая урожайность и ее структура разных по скороспелости сортов картофеля в зависимости от предпосадочной подготовки почвы // Е-Scio. 2022. № 1(64).

22. Тульская область: агроклиматические условия. URL: <https://yadyra.ru/agroklimaticheskie-i-pochvennie-usloviya/tulskaya-oblast-agroklimaticheskie-usloviya.html>.

23. Шамигурина Е.Н., Голосов В.Н., Иванов М.М. Пространственно-временная реконструкция поля выпадения чернобыльского ¹³⁷Cs на почвенный покров в верховьях бассейна реки Локны // Радиационная биология. Радиоэкология. 2016. № 4. С. 414–425.

24. Шопина О.В., Семенов И.Н., Парамонова Т.А., Комиссарова О.Л. Баланс элементов в системе “агрочернозем глинисто-иллювиальный – сельскохозяйственные растения” на Плавском плато (Тульская область России) // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2020. Вып. 105. С. 91–108. DOI: [10.19047/0136-1694-2020-105-91-108](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-105-91-108).

25. Burger A., Lichtscheidl I. Stable and radioactive cesium: A review about distribution in the environment, uptake and translocation in plants, plant reactions and plants' potential for bioremediation // Science of The Total Environment. 2018. Vol. 618.

26. Golosov V.N., Panin A.V., Markelov M.V. Chernobyl ¹³⁷Cs Redistribution in the Small Basin of the Lokna River, Central Russia // Physics and Chemistry of the Earth, Pergamon Press Ltd., 1999.

27. *Harrison J.D., Balonov M., Bochud F.* Use of Dose Quantities in Radiological Protection, International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 147. Ann. ICRP 50. 2021.
28. *Ibragim E.G., Yakubu N., Nnamonu L., Yakubu J.M.* Gems, Food regional diets: regional per capita consumption of raw and semi-processed agricultural commodities, WHO (World Health Organization); prepared by the Global Environment Monitoring System, Food Contamination Monitoring and Assessment Programme (GEMS/Food). Geneva, 2003.
29. IAEA, Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. Tech. Rep. Ser. No. 472. Vienna, 2010. 340 p.
30. IAEA, Soil–Plant Transfer of Radionuclides in Non-temperate Environments. Tech. Rep. Ser. No. 1979. Vienna, 2021. 98 p.
31. IAEA, Classification of Soil Systems on the Basis of Transfer Factors of Radionuclides from Soil to Reference Plants. Tech. Rep. Ser. No. 1497. Vienna, 2006. 260 p.
32. *Kirchner G.* Establishing reference inventories of ^{137}Cs for soil erosion studies: Methodological aspects // *Geoderma*. 2013. Vol. 211–212. P. 107–115.
33. *Komissarova O., Paramonova T.* Land use in agricultural landscapes with chernozems contaminated after chernobyl accident: Can we be confident in radioecological safety of plant foodstuff // *International Soil and Water Conservation Research*. 2019. Vol. 7. No. 2. P. 158–166.
34. Live Chart of Nuclides. URL: <https://www-nds.iaea.org/relnsd/vcharthtml/VChartHTML.html>.
35. *Sanzharova N.I., Fesenko S.V., Spiridonov S.* The Classification of Russian Soils on the Basis of Transfer Factors of Radionuclides from Soil to Farm Crops // *Radioprotection*. 2002. No. 37. C1-521-C1-526. DOI: [10.1051/radiopro/2002097](https://doi.org/10.1051/radiopro/2002097).
36. *Sutherland R.A.* Caesium-137 soil sampling and inventory variability in reference locations: a literature survey // *Hydrological Processes*. 1996. Vol. 10. P. 43–53.
37. *Tamponnet C., Martin-Garin A., Gonze M.A., Parekh N., Vallejo R., Sauras-Yeaha T., Casadesus J., Plassard C., Staunton S., Norden M., Avila R., Shaw G.* An overview of BORIS: Bioavailability of radionuclides in soils // *J. Environ. Radioact.* 2008. Vol. 99. P. 820–830.
38. *Zhidkin A.P., Shamshurina E.N., Golosov V.N., Komissarov M.A., Ivanova N.N., Ivanov M.M.* Detailed study of post-Chernobyl Cs-137 redistribution in the soils of a small agricultural catchment (Tula region, Russia) // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2020.

REFERENCES

1. *Agroklimaticheskij spravochnik po Tul'skoj oblasti*. Upr. gidrometeorol. sluzhby centr. oblastej (Agroclimatic reference book for the Tula region. Dep. hydrometeorol. service center region), Moscow, 1966, 132 p.
2. Aleksahin R.M., Korneeva N.A., Sel'skhozjajstvennaja radiojekologija (Agricultural radioecology), Moscow: Ekologija, 1992.
3. Arutjunjan R.V., Bol'shov L.A., Vasil'ev S.K., Evdokimov I.V., Petrov B.F., Pleskachevskij L.A., Statisticheskie harakteristiki prostranstvennogo raspredelenija zagriznjenja territorij radionuklidami vsledstvie avarii na Chernobyl'skoj AES (Statistical characteristics of the spatial distribution of contamination of territories with radionuclides due to the accident at the Chernobyl nuclear power plant), *Atomnaja energija*, 1993, Vol. 75, No. 6, pp. 448–453.
4. Weather archive in Plavsk, URL: https://rp5.ru/Архив_погоды_в_Плавске.
5. Bargalyi R., Kasimov N.S. (Ed.), *Biogeoхимия наземных растений: экофизический подход к биомониторингу и биовосстановлению* (Biogeochemistry of terrestrial plants: an ecophysical approach to biomonitoring and biorestitution), Moscow: Geos, 2005.
6. VP 13.5.13/06-01 “Veterinary and sanitary requirements for radiation safety of feed, feed additives, feed raw materials. Permissible levels of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs” (introduced in 2000, expired in 2016), URL: <https://kremlin-moscow.com/482158>.
7. De Kort M., Dubois G., Friedman Sh.D., Germenchuk M.G., Israel Yu.A., Janssens A., Jones A.R., Kelly G.N., Kvasnikova E.V., Matveenko I.I., Nazarov I.M., Pokumeiko Yu.M., Sitak V.A., Stukin E.D., Tabachny L.Ya., Tsurov Yu.S., Avdyushin S.I., *Atlas zagriznjenja Evropy ceziem posle Chernobyl'skoj avarii* (Atlas of cesium contamination of Europe after the Chernobyl accident), Luxembourg Office for Official Publications of the European Communities, 1998. 78 p.
8. Elansky S.N. (Ed.), *Sorta kartofelja, vzdelyvaemye v Rossii* (Potato varieties cultivated in Russia), Moscow: Agrosplas, 2013, 144 p.
9. Law of the Russian Federation “On social protection of citizens exposed to radiation as a result of the Chernobyl nuclear power plant disaster” dated 15.05.1991 No. 1244-1, URL: https://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_5323/.
10. Israel Yu.A., Bogdevich I.M., Marchenko T.A., Tsybulko N.N., Aleksakhin R.M., Bolshov L.A., Ilyin L.A., Kvasnikova E.V., Maradudin I.I., Antsipov G.V., Germenchuk M.G., Koenigsberg Ya.E., Karbanovich L.N.,

Vakulovsky S.M., Gavrilin Yu.I., Goryachev E.A., Radin A.I., Razdaivodin A.N., Sanzharova N.I., Simonov A.V., Snakin V.V., Khrisanov V.R., Chelyukanov V.V., Averin V.S., Bondar Yu.I., Bulavik I.M., Zhukova O.M., Hemp E.F., Lugovskaya O.M., Lukyanenko L.A., Poplyko I.Ya., Chernysh A.F., (Atlas of current and forecast aspects of the consequences of the accident at the Chernobyl nuclear power plant in the affected territories of Russia and Belarus), Minsk, 2009. 136 p.

11. Izrael Yu.A., Nazarov I.M., Fridman Sh.D., Kvasnikova E.V., *Radioaktivnoe zagryaznenie Evropejskoj chasti SNG v 1992 godu posle avarii na Chernobyl'skoj AJeS. Metodika i nekotorye rezul'taty aero-gamma-spektral'noj s'emki Evropejskoj chasti Rossii* (Radioactive contamination of the European part of the CIS in 1992 after the accident at the Chernobyl nuclear power plant. Methodology and some results of airborne gamma-spectral survey of the European part of Russia), St. Petersburg: Gidrometeoizdat, 1994, pp. 16–51.

12. Komissarova O.L., Paramonova T.A., Kuzmenkova N.V., Turykin L.A., Pavlov K.V., Shcheglov A.I., *Sravnitel'nyj analiz biologicheskoy migracii cezija-137 i stabil'nogo kalija v agrocenozah chernozemnoj zony* (Comparative analysis of biological migration of cesium-137 and stable potassium in agrocenoses of the chernozem zone), *Vestnik Moskovskogo universiteta. Seriya 17: Pochvovedenie*, 2022, No. 4, pp. 20–30.

13. Lipatov D.N., Shcheglov A.I., Tsvetnova O.B., *Soderzhanie i raspredelenie ¹³⁷Cs v pochvah lesnyh i agrojekosistem Tul'skoj oblasti* (Content and distribution of ¹³⁷Cs in soils of forest and agroecosystems of the Tula region), *Radiacionnaja biologija i Radioekologija*, 2007, Vol. 47, No. 5.

14. Lipatov D.N., Shcheglov A.I., *Prostranstvennoe var'irovanie koeficientov kvazidiffuzii ¹³⁷Cs v seryh lesnyh pochvah v dal'nej zone zagryazneniya ot Chernobyl'skoj AES* (Spatial variation of ¹³⁷Cs quasi-diffusion coefficients in gray forest soils in the far zone of contamination from the Chernobyl NPP), *Radiacionnaja biologija i Radioekologija*, 2014, Vol. 54, No. 5.

15. Ministry of Health of the Russian Federation. Recommendations on rational consumption standards of food products that meet modern requirements for healthy eating: Order of 19.08.2016 No. 614, URL: <https://normativ.kontur.ru/document?moduleId=1&documentId=451458>.

16. Ministry of Natural Resources of the Russian Federation. Criteria for assessing the environmental situation of territories to identify emergency environmental situations and environmental disaster zones. Approved on 30.11.1992, URL: <https://docs.cntd.ru/document/901797511>.

17. Paramonova T.A., Komissarova O.L., Ivanov M.M., Turykin L.A., Belyaev V.R., Mamikhin S.V., *Ocenka prostranstvennoj neodnorodnosti*

radioaktivnogo zagriznenija pahotnyh chernozemov Plavskogo cezievogo pjatna na osnove sluchajnogo i sistematicheskogo metodov oprobovanija (Assessment of spatial heterogeneity of radioactive contamination of arable chernozems of the Plavsk cesium spot based on random and systematic sampling methods), In: *Radiojekologicheskie posledstvija radiacionnyh avarij: k 35-oj godovshhine avarii na ChAES* (Radioecological consequences of radiation accidents: on the 35th anniversary of the Chernobyl accident), Collection of reports of the international. scientific and practical conference, Obninsk, 2021, pp. 208–211.

18. Regions of Russia. Main characteristics of the constituent entities of the Russian Federation, Rosstat. Statistical digest, Moscow: 2022, URL: <https://rosstat.gov.ru/folder/210/document/13205>.

19. Rosreestr. Regional report on the state and use of land in the Tula region in 2020, Tula, 2021, URL: https://rosreestr.gov.ru/upload/to/tulskaya-oblast/statistika-i-analitika/doklady/Региональный%20Доклад%202020_Тульская%20область.pdf.

20. SanPiN 2.3.2.1078-01 “Hygienic requirements for the safety and nutritional value of food products”, URL: <https://www.madou47.ru/wp-content/uploads/2020/10/СанПиН-2.3.2.1078-01-Гигиенические-требования.pdf>.

21. Skryabin A.A., Biologicheskaja urozhnost' i ee struktura raznyh po skorospelosti sortov kartofelja v zavisimosti ot predposadochnoj podgotovki pochvy (Biological yield and its structure of potato varieties with different early maturity depending on pre-planting soil preparation), *E-Scio*, 2022, No. 1(64).

22. Tula region: agroclimatic conditions, URL: <https://yadyra.ru/agroklimaticheskie-i-pochvennie-usloviya/tulskaya-oblast-agroklimaticheskie-usloviya.html>.

23. Shamshurina E.N., Golosov V.N., Ivanov M.M., Prostranstvenno-vremennaja rekonstrukcija polja vypadenija chernobyl'skogo ¹³⁷Cs na pochvennyj pokrov v verhov'jah bassejna reki Lokny (Spatio-temporal reconstruction of the fallout field of Chernobyl ¹³⁷Cs on the soil cover in the upper reaches of the Lokna River basin), *Radiacionnaja biologijao Radioekologija*, 2016, No. 4, pp. 414–425.

24. Shopina O.V., Semenov I.N., Paramonova T.A., Komissarova O.L., The balance of elements in the system “Luvic Chernozems – agricultural plants” on the Plavsk upland (Tula region of Russia), *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2020, Vol. 105, pp. 91–108. DOI: [10.19047/0136-1694-2020-105-91-108](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-105-91-108).

25. Burger A., Lichtscheidl I., Stable and radioactive cesium: A review about

distribution in the environment, uptake and translocation in plants, plant reactions and plants' potential for bioremediation, *Science of The Total Environment*, 2018, Vol. 618.

26. Golosov V.N., Panin A.V., Markelov M.V., Chernobyl ¹³⁷Cs Redistribution in the Small Basin of the Lokna River, Central Russia, *Physics and Chemistry of the Earth*, 1999.

27. Harrison J.D., Balonov M., Bochud F., Use of Dose Quantities in Radiological Protection, International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 147. Ann. ICRP 50. 2021.

28. Ibragim E.G., Yakubu N., Nnamonu L., Yakubu J.M., Gems, Food regional diets: regional per capita consumption of raw and semi-processed agricultural commodities, WHO (World Health Organization); prepared by the Global Environment Monitoring System, Food Contamination Monitoring and Assessment Programme (GEMS/Food), Geneva, 2003.

29. IAEA, Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments, Tech. Rep. Ser. No. 472, Vienna, 2010, 340 p.

30. IAEA, Soil-Plant Transfer of Radionuclides in Non-temperate Environments, Tech. Rep. Ser. No. 1979, Vienna, 2021, 98 p.

31. IAEA, Classification of Soil Systems on the Basis of Transfer Factors of Radionuclides from Soil to Reference Plants, Tech. Rep. Ser. No. 1497, Vienna, 2006, 260 p.

32. Kirchner G., Establishing reference inventories of ¹³⁷Cs for soil erosion studies: Methodological aspects, *Geoderma*, 2013, Vol. 211–212, pp. 107–115.

33. Komissarova O., Paramonova T., Land use in agricultural landscapes with chernozems contaminated after chernobyl accident: Can we be confident in radioecological safety of plant foodstuff, *International Soil and Water Conservation Research*, 2019, Vol. 7, No. 2, pp. 158–166.

34. Live Chart of Nuclides, URL: <https://www-nds.iaea.org/relnsd/vcharthtml/VChartHTML.html>.

35. Sanzharova N.I., Fesenko S.V., Spiridonov S., The Classification of Russian Soils on the Basis of Transfer Factors of Radionuclides from Soil to Farm Crops, *Radioprotection*, 2002, No. 37, C1-521-C1-526, DOI: [10.1051/radiopro/2002097](https://doi.org/10.1051/radiopro/2002097).

36. Sutherland R.A., Caesium-137 soil sampling and inventory variability in reference locations: a literature survey, *Hydrological Processes*, 1996, Vol. 10, pp. 43–53.

37. Tamponnet C., Martin-Garin A., Gonze M.A., Parekh N., Vallejo R., Sauras-Yeara T., Casadesus J., Plassard C., Staunton S., Norden M., Avila R.,

Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева. 2024.
“Почвоведение: Горизонты будущего. 2023”.
Dokuchaev Soil Bulletin, 2024, “Soil Science: Horizons of the Future. 2023”

Shaw G., An overview of BORIS: Bioavailability of radionuclides in soils, *J. Environ. Radioact.*, 2008, Vol. 99, pp. 820–830.

38. Zhidkin A.P., Shamshurina E.N., Golosov V.N., Komissarov M.A., Ivanova N.N., Ivanov M.M., Detailed study of post-Chernobyl Cs-137 redistribution in the soils of a small agricultural catchment (Tula region, Russia), *Journal of Environmental Radioactivity*, 2020.

Научное издание

Бюллетень Почвенного института
имени В.В. Докучаева

Специальный выпуск «Почвоведение: Горизонты будущего. 2023.»

Главный редактор *А.Л. Иванов*

Заместитель главного редактора *И.Ю. Савин*

Редактор, компьютерная верстка *А.Ю. Романовская*

Федеральное государственное бюджетное научное учреждение
Почвенный институт имени В.В. Докучаева
119017, Москва, Пыжевский пер., 7, стр. 2
<https://bulletin.esoil.ru>
e-mail: bulletin@esoil.ru

Сдано в набор 25.11.2024 г.
Подписано в печать 25.11.2024 г.
Формат 60×84/16. Бумага офсетная.
Усл. печ. л. 13 Тираж 75 экз. Заказ №

Цена договорная.

Отпечатано с готового макета по заказу
Почвенного института имени В.В. Докучаева
ИП Ерховой И.М. (ОГРНИП 319774600080241)
Тел. (495) 799-48-85
e-mail: apr-rpa@list.ru