

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

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

БЮЛЛЕТЕНЬ

ПОЧВЕННОГО ИНСТИТУТА

имени В.В. ДОКУЧАЕВА

Выпуск 124

Почвенное органическое вещество

Москва
2025

<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)

Volume 124

Soil organic matter

**Moscow
2025**

<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)

СОДЕРЖАНИЕ

Редакторская колонка

Предисловие

Иванов А.Л., Козлов Д.Н. 5

Статьи

Почвенная секвестрация углерода в агроландшафтах: продовольственный императив климатической повестки

Семенов В.М., Козут Б.М., Иванов А.Л. 10

Современные подходы к изучению строения почвенного органического вещества

Холодов В.А., Фарходов Ю.Р., Данилин И.В. 70

Дыхательная активность и термическая стабильность органического вещества серых почв в процессе постагрогенного развития

*Филимоненко Е.А., Курганова И.Н., Димитрюк Е.А.,
Лопес де Гереню В.О., Упорова М.А., Зорина С.Ю., Соколова Л.Г.,
Дорофеев Н.В., Самохина Н.П., Личко В.И.,
Ходжаева А.К., Кузяков Я.В.* 91

Микробиологические показатели динамики почвенного углерода

Семенов М.В. 116

Непрерывная модель качества органического вещества почвы: новые перспективы изучения углеродного цикла в сельскохозяйственном землепользовании

Юрова А.Ю., Козлов Д.Н., Холодов В.А., Колчанова К.А. 144

Лабильные и стабильные компоненты органического вещества в почвах агроландшафтов

Артемяева З.С., Козут Б.М. 184

Водоэкстрагируемое органическое вещество и микробиологическая активность агродерново-подзолистых почв под основными сельскохозяйственными культурами Нечерноземья с разным фоном минерального питания

*Холодов В.А., Зиганицина А.Р., Данченко Н.Н., Никитин Д.Н.,
Данилова-Данильян Е.А., Семенов В.М., Кутюкова О.В., Крысанов С.А.,
Григорьева И.И., Данилин И.В., Иванова Е.А.* 224

Молекулярный состав водоэкстрагируемого органического вещества черноземов при выращивании ячменя в условиях вегетационного опыта

*Фарходов Ю.Р., Данилин И.В., Ярославцева Н.В., Зиганицина А.Р.,
Максимович С.В., Холодов В.А.* 254

Иммобилизация лакказы на глинистых минералах как перспективный способ связывания углерода в почвах

Заварзина А.Г., Демин В.В., Лисов А.В. 272

Физические механизмы стабилизации углерода почвами (обзор)

*Юдина А.В., Ключева В.В., Тимофеева М.В., Семенов М.В., Бардашов Д.Р.,
Кочнева М.А., Митичкин Д.Е., Фомин Д.С., Романенко К.А.* 309

CONTENTS

Editorial

Preface

<i>Ivanov A.L., Kozlov D.N.</i>	5
---------------------------------------	---

Articles

Soil carbon sequestration in the agro-landscapes: the food imperative of the climate agenda

<i>Semenov V.M., Kogut B.M., Ivanov A.L.</i>	10
--	----

Contemporary approaches to studying the structure of soil organic matter

<i>Kholodov V.A., Farkhodov Yu.R., Danilin I.V.</i>	70
---	----

Soil respiration activity and thermal stability of organic matter under the post-agricultural evolution of Haplic Luvisol

<i>Filimonenko E.A., Kurganova I.N., Dimitryuk E.A., Lopes de Gerenu V.O., Uporova M.A., Zorina S.Y., Sokolova L.G., Dorofeev N.V., Samokhina N.P., Lichko V.I., Khodjaeva A.K., Kuzyakov Y.V.</i>	91
--	----

Microbiological indicators of soil carbon dynamics

<i>Semenov M.V.</i>	116
---------------------------	-----

Continuous model of soil organic matter quality: new perspectives for studying the carbon cycle in agricultural lands

<i>Yurova A.Yu., Kozlov D.N., Kholodov V.A., Kolchanova K.A.</i>	144
--	-----

Labile and stable organic matter components in agricultural soils

<i>Artemyeva Z.S., Kogut B.M.</i>	184
---	-----

Water-extractable organic matter and biological activity of sod-podzolic soils under main crops in the Non-Chernozem region with different mineral nutrition background

<i>Kholodov V.A., Ziganshina A.R., Danchenko N.N., Nikitin D.N., Danilova-Danilyan E.A., Semenov M.V., Kutovaya O.V., Krysanov S.A., Grigoreva I.I., Danilin I.V., Ivanova E.A.</i>	224
---	-----

Molecular composition of water-extractable organic matter in chernozem soils during barley cultivation in a vegetation experiment

<i>Farkhodov Yu.R., Danilin I.V., Yaroslavtseva N.V., Ziganshina A.R., Maksimovich S.V., Kholodov V.A.</i>	254
--	-----

Immobilization of laccase on clay minerals as a promising approach to enhance organic carbon sequestration in soils

<i>Zavarzina A.G., Demin V.V., Lisov A.V.</i>	272
---	-----

Physical mechanisms of carbon stabilization in soils (a review)

<i>Yudina A.V., Klyueva V.V., Timofeeva M.V., Semenov M.V., Bardashov D.R., Kochneva M.A., Mitichkin D.E., Fomin D.S., Romanenko K.A.</i>	309
---	-----

РЕДАКТОРСКАЯ КОЛОНКА

Предисловие

© 2025 г. А. Л. Иванов, Д. Н. Козлов

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

Острая необходимость преодоления глобальных проблем голода и изменения климата, национальный уровень обеспечения продовольственной безопасности в условиях ограниченности земельных ресурсов являются вызовом для сельского хозяйства, науки и политиков, ищущих инновационные решения для поддержания плодородия почв и прочного связывания в них атмосферного углерода. Ученые во всем мире признают потенциал секвестрации углерода в почве как действенного метода смягчения глобального потепления и одновременного повышения устойчивости сельского хозяйства за счет обеспечения социально-экономических и экологических функций почв в соответствии с биосферной парадигмой землепользования. Вместе с тем сохраняется острая потребность в методологических и аналитических инструментах количественной оценки органо-аккумулятивной функции почв как результата сложных взаимодействий в системе почва-растение-атмосфера на уровне от почвенной структуры до ландшафта. Достоверность и надежность прогноза динамики органического углерода в почвах различных режимов хозяйственного использования повышают эффективность мер рационального использования и охраны земельных ресурсов на местном, региональном и глобальном уровнях.

Данный выпуск объединяет статьи, последовательно раскрывающие базовые понятия в отношении накопления, секвестрации и депонирования органического углерода в почвах, современ-

ные представления о вещественном составе и структурно-функциональной организации почвенного органического вещества (ПОВ), физических, химических и биологических механизмах трансформации и стабилизации дисперсного, минерально-ассоциированного и окклюдированного органического вещества. Обсуждается, каким образом происходит взаимодействие почвенных минералов, органического вещества и почвенных микроорганизмов на процессном уровне в различных масштабах. Важные концепции, такие как насыщенность почвы углеродом, микробиологическое образование ПОВ и взаимосвязь почвенного углерода с минеральными частицами и агрегатами, часто ограничены из-за недостаточного понимания лежащих в их основе механизмов.

В этой связи особо стоит выделить проблематику численного моделирования динамики ПОВ. При дефиците данных, а также из-за многофакторности почвенной системы моделирование становится тем инструментом, с помощью которого можно заполнить пробелы в пространственном представлении и временной динамике почвенного органического углерода, а также объединить междисциплинарные знания о процессах поступления, трансформации и стабилизации ПОВ и на этой основе осуществить прогноз или оценку возможных сценариев направленного изменения его запасов. Подавляющее большинство существующих моделей описывают динамику ПОВ через дискретные пулы органического вещества с различной скоростью разложения. Подобный подход является аналитическим упрощением континуальной природы ПОВ. Новые возможности спектральных, калориметрических, термогравиметрических средств измерения почв открывают перспективы моделирования изменений качества ПОВ с помощью непрерывных функций его распределения по набору свойств, функционально связанных с независимыми механизмами трансформации и стабилизации органического вещества в почвах.

Несмотря на более чем полуторавековую историю изучения ПОВ как ключевого компонента плодородия почв, внедрение эффективных средств управления его балансом в сельском и лесном хозяйстве требует дальнейшего совершенствования научно-методического обеспечения и нормативно-правового регулирования. Задачи смягчения климатических изменений и адаптации к

ним придали этой проблеме новый импульс (Иванов и др., 2021). Материалы этого выпуска предвещают начало второго этапа реализации в 2026–2030 гг. важнейшего инновационного проекта государственного значения (ВИПГЗ) “Единая национальная система мониторинга климатически активных веществ” (Распоряжение Правительства Российской Федерации от 29 октября 2022 г. № 3240-р). Его цели посвящены обеспечению исполнения международных обязательств России в составе решений Рамочной конвенции ООН об изменении климата, а также Стратегии социально-экономического развития России с низким уровнем выбросов парниковых газов до 2050 г. (Распоряжение Правительства РФ от 29 октября 2021 г. № 3052-р).

Международно-признанные оценки экономически эффективного потенциала смягчения эмиссии парниковых газов в сельскохозяйственном землепользовании Российской Федерации на период 2020–2050 гг. составляют 198.9 млн т CO₂-экв. в год (Roe et al., 2021; IPCC, 2022). Из них 105.5 млн т CO₂-экв. в год – в результате накопления углерода в почвах сельскохозяйственных угодий за счет увеличения доли кормовых угодий и внедрения почвозащитных агротехнологий, направленных на увеличение поступления и гумификации органического вещества в почвах агроэкосистем и снижение темпов минерализации ПОВ. Однако значительная пространственная изменчивость и медленные временные изменения запасов ПОВ при смене агротехнологий затрудняют обнаружение краткосрочных изменений, а также разработку надежных и простых в применении платформ их валидации и верификации в составе природно-климатических проектов.

В ходе первого этапа ВИПГЗ обоснована программа наземного мониторинга баланса почвенного органического углерода в агроэкосистемах с учетом естественной пространственной и сезонной изменчивости запасов ПОВ, аналитических ошибок их определения. Помимо апробации и совершенствования методики наземного мониторинга запасов ПОВ агроэкосистем, для более широкого ряда единиц почвенно-климатического районирования Российской Федерации программа работ второго этапа будет расширена задачами: 1) исследования физических, химических и биологических механизмов стабилизации органического углерода

в почвах агроэкосистем; 2) обоснования наиболее эффективных почвозащитных систем земледелия и агротехнологий. Результатами станут регионально специфичные: 1) конверсионные коэффициенты ведения Национального кадастра антропогенных выбросов (2024) для трансформации сельскохозяйственных угодий и различных почвозащитных агротехнологий (адаптивно-ландшафтное земледелие, прямой посев и другие в различных сочетаниях); 2) наиболее эффективные в отношении формирования положительного баланса гумуса агротехнологии и практики производства сельскохозяйственной продукции. Кроме того, прямые результаты наземного мониторинга будут использованы при апробации, доработке и верификации моделей динамики почвенного углерода в задачах регионального обобщения результатов мониторинга и сценарного прогнозирования эмиссии парниковых газов в сельскохозяйственном землепользовании.

Материалы специального выпуска способствуют консолидации существующих исследовательских позиций и их развитию в интересах агрономического почвоведения, продовольственной и экологической безопасности страны и мира.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Иванов А.Л., Савин И.Ю., Столбовой В.С., Духанин Ю.А., Козлов Д.Н. Методологические подходы формирования единой Национальной системы мониторинга и учета баланса углерода и выбросов парниковых газов на землях сельскохозяйственного фонда Российской Федерации // Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева. 2021. Вып. 108. С. 175–218. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2021-108-175-218>.
2. Национальный кадастр антропогенных выбросов из источников и абсорбции поглотителями парниковых газов, не регулируемых Монреальским протоколом за 1990–2022 гг. М.: ИГКЭ, 2024. URL: <http://www.igce.ru/reports/>.
3. Dynarski K.A., Bossio D.A., Scow K.M. Dynamic Stability of Soil Carbon: Reassessing the “Permanence” of Soil Carbon Sequestration // Front. Environ. Sci. 2020. Vol. 8. 514701. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.514701>.
4. IPCC, 2022: Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change / H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegria, M.

Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (Eds.). Cambridge: Cambridge University Press, New York, 2022. 3056 p. DOI: <https://doi.org/10.1017/9781009325844>.

5. *Roe S., Streck C., Beach R., Busch J., Chapman M., Daioglou V., Deppermann A., Doelman J., Emmet-Booth J., Engelmann J., Fricko O., Frischmann C., Funk J., Grassi G., Griscom B., Havlik P., Hanssen S., Humpenöder F., Landholm D., ... Lawrence D.* Land-based measures to mitigate climate change: Potential and feasibility by country // *Global Change Biology*. 2021. Vol. 27. P. 6025–6058. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.15873>.

УДК 631.417.2

DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-10-69



Ссылки для цитирования:

Семенов В.М., Когут Б.М., Иванов А.Л. Почвенная секвестрация углерода в агроландшафтах: продовольственный императив климатической повестки // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2025. Вып. 124. “Почвенное органическое вещество”. С. 10-69. DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-10-69

Cite this article as:

Semenov V.M., Kogut B.M., Ivanov A.L., Soil carbon sequestration in the agro-landscapes: the food imperative of the climate agenda, Dokuchaev Soil Bulletin, 2025, 124, “Soil organic matter”, pp. 10-69, DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-10-69

Благодарность:

Публикация подготовлена в рамках Государственного задания Минобрнауки России “Комплексное исследование влияния природных и антропогенных факторов на состояние почвенных предшественников, источников и стоков парниковых газов, включая моделирование структурно-функциональной организации биогенных циклов и факторов разномасштабной динамики наземных экосистем в условиях изменяющейся среды” (ФИЦ ПНЦБИ РАН, рег. № 122040500037-6) и “Изучение органоминеральной системы почв как фактора-индикатора современного почвообразования” (ФГБНУ ФИЦ “Почвенный институт им. В.В. Докучаева”, рег. № 125042105333-9).

Acknowledgments:

The publication was prepared within the framework of the State assignment “Comprehensive study of the impact of natural and anthropogenic factors on the state of soil precursors, sources and sinks of greenhouse gases, including modeling of structural and functional organization of biogenic cycles and factors of multiscale dynamics of terrestrial ecosystems in a changing environment” (Reg. No. 122040500037-6, The Federal Research Center Pushchino Scientific Center for Biological Research) and “Study of the organomineral system of soils as a factor-indicator of modern soil formation” (Reg. No. 125042105333-9, FGBNU FIC “V.V. Dokuchaev Soil Science Institute”).

Почвенная секвестрация углерода в агроландшафтах: продовольственный императив климатической повестки

© 2025 г. В. М. Семенов^{1*}, Б. М. Когут^{2**},
А. Л. Иванов²

¹*Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения*

РАН – ФИЦ ПНЦБИ РАН, Россия,

142290, Пушкино, Московская область, ул. Институтская, 2,

<https://orcid.org/0000-0002-2539-6107>, e-mail: v.m.semenov@mail.ru.

²*ФИЦ “Почвенный институт им. В.В. Докучаева”, Россия,*

119017, Москва, Пыжевский пер, 7, стр. 2,

*^{**}<https://orcid.org/0000-0002-0565-2812>, e-mail: koqutb@mail.ru.*

*Поступила в редакцию 02.07.2024, после доработки 24.10.2024,
принята к публикации 21.01.2025*

Резюме: Приведены ориентировочные данные из российских и международных источников литературы по размерам секвестрации углерода наземными экосистемами, преимущественно почвами, на глобальном и региональном уровнях. При этом отмечено, что эти оценки слишком приблизительные, весьма дискуссионные и требуют надежной экспериментальной проверки. Высказано предположение, что близкие к реальным размеры почвенной секвестрации углерода на территории России и в Мире предстоит получить только в будущем, располагая данными долговременных мониторинговых исследований, базирующихся на современных подходах и методах, включая длительные полевые опыты. Рассмотрены формулировки понятия “почвенная секвестрация углерода” и дан критический анализ этих определений. Отмечены существенные различия терминов “почвенная секвестрация углерода” и “почвенное накопление углерода”, а также необходимость введения в научный оборот понятия “почвенное депонирование углерода”, акцентирующее внимание на длительности сохранения углерода в почве. При этом указано на то, что полная количественная оценка секвестрации углерода почвой должна включать в себя как количество поступившего в почву органического вещества и прирост $S_{орг}$ в почве, так и время, в течение которого углерод удерживается в почве. Представлен перечень основных причин и факторов, лимитирующих процесс секвестрации углерода в почвах. Обобщены литературные данные по накоплению углерода почвами при использовании различных углеродсеквестрирующих агротехнологий.

Сделан вывод, что почвы управляемых экосистем, занимая значительные площади в большинстве стран Мира, обладают существенным потенциалом секвестрации атмосферного углерода и перемещения его в состав почвенного органического вещества. Однако использование технологий и приемов, относящихся к углеродсеквестрирующим, не гарантирует устойчивого увеличения $C_{\text{орг}}$ в почве. Таким образом, целью климатически ориентированного сельского хозяйства должен стать разумный компромисс между климатическим и продовольственным аспектами углеродной проблемы, заключающийся в решении триединой задачи сохранения и/или повышения плодородия почв, увеличения урожая сельскохозяйственных культур и сокращения антропогенной эмиссии углекислого газа.

Ключевые слова: почвенный органический углерод; секвестрация углерода; накопление органического углерода; депонирование органического углерода; углеродсеквестрирующие технологии.

Soil carbon sequestration in the agro-landscapes: the food imperative of the climate agenda

© 2025 V. M. Semenov^{1*}, B. M. Kogut^{2**}, A. L. Ivanov²

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

2 Institutskaya Str., Pushchino 142290, Russian Federation,

**<https://orcid.org/0000-0002-2539-6107>, e-mail: v.m.semenov@mail.ru.*

²Federal Research Centre “V.V. Dokuchaev Soil Science Institute”,

7 Bld. 2 Pyzhevskiy per., Moscow 119017, Russian Federation,

***<https://orcid.org/0000-0002-0565-2812>, e-mail: kogutb@mail.ru.*

Received 02.07.2024, Revised 24.10.2024, Accepted 21.01.2025

Abstract: Indicative data from Russian and international literature sources on the extent of carbon sequestration by terrestrial ecosystems, mainly soils, at the global and regional levels are presented. It was noted, however, that these estimates were too approximate, highly debatable and require reliable experimental verification. It was suggested that close to real amounts of soil carbon sequestration in Russia and in the World will be obtained only in the future, with using data from long-term monitoring studies based on modern approaches and methods, including long-term field experiments. The terms of “soil carbon sequestration” were considered and a critical analysis of these definitions was given. Significant differences between the terms “soil carbon sequestration” and “soil carbon accrual” were noted, as well as the need to

introduce into scientific discourse the term of “soil carbon depositing”, emphasizing the long-term preservation of carbon in the soil. It was pointed out that a complete quantitative assessment of soil carbon sequestration should include both the amount of organic matter input into soil and the gain in soil C_{org} , as well as the time during which carbon is retained in the soil. A list of the main reasons and factors limiting the process of carbon sequestration in soils was presented. The literature data on soil carbon accrual under different carbon sequestration agrobiotechnologies were summarized. It was concluded that the soils in the managed ecosystems, occupying significant areas in most countries of the world, have a significant potential for sequestration of atmospheric carbon and its transfer into soil organic matter. However, the technologies and approaches adopted for carbon sequestration does not guarantee a sustainable increase in C_{org} in the soil. Thus, the goal of climate-smart agriculture should be a reasonable compromise between climate and food aspects of the carbon problem by solving the triune aim of maintaining and/or improving soil fertility, increasing crop yields and mitigating anthropogenic carbon dioxide emissions.

Keywords: soil organic carbon; carbon sequestration; organic carbon accrual; organic carbon depositing; carbon sequestration technologies.

ВВЕДЕНИЕ

Предсказываемые в прошлом угрозы глобального изменения климата стали реальностью в XXI в. Повышение температуры и увеличение числа и продолжительности экстремальных погодных условий провоцируют различные нарушения в экосфере с деградацией почв, утратой биоразнообразия и опустыниванием экосистем, усугубляя проблемы нехватки продовольствия и дефицита пресной воды. Основной причиной глобальных изменений климата считается изменение химии атмосферы Земли из-за чрезмерного увеличения концентрации углекислого газа и других “парниковых” газов (Ciais et al., 2013). Поэтому инвентаризация источников, идентификация стоков, количественная оценка пулов и потоков углерода (C) являются базовыми условиями в разработке стратегии и выборе тактики, направленных на смягчение последствий изменения климата. Стоком углерода обозначают территорию или экосистему, которая поглощает больше CO_2 , чем выделяет. Источником выбросов (эмиссии) принято считать процесс, производство, территорию или экосистему, которые выделяют больше углекислого газа, чем поглощают. Под секвестрацией уг-

лерода подразумевают перенос атмосферного CO_2 в долгоживущий пул углерода (например, геологический, океанический, биотический, почвенный). Почвы могут выступать как источником, так и стоком углерода (Заварзин, Кудеяров, 2006), в зависимости от землепользования, управления экосистемами, объемов поступления биомассы, микроклиматических условий и биоклиматических изменений. Даже небольшие изменения запасов углерода в почве могут сильно повлиять на его содержание в атмосфере.

Суммарные антропогенные выбросы C-CO_2 за 1850–2022 гг. составили 695 ± 70 млрд т С, при этом соответственно 70 и 33% от этого объема пришлось на период с 1960 и с 2000 гг. (Friedlingstein et al., 2023). Сжигание ископаемого топлива и изменение землепользования (выбросы в результате вырубки лесов, сжигания биомассы, преобразования природных экосистем в сельскохозяйственные, осушения водно-болотных угодий и обработки почвы) являются главными антропогенными источниками CO_2 . Выбросы CO_2 из этих двух источников за 1850–2022 гг. оцениваются в 477 ± 25 и 220 ± 65 млрд т соответственно, составляя в среднем 9.6 и 1.3 млрд т С /год в течение 2013–2022 гг. (9.9 и 1.2 млрд т С /год в 2022 г.) (Friedlingstein et al., 2023). Агропродовольственная система является третьим по величине антропогенным источником диоксида углерода после энергетики и транспорта, давая 21–37% выбросов и возрастая примерно на 1% в год (Lal, 2023; Li et al., 2023). Большинство агроэкосистем, главным образом из-за недостаточной продуктивности, являются чистым источником эмиссии CO_2 (Кудеяров, 2015; Башкин, 2023).

В свою очередь кумулятивные с 1850 г. величины поглощения CO_2 наземными экосистемами составили 225 ± 55 млрд т С, что эквивалентно 32% от антропогенной эмиссии (Friedlingstein et al., 2023). В 2022 г. наземный сток CO_2 составил 3.8 млрд т/год, что выше среднего показателя за предыдущее десятилетие (3.3 млрд т С/год). Сток углерода на суше почти равен выбросам, связанным с землепользованием, что делает глобальную сушу почти углерод-нейтральной в течение всего периода 1850–2022 гг.

Решение проблемы избыточного углерода в атмосфере видится в первую очередь за счет глубокой декарбонизации (обезуглероживания) промышленности, энергетики, транспорта и сель-

скохозяйственного производства, уменьшения объемов сжигания ископаемого топлива и концентрации CO_2 в выбросах (Johnson et al., 2023; Sroufe, Watts, 2022). В дополнение к сокращению углеродсодержащих выбросов рассматривается возможность удаления CO_2 из атмосферы, используя практические способы по рекарбонизации (обуглероживанию) почвы и биомов (FAO and ITPS, 2021). Рекарбонизация управляемых экосистем достигается посредством облесения вырубок, неудобий и деградированных земель, повышения биопродуктивности сельскохозяйственных культур и проградационного накопления органического углерода ($C_{\text{орг}}$) в почве до уровня ненарушенных или естественных экосистем (Baveye et al., 2020; Lal, 2023; Lal et al., 2012). Акцент на рекарбонизацию почвы вполне объясним, поскольку исторические потери углерода почвой составили от 42–78 (Lal, 2004a; Lal, 2004b) до 115–154 млрд т (Lal, 2018; Sanderman et al., 2017). В подтипах серой лесной почвы содержится на 26–59% меньше $C_{\text{орг}}$, чем в естественных экосистемах (Лебедева и др., 2024), сельскохозяйственные почвы России обеднены $C_{\text{орг}}$ в среднем на 16% (Иванов, Столбовой, 2019), а в мире – на 25–75% (Lal, 2010).

В развитие идеи рекарбонизации почв выдвинута инициатива “4 промилле”, в рамках которой предлагается увеличивать содержание $C_{\text{орг}}$ в почве на величину, эквивалентную ежегодному поступлению CO_2 в атмосферу при сжигании ископаемого топлива (Minasny et al., 2017). Соотнося 8.9 млрд т C-CO_2 выбросов в 2015 г. с глобальными запасами $C_{\text{орг}}$ в 2-метровом слое почвы в 2 500 млрд т получают 0.004 или 0.4% (Minasny et al., 2017). Ежегодное увеличение содержания $C_{\text{орг}}$ на 0.4% в 0–40-сантиметровом слое почвы, что эквивалентно 3.5 млрд т углерода ежегодно, рассматривается как целевой показатель инициативы “4 промилле”. Аналогичным образом рассчитываются национальные ориентиры прироста $C_{\text{орг}}$ в почве, чтобы достичь целей, декларируемых этой инициативой. Для России спрогнозирован самый оптимистичный целевой показатель прироста $C_{\text{орг}}$ в почве в пределах 0.2–0.6% (Иванов, Столбовой, 2019; Li et al., 2023), что близко к таковым для Австралии (0.2–0.9%) и Канады (0.1–1.0%) (Li et al., 2023). Гораздо труднее достичь цели инициативы Китая (2.9–11.1%), Индии (2.7–10.8%), Великобритании (2.5–6.8%), США (2.3–8.0%) и

Франции (1.5–4.9%) (Li et al., 2023). Однако эти прогнозные оценки слишком приблизительны, весьма дискуссионные и требуют надежной экспериментальной верификации. Они не обеспечены в достаточной степени большими базами данных, полученными с использованием современных подходов и методов.

Рекарбонизацию почв предложено осуществлять путем почвенной секвестрации углерода. Считается, что это технологически легкий, экономически эффективный и экологически дружелюбный инструмент управления экосистемами и потоками углерода, позволяющий перемещать атмосферный углерод в почву (Lal, 2004a; Lal, 2004b). Почвенная секвестрация углерода предусматривает увеличение нетто-потока углерода из атмосферы в биомассу наземных экосистем в виде чистой первичной продуктивности (NPP) и, соответственно, поступления углерода NPP в почву, где большая часть секвестрированного углерода может быть сохранена в течение длительного времени. Глобальный потенциал почвенной секвестрации углерода оценивается от 1.45 до 3.44 млрд т С/год (Lal, 2018). Хотя естественные лесные экосистемы являются крупнейшим резервуаром (более 80% углерода наземной биомассы и более 70% всего почвенного C_{org}) и основным наземным стоком углерода (2/3 общего количества углерода, поглощаемого наземными объектами) (Smith, 2004; Alemu, 2014), их секвестрирующий потенциал меньше, чем агроэкосистем. При прочих равных условиях потенциал почвенной секвестрации углерода уменьшается в следующей последовательности: деградированные почвы и опустыненные экосистемы > пахотные земли > пастбища > лесные угодья и многолетние культуры (Lal, 2004a). Наибольшим потенциалом секвестрации обладают агроэкосистемы лесоводческой специализации (Mayer et al., 2022). Глобальная средняя скорость секвестрации в агроэкосистемах колеблется от 0.05 до 1 т/га в год (Lal, 2018). Пахотные земли во всем мире могут секвестрировать от 0.44–0.68 (Lessmann et al., 2022) до 0.90–1.85 млрд т/год, т. е. 26–53% от целевого показателя инициативы “4 промилле” (Zomer et al., 2017). Однако размеры почвенной секвестрации в управляемых экосистемах сильно варьируют в зависимости от используемых приемов и факторов окружающей среды, скорость секвестрации непостоянна и замедляется с течением времени по

мере насыщения почвы углеродом, а сохранность секвестрированного углерода в почве не столь долговечна, чтобы оказывать смягчающее влияние на климат (Baveye et al., 2020; Poulton et al., 2018; Schlesinger, Amundson, 2019; Rumpel et al., 2020). Близкие к реальным оценки почвенной секвестрации углерода на глобальном и региональном уровне еще предстоит получить только в будущем, располагая данными длительных мониторинговых исследований.

Органический углерод почвы рассматривается как естественный регулятор в системе природных климатических решений (Bossio et al., 2020). Широкое распространение получают идеи “климатически ориентированных” сельского хозяйства, ландшафтов, почв (climate-smart agriculture; climate-smart landscapes, climate-smart soils) (Lipper et al., 2014; Paustian et al., 2016; Scherr et al., 2012). Целью этих разработок является создание низкоэмиссионной агропродовольственной системы с высоким потенциалом секвестрации углерода, поддерживающей устойчивость почвы и земледелия к климатическим изменениям, способствующей замедлению изменений климата и обеспечивающей продовольственный потенциал почвы и сельского хозяйства. Однако цели и технологические решения климатически ориентированной секвестрации углерода не всегда и не во всем совпадают с целями и способами углеродсеквстрационного повышения плодородия почвы, направленного на получение дополнительного урожая культур. Такие эффективные способы секвестрации углерода, как залесение, перевод в залежь или производство биочара с последующей заделкой в почву, диссонируют с задачами сельскохозяйственного производства и продовольственной безопасности (Paustian et al., 2016). Высказано мнение, что углерод должен служить почве, а не почва углероду (Moinet et al., 2023).

Таким образом, почвенная секвестрация углерода является поливекторной, многоуровневой и долговременной стратегией, сочетающей достижения разных наук и технологические решения производств с экономическими, природоохранными и гуманитарными выгодами. Однако текущие объемы почвенной секвестрации углерода остаются все еще малыми, а темпы распространения углеродсеквестрирующих технологий в практике слишком медленными, чтобы получать ощутимые практические результаты. Нет

полного понимания основных принципов почвенной секвестрации углерода, отличия секвестрации от других, близких по смыслу понятий, как поглощение, сток, депонирование, что мешает сравнивать эффективность разных технологических решений и выбирать наиболее точные и релевантные критерии оценки. Идея почвенной секвестрации углерода девальвируется из-за нереальности целевых величин прироста $C_{\text{орг}}$ в почве, которые могли бы повлиять на содержание CO_2 в атмосфере. Нет удовлетворительного экономического обоснования выгоды включения углеродсеквестрирующих технологий в практику хозяйствования, не предложено способов компенсации затрат на эти технологии. С какой целью осуществлять почвенную секвестрацию углерода, ориентируясь на климатическую повестку или решая вопросы плодородия почвы и производства продуктов питания: чтобы больше поступало органического вещества в почву, и оно быстрее включалось в почвенное органическое вещество или, наоборот, было устойчивым к разложению и дольше хранилось в почве? Иными словами, какая повестка, климатическая или продовольственная, более актуальна и востребована для общества и экономики, что важнее для земледелия: адаптироваться к изменениям климата или решать вопросы плодородия почвы? Какова должна быть длительность мониторинга запасов углерода в почве и биопродуктивности растений, чтобы удостовериться в реальности почвенной секвестрации? Каковы размеры почвенной секвестрации углерода в разных почвенно-климатических областях и экосистемах с превалированием тех или иных систем земледелия, и достаточно ли секвестрированного количества для повышения содержания $C_{\text{орг}}$ в почве на величину выше сезонной, пространственной и аналитической ошибки? От ответа на эти вопросы зависит подбор практических мер по выбору способов и технологий секвестрации углерода и его сохранения в почве, формирование мониторинговых программ и наполнение их соответствующими индикаторами.

ПОЧВЕННАЯ СЕКВЕСТРАЦИЯ УГЛЕРОДА: КОНЦЕПТУАЛЬНЫЕ И ТЕРМИНОЛОГИЧЕСКИЕ РАЗНОЧТЕНИЯ

Понятие и термин “почвенная секвестрация углерода” проч-

но вошли в обиход с 1990–2000-ых годов, претерпев за три десятилетия как смысловые уточнения, так и упрощения и даже искажения. Встречается множество интерпретаций и толкований почвенной секвестрации углерода, что зачастую является причиной противоречивых или даже ошибочных выводов, в том числе в отношении ее практической результативности. Из 100 последних статей Web of Science по углероду в почве, опубликованных в последнее время, только в 4 правильно использовался термин секвестрация углерода. В 13 статьях секвестрация углерода отождествлялась с запасами углерода (Don et al., 2023). Наиболее часто происходит ошибочное отождествление понятий “почвенная секвестрация углерода” и “хранение углерода в почве” (Chenu et al., 2019; Baveye et al., 2023; Don et al., 2023). Нередко под почвенной секвестрацией углерода понимается его стабилизация в почве.

Секвестрация углерода в широком смысле – это абиотическое или биотическое улавливание (поглощение) атмосферного CO_2 и перемещение связанного углерода в другие долгоживущие резервуары для безопасного хранения (Lal, 2008). Почва, за малым исключением, связанным с деятельностью автотрофных бактерий и водорослей, не поглощает атмосферный углерод. Почвенная секвестрация углерода представляет собой разновидность биотической (фотосинтетической) секвестрации. По одному из ранних определений под почвенной секвестрацией углерода понимался *“перевод атмосферного углерода в органическое вещество наземных экосистем и долговременное его сохранение в резервуаре почвенного органического вещества с минимальным риском немедленного возврата в атмосферу”* (Семенов и др., 2008). В уточненном определении почвенная секвестрация углерода рассматривается как *“перевод CO_2 атмосферы в живое органическое вещество растений (фотосинтез) с последующей трансформацией формирующейся мортмассы в почвенное органическое вещество (гумус) с периодом полного разложения (минерализации) составляющих его новообразованных компонентов от 10 до 100 лет”* (Когут и др., 2021). Наиболее употребляемым является следующее определение почвенной секвестрации углерода (Olson, 2013; Olson et al., 2014): *“процесс переноса CO_2 из атмосферы в почву земельной единицы посредством растений, растительных остатков и*

других органических твердых веществ, которые хранятся или удерживаются в почве данной земельной единицы как часть почвенного органического вещества (гумуса)”.

Научная интерпретация и практическая реализация идеи почвенной секвестрации углерода регламентируется несколькими положениями и принципами (Когут и др., 2021; Lal, 2008; Chenu et al., 2019; Olson, 2013; Olson et al., 2014; Brock et al., 2023). Во-первых, поглощение CO_2 растениями, образование первичной продукции фотосинтеза, поступление мортмассы в почву и включение в почвенное органическое вещество (ПОВ) с разложением и стабилизацией – взаимосвязанные и равноправные этапы почвенной секвестрации углерода. Во-вторых, время удерживания (хранения) секвестрированного углерода в почве (наземном резервуаре) может варьировать от краткосрочного, но не сразу эмитируемого обратно в атмосферу, до долговременного. В-третьих, почвенная секвестрация углерода должна привести к чистому снижению уровня CO_2 в атмосфере в виде прироста биомассы растений и обеспечивать чистое увеличение содержания и запасов $\text{C}_{\text{орг}}$ в почве за конкретный промежуток времени до уровня, превышающего предыдущий базовый уровень. В-четвертых, секвестрированным является углерод, поступающий непосредственно из атмосферы и в пределах конкретной земельной единицы с четко выраженными границами (деланка, поле, ферма, угодье, ландшафт).

Углерод, поступивший в почву естественным или искусственным путем из перемещенных источников (органические удобрения, растительные остатки, эрозионные отложения), не относится к секвестрированному. Следует различать почвенную секвестрацию углерода и почвенное хранение углерода. Хранение применимо к увеличению запасов $\text{C}_{\text{орг}}$ с течением времени в почвах данной земельной единицы, не обязательно связанное с чистым удалением CO_2 из атмосферы.

Чтобы сгладить терминологические и понятийные разночтения, было предложено разграничить понятия “секвестрация углерода в почве”, “запасание (хранение) углерода в почве” (Soil Carbon Storage) и “накопление почвенного углерода” (Soil Carbon Accrual) (Don et al., 2023). Под накоплением почвенного углерода понимается “увеличение запаса $\text{C}_{\text{орг}}$ на данной единице площади,

начиная с первоначального запаса или по сравнению с обычным значением”, а под хранением углерода – *“размер почвенного пула $C_{орг}$, т. е. его содержание или запас”*. Секвестрация углерода в почве в новой трактовке – это *“процесс переноса углерода из атмосферы в почву через растения или другие организмы, который удерживается в виде почвенного органического вещества, что приводит к увеличению глобальных запасов углерода в почве”* (Don et al., 2023). Подчеркивается, что накопление почвенного углерода и размер почвенного пула не всегда связаны с секвестрацией углерода (Don et al., 2023). Например, накопление $C_{орг}$ на одном участке может происходить за счет эрозионных отложений. Однако параллельно происходит истощение запасов $C_{орг}$ на другом участке, откуда осадок был получен, и, таким образом, чистого прироста $C_{орг}$, т. е. секвестрации углерода, не происходит. Аналогична ситуация и с внесением навоза, поскольку органическое вещество просто перемещается из одного места и концентрируется в другом месте (Кудеяров, 2023; Brock et al., 2023; Olson et al., 2014). Секвестрирующий эффект свойственен навозу лишь в случае его внесения в удобрительных целях, и в случае прироста не только $C_{орг}$ в почве, но и урожая культур под действием навоза.

Предложенное Don et al. (2023) определение секвестрации углерода в почве сразу же было подвергнуто критике (Muñoz et al., 2024), поскольку оно является неполным и не учитывает время удерживания углерода в почве и состояние сохраняемого углерода. Определение секвестрации углерода через призму климатической повестки должно четко включать в себя время, в течение которого углерод сохраняется в экосистеме и выводится из атмосферы, тем самым снижая свой вклад в парниковый эффект. Этому требованию в полной мере отвечает упомянутое выше наше уточненное определение почвенной секвестрации углерода, согласно которому секвестрированный углерод представлен органическим веществом медленного пула “с периодом полного разложения (минерализации) составляющих его новообразованных компонентов от 10 до 100 лет” (Когут и др., 2021). Целесообразно, по видимому, ввести в научный и практический оборот такое новое понятие, как почвенное депонирование органического углерода (Soil Carbon Depositing), которое отражало бы отдельный этап

биогеохимического цикла углерода. Под почвенным депонированием углерода понимается *“долговременное сохранение органического углерода преимущественно в виде гумуса со временем оборачиваемости (разложение и минерализация) составляющих компонентов >100 лет в верхнем 0–30(50) см слое почв и/или захоронение неживого органического вещества в почвенном профиле глубже 50(100) см”* (Когут и др., 2021). Если почвенная секвестрация углерода предусматривает удаление CO_2 из атмосферы за счет получения новой биомассы и включение ее в состав почвенного органического вещества, то депонирование направлено на стабилизацию разлагающегося материала и сохранение $\text{C}_{\text{орг}}$ в почве. Депонированный углерод представлен защищенными от разложения компонентами и сосредоточен в стабильном пуле. В отличие от депонирования накопление и запасание органического углерода (Soil Carbon Accrual, Soil Carbon Storage) относятся одновременно как к стабильным и лабильным, так и к защищенным и незащищенным пулам и фракциям.

Полная количественная оценка почвенной секвестрации углерода должна включать в себя как количество поступившего в почву органического вещества и прирост $\text{C}_{\text{орг}}$ в почве, так и время, в течение которого углерод удерживается в почве (возраст или время оборачиваемости). Чтобы совместить два последних критерия и учесть эти факторы вместе, нужно оценивать не только прирост валового $\text{C}_{\text{орг}}$ в почве, но и минерально-ассоциированного углерода (MAOM), которым представлен депонированный углерод (Семенов и др., 2023б; Kögel-Knabner et al., 2022). Другой подход раздельной оценки почвенной секвестрации и депонирования углерода состоит в аналитическом измерении размеров медленного и пассивного пулов ПОВ соответственно (Когут и др., 2016; Семенов и др., 2023в).

Различные биомы, культуры, технологии отличаются по углеродсеквестрирующему потенциалу почв. Потенциал секвестрации углерода (Carbon Sequestration Potential) представляет собой максимальное увеличение или уменьшение запасов $\text{C}_{\text{орг}}$ в пределах конкретного участка и глубины почвы в основном 0–20 (0–30) см в течение определенного периода времени (Tiefenbacher et al., 2021). Отрицательный потенциал секвестрации углерода указыва-

ет на нетто-потери почвенного $C_{орг}$, в то время как положительный потенциал секвестрации свидетельствует об увеличении запасов углерода. По нашему мнению, использование понятия отрицательного потенциала секвестрации весьма спорно. При определении потенциала секвестрации по изменению запасов $C_{орг}$ в почве более правильным будет говорить не о потенциале секвестрации или скорости секвестрации, а о потенциале (скорости) накопления углерода в почве (Carbon Accrual Potential, Carbon Accrual Rate).

Согласно первым оценкам, сельскохозяйственные почвы могут секвестрировать (накапливать) от 0.05 до 1.2 т С/га/год (Lal, 2004a). Было отмечено, что скорость секвестрации (накопления) углерода выше при прохладном климате, в почвах с сильно истощенным пулом $C_{орг}$ и в плохо дренированных почвах. Скорость накопления углерода при использовании углеродсеквестрирующих мероприятий (технологий, приемов) уменьшается в следующей последовательности: восстановление деградированных почв > агролесоводство $\geq$ почвозащитная обработка $\geq$ противоэрозионные мероприятия > оптимизация питания растений, в том числе, унавоживание > регулирование водного режима почвы, в том числе, ирригация > покровные культуры (Lal, 2004a). Хотя темпы накопления углерода различаются в зависимости от страны и климатических условий, существует тенденция уменьшения скорости накопления по типам используемых технологий: облесение (агролесоводство) > залужение и перевод пашни в пастбища = органические добавки > внесение остатков > минимальная или нулевая обработка почвы > севооборот (Minasny et al., 2017). Результаты мета-анализа показали следующую последовательность уменьшения скорости накопления углерода, свойственную разным технологическим проектам и средствам секвестрации: биочар > агролесоводство = выращивание лигноцеллюлозных культур > компост > покровные культуры > культуры с глубокопроникающей корневой системой > no-till и минимальная обработка почвы > навоз и органическое земледелие > диверсификация севооборотов > минеральные удобрения > ирригация (Tiefenbacher et al., 2021). Сходная последовательность уменьшения скорости накопления $C_{орг}$ в почве при использовании разных агроприемов была получена и в другом обобщении (Wu, 2023), что позволило автору рекомендо-

вать агролесоводство и лесовосстановление в качестве наиболее эффективного углеродсеквестрирующего приема.

Нами обобщены и проанализированы материалы, приведенные в работах Minasny et al. (2017), Tiefenbacher et al. (2021) и Wu (2023), в результате чего получены данные по средним скоростям накопления в почве секвестрированного углерода – от 0.05 до 1.84 т С/га/год (табл. 1).

Самый высокий потенциал накопления почвенного углерода свойственен применению биочара. Изменение землепользования путем облесения и агролесоводства, либо залужения пахотных земель дает увеличение запасов $C_{\text{орг}}$ на 0.78 и 0.42 т С/га/год соответственно. При использовании традиционных технологий секвестрации потенциал накопления углерода составляет 0.16–0.70 т С/га/год, уменьшаясь в ряду: компост > навоз > покровные культуры > растительные остатки и солома > нулевая и минимальная обработка почвы > севооборот > минеральные удобрения. Для сравнения, по результатам длительных полевых опытов, обобщенных в обзоре (Bolinder et al., 2020), самые высокие средние размеры накопления $C_{\text{орг}}$ в почве получены при внесении навоза (0.41 т С/га/год), а при возделывании покровных культур, внесении азотных удобрений и заделки растительных остатков соответственно 0.33, 0.23 и 0.12 т С/га/год. По другим расчетам внесение органических удобрений дает прирост запасов $C_{\text{орг}}$ в почве 0.60, заделка растительных остатков – 0.21, минимизация обработки почвы – 0.18, увеличение разнообразия культур в севообороте – 0.18 и повышение доз минеральных удобрений – 0.15 т С/га/год (Lessmann et al., 2022). Мета-анализ этих авторов указывает на увеличение скорости накопления $C_{\text{орг}}$ от совмещения углеродсеквестрирующих приемов, при этом удобрения давали более выраженный эффект, чем минимизация обработки почвы или диверсификация севооборотов. Наибольший эффект был обнаружен при совместном внесении соломы и минеральных удобрений (0.86 т С/га/год), далее шло совместное внесение минеральных и органических удобрений (0.70 т С/га/год). Сбалансированное по N, P и K минеральное удобрение оказывало более выраженный эффект (0.33 т С/га/год), чем несбалансированное или одно азотное удобрение (0.18 и 0.06 т С/га/год).

Таблица 1. Потенциал накопления углерода в почве при использовании разных способов управления секвестрацией, т С/га/год

Table 1. Soil carbon accrual potential under different sequestration management practices

Практика секвестрации	Minasny et al., 2017	Tiefenbacher et al., 2021	Wu, 2023	Среднее
Внесение биочара	Нет данных	1.60 (1.09–2.11)	2.07	1.84
Агролесоводство, в том числе облесение и возделывание лигноцеллюлозных культур	0.81 (0.26–2.50)	0.84 (0.62–1.05)	0.70 (от –3.02 до 6.76)	0.78
Внесение компоста	0.53 (0.24–1.00)	0.71 (0.31–1.12)	0.85	0.70
Залужение пахотных земель	0.54 (0.10–1.45)	Нет данных	0.30 (от –0.89 до 1.00)	0.42
Внесение навоза	0.54 (0.10–0.99)	0.29 (0.16–0.42)	0.28 (0.03–0.63)	0.37
Культуры с глубокопроникающей корневой системой	Нет данных	0.37 (0.27–0.49)	Нет данных	0.37
Покровные культуры	0.38 (0.20–0.50)	0.40 (0.26–0.54)	0.24 (0.09–0.39)	0.34
Органическое земледелие	Нет данных	0.29 (0.18–0.39)	Нет данных	0.29

Продолжение таблицы 1

Table 1 continued

Практика секвестрации	Minasny et al., 2017	Tiefenbacher et al., 2021	Wu, 2023	Среднее
Растительные остатки	0.45 (0.10–0.89)	0.17 (0.10–0.24)	0.25 (0.11–0.39)	0.29
Нулевая и минимальная обработка почвы	0.27 (0–0.51)	0.34 (0.17–0.51)	0.21 (от –0.85 до 0.92)	0.27
Диверсификация севооборота	0.18 (0.16–0.20)	0.22 (0.10–0.33)	0.15	0.18
Минеральные удобрения	0.21 (0.03–0.31)	–0.02 (от –0.23 до 0.19)	0.30 (0.10–0.40)	0.16
Орошение	Нет данных	0.07 (0.05–0.10)	0.03	0.05

Нулевая и минимальная обработка почвы увеличивали $C_{\text{орг}}$ в почве по сравнению с интенсивной обработкой на 0.24 и 0.14 т С/га/год соответственно, севообороты с многолетними культурами давали большее приращение $C_{\text{орг}}$, чем севообороты с покровными культурами (0.29 и 0.15 т С/га/год соответственно).

Среди стран мира самое высокое приращение секвестрированного углерода в почве за 20 лет свойственно США (0.62–1.27 т С/га/год), как и самый высокий годовой потенциал накопления углерода на уровне 1.2–2.6 млрд т (Zomer et al., 2017). Далее следует Индия, где при примерно таком же среднем приросте углерода на гектар (0.63–1.27 т С/га/год) может накопиться 1.0–2.1 млрд т. Достаточно высоким потенциалом накопления углерода характеризуются Китай и Россия. Размеры прироста углерода в этих странах оцениваются в 0.55–1.12 и 0.50–1.02 млрд т, а общий потенциал накопления для земель сельскохозяйственного назначения в 0.65–1.34 и 0.63–1.29 млрд т соответственно.

Таким образом, почвы управляемых экосистем, занимая значительные площади в большинстве стран мира, обладают существенным потенциалом секвестрации атмосферного углерода и перемещения его в состав почвенного органического вещества. Однако использование технологий и приемов, относящихся к углеродсеквестрирующим, не гарантирует устойчивого прироста $C_{\text{орг}}$ в почве. Для одних и тех же приемов размеры накопления $C_{\text{орг}}$ в почве настолько вариабельны, что трудно спрогнозировать ожидаемый эффект секвестрации от их применения, но, с другой стороны, можно подобрать условия для максимизации секвестрации. И, наконец, применение нескольких углеродсеквестрирующих технологий одновременно может способствовать не только более стабильному накоплению $C_{\text{орг}}$ в почве, но и дать аддитивный или синергетический эффект.

ФАКТОРЫ, ЛИМИТИРУЮЩИЕ ПОЧВЕННУЮ СЕКВЕСТРАЦИЮ УГЛЕРОДА

Текущие оценки глобального потенциала почвенной секвестрации углерода сельскохозяйственными землями колеблются от 0.1 до 2 млрд т/год (Lessmann et al., 2022). При самых оптими-

стичных оценках с учетом деградированных почв, пастбищных земель, многолетних насаждений и урбанизированных территорий – 1.45–3.44 млрд т/год (Lal, 2018), что соответствует только 14–35% от объемов выбросов углерода при сжигании ископаемого топлива. Правомочен вопрос, есть ли объективные предпосылки для увеличения объемов связывания CO_2 землями сельскохозяйственного назначения и какие причины могут лимитировать климато-оптимизирующую роль почвенной секвестрации углерода в агроэкосистемах в настоящее время и в будущем?

Первое ограничение состоит в том, что почвенная секвестрация углерода лимитируется в большей степени фотосинтезом и объемами NPP, чем почвенными процессами и свойствами (Janzen et al., 2022). Как известно, в пределах конкретной территории величина чистого накопления атмосферного углерода в почве равняется разнице между поступлением в почву углерода в результате фотосинтеза и потерей углерода в виде CO_2 или CH_4 в результате биотического метаболизма, включая дыхание в эрозионных отложениях или филтратах. Установив чистое поступление углерода NPP в почву, долю удаленной биомассы и потери углерода в результате краткосрочного разложения биомассы и собственно ПОВ, оказалось, что максимальное поступление углерода в почву сельскохозяйственных земель составляет 0.44 млрд т/год, а максимальная чистая скорость секвестрации – 0.14 млрд т/год (Janzen et al., 2022). Полученная величина секвестрации оказалась значительно меньше, по сравнению с большинством известных оценок, и составляет около 1.5% от глобальных выбросов сжигаемого топлива.

Современное количество синтезируемой в ходе фотосинтеза биомассы реально ограничивает годовую глобальную секвестрацию углерода в культивируемых почвах. Теоретическая эффективность фотосинтетического преобразования энергии C_3 и C_4 –растениями составляет около 4.6 и 6% соответственно, а в полевых условиях – менее одной трети от этих значений (Zhu et al., 2008). В проблеме секвестрации углерода необходимо одинаково внимательно обращать внимание как на почвенные процессы, так и на экосистемные, начиная с фотосинтеза. Надо также иметь в виду, что увеличение NPP агроэкосистем будет лимитироваться, в

свою очередь, наличием в почве питательных веществ, особенно азота (van Groenigen et al., 2017). Эти авторы подсчитали, что для связывания в сельскохозяйственных почвах мира 1.2 млрд т С/год, как это обозначено в рамках инициативы “4 на 1000”, потребуется 0.1 млрд т N/год, что намного превышает экологически безопасную для экосистем норму.

Вторая причина ограниченного потенциала агроэкосистем в решении климатических проблем заключается в небольшой фактической доле свежего органического вещества, поступающего в почву, которого недостаточно для значимого сдвига запасов почвенного углерода. Рост урожайности зерновых культур в последние десятилетия был достигнут в основном за счет повышения доли основной продукции. В США с 1940 по 2000 гг. урожайность сельскохозяйственных культур возросла в 1.9–4.4 раза, тогда как прирост массы растительных остатков составил всего лишь 1.0–2.5 раза (Johnson et al., 2006). В почвенно-климатических условиях Республики Беларусь были получены следующие коэффициенты пересчета зерна в побочную продукцию: соя – 2.2, яровой и озимый рапс – 2.0, подсолнечник – 1.9, гречиха и просо – 1.5, горох – 1.4, озимая рожь – 1.3, кукуруза и люпин – 1.2, овес, яровая и озимая пшеница – 1.1, яровой ячмень – 0.9 (Богатырева и др., 2016). Из приведенных этими авторами данных следует, что чем выше урожай зерна, тем меньше выход побочной продукции. Таким образом, при урожае зерна этих культур на уровне 20 ц/га в почву с побочной продукцией могло бы поступать 0.91–1.90 т С/га, а при урожае 50 ц/га – 1.59–4.54 т С/га.

Надо иметь в виду, что преобладающая часть побочной продукции сельскохозяйственных культур используется на хозяйственные нужды, в том числе на корм и содержание животных, изготовление волокон, биотопливо. На протяжении 20-го столетия использование на хозяйственные нужды послеуборочных растительных остатков увеличилось с 0.5 до 1.6 млрд т/год при росте урожайности сельскохозяйственных культур с 0.3 до 1.8 млрд т С/год (Krausmann et al., 2013). Хозяйственное использование побочной продукции сопровождается перемещением биомассы за пределы места произрастания растений. Как следствие, органическое вещество на месте произрастания растений поступает в почву

преимущественно в виде пожнивно-корневых остатков. В лесостепной зоне России у зерновых и зернобобовых культур на долю послеуборочных остатков приходится 1/4–1/5 сухой массы растения, при этом стерня составляет 1/6–1/10 массы, а доля корней не превышает 10% (Суховереева, 2022). Количество углерода, привносимого в пахотный слой почвы с корневыми остатками (0.08–1.07 т С/га) и стерней (0.11–0.78), варьирует в диапазоне 0.44–0.97 (0.20–1.71) т С/га и убывает в ряду: озимая пшеница > яровая пшеница > овес > ячмень > соя.

Простые расчеты показывают, что за счет поступления пожнивно-корневых остатков содержание $C_{орг}$ в почве верхнего слоя 0–30 см с объемной массой 1.2 г/см³ может увеличиться лишь на 0.005–0.05%, а при полной заделке всей побочной продукции – на 0.01–0.13% от массы почвы. Соответственно, поступающий с пожнивно-корневыми остатками и побочной продукцией углерод составит всего лишь 0.5–3% и 0.2–1.1% от запасов углерода в дерново-подзолистой почве и черноземе. Вклад углерода побочной продукции, если она будет полностью заделана в дерново-подзолистую почву и в чернозем, не превысит 1.5–8 и 0.6–4% от запасов углерода в 0–30-сантиметровом слое этих почв. По другим оценкам за счет применения минеральных удобрений и минимизации обработки почвы, почва способна депонировать не более 0.1% $C_{орг}$ от массы верхнего слоя почв (Шарков, Антипина, 2022). Таким образом, поступающие с растительной биомассой количества углерода не достаточны для быстрой и устойчивой рекарбонизации пахотной почвы. При этом надо иметь в виду, что фактический прирост $C_{орг}$ в почве от поступления растительных остатков или навоза будет многократно ниже из-за подверженности свежего органического материала интенсивной микробной трансформации, ведущей к эмиссионным потерям как внесенного, так и содержащегося в почве углерода, в том числе в результате прайминг-эффекта.

Быстрое разложение и низкое удерживание в почве углерода растительных остатков и навоза, как основных органических материалов, аккумулирующих секвестрированный углерод, является третьей причиной, ограничивающей управление почвенными запасами углерода с помощью агротехнологий. Значительная часть

NPP в виде растительных остатков и побочной продукции подвергается сжиганию, или быстро разлагается, превращаясь обратно в CO_2 (Семенов и др., 2019; Семенов и др., 2022; Berthelin et al., 2022; Poeplau et al., 2017; Reddy, Chhabra, 2022; Van der Werf et al., 2017). В мире выбросы от сжигания биомассы (леса, саванны и торфяники, сельскохозяйственные остатки) составляют 2.2 млрд т $\text{C}/\text{год}$, на долю сельскохозяйственных остатков приходится 22% эмиссии углерода с варьированием по регионам мира от 1.5 до 61% (Van der Werf et al., 2017). Сжигаемая биомасса дает около 37% глобальных выбросов черного углерода (black carbon) (Reddy, Chhabra, 2022). Значительные массы растительных остатков сжигаются в Китае, Индии, США, России, Бразилии и Индонезии. По нашему мнению, утверждение о значительном вкладе России в выбросы углерода за счет сжигания растительных остатков выглядит спорным. Согласно пункту 327 Приказа МЧС от 18 июня 2003 года № 313 “Об утверждении правил пожарной безопасности в РФ (ППБ 01-03)” не разрешается сжигание стерни, пожнивных остатков и разведение костров на полях.

Включение связанного растениями углерода в ПОВ начинается с биотрансформации органических материалов (окислительная деполимеризация, микробный синтез), продолжается переносом твердых органических частиц и биомолекул (биотурбация, диффузия и конвекция водорастворимого органического вещества) между агрегатами и горизонтами и заканчивается процессами стабилизации (агрегация, органо-минеральные взаимодействия) (Basile-Doelsch et al., 2020). Ранее доминирующим механизмом стабилизации считалось образование гуминовых веществ (Иванов и др., 2017). Различные растительные остатки характеризуются разновременной динамикой разложения в почве с отчетливой зависимостью от соотношения C/N и внесенного количества (Семенов и др., 2019). При постоянных условиях температуры и влажности за год минерализовалось от 25 до 67% от $\text{C}_{\text{орг}}$, содержащегося в растительных остатках, а их минерализационная способность уменьшалась в следующей последовательности: корни клевера > надземная масса луговых трав > надземная масса клевера > солома ячменя > корни луговых трав > корни ячменя. Размеры минерализации свежего навоза КРС ($\approx 22\%$ без смешивания с

почвой и 19–28% от $C_{\text{орг}}$ при смешивании с почвой) были меньше, чем растительных остатков (Паутова и др., 2018). Минерализуемый пул органического вещества в навозе содержал 8 г С / 100 г сухой массы и подразделялся на умеренно минерализуемую ($k_2 = 0.047 \text{ сут}^{-1}$) и трудно минерализуемую ($k_3 = 0.002 \text{ сут}^{-1}$) фракции.

Эффективность и скорость разложения органического вещества почвы и растительных остатков больше зависели от вида разлагаемого материала, чем от уровней температуры и влажности (Семенов и др., 2022). Преимущественное разложение легкоразлагаемых компонентов скрадывало температурный отклик устойчивых соединений и низкокачественных растительных остатков. Медленно разлагаемые растительные остатки были более чувствительными к увлажнению почвы. Температурные коэффициенты Q_{10} минерализации органического вещества почвы и растительных остатков равнялись в среднем 1.66 и 1.39 соответственно, а влажностные коэффициенты W_{10} составляли для почвы 1.22, а для растительных остатков – 1.29. Замедление разложения органического вещества при низкой температуре и недостаточной влажности почвы создает видимость депонирования углерода в почве. Однако сохранившееся из-за неблагоприятных внешних условий потенциально-минерализуемое органическое вещество остается нестабилизированным и может быть легко минерализовано и потеряно в будущем при благоприятных условиях температуры и влажности почвы.

Из анализа кинетики разложения растительных остатков в почве следует, что половина добавленного в почву органического вещества минерализуется через год с небольшим, 80% теряется через 7 лет, а количество органического углерода, остающегося через 30 лет, составляет лишь одну десятую от внесенного (Berthelin et al., 2022). Поскольку не менее 90% добавляемых в почву растительных остатков с целью долгосрочного хранения относительно быстро минерализуются, возвращая CO_2 в атмосферу, необходимо ежегодно вносить в 10 раз больше органического углерода, чем планировалось секвестрировать, либо существенно замедлять минерализацию, а это нереально. Вместе с тем высказывается обоснованное мнение, что быстрая минерализация в поч-

ве органических материалов является важным фактором почвенной секвестрации углерода (Angers et al., 2022).

Действительно, вклад растительной биомассы в почвенную секвестрацию углерода надо оценивать не только по количеству сохранившихся в почве остатков растений, но и по эффективности конвертации растительного углерода в микробную биомассу, то есть учитывать эффективность использования углерода на микробный рост (Carbon Use Efficiency, CUE). Дыхание микроорганизмов находится в строгой стехиометрии с ассимиляцией углерода микробной биомассой (Manzoni et al., 2012). Доля ассимилируемого углерода варьирует в широких пределах, составляя в среднем 0.45 (Blagodatskaya et al., 2014). Деструкторы с высоким CUE могут более эффективно преобразовывать субстраты в новую биомассу, уменьшая дыхание на единицу поглощенного углерода. Чем выше CUE, тем сильнее рост биомассы и больше углерода стабилизируется в почве, тогда как низкое CUE указывает на преобладание дыхания и потери углерода. Микроорганизмы имеют высокую скорость оборота в почве и генерируют большое количество органических молекул и некромассы, которые могут способствовать образованию стабильного пула в виде минерально-ассоциированного органического вещества (MAOM) (Angst et al., 2023; Islam et al., 2022; Xiao et al., 2023; Whalen et al., 2022). CUE, как минимум, в четыре раза важнее других факторов, таких как поступление углерода, разложение или вертикальный транспорт, в сохранении почвенного C_{org} , демонстрируя положительную корреляцию с пространственной вариабельностью содержания C_{org} (Tao et al., 2023). Включение разлагающихся растительных остатков в ПОВ идет по пути фрагментирования органических материалов микроорганизмами-деструкторами до твердых органических частиц (ПОМ) и синтеза микробной биомассы (Семенов и др., 2019). Медленно и слабо разлагаемые виды растительных остатков являются основным источником ПОМ, а быстро и сильно разлагаемые – микробной биомассы. Существует также мнение, что быстро разлагающиеся растительные остатки увеличивают содержание углерода в почве, но не за счет микробной деятельности, а за счет адсорбирующей способности глинистых минералов (Craig et al., 2022). По данным этих авторов, микробный рост, эффектив-

ность использования субстрата и оборачиваемость микробной биомассы отрицательно коррелировали с МАОМ, а образование микробной некромассы не было основным фактором сохранения $C_{орг}$ в почве.

Таким образом, утверждение о невозможности компенсировать ранее потерянный углерод почвы новым органическим веществом, поступающим с растительными остатками и побочной продукцией, неоспорно. Быстрая минерализация растительного материала действительно сопровождается возвратом значительной части биологически фиксированного углерода, но как минимум третья его часть в виде микробной некромассы стабилизируется в МАОМ, обеспечивая его долговременное сохранение. Чем больше, чаще и разнообразнее поступление в почву свежего органического вещества, тем больше вариантов долговременного сохранения углерода в почве без снижения ее питательного статуса. Однако в этом случае проявляется новое, четвертое, ограничение секвестрации углерода, связанное с насыщением почвы органическим углеродом по мере поступления свежего органического вещества и стабилизации продуктов разложения.

Общие закономерности стабилизации органического вещества в почве известны (Семенов, Когут, 2015), но многие представления о природе и составе ПОВ, трансформации органического вещества были переосмыслены (Basile-Doelsch et al., 2020). Постулируется, что основная часть ПОВ состоит из небольших биомолекул, образованных растениями и микроорганизмами, без трансформации посредством дополнительной абиотической полимеризации. Микробные соединения преобладают в долговременном сохранении. Первичная подземная продукция вносит больший вклад в ПОВ, чем наземная биомасса. Вклад малоразлагаемых соединений в ПОВ невелик. Два основных фактора определяют “выход” почвенного органического углерода из исходных субстратов: эффективность использования углерода (CUE) микроорганизмами и объединение с минералами и металлами, стабилизирующими микробные соединения. Взаимодействие между растениями и микроорганизмами контролирует время оборачиваемости углерода и, следовательно, запасы углерода в почве. Время оборачиваемости углерода регулируется большим числом абиоти-

ческих и биотических факторов, чем таковых, обычно учитываемых при оценках запасов углерода. Процессы трансформации органического вещества в почве имеют преимущественно нелинейный характер. Несмотря на эти знания, остается некоторая неопределенность относительно поведения и судьбы секвестрированного углерода в почве. В частности, каково ожидаемое время оборота секвестрированного углерода до и после его включения в ПОВ? Существует ли верхний предел накопления и сохранения углерода в почве? Как насыщение почвы органическим углеродом отразится на динамике и пространственной вариабельности углерода в почве?

Время оборачиваемости углерода, поступившего в почву с помощью углеродсеквестрирующих агротехнологий, за исключением специфических, как, например, внесение биочара, составляет около 20 лет (табл. 2). Период продолжительностью в 20 лет считается базисным для репрезентативной оценки среднесрочного действия агротехнологий на запасы почвенного углерода. При краткосрочном наблюдении продолжительностью менее 5 лет возможно получение заниженной величины секвестрации углерода, а при продолжительном мониторинге свыше 20 лет – завышенной (Liessmann et al., 2022). В одном из экспериментов, в котором поступление углерода в почву возрастало на 20–25 %, достоверные изменения $C_{\text{орг}}$ в почве можно было обнаружить не ранее, чем через 6–10 лет (Smith, 2004). Высокое фоновое содержание $C_{\text{орг}}$ затрудняет оценку краткосрочных (1–5 лет) и среднесрочных (~5–10 лет) его изменений, поэтому влияние различных агротехнологий на почвенную секвестрацию углерода следует измерять не менее, чем через 10 лет. В 40-летнем эксперименте с внесением растительных остатков значительное увеличение запасов $C_{\text{орг}}$ в почве наблюдалось только в течение первых 20 лет, указывая на достигнутое новое равновесие в динамике почвенного углерода (Poeplau et al., 2017). В последующие 20 лет изменения запасов фактически не происходило, хотя количество углерода, поступающего из растительных остатков, не уменьшились.

Таблица 2. Время оборачиваемости углерода в почве при использовании разных технологий секвестрации (по литературным данным, обобщенным Almaraz et al., 2023)

Table 2. Carbon turnover time in soil under using of the different sequestration technologies (based on literature data summarized by Almaraz et al., 2023)

Технология или прием	Определение	Путь секвестрации	Время оборота
Агролесоводство	Выращивание деревьев и кустарников среди сельскохозяйственных угодий или рядом с ними	Накопление углерода в надземной и подземной биомассе	От десятилетий до столетий
Биочар	Пиролиз органических материалов	Поступление в почву углерода в трудноразлагаемом или биологически инертном виде	100-1300 лет
Компост	Компостирование органических материалов	Увеличение накопления углерода в биомассе растений и почвенных микроорганизмов, поступление дополнительного углерода в почву	22 года
Покровные (сидеральные) культуры	Виды, выращиваемые вместе с основными культурами или между ними	Поступление в почву дополнительного углерода со свежим растительным материалом	Около 20 лет

Продолжение таблицы 2
Table 2 continued

Технология или прием	Определение	Путь секвестрации	Время оборота
Ноу-тилл (No-till)	Отказ от традиционной обработки почвы	Нулевая обработка почвы способствует агрегации почвы и снижению эмиссии CO ₂ , вызванной нарушением почвы	Нет данных. No-till является больше практикой сокращения эмиссии, чем секвестрации углерода
Усиленное выветривание (карбонизация силикатов)	Тонко измельченные частицы силикатных пород, таких как базальт, ускоряют процесс естественного выветривания с образованием Ca ²⁺ и Mg ²⁺	Поглощение атмосферного CO ₂ выветриваемыми силикатами и преобразование в карбонаты	Миллион лет или больше

Однако в некоторых случаях значительная секвестрация может продолжаться в течение 30 лет или даже 40 лет, прежде чем будет достигнуто новое равновесие (Zomer et al., 2017). Следует иметь в виду, что запасы почвенного углерода сильно варьируют в пространстве, а факторы, которые могли бы объяснить эту изменчивость, до конца не изучены (Хитров и др., 2023).

Динамика накопления ПОВ при непрерывном поступлении свежего органического материала не является линейной, а подчиняется экспоненциальной зависимости от времени и количества добавленного субстрата, приближаясь со временем к квазиравновесному состоянию, когда не происходит заметного прироста $C_{\text{орг}}$ в почве (Stewart et al., 2007; Brock et al., 2023). Подобное состояние указывает на насыщение почвы органическим углеродом. Процесс насыщения углеродом зависит от свойств почвы, обеспечивающих физическую (например, агрегация) и физико-химическую (например, образование МАОМ) защиту органического вещества, и от условий окружающей среды, регулирующих микробную деятельность (Craig et al., 2021; Six et al., 2024). Насыщенность углерода рассчитывается по разнице между максимальным и фактическим содержанием органического углерода в МАОМ гранулометрической фракции размером $<53(<20)$ мкм (Когут, Семенов, 2020; Six et al., 2002; Six et al., 2024;). Второй подход состоит в ежегодном внесении органического материала в повышенных количествах, вплоть до экстремальных, до обнаружения факта замедления или приостановки накопления $C_{\text{орг}}$ в почве (Семенов и др., 2023а, Семенов и др., 2023б). Недонасыщенная углеродом почва депонирует больше дополнительного углерода, чем насыщенная углеродом почва. Почвы с низкой углеродпротекторной способностью, например, супесчаные почвы, могут содержать значительные количества общего углерода, но его большая часть находится в незащищенном состоянии и не является депонированным (Brock et al., 2023). Насыщенность углеродом пахотных почв, как правило, намного ниже, чем естественных угодий, а способность к накоплению углерода, наоборот, выше (Когут, Семенов, 2020; Wiesmeier et al., 2014; Six et al., 2024).

В 9-летнем опыте с ежегодным внесением возрастающих доз минеральных (от $N_{90}P_{75}K_{75}$ до $N_{360}P_{300}K_{400}$) и органических

удобрений (свежий навоз от 25 до 100 т/га) скорость рекарбонизации серой лесной почвы при минеральной системе удобрения составляла 0.29–0.38 г С/кг/год, а при органической – от 0.76 до 1.56 г С/кг/год (Семенов и др., 2023а). Уровень содержания $C_{\text{орг}}$ в почве при минеральной системе удобрения на 69% зависел от длительности применения удобрений и на 5% от внесенного в почву количества НРК, тогда как при органической системе – на 28% от длительности внесения и на 63% от внесенной массы навоза. В течение начальных 5 лет применения минеральных и органических удобрений скорость накопления $C_{\text{орг}}$ в почве была существенно выше, чем в последующие 5–9 лет опыта. Ослабление прироста $C_{\text{орг}}$ в почве при длительном использовании высоких и экстремально высоких доз минеральных удобрений могло быть обусловлено усилением минерализации органического вещества растительных остатков вследствие сужения отношения C/N с 10.2 на контроле до 9.7 при дозе $N_{90}P_{75}K_{100}$ и 8.5 при дозе $N_{360}P_{300}K_{400}$. При органической системе удобрения накопление $C_{\text{орг}}$ в почве замедлялось из-за насыщения почвы органическим веществом (рис. 1).

Нижний уровень насыщения серой лесной почвы соответствовал содержанию $C_{\text{орг}}$ $2.34 \pm 0.04\%$ от массы почвы и достигался кумулятивным поступлением 700–900 т/га навоза (50–65 т С/га). Верхний предел насыщения $C_{\text{орг}}$ в пахотной серой лесной почве, выше которого добавленное органическое вещество не удерживается в почве, составлял 2.75% от массы и создавался внесением 1 300 т/га свежего навоза крупного рогатого скота, содержащего примерно 95 т/га $C_{\text{орг}}$.

Насыщение почвы $C_{\text{орг}}$ при органической системе удобрения было в большей мере (в 2.1–5.2 раза) связано с накоплением лабильного пула РОМ и в меньшей степени (в 1.2–1.3 раза) стабильного пула МАОМ (рис. 1). Чем уже соотношение РОМ/МАОМ, тем стабильнее органическое вещество почвы. Минеральные удобрения вызвали слабые изменения в соотношениях РОМ/МАОМ (0.21–0.24) за 9 лет, тогда как под действием ежегодного внесения органических удобрений эти соотношения возросли до 0.34–1.00. Таким образом, продолжительность эффективной рекарбонизации пахотных почв следует оценивать не

только по содержанию и запасам $C_{орг}$, но и по размерам и соотношению его лабильных (РОМ) и стабильных (МАОМ) пулов. Если при внесении экстремально высоких доз органических удобрений признаки насыщения почвы могут проявиться через несколько лет (Семенов и др., 2023а), то при низких и умеренных дозах – через десятилетия (Poulton et al., 2018).

Таким образом, рост урожайности сельскохозяйственных культур в мире не сильно отразился на объемах поступления растительных остатков в почву, что делает проблематичными перспективы реализации инициативы “4 промилле” в сельскохозяйственной отрасли. В отличие от естественных угодий агроэкосистемы имеют более низкую общую NPP, значительная часть которой удаляется с поля, поэтому возврат углерода с биомассой в почву на пахотных землях будет ниже, чем в нативных экосистемах, которые они заменили (Janzen et al., 2022). Поэтому в агроэкосистеме, изначально рассчитанной на массовое удаление углерода, простое изменение практики выращивания культур с включением углеродсеквестрирующих технологий вряд ли сможет восстановить потерянные ранее запасы углерода и повлиять существенным образом на климат. Основное препятствие, не позволяющее достичь полной рекарбонизации пахотных почв, состоит и в их недостаточной углеродпротекторной способности, и в ограниченных размерах поступления углерода со свежим органическим материалом, используемом на другие хозяйственные нужды. Большинство пахотных почв недонасыщены органическим углеродом. Но со временем, по мере насыщения почвы углеродом, секвестрация углерода уже не будет сопровождаться его депонированием в почве и, как следствие, влиять на изменение климата.

Довольно быстрая минерализация растительных остатков при низком коэффициенте удерживания углерода в почве существенно уменьшает их секвестрирующий потенциал, но является преимуществом для улучшения текущего плодородия почвы.

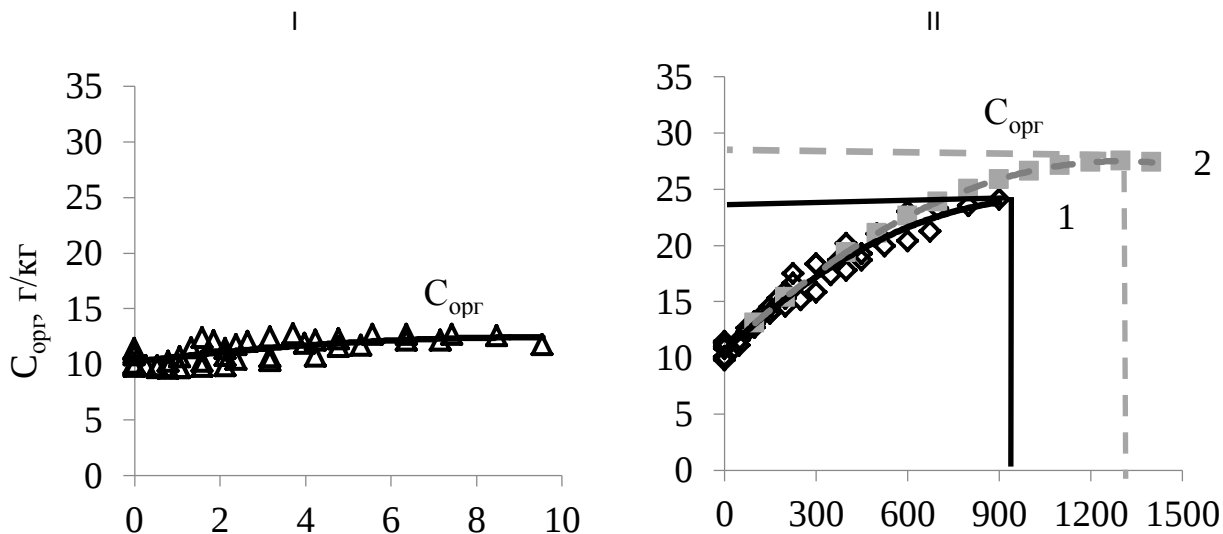


Рис. 1. Кумулятивный эффект девятилетнего внесения минеральных (I) и органических (II) удобрений в возрастающих дозах на содержание общего органического углерода (C_{org}), твердых органических частиц (ПОМ) и минерально-ассоциированного органического вещества (МАОМ) в серой лесной почве (Семенов и др., 2023а, Семенов и др., 2023б). 1 – Нижний предел насыщения, 2 – Верхний предел насыщения.

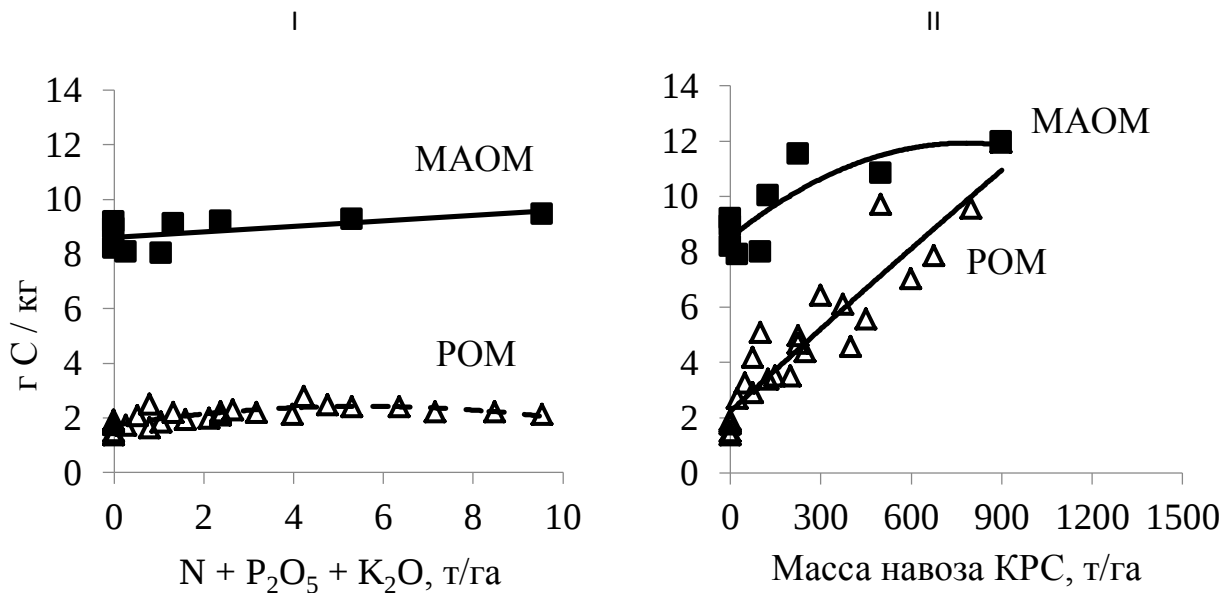


Fig. 1. Cumulative effect of nine-year application of mineral (I) and organic (II) fertilizers in increasing doses on the content of total organic carbon (C_{org}), particulate organic matter (POM) and mineral-associated organic matter (MAOM) in grey forest soil (Semenov et al., 2023a, Semenov et al., 2023b). 1 – Lower limit of saturation. 2 – Upper limit of saturation.

КЛИМАТИЧЕСКАЯ И ПРОДОВОЛЬСТВЕННАЯ ЗАДАЧИ ПОЧВЕННОЙ СЕКВЕСТРАЦИИ УГЛЕРОДА: СТРАТЕГИЧЕСКИЙ КОМПРОМИСС

Содержание и запасы гумуса (почвенного органического вещества) в почвоведении традиционно оценивались с агрономических позиций в качестве базового показателя плодородия почв. С 1990-х годов в России вслед за общемировым трендом доминирующее значение приобрела экологическая оценка почвенного органического вещества и его функций (Семенов, Когут, 2015). Дополнительным импульсом этому послужило принятое в Рио-де-Жанейро (1992 г.) Соглашение по Рамочной конвенции об изменении климата, которое привело к подписанию в 1997 г. Киотского протокола. Поскольку глобальный цикл углерода теснейшим образом связан с процессами в ПОВ, почва как компонент биосферы стала рассматриваться одним из регуляторов концентрации парниковых газов в атмосфере и демпфером климатических изменений. Однако выдвижение климатической повестки не уменьшило значимости ПОВ в сельскохозяйственной отрасли как ресурса в производстве растениеводческой продукции для поддержания продовольственной безопасности населения. По открытым сведениям, от 702 до 828 млн человек, т. е. почти 10% населения мира, все еще недоедают (Zheng et al., 2023).

Вопрос о целевом предназначении ПОВ и углерода стал предметом бурных научных дискуссий, которые продолжаются до сих пор. Следует ли копить почвенный углерод или его использовать? (Janzen, 2006). Какое состояние секвестрированного углерода в органическом веществе почвы предпочтительнее: более инертное и депонированное или трансформируемое и функциональное? (Angers et al., 2022; Basile-Doelsch et al., 2020; Baveye et al., 2020; Berthelin et al., 2022; Chenu et al., 2019; Janzen, 2015; Stockmann et al., 2013). Если с агрономических позиций предпочтительнее иметь лабильное, потенциально-минерализуемое и быстрооборачиваемое органическое вещество, пролонгированно высвобождающее питательные элементы в достаточных для растений количествах, то для ограничения эмиссии CO₂ из почвы, наоборот, желательно чтобы ПОВ было стабильным, а поступающее в почву ор-

ганическое вещество быстрее и прочнее стабилизировалось. Роль ПОВ, растительных остатков и органических удобрений в снабжении растений питательными элементами хорошо известна, тогда как климаторегулирующая функция ПОВ остается неясной, как и дискуссионной возможность смягчения изменений климата посредством управления запасами почвенного углерода и его стабильностью в почве. Бесспорной является связь качества и здоровья почвы с ее продукционной функцией, в связи с чем увеличение запасов почвенного углерода и улучшение качества ПОВ за счет почвенной секвестрации атмосферного углерода рассматривается как базисное условие повышения урожайности культур и обеспечения продовольственной безопасности (Lal, 2004b).

Результаты мета-анализа показали, что содержание $C_{\text{орг}}$ в почве в интервале от 0.1% до 2.0% коррелирует с урожаем пшеницы и кукурузы независимо от применения минеральных удобрений (Oldfield et al., 2019). При содержании $C_{\text{орг}}$ в почве выше 2% не было достоверного прироста урожая, но увеличивался эффект от азотных удобрений. Повышение $C_{\text{орг}}$ в почве до 2% способно увеличить урожайность кукурузы в мире на 10%, а пшеницы – на 23%. Этот прирост урожайности эквивалентен увеличению мирового годового производства кукурузы и пшеницы на 5% и 10% соответственно. В более ранней работе было установлено, что нативное ПОВ может поддерживать уровни продуктивности культур, сравнимые с теми, которые получают при применении органических удобрений (Oldfield et al., 2018).

Почвенная секвестрация углерода достигается либо за счет уменьшения скорости кругооборота органического вещества в почве, либо за счет увеличения поступления в почву нового органического материала (Brock et al., 2023). Замедление кругооборота углерода осуществляется путем уменьшения доступности органических веществ почвенным микроорганизмам. Запасы $C_{\text{орг}}$ в почве в этом случае остаются достаточно постоянными, если внешние условия остаются неизменными. Другой путь предусматривает применение материалов с пониженной способностью к разложению (например, биоугля). Однако этот подход исключает стимулирование биологических процессов и здоровья почвы свежим органическим веществом. Низкая минерализационная способность

почвы свидетельствует о низком плодородии почвы и низком снабжении растений питательными элементами. Кроме того, любое изменение внешних условий, ведущее к дестабилизации потенциально лабильного органического вещества, может дать импульсный выброс CO_2 из почвы.

Увеличение поступления свежего органического вещества, в отличие от замедления кругооборота, является эффективным решением двух задач одновременно: секвестрации углерода и улучшения свойств почвы. В рамках этого подхода используется широкий спектр приемов и средств, обеспечивающих повышение урожая культур и способствующих большему поступлению фитомассы в почву. Агрохимическая группа приемов включает применение минеральных и органических удобрений, оптимизацию почвенных свойств, лимитирующих рост и развитие растений, как кислотность и засоление. Агротехническую группу составляют приемы, направленные на внесение всей побочной продукции культур в почву, в том числе глубже пахотного слоя или размещение на поверхности в виде мульчи, насыщение севооборотов покровными и промежуточными культурами с большой корневой массой, глубокопроникающей корневой системой и с повышенным содержанием лигнина и полифенолов. Большой эффект могут дать селекционные и биотехнологические способы увеличения секвестрирующего потенциала культур. Однако следует учитывать, что всеми этими перечисленными приемами в почве создается довольно динамичный пул незащищенного углерода РОМ, который требует постоянного восполнения и стабилизации. Рациональное использование незащищенного лабильного пула РОМ на поддержание агрономических функций почвы является такой же важной задачей, как и удержание депонированного углерода пула МАОМ. Особую роль пул РОМ выполняет в песчаных и супесчаных почвах, в которых фракция пыли и глины, стабилизирующая углерод, невелика.

Углеродная дилемма, “обновлять углерод, увеличивая плодородие почвы или депонировать, ожидая смягчения изменений климата”, получила развитие в опубликованной работе в виде занятного положения: “Углерод для почв, а не почвы для углерода (Carbon for soils, not soils for carbon)” (Moinet et al., 2022). По мне-

нию этих исследователей, главное в сервисных услугах ПОВ – это выполнение агрономических требований, заключающихся в обеспечении продовольственной безопасности. Почвенная секвестрация углерода, направленная на смягчение последствий изменения климата, должна рассматриваться как дополнительная услуга, приносящая побочную выгоду для сельскохозяйственных почв. Увеличение C_{org} в почве даже без долгосрочного его депонирования способствует повышению устойчивости почвы и агроэкосистем к изменению климата и минимизирует риски отрицательного действия изменений климата на NPP и, как следствие, на поступление углерода в почву. По нашему мнению (Когут, Семенов, 2020; Когут и др., 2021), компромиссное разрешение этой дилеммы возможно через призму триединой задачи “сохранения и повышения гумусированности почв, увеличения урожайности сельскохозяйственных культур и сокращения эмиссии углекислого газа в атмосферу”. Причем речь идет не столько о сокращении эмиссии $C-CO_2$ почвой агроэкосистем, сколько об уменьшении его выбросов стационарными и мобильными источниками, используемыми в агропромышленном комплексе. Как следствие, неразумно требовать от почвенной секвестрации углерода компенсировать выбросы $C-CO_2$ другими антропогенными источниками. Более реалистичной целью почвенной секвестрации углерода является полная компенсация минерализационных потерь $C-CO_2$ из почвы, выбросов животноводческими производствами, в том числе из навозохранилищ, и машинным парком (Baveye et al., 2020).

В этом контексте нужно разделять климатическую цель почвенной секвестрации и агрономическую с соответствующими уточнениями в терминах. В климатически ориентированном понимании почвенной секвестрации обязателен акцент на продолжительность удержания углерода в почве, тогда как для агрономически ориентированной секвестрации главным критерием является факт перемещения углерода в почву и повышение его содержания в почве. Такой подход эффективно проявляется в условиях разных ландшафтов и типов почв. Так, например, для сильноэродированных почв требуется проведение противоэрозионных мероприятий в сочетании с приемами по возмещению ранее утраченных запасов углерода (многолетние травы, залужение, залесе-

ние и т. п.), дающих климатические и агрономические выгоды. На легких пахотных дерново-подзолистых почвах следует применять агробιοтехнологии, способствующие увеличению содержания и запасов ПОВ, причем их действие может быть направлено как на повышение эффективного и потенциального плодородия почвы, так и на рациональное использование нестабилизированного органического вещества. Для сильногумусированных черноземов из эколого-экономических соображений важно сохранение имеющихся запасов почвенного углерода, а не увеличение. Параллельное решение продовольственных и климатических задач с помощью почвенной секвестрации углерода видится в совместном использовании в земледелии технологий как продолжительно удерживающих, так и обеспечивающих краткосрочное сбережение углерода в почве. Например, внесение биочара или полосное полезащитное лесоразведение и выращивание покровных культур с глубокопроникающей корневой системой в сочетании с поверхностным размещением растительных остатков при нулевой обработке. Однако эффективность использования таких комплексных углеродсеквестрирующих систем требует экспериментальной проверки.

Разумный компромисс климатической и продовольственной повесток видится также в оптимизации землепользований. Будущая работа должна быть направлена на выявление регионов, ландшафтов и угодий, которые лучше подходят для секвестрации углерода и экосистемных услуг, либо более подходящие для агропродовольственных систем включая животноводство (Steven, 2018; Bilotto et al., 2023). Зброшенны пахотныя землі могуць быць паўторна іспользаваны для падтрымкі прадукцыйнай бяспекі і змякчэння наступстваў змянення клімату. У перыяд з 1992 па 2020 гг. у свеце было зброшана 101 млн га пахотных зямель, галоўным чынам у Расіі, Кітаі і Бразіліі (12,4, 8.7 і 8.4 млн га адпаведна) (Zheng et al., 2023). Разлічана, што 61 млн га зброшаных пахотных зямель прыгодны для землеўладання, а 83 млн га – для лесавастання. Удзяленне ў абарот гэтай часткі зброшаных зямель магло б забяспечваць прадукцыю прадуктаў харчавання на 29–363 Пета-калорый у год і секвестрацыю ад 79 да 290 млн т С/год. Гэтыя ўражывальныя перспектывы

вы убеждают в необходимости национальной оценки качества почв всего земельного фонда Российской Федерации, чтобы контурировать земли для производства продуктов питания и для экологических услуг. Основой для такого рода работ может служить разработанный в ФИЦ “Почвенный институт им. В.В. Докучаева” ГОСТ Р 70229-2022 “ПОЧВЫ. Показатели качества почв”, который введен в действие 01.01.2023, а также зарегистрированная база данных № 2023624274 от 29.11.2023 “Базовое содержание углерода в почвах сельскохозяйственного назначения Российской Федерации для климатических проектов”.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Почвенная секвестрация углерода рассматривается как процесс переноса атмосферного CO_2 в средне- и долгоживущий (10–100 лет) пулы органического вещества почвы с целью решения современных проблем продовольственной и климатической безопасности. Предлагается дифференцировать понятия “накопление”, “секвестрация” и “депонирование углерода” в почве, базирясь на источнике и месте происхождения, времени оборачиваемости и глубине аккумуляирования углерода. Авторские определения терминов “почвенная секвестрация углерода” и “почвенное депонирование органического углерода” в основном удовлетворяют этим критериям и впервые закладывают в эти формулировки количественные критерии. К основным факторам, лимитирующим почвенную секвестрацию углерода, могут быть отнесены следующие: 1) недостаточная эффективность фотосинтеза и ограниченные объемы NPP, как и слабая углеродпротекторная способность почв; 2) небольшая фактическая доля свежего органического вещества, поступающего в почву, которого недостаточно для значимого сдвига запасов почвенного углерода; 3) быстрое разложение и низкое удерживание в почве углерода растительных остатков; 4) насыщение почвы органическим углеродом по мере поступления свежего органического вещества и стабилизации продуктов разложения. Почвенная секвестрация углерода является стратегией, сочетающей достижения разных наук и технологические решения производств с экономическими, природоохранными и гуманитарными выгодами. Однако текущие объемы почвенной сек-

вестрации углерода остаются все еще малыми, а темпы распространения углеродсеквестрирующих технологий в практике слишком медленными, чтобы получать ощутимые практические результаты.

Наиболее надежную информацию по отклику содержания и запасов органического углерода и его пулов на климатические (>30 лет) флуктуации можно получить только на целинных почвах в заповедниках и пахотных почвах в многолетних (>30 лет) и длительных (>50 лет) полевых опытах. Гумусовое состояние целинных почв находится в равновесном, а большинства пахотных почв – в квазиравновесном состоянии, что позволяет при наблюдениях за временной динамикой $C_{\text{орг}}$ однозначно связывать ее с погодными и климатическими факторами. Мониторинговые площадки почвенных пулов и потоков углерода следует размещать в географически близких местоположениях с уже функционирующими длительными полевыми опытами, рассматривая их в качестве естественных контролей. Это позволит привязать динамику и эффекты будущих изменений запасов углерода с уже состоявшимся откликом почвенного углерода на изменения климата за полувековые и более продолжительные временные отрезки.

Климатическая и продовольственная повестки – равноправные цели почвенной секвестрации углерода, которые могут дополнять, но не заменять друг друга. В управляемых экосистемах приоритетной целью является получение основной продукции. Почвенная секвестрация углерода в агроэкосистемах должна, главным образом, компенсировать минерализационные потери углерода и его экспорт с хозяйственно полезной продукцией, а также увеличивать запасы ПОВ в расчете на рост урожая культур. Зброшенные земли должны быть окультурены и вовлечены в оборот либо для производства продовольствия, либо для смягчений изменений климата. Необходимо создание глобальной и национальных баз данных о потенциале секвестрации углерода почвами агроландшафтов как информационной основы для принятия продовольственных и климатических решений.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Башкин В.Н. Агрогеохимические технологии управления потоками

- CO₂ в агроэкосистемах. Сообщение 1. Факторы управления микробным звеном агрогеохимического круговорота // *Агрохимия*. 2023. № 6. С. 90–105. DOI: <https://doi.org/10.31857/S0002188123060042>.
2. Богатырева Е.Н., Серая Т.М., Бирюкова О.М., Кирдун Т.М., Белявская Ю.А., Торчило М.М. Коэффициенты пересчета зерна и семян в побочную продукцию и содержание основных элементов питания в побочной продукции сельскохозяйственных культур в Республике Беларусь // *Почвоведение и агрохимия*. 2016. № 2(57). С. 78–89.
3. Заварзин Г.А., Кудяров В.Н. Почва как главный источник углекислоты и резервуар органического углерода на территории России // Вестн. РАН. 2006. Т. 76. № 1. С. 14–29.
4. Иванов А.Л., Козут Б.М., Семенов В.М., Тюрина Оберландер М., Ваксман Шанбахер Н. Развитие учения о гумусе и почвенном органическом веществе: от Тюрина и Ваксмана до наших дней // *Бюлл. Почвенного ин-та им. В.В. Докучаева*. 2017. Вып. 90. С. 3–38. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2017-90-3-38>.
5. Иванов А.Л., Столбовой В.С. Инициатива “4 промилле” – новый глобальный вызов для почв России // *Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева*. 2019. Вып. 98. С. 185–202. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2019-98-185-202>.
6. Козут Б.М., Семенов В.М. Оценка насыщенности почвы органическим углеродом // *Бюллетень Почвенного ин-та им. В.В. Докучаева*. 2020. Вып. 102. С. 103–124. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-102-103-124>.
7. Козут Б.М., Семенов В.М., Артемьева З.С., Данченко Н.Н. Дегумусирование и почвенная секвестрация углерода // *Агрохимия*. 2021. № 5. С. 3–13. DOI: <https://doi.org/10.31857/S0002188121050070>.
8. Козут Б.М., Яшин М.А., Семенов В.М., Авдеева Т.Н., Маркина Л.Г., Лукин С.М., Тарасов С.И. Распределение трансформированного органического вещества в структурных отдельностях дерново-подзолистой супесчаной почвы // *Почвоведение*. 2016. № 1. С. 52–64. DOI: <https://doi.org/10.7868/S0032180X1601007X>.
9. Кудяров В.Н. Почвенное дыхание и секвестрация углерода (обзор) // *Почвоведение*. 2023. № 9. С. 1011–1022. DOI: <https://doi.org/10.31857/S0032180X23990017>.
10. Кудяров В.Н. Современное состояние углеродного баланса и предельная способность почв к поглощению углерода на территории России // *Почвоведение*. 2015. № 9. С. 1049–1060. DOI: <https://doi.org/10.7868/S0032180X15090087>.
11. Лебедева Т.Н., Соколов Д.А., Семенов М.В., Зинякова Н.Б., Удальцов С.Н., Семенов В.М. Распределение органического углерода

- между структурными и процессными пулами в серой лесной почве разного землепользования // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2024. № 118. С. 79–127. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2024-118-79-127>.
12. Паутова Н.Б., Семенова Н.А., Хромычкина Д.П., Лебедева Т.Н., Семенов В.М. Определение активного органического вещества в свежем подстильном навозе биокинетическим методом // Агрохимия. 2018. № 9. С. 29–39. DOI: <https://doi.org/10.1134/S0002188118090107>.
13. Семенов В.М., Иванникова Л.А., Кузнецова Т.В., Семенова Н.А., Тулина А.С. Минерализуемость органического вещества и углеродсеквестрирующая емкость почв зонального ряда // Почвоведение. 2008. № 7. С. 819–832.
14. Семенов В.М., Козут Б.М. Почвенное органическое вещество. М.: ГЕОС, 2015. 233 с.
15. Семенов В.М., Лебедева Т.Н., Зинякова Н.Б., Соколов Д.А. Размеры и соотношения пулов органического углерода в серой лесной почве при многолетнем применении минеральных и органических удобрений // Почвоведение. 2023б. № 4. С. 482–501. DOI: <https://doi.org/10.31857/S0032180X22601426>.
16. Семенов В.М., Лебедева Т.Н., Зинякова Н.Б., Соколов Д.А., Семенов М.В. Эвтрофикация пахотной почвы: сравнительное влияние минеральной и органической систем удобрения // Почвоведение. 2023а. № 1. С. 58–73. DOI: <https://doi.org/10.31857/S0032180X22600676>.
17. Семенов В.М., Лебедева Т.Н., Зинякова Н.Б., Хромычкина Д.П., Соколов Д.А., Лопес де Гереню В.О., Кравченко И.К., Ли Х., Семенов М.В. Зависимость разложения органического вещества почвы и растительных остатков от температуры и влажности в длительных инкубационных экспериментах // Почвоведение. 2022. № 7. С. 860–875. DOI: <https://doi.org/10.31857/S0032180X22070085>.
18. Семенов В.М., Лебедева Т.Н., Соколов Д. А., Зинякова Н.Б., Лопес де Гереню В.О., Семенов М.В. Измерение почвенных пулов органического углерода, выделенных био-физико-химическими способами фракционирования // Почвоведение. 2023в. № 9. С. 1155–1172. DOI: <https://doi.org/10.31857/S0032180X23600427>.
19. Семенов В.М., Паутова Н.Б., Лебедева Т.Н., Хромычкина Д.П., Семенова Н.А., Лопес де Гереню В.О. Разложение растительных остатков и формирование активного органического вещества в почве инкубационных экспериментов // Почвоведение. 2019. № 10. С. 1172–1184. DOI: <https://doi.org/10.1134/S0032180X19100113>.
20. Суховеева О.Э. Поступление органического углерода в почву с послеуборочными остатками сельскохозяйственных культур //

Почвоведение. 2022. № 6. С. 737–746. DOI:
<https://doi.org/10.31857/S0032180X22060120>.

21. Хитров Н.Б., Никитин Д.А., Иванова Е.А., Семенов М.В. Пространственно-временная изменчивость содержания и запасов органического вещества почвы: Аналитический обзор // Почвоведение. 2023. № 12. С. 1493–1521. DOI:

<https://doi.org/10.31857/S0032180X23600841>.

22. Шарков И.Н., Антипина П.В. Некоторые аспекты углерод-секвестрирующей способности пахотных почв // Почвы и окружающая среда. 2022. Т. 5. № 2. e175. DOI: <https://doi.org/10.31251/pos.v5i2.175>.

23. Alemu B. The Role of Forest and Soil Carbon Sequestrations on Climate Change Mitigation // Research Journal Agriculture and Environmental Management. 2014. Vol. 3(10). P. 492–505.

24. Almaraz M., Simmonds M., Boudinot F.G., Di Vittorio A.V., Bingham N., Khalsa S.D.S., Ostojica S., Scow K., Jones A., Holzer I., Manaigo E., Geoghegan E., Goertzen H., Silver W.L. Soil carbon sequestration in global working lands as a gateway for negative emission technologies // Global Change Biol. 2023. Vol. 29. P. 5988–5998. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.16884>.

25. Angers D., Arrouays D., Cardinael R., Chenu C., Corbeels M., Demenois J., Farrell M., Martin M., Minasny B., Recous S., Six J. A well-established fact: Rapid mineralization of organic inputs is an important factor for soil carbon sequestration // Eur. J. Soil Sci. 2022. Vol. 73(3). P. e13242. DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.13242>.

26. Angers D., Arrouays D., Cardinael R., Chenu C., Corbeels M., Demenois J., Farrell M., Martin M., Minasny B., Recous S., Six J. A well-established fact: Rapid mineralization of organic inputs is an important factor for soil carbon sequestration // Eur. J. Soil Sci. 2022. Vol. 73(3). Art. No. e13242. DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.13242>.

27. Angst G., Mueller K.E., Castellano M.J., Vogel C., Wiesmeier M., Mueller C.W. Unlocking complex soil systems as carbon sinks: multi-pool management as the key // Nature Communications. 2023. Vol. 14. Art. No. 2967. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-023-38700-5>.

28. Basile-Doelsch I., Balesdent J., Pellerin S. Reviews and syntheses: The mechanisms underlying carbon storage in soil // Biogeosciences. 2020. Vol. 17(21). P. 5223–5242. DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-17-5223-2020>.

29. Baveye P.C., Berthelin J., Tessier D., Lemaire G. Storage of soil carbon is not sequestration: Straightforward graphical visualization of their basic differences // Eur. J. Soil Science. 2023. Vol. 74(3). Art. No. e13380. DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.13380>.

30. Baveye P.C., Schnee L.S., Boivin P., Laba M., Radulovich R. Soil Organic

Matter Research and Climate Change: Merely Re-storing Carbon Versus Restoring Soil Functions // *Front. Environ. Sci.* 2020. Vol. 8. Art. No. 579904. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.579904>.

31. Berthelin J., Laba M., Lemaire G., Powlson D., Tessier D., Wander M., Baveye P.C. Soil carbon sequestration for climate change mitigation: Mineralization kinetics of organic inputs as an overlooked limitation // *Eur. J. Soil Sci.* 2022. Vol. 73. Art. No. e13221. DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.13221>.

32. Bilotto F., Christie-Whitehead K.M., Malcolm B., Harrison M.T. Carbon, cash, cattle and the climate crisis // *Sustain Sci.* 2023. Vol. 18. P. 1795–1811. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11625-023-01323-2>.

33. Blagodatskaya E., Blagodatsky S., Anderson T-H., Kuzyakov Y. Microbial Growth and Carbon Use Efficiency in the Rhizosphere and Root-Free Soil // *PLoS ONE*. 2014. Vol. 9(4). Art. No. e93282. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0093282>.

34. Bolinder M.A., Crotty F., Elsen A., Frac M., Kismányoky T., Lipiec J., Tits M., Tóth Z., Kätterer T. The effect of crop residues, cover crops, manures and nitrogen fertilization on soil organic carbon changes in agroecosystems: A synthesis of reviews // *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. 2020. Vol. 25(6). P. 929–952. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11027-020-09916-3>.

35. Bossio D.A., Cook-Patton S.C., Ellis P.W., Fargione J., Sanderman J., Smith P., Wood S., Zomer R.J., von Unger M., Emmer I.M., Griscom B.W. The role of soil carbon in natural climate solutions // *Nature Sustainability*. 2020. Vol. 3 (5). P. 391–398. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0491-z>.

36. Brock C., Franko U., Wiesmeier M. Soil management for carbon sequestration // *Encyclopedia of Soils in the Environment* (Second Edition). 2023. Vol. 3. P. 424–432. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822974-3.00124-5>.

37. Chenu C., Angers D.A., Barré P., Derrien D., Arrouays D., Balesdent J. Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential Innovations // *Soil and Tillage Research*. 2019. Vol. 188. P. 41–52. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.04.011>.

38. Ciais P., Sabine C., Bala G., Bopp L., Brovkin V., Canadell J., Chhabra A., DeFries R., Galloway J., Heimann M., Jones C., Le Quéré C., Myneni R.B., Piao S., Thornton P. Carbon and Other Biogeochemical Cycles // *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. (Stocker T.F. et al. (eds.)). Cambridge, New York: Cambridge University Press, 2013. P. 465–570.

39. Craig M.E., Mayes M.A., Sulman B.N., Walker A.P. Biological

mechanisms may contribute to soil carbon saturation patterns // *Global Change Biology*. 2021. Vol. 27(12). P. 2633–2644. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.15584>.

40. Craig M.E., Geyer K.M., Beidler K.V., Brzostek E.R., Frey S.D., Grandy A.S., Liang C., Phillips R.P. Fast-decaying plant litter enhances soil carbon in temperate forests but not through microbial physiological traits // *Nature Commun.* 2022. Vol. 13. Art. No. 1229. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-022-28715-9>.

41. Don A., Seidel F., Leifeld J., Kätterer T., Martin M., Pellerin S., Emde D., Seitz D., Chenu C. Carbon sequestration in soils and climate change mitigation – Definitions and pitfalls // *Global Change Biol.* 2024. Vol. 30. Art. No. e16983. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.16983>.

42. FAO and ITPS. Recarbonizing global soils – A technical manual of recommended management practices. Vol. 1: Introduction and methodology. Rome: FAO, 2021. 52 p. DOI: <https://doi.org/10.4060/cb6386en>.

43. Friedlingstein P., O'Sullivan M., Jones M.W., Zeng J., Zheng B. Global Carbon Budget // *Earth Syst. Sci. Data*. 2023. Vol. 15. P. 5301–5369. DOI: <https://doi.org/10.5194/essd-15-5301-2023>.

44. Islam Md. R., Singh B., Dijkstra F.A. Stabilisation of soil organic matter: interactions between clay and microbes // *Biogeochemistry*. 2022. Vol. 160. P. 145–158. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10533-022-00956-2>.

45. Janzen H.H. Beyond carbon sequestration: soil as conduit of solar radiation // *European J. Soil Sci.* 2015. Vol. 66(1). P. 19–32. DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.12194>.

46. Janzen H.H. The soil carbon dilemma: Shall we hoard it or use it? // *Soil Biol. Biochem.* 2006. Vol. 38(3). P. 419–424. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.10.008>.

47. Janzen H.H., van Groenigen K.J., Powlson D.S., Schwinghamer T., van Groenigen J.W. Photosynthetic limits on carbon sequestration in croplands // *Geoderma*. 2022. Vol. 416. Art. No. 115810. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115810>.

48. Johnson J.M.-F., Allmaras R.R., Reicosky D.C. Estimating source carbon from crop residues, roots and rhizodeposits using the National Grain-Yield Database // *Agronomy J.* 2006. Vol. 98(3). P. 622–636. DOI: <https://doi.org/10.2134/agronj2005.0179>.

49. Johnson M.P., Rötzel T.S., Frank B. Beyond conventional corporate responses to climate change towards deep decarbonization: a systematic literature review // *Management Review Quarterly*. 2023. Vol. 73. P. 921–954. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11301-023-00318-8>.

50. Kögel-Knabner I., Wiesmeier M., Mayer S. Mechanisms of soil organic carbon sequestration and implications for management // *Understanding and*

- fostering soil carbon sequestration. Ed. by C. Rumpel. Cambridge: Burleigh Dodds Sci. Publ. Lim. 2022. P. 1–36. DOI: <http://dx.doi.org/10.19103/AS.2022.0106.02>.
51. Krausmann F., Erb K.H., Gingrich S., Haberl H., Bondeau A., Gaube V., Lauk C., Plutzer C., Searchinger T.D. Global human appropriation of net primary production doubled in the 20th century // *Proc. Natl. Acad. Sci.* 2013. Vol. 110(25). P. 10324–10329. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1211349110>.
52. Lal R. Carbon sequestration // *Philosophical Trans. Royal Society B.* 2008. V. 363. P. 815–830. DOI: <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2007.2185>.
53. Lal R. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems // *Global Change Biol.* 2018. Vol. 24. P. 3285–3301. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14054>.
54. Lal R. Farming systems to return land for nature: It's all about soil health and re-carbonization of the terrestrial biosphere // *Farming System.* 2023. Vol. 1. Art. No. 100002. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.farsys.2023.100002>.
55. Lal R. Managing Soils and Ecosystems for Mitigating Anthropogenic Carbon Emissions and Advancing Global Food Security // *BioScience.* 2010. Vol. 60. P. 708–721. DOI: <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.9.8>.
56. Lal R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change // *Geoderma.* 2004a. Vol. 123. P. 1–22. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>.
57. Lal R. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security // *Science.* 2004b. Vol. 304(5677). P. 1623–1627. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1097396>.
58. Lal R., Lorenz K., Hüttl R.F., Schneider B.U., von Braun J. Research and Development Priorities Towards Recarbonization of the Biosphere // *Recarbonization of the Biosphere / Lal R., Lorenz K., Hüttl R., Schneider B., von Braun J. (eds).* Springer: Dordrecht, 2012. P. 533–544. DOI: https://doi.org/10.1007/978-94-007-4159-1_25.
59. Lessmann M., Ros G.H., Young M.D., de Vries W. Global variation in soil carbon sequestration potential through improved cropland management // *Global Change Biol.* 2022. Vol. 28. P. 1162–1177. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.15954>.
60. Li L., Song X., Liu Y., Chai L. Emerging new global soil governance structure in agrifood systems: Taking the “4 per 1,000” initiative as an example // *Front. Sustain. Food Syst.* 2023. Vol. 7. Art. No. 1104252. DOI: <https://doi.org/10.3389/fsufs.2023.1104252>.
61. Lipper L., Thornton P., Campbell B., Torquebiau E.F. Climate-smart agriculture for food security // *Nature Climate Change.* 2014. Vol. 4. P. 1068–1072. DOI: <https://doi.org/10.1038/nclimate2437>.

62. *Manzoni S., Taylor P., Richter A., Porporato A., Ågren G.I.* Environmental and stoichiometric controls on microbial carbon-use efficiency in soils // *New Phytologist*. 2012. Vol. 196. P. 79–91. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04225.x>.
63. *Matus F.J.* Fine silt and clay content is the main factor defining maximal C and N accumulations in soils: a meta- analysis // *Scientific Reports*. 2021. Vol. 11. Art. No. 6438. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-84821-6>.
64. *Mayer S., Wiesmeier M., Sakamoto E., Hübner R., Cardinael R., Kühnel A., Kögel-Knabner I.* Soil organic carbon sequestration in temperate agroforestry systems – A meta-analysis // *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2022. Vol. 323. Art. No. 107689. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107689>.
65. *Minasny B., Malone B.P., McBratney A.B., Angers D.A., Arrouays D., Chambers A., Chaplot V., Chen Z.S., Cheng K. ... Winowiecki L.* Soil carbon 4 per mille // *Geoderma*. 2017. Vol. 292. P. 59–86. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>.
66. *Moinet G.Y.K., Hijbeek R., van Vuuren D.P., Giller K.E.* Carbon for soils, not soils for carbon // *Global Change Biol*. 2023. Vol. 29. P. 2384–2398. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.16570>.
67. *Muñoz E., Chanca I., González-Sosa M., Sarquis A., Tangarife-Escobar A., Sierra C.A.* On the importance of time in carbon sequestration in soils and climate change mitigation // *Global Change Biol*. 2024. Vol. 30. Art. No. e17229. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.17229>.
68. *Oldfield E.E., Bradford M.A., Wood S.A.* Global meta-analysis of the relationship between soil organic matter and crop yields // *SOIL*. 2019. Vol. 5. P. 15–32. DOI: <https://doi.org/10.5194/soil-5-15-2019>.
69. *Oldfield E.E., Wood S.A., Bradford M.A.* Direct effects of soil organic matter on productivity mirror those observed with organic amendments // *Plant and Soil*. 2018. Vol. 423. P. 363–373. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3513-5>.
70. *Olson K.R.* Soil organic carbon sequestration, storage, retention and loss in U.S. croplands: Issues paper for protocol development // *Geoderma*. 2013. Vol. 195–196. P. 201–206. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.12.004>.
71. *Olson K.R., Al-Kaisi M.M., Lal R., Lowery B.* Experimental Consideration, Treatments, and Methods in Determining Soil Organic Carbon Sequestration Rates // *Soil Sci. Soc. Am. J*. 2014. Vol. 78(2). P. 348–360. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj2013.09.0412>.
72. *Paustian K., Lehmann J., Ogle S., Reay D., Robertson G.P., Smith P.* Climate-smart soils // *Nature*. 2016. Vol. 532. P. 49–57. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature17174>.

73. *Poeplau C., Reiter L., Berti A., Katterer T.* Qualitative and quantitative response of soil organic carbon to 40 years of crop residue incorporation under contrasting nitrogen fertilisation regimes // *Soil Res.* 2017. Vol. 55(1). P. 1–9. DOI: <https://doi.org/10.1071/sr15377>.
74. *Poultou P., Johnston J., Macdonald A., White R., Powlson D.* Major limitations to achieving “4 per 1000” increases in soil organic carbon stock in temperate regions: Evidence from long-term experiments at Rothamsted Research, United Kingdom // *Global Change Biology.* 2018. Vol. 24. P. 2563–2584. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14066>.
75. *Reddy S.S., Chhabra V.* Crop Residue Burning: Is It a Boon or a Bane? // *Comm. Soil Sci. and Plant Anal.* 2022. Vol. 53(18). P. 2353–2364. DOI: <https://doi.org/10.1080/00103624.2022.2071927>.
76. *Rumpel C., Amiraslan F., Chenu C., Cardenas M.G., Kaonga M., Koutika L.-S., Ladha J., Madari B., Shirato Y., Smith P., Soudi B., Soussana J.-F., Whitehead D., Wollenberg E.* The 4p1000 initiative: Opportunities, limitations and challenges for implementing soil organic carbon sequestration as a sustainable development strategy // *Ambio.* 2020. Vol. 49. P. 350–360. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01165-2>.
77. *Sanderman J., Hengl T., Fiske G.J.* Soil carbon debt of 12,000 years of human land use // *Proc. National Academy Sci.* 2017. Vol. 114(36). P. 9575–9580. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1706103114>.
78. *Scherr S.J., Shames S., Friedman R.* From climate-smart agriculture to climate-smart landscapes // *Agriculture and Food Security.* 2012. Vol. 1. Art. No. 12. DOI: <https://doi.org/10.1186/2048-7010-1-12>.
79. *Schlesinger W.H., Amundson R.* Managing for soil carbon sequestration: Let’s get realistic // *Global Change Biol.* 2019. Vol. 25. P. 386–389. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14478>.
80. *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. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>.
81. *Six J., Doetterl S., Laub M., Müller C.R., Van de Broek M.* The six rights of how and when to test for soil C saturation // *SOIL.* 2024. Vol. 10. P. 275–279. DOI: <https://doi.org/10.5194/soil-10-275-2024>.
82. *Smith P.* How long before a change in soil organic carbon can be detected? // *Global Change Biology.* 2004. Vol. 10. P. 1878–1883. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00854.x>.
83. *Smith P.* Soils as carbon sinks: the global context // *Soil Use and Management.* 2004. Vol. 20. P. 212–218. DOI: <https://doi.org/10.1079/SUM2003233>.
84. *Sroufe R., Watts A.* Pathways to Agricultural Decarbonization: Climate Change Obstacles and Opportunities in the US // *Resources, Conservation and*

- Recycling. 2022. Vol. 182. Art. No. 106276. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106276>.
85. Stevens A.W. Review: the economics of soil health // Food Policy. 2018. Vol. 80. P. 1–9. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2018.08.005>.
86. Stewart C.E., Paustian K., Conant R.T., Plante A.F., Six J. Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation // Biogeochemistry. 2007. Vol. 86. P. 19–31. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9140-0>.
87. Stockmann U., Adams M.A., Crawford, J.W. Field D.J., Henakaarchchi N., Jenkins M., Minasny B., McBratney A.B., de Courcelles V.R., Singh K., Wheeler I., Abbott L., Angers D.A., Baldock J., Bird M., Brookes P.C., Chenu C., Jastrow J.D., Lal R., Lehmann J., O'Donnell A.G., Parton W.J., Whitehead D., Zimmermann M. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon // Agriculture, Ecosystems and Environment. 2013. Vol. 164. P. 80–99. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>.
88. Tao F., Huang Y., Hungate B.A., Manzoni S., Frey S.D., I. Schmidt M.W., Reichstein M., Carvalhais N., Ciais P., Jiang L., Lehmann J., Wang Y.-P., Houlton B.Z., Ahrens B., Mishra U., Hugelius G., Hocking T.D., Lu X., Shi Z., Viatkin K., Vargas R., Yigini Y., Omuto C., Malik A.A., Peralta G., Cuevas-Corona R., Di Paolo L.E., Luotto I., Liao C., Liang Y.-S., Saynes V.S., Huang X., Luo Y. Microbial carbon use efficiency promotes global soil carbon storage // Nature. 2023. Vol. 618. P. 981–985. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06042-3>.
89. Tiefenbacher A., Sandén T., Haslmayr H.-P., Miloczki J., Wenzel W., Spiegel H. Optimizing Carbon Sequestration in Croplands: A Synthesis // Agronomy. 2021. Vol. 11. Art. No. 882. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy11050882>.
90. Van der Werf G.R., Randerson J.T., Giglio L., Van Leeuwen T.T., Chen Y., Rogers B.M. Mu, M., Van Marle M.J.E., Morton D.C., Collatz G.J., Yokelson R.J., Kasibhatla P.S. Global fire emissions estimates during 1997–2016 // Earth Syst. Sci. Data. 2017. Vol. 9. P. 697–720. DOI: <https://doi.org/10.5194/essd-9-697-2017>.
91. Van Groenigen J.W., Van Kessel C., Hungate B.A., Oenema O., Powlson D.S., Van Groenigen K.J. Sequestering Soil Organic Carbon: A Nitrogen Dilemma // Environ. Sci. Technol. 2017. Vol. 51(9). P. 4738–4739. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01427>.
92. Whalen E.D., Grandy A.S., Sokol N.W., Keiluweit M., Ernakovich J., Smith R.G., Frey S.D. Clarifying the evidence for microbial- and plant-derived soil organic matter, and the path toward a more quantitative understanding // Global Change Biol. 2022. Vol. 28(24). P. 7167–718. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.16413>.

93. Wiesmeier M., Hübner R., Spörlein P., Geuß U., Hangen E., Reischl A., Schilling B., von Lützow M., Kögel-Knabner I. Carbon sequestration potential of soils in southeast Germany derived from stable soil organic carbon saturation // *Global Change Biology*. 2014. Vol. 20(2). P. 653–665. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.12384>.
94. Wu L. Sequestering Organic Carbon In Soils Through Land Use Change And Agricultural Practices: A Review // *Frontiers Agr. Sci. Eng.* 2023. Vol. 10(2). P. 210–225. DOI: <https://doi.org/10.15302/J-FASE-2022474>.
95. Xiao K.Q., Zhao Y., Liang C., Zhao M., Moore O.W., Otero-Fariña A., Zhu Y.G., Johnson K., Peacock C.L. Introducing the soil mineral carbon pump // *Nature Rev. Earth Environ.* 2023. DOI: <https://doi.org/10.1038/s43017-023-00396-y>.
96. Zheng Q., Ha T., Prishchepov A.V., Zeng Y., Yin H., Koh L.P. The neglected role of abandoned cropland in supporting both food security and climate change mitigation // *Nature Communications*. 2023. Vol. 14. Art. No. 6083. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-023-41837-y>.
97. Zhu X.-G., Long S.P., Ort D.R. What is the maximum efficiency with which photosynthesis can convert solar energy into biomass? // *Current Opinion in Biotechnology*. 2008. Vol. 19. P. 153–159. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2008.02.00>.
98. Zomer R.J., Bossio D.A., Sommer R., Verchot L.V. Global Sequestration Potential of Increased Organic Carbon in Cropland Soils // *Scientific Reports*. 2017. Vol. 7. Art. No. 15554. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-15794-8>.

REFERENCES

1. Bashkin V.N., Agrogeochemical Technologies for Managing CO₂ Flows in Agroecosystems. 1. Management Factors of the Microbial Link of the Agrogeochemical Cycle, *Agrokhimiya*, 2023, No. 6, pp. 90–105, DOI: <https://doi.org/10.31857/S0002188123060042>.
2. Bogatyrova E.N., Seraya T.M., Biryukova O.M., Kirdun T.M., Belyavskaya Yu.A., Torchilo M.M., Conversion coefficients of grain and seed in by-products and the content of main nutrients in by-products of agricultural crops in the Republic of Belarus, *Soil Science and Agrochemistry*, 2016, No. 2(57), pp. 78–89.
3. Zavarzin G.A., Kudeyarov V.N., Soil as the key source of carbonic acid and reservoir of organic carbon on the territory of Russia, *Herald Russian Academy of Sciences*, 2006, Vol. 76, No. 1, pp. 12–26.
4. Ivanov A.L., Kogut B.M., Semenov V.M., Turina Oberlander M., Waksman Schanbacher N., The Development of Theory on Humus and Soil

Organic Matter: from Turin and Waksman to Present Days, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2017, Vol. 90, pp. 3–38, DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2017-90-3-38>.

5. Ivanov A.L., Stolbovoy V.S., The Initiative “4 per mille” – a new global challenge for the soils of Russia, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2019, Vol. 98, pp. 185–202, DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2019-98-185-202>.

6. Kogut B.M., Semenov V.M., Estimation of soil saturation with organic carbon, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2020, Vol. 102, pp. 103–124, DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-102-103-124>.

7. Kogut B.M., Semenov V.M., Artemyeva Z.S., Danchenko N.N., Humus Depletion and Soil Carbon Sequestration, *Agrokhimiya*, 2021, No. 5, pp. 3–13, DOI: <https://doi.org/10.31857/S0002188121050070>.

8. Kogut B.M., Yashin M.A., Semenov V.M., Avdeeva T.N., Markina L.G., Lukin S.M., Tarasov S.I., Distribution of Transformed Organic Matter in Structural Units of Loamy Sandy Soddy-Podzolic Soil, *Eurasian Soil Sci.*, 2016, Vol. 49(1), pp. 45–55, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229316010075>.

9. Kudeyarov V.N., Soil Respiration and Carbon Sequestration: A Review, *Eurasian Soil Sci.*, 2023, Vol. 56(9), pp. 1191–1200, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229323990012>.

10. Kudeyarov V.N., Current state of the carbon budget and the capacity of Russian soils for carbon sequestration, *Eurasian Soil Sci.*, 2015, Vol. 48(9), pp. 923–933, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229315090070>.

11. Lebedeva T.N., Sokolov D.A., Semenov M.V., Zinyakova N.B., Udal'tsov S.N., Semenov V.M., Organic carbon distribution between structural and process pools in the gray forest soil of different land use, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2024, Vol. 118, pp. 79–127, DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2024-118-79-127>.

12. Pautova N.B., Semenova N.A., Khromyckina D.P., Lebedeva T.N., Semenov V.M., Determination of Active Organic Matter in Fresh Farmyard Manure Using the Biokinetic Method, *Agrokhimiya*, 2018, No. 9, pp. 29–39, DOI: <https://doi.org/10.1134/S0002188118090107>.

13. Semenov V.M., Ivannikova L.A., Kuznetsova T.V., Semenova N.A., Tulina A.S., Mineralization of Organic Matter and the Carbon Sequestration Capacity of Zonal Soils, *Eurasian Soil Sci.*, 2008, Vol. 41(7), pp. 717–730, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229308070065>.

14. Semenov V.M., Kogut B.M., Soil organic matter, Moscow: GEOS, 2015, 233 p.

15. Semenov V.M., Lebedeva T.N., Zinyakova N.B., Sokolov D.A., Semenov M.V., Eutrophication of Arable Soil: A Comparative Effect of Mineral and Organic Fertilizers Systems, *Eurasian Soil Sci.*, 2023a, Vol.

- 56(1), pp. 49–62, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229322601627>.
16. Semenov V.M., Lebedeva T.N., Zinyakova N.B., Sokolov D.A., Sizes and Ratios of Organic Carbon Pools in Gray Forest Soil under Long-Term Application of Mineral and Organic Fertilizers, *Eurasian Soil Sci.*, 2023b, Vol. 56(4), pp. 470–487, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229322602517>.
17. Semenov V.M., Lebedeva T.N., Zinyakova N.B., Khromychkina D.P., Sokolov D.A., Lopes de Gerenyu V.O., Kravchenko I.K., Li H., Semenov M.V., Dependence of Soil Organic Matter and Plant Residues Decomposition on Temperature and Moisture in the Long-Term Incubation Experiments, *Eurasian Soil Sci.*, 2022, Vol. 55(7), pp. 926–939, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229322070080>.
18. Semenov V.M., Lebedeva T.N., Sokolov D.A., Zinyakova N.B., Lopes de Gerenyu V.O., Semenov M.V., Measurement of the Soil Organic Carbon Pools Isolated Using Bio-Physical-Chemical Fractionation Methods, *Eurasian Soil Sci.*, 2023c, Vol. 56(9), pp. 1327–1342, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229323601154>.
19. Semenov V.M., Pautova N.B., Lebedeva T.N., Khromychkina D.P., Semenova N.A., Lopes de Gerenyu V.O., Plant Residues Decomposition and Formation of Active Organic Matter in the Soil of the Incubation Experiments, *Eurasian Soil Sci.*, 2019, Vol. 52(10), pp. 1183–1194, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229319100119>.
20. Sukhovееva O.E., Input of Organic Carbon to Soil with Post-Harvest Crop Residues, *Eurasian Soil Sci.*, 2022, Vol. 55(6), pp. 810–818, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229322060126>.
21. Khitrov N.B., Nikitin D.A., Ivanova E.A., Semenov M.V., Variability of the Content and Stock of Soil Organic Matter in Time and Space: An Analytical Review, *Eurasian Soil Sci.*, 2023, Vol. 56(12), pp. 1819–1844, DOI: <https://doi.org/10.1134/S106422932360207X>.
22. Sharkov I.N., Antipina P.V., Some aspects of carbon sequestration capacity of arable soils, *Soils and Environment*, 2022, Vol. 5(2), e175, DOI: <https://doi.org/10.31251/pos.v5i2.175>.
23. Alemu B., The Role of Forest and Soil Carbon Sequestrations on Climate Change Mitigation, *Research Journal Agriculture and Environmental Management*, 2014, Vol. 3(10), pp. 492–505.
24. Almaraz M., Simmonds M., Boudinot F.G., Di Vittorio A.V., Bingham N., Khalsa S.D.S., Ostojа S., Scow K., Jones A., Holzer I., Manaigo E., Geoghegan E., Goertzen H., Silver W.L., Soil carbon sequestration in global working lands as a gateway for negative emission technologies, *Global Change Biol.*, 2023, Vol. 29, pp. 5988–5998, DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.16884>.
25. Angers D., Arrouays D., Cardinael R., Chenu C., Corbeels M.,

- Demenois J., Farrell M., Martin M., Minasny B., Recous S., Six J., A well-established fact: Rapid mineralization of organic inputs is an important factor for soil carbon sequestration, *Eur. J. Soil Sci.*, 2022, Vol. 73(3), pp. e13242, DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.13242>.
26. Angers D., Arrouays D., Cardinael R., Chenu C., Corbeels M., J. Demenois, Farrell M., Martin M., Minasny B., Recous S., Six J., A well-established fact: Rapid mineralization of organic inputs is an important factor for soil carbon sequestration, *Eur. J. Soil Sci.*, 2022, Vol. 73(3), Art. No. e13242, DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.13242>.
27. Angst G., Mueller K.E., Castellano M.J., Vogel C., Wiesmeier M., Mueller C.W., Unlocking complex soil systems as carbon sinks: multi-pool management as the key, *Nature Communications*, 2023, Vol. 14, Art. No. 2967, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-023-38700-5>.
28. Basile-Doelsch I., Balesdent J., Pellerin S., Reviews and syntheses: The mechanisms underlying carbon storage in soil, *Biogeosciences*, 2020, Vol. 17(21), pp. 5223–5242, DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-17-5223-2020>.
29. Baveye P.C., Berthelin J., Tessier D., Lemaire G., Storage of soil carbon is not sequestration: Straightforward graphical visualization of their basic differences, *Eur. J. Soil Science*, 2023, Vol. 74(3), Art. No. e13380, DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.13380>.
30. Baveye P.C., Schnee L.S., Boivin P., Laba M., Radulovich R., Soil Organic Matter Research and Climate Change: Merely Re-storing Carbon Versus Restoring Soil Functions, *Front. Environ. Sci.*, 2020, Vol. 8, Art. No. 579904, DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.579904>.
31. Berthelin J., Laba M., Lemaire G., Powlson D., Tessier D., Wander M., Baveye P.C., Soil carbon sequestration for climate change mitigation: Mineralization kinetics of organic inputs as an overlooked limitation, *Eur. J. Soil Sci.*, 2022, Vol. 73, Art. No. e13221, DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.13221>.
32. Bilotto F., Christie-Whitehead K.M., Malcolm B., Harrison M.T., Carbon, cash, cattle and the climate crisis, *Sustain Sci.*, 2023, Vol. 18, pp. 1795–1811, DOI: <https://doi.org/10.1007/s11625-023-01323-2>.
33. Blagodatskaya E., Blagodatsky S., Anderson T-H., Kuzyakov Y., Microbial Growth and Carbon Use Efficiency in the Rhizosphere and Root-Free Soil, *PLoS ONE*, 2014, Vol. 9(4), Art. No. e93282, DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0093282>.
34. Bolinder M.A., Crotty F., Elsen A., Frac M., Kismányoky T., Lipiec J., Tits M., Tóth Z., Kätterer T., The effect of crop residues, cover crops, manures and nitrogen fertilization on soil organic carbon changes in agroecosystems: A synthesis of reviews, *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 2020, Vol. 25(6), pp. 929–952, DOI: <https://doi.org/10.1007/s11027-020->

[09916-3.](#)

35. Bossio D.A., Cook-Patton S. C., Ellis P. W., Fargione J., Sanderman J., Smith P., Wood S., Zomer R. J., von Unger M., Emmer I. M., Griscom B.W., The role of soil carbon in natural climate solutions, *Nature Sustainability*, 2020, Vol. 3(5), pp. 391–398, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0491-z>.

36. Brock C., Franko U., Wiesmeier M., Soil management for carbon sequestration, *Encyclopedia of Soils in the Environment* (Second Edition), 2023, Vol. 3, pp. 424–432, DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822974-3.00124-5>.

37. Chenu C., Angers D.A., Barré P., Derrien D., Arrouays D., Balesdent J., Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential Innovations, *Soil and Tillage Research*, 2019, Vol. 188, pp. 41–52, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.04.011>.

38. Ciais P., Sabine C., Bala G., Bopp L., Brovkin V., Canadell J., Chhabra A., DeFries R., Galloway J., Heimann M., Jones C., Le Quéré C., Myneni R.B., Piao S., Thornton P., Carbon and Other Biogeochemical Cycles, In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, (Stocker T.F. et al. (eds.)), Cambridge, New York: Cambridge University Press, 2013, pp. 465–570.

39. Craig M.E., Mayes M.A., Sulman B.N., Walker A.P., Biological mechanisms may contribute to soil carbon saturation patterns, *Global Change Biology*, 2021, Vol. 27(12), pp. 2633–2644, DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.15584>.

40. Craig M.E., Geyer K.M., Beidler K.V., Brzostek E.R., Frey S.D., Grandy A.S., Liang C., Phillips R.P., Fast-decaying plant litter enhances soil carbon in temperate forests but not through microbial physiological traits, *Nature Commun*, 2022, Vol. 13, Art. No. 1229, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-022-28715-9>.

41. Don A., Seidel F., Leifeld J., Kätterer T., Martin M., Pellerin S., Emde D., Seitz D., Chenu C., Carbon sequestration in soils and climate change mitigation – Definitions and pitfalls, *Global Change Biol.*, 2024, Vol. 30, Art. No. e16983, DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.16983>.

42. FAO and ITPS. Recarbonizing global soils – A technical manual of recommended management practices. Volume 1: Introduction and methodology, Rome: FAO, 2021, 52 p., DOI: <https://doi.org/10.4060/cb6386en>.

43. Friedlingstein P., O’Sullivan M., Jones M.W. ... Zeng J., Zheng B., Global Carbon Budget 2023, *Earth Syst. Sci. Data*, 2023, Vol. 15, pp. 5301–5369, DOI: <https://doi.org/10.5194/essd-15-5301-2023>.

44. Islam Md.R., Singh B., Dijkstra F.A., Stabilisation of soil organic matter: interactions between clay and microbes, *Biogeochemistry*, 2022, Vol. 160, pp. 145–158, DOI: <https://doi.org/10.1007/s10533-022-00956-2>.
45. Janzen H.H., Beyond carbon sequestration: soil as conduit of solar radiation, *European J. Soil Sci.*, 2015, Vol. 66(1), pp. 19–32, DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.12194>.
46. Janzen H.H., The soil carbon dilemma: Shall we hoard it or use it? *Soil Biol. Biochem.*, 2006, Vol. 38(3), pp. 419–424, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.10.008>.
47. Janzen H.H., van Groenigen K.J., Powlson D.S., Schwinghamer T., van Groenigen J.W., Photosynthetic limits on carbon sequestration in croplands, *Geoderma*, 2022, Vol. 416, Art. No. 115810, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115810>.
48. Johnson J.M.-F., Allmaras R.R., Reicosky D.C., Estimating source carbon from crop residues, roots and rhizodeposits using the National Grain-Yield Database, *Agronomy J.*, 2006, Vol. 98(3), pp. 622–636, DOI: <https://doi.org/10.2134/agronj2005.0179>.
49. Johnson M.P., Rötzel T.S., Frank B., Beyond conventional corporate responses to climate change towards deep decarbonization: a systematic literature review, *Management Review Quarterly*, 2023, Vol. 73, pp. 921–954, DOI: <https://doi.org/10.1007/s11301-023-00318-8>.
50. Kögel-Knabner I., Wiesmeier M., Mayer S., Mechanisms of soil organic carbon sequestration and implications for management, In: *Understanding and fostering soil carbon sequestration*, Ed. by C. Rumpel., Cambridge: Burleigh Dodds Sci. Publ. Lim., 2022, pp. 1–36, DOI: <http://dx.doi.org/10.19103/AS.2022.0106.02>.
51. Krausmann F., Erb K.H., Gingrich S., Haberl H., Bondeau A., Gaube V., Lauk C., Plutzar C., Searchinger T.D., Global human appropriation of net primary production doubled in the 20th century, *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 2013, Vol. 110(25), pp. 10324–10329, DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1211349110>.
52. Lal R., Carbon sequestration, *Philosophical Trans. Royal Society B*, 2008, Vol. 363, pp. 815–830, DOI: <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2007.2185>.
53. Lal R., Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems, *Global Change Biol.*, 2018, Vol. 24, pp. 3285–3301, DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14054>.
54. Lal R., Farming systems to return land for nature: It's all about soil health and re-carbonization of the terrestrial biosphere, *Farming System*, 2023, Vol. 1, Art. No. 100002, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.farsys.2023.100002>.
55. Lal R., Managing Soils and Ecosystems for Mitigating Anthropogenic Carbon Emissions and Advancing Global Food Security, *BioScience*, 2010,

Vol. 60, pp. 708–721, DOI: <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.9.8>.

56. Lal R., Soil carbon sequestration to mitigate climate change, *Geoderma*, 2004a, Vol. 123, pp. 1–22, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>.

57. Lal R., Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security, *Science*, 2004b, Vol. 304(5677), pp. 1623–1627, DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1097396>.

58. Lal R., Lorenz K., Hüttl R.F., Schneider B.U., von Braun J., Research and Development Priorities Towards Recarbonization of the Biosphere, In: *Recarbonization of the Biosphere*, (Lal R., Lorenz K., Hüttl R., Schneider B., von Braun J. (eds)), Springer: Dordrecht, 2012, pp. 533–544, DOI: https://doi.org/10.1007/978-94-007-4159-1_25.

59. Lessmann M., Ros G.H., Young M.D., de Vries W., Global variation in soil carbon sequestration potential through improved cropland management, *Global Change Biol.*, 2022, Vol. 28, pp. 1162–1177, DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.15954>.

60. Li L., Song X., Liu Y., Chai L., Emerging new global soil governance structure in agrifood systems: Taking the “4 per 1,000” initiative as an example, *Front. Sustain. Food Syst.*, 2023, Vol. 7, Art. No. 1104252, DOI: <https://doi.org/10.3389/fsufs.2023.1104252>.

61. Lipper L., Thornton P., Campbell B., ... Torquebiau E.F., Climate-smart agriculture for food security, *Nature Climate Change*, 2014, Vol. 4, pp. 1068–1072, DOI: <https://doi.org/10.1038/nclimate2437>.

62. Manzoni S., Taylor P., Richter A., Porporato A., Ågren G.I., Environmental and stoichiometric controls on microbial carbon-use efficiency in soils, *New Phytologist*, 2012, Vol. 196, pp. 79–91, DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04225.x>.

63. Matus F.J., Fine silt and clay content is the main factor defining maximal C and N accumulations in soils: a meta-analysis, *Scientific Reports*, 2021, Vol. 11, Art. No. 6438, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-84821-6>.

64. Mayer S., Wiesmeier M., Sakamoto E., Hübner R., Cardinael R., Kühnel A., Kögel-Knabner I., Soil organic carbon sequestration in temperate agroforestry systems – A meta-analysis, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2022, Vol. 323, Art. No. 107689, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107689>.

65. Minasny B., Malone B.P., McBratney A.B., Angers D.A., Arrouays D., Chambers A., Chaplot V., Chen Z.S., Cheng K. ... Winowiecki L., Soil carbon 4 per mille, *Geoderma*, 2017, Vol. 292, pp. 59–86, DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>.

66. Moinet G.Y.K., Hijbeek R., van Vuuren D.P., Giller K.E., Carbon for soils, not soils for carbon, *Global Change Biol.*, 2023, Vol. 29, pp. 2384–

2398, DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.16570>.

67. Muñoz E., Chanca I., González-Sosa M., Sarquis A., Tangarife-Escobar A., Sierra C.A., On the importance of time in carbon sequestration in soils and climate change mitigation, *Global Change Biol.*, 2024, Vol. 30, Art. No. e17229, DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.17229>.

68. Oldfield E.E., Bradford M.A., Wood S.A., Global meta-analysis of the relationship between soil organic matter and crop yields, *SOIL*, 2019, Vol. 5, pp. 15–32, DOI: <https://doi.org/10.5194/soil-5-15-2019>.

69. Oldfield E.E., Wood S.A., Bradford M.A., Direct effects of soil organic matter on productivity mirror those observed with organic amendments, *Plant and Soil*, 2018, Vol. 423, pp. 363–373, DOI: <https://doi.org/10.1007/s1104-017-3513-5>.

70. Olson K.R., Soil organic carbon sequestration, storage, retention and loss in U.S. croplands: Issues paper for protocol development, *Geoderma*, 2013, Vol. 195–196, pp. 201–206, DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.12.004>.

71. Olson K.R., Al-Kaisi M.M., Lal R., Lowery B., Experimental Consideration, Treatments, and Methods in Determining Soil Organic Carbon Sequestration Rates, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2014, Vol. 78(2), pp. 348–360, DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj2013.09.0412>.

72. Paustian K., Lehmann J., Ogle S., Reay D., Robertson G.P., Smith P., Climate-smart soils, *Nature*, 2016, Vol. 532, pp. 49–57, DOI: <https://doi.org/10.1038/nature17174>.

73. Poeplau C., Reiter L., Berti A., Katterer T., Qualitative and quantitative response of soil organic carbon to 40 years of crop residue incorporation under contrasting nitrogen fertilisation regimes, *Soil Res.*, 2017, Vol. 55(1), pp. 1–9, DOI: <https://doi.org/10.1071/sr15377>.

74. Poulton P., Johnston J., Macdonald A., White R., Powlson D., Major limitations to achieving “4 per 1000” increases in soil organic carbon stock in temperate regions: Evidence from long-term experiments at Rothamsted Research, United Kingdom, *Global Change Biology*, 2018, Vol. 24, pp. 2563–2584, DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14066>.

75. Reddy S.S., Chhabra V., Crop Residue Burning: Is It a Boon or a Bane? *Comm. Soil Sci. and Plant Anal.*, 2022, Vol. 53(18), pp. 2353–2364, DOI: <https://doi.org/10.1080/00103624.2022.2071927>.

76. Rumpel C., Amiraslani F., Chenu C., Cardenas M.G., Kaonga M., Koutika L.-S., Ladha J., Madari B., Shirato Y., Smith P., Soudi B., Soussana J.-F., Whitehead D., Wollenberg E., The 4p1000 initiative: Opportunities, limitations and challenges for implementing soil organic carbon sequestration as a sustainable development strategy, *Ambio*, 2020, Vol. 49, pp. 350–360, DOI: <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01165-2>.

77. Sanderman J., Hengl T., Fiske G.J., Soil carbon debt of 12,000 years of human land use, *Proc. National Academy Sci.*, 2017, Vol. 114(36), pp. 9575–9580, DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1706103114>.
78. Scherr S.J., Shames S., Friedman R., From climate-smart agriculture to climate-smart landscapes, *Agriculture and Food Security*, 2012, Vol. 1, Art. No. 12, DOI: <https://doi.org/10.1186/2048-7010-1-12>.
79. Schlesinger W.H., Amundson R., Managing for soil carbon sequestration: Let's get realistic, *Global Change Biol.*, 2019, Vol. 25, pp. 386–389, DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14478>.
80. 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, DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>.
81. Six J., Doetterl S., Laub M., Müller C.R., Van de Broek M., The six rights of how and when to test for soil C saturation, *SOIL*, 2024, Vol. 10, pp. 275–279, DOI: <https://doi.org/10.5194/soil-10-275-2024>.
82. Smith P., How long before a change in soil organic carbon can be detected? *Global Change Biology*, 2004, Vol. 10, pp. 1878–1883, DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00854.x>.
83. Smith P., Soils as carbon sinks: the global context, *Soil Use and Management*, 2004, Vol. 20, pp. 212–218, DOI: <https://doi.org/10.1079/SUM2003233>.
84. Sroufe R., Watts A., Pathways to Agricultural Decarbonization: Climate Change Obstacles and Opportunities in the US, *Resources, Conservation and Recycling*, 2022, Vol. 182, Art. No. 106276, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106276>.
85. Stevens A.W., Review: the economics of soil health, *Food Policy*, 2018, Vol. 80, pp. 1–9, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2018.08.005>.
86. Stewart C.E., Paustian K., Conant R.T., Plante A.F., Six J., Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation, *Biogeochemistry*, 2007, Vol. 86, pp. 19–31, DOI: <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9140-0>.
87. Stockmann U., Adams M.A., Crawford, J.W., Field D.J., Henakaarchchi N., Jenkins M., Minasny B., McBratney A.B., de Courcelles V.R., Singh K., Wheeler I., Abbott L., Angers D.A., Baldock J., Bird M., Brookes P.C., Chenu C., Jastrow J.D., Lal R., Lehmann J., O'Donnell A.G., Parton W.J., Whitehead D., Zimmermann M., The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2013, Vol. 164, pp. 80–99, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>.
88. Tao F., Huang Y., Hungate B.A., Manzoni S., Frey S.D., I. Schmidt M.W., Reichstein M., Carvalhais N., Ciais P., Jiang L., Lehmann J., Wang Y.-P., Houlton B.Z., Ahrens B., Mishra U., Hugelius G., Hocking T.D., Lu X.,

- Shi Z., Viatkin K., Vargas R., Yigini Y., Omuto C., Malik A.A., Peralta G., Cuevas-Corona R., Di Paolo L.E., Luotto I., Liao C., Liang Y.-S., Saynes V.S., Huang X., Luo Y., Microbial carbon use efficiency promotes global soil carbon storage, *Nature*, 2023, Vol. 618, pp. 981–985, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06042-3>.
89. Tiefenbacher A., Sandén T., Haslmayr H.-P., Miloczki J., Wenzel W., Spiegel H., Optimizing Carbon Sequestration in Croplands: A Synthesis, *Agronomy*, 2021, Vol. 11, Art. No. 882, DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy11050882>.
90. Van der Werf G.R., Randerson J.T., Giglio L., Van Leeuwen T.T., Chen Y., Rogers B.M., Mu M., Van Marle M.J.E., Morton D.C., Collatz G.J., Yokelson R.J., Kasibhatla P.S., Global fire emissions estimates during 1997–2016, *Earth Syst. Sci. Data*, 2017, Vol. 9, pp. 697–720, DOI: <https://doi.org/10.5194/essd-9-697-2017>.
91. Van Groenigen J.W., Van Kessel C., Hungate B.A., Oenema O., Powlson D.S., Van Groenigen K.J., Sequestering Soil Organic Carbon: A Nitrogen Dilemma, *Environ. Sci. Technol.*, 2017, Vol. 51(9), pp. 4738–4739, DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01427>.
92. Whalen E.D., Grandy A.S., Sokol N.W., Keiluweit M., Ernakovich J., Smith R.G., Frey S.D., Clarifying the evidence for microbial- and plant-derived soil organic matter, and the path toward a more quantitative understanding, *Global Change Biol.*, 2022, Vol. 28(24), pp. 7167–718, DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.16413>.
93. Wiesmeier M., Hübner R., Spörlein P., Geuß U., Hangen E., Reischl A., Schilling B., von Lütow M., Kögel-Knabner I., Carbon sequestration potential of soils in southeast Germany derived from stable soil organic carbon saturation, *Global Change Biology*, 2014, Vol. 20(2), pp. 653–665, DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.12384>.
94. Wu L., Sequestering Organic Carbon In Soils Through Land Use Change And Agricultural Practices: A Review, *Frontiers Agr. Sci. Eng.*, 2023, Vol. 10(2), pp. 210–225, DOI: <https://doi.org/10.15302/J-FASE-2022474>.
95. Xiao K.Q., Zhao Y., Liang C., Zhao M., Moore O.W., Otero-Fariña A., Zhu Y.G., Johnson K., Peacock C.L., Introducing the soil mineral carbon pump, *Nature Rev. Earth Environ.*, 2023, DOI: <https://doi.org/10.1038/s43017-023-00396-y>.
96. Zheng Q., Ha T., Prishchepov A.V., Zeng Y., Yin H., Koh L.P., The neglected role of abandoned cropland in supporting both food security and climate change mitigation, *Nature Communications*, 2023, Vol. 14, Art. No. 6083, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-023-41837-y>.
97. Zhu X.-G., Long S.P., Ort D.R., What is the maximum efficiency with which photosynthesis can convert solar energy into biomass? *Current Opinion*

in *Biotechnology*, 2008, Vol. 19, pp. 153–159, DOI:
<https://doi.org/10.1016/j.copbio.2008.02.00>.

98. Zomer R.J., Bossio D.A., Sommer R., Verchot L.V., Global Sequestration Potential of Increased Organic Carbon in Cropland Soils, *Scientific Reports*, 2017, Vol. 7, Art. No. 15554, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-15794-8>.

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-70-90



Ссылки для цитирования:

Холодов В.А., Фарходов Ю.Р., Данилин И.В. Современные подходы к изучению строения почвенного органического вещества // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2025. Вып. 124. “Почвенное органическое вещество”. С. 70-90. DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-70-90

Cite this article as:

Kholodov V.A., Farkhodov Yu.R., Danilin I.V., Contemporary approaches to studying the structure of soil organic matter, Dokuchaev Soil Bulletin, 2025, 124, “Soil organic matter”, pp. 70-90, DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-70-90

Благодарность:

Работа выполнена при поддержке проекта развития Российской системы климатического мониторинга (РСКМ) в части учета эмиссии и поглощения климатически активных веществ в наземных экосистемах.

Acknowledgments:

The work was carried out with the support of the project for the development of the Russian Climate Monitoring System (RCMS) in terms of accounting for the emission and absorption of climate-active substances in terrestrial ecosystems.

Современные подходы к изучению строения почвенного органического вещества

© 2025 г. В. А. Холодов *, Ю. Р. Фарходов **, И. В. Данилин ***

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

* <https://orcid.org/0000-0002-6896-7897>, e-mail: vkholod@mail.ru,

** <https://orcid.org/0000-0002-0210-380X>,

*** <https://orcid.org/0000-0003-1564-5365>.

Поступила в редакцию 30.03.2025, после доработки 04.04.2025,
принята к публикации 21.07.2025

Резюме: Целью работы было кратко изложить основные подходы к изучению строения органического вещества почв, позволяющие получить наиболее полное описание этого уникального природного феномена. Основное внимание уделено подходам, реализуемым в

Почвенном институте им. В.В. Докучаева, примеры которых опубликованы в настоящем спецвыпуске. Современные методы можно разделить на две большие группы: исследовательские и рутинные. Исследовательские методы это недавно внедренные или внедряемые в научную практику технические решения и подходы. Рутинные – широко применяемые для изучения почвенного органического вещества. Преимущество первых – это перспектива получения новых уникальных данных, вторых – возможность формирования хорошо воспроизводимых, сопоставимых, перспективных для многомерного анализа наборов данных. В качестве исследовательских в работе рассмотрены масс-спектрометрия ионно-циклотронного резонанса с преобразованием Фурье и методы ядерного магнитного резонанса на ядрах ^{13}C и ^1H с преобразованием Фурье. В качестве рутинных описаны наиболее перспективные для анализа строения почвенного органического вещества методы: оптические (спектроскопия в ультрафиолетовом и видимом диапазоне и флуоресцентная спектроскопия), инфракрасная спектроскопия и пиролиз с газовой хроматографией и масс-детекцией.

Ключевые слова: спектральные методы; пиролиз ГХ/МС; ИК-спектроскопия; методы сверхвысокого разрешения; УФ-видимая спектроскопия.

Contemporary approaches to studying the structure of soil organic matter

© 2025 V. A. Kholodov*, Yu. R. Farkhodov**, I. V. Danilin***

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

**<https://orcid.org/0000-0002-6896-7897>, e-mail: vkholod@mail.ru,*

***<https://orcid.org/0000-0002-0210-380X>,*

****<https://orcid.org/0000-0003-1564-5365>.*

Received 30.03.2025, Revised 04.04.2025, Accepted 21.07.2025

Abstract: The aim of the work was to briefly outline the main approaches to studying the structure of soil organic matter, allowing to obtain the most complete description of this unique natural phenomenon. The main attention is paid to the approaches implemented in the Dokuchaev Soil Science Institute, examples of which are published in this special issue. Present methods can be divided into two large groups: research and routine. Research methods are methods and approaches that have been recently introduced or are being introduced into scientific practice. Routine ones are widely used to study soil organic matter. The advantage of the former is the prospect of obtaining new

unique data, while the latter provide the ability to obtain well-reproducible, comparable results that are promising for multivariate analysis. The research methods considered in the work include ion cyclotron resonance mass spectrometry with Fourier transform and nuclear magnetic resonance methods on ^{13}C and ^1H nuclei with Fourier transform. The most promising methods for analyzing the structure of soil organic matter are described as routine methods: optical methods (spectroscopy in the ultraviolet and visible range and fluorescence spectroscopy), infrared spectroscopy and pyrolysis with gas chromatography and mass detection.

Keywords: spectral methods; pyrolysis GC/MS; IR spectroscopy; ultra-high resolution methods; UV-visible spectroscopy.

ВВЕДЕНИЕ

Всю совокупность органических соединений, присутствующих в почвах, называют органическим веществом почвы (органической частью почвы). Это понятие включает как органические остатки (ткани растений и животных, частично сохранившие исходное анатомическое строение), так и отдельные органические соединения специфической и неспецифической природы (Орлов и др., 2004). В это понятие не включают лишь живые организмы, присутствующие в педосфере. Органическое вещество (ОВ) почвы представляет собой сложную гетерофазную систему. При изучении неспецифической составляющей ОВ обычно имеют дело с молекулярным ансамблем (Перминова, 2000; Жеребкер и др., 2016). В связи с этим к ним применим достаточно широкий спектр инструментальных методов изучения органического вещества различного разрешения. Однако при этом, в связи с высокой гетерогенностью ОВ и его многофазностью, практически каждый метод имеет ряд ограничений и недостатков. Целью работы было кратко изложить основные подходы к изучению строения ОВ почв, позволяющие получить наиболее полное описание этого уникального природного феномена.

ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЕ И РУТИННЫЕ МЕТОДЫ

Исходя из общих естественно-научных подходов все современные инструментальные методы можно разделить на две большие группы (рис. 1): исследовательские и рутинные.



Рис. 1. Исследовательские и рутинные подходы: особенности методов и их применения.

Fig. 1. Research and routine approaches: features of methods and their application.

Исследовательские методы – это недавно внедренные или внедряемые в научную практику технические решения и подходы. Их основное достоинство – возможность получать новые уникальные данные об изучаемом объекте. Здесь возможно получение прорывных результатов. И кроме того, с их помощью можно уточнять и подтверждать спорные результаты, полученные другими методами. Однако их особенностью обычно является дороговизна приборов и анализов в связи с уникальностью разработок и общеэкономическими причинами. Также исследовательские методы требуют высокой подготовки аналитиков, в случае ОВ – часто непрофильной переподготовки, что тоже несет большие издержки.

Высокая стоимость приборного времени или расходных материалов ограничивает ученых в наработке повторностей и, соответственно, в статистической обработке получаемых данных. Кроме того, так как большинство методов исследовательского уровня уникальны: они используют установку, существующую в единичных экземплярах, или никем ранее не применяемые условия получения данных, или и то и другое, – то межлабораторное сопоставление полученных результатов практически невозможно, что также препятствует оценке достоверности результатов. Также стоит указать на возможности получения артефактных результатов, когда разработчики новых приборов прилагают их к сложным объектам, о поведении которых не имеют ни малейшего представления, и получают артефакт, делая глубокие выводы. Одним из таких объектов является ОВ почв. В приложении к нему весьма показателен случай, когда в 80–90-х гг. механически переносили гель-хроматографию, разработанную для определения молекулярных масс белков, на гуминовые вещества. В результате из-за некомпенсированности электростатического взаимодействия геля и элюента возникали артефактные пики на “мертвом” объеме колонки за счет электростатического отталкивания части молекул, которые относили к высокомолекулярной фракции. Также возникал пик в области выхода низкомолекулярной фракции, который был частично связан с сорбцией ОВ гелем, а не с прохождением его через поры. Более того, модификация не до конца отработанных методов ухудшает ситуацию. В связи с вышеприведенным примером касательно гель-хроматографии наиболее показательна будет методическая статья Перминовой И.В. (Perminova, 1999), которая вышла в ответ на серию работ Алессандро Пикколо (Piccolo, 1997; Piccolo et al., 1996). Дискуссия была продолжена на конференциях, и в результате оба автора пришли к консенсусу, что наиболее рационально рассматривать гуминовые вещества как молекулярный ансамбль, включающий как большие, так и малые молекулы. Подробный разбор дискуссии можно посмотреть в работе В.А. Холодова с соавторами (Холодов и др., 2011).

Следует подчеркнуть, что основная цель развития исследовательского метода – сделать его рутинным, т. е. общедоступным и применимым в повседневной научной работе.

Рутинные методы широко используются в научной практике. Для них характерны (рис. 1), в первую очередь, воспроизводимые и относительно легко собираемые данные. В связи с этим они позволяют получать большие объемы данных, что открывает возможность для многомерной статистической обработки, применяя подходов big data, создания численных моделей, карт, вариограмм, методических рекомендаций и ГОСТов. Однако все они ограничены возможностями метода, и обычно их разрешающая способность уступает исследовательским методам.

Далее будут рассмотрены перспективные исследовательские и наиболее информативные рутинные методы, применимые к изучению строения органического вещества почв.

ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЕ МЕТОДЫ

В последнее время из исследовательских методов для изучения ОВ почв наиболее часто применяют спектрометрии сверхвысокого разрешения, это масс-спектрометрия ионно-циклотронного резонанса с преобразованием Фурье – ИЦР МС (Hertkorn et al., 2013; Olk et al., 2019; Khreptugova et al., 2025), и ядерный магнитный резонанс на ядрах ^{13}C и (или) ^1H – ^{13}C ЯМР и ^1H ЯМР или ПМР, соответственно (Ковалевский и др., 1990; Чуков и др., 2018; Hertkorn et al., 2013; Hertkorn et al., 2017; Simpson, Simpson, 2017).

Масс-спектрометрия ионно-циклотронного резонанса с преобразованием Фурье. В этом методе мобилизованные ионизацией ионы органического вещества захватываются цилиндрической ячейкой с сильным магнитным полем, где под действием радиочастотного напряжения создается их ионно-циклотронное движение – круговое движение вокруг оси ячейки. Частота ионно-циклотронного движения связана с массой и зарядом иона. С помощью преобразования Фурье получают масс-спектры, позволяющие рассчитать брутто-формулы всех мобилизованных ионов с разрешением 1 атомная единица. Сейчас вместо цилиндрической ионной ловушки внедряется ловушка Orbitrap – электростатическая аксиально-гармоническая орбитальная ловушка (Макаров и др., 2021). Orbitrap существенно удешевляет прибор. Однако ос-

новная проблема применения ИЦР МС – это метод, которым ионизируют ОВ. Существует около двадцати методов ионизации, наиболее распространенный – электронный удар, также стоит упомянуть ионизацию фотонами, химическую, полевую ионизации, плазменную десорбцию, лазерную десорбционную, электро-спрей, ультразвуковое распыление и матричную лазерную десорбционную ионизацию (Лебедев, 2015), которые, во-первых, дают несколько разную информацию и, во-вторых, не разрабатывались специально для ПОВ. Поэтому ИЦР МС дает уникальные данные, но сопоставление результатов, полученных разными научными группами, чрезвычайно затруднено.

Спектроскопия ядерного магнитного резонанса на ядрах ^{13}C и ^1H с преобразованием Фурье. В основе метода лежит способность ядер химических элементов со спином, отличным от нуля (обычно это элемент с нечетным атомным номером), резонировать в переменном магнитном поле. В связи с тем, что колебания ядер зависят от их элементного окружения, то, последовательно изменяя частоту переменного магнитного поля, можно регистрировать резонанс ядер в зависимости от их окружения. Выделяя преобразованием Фурье резонансный сигнал для разных групп, получают относительное содержание групп углеродного или водородного окружения. Кроме того, возможно получение одновременного резонанса ^{13}C и ^1H групп, что позволяет получать двумерные ЯМР-спектры.

Ограничение для ^1H ЯМР-спектроскопии – это сорбированная на препаратах вода, от нее очень трудно избавиться, и поэтому ее довольно широкий пик перекрывает достаточно широкую область. Препятствиями для широкого внедрения ^{13}C ЯМР-спектроскопии в практику анализа ПОВ являются, во-первых, высокая стоимость оборудования и проведения анализа: необходимы спектрометры только высокой частоты; и, во-вторых, и, видимо, это главное, длительное время накопления сигнала: для получения качественного спектра требуется 24–48 часов. Это связано с низким содержанием в ПОВ стабильного изотопа ^{13}C который резонирует в переменном магнитном поле, в то время как атом с четным номером ^{12}C , основной компонент ПОВ, не резонирует. Од-

нако, вероятно, скоро этот подход станет рутинным в современном почвоведении. Можно ожидать, что технический прогресс приведет к созданию высокочастотных и относительно доступных магнитных спектрометров, что сократит время анализа.

РУТИННЫЕ МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В качестве широко применяемых, хорошо воспроизводимых и доступных инструментальных методов стоит описать оптические методы, их используют для характеристики растворенного ОВ; методы ИК-спектроскопии – их в первую очередь применяют для изучения ОВ в твердой фазе и, также наиболее подходящий метод для твердой фазы – аналитический пиролиз с ГХ/МС окончанием. Таким образом ПОВ охватывается практически полностью, за исключением газовой фазы, методы изучения строения которой только разрабатываются. Следует отметить, что два последних подхода можно применять и к растворенному ОВ, если его подвергнуть концентрации твердофазной экстракцией или высушиванием, но это усложняет процесс получения данных.

Оптические методы. К оптическим методам относятся спектроскопия в УФ-видимом диапазоне и флуоресцентная спектроскопия. Наиболее рационально использовать эти методы вместе. Оптические методы применимы для растворенного органического вещества (РОВ). В связи с тем, что выделить РОВ из почвы достаточно сложно, обычно используют водную вытяжку и извлекают водозекстрагируемое органическое вещество (ВЭОВ), иногда используют термин водорастворимое органическое вещество (Караганова, 2013; Холодов и др., 2024).

В ходе УФ-видимой спектроскопии ВЭОВ просвечивают монохромным светом с переменной длиной волны и оценивают интенсивности спектра поглощения. Существует ряд дескрипторов, по значениям которых можно судить о строении ВЭОВ.

Следует подчеркнуть, что для изучения методом УФ-видимой спектроскопии доступно только окрашенное органическое вещество (colored dissolved organic matter – CDOM), и оно представляет достаточно крупную часть ВЭОВ, но не все. Например, водорастворимые поли- и олигосахариды – значимая часть

ВЭОВ – не поглощают в УФ-видимом диапазоне.

Флуоресцентная спектроскопия ВЭОВ. В этом методе ВЭОВ возбуждается излучением в УФ-видимом излучении и начинает флуоресцировать, этот спектр фиксируется. В результате получают трехмерную матрицу возбуждения-эмиссии (3D excitation-emission matrix, 3D EEM). На основе полученных данных рассчитывают оптические дескрипторы, которые связаны со строением и происхождением ВЭОВ.

Кроме того, данные спектров флуоресценции используют для параллельного факторного анализа (ПАРАФАК, PARAFAC). Для этого трехмерную матрицу подвергают математическому разложению трехстороннего набора на набор трилинейных членов и остаточный массив:

$$x_{ijk} = \sum_{f=1}^F a_{if} b_{jf} c_{kf} + \varepsilon_{ijk}$$

где x_{ijk} – значение, соответствующее интенсивности флуоресценции f компоненты (компонет PARAFAC) i образца при длине волны флуоресценции j и возбуждения k ; ε – матрица остатков, которая не рассматривается и при подгонке модели минимизируется. Каждая флуоресцирующая компонента f имеет значения a , b , k .

Эти компоненты модели имеют прямую химическую интерпретацию в валидированной модели. Параметр a_{if} прямо пропорционален концентрации f -го аналита образца i ; вектор b_f с элементами b_{jf} является масштабированной оценкой спектра эмиссии f -го аналита; вектор c_f с элементами c_{kf} линейно пропорционален удельному поглощению f -го аналита. Количество компонентов F задается исследователем при создании модели – обычно от трех до восьми (Murphy et al., 2013; Wünsch et al., 2017). Обрабатывать спектры и строить PARAFAC модели удобно в пакете *staRdom* для языка R. Обработка включает в себя инструментальную коррекцию спектра, вычитание матрицы-растворителя, коррекцию на цветовой фильтр, нормализацию к шкале рамановских единиц (Raman Units, RU), вычитание полос рамановского и рэлеевского рассеяния, интерполяцию и PARAFAC (Pucher et al., 2019).

Выявленные флуоресцирующие компоненты можно сопо-

ставить с открытой базой данных OpenFluor (OpenFluor, Lablicate GmbH. URL: <https://openfluor.lablicate.com/home>), которая позволяет соотнести полученные компоненты со свойствами подобных компонент, опубликованных в научной периодике.

Молекулярная спектроскопия в средней инфракрасной области (ИК-спектроскопия) – один из наиболее часто используемых аналитических методов в области аналитической, органической химии, химии полимеров, материаловедения. Этот метод основан на взаимодействии образца (в твердом, жидком или газообразном состоянии) с инфракрасным излучением (0.75–1000 мкм, средняя область инфракрасного излучения – 2.5–25 мкм или $4\,000\text{--}400\text{ см}^{-1}$). Вследствие возбуждения колебательных движений молекул образец поглощает инфракрасное излучение при определенных длинах волн, из-за чего на спектре излучения после взаимодействия с образцом регистрируются пики (полосы) поглощения. Набор полос поглощения зависит от молекулярного состава образца и является уникальным для каждой молекулы.

ИК-спектроскопия до относительно недавнего времени редко применялась при изучении почвенного органического вещества. Главными причинами этого являлась трудоемкая пробоподготовка для съемки в режиме пропускания, которая подразумевает растирание образца с KBr и анализ спрессованной из смеси образца и KBr таблетки. Другие ограничения были связаны со сложностью и неоднозначностью расшифровки получаемых спектров, а также с недостаточным качеством получаемых спектров. В настоящее время эти ограничения во многом удалось преодолеть, а ИК-спектроскопия активно используется в почвоведении. Вместо режима пропускания активно используется режим диффузного отражения, который требует только стандартной пробоподготовки (высушивание и растирание пробы). Современное аналитическое оборудование и автоматизированная математическая обработка позволяют получать спектры высокого качества. Основными вызовами, актуальными и по сей день, остаются гармонизация методик анализа почв методом ИК-спектроскопии (Peng et al., 2025).

Основное преимущество ИК-спектроскопии для изучения почв связано с известным ограничением: на спектре почвы реги-

стрируются все компоненты твердой фазы, что усложняет интерпретацию, но позволяет быстро и при низкой себестоимости анализа получать полную информацию о составе функциональных групп органического вещества и минералогическом составе. Современные методы хемометрики позволяют решить проблему наложения пиков и автоматизировать обработку спектров. ИК-спектроскопия благодаря анализу полос поглощения спектров позволяет изучать свойства органоминеральных соединений почв (Clabel et al., 2020), уточнять модели трансформации почвенного органического вещества (Laub et al., 2020), оценивать свойства внешних воздействий (например, типов землепользования) на качество почвенного органического вещества (Francioso et al., 2009; Margenot et al., 2015; Filep et al., 2016).

ИК-спектроскопия часто используется в качестве дополнения к молекулярной спектроскопии жидкой фазы почвы. Съемка спектра образца в присутствии воды создает серьезные аналитические органичения (Fomina et al., 2022), поэтому для анализа ВЭОВ аликвота водной вытяжки высушивается после добавления к ней навески KBr, что позволяет проводить съемку в режиме пропускания и получать инфракрасные спектры ВЭОВ (Lado et al., 2023). Особенно это важно при изучении компонентов ВЭОВ, оптически неактивных в УФ- и видимой областях спектра, таких как углеводы.

Наиболее активно развивающимся применением ИК-спектроскопии в почвоведении является моделирование свойств почв по их инфракрасным спектрам. Суть этого подхода заключается в поиске связей между свойствами инфракрасных спектров почв и (агро)химическими и физическими свойствами почв, такими как содержание углерода органического вещества, азота, различных соединений фосфора и калия, показатели почвенной кислотности, гранулометрический состав и др. (Barra et al., 2021; Dangal et al., 2019). Таким образом, использование моделей машинного обучения на достаточно больших спектральных библиотеках позволит перейти от классического почвенного анализа к полной характеристике свойств почв по их спектральным свойствам. Исследования в этой области проводятся под эгидой ФАО ООН и нацелены на разработку быстрых и дешевых методов ана-

лиза почвы. Несмотря на существующие вызовы и ограничения, моделирование свойств почв по их инфракрасным спектрам может стать альтернативой классическому анализу почв (Viscarra Rossel et al., 2022; Wadoux et al., 2021).

Пиролитическая газовая хроматография с масс-спектрометрией – вид аналитического пиролиза, один из распространенных косвенных методов анализа молекулярного состава почвенного органического вещества. Метод основан на термической деструкции органического вещества в среде инертного газа – пиролизе (Moldoveanu, 2019). Состав продуктов пиролиза (пиролизатов) анализируется с помощью разделения на отдельные компоненты смеси с помощью газового хроматографа с последующим детектированием масс-спектрометром. Хромато-масс-спектрометрия позволяет проводить идентификацию и количественный анализ пиролизатов. На основе накопленных знаний о составе пиролитических профилей индивидуальных или групп химических соединений проводится расшифровка происхождения компонентов ПОВ, подвергшегося пиролизу (Derenne, Quenea, 2015). Результаты анализа позволяют оценивать строение ПОВ, вклад отдельных компонентов, различающихся по происхождению на структуру ПОВ. Обычно изучаются группы пиролизатов, которые разделяют в зависимости от их происхождения и строения (Leinweber, Schulten 1999), либо содержания индивидуальных соединений, которые используются для оценки индексов трансформации ПОВ (Seccanti et al., 2007). Конструкция современных пиролизеров позволяет проводить изучение состава отдельных термических фракций, что делает возможным изучение строения пулов ПОВ (Холодов и др., 2020). Химическая дериватизация, проводимая при пиролизе почвенных образцов, позволяет напрямую получать информацию о молекулярном составе ПОВ (Challinor, 2001; Фарходов и др., 2021). Важным преимуществом аналитического пиролиза является отсутствие специфических требований к пробоподготовке, анализ может проводиться как для химических и физических фракций ПОВ, так и почвы в целом (Derenne, Quenea, 2015). Простота подготовки образцов к анализу, наличие большого массива данных о специфике происхождения пиролизатов ПОВ делает этот метод рутинным в современной

почвенной лаборатории.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Резюмируя, важно отметить, что исследовательские методы потенциально могут раскрыть прежде неизвестные особенности строения ПОВ. В то же время для характеристики закономерностей изменений ПОВ в ландшафтах или во времени, и для других работ, требующих большого набора воспроизводимых данных, больше подходят рутинные методы. При этом оптические методы оценивают строение РОВ, а ИК-спектроскопия и пиролиз с ГХ/МС – строение ПОВ в твердой фазе. Практические примеры применения этих подходов можно найти в других статьях настоящего спецвыпуска Бюллетеня Почвенного института им. В.В. Докучаева.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. 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. Вып. 71(4). С. 390–396.
2. Караванова Е.И. Водорастворимые органические вещества: фракционный состав и возможности их сорбции твердой фазой лесных почв // Почвоведение. 2013. № 8. С. 924–936.
3. Ковалевский Д.В., Пермин А.Б., Перминова И.В., Коннов Д.В., Петросян В.С. Количественное определение обменных и скелетных протонов гумусовых кислот с помощью спектроскопии ПМР // Вестник Московского университета. Серия 2 (Химия). 1990. Т. 40. С. 375–380.
4. Лебедев А.Т. Масс-спектрометрия в органической химии. М.: Техносфера, 2015. 704 с.
5. Макаров А.А. Ловушка Orbitrap как фундамент для создания новых методов и технологий // Аналитика. 2021. № 4. С. 260–268.
6. Орлов Д.С., Садовникова Л.К., Суханова Н.И. Химия почв. М.: Высш. шк., 2005. 558 с.
7. Перминова И.В. Анализ, классификация и прогноз свойств гуминовых кислот: Дисс. ... док. хим. н. М.: МГУ, 2000. 359 с.

8. Фарходов Ю.Р., Ярославцева Н.В., Холодов В.А. Методические аспекты определения жирных кислот в почве методом термохимического разложения // Почвоведение. 2021. № 8. С. 927–934.
9. Холодов В.А., Константинов А.И., Кудрявцев А.В., Перминова И.В. Строение гуминовых кислот почв зонального ряда по данным спектроскопии ЯМР ¹³C // Почвоведение. 2011. № 9. С. 1064–1073.
10. Холодов В.А., Н. В. Ярославцева Н.В., Зиганшина А.Р., Данченко Н.Н., Данилин И.В., Фарходов Ю.Р., Жидкин А.П. Водоекстрагируемое органическое вещество почв разной степени смытости и намытости на малом водосборе в центральной лесостепи Среднерусской возвышенности: намытые почвы в днище балки // Почвоведение. 2024. № 7. С. 921–935. DOI: <https://doi.org/10.31857/S0032180X24070018>.
11. Холодов В.А., Фарходов Ю.Р., Ярославцева Н.В., Айдиев А.Ю., Лазарев В.И., Ильин Б.С., Иванов А.Л., Куликова Н.А. Термолабильное и термостабильное органическое вещество черноземов разного землепользования // Почвоведение. 2020. № 8. С. 970–982.
12. Чуков С.Н., Лодыгин Е.Д., Абакумов Е.В. Использование ¹³C ЯМР-спектроскопии в исследовании органического вещества почв (обзор) // Почвоведение. 2018. № 8. С. 952–964. DOI: <https://doi.org/10.1134/S0032180X18080026>.
13. Adair E., Afonso C., Bell Nicholle G.A., Davies A.N., Delsuc M.-A., Godfrey R., Goodacre R., Hawkes J.A., Hertkorn N., Jones D., Lameiras P., Guennec A.L., Lubben A., Nilsson M., Paša-Tolić L., Richards J., Rodgers R.P., Rüger C.P., Schmitt-Kopplin P., Schoenmakers P.J., Sidebottom P., Staerk D., Summerfield S., Uhrin D., van Delft P., van der Hoof Justin J.J., van Zelst Fleur H.M., Zherebker A. High resolution techniques: general discussion // Faraday Discussions. 2019. Vol. 218. P. 247–267.
14. Barra I., Haefele S.M., Sakrabani R., Kebede F. Soil spectroscopy with the use of chemometrics, machine learning and pre-processing techniques in soil diagnosis: Recent advances – A review // Trends in Analytical Chemistry. 2021. Vol. 135. P. 116166. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2020.116166>.
15. Ceccanti B., Masciandaro G., Macci C. Pyrolysis-gas chromatography to evaluate the organic matter quality of a mulched soil // Soil & Tillage Research. 2007. Vol. 97. P. 71–78.
16. Challinor J.M. The development and applications of thermally assisted hydrolysis and methylation reactions // Journal of Analytical and Applied Pyrolysis. 2001. Vol. 61. P. 3–34.
17. Clabel J.L.H., Nicolodelli G., Senesi G.S., Montes C.R., Felicio Perruci N.A., Bezzon V.D.N., Balogh D.T., Milori D.M.B.P. Organo-mineral

- associations in a Spodosol from northern Brazil // *Geoderma Regional*. 2020. Vol. 22. e00303. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00303>.
18. *Dangal S.R.S., Sanderman J., Wills S., Ramirez-Lopez L.* Accurate and Precise Prediction of Soil Properties from a Large Mid-Infrared Spectral Library // *Soil Systems*. 2019. Vol. 3(11). DOI: <https://doi.org/10.3390/soilsystems3010011>.
19. *Derenne S., Quenea K.* Analytical pyrolysis as a tool to probe soil organic matter // *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*. 2015. Vol. 111. P. 108–120.
20. *Drozd J., Gonet S.S., Senesi N., Weber J.* (Eds.) *Ecosystems and in environmental processes*. IHSS Polish.
21. *Filep T., Zacháry D., Balog K.* Assessment of soil quality of arable soils in Hungary using DRIFT spectroscopy and chemometrics // *Vibrational Spectroscopy*. 2016. Vol. 84. P. 16–23. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.vibspec.2016.02.005/>.
22. *Fomina P.S., Proskurnin M.A., Mizaikoff B., Volkov D.S.* Infrared Spectroscopy in Aqueous Solutions: Capabilities and Challenges // *Critical Reviews in Analytical Chemistry*. 2022. P. 1–18. DOI: <https://doi.org/10.1080/10408347.2022.2041390>.
23. *Francioso O., Montecchio D., Gioacchini P., Cavani L., Ciavatta C., Trubetskoy O., Trubetskaya O.* Structural differences of Chernozem soil humic acids SEC–PAGE fractions revealed by thermal (TG–DTA) and spectroscopic (DRIFT) analyses // *Geoderma*. 2009. Vol. 152. P. 264–268. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.06.011>.
24. *Hertkorn N., Harir M., Koch B.P., Michalke B., Schmitt-Kopplin P.* High-field NMR spectroscopy and FTICR mass spectrometry: powerful discovery tools for the molecular level characterization of marine dissolved organic matter // *Biogeosciences*. 2013. Vol. 10(3). P. 1583–1624.
25. *Hertkorn N., Permin A., Perminova I., Kovalevskii D., Yudov M., Petrosyan V., Kettrup A.* Comparative Analysis of Partial Structures of a Peat Humic and Fulvic Acid Using One- and Two-Dimensional Nuclear Magnetic Resonance Spectroscopy // *Journal of Environment Quality*. 2017. Vol. 31(2). P. 375.
26. *Khreptugova A.N., Konstantinov A.I., Mikhnevich T.A., Matsubara F., Gustafsson Ö., Semiletov I.P., Perminova I. V.* Onboard Large-Scale Isolation and Characterization of Three Reference DOM Materials from Siberian Arctic Shelf Marine Water // *ACS Omega*. 2025. Vol. 10(7). P. 6406–6418. DOI: <https://doi.org/10.1021/acsomega.4c06041>.
27. *Lado M., Sayegh J., Gadjnay A.G., Ben-Hur M., Borisover M.* Heat-induced changes in soil water-extractable organic matter characterized using fluorescence and FTIR spectroscopies coupled with dimensionality reduction

- methods // *Geoderma*. 2023. Vol. 430. P. 116347. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116347>.
28. *Laub M., Demyan M.S., Nkwain Y.F., Blagodatsky S., Kätterer T., Piepho H.-P., Cadisch G.* DRIFTS band areas as measured pool size proxy to reduce parameter uncertainty in soil organic matter models // *Biogeosciences*. 2020. Vol. 17. P. 1393–1413. DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-17-1393-2020>.
29. *Leinweber P., Schulten H.R.* Advances in analytical pyrolysis of soil organic matter // *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*. 1999. Vol. 49. P. 359–383.
30. *Margenot A.J., Calderon F.J., Bowles T.M., Parikh S.J., Jackson L.E.* Soil Organic Matter Functional Group Composition in Relation to Organic Carbon, Nitrogen, and Phosphorus Fractions in Organically Managed Tomato Fields // *Soil Science Society of America Journal*. 2015. Vol. 79. P. 772–782. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj2015.02.0070>.
31. *Moldoveanu S.C.* Pyrolysis of Organic Molecules: Applications to Health and Environmental Issues. Amsterdam: Elsevier Science, 2019. 723 p.
32. *Murphy K.R., Stedmon C.A., Graeber D., Bro R.* Fluorescence spectroscopy and multi-way techniques. PARAFAC // *Anal. Methods*. 2013. Vol. 5(23). P. 6557–6566.
33. *Olk D.C., Bloom P.R., Perdue E.M., McKnight D.M., Chen Y., Fahrenhorst A., Senesi N., Chin Y.-P., Schmitt-Kopplin P., Hertkorn N., Harir M.* Environmental and Agricultural Relevance of Humic Fractions Extracted by Alkali from Soils and Natural Waters // *Journal of Environment Quality*. 2019. Vol. 48(2). P. 217.
34. OpenFluor, Lablicate GmbH. URL: <https://openfluor.lablicate.com/home>.
35. *Peng Y., Ben-Dor E., Biswas A., Chabrilat S., Demattê J.A.M., Ge Y., Gholizadeh A., Gomez C., Guerrero C., Herrick J., Maynard J.J., Mouazen A.M., Ma Y., McBratney A.B., Minasny B., Ramirez-Lopez L., Robertson A.H.J., Viscarra Rossel R.A., Shi Z., Stenberg B., Wadoux A. M.J.-C., Winowiecki L.A., Zhang G.* Spectroscopic solutions for generating new global soil information // *The Innovation*. 2025. Vol. 6(5). 100839. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.xinn.2025.100839>.
36. *Perminova I.V.* Size exclusion chromatography of humic substances: Complexities of data interpretation at tributable to nonsize exclusion effects // *Soil Sci*. 1999. Vol. 164. P. 834–840.
37. *Piccolo A.* New insights on the conformational structure of humic substances as revealed by size exclusion chromatography // In: *Drozd J., Gonet S. S., Senesi N., Weber J.* (Eds.). *The Role of Humic Substances in the Ecosystems and in Environmental Processes*. IHSS-Polish Society of Humic Substances, Wroclaw, 1997. P. 19–35.

38. Piccolo A., Nardi S., Concher G. Macromolecular changes of humic substances induced by interaction with organic acids // *European J. Soil Sci.* 1996. Vol. 47. P. 319–328.
39. Pucher M., Wünsch 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. DOI: <https://doi.org/10.3390/w11112366>.
40. Simpson M.J., Simpson A.J. NMR of soil organic matter // *Encyclopedia of Spectroscopy and Spectrometry (Third Edition)*. 2017. P. 170–174.
41. Viscarra Rossel R.A., Behrens T., Ben-Dor E., Chabrilat S., Demattê J.A.M., Ge Y., Gomez C., Guerrero C., Peng Y., Ramirez-Lopez L., Shi Z., Stenberg B., Webster R., Winowiecki L., Shen Z. Diffuse reflectance spectroscopy for estimating soil properties: A technology for the 21st century // *European Journal of Soil Science*. 2022. Vol. 73. P. e13271. DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.13271>.
42. Wadoux A.M.J.-C., Román-Dobarco M., McBratney A.B. Perspectives on data-driven soil research // *European Journal of Soil Science*. 2021. Vol. 72. P. 1675–1689. DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.13071>.
43. Wünsch U.J., Murphy K.R., Stedmon C.A. The One-Sample PARAFAC Approach Reveals Molecular Size Distributions of Fluorescent Components in Dissolved Organic Matter // *Environmental Science and Technology*. 2017. Vol. 51(20). P. 11900–11908.

REFERENCES

1. Zherebker A.Y., Perminova I.V., Konstantinov A.I., Volikov A.B., Kostyukevich Y.I., Kononikhin A.S., Nikolaev E.N., Extraction of humic substances from fresh waters on solid-phase cartridges and their study by fourier transform ion cyclotron resonance mass spectrometry, *Journal of Analytical Chemistry*, 2016, Vol. 71(4). pp. 372–378.
2. Karavanova E.I., Dissolved organic matter: Fractional composition and sorbability by the soil solid phase (review of literature), *Eurasian Soil Sci.*, 2013, Vol. 46(8), pp. 833–844, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229313080048>.
3. Kovalevskij D.V., Permin A.B., Perminova I.V., Konnov D.V., Petrosjan V.S., Kolichestvennoe opredelenie obmennih i skeletnyh protonov gumusovyh kislot s pomoshh'ju spektroskopii PMR, *Vestnik Moskovskogo universiteta, serija 2 (Himija)*, 1990, Vol. 40, pp. 375–380.
4. Lebedev A.T., *Mass-spektrometrija v organicheskoj himii* (Mass spectrometry in organic chemistry), Moscow: Tehnosfera, 2015, 704 p.

5. Makarov A.A., Lovushka Orbitrap kak fundament dlja sozdaniya novykh metodov i tehnologij (Orbitrap as a foundation for creating new methods and technologies), *Analitika*, 2021, No. 4, pp. 260–268.
6. Orlov D.S., Sadovnikova L.K., Suhanova N.I., *Himija pochv* (Soil chemistry), Moscow: Vyssh. shk., 2005, 558 p.
7. Perminova I.V., *Analiz, klassifikacija i prognoz svojstv guminovykh kislot. Diss. ... dok. khim. n.* (Analysis, classification and prediction of the properties of humic acids: Dr. Chem. Sci. thesis), Moscow: MGU, 2000, 359 p.
8. FarkhodovYu.R., Yaroslavtseva N.V., Kholodov V.A., Methodological aspects of the determination of fatty acids in soil by thermochemolysis, *Eurasian Soil Science*, 2021, Vol. 54(8), pp. 1176–1182, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229321080068>.
9. Kholodov V.A., Konstantinov A.I., Kudryavtsev A.V., Perminova I.V., Structure of humic acids in zonal soils from ¹³C NMR data, *Eurasian Soil Science*, 2011, Vol. 44(9), pp. 976–983.
10. Kholodov V.A., Yaroslavtseva N.V., Ziganshina A.R., Danchenko N.N., Danilin I.V., Farkhodov Yu.R., Zhidkin A.P., Water-extractable organic matter of the soils with different degrees of erosion and sedimentation in a small catchment in the central forest-steppe of the central russian upland: soil sediments on the dry valley bottom, *Eurasian Soil Science*, 2024, Vol. 57(7), pp. 1097–1109, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229324600325>.
11. Kholodov V.A., Farkhodov Y.R., Yaroslavtseva N.V., Yashin M.A., Aydiev A.Yu., Lazarev V.I., Iliyn B.S., Ivanov A.L., Kulikova N.A., Thermolabile and thermostable organic matter of chernozems under different land uses, *Eurasian Soil Sc.*, 2020, No. 53, pp. 1066–1078, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229320080086>.
12. Chukov S.N., Lodygin E.D., Abakumov E.V., Application of ¹³C NMR spectroscopy to the study of soil organic matter: a review of publications, *Eurasian Soil Science*, 2018, Vol. 51(8), pp. 889–900.
13. Adair E., Afonso C., Bell Nicholle G.A., Davies A.N., Delsuc M.-A., Godfrey R., Goodacre R., Hawkes J.A., Hertkorn N., Jones D., Lameiras P., Guennec A.L., Lubben A., Nilsson M., Paša-Tolić L., Richards J., Rodgers R.P., Rüger C.P., Schmitt-Kopplin P., Schoenmakers P.J., Sidebottom P., Staerk D., Summerfield S., Uhrín D., van Delft P., van der Hoof Justin J.J., van Zelst Fleur H.M., Zhrebek A., High resolution techniques: general discussion, *Faraday Discussions*, 2019, Vol. 218, pp. 247–267.
14. Barra I., Haefele S.M., Sakrabani R., Kebede F., Soil spectroscopy with the use of chemometrics, machine learning and pre-processing techniques in soil diagnosis: Recent advances – A review, *Trends in Analytical Chemistry*, 2021, Vol. 135, pp. 116166, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2020.116166>.

15. Ceccanti B., Masciandaro G., Macci C., Pyrolysis-gas chromatography to evaluate the organic matter quality of a mulched soil, *Soil & Tillage Research*, 2007, Vol. 97, pp. 71–78.
16. Challinor J.M., The development and applications of thermally assisted hydrolysis and methylation reactions, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 2001, Vol. 61, pp. 3–34.
17. Clabel J.L.H., Nicolodelli G., Senesi G.S., Montes C.R., Felicio Perruci N.A., Bezzon V.D.N., Balogh D.T., Milori D.M.B.P., Organo-mineral associations in a Spodosol from northern Brazil, *Geoderma Regional*, 2020, Vol. 22, e00303, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00303>.
18. Dangal S.R.S., Sanderman J., Wills S., Ramirez-Lopez L., Accurate and Precise Prediction of Soil Properties from a Large Mid-Infrared Spectral Library, *Soil Systems*, 2019, Vol. 3(11), DOI: <https://doi.org/10.3390/soilsystems3010011>.
19. Derenne S., Quenea K., Analytical pyrolysis as a tool to probe soil organic matter, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 2015, Vol. 111, pp. 108–120.
20. Drozd J., Gonet S.S., Senesi N., Weber J. (Eds.), *Ecosystems and in environmental processes*. IHSS Polish.
21. Filep T., Zacháry D., Balog K., Assessment of soil quality of arable soils in Hungary using DRIFT spectroscopy and chemometrics, *Vibrational Spectroscopy*, 2016, Vol. 84, pp. 16–23, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.vibspec.2016.02.005/>.
22. Fomina P.S., Proskurnin M.A., Mizaikoff B., Volkov D.S., Infrared Spectroscopy in Aqueous Solutions: Capabilities and Challenges, *Critical Reviews in Analytical Chemistry*, 2022, pp. 1–18, DOI: <https://doi.org/10.1080/10408347.2022.2041390>.
23. Francioso O., Montecchio D., Gioacchini P., Cavani L., Ciavatta C., Trubetskoj O., Trubetskaya O., Structural differences of Chernozem soil humic acids SEC–PAGE fractions revealed by thermal (TG–DTA) and spectroscopic (DRIFT) analyses, *Geoderma*, 2009, Vol. 152, pp. 264–268, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.06.011>.
24. Hertkorn N., Harir M., Koch B.P., Michalke B., Schmitt-Kopplin P., High-field NMR spectroscopy and FTICR mass spectrometry: powerful discovery tools for the molecular level characterization of marine dissolved organic matter, *Biogeosciences*, 2013, Vol. 10(3), pp. 1583–1624.
25. Hertkorn N., Permin A., Perminova I., Kovalevskii D., Yudov M., Petrosyan V., Kettrup A., Comparative Analysis of Partial Structures of a Peat Humic and Fulvic Acid Using One- and Two-Dimensional Nuclear Magnetic Resonance Spectroscopy, *Journal of Environment Quality*, 2017, Vol. 31(2), pp. 375.

26. Khreptugova A.N., Konstantinov A.I., Mikhnevich T.A., Matsubara F., Gustafsson Ö., Semiletov I.P., Perminova I.V., Onboard Large-Scale Isolation and Characterization of Three Reference DOM Materials from Siberian Arctic Shelf Marine Water, *ACS Omega*, 2025, Vol. 10(7), pp. 6406–6418, DOI: <https://doi.org/10.1021/acsomega.4c06041>.
27. Lado M., Sayegh J., Gadjnay A.G., Ben-Hur M., Borisover M., Heat-induced changes in soil water-extractable organic matter characterized using fluorescence and FTIR spectroscopies coupled with dimensionality reduction methods, *Geoderma*, 2023, Vol. 430, pp. 116347, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116347>.
28. Laub M., Demyan M.S., Nkwain Y.F., Blagodatsky S., Kätterer T., Piepho H.-P., Cadisch G., DRIFTS band areas as measured pool size proxy to reduce parameter uncertainty in soil organic matter models, *Biogeosciences*, 2020, Vol. 17, pp. 1393–1413, DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-17-1393-2020>.
29. Leinweber P., Schulten H.R., Advances in analytical pyrolysis of soil organic matter, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 1999, Vol. 49, pp. 359–383.
30. Margenot A.J., Calderon F.J., Bowles T.M., Parikh S.J., Jackson L.E., Soil Organic Matter Functional Group Composition in Relation to Organic Carbon, Nitrogen, and Phosphorus Fractions in Organically Managed Tomato Fields, *Soil Science Society of America Journal*, 2015, Vol. 79, pp. 772–782, DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj2015.02.0070>.
31. Moldoveanu S.C., *Pyrolysis of Organic Molecules: Applications to Health and Environmental Issues*, Amsterdam: Elsevier Science, 2019, 723 p.
32. Murphy K.R., Stedmon C.A., Graeber D., Bro R., Fluorescence spectroscopy and multi-way techniques. PARAFAC, *Anal. Methods*, 2013, Vol. 5(23), pp. 6557–6566.
33. Olk D.C., Bloom P.R., Perdue E.M., McKnight D.M., Chen Y., Farenhorst A., Senesi N., Chin Y.-P., Schmitt-Kopplin P., Hertkorn N., Harir M., Environmental and Agricultural Relevance of Humic Fractions Extracted by Alkali from Soils and Natural Waters, *Journal of Environment Quality*, 2019, Vol. 48(2), pp. 217.
34. *OpenFluor*, Lablicate GmbH. URL: <https://openfluor.lablicate.com/home>.
35. Peng Y., Ben-Dor E., Biswas A., Chabrilat S., Demattê J.A.M., Ge Y., Gholizadeh A., Gomez C., Guerrero C., Herrick J., Maynard J.J., Mouazen A.M., Ma Y., McBratney A.B., Minasny B., Ramirez-Lopez L., Robertson A.H.J., Viscarra Rossel R.A., Shi Z., Stenberg B., Wadoux A. M.J.-C., Winowiecki L.A., Zhang G., Spectroscopic solutions for generating new global soil information, *The Innovation*, 2025, Vol. 6(5), 100839, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.xinn.2025.100839>.

36. Perminova I.V., Size exclusion chromatography of humic substances: Complexities of data interpretation at tributable to nonsize exclusion effects, *Soil Sci.*, 1999, Vol. 164, pp. 834–840.
37. Piccolo A., New insights on the conformational structure of humic substances as revealed by size exclusion chromatography, In: Drozd J., Gonet S. S., Senesi N., Weber J. (Eds.) *The Role of Humic Substances in the Ecosystems and in Environmental Processes*, IHSS-Polish Society of Humic Substances, Wroclaw, 1997, pp. 19–35.
38. Piccolo A., Nardi S., Concher G., Macromolecular changes of humic substances induced by interaction with organic acids, *European J. Soil Sci.*, 1996, Vol. 47, pp. 319–328.
39. Pucher M., Wünsch 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, DOI: <https://doi.org/10.3390/w11112366>.
40. Simpson M.J., Simpson A.J., NMR of soil organic matter, *Encyclopedia of Spectroscopy and Spectrometry (Third Edition)*, 2017, pp. 170–174.
41. Viscarra Rossel R.A., Behrens T., Ben-Dor E., Chabrilat S., Demattê J.A.M., Ge Y., Gomez C., Guerrero C., Peng Y., Ramirez-Lopez L., Shi Z., Stenberg B., Webster R., Winowiecki L., Shen Z., Diffuse reflectance spectroscopy for estimating soil properties: A technology for the 21st century, *European Journal of Soil Science*, 2022, Vol. 73, e13271, DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.13271>.
42. Wadoux A.M.J.-C., Román-Dobarco M., McBratney A.B., Perspectives on data-driven soil research, *European Journal of Soil Science*, 2021, Vol. 72, pp. 1675–1689, DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.13071>.
43. Wünsch U.J., Murphy K.R., Stedmon C.A., The One-Sample PARAFAC Approach Reveals Molecular Size Distributions of Fluorescent Components in Dissolved Organic Matter, *Environmental Science and Technology*, 2017, Vol. 51(20), pp. 11900–11908.

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-91-115



Ссылки для цитирования:

Филимоненко Е.А., Курганова И.Н., Димитрюк Е.А., Лопес де Герену В.О., Упорова М.А., Зорина С.Ю., Соколова Л.Г., Дорофеев Н.В., Самохина Н.П., Личко В.И., Ходжаева А.К., Кузяков Я.В. Дыхательная активность и термическая стабильность органического вещества серых почв в процессе постагрогенного развития // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2025. Вып. 124. “Почвенное органическое вещество”. С. 91-115. DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-91-115

Cite this article as:

Filimonenko E.A., Kurganova I.N., Dimitryuk E.A., Lopes de Gerenu V.O., Uporova M.A., Zorina S.Y., Sokolova L.G., Dorofeev N.V., Samokhina N.P., Lichko V.I., Khodjaeva A.K., Kuzyakov Y.V., Soil respiration activity and thermal stability of organic matter under the post-agricultural evolution of Haplic Luvisol, Dokuchaev Soil Bulletin, 2025, 124, “Soil organic matter”, pp. 91-115, DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-91-115

Благодарность:

Авторы признательны Клюке Г.Г. и Волженину И.Е. (ТюмГУ) за помощь в отборе проб почв, а также Мякшиной Т.Н. (ИФХиБПП РАН) за определение содержания органического углерода и общего азота в водных вытяжках из почв. Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект № 23-24-00370 “Термические свойства почв как индикатор стабильности почвенного органического вещества”, <https://rscf.ru/project/23-24-00370/>).

Acknowledgments:

Авторы признательны Клюке Г.Г. и Волженину И.Е. (ТюмГУ) за помощь в отборе проб почв, а также Мякшиной Т.Н. (ИФХиБПП РАН) за определение содержания органического углерода и общего азота в водных вытяжках из почв. Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект № 23-24-00370 “Термические свойства почв как индикатор стабильности почвенного органического вещества”, <https://rscf.ru/project/23-24-00370/>).

Дыхательная активность и термическая стабильность органического вещества серых почв в процессе постагрогенного развития

© 2025 г. Е. А. Филимоненко^{1*}, И. Н. Курганова²,
Е. А. Димитрюк¹, В. О. Лопес де Гереню², М. А. Упорова¹,
С. Ю. Зорина³, Л. Г. Соколова³, Н. В. Дорофеев³,
Н. П. Самохина⁴, В. И. Личко², А. К. Ходжаева²,
Я. В. Кузяков⁵

¹Тюменский государственный университет, Россия,
625003, Тюмень, ул. Володарского, 6

*<https://orcid.org/0000-0002-8146-4514>, e-mail: eaflimonenko@mail.ru.

²Институт физико-химических и
биологических проблем почвоведения РАН, Россия,
142290, Пушкино, ул. Институтская, 2.

³Сибирский институт физиологии и
биохимии растений СО РАН, Россия,
664033, Иркутск, ул. Лермонтова, 132.

⁴Научно-технологический университет “Сириус”,
Университет “Сириус”, Россия,
354340, федеральная территория “Сириус”, Олимпийский пр., д. 1.

⁵Гёттингенский университет имени Георга Августа, Германия,
37077, Гёттинген.

Поступила в редакцию 12.04.2024, после доработки 30.05.2024,
принята к публикации 21.07.2025

Резюме: Для оценки изменений дыхательной активности и термической стабильности почвенного органического вещества в процессе ее постагрогенного развития исследовали хроноряд серых почв (Haplic Luvisol), включающий пашню, залежи 7-летнего и 25-летнего возраста и суходольный луг. Образцы почв (0–30 см) на каждом из участков исследования отбирали в трех пространственно удаленных точках. В почвах методом элементного анализа (сухое окисление) определяли содержание органического углерода и общего азота. Используя метод термогравиметрического анализа, количественно оценивали пулы термически лабильного, стабильного и устойчивого почвенного органического вещества. В водных вытяжках определяли содержание растворенных форм углерода и азота. Скорость базального дыхания измеряли по интенсивности выделения CO₂ при инкубировании почв. Содержание углерода микробной биомассы определяли методом субстрат-индуцированного дыхания. В ходе постагрогенного развития бывших пахотных почв в них увеличивается содержание органического, растворенного и микробного углерода, общего и растворенного азота, и

возрастает скорость базального дыхания. В почвах залежей, по сравнению с пахотной почвой, увеличивается доступность почвенного углерода к микробному разложению. В составе почвенного органического вещества преобладает термически лабильный пул (54–68%). Термически стабильный пул органического вещества почв составляет 19–25%, устойчивый – 13–21% от общего органического вещества. Скорость накопления термически лабильного пула, рассчитанная для 25-летнего периода залежного режима, равна 3.9 мг_{лаб-ПОВ}/г, стабильного – 0.97 мг_{стаб-ПОВ}/г и устойчивого – 0.52 мг_{уст-ПОВ}/г в год в верхних 30 см почвы. При переходе пахотных почв в залежные в составе почвенного органического вещества увеличивается доля термически лабильного пула, приводя к снижению интегральной термической стабильности почвенного органического вещества. Полученные результаты свидетельствуют о тесной взаимосвязи между доступностью органического вещества к микробной минерализации и его термической стабильностью.

Ключевые слова: термогравиметрический анализ; термическая стабильность; микробная активность; хронология залежных почв; Haplic Luvisol.

Soil respiration activity and thermal stability of organic matter under the post-agricultural evolution of Haplic Luvisol

© 2025 E. A. Filimonenko^{1*}, I. N. Kurganova², E. A. Dimitryuk¹,
V. O. Lopez de Gerenu², M. A. Uporova¹, S. Y. Zorina³,
L. G. Sokolova³, N. V. Dorofeev³, N. P. Samokhina⁴, V. I. Lichko²,
A. K. Khodjaeva², Y. V. Kuzyakov⁵

¹University of Tyumen,

6 Volodarskogo Str., Tyumen 625003, Russian Federation,

*<https://orcid.org/0000-0002-8146-4514>, e-mail: efilimonenko@mail.ru.

²Institute of Physicochemical and Biological Problems in Soil Science RAS,
2/2 Institutskaya str., Pushchino 142290, Russian Federation.

³Siberian Institute of Plant Physiology and Biochemistry SB RAS,
132 Lermontova Str., Irkutsk 664033, Russian Federation.

⁴Sirius University of Science and Technology, Sirius,
1 Olympiysky Ave., Sirius Federal Territory 354340, Russian Federation.

⁵*University of Gottingen,
Gottingen 37077, Germany.*

Received 12.04.2024, Revised 30.05.2024, Accepted 21.07.2025

Abstract: The aim of the study was to investigate the effects of post-agricultural soil development on the respiratory activity and thermal stability of accumulated organic matter. A post-agricultural chronosequence formed on Haplic Luvisols and including currently arable land, 7- and 25-year-old post-agricultural abandoned land and grassland was studied. Soils were studied using thermogravimetric analysis aimed to investigate pools of thermally labile, stable and persistent soil organic matter (SOM). Elemental analysis was used to determine organic carbon and total nitrogen in bulk soil and water extracts. Basal and substrate-induced respiration rates were determined by incubating soils and measuring the amount of CO₂ released. The content and pool of soil microbial carbon were calculated based on the measured substrate-induced respiration. Organic, dissolved and microbial carbon, total and dissolved nitrogen and basal respiration rates increased during the post-agricultural development of soils. The specific respiration of microbial biomass was lowest in arable soil and increased after its abandonment. The availability of soil carbon for microbial decomposition increased in abandoned soils compared to arable ones. The SOM was dominated by the thermally labile pool (54–68%). The size of the thermally stabile pool of SOM was 19–25%, persistent SOM was 13–21%. The accumulation rate of the thermally labile pool in the upper 30 cm of the soil, calculated for the 25-year period of the abandoned land use, was equal to 3.9 mg lab-SOM per year, stable – 0.97 mg stab-SOM per year and persistent – 0.52 mg pers-SOM per year. As arable land was converted to abandoned, the proportion of the thermally labile pool in SOM increased. The post-agricultural increase in dissolved organic carbon was associated with the rise of the thermally labile pool of SOM, indicating the relationship between the availability of organic matter for microbial decomposition and its thermal stability.

Keywords: thermogravimetric analysis; thermal stability; microbail activity; postagrogenic chronosequence; Haplic Luvisol.

ВВЕДЕНИЕ

Почвы являются ключевым биосферным резервуаром органического углерода (C) и важнейшим элементом глобального углеродного цикла (IPCC, 2023). Существенным фактором, влияющим на глобальный цикл C, является изменение типа землепользования, и в частности переход пахотных почв в залежи, сопро-

вождающийся восстановлением естественной растительности, почв и накоплением в них органического С (Kurganova et al., 2012; Ren et al., 2020; Bell et al., 2023). Интенсивность и скорость накопления С в залежных почвах определяются исходными свойствами почв и степенью их деградированности, а также продолжительностью залежного режима землепользования (Kurganova et al., 2012). Запас органического С в почве регулируется соотношением между его поступлением и биохимическими и физическими потерями (Когут и др., 2021). Минерализация почвенного органического вещества (ПОВ), определяющая биохимические потери С из почвы, зависит от его собственной устойчивости к микробному разложению, активности почвенных микробных сообществ и условий внешней среды.

Для изучения структуры, строения и стабильности ПОВ применяется множество методов его фракционирования, направленных на разделение сложного и гетерогенного по составу ПОВ на более однородные по своим свойствам пулы. Практика современных исследований включает широкое применение методов биологического, денсиметрического, гранулометрического, химического и термического фракционирования ПОВ (Холодов и др., 2023).

Фракционирование пулов ПОВ на основании различий их термических свойств является удобным аналитическим подходом для оценки собственной, т. е. внутренней, стабильности органических веществ. Термическая стабильность ПОВ характеризуется температурой, при которой оно разрушается: чем выше температура сгорания или пиролитического разложения ПОВ, тем оно стабильнее (Plante et al., 2009). Основными факторами, определяющими термическую стабильность органических веществ, являются их молекулярная и структурная сложность и стабилизация через формирование комплексов с почвенными минералами (Barros et al., 2011; Chen et al., 2018; Kučerík et al., 2018). При нагревании почвы в окислительных условиях в диапазоне от комнатной температуры до 600 °С происходит уменьшение массы образца почвы. Убыль массы, происходящая при нагреве образца до 110–150 °С, обусловлена потерей связанной почвенной влаги. Дальнейшее нагревание почвы до 550–600 °С приводит к потерям

массы в результате сгорания органического вещества (Plante et al., 2011). Снижение массы почвы в результате преобразований в минеральной компоненте почв при температурах 180–600 °C также возможно, например, при дегидроксилировании глинистых минералов (Plante et al., 2009), однако интенсивность этих эффектов на порядок меньше по сравнению с эффектами от окисления органического вещества.

Собственная стабильность накапливаемого в почве органического вещества при переходе пахотных почв в залежные земли определяет устойчивость накапливаемого ПОВ к микробной минерализации, а ее количественная оценка важна для понимания потенциала секвестрации C в постагрогенных экосистемах. Цель представленного исследования состоит в оценке изменений дыхательной активности и термической стабильности ПОВ, а также его накопления в процессе постагрогенного развития почв.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Мы использовали постагрогенный хроноряд для изучения свойств почвы при ее переходе из пашни в залежь. Постагрогенный хроноряд состоял из четырех объектов – пашни, 7-летней и 25-летней залежей и суходольного луга. Объекты исследования расположены на территории полевого стационара СИФИБР СО РАН в Заларинском районе Иркутской области. Климат территории исследования резко континентальный, со среднегодовой температурой минус 0.7 °C и со среднегодовым количеством осадков 270–450 мм. Почва района исследования, согласно классификации почв 2004 г. (Полевой определитель, 2008), классифицирована как серая или *Naptic Luvisol* (WRB, 2022). Расположение и общий вид объектов исследования приведены на рисунке 1, а их общая характеристика представлена в таблице 1.

На каждом из четырех объектов исследования закладывали полнопрофильные разрезы для морфологической характеристики почв и определения плотности методом режущего кольца на глубинах 0–10, 10–20 и 20–30 см в трех повторностях (Теории и методы физики почв, 2007). На расстоянии не менее 30 м от основного разреза в трех локациях, удаленных друг от друга на 30–50 м, закладывали по 3 прикопки глубиной 40–50 см, в которых на тех

же глубинах, где проводили определение плотности, отбирали смешанные образцы. В лаборатории почвы были высушены до воздушно-сухого состояния при температуре 20 °С и просеяны через сито с размером ячеек 2 мм.



Рис. 1. Общий вид объектов исследования и фотографии почвенных профилей.

Fig. 1. Study sites and soil profiles photos.

В почвенных образцах определяли величину pH (потенциометрически на pH-метре Mettler Toledo, Швейцария, при соотношении почва : вода = 1 : 5; 3-кратная повторность) и гранулометрический состав методом пипетки (Теории и методы физики почв, 2007). Определение содержания органического углерода ($C_{орг}$) и общего азота ($N_{общ}$) выполняли методом сухого каталитического сжигания в токе кислорода на элементном анализаторе Vario Pyro Cube (Elementar, Германия). Содержание водорастворимых форм углерода ($C_{раств}$) и азота ($N_{раств}$) измеряли в водных вытяжках (соотношение почва : вода = 1 : 5) на элементном анализаторе Топаз (Россия).

Термогравиметрический анализ почв выполняли на приборе TGA/DSC 3+ (Mettler Toledo, Швейцария) при нагревании образцов от 30 до 600 °С со скоростью 5 °С в минуту в окислительной атмосфере при скорости потока воздуха 200 мл/мин.

Таблица 1. Характеристика растительности и почв постагрогенного хроноряда
Table 1. Vegetation and soil characteristic for sites of post-agricultural chronosequence

Растительная ассоциация	Название почвы	Содержание физ. глины, %	Текстура почв	Песок : пыль : ил	pH (H ₂ O)	Плотность, г/см ³
Пашня (53°33.54,21 N, 102°35.22,34 E)						
Почва под паром	Агросерая среднесуглинистая (Haplic Luvisol (Siltic, Aric))	44.8	суглинок тяжелый	27 : 50 : 23	7.2 ± 0.1	1.43
7-летняя залежь (53°34.03,70 N, 102°35.18,24 E)						
Кипрейно-бодяково-луговоовсяничево-кострецово-разнотравная ассоциация	Агросерая постагрогенная среднесуглинистая (Haplic Luvisol (Siltic, Aric, Humic))	44.8	суглинок тяжелый	30 : 49 : 21	7.2 ± 0.1	1.37
25-летняя залежь (53°34.03,70 N, 102°35.18,24 E)						
Овсяницево-горошково-васильково-кипрейно-разнотравная ассоциация	Агросерая постагрогенная среднесуглинистая (Haplic Luvisol (Siltic, Aric, Humic))	49.8	суглинок тяжелый	16 : 62 : 22	7.3 ± 0.1	1.16
Суходольный луг (53°34.04,09 N, 102°35.16,22 E)						
Кострецово-пырейно-разнотравная ассоциация	Серая среднесуглинистая (Haplic Luvisol (Siltic))	40.0	суглинок тяжелый	30 : 54 : 16	7.2 ± 0.1	1.31

Обработка данных термического анализа почв включала расчеты: **а)** дифференциальных потерь масс, происходящих на каждые 10 °С нагрева почв (Tokarski et al., 2020); **б)** размеров пулов почвенного органического вещества (ПОВ) с различной термической стабильностью (Филимоненко и др., 2023); **в)** температуры окисления половины содержащегося в образце ПОВ (T_{50}) (Холодов и др., 2023; Kurganova et al., 2019). Скорость накопления ПОВ с различной термической стабильностью оценивали по разнице их содержания в залежных и пахотных почвах, разделенной на количество лет после прекращения распашки.

Скорость базального дыхания (БД) определяли по интенсивности выделения CO_2 из почвы при ее инкубировании (20 °С) в условиях ее увлажнения до 70% от полной влагоемкости (Курганова и др., 2021). Для измерения концентрации CO_2 в инкубационных флаконах использовали ИК-газоанализатор LI-830 (LI-Cor, США). Для определения углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) использовали метод субстрат-индуцированного дыхания (Anderson, Domsch, 1978).

Статистическую обработку и визуализацию данных проводили в ПО STATISTICA 10 и MS Excel 2016. Для всех экспериментальных данных были рассчитаны средние арифметические значения, стандартное отклонение и ошибка среднего. На всех рисунках в качестве меры достоверности оценки средних значений представлена стандартная ошибка. Оценка значимости изменений почвенных свойств в зависимости от типа землепользования выполнена с помощью однофакторного дисперсионного анализа при уровне значимости $p = 0.05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Содержание углерода и азота в постагрогенных почвах

При переходе пахотных почв в залежные снижается их плотность сложения: с 1.43 г/см³ в почвах пашни (0–30 см) до 1.36 г/см³ в почвах 7-летней залежи и до 1.14 г/см³ в почвах 25-летней залежи. Средняя плотность сложения почвы на глубине 0–30 см на участке суходольного луга равна 1.24 г/см³.

В почве пашни содержание $C_{\text{орг}}$ в 1.5–3.0 раза ниже, чем в почве под естественным лугом, где в верхних 10 см содержится

54 ± 6 г/кг органического углерода (рис. 2). При переходе пашни в залежь содержание $C_{\text{орг}}$ в почвах увеличивается. Если содержание $C_{\text{орг}}$ в почве пашни принять за “нулевую точку”, то за первые 7 лет залежного режима почв ежегодное увеличение содержания $C_{\text{орг}}$ в них составляет 0.11%, а среднее за период 25 лет – 0.07%. Увеличение содержания $C_{\text{орг}}$ в почвах при их постагрогенном развитии наиболее интенсивно выражено в верхних 10 см, где содержание $C_{\text{орг}}$ через 7 лет после прекращения распашки увеличилось в 1.6 раза, а через 25 лет – в 2.3 раза относительно пахотной почвы. Содержание $C_{\text{орг}}$ в почве на глубине от 10 до 30 см возросло в 1.3 и 1.8 раза через 7 и 25 лет залежного режима соответственно по сравнению с пахотными почвами (рис. 2).

Содержание $N_{\text{общ}}$ в верхних 30 см почв пашни в 2.1 раза ниже, чем в почве суходольного луга. Через 25 лет залежного режима содержание $N_{\text{общ}}$ достигло значений, близких к аналогичным в почве суходольного луга (рис. 2). Отношение $C : N$ в пахотных и залежных почвах в среднем равно 14.2 ± 0.3 и близко к почве под естественным лугом – 13.9 ± 0.3 .

Содержание растворенного органического углерода в верхних 20 см пахотной почвы в 2.2 раза ниже относительно почвы, сформированной под лугом (рис. 3). Через 7 лет после прекращения распашки содержание $C_{\text{раств}}$ увеличивается в верхних 10 см почвы. В ходе дальнейшего постагрогенного развития содержание $C_{\text{раств}}$ увеличивается и в более глубоких слоях почвы (до 20 см) и соответствует величине в естественной почве под лугом.

Содержание $N_{\text{раств}}$ в пахотной почве с глубиной практически не изменяется, составляя в среднем 4.9 мг/дм^3 . Спустя 7 лет после прекращения распашки содержание $N_{\text{раств}}$ на разных глубинах в пределах верхних 30 см почвы снижается в 1.2–2.6 раза (рис. 3). Почвы под лугом характеризуются самым высоким содержанием $N_{\text{раств}}$ среди всех объектов хроноряда. Почвы 25-летней залежи в верхних 10 см содержат $N_{\text{раств}}$ в 2.4 раза меньше по сравнению с почвой суходольного луга.

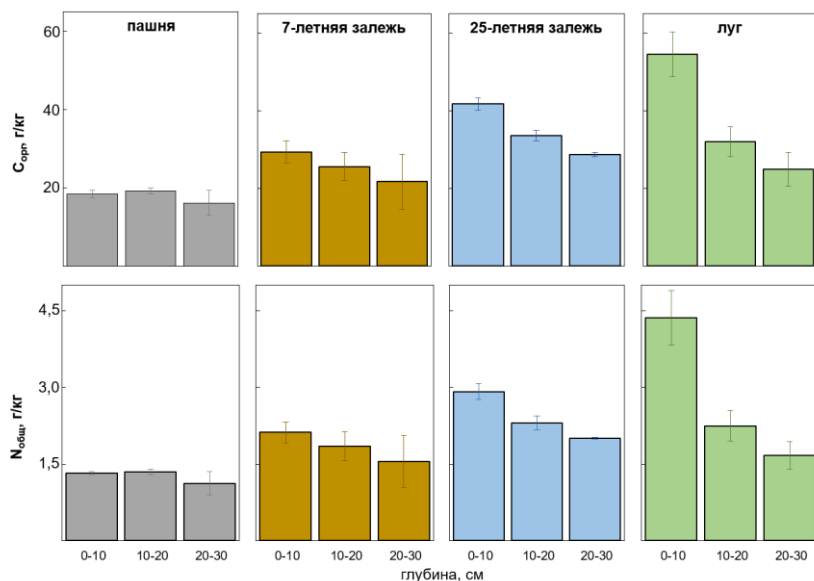


Рис. 2. Содержание органического углерода ($C_{орг}$) и общего азота ($N_{общ}$) в почвах пашни, залежей 7 и 25 лет и естественного суходольного луга на глубинах 0–10, 10–20 и 20–30 см.

Fig. 2. Content of soil organic carbon and total nitrogen in soils of cropland, abandoned lands of 7 and 25 years and natural dry meadow at depths of 0–10, 10–20 and 20–30 cm.

Биомасса и дыхание почвенных микроорганизмов в постагрогенных почвах

Скорость базального дыхания пахотных почв (0–30 см) составляет 3.4 мкгС/г·сут и является наименьшей среди всех рассматриваемых объектов хроноряда (рис. 4). Через 7 лет залежного режима землепользования скорость БД на глубине 0–10 см увеличивается в 7.2 раза, а на глубине 10–30 см – в 1.4 раза. Сохранение залежного режима землепользования в течение 25 лет приводит к увеличению БД в 3.6 раза на глубине 10–30 см относительно почв пашни, при этом в верхних 10 см почвы увеличение скорости БД относительно почв 7-летней залежи не наблюдается.

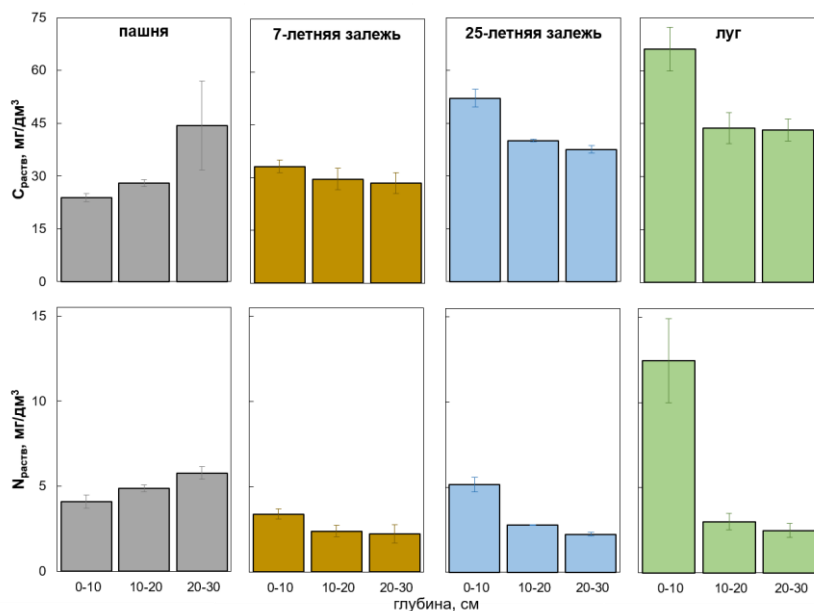


Рис. 3. Содержание растворенного органического углерода ($C_{\text{раств}}$) и растворенного общего азота ($N_{\text{раств}}$) в почвах пашни, залежей 7 и 25 лет и естественного суходольного луга на глубинах 0–10, 10–20 и 20–30 см.

Fig. 3. Content of dissolved organic carbon and dissolved total nitrogen in soils of cropland, abandoned lands of 7 and 25 years and natural dry meadow at depths of 0–10, 10–20 and 20–30 cm.

Доля микробного углерода составляет 0.9% и 1.0% в составе $C_{\text{орг}}$ в почвах пашни и под лугом соответственно (рис. 4). В верхних 10 см залежных почв $C_{\text{мик}}$ составляет 1.8–3.1% от $C_{\text{орг}}$. В почвах 7-летней залежи на глубине 10–30 см пул микробного углерода сопоставим с пахотными почвами (0.9% от $C_{\text{орг}}$), а в почвах 25-летней залежи превышает аналогичный параметр для почв пашни в 1.5 раза (1.4% от $C_{\text{орг}}$).

Удельное дыхание микробной биомассы, рассчитанное как отношение БД к содержанию в почве $C_{\text{мик}}$ и являющееся показателем экофизиологического состояния микробного сообщества почвы, имеет наименьшее значение в пахотной почве (в среднем $0.23 \text{ mg} \cdot \text{CO}_2\text{-C}/(\text{г} \cdot C_{\text{мик}} \cdot \text{сут})$) и увеличивается в процессе постагро-

генного развития до $0.31 \text{ мг} \cdot \text{CO}_2\text{-C}/(\text{г} \cdot \text{C}_{\text{мик}} \cdot \text{сут})$ в почве 25-летней залежи. Отношение скорости БД к содержанию в почве $\text{C}_{\text{орг}}$, являющееся индикатором доступности почвенного органического углерода для микробного разложения, увеличивается в 2.2–2.4 раза в залежных почвах по сравнению с почвами пашни, где оно составляет $0.19 \text{ мг} \cdot \text{C}/(\text{г} \cdot \text{C}_{\text{орг}} \cdot \text{сут})$.

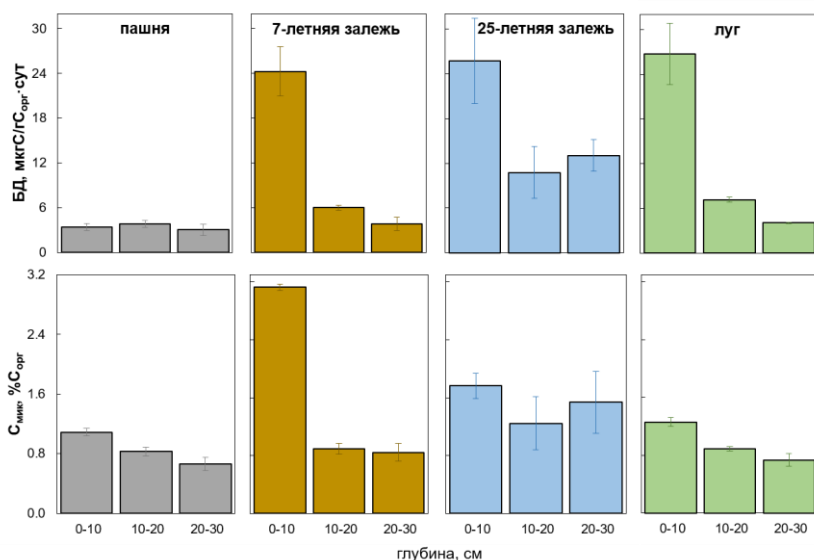


Рис. 4. Скорость базального дыхания (БД) и пул углерода микробной биомассы ($\text{C}_{\text{мик}}$) в почвах пашни, залежей 7 и 25 лет и естественного суходольного луга на глубинах 0–10, 10–20 и 20–30 см.

Fig. 4. Basal respiration rate and microbial biomass carbon in soils of cropland, abandoned lands of 7 and 25 years and natural dry meadow at depths of 0–10, 10–20 and 20–30 cm.

Термическая стабильность органического вещества постагрогенных почв

Потери массы почвы при ее нагревании от 180°C до 550°C являются результатом последовательного окисления пулов ПОВ с увеличивающейся термической стабильностью (рис. 5). В составе ПОВ был выделен пул термически лабильного органического ве-

щества (термические потери при нагревании почвы от 180 до 380 °С); термически стабильный пул (380 до 450 °С) и термически устойчивый пул (450 до 550 °С). Ступенчатое окисление пулов ПОВ при равномерном нагревании почвы приводит к частичному перекрытию пиков, соответствующих термически лабильному, стабильному и устойчивому пулам, на термогравиметрических кривых (рис. 5).

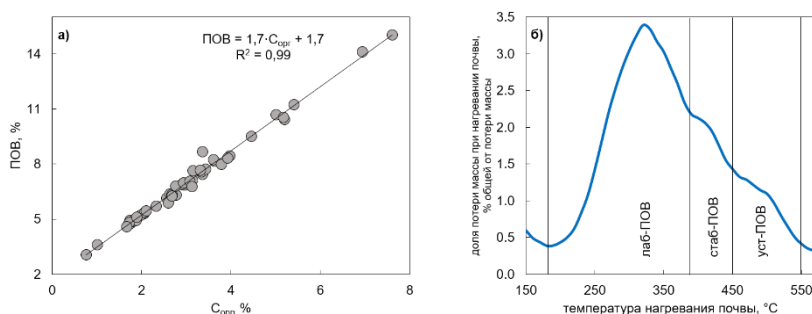


Рис. 5. а) Зависимость между содержанием в почве органического углерода, определенного методом элементного анализа ($C_{орг}$), и содержанием органического вещества, определенного термогравиметрическим методом. **б)** Фрагмент типичной кривой термогравиметрического анализа почвы с выделенными температурными интервалами для оценки пулов термически лабильного (лаб-ПОВ), стабильного (стаб-ПОВ) и устойчивого (уст-ПОВ) почвенного органического вещества.

Fig. 5. а) Regression between soil organic carbon content determined by elemental analysis and soil organic matter content determined by thermogravimetric analysis. **б)** Part of a typical curve of soil thermogravimetric analysis with temperature intervals for estimation of pools of thermally labile, stable and persistent soil organic matter.

В составе ПОВ преобладает термически лабильный пул (54–68%). Размер стабильного пула составляет 19–25% ПОВ, устойчивого – 13–21% (рис. 6). Отношение содержания лабильного ПОВ к сумме стабильного и устойчивого органического вещества в пахотных почвах равно 1.2. При постагрогенном развитии почвы отношение лаб-ПОВ к сумме стаб-ПОВ и уст-ПОВ увели-

чивается до 1.4 и 1.6 в почвах 7-летней и 25-летней залежей соответственно за счет того, что накопление термически лабильного ПОВ происходит быстрее по сравнению с более стабильными пулами (рис. 6). Скорость накопления термически лабильного пула ПОВ, рассчитанная для 25-летнего периода залежного режима, равна 3.9 мг_{лаб-ПОВ}/г, стабильного – 0.97 мг_{стаб-ПОВ}/г и устойчивого – 0.52 мг_{уст-ПОВ}/г в год.

Температура потери 50% органического вещества (T_{50}) пахотных почв равна 367 °C (рис. 7). В процессе постагрогенного развития почв T_{50} снижается и составляет 359 °C и 351 °C в почвах 7-летней и 25-летней залежей соответственно за счет накопления термически лабильного ПОВ, прирост которого происходит в 4.2 раза быстрее стабильного и в 7.5 раз быстрее устойчивого пула.

Стратификация почвенных характеристик при постагрогенном восстановлении почв

Коэффициенты стратификации (КС), отражающие степень неоднородности почвенного профиля, были рассчитаны для всех рассматриваемых почвенных характеристик как отношения их величин на глубине 0–10 см к величинам на глубине 20–30 см (рис. 8). Почвы пашни характеризуются значениями КС в узком диапазоне от 0.5 ($C_{\text{раств}}$) до 1.6 ($C_{\text{мик}}$), что свидетельствует об их высокой однородности в пределах верхних 30 см. Почвы под луговым ценозом характеризуются наибольшими значениями КС почвенных характеристик (рис. 8). Прекращение возделывания сельскохозяйственных культур и оставление почв под залежь приводит к увеличению КС всех почвенных характеристик. Наибольший рост КС установлен для скорости базального дыхания, удельного дыхания на единицу $C_{\text{орг}}$, содержания микробного углерода, общего и растворенного азота. Наиболее устойчивыми почвенными характеристиками постагрогенных процессов являются $C : N$, рН и T_{50} .

Улучшение физических и структурных свойств почв при их постагрогенном развитии (Баева и др., 2017) обеспечивается в значительной степени развитием корневых систем при естественном восстановлении растительности на залежных участках (рис. 1).

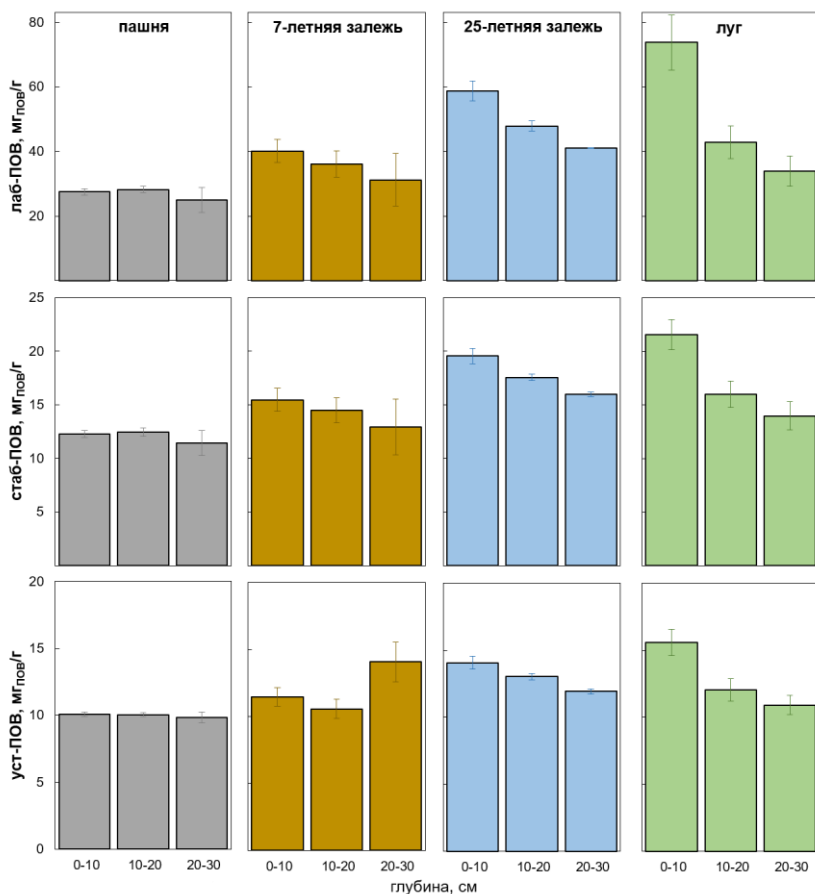


Рис. 6. Содержание термически лабильного, стабильного и устойчивого органического вещества в почвах пашни, залежей 7 и 25 лет и естественного луга на глубинах 0–10, 10–20 и 20–30 см.

Fig. 6. Content of thermally labile, stable and persistent organic matter in soils of cropland, abandoned lands of 7 and 25 years and natural dry meadow at depths of 0–10, 10–20 and 20–30 cm.

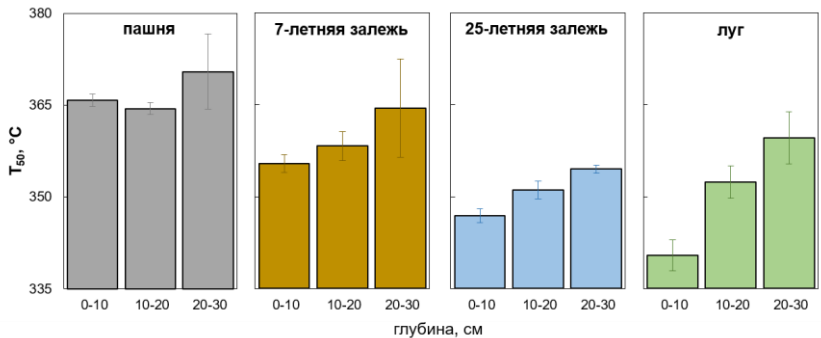


Рис. 7. Температура термического окисления 50% органического вещества почв (T_{50}) пашни, залежей 7 и 25 лет и естественного суходольного луга на глубинах 0–10, 10–20 и 20–30 см.

Fig. 7. Thermal oxidation temperature of 50% of soil organic matter (T_{50}) in soils of cropland, abandoned lands of 7 and 25 years and natural dry meadow at depths of 0–10, 10–20 and 20–30 cm.

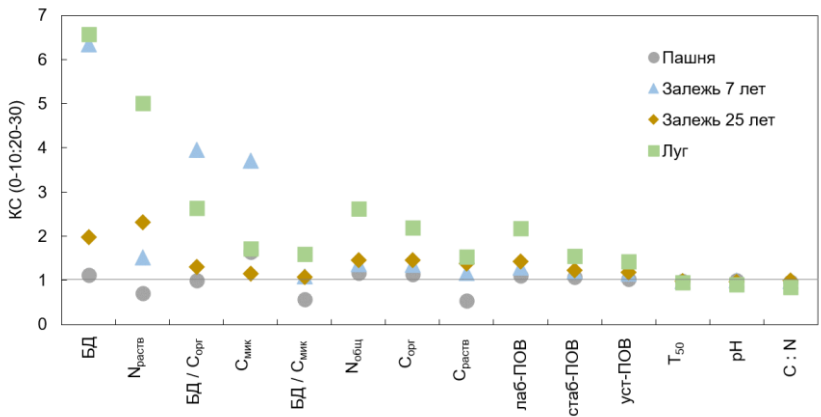


Рис. 8. Коэффициенты стратификации почвенных характеристик между их величинами на глубине 0–10 и 20–30 см пашни, залежей 7 и 25 лет и естественного луга.

Fig. 8. Stratification coefficients of soil characteristics between their values at 0–10 and 20–30 cm depth of cropland, abandoned lands of 7 and 25 years and natural dry meadow.

Прекращение распашки останавливает разрушение корневых систем и гифов, чувствительных к механическим нарушениям при сельскохозяйственной обработке пахотных почв. Активизация развития гифов в залежных почвах, по сравнению с пахотными, увеличивает поступление в почву глюконопротеинов. Это повышает содержание в постагрогенных почвах азота и способствует агрегированию почвы, увеличивая ее порозность и уменьшая плотность сложения (табл. 1). Сукцессия растительности на залежных землях увеличивает количество и разнообразие поступающих в почву органических веществ с корневыми выделениями, корневым и наземным опадом по сравнению с пашней (Pausc, Kuzyakov, 2018). При переводе пахотных почв в залежные в них возрастает содержание органического вещества (рис. 2, 3, 6).

Качественное разнообразие поступающего в почву органического вещества при ее постагрогенном развитии проявляется в единовременном накоплении ПОВ в составе термически лабильного, стабильного и устойчивого пулов (рис. 6), которое происходит в соотношении 7.5 : 1.8 : 1. Такое различие в скоростях постагрогенного накопления ПОВ с различной термической стабильностью приводит к изменению пропорций между пулами ПОВ в залежных почвах по сравнению с пахотными, снижая интегральную термическую стабильность ПОВ (рис. 7). С уменьшением термической стабильности ПОВ в результате конверсии пахотных почв в залежные (рис. 7) дыхательная активность почв возрастает (рис. 4, 9).

Несмотря на то, что в ряде исследований отмечается отсутствие взаимосвязи между термической стабильностью ПОВ и пулом потенциально-минерализуемого органического вещества (Sokolov et al., 2021), мы установили, что увеличение дыхательной активности почв сопряжено с возрастанием содержания растворенного органического углерода (рис. 10), который является наиболее доступным пулом почвенного $C_{\text{орг}}$ для микробной минерализации (Семенов и др., 2023). Растворенный органический углерод ассоциирован преимущественно с термически лабильным ПОВ (рис. 10). И, хотя показатели дыхательной активности отражают большую чувствительность к процессам постагрогенного восстановления почв, чем термические пулы ПОВ (рис. 8), тем не

менее термическая стабильность ПОВ и его устойчивость/доступность к микробной минерализации взаимосвязаны (Doležalová-Weissmannová et al., 2023; Fernández et al., 2011; Plante et al., 2011).

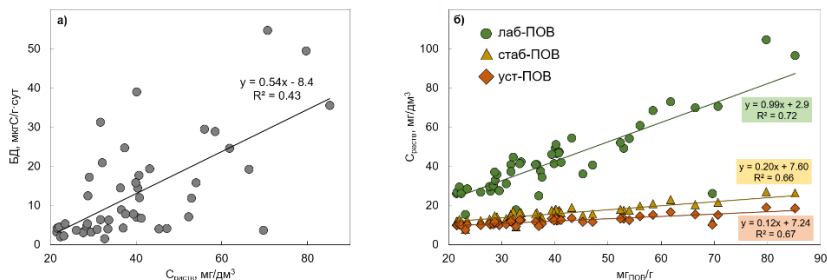


Рис. 10. а) Зависимость скорости базального дыхания (БД) почв пашни, залежей 7 и 25 лет и естественного луга (0–30 см) от содержания растворенного органического углерода ($C_{\text{раств}}$) в водных вытяжках из них. **б)** Зависимость между содержанием термически лабильного, стабильного и устойчивого ПОВ и содержанием $C_{\text{раств}}$ в водных вытяжках из почв (0–30 см) пашни, залежей 7 и 25 лет и естественного луга.

Fig. 10. а) Regression between basal respiration rates and content of dissolved organic carbon in soils of cropland, abandoned lands of 7 and 25 years and natural dry meadow. **б)** Regression between content of thermally labile, stable and persistent SOM and content of dissolved organic carbon of arable land, fallow lands of 7 and 25 years and natural meadow in soils of cropland, abandoned lands of 7 and 25 years and natural dry meadow.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

При постагрогенном развитии почв накопление в них термически лабильного, стабильного и устойчивого органического вещества происходит в соотношении 7.5 : 1.8 : 1, что увеличивает в ПОВ залежей долю термически лабильного пула, по сравнению с почвой пашни, и приводит к снижению интегральной термической стабильности ПОВ. Содержание термически лабильного ПОВ возрастает по мере повышения содержания растворенного органического углерода и увеличивает дыхательную активность почв. Показатели дыхательной активности почв, отражающие

устойчивость ПОВ к микробной минерализации, коллинеарны критериям термической стабильности ПОВ, но являются более чувствительными к процессам постагрогенного развития почв.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Баева Ю.И., Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Почикалов А.В., Кудеяров В.Н. Физические свойства и изменение запасов углерода серых лесных почв в ходе постагрогенной эволюции (юг Московской области) // Почвоведение. 2017. № 3. С. 345–353. DOI: <https://doi.org/10.7868/S0032180X17030029>.
2. Козут Б.М., Семенов В.М., Артемьева З.С., Данченко Н.Н. Дегумусирование и почвенная секвестрация углерода // Агрохимия. 2021. № 5. С. 3–13. DOI: <https://doi.org/10.31857/S0002188121050070>.
3. Курганова И.Н., Телеснина В.М., Лопес де Гереню В.О., Личко В.И., Караванова Е.И. Динамика пулов углерода и биологической активности агродерново-подзолов южной тайги в ходе постагрогенной эволюции // Почвоведение. 2021. № 3. С. 287–303. DOI: <https://doi.org/10.31857/S0032180X21030102>.
4. Полевой определитель почв России. М.: Почвенный ин-т им. В.В. Докучаева, 2008. 182 с.
5. Семенов В.М., Лебедева Т.Н., Лопес де Гереню В.О., Овсепян Л.А., Семенов М.В., Курганова И.Н. Пулы и фракции органического углерода в почве: структура, функции и методы определения // Почвы и окружающая среда. 2023. Т. 6. № 1. е199. DOI: <https://doi.org/10.31251/pos.v6i1.199>.
6. Теории и методы физики почв / под ред. Е.В. Шеина, Л.О. Карпачевского. Тула: Гриф и К, 2007, 616 с.
7. Филимоненко Е.А., Упорова М.А., Арбузова Е.А., Ибраева К., Константинов А.О., Курганова И.Н., Кузяков Я.В. Конверсия пашни в залежь увеличивает стабильность органического вещества почвы // Агрофизика. 2023. № 3. С. 9–16. DOI: <https://doi.org/10.25695/AGRPH.2023.03.02>.
8. Холодов В.А., Рогова О.Б., Лебедева М.П., Варламов Е.Б., Волков Д.С., Зиганшина 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: <https://doi.org/10.19047/01361694-2023-117-52-100>.
9. Anderson J.P.E., Domsch K.H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils // Soil Biology and Biochemistry.

1978. Vol. 10. No. 3. P. 215–221. DOI: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(78\)90099-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(78)90099-8).
10. Barros N., Salgado J., Villanueva M., Rodriguez-Añón J., Proupin J., Feijóo S., Martín-Pastor M. Application of DSC–TG and NMR to study the soil organic matter // *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*. 2011. Vol. 104. No. 1. P. 53–60. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10973-010-1163-4>.
11. Bell S.M., Raymond S.J., Yin H., Jiao W., Goll D.S., Ciais P., Olivetti E., Leshyk V.O., Terrer C. Quantifying the recarbonization of post-agricultural landscapes // *Nature Communications*. 2023. Vol. 14. No. 1. P. 2139. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-023-37907-w>.
12. Chen W.-H., Chu Y.-S., Liu J.-L., Chang J.-S. Thermal degradation of carbohydrates, proteins and lipids in microalgae analyzed by evolutionary computation // *Energy Conversion and Management*. 2018. Vol. 160. P. 209–219. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.01.036>.
13. Doležalová-Weissmannová H., Malý S., Brtnický M., Holátko J., Demyan M.S., Siewert C., Tokarski D., Kameníková E., Kučerík J. Practical applications of thermogravimetry in soil science: Part 5. Linking the microbial soil characteristics of grassland and arable soils to thermogravimetry data // *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*. 2023. Vol. 148. No. 4. P. 1599–1611. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10973-022-11709-6>.
14. Fernández J.M., Plante A.F., Leifeld J., Rasmussen C. Methodological considerations for using thermal analysis in the characterization of soil organic matter // *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*. 2011. Vol. 104. No. 1. P. 389–398. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10973-010-1145-6>.
15. IPCC, 2023: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland, P. 35–115. DOI: <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>.
16. Kučerík J., Tokarski D., Demyan M.S., Merbach I., Siewert C. Linking soil organic matter thermal stability with contents of clay, bound water, organic carbon and nitrogen // *Geoderma*. 2018. Vol. 316. P. 38–46. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.12.001>.
17. Kurganova I., Lopes de Gerenyu V., Six J., Kuzyakov Y. Carbon cost of collective farming collapse in Russia // *Global Change Biology*. 2014. Vol. 20. No. 3. P. 938–947. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.12379>.
18. Kurganova I., Merino A., Lopes de Gerenyu V., Barros N., Kalinina O., Giani L., Kuzyakov Y. Mechanisms of carbon sequestration and stabilization by restoration of arable soils after abandonment: A chronosequence study on Phaeozems and Chernozems // *Geoderma*. 2019. Vol. 354. P. 113882. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113882>.

19. Pausch J., Kuzyakov Y. Carbon input by roots into the soil: Quantification of rhizodeposition from root to ecosystem scale // *Global Change Biology*. 2018. Vol. 24. No. 1. P. 1–12. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.13850>.
20. Plante A.F., Fernández J.M., Haddix M.L., Steinweg J.M., Conant R.T. Biological, chemical and thermal indices of soil organic matter stability in four grassland soils // *Soil Biology and Biochemistry*. 2011. Vol. 43. No. 5. P. 1051–1058. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.01.024>.
21. Plante A.F., Fernández J.M., Leifeld J. A pplication of thermal analysis techniques in soil science // *Geoderma*. 2009. Vol. 153. No. 1-2. P. 1–10. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.08.016>.
22. Ren W., Banger K., Tao B., Yang J., Huang Y., Tian H. Global pattern and change of cropland soil organic carbon during 1901-2010: Roles of climate, atmospheric chemistry, land use and management // *Geography and Sustainability*. 2020. Vol. 1. No 1. P. 59–69. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geosus.2020.03.001>.
23. Sokolov D.A., Dmitrevskaya I.I., Pautova N.B., Lebedeva T.N., Chernikov V.A., Semenov V.M. A Study of Soil Organic Matter Stability Using Derivatography and Long-Term Incubation Methods // *Eurasian Soil Science*. 2021. Vol. 54. P. 487–498. DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229321040141>.
24. Tokarski D., Wiesmeier M., Doležalová Weissmannová H., Kalbitz K., Scott Demyan M., Kučerík J., Siewert C. Linking thermogravimetric data with soil organic carbon fractions // *Geoderma*. 2020. Vol. 362. P. 114124. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114124>.
25. WRB. 2022. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 4th edition. International Union of Soil Sciences (IUSS), Vienna, Austria.

REFERENCES

1. Baeva Yu.I., Kurganova I.N., Lopes de Gerenyu V.O., Pochikalov A.V., Kuderyarov V.N., Fizicheskie svoistva i izmenenie zapasov ugleroda serykh lesnykh pochv v khode postagrogennoi evolyutsii (yug Moskovskoi oblasti) (Changes in physical properties and carbon stocks of gray forest soils in the southern part of Moscow region during postagrogenic evolution), *Pochvovedenie*, 2017, No. 3, pp. 345–353, DOI: <https://doi.org/10.7868/S0032180X17030029>.
2. Kogut B.M., Semenov V.M., Artem'eva Z.S., Danchenko N.N., Degumusirovanie i pochvennaya sekvestratsiya ugleroda (Humus depletion and soil carbon sequestration), *Agrokhimiya*, 2021, No. 5, pp. 3–13, DOI: <https://doi.org/10.31857/S0002188121050070>.

3. Kurganova I.N., Telesnina V.M., Lopes de Gerenyu V.O., Lichko V.I., Karavanova E.I., Dinamika pulov ugleroda i biologicheskoi aktivnosti agroderново-podzolov yuzhnoi taigi v khode postagrogennoi evolyutsii (Dynamics of Carbon Pools and Biological Activity of Retic Albic Podzols in Southern Taiga during the Postagrogenic Evolution), *Pochvovedenie*, 2021, No. 3, pp. 287–303, DOI: <https://doi.org/10.31857/S0032180X21030102>.
4. Polevoi opredelitel' pochv Rossii. M.: Pochvennyi in-t im. V.V. Dokuchaeva, 2008, p. 182.
5. Semenov V.M., Lebedeva T.N., Lopes de Gerenyu V.O., Ovsepyan L.A., Semenov M.V., Kurganova I.N., Puly i fraktsii organicheskogo ugleroda v pochve: struktura, funktsii i metody opredeleniya, (Pools and fractions of organic carbon in soil: structure, functions and methods of determination), *Pochvy i okruzhayushchaya sreda*, 2023, Vol. 6, No. 1., p. e199. DOI: <https://doi.org/10.31251/pos.v6i1.199>.
6. Sheina E.V., Karpachevskiy L.O. (Eds.), *Teorii i metody fiziki pochv* (Theories and methods of soil physics), Tula: Grif i K, 2007, 616 p.
7. Filimonenko E.A., Uporova M.A., Arbuzova E.A., Ibraeva K., Konstantinov A.O., Kurganova I.N., Kuzyakov Ya.V., Konversiya pashni v zalezhl' uvelichivaet stabil'nost' organicheskogo veshchestva pochvy (Conversion of arable land into abandoned increase stability of Soil organic matter), *Agrofizika*, 2023, No. 3, pp. 9–16, DOI: <https://doi.org/10.25695/AGRPH.2023.03.02>.
8. 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: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2023-117-52-100>.
9. Anderson J.P.E., Domsch K.H., A phisiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils, *Soil Biology and Biochemistry*, 1978, Vol. 10, No. 3, pp. 215–221, DOI: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(78\)90099-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(78)90099-8).
10. Barros N., Salgado J., Villanueva M., Rodriquez-Añón J., Proupin J., Feijóo S., Martín-Pastor M., Application of DSC–TG and NMR to study the soil organic matter, *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 2011, Vol. 104, No. 1, pp. 53–60, DOI: <https://doi.org/10.1007/s10973-010-1163-4>.
11. Bell S.M., Raymond S.J., Yin H., Jiao W., Goll D.S., Ciais P., Olivetti E., Leshyk V.O., Terrer C., Quantifying the recarbonization of post-agricultural landscapes, *Nature Communications*, 2023, Vol. 14, No. 1, p. 2139, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-023-37907-w>.
12. Chen W.-H., Chu Y.-S., Liu J.-L., Chang J.-S, Thermal degradation of carbohydrates, proteins and lipids in microalgae analyzed by evolutionary

computation, *Energy Conversion and Management*, 2018, Vol. 160, pp. 209–219, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.01.036>.

13. Doležalová-Weissmannová H., Malý S., Brtnický M., Holátko J., Demyan M.S., Siewert C., Tokarski D., Kameníková E., Kučerik J., Practical applications of thermogravimetry in soil science: Part 5. Linking the microbial soil characteristics of grassland and arable soils to thermogravimetry data, *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 2023, Vol. 148, No. 4, pp. 1599–1611, DOI: <https://doi.org/10.1007/s10973-022-11709-6>.

14. Fernández J.M., Plante A.F., Leifeld J., Rasmussen C., Methodological considerations for using thermal analysis in the characterization of soil organic matter, *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 2011, Vol. 104, No. 1, pp. 389–398, DOI: <https://doi.org/10.1007/s10973-010-1145-6>.

15. IPCC, 2023: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland, pp. 35–115, DOI: <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>.

16. Kučerik J., Tokarski D., Demyan M.S., Merbach I., Siewert C., Linking soil organic matter thermal stability with contents of clay, bound water, organic carbon and nitrogen, *Geoderma*, 2018, Vol. 316, pp. 38–46, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.12.001>.

17. Kurganova I., Lopes de Gerenyu V., Six J., Kuzyakov Y., Carbon cost of collective farming collapse in Russia, *Global Change Biology*, 2014, Vol. 20, No. 3, pp. 938–947, DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.12379>.

18. Kurganova I., Merino A., Lopes de Gerenyu V., Barros N., Kalinina O., Giani L., Kuzyakov Y., Mechanisms of carbon sequestration and stabilization by restoration of arable soils after abandonment: A chronosequence study on Phaeozems and Chernozems, *Geoderma*, 2019, Vol. 354, p. 113882, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113882>.

19. Pausch J., Kuzyakov Y., Carbon input by roots into the soil: Quantification of rhizodeposition from root to ecosystem scale, *Global Change Biology*, 2018, Vol. 24, No. 1, pp. 1–12, DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.13850>.

20. Plante A.F., Fernández J.M., Haddix M.L., Steinweg J.M., Conant R.T., Biological, chemical and thermal indices of soil organic matter stability in four grassland soils, *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, Vol. 43, No. 5, pp. 1051–1058, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.01.024>.

21. Plante A.F., Fernández J.M., Leifeld J., Application of thermal analysis techniques in soil science, *Geoderma*, 2009, Vol. 153, No. 1–2, pp. 1–10, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.08.016>.

22. Ren W., Banger K., Tao B., Yang J., Huang Y., Tian H., Global pattern and change of cropland soil organic carbon during 1901–2010: Roles of climate, atmospheric chemistry, land use and management, *Geography and*

Sustainability, 2020, Vol. 1, No.1, pp. 59–69, DOI:
<https://doi.org/10.1016/j.geosus.2020.03.001>.

23. Sokolov D.A., Dmitrevskaya I.I., Pautova N.B., Lebedeva T.N., Chernikov V.A., Semenov V.M., A Study of Soil Organic Matter Stability Using Derivatography and Long-Term Incubation Methods, *Eurasian Soil Science*, 2021, Vol. 54, pp. 487–498, DOI:
<https://doi.org/10.1134/S1064229321040141>.

24. Tokarski D., Wiesmeier M., Doležalová Weissmannová H., Kalbitz K., Scott Demyan M., Kučerík J., Siewert C., Linking thermogravimetric data with soil organic carbon fractions, *Geoderma*, 2020, Vol. 362, p. 114124, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114124>.

25. WRB. 2022. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 4th edition. International Union of Soil Sciences (IUSS), Vienna, Austria.

УДК 579.26:631.46

DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-116-143



Ссылки для цитирования:

Семенов М.В. Микробиологические показатели динамики почвенного углерода // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2025. Вып. 124. “Почвенное органическое вещество”. С. 116-143. DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-116-143

Cite this article as:

Semenov M.V., Microbiological indicators of soil carbon dynamics, Dokuchaev Soil Bulletin, 2025, 124, “Soil organic matter”, pp. 116-143, DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-116-143

Благодарность:

Публикация подготовлена в рамках реализации важнейшего инновационного проекта государственного значения “Единая национальная система мониторинга климатически активных веществ” (Консорциум №4 “Углерод в экосистемах: мониторинг”, Соглашение №ВИП ГЗ/24-4 от 11 марта 2024 года) и в рамках госзадания Минобрнауки России № FGUR-2025-0011 “Механизмы микробного преобразования секвестрированного углерода в почвах агроэкосистем”.

Acknowledgments:

The work has been prepared within the framework of the implementation of a major state-level innovation project, “Unified National System for Monitoring Climate-Active Substances” (Consortium No. 4 “Carbon in Ecosystems: Monitoring”, Agreement No. VIP GZ/24-4 of March 11, 2024), and under the state assignment of the Ministry of Science and Higher Education of Russia No. FGUR-2025-0011 “Mechanisms of microbial transformation of sequestered carbon in agroecosystem soils”.

Микробиологические показатели динамики почвенного углерода

© 2025 г. М. В. Семенов

ФИЦ “Почвенный институт им. В.В. Докучаева”, Россия,
119017, Москва, Пыжевский пер, 7, стр. 2,
<https://orcid.org/0000-0001-6811-5793>,
e-mail: mikhail.v.semenov@gmail.com.

Поступила в редакцию 02.04.2025, после доработки 11.05.2025,
принята к публикации 21.07.2025

Резюме: Микроорганизмы играют ключевую роль в динамике содержания и запасов почвенного органического вещества (ПОВ), перераспределяя углерод (C) на рост микробной биомассы, дыхание, синтез полимерных соединений, а также внутриклеточные и внеклеточные ферментативные процессы. В данной работе представлен обзор микробиологических показателей, используемых для изучения разложения, трансформации и стабилизации почвенного органического вещества, а также в моделировании динамики почвенного C. Рассматриваются такие микробиологические параметры цикла C, как углерод микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$), ферментативная активность почвы, углерод микробной некромассы, эффективность использования углерода (CUE), базальное дыхание и структура микробного сообщества. Обсуждаются методы определения этих показателей, их интерпретация и примеры применения в математических моделях. Учитывая, что микробная некромасса составляет значительную часть ПОВ, а CUE является ключевым параметром баланса между минерализацией и стабилизацией C, интеграция микробиологических данных в прогностические модели может существенно повысить их точность. Для изучения механизмов микробной трансформации и стабилизации ПОВ необходимо количественное определение микробиологических показателей цикла C в различных почвенно-экологических условиях.

Ключевые слова: углерод микробной биомассы; углерод микробной некромассы; ферментативная активность; эффективность использования углерода микроорганизмами.

Microbiological indicators of soil carbon dynamics

© 2025 M. V. Semenov

Federal Research Centre “V.V. Dokuchaev Soil Science Institute”,
7 Bld. 2 Pyzhevskiy per., Moscow 119017, Russian Federation,
<https://orcid.org/0000-0001-6811-5793>,
e-mail: mikhail.v.semenov@gmail.com.

Received 02.04.2025, Revised 11.05.2025, Accepted 21.07.2025

Abstract: Microorganisms play a key role in the dynamics of soil organic matter (SOM) stocks, redistributing carbon (C) among microbial biomass growth, respiration, polymer synthesis, and intracellular and extracellular enzymatic processes. This paper provides a review of microbiological indicators used to study the decomposition, transformation, and stabilization of SOM, as well as their application in modeling soil C dynamics. This study

examines microbiological parameters of the carbon cycle, such as microbial biomass C, soil enzymatic activity, microbial necromass C, C use efficiency (CUE), basal respiration, and microbial community structure. Methods for determining these indicators, their interpretation, and examples of their application in mathematical models are discussed. Given that microbial necromass constitutes a significant portion of SOM and that CUE is a key parameter balancing C mineralization and stabilization, integrating microbiological data into predictive models can significantly improve their accuracy. Quantitative determination of microbiological indicators of the C cycle under various soil and ecological conditions is essential for studying the mechanisms of microbial transformation and stabilization of SOM.

Keywords: microbial biomass carbon; microbial necromass carbon; enzymatic activity; carbon use efficiency in microorganisms.

УЧАСТИЕ МИКРООРГАНИЗМОВ В ТРАНСФОРМАЦИИ И СТАБИЛИЗАЦИИ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА ПОЧВЫ

Почвенное органическое вещество (ПОВ) играет ключевую роль в поддержании качества почвы, придании устойчивости сельскохозяйственному производству и смягчении последствий изменения климата за счет секвестрации углерода и адаптации агроэкосистем (Семенов, Когут, 2015; Lehmann, Kleber, 2015; Rumpel et al., 2020). Почвы содержат больше органического углерода ($C_{\text{орг}}$), чем атмосфера и растительность вместе взятые (Arneth et al., 2019). Общие потери углерода почв сельскохозяйственных земель России составляют 4.7 Гт С из слоя 1 м, при этом 85% этих потерь в пахотных почвах обусловлены неудовлетворительной технологией сельскохозяйственного производства (Иванов и др., 2021). С другой стороны, сельскохозяйственные почвы России имеют высокий потенциал секвестрации С (до 0.6–0.9 млрд тонн С ежегодно) (Zomer et al., 2017). Основным источником секвестрированного $C_{\text{орг}}$ в почвах является атмосферный CO_2 , фиксируемый растениями в результате фотосинтеза и поступающий в почву в виде растительных остатков и прикорневых выделений (Семенов и др., 2025). При этом важно не только связать атмосферный CO_2 в новую биомассу, но и предотвратить его быстрое возвращение в атмосферу (Когут, Семенов, 2022).

Микроорганизмы придают ПОВ биогенность и биоактивность (Ковалев и др., 2021), эко-функциональность (Hoffland et al.,

2020), а также играют ключевую роль в динамике запасов $C_{\text{орг}}$ (Schimel, Schaeffer, 2012), перераспределяя углерод на рост микробной биомассы, дыхание, синтез полимерных соединений, внутриклеточных и внеклеточных ферментов. Баланс этих процессов определяет соотношение минерализации и накопления ПОВ и лежит в основе микробиологических механизмов его стабилизации в почве (Manzoni et al., 2012). Микроорганизмы избирательно разлагают органическое вещество: легкоразлагаемые соединения утилизируются ими быстрее, чем трудноразлагаемые компоненты (Семенов и др., 2019). Разные группы микроорганизмов предпочитают разные типы субстратов, что приводит к биологическому фракционированию ОВ на пулы, различающиеся по скорости разложения (Семенов и др., 2007). В этих условиях накопление и сохранность ПОВ определяется преимущественно за счет стабилизации компонентов растительной и микробной биомассы, обладающих устойчивостью к разложению (Lehmann, Kleber, 2015). Скорость разложения растительных остатков определяется активностью внеклеточных ферментов, продуцируемых микроорганизмами, а также эффективностью использования углерода (CUE) – долей углерода, направляемого на рост микробной биомассы по сравнению с углеродом, который теряется при микробном дыхании в виде CO_2 (Kallenbach et al., 2019; Tao et al., 2023). В последние годы установлено, что микроорганизмы играют решающую роль в формировании стабильного ПОВ за счет адсорбции внеклеточных метаболитов и микробной некромассы на минеральных поверхностях почвы – процесс, известный как “микробный углеродный насос” (Liang et al., 2017). По разным оценкам, до 55–60% $C_{\text{орг}}$ в почвах представлено микробной некромассой (Liang et al., 2019; Angst et al., 2021; Лебедева и др., 2024). Таким образом, микробные процессы регулируют как разложение, так и стабилизацию ПОВ, участвуя в его биологическом фракционировании.

Для точного прогнозирования динамики почвенного углерода и его отклика на изменения климата и землепользования необходимо учитывать микробиологические процессы, связанные с его циклом (Schimel, 2023). Большинство классических моделей прогнозирования запасов почвенного углерода (например, ROTH-C, Century) не используют микробную активность и преобразование

ОВ микроорганизмами в явном виде (Wieder et al., 2014; Chandel et al., 2023). Однако в последние десятилетия микробиологические параметры активно интегрируются в модели углеродного цикла, что повышает их точность и позволяет учитывать микробиологические механизмы стабилизации углерода (Chandel et al., 2023; Рыжова и др., 2025). Настоящая работа представляет обзор микробиологических показателей, их роли в процессах трансформации и стабилизации почвенного органического вещества, и применении в моделировании динамики почвенного С.

МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ ДИНАМИКИ ПОЧВЕННОГО УГЛЕРОДА

Углерод микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) представляет собой биологически активный пул ПОВ, который обычно составляет 1–5% от его общего содержания $C_{\text{орг}}$ (Joergensen, Mueller, 1996). $C_{\text{мик}}$ является функцией общей численности живых микроорганизмов и определяет активность биохимических процессов в почвах, в том числе трансформации и минерализации ПОВ (табл. 1). Существует широкий спектр методов определения $C_{\text{мик}}$, среди которых наиболее распространены фумигация-экстракция хлороформом и субстрат-индуцированное дыхание (СИД) (Evdokimov, 2018). Фумигация-экстракция обеспечивает более устойчивые оценки $C_{\text{мик}}$, но является более трудоемким методом, так как требует инкубации с хлороформом и последующего измерения углерода в фумигированных и нефумигированных образцах (Evdokimov, 2018; Semenov et al., 2025). СИД значительно проще и позволяет анализировать большее число образцов, однако может быть неприменимо для некоторых типов почв, таких как торфяные или сильнощелочные почвы (Semenov et al., 2025). $C_{\text{мик}}$ является наиболее распространенным интегральным показателем численности и активности почвенных микроорганизмов (Bünemann et al., 2018; Semenov et al., 2025) и поэтому широко используется при мониторинге (Liptzin et al., 2022) и моделировании динамики запасов почвенного углерода (Abramoff et al., 2018; Chandel et al., 2023).

Таблица 1. Микробиологические показатели, используемые в моделях динамики почвенного С.
Table 1. Microbiological indicators used in soil carbon dynamics models

Показатель	Интерпретация показателя	Метод определения	Примеры моделей
Углерод микробной биомассы (Смик)	Количество С в живой микробной биомассе	фумигация-экстракция хлороформом, субстрат-индуцированное дыхание	Millennial, MIMICS, CORPSE
Ферментативная активность	Активность ферментов, участвующих в разложении ОВ	Флуориметрия, колориметрия	DEMENT, RESOM, MEND, Kaiser
Углерод микробной некромассы	Остатки мертвых микробных клеток, формирующих МАОМ	Анализ аминокислот (ГХ-МС, ВЭЖХ), ЯМР-спектроскопия, Py-FIMS	FOND, CORPSE, MIND MOMOS
Эффективность использования С микроорганизмами	Соотношение С, используемого на рост биомассы, к общему потребленному С	Меченые стабильными изотопами субстраты (^{13}C , ^{18}O), калореспиromетрия, стехиометрическое моделирование	MIMICS, CORPSE, DEMENT, RESOM, MOMOS
Базальное дыхание (БД)	Выделение CO_2 в результате микробного метаболизма	Измерение выделения CO_2 в инкубационных экспериментах	CORPSE, MIMICS, MOMOS, RESOM
Активные/покоящиеся микроорганизмы	Динамика численности активных и покоящихся микроорганизмов	ДНК/РНК-подходы, микроскопия с использованием красителей	CORPSE, MIND, SOMKO, EcoSMMARTS
Структура микробного сообщества	Соотношение функциональных групп микроорганизмов	Секвенирование 16S рРНК, метагеномика, анализ PLFA	DEMENT, MIMICS, RESOM, EcoSMMARTS

Ферментативная активность (ФА) почвы. Почвенные ферменты играют ключевую роль в циклах биофильных элементов (Nannipieri et al., 2012; Благодатская и др, 2016). Они катализируют разложение поступающих в почву сложных органических соединений, таких как целлюлоза, лигнин, белки и другие органические полимеры, до более простых молекул, которые составляют основную часть стабильного минерально-ассоциированного ОВ (МАОМ). Микроорганизмы способны разлагать практически все ПОВ независимо от его химического состава, если оно физически доступно для микробного разложения (Kleber, 2010; Lützow et al., 2006; Woolf, Lehmann, 2019). До 40–60% ФА приходится на стабилизированные с почвенной матрицей и органическим веществом ферменты, поэтому ФА не всегда коррелирует с микробной биомассой или дыханием и отражает кумулятивный эффект долгосрочной микробиологической активности. Основными методами определения ФА являются флуориметрия (использование субстратов с флуоресцентной меткой) и колориметрия (Baldrian, 2009; Nannipieri et al., 2012; Semenov et al., 2025) (табл. 1).

Показатели ферментативной активности имеют ряд ограничений, которые могут усложнять интерпретацию полученных данных. Во-первых, существует большое количество ферментов, участвующих в разложении ПОВ, поэтому измерение активности одного или двух ферментов часто недостаточно для адекватной оценки разложения ПОВ (Nannipieri et al., 2012). Современные методы определяют потенциальную ФА, которая может отличаться от реальной активности ферментов в почве (German et al., 2011; Nannipieri et al., 2012). ФА может интерпретироваться противоположным образом: повышенная ФА может свидетельствовать как о высокой микробной активности и, следовательно, о высокой скорости разложения ОВ, так и о наличии дефицита питательных веществ (Semenov et al., 2025). Стимуляция ферментативной активности субстратом может сопровождаться ингибированием продукта по принципу обратной связи. Наконец, скорость разложения ПОВ не всегда зависит от уровня ФА. Несмотря на указанные ограничения, ферментативная активность успешно применяется в мониторинге и моделировании динамики запасов почвенного углерода (Liptzin et al., 2022; Chandel et al., 2023).

Углерод микробной некромассы представляет собой органическое вещество микробного происхождения (“мертвую биомассу”), включающее содержимое микробных клеток, их клеточные стенки, а также вторичные метаболиты, выделяемые микроорганизмами в окружающую среду (табл. 1). Согласно современным представлениям, на микробную некромассу приходится более половины всего ПОВ (Liang et al., 2019; Angst et al., 2021). Таким образом, в почве содержится значительно больше мертвой биомассы микроорганизмов, чем живой, что свидетельствует о накоплении остатков мертвых микроорганизмов в почве с течением времени. Адсорбция микробной некромассы на минеральных поверхностях почвы (так называемый “микробный углеродный насос”) является ключевым микробным механизмом формирования стабильного ПОВ (Liang et al., 2017).

Основным методом количественного определения микробной некромассы является анализ аминокислот, таких как муравьиная кислота (компонент муреина, входящего в состав клеточных стенок бактерий), глюкозамин (основной компонент клеточных стенок грибов) и галактозамин (входит в состав внеклеточных полисахаридных соединений, синтезируемых микроорганизмами) (Joergensen, 2018). Эти соединения анализируются с помощью газовой хроматографии-масс-спектрометрии (ГХ-МС) или высокоэффективной жидкостной хроматографии (ВЭЖХ) после гидролиза почвенных образцов сильными кислотами (Joergensen, 2018; Liang et al., 2019). Также для определения микробной некромассы применяются ЯМР-спектроскопия и пиролизно-полевая ионизационная масс-спектрометрия (Py-FIMS) (Whalen et al., 2022).

Эффективность использования углерода (CUE) микроорганизмами – это показатель, отражающий, какая доля усвоенного микроорганизмами углерода идет на рост и биомассу, а какая теряется в виде CO_2 в процессе дыхания (табл. 1, рис. 1) (Kallenbach et al., 2019; Tao et al., 2023). CUE зависит от структуры микробного сообщества и соотношения таксонов с различными экологическими стратегиями: предполагается, что копиотрофные и быстрорастущие микроорганизмы обладают более низкой эффективностью использования углерода по сравнению с олиготрофными

ми и медленнорастущими микроорганизмами (Manzoni et al., 2012). Почвенные микробные сообщества, как правило, демонстрируют самую высокую CUE по сравнению с микроорганизмами других экосистем (Manzoni et al., 2012). Согласно последним исследованиям, CUE микроорганизмами является одним из важнейших факторов, определяющих содержание ПОВ, и положительно коррелирует с содержанием C_{org} в почве (Tao et al., 2023).

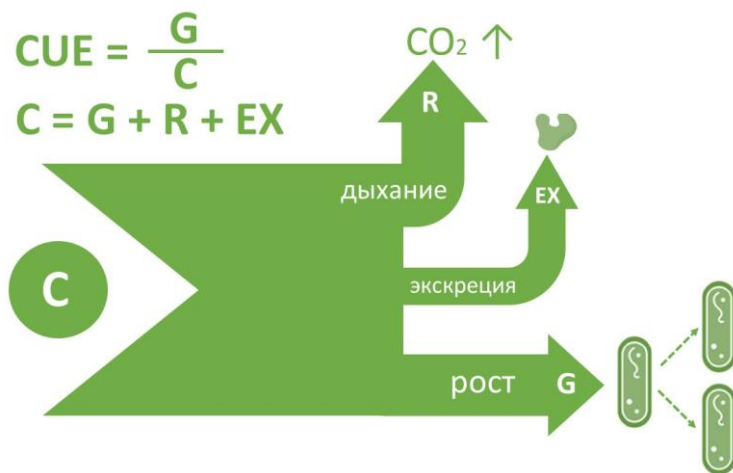


Рис. 1. Схема концепции “эффективности использования углерода (CUE – Carbon use efficiency) микроорганизмами. Потребляемый почвенными микроорганизмами углерод (C) расходуется на рост и построение биомассы (G), экскрецию ферментов и метаболитов в окружающую среду, а также на дыхание (R). Эффективность использования углерода микроорганизмами рассчитывается как отношение углерода, использованного на рост и биомассу (G), к углероду, потребленному микроорганизмами (C).

Fig. 1. Conceptual scheme of “carbon use efficiency” (CUE) by microorganisms. The carbon (C) consumed by soil microorganisms is allocated to growth and biomass formation (G), excretion of enzymes and metabolites into the environment, as well as to respiration (R). Microbial carbon use efficiency is calculated as the ratio of carbon used for growth and biomass (G) to the total carbon consumed by microorganisms (C).

В настоящее время существует несколько методов для оценки CUE почвенного микробного сообщества. Метод ^{13}C позволяет определить, насколько эффективно микроорганизмы используют различные С-содержащие субстраты (Hu et al., 2025). Это дает представление о специфических метаболических путях их переработки. Метод ^{18}O применяется для измерения скорости роста микроорганизмов и может использоваться для анализа почвы, отобранной в полевых условиях. Стехиометрический анализ ферментов отражает энергетические затраты микроорганизмов на получение ограниченных ресурсов и выявляет несоответствие между их потребностями и доступными в почве ресурсами (Hu et al., 2025). Каждый из этих методов оценивает отдельные аспекты использования С микроорганизмами, поэтому полученные результаты могут различаться (0.59 для ^{13}C , 0.34 для ^{18}O и стехиометрии) (Hu et al., 2025). Значения CUE могут значительно различаться в зависимости от типа почвы, биома, а также температуры и влажности (Manzoni et al., 2012).

Прочие микробиологические показатели. Существует ряд других микробиологических показателей, которые также могут использоваться при описании участия микроорганизмов в процессах разложения и трансформации ПОВ. Прежде всего, это микробное (базальное) дыхание – количество CO_2 , выделяемого микробной биомассой почвы за единицу времени (Задорожный и др., 2010) (табл. 1). Базальное дыхание отражает общую метаболическую активность почвенной гетеротрофной микробиоты, так как его значение зависит от доступности субстрата, физиологического состояния микроорганизмов и их метаболических потребностей (Благодатская и др, 2016). Также этот показатель можно интерпретировать как меру потенциальной минерализации С (Liptzin et al., 2022). Базальное дыхание обычно оценивается в лабораторных условиях в оживленных образцах воздушно-сухой почвы, из которых удаляются растительные остатки, с использованием газовой хроматографии, инфракрасной спектроскопии или щелочного поглощения с последующим титрованием (Semenov et al., 2025).

Еще одним важным показателем может служить скорость роста микроорганизмов. Она определяется как экологией и геном-

ными характеристиками таксонов, входящих в состав микробного сообщества (Malik et al., 2019; Osburn et al., 2024), так и условиями окружающей среды (Metze et al., 2023). Более высокие скорости роста микроорганизмов чаще всего сопряжены с более интенсивным, но менее эффективным использованием углерода (Hu et al., 2025).

Когда условия окружающей среды неблагоприятны для роста, например, при дефиците субстрата, микроорганизмы могут снижать свою метаболическую активность практически до нуля, чтобы предотвратить потерю биомассы, переходя в состояние покоя (Joergensen, Wichern, 2018). Активные микроорганизмы составляют лишь около 0.1–2% от общей микробной биомассы и редко превышают 5% в почвах без поступления легкодоступных субстратов (Blagodatskaya, Kuzyakov, 2015). Живая микробная биомасса представлена преимущественно потенциально активными (10–40%) и покоящимися микроорганизмами (>50% от общей микробной биомассы) (Blagodatskaya, Kuzyakov, 2015; Благодатская и др., 2016). Затраты углерода на поддержание покоящихся микроорганизмов могут быть на два-три порядка ниже, чем у метаболически активных (Blagodatskaya, Kuzyakov, 2015). Динамика численности активных и покоящихся форм микроорганизмов зависит от количества и доступности субстрата и оказывает значительное влияние на активность микробиологических процессов трансформации ПОВ (табл. 1).

Развитие молекулярно-генетических методов, прежде всего ампликонного и метагеномного секвенирования, позволило определять таксономический состав полных (ДНК) и потенциально активных (РНК) сообществ прокариотов, грибов и протистов в почве (Prosser, 2015; Семенов, 2019). Как было показано выше, таксономическая структура почвенного микробиома во многом определяет эффективность использования углерода, скорость роста микроорганизмов и ферментативную активность почвы. Тем не менее, на текущий момент не найдена возможность интеграции показателей генетического/таксономического разнообразия почвенного микробиома в методологию оценки и прогнозирования трансформации ПОВ (Nannipieri et al., 2020; Schimel, 2023). Это связано как с методологическими проблемами (генетический ма-

териал большей части почвенного микробиома принадлежит неактивным, покоящимся и мертвым микроорганизмам либо вовсе происходит от внеклеточной ДНК) (Prosser, 2015; Семенов, 2019), так и с недостаточно изученной экологией большинства таксонов (Baldrian, 2019; Schimel, 2023). Решением проблемы интерпретации и параметризации таксономического разнообразия почвенного микробиома в контексте цикла почвенного углерода может стать использование концепции экологических (“жизненных”) стратегий почвенного микробиома (Piton et al., 2023; Semenov, 2023; Malik et al., 2020). Например, отношение олиготрофных и копиотрофных таксонов микроорганизмов оказалось положительно связано с температурной чувствительностью ПОВ (Li et al., 2021). Также предлагается включать в микробиологические модели информацию не по соотношению таксонов микроорганизмов, а по количеству функциональных генов цикла C (Guo et al., 2020).

МОДЕЛИРОВАНИЕ МИКРОБНОГО УЧАСТИЯ В ПРОЦЕССАХ ТРАНСФОРМАЦИИ ПОЧВЕННОГО ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА

Большинство классических моделей прогнозирования запасов углерода в почве (ROTH-C, Century) не учитывает микробную активность и микробное преобразование ОВ в явном виде. Эти модели базируются на взаимосвязи между запасами ПОВ и его устойчивостью, предполагая, что: 1) микробные и другие свойства экосистемы, выраженные параметрами моделей, инвариантны в широких эколого-почвенных условиях и во времени; 2) микроорганизмы быстро реагируют на изменения доступности субстрата, и их численность никогда не ограничивает скорость разложения ОВ; 3) микробные сообщества обладают функциональной избыточностью, что позволяет им одинаково эффективно перерабатывать доступный субстрат (Wieder et al., 2015; Chandel et al., 2023).

Микробиологические модели, напротив, предполагают, что скорость разложения ПОВ ограничивается либо микробной биомассой, либо ферментативной активностью, либо обоими факторами. Соответственно, используются два подхода к моделированию разложения ПОВ: ферментативно-опосредованный и опосре-

дованный микробной биомассой. Основное различие между ними заключается в том, что ферментативно-опосредованные модели предполагают явное наличие пула ферментов, продукция которых регулируется как концентрацией субстрата, так и структурой микробного сообщества (Sistla et al., 2014). В таких моделях разложение ПОВ напрямую связано с ферментативной активностью, а не с микробной биомассой. В моделях, опосредованных микробной биомассой, ферментативный пул не учитывается явно, а катализ разложения ПОВ считается неявно встроенным в процесс метаболизма микробных сообществ (Chandel et al., 2023).

Включение микробиологических показателей (микробного углерода, ферментативной активности, микробного дыхания) повысило точность моделей в прогнозировании всплесков дыхания почвы в условиях высушивания – повторного увлажнения (Lawrence et al., 2009). Интеграция углерода микробной биомассы и других пулов ОБ в модель Millennial позволила получить более точные прогнозы по сравнению с моделью Century (Abramoff et al., 2022). Однако микробиологические модели динамики почвенного углерода имеют ряд ограничений. Многие микробиологические показатели трудно поддаются количественной оценке (например, микробная некромасса, соотношение активных и покоящихся микроорганизмов, эффективность использования углерода микроорганизмами – CUE). Недостаток экспериментальных данных является одним из ключевых факторов, затрудняющих описание микробных процессов и параметризацию моделей. Кроме того, включение микробных процессов увеличивает сложность моделей и число параметров, что может повышать неопределенность прогнозов. В некоторых случаях переход от простых линейных к более сложным нелинейным микробиологическим моделям не приводит к значительному повышению точности предсказаний, как показано в исследованиях по моделированию гетеротрофного дыхания почвы (Sulman et al., 2018).

На микробные процессы в почве влияет множество факторов окружающей среды, включая температуру, влажность, pH, окислительно-восстановительный потенциал и доступность кислорода. Среди существующих микробиологических моделей разложения ПОВ только половина учитывает влияние температуры,

треть – влажности, и лишь 10% учитывают влияние pH почвы (Chandel et al., 2023). Температурная зависимость микробных процессов в моделях описывается с использованием четырех математических функций: 1) функции Q_{10} , 2) уравнения Аррениуса, 3) обобщенной функции Пуассона и 4) арктангенс-функции. Моделирование реакции микробных сообществ на пульсовые изменения влажности представляет сложность, так как влага регулирует как физические, так и биологические процессы в почве, существенно влияя на скорость разложения ПОВ (Lawrence et al., 2009). Влажность почвы является критическим фактором контроля разложения ПОВ: при переувлажнении кислород становится лимитирующим фактором, а при низкой влажности ограничивается диффузия из-за утончения или разрыва водных пленок (Abramoff et al., 2017). Почвенный pH также оказывает значительное влияние на минеральные поверхности и доступность ПОВ для микроорганизмов. При высоком pH сорбционная способность минеральных поверхностей снижается, что увеличивает доступность ПОВ для разложения (Abramoff et al., 2022). Наиболее комплексные модели (например, Millennial) одновременно учитывают микробиологические параметры для описания разложения, трансформации и минерализации ПОВ, а также процессы сорбции-десорбции на минеральных частицах для моделирования стабилизации ПОВ.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

За последние три десятилетия модели динамики почвенного углерода все чаще включают микробиологические показатели и процессы, которые они описывают. Большинство микробиологических моделей были разработаны после 2000-го года, что совпадает с развитием молекулярных методов изучения почвенных микроорганизмов и развитием представлений об их роли в процессах трансформации и биологического фракционирования ПОВ. Основными эмпирическими микробиологическими показателями, используемыми в моделях динамики почвенного C, являются углерод микробной биомассы, ферментативная активность и микробное дыхание, характеризующие интенсивность разложения ПОВ. Более сложные модели включают дополнительные показатели, такие как углерод микробной некромассы, эффективность

использования углерода микроорганизмами (CUE) и соотношение активных и покоящихся форм микроорганизмов, а также бактерий и грибов или копиотрофов и олиготрофов. Несмотря на активное развитие молекулярно-генетических методов изучения микробиома, их применение в микробиологических моделях почвенного цикла С остается ограниченным из-за сложности в интерпретации данных в контексте разложения и трансформации ПОВ.

Недостаток экспериментальных данных и высокая трудоемкость оценки некоторых микробиологических показателей ограничивают совершенствование микробиологических моделей. Тем не менее, поскольку микробная некротомасса составляет значительную часть ПОВ, а CUE является ключевым параметром баланса между минерализацией и стабилизацией ОВ, интеграция микробиологических показателей в прогностические модели динамики почвенного углерода может существенно повысить их точность. Параллельно с развитием микробиологических моделей трансформации почвенного С необходимы дальнейшие исследования по выявлению и уточнению механизмов микробиологической трансформации и стабилизации ПОВ в различных почвенно-экологических условиях.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Благодатская Е.В., Семенов М.В., Якушев А.В.* Активность и биомасса почвенных микроорганизмов в изменяющихся условиях окружающей среды. М.: ООО Товарищество научных изданий КМК. 2016. 243 с.
2. *Евдокимов И.В.* Методы определения биомассы почвенных микроорганизмов // Russian Journal of Ecosystem Ecology. 2018. № 3. С. 1–20. DOI: <https://doi.org/10.21685/2500-0578-2018-3-5>.
3. *Задорожный А.Н., Семенов М.В., Ходжаева А.К., Семенов В.М.* Почвенные процессы продукции, потребления и эмиссии парниковых газов // Агрохимия. 2010. № 10. С. 75–92.
4. *Иванов А.Л., Савин И.Ю., Столбовой В.С., Духанин Ю.А., Козлов Д.Н., Баматов И.М.* Глобальный климат и почвенный покров – последствия для землепользования России // Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева. 2021. Вып. 107. С. 5–32. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2021-107-5-32>.
5. *Ковалев И.В., Семенов В.М., Ковалева Н.О., Лебедева Т.Н.,*

- Яковлева В.М., Паутова Н.Б. Оценка биогенности и биоактивности агросерых глееватых неосушенных и осушенных почв // Почвоведение. 2021. № 7. С. 827–837. DOI: <https://doi.org/10.31857/S0032180X21070078>.
6. Козут Б.М., Семенов В.М. Оценка насыщенности почвы органическим углеродом // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2020. № 102. С. 103–124. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-102-103-124>.
7. Лебедева Т.Н., Соколов Д.А., Семенов М.В., Зинякова Н.Б., Удальцов С.Н., Семенов В.М. Распределение органического углерода между структурными и процессными пулами в серой лесной почве разного землепользования // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2024. Вып. 118. С. 79–127. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2024-118-79-127>.
8. Рыжова И.М., Романенков В.А., Степаненко В.М. Современное развитие моделей динамики органического вещества почв (обзор) // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение. 2024. № 4. С. 122–129. DOI: <https://doi.org/10.55959/MSU0137-0944-17-2024-79-4-122-129>.
9. Семенов А.М., Бубнов И.А., Семенов В.М., Семенова Е.В., Зеленов В.В., Семенова Н.А. Ежедневная динамика численности бактерий и эмиссии CO₂ почвы и связь их волнообразных колебаний с сукцессией микробного сообщества // Почвоведение. 2013. № 8. С. 963–979. DOI: <https://doi.org/10.7868/S0032180X13080078>.
10. Семенов В.М., Иванникова Л.А., Кузнецова Т.В., Семенова Н.А., Ходжаева А.К. Биокинетическая индикация минерализуемого пула органического вещества почвы // Почвоведение. 2007. № 11. С. 1352–1361. DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229307110099>.
11. Семенов В.М., Козут Б.М. Почвенное органическое вещество. М.: ГЕОС, 2015. 233 с.
12. Семенов В.М., Козут Б.М., Иванов А.Л. Почвенная секвестрация углерода в агроландшафтах: продовольственный императив климатической повестки // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2025. Вып. 124. “Почвенное органическое вещество”. С. 10–69. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2025-124-10-69>.
13. Семенов В.М., Паутова Н.Б., Лебедева Т.Н., Хромычкина Д.П., Семенова Н.А., Лопес де Гереню В.О. Разложение растительных остатков и формирование активного органического вещества в почве инкубационных экспериментов // Почвоведение. 2019. № 10. С. 1172–1184.
14. Семенов М.В. Метабаркодинг и метагеномика в почвенно-экологических исследованиях: успехи, проблемы и возможности //

Журнал общей биологии. 2019. Вып. 80. № 6. С. 403–417. DOI: <https://doi.org/10.1134/S004445961906006X>.

15. Abramoff R.Z., Davidson E.A., Finzi A.C. A parsimonious modular approach to building a mechanistic below-ground carbon and nitrogen model // Journal of Geophysical Research: Biogeosciences. 2017. Vol. 122. No. 9. P. 2418–2434. DOI: <https://doi.org/10.1002/2017JG003796>.

16. Abramoff R.Z., Guenet B., Zhang H., Georgiou K., Xu X., Viscarra Rossel R.A. et al. Improved global-scale predictions of soil carbon stocks with Millennial Version 2 // Soil Biology and Biochemistry. 2022. Vol. 164. P. 108466. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108466>.

17. Abramoff R.Z., Xu X., Hartman M., O'Brien S., Feng W., Davidson E. et al. The Millennial model: In search of measurable pools and transformations for modeling soil carbon in the new century // Biogeochemistry. 2018. Vol. 137. No. 1. P. 51–71. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0409-7>.

18. Angst G., Mueller K.E., Nierop K.G., Simpson M.J. Plant- or microbial-derived? A review on the molecular composition of stabilized soil organic matter // Soil Biology and Biochemistry. 2021. Vol. 156. P. 108189.

19. Arneth A., Denton F., Agus F., Elbehri A., Erb K.H., Elasha B.O., Rahimi M., Rounsevell M., Spence A., Valentini R. Climate Change and Land: An IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems // Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2019. P. 1–98.

20. Baldrian P. Microbial enzyme-catalyzed processes in soils and their analysis // Plant, Soil and Environment. 2009. Vol. 55. P. 370–378. DOI: <https://doi.org/10.17221/134/2009-PSE>.

21. Baldrian P. The known and the unknown in soil microbial ecology // FEMS microbiology ecology. 2019. Vol. 95. P. fiz005. DOI: <https://doi.org/10.1093/femsec/fiz005>.

22. Blagodatskaya E., Kuzyakov Y. Active microorganisms in soil: critical review of estimation criteria and approaches // Soil Biology and Biochemistry. 2013. Vol. 67. P. 192–211. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.08.024>.

23. Bünemann E.K., Bongiorno G., Bai Z., Creamer R.E., De Deyn G., De Goede R., Fleskens L., Geissen V., Kuiper T.W., Mäder P., Pulleman M., Sukkel W., Willem van Groenigen J., Brussaard L. Soil quality – A critical review // Soil Biology and Biochemistry. 2018. Vol. 120. P. 105–125. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>.

24. Chandel A.K., Jiang L., Luo Y. Microbial models for simulating soil carbon dynamics: A review // Journal of Geophysical Research: Biogeosciences. 2023. Vol. 128(8). e2023JG007436. DOI: <https://doi.org/10.1029/2023JG007436>.

25. Coleman K., Jenkinson D.S. RothC-26.3 – A model for the turnover of carbon in soil // Evaluation of Soil Organic Matter Models. 1996. P. 237–246. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-642-61094-3_17.
26. German D.P., Weintraub M.N., Grandy A.S., Lauber C.L., Rinkes Z.L., Allison S.D. Optimization of hydrolytic and oxidative enzyme methods for ecosystem studies // Soil Biology and Biochemistry. 2011. Vol. 43(7). P. 1387–1397. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.03.017>.
27. Guo X., Gao Q., Yuan M., Wang G., Zhou X., Feng J. et al. Gene-informed decomposition model predicts lower soil carbon loss due to persistent microbial adaptation to warming // Nature communications. 2020. Vol. 11. P. 4897. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18706-z>.
28. Hoffland E., Kuyper T.W., Comans R.N.J., Creamer R.E. Eco-functionality of organic matter in soils // Plant and Soil. 2020. Vol. 455. P. 1–22. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04651-9>.
29. Hu J., Cui Y., Manzoni S., Zhou S., Cornelissen J.H.C., Huang C., Schimel J., Kuzyakov Y. Microbial Carbon Use Efficiency and Growth Rates in Soil: Global Patterns and Drivers // Global Change Biology. 2025. Vol. 31(1). e70036. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.70036>.
30. Joergensen R.G. Amino sugars as specific indices for fungal and bacterial residues in soil // Biology and Fertility of Soils. 2018. Vol. 54. P. 559–568. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00374-018-1288-3>.
31. Joergensen R.G., Mueller T. The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: calibration of the k_{EN} value // Soil Biology and Biochemistry. 1996. Vol. 28(1). P. 33–37. DOI: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00101-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00101-8).
32. Joergensen R.G., Wichern F. Alive and kicking: why dormant soil microorganisms matter // Soil Biology and Biochemistry. 2018. Vol. 116. P. 419–430. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.10.022>.
33. Kallenbach C.M., Wallenstein M.D., Schipanski M.E., Grandy A.S. Managing agroecosystems for soil microbial carbon use efficiency: ecological unknowns, potential outcomes, and a path forward // Frontiers in Microbiology. 2019. Vol. 10. P. 1146. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01146>.
34. Kleber M. What is recalcitrant soil organic matter? // Environmental Chemistry. 2010. Vol. 7(4). P. 320–332. DOI: <https://doi.org/10.1071/EN10006>.
35. Lawrence C.R., Neff J.C., Schimel J.P. Does adding microbial mechanisms of decomposition improve soil organic matter models? A comparison of four models using data from a pulsed rewetting experiment // Soil Biology and Biochemistry. 2009. Vol. 41(9). P. 1923–1934. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.06.016>.

36. *Lehmann J., Kleber M.* The contentious nature of soil organic matter // *Nature*. 2015. Vol. 528(7580). P. 60–68. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature16069>.
37. *Li C., Frolking S., Harriss R.* Modeling carbon biogeochemistry in agricultural soils // *Global Biogeochemical Cycles*. 1994. Vol. 8(3). P. 237–254. DOI: <https://doi.org/10.1029/94GB00767>.
38. *Li H., Yang S., Semenov M.V., Yao F., Ye J., Bu R. et al.* Temperature sensitivity of SOM decomposition is linked with a K-selected microbial community // *Global Change Biology*. 2021. Vol. 27(12). P. 2763–2779. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.15593>.
39. *Liang C., Amelung W., Lehmann J., Kastner M.* Quantitative assessment of microbial necromass contribution to soil organic matter // *Global Change Biology*. 2019. Vol. 25. P. 3578–3590. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14781>.
40. *Liang C., Schimel J., Jastrow J.* The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage // *Nature Microbiology*. 2017. Vol. 2. P. 17105. DOI: <https://doi.org/10.1038/nmicrobiol.2017.105>.
41. *Liptzin D., Norris C.E., Cappellazzi S.B., Mac Bean G., Cope M., Greub K.L., et al.* An evaluation of carbon indicators of soil health in long-term agricultural experiments // *Soil Biology and Biochemistry*. 2022. Vol. 172. P. 108708. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108708>.
42. *Lützow M.V., Kögel-Knabner I., Ekschmitt K., Matzner E., Guggenberger G., Marschner B., Flessa H.* Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review // *European Journal of Soil Science*. 2006. Vol. 57. P. 426–445. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00809.x>.
43. *Malik A.A., Martiny J.B., Brodie E.L., Martiny A.C., Treseder K.K., Allison S.D.* Defining trait-based microbial strategies with consequences for soil carbon cycling under climate change // *The ISME Journal*. 2020. Vol. 14. P. 1–9. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41396-019-0510-0>.
44. *Malik A.A., Puissant J., Goodall T., Allison S.D., Griffiths R.I.* Soil microbial communities with greater investment in resource acquisition have lower growth yield // *Soil Biology and Biochemistry*. 2019. Vol. 132. P. 36–39. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.01.025>.
45. *Manzoni S., Taylor P., Richter A., Porporato A., Ågren G.I.* Environmental and stoichiometric controls on microbial carbon-use efficiency in soils // *New Phytologist*. 2012. Vol. 196. P. 79–91.
46. *Metze D., Schnecker J., Canarini A., Fuchslueger L., Koch B.J., Stone B.W. et al.* Microbial growth under drought is confined to distinct taxa and modified by potential future climate conditions // *Nature Communications*. 2023. Vol. 14. P. 5895. DOI:

<https://doi.org/10.1038/s41467-023-41524-y>.

47. Nannipieri P., Giagnoni L., Renella G., Puglisi E., Ceccanti B., Masciandaro G., Fornasier F., Moscatelli M.C., Marinari S. Soil enzymology: classical and molecular approaches // *Biology and Fertility of Soils*. 2012. Vol. 48. P. 743–762.

48. Nannipieri P., Ascher-Jenull J., Ceccherini M.T., Pietramellara G., Renella G., Schloter M. Beyond microbial diversity for predicting soil functions: A mini review // *Pedosphere*. 2020. Vol. 30. P. 5–17. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(19\)60824-6](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(19)60824-6).

49. Osburn E.D., McBride S.G., Bahram M., Strickland M.S. Global patterns in the growth potential of soil bacterial communities // *Nature Communications*. 2024. Vol. 15. P. 6881. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-024-50382-1>.

50. Piton G., Allison S.D., Bahram M., Hildebrand F., Martiny J.B., Treseder K.K., Martiny A.C. Life history strategies of soil bacterial communities across global terrestrial biomes // *Nature Microbiology*. 2023. Vol. 8. P. 2093–2102. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41564-023-01465-0>.

51. Prosser J.I. Dispersing misconceptions and identifying opportunities for the use of 'omics' in soil microbial ecology // *Nature Reviews Microbiology*. 2015. Vol. 13. P. 439–446. DOI: <https://doi.org/10.1038/nrmicro3468>.

52. Rumpel C., Amiraslani F., Chenu C., Garcia Cardenas M., Kaonga M., Koutika L.-S., Ladha J., Madari B., Shirato Y., Smith P., Soudi B., Soussana J.-F., Whitehead D., Wollenberg E. The 4p1000 initiative: Opportunities, limitations and challenges for implementing soil organic carbon sequestration as a sustainable development strategy // *Ambio*. 2020. Vol. 49. P. 350–360. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01165-2>.

53. Schimel J. Modeling ecosystem-scale carbon dynamics in soil: the microbial dimension // *Soil Biology and Biochemistry*. 2023. Vol. 178. P. 108948. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2023.108948>.

54. Schimel J.P., Schaeffer S.M. Microbial control over carbon cycling in soil // *Frontiers in Microbiology*. 2012. Vol. 3. P. 348. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00348>.

55. Semenov M.V. Soil Bacteria. In: *Encyclopedia of Soils in the Environment*, Second Edition (Eds. Goss M., Oliver M.). Vol. 1. P. 31–38. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822974-3.00095-1>.

56. Semenov M.V., Zhelezova A.D., Ksenofontova N.A., Ivanova E.A., Nikitin D.A., Semenov V.M. Microbiological Indicators for Assessing the Effects of Agricultural Practices on Soil Health: A Review // *Agronomy*. 2025. Vol. 15. P. 335. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy15020335>.

57. Sistla S.A., Rastetter E.B., Schimel J.P. Responses of a tundra system to warming using SCAMPS: A stoichiometrically coupled, acclimating microbe-

- plant-soil model // *Ecological Monographs*. 2014. Vol. 84. P. 151–170. DOI: <https://doi.org/10.1890/12-2119.1>.
58. Sulman B.N., Phillips R.P., Oishi A.C., Shevliakova E., Pacala S.W. Microbe-driven turnover offsets mineral-mediated storage of soil carbon under elevated CO₂ // *Nature Climate Change*. 2014. Vol. 4. P. 1099–1102. DOI: <https://doi.org/10.1038/nclimate2436>.
59. Tao F., Huang Y., Hungate B.A., Manzoni S., Frey S.D., Schmidt M.W. et al. Microbial carbon use efficiency promotes global soil carbon storage // *Nature*. 2023. Vol. 618. P. 981–985. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06042-3>.
60. van Bruggen A.H., He M., Zelenov V.V., Semenov V.M., Semenov A.M., Semenova E.V., Kuznetsova T.V., Khodzaeva A.K., Kuznetsov A.M., Semenov M.V. Relationships between greenhouse gas emissions and cultivable bacterial populations in conventional, organic and long-term grass plots as affected by environmental variables and disturbances // *Soil Biology and Biochemistry*. 2017. Vol. 114. P. 145–159. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.07.014>.
61. Whalen E.D., Grandy A.S., Sokol N.W., Keiluweit M., Ernakovich J., Smith R.G., Frey S.D. Clarifying the evidence for microbial- and plant-derived soil organic matter, and the path toward a more quantitative understanding // *Global Change Biology*. 2022. Vol. 28. P. 7167–7185. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.16413>.
62. Wieder W.R., Allison S.D., Davidson E.A., Georgiou K., Hararuk O., He Y. et al. Explicitly representing soil microbial processes in Earth system models // *Global Biogeochemical Cycles*. 2015. Vol. 29. P. 1782–1800. DOI: <https://doi.org/10.1002/2015GB005188>.
63. Wieder W.R., Grandy A.S., Kallenbach C.M., Bonan G.B. Integrating microbial physiology and physicochemical principles in soils with the Microbial-Mineral Carbon Stabilization (MIMICS) model // *Biogeosciences*. 2014. Vol. 11. P. 3899–3917. DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-11-3899-2014>.
64. Woolf D., Lehmann J. Microbial models with minimal mineral protection can explain long-term soil organic carbon persistence // *Scientific Reports*. 2019. Vol. 9. P. 6522. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43026-8>.
65. Zomer R.J., Bossio D.A., Sommer R. et al. Global Sequestration Potential of Increased Organic Carbon in Cropland Soils // *Scientific Reports*. 2017. Vol. 7. P. 15554. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-15794-8>.

REFERENCES

1. Blagodatskaya E.V., Semenov M.V., Yakushev A.V., *Activity and biomass of soil microorganisms under changing environmental conditions*, Moscow:

Tov. Nauchn. Izd. KMK, 2016, 234 p.

2. Evdokimov I.V., Methods for determining the biomass of soil microorganisms, *Russian Journal of Ecosystem Ecology*, 2018, No. 3, pp. 1–20, DOI: <https://doi.org/10.21685/2500-0578-2018-3-5>.

3. Zadorozhny A.N., Semenov M.V., Khodzhaeva A.K., Semenov V.M., Soil processes of production, consumption, and greenhouse gas emissions, *Agrokhimiya*, 2010, No. 10, pp. 75–92.

4. Ivanov A.L., Savin I.Yu., Stolbovoy V.S., Dukhanin Yu.A., Kozlov D.N., Bamatov I.M., Global climate and soil cover – implications for land use in Russia, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2021, No. 107, pp. 5–32, DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2021-107-5-32>.

5. Kovalev I.V., Semenov V.M., Kovaleva N.O., Lebedeva T.N., Yakovleva V.M., Pautova N.B., Estimation of the biogenicity and bioactivity of gleyed agrogray non-drained and drained soils, *Eurasian Soil Science*, 2021, Vol. 54, No. 7, pp. 1059–1067, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229321070073>.

6. Kogut B.M., Semenov V.M., Estimation of soil saturation with organic carbon, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2020, No. 102, pp. 103–124, DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-102-103-124>.

7. Lebedeva T.N., Sokolov D.A., Semenov M.V., Zinyakova N.B., Udaltsov S.N., Semenov V.M., Organic carbon distribution between structural and process pools in the gray forest soil of different land use, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2024, No. 118, pp. 79–127, DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2024-118-79-127>.

8. Ryzhova I.M., Romanenkov V.A., Stepanenko V.M., Modern development of models of soil organic matter dynamics (review), *Moscow University Bulletin. Series 17. Soil Science*, 2024, No. 4, pp. 122–129, DOI: <https://doi.org/10.55959/MSU0137-0944-17-2024-79-4-122-129>.

9. Semenov A.M., Bubnov I.A., Semenov V.M., Semenova E.V., Zelenev V.V., Semenova N.A., Daily Dynamics of Bacterial Numbers, CO₂ Emissions from Soil and Relationships between Their Wavelike Fluctuations and Succession of the Microbial Community, *Eurasian Soil Science*, 2013, Vol. 46, No. 8, pp. 869–884, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229313080073>.

10. Semenov V.M., Ivannikova L.A., Kuznetsova T.V., Semenova N.A., Khodzhaeva A.K., Biokinetic indication of the mineralizable pool of soil organic matter, *Eurasian Soil Science*, 2007, Vol. 40, No. 11, pp. 1208–1216, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229307110099>.

11. Semenov V.M., Kogut B.M., *Soil organic matter*, Moscow: GEOS, 2015, 233 p.

12. Semenov V.M., Kogut B.M., Ivanov A.L., Soil carbon sequestration in agro-landscapes: the food imperative of the climate agenda, *Dokuchaev Soil*

Bulletin, 2025, Vol. 124, “Soil Organic Matter”, pp. 10–69, DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2025-124-10-69>.

13. Semenov V.M., Pautova N.B., Lebedeva T.N., Khromyckina D.P., Semenova N.A., Lopes de Gerenyu V.O., Plant residues decomposition and formation of active organic matter in soil incubation experiments, *Eurasian Soil Science*, 2019, Vol. 52, No. 10, pp. 1183–1194.

14. Semenov M.V., Metabarcoding and metagenomics in soil ecology research: achievements, challenges, and prospects, *Biology Bulletin Reviews*, 2021, Vol. 11, No. 1, pp. 40–53, DOI: <https://doi.org/10.1134/S2079086421010084>.

15. Abramoff R.Z., Davidson E.A., Finzi A.C., A parsimonious modular approach to building a mechanistic below-ground carbon and nitrogen model, *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2017, Vol. 122, No. 9, pp. 2418–2434, DOI: <https://doi.org/10.1002/2017JG003796>.

16. Abramoff R.Z., Guenet B., Zhang H., Georgiou K., Xu X., Viscarra Rossel R.A. et al., Improved global-scale predictions of soil carbon stocks with Millennial Version 2, *Soil Biology and Biochemistry*, 2022, Vol. 164, pp. 108466, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108466>.

17. Abramoff R.Z., Xu X., Hartman M., O'Brien S., Feng W., Davidson E. et al., The Millennial model: In search of measurable pools and transformations for modeling soil carbon in the new century, *Biogeochemistry*, 2018, Vol. 137, No. 1, pp. 51–71, DOI: <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0409-7>.

18. Angst G., Mueller K.E., Nierop K.G., Simpson M.J. Plant-or microbial-derived? A review on the molecular composition of stabilized soil organic matter, *Soil Biology and Biochemistry*, 2021, Vol. 156, pp. 108189.

19. Arneth A., Denton F., Agus F., Elbehri A., Erb K.H., Elasha B.O., Rahimi M., Rounsevell M., Spence A., Valentini R., Climate Change and Land: An IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems, *Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*, 2019, pp. 1–98.

20. Baldrian P., Microbial enzyme-catalyzed processes in soils and their analysis, *Plant, Soil and Environment*, 2009, Vol. 55, pp. 370–378, DOI: <https://doi.org/10.17221/134/2009-PSE>.

21. Baldrian P., The known and the unknown in soil microbial ecology, *FEMS microbiology ecology*, 2019, Vol. 95, fiz005, DOI: <https://doi.org/10.1093/femsec/fiz005>.

22. 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: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.08.024>.

23. Bünemann E.K., Bongiorno G., Bai Z., Creamer R.E., De Deyn G., De Goede R., Flesskens L., Geissen V., Kuyper T.W., Mäder P., Pulleman M., Sukkel W., Willem van Groenigen J., Brussaard L., Soil quality – A critical review, *Soil Biology and Biochemistry*, 2018, Vol. 120, pp. 105–125, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>.
24. Chandel A.K., Jiang L., Luo Y., Microbial models for simulating soil carbon dynamics: A review, *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2023, Vol. 128(8), e2023JG007436, DOI: <https://doi.org/10.1029/2023JG007436>.
25. Coleman K., Jenkinson D.S., Roth C-26.3 – A model for the turnover of carbon in soil, *Evaluation of Soil Organic Matter Models*, 1996, pp. 237–246, DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-642-61094-3_17.
26. German D.P., Weintraub M.N., Grandy A.S., Lauber C.L., Rinkes Z.L., Allison S.D., Optimization of hydrolytic and oxidative enzyme methods for ecosystem studies, *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, Vol. 43(7), pp. 1387–1397, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.03.017>.
27. Guo X., Gao Q., Yuan M., Wang G., Zhou X., Feng J. et al., Gene-informed decomposition model predicts lower soil carbon loss due to persistent microbial adaptation to warming, *Nature communications*, 2020, Vol. 11, pp. 4897, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18706-z>.
28. Hoffland E., Kuyper T.W., Comans R.N.J., Creamer R.E., Eco-functionality of organic matter in soils, *Plant and Soil*, 2020, Vol. 455, pp. 1–22, DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04651-9>.
29. Hu J., Cui Y., Manzoni S., Zhou S., Cornelissen J.H.C., Huang C., Schimel J., Kuzyakov Y., Microbial Carbon Use Efficiency and Growth Rates in Soil: Global Patterns and Drivers, *Global Change Biology*, 2025, Vol. 31(1), e70036, DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.70036>.
30. Joergensen R.G., Amino sugars as specific indices for fungal and bacterial residues in soil, *Biology and Fertility of Soils*, 2018, Vol. 54, pp. 559–568, DOI: <https://doi.org/10.1007/s00374-018-1288-3>.
31. Joergensen R.G., Mueller T., The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: calibration of the k_{EN} value, *Soil Biology and Biochemistry*, 1996, Vol. 28(1), pp. 33–37, DOI: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00101-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00101-8).
32. Joergensen R.G., Wichern F., Alive and kicking: why dormant soil microorganisms matter, *Soil Biology and Biochemistry*, 2018, Vol. 116, pp. 419–430, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.10.022>.
33. Kallenbach C.M., Wallenstein M.D., Schipanski M.E., Grandy A.S., Managing agroecosystems for soil microbial carbon use efficiency: ecological unknowns, potential outcomes, and a path forward, *Frontiers in Microbiology*, 2019, Vol. 10, pp. 1146, DOI: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01146>.

34. Kleber M., What is recalcitrant soil organic matter? *Environmental Chemistry*, 2010, Vol. 7(4), pp. 320–332, DOI: <https://doi.org/10.1071/EN10006>.
35. Lawrence C.R., Neff J.C., Schimel J.P., Does adding microbial mechanisms of decomposition improve soil organic matter models? A comparison of four models using data from a pulsed rewetting experiment, *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, Vol. 41(9), pp. 1923–1934, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.06.016>.
36. Lehmann J., Kleber M., The contentious nature of soil organic matter, *Nature*, 2015, Vol. 528(7580), pp. 60–68, DOI: <https://doi.org/10.1038/nature16069>.
37. Li C., Frolking S., Harriss R., Modeling carbon biogeochemistry in agricultural soils, *Global Biogeochemical Cycles*, 1994, Vol. 8(3), pp. 237–254, DOI: <https://doi.org/10.1029/94GB00767>.
38. Li H., Yang S., Semenov M.V., Yao F., Ye J., Bu R. et al., Temperature sensitivity of SOM decomposition is linked with a K-selected microbial community, *Global Change Biology*, 2021, Vol. 27(12), pp. 2763–2779, DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.15593>.
39. Liang C., Amelung W., Lehmann J., Kastner M., Quantitative assessment of microbial necromass contribution to soil organic matter, *Global Change Biology*, 2019, Vol. 25, pp. 3578–3590, DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14781>.
40. Liang C., Schimel J., Jastrow J., The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage, *Nature Microbiology*, 2017, Vol. 2, pp. 17105, DOI: <https://doi.org/10.1038/nmicrobiol.2017.105>.
41. Liptzin D., Norris C.E., Cappellazzi S.B., Mac Bean G., Cope M., Greub K.L., et al., An evaluation of carbon indicators of soil health in long-term agricultural experiments, *Soil Biology and Biochemistry*, 2022, Vol. 172, pp. 108708, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108708>.
42. Lützow M.V., Kögel-Knabner I., Ekschmitt K., Matzner E., Guggenberger G., Marschner B., Flessa H., Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review, *European Journal of Soil Science*, 2006, Vol. 57, pp. 426–445, DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00809.x>.
43. Malik A.A., Martiny J.B., Brodie E.L., Martiny A.C., Treseder K.K., Allison S.D., Defining trait-based microbial strategies with consequences for soil carbon cycling under climate change, *The ISME Journal*, 2020, Vol. 14, pp. 1–9, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41396-019-0510-0>.
44. Malik A.A., Puissant J., Goodall T., Allison S.D., Griffiths R.I., Soil microbial communities with greater investment in resource acquisition have lower growth yield, *Soil Biology and Biochemistry*, 2019, Vol. 132, pp. 36–39,

DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.01.025>.

45. Manzoni S., Taylor P., Richter A., Porporato A., Ågren G.I., Environmental and stoichiometric controls on microbial carbon-use efficiency in soils, *New Phytologist*, 2012, Vol. 196, pp. 79–91.

46. Metze D., Schnecker J., Canarini A., Fuchslueger L., Koch B.J., Stone B.W. et al., Microbial growth under drought is confined to distinct taxa and modified by potential future climate conditions, *Nature Communications*, 2023, Vol. 14, pp. 5895, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-023-41524-y>.

47. Nannipieri P., Giagnoni L., Renella G., Puglisi E., Ceccanti B., Masciandaro G., Fornasier F., Moscatelli M.C., Marinari S., Soil enzymology: classical and molecular approaches, *Biology and Fertility of Soils*, 2012, Vol. 48, pp. 743–762.

48. Nannipieri P., Ascher-Jenull J., Ceccherini M.T., Pietramellara G., Renella G., Schloter M., Beyond microbial diversity for predicting soil functions: A mini review, *Pedosphere*, 2020, Vol. 30, pp. 5–17, DOI: [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(19\)60824-6](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(19)60824-6).

49. Osburn E.D., McBride S.G., Bahram M., Strickland M.S., Global patterns in the growth potential of soil bacterial communities, *Nature Communications*, 2024, Vol. 15, pp. 6881, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-024-50382-1>.

50. Piton G., Allison S.D., Bahram M., Hildebrand F., Martiny J.B., Treseder K.K., Martiny A.C., Life history strategies of soil bacterial communities across global terrestrial biomes, *Nature Microbiology*, 2023, Vol. 8, pp. 2093–2102, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41564-023-01465-0>.

51. Prosser J.I., Dispersing misconceptions and identifying opportunities for the use of 'omics' in soil microbial ecology, *Nature Reviews Microbiology*, 2015, Vol. 13, pp. 439–446, DOI: <https://doi.org/10.1038/nrmicro3468>.

52. Rumpel C., Amiraslani F., Chenu C., Garcia Cardenas M., Kaonga M., Koutika L.-S., Ladha J., Madari B., Shirato Y., Smith P., Soudi B., Soussana J.-F., Whitehead D., Wollenberg E., The 4p1000 initiative: Opportunities, limitations and challenges for implementing soil organic carbon sequestration as a sustainable development strategy, *Ambio*, 2020, Vol. 49, pp. 350–360, DOI: <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01165-2>.

53. Schimel J., Modeling ecosystem-scale carbon dynamics in soil: the microbial dimension, *Soil Biology and Biochemistry*, 2023, Vol. 178, pp. 108948, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2023.108948>.

54. Schimel J.P., Schaeffer S.M., Microbial control over carbon cycling in soil, *Frontiers in Microbiology*, 2012, Vol. 3, pp. 348, DOI: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00348>.

55. Semenov M.V., Soil Bacteria, In: *Encyclopedia of Soils in the Environment, Second Edition* (Eds. Goss M., Oliver M.), Vol. 1, pp. 31–38, DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822974-3.00095-1>.

56. Semenov M.V., Zhelezova A.D., Ksenofontova N.A., Ivanova E.A., Nikitin D.A., Semenov V.M., Microbiological Indicators for Assessing the Effects of Agricultural Practices on Soil Health: A Review, *Agronomy*, 2025, Vol. 15, pp. 335, DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy15020335>.
57. Sistla S.A., Rastetter E.B., Schimel J.P., Responses of a tundra system to warming using SCAMPS: A stoichiometrically coupled, acclimating microbe-plant-soil model, *Ecological Monographs*, 2014, Vol. 84, pp. 151–170, DOI: <https://doi.org/10.1890/12-2119.1>.
58. Sulman B.N., Phillips R.P., Oishi A.C., Shevliakova E., Pacala S.W., Microbe-driven turnover offsets mineral-mediated storage of soil carbon under elevated CO₂, *Nature Climate Change*, 2014, Vol. 4, pp. 1099–1102, DOI: <https://doi.org/10.1038/nclimate2436>.
59. Tao F., Huang Y., Hungate B.A., Manzoni S., Frey S.D., Schmidt M.W. et al., Microbial carbon use efficiency promotes global soil carbon storage, *Nature*, 2023, Vol. 618, pp. 981–985, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06042-3>.
60. van Bruggen A.H., He M., Zelenev V.V., Semenov V.M., Semenov A.M., Semenova E.V., Kuznetsova T.V., Khodzaeva A.K., Kuznetsov A.M., Semenov M.V., Relationships between greenhouse gas emissions and cultivable bacterial populations in conventional, organic and long-term grass plots as affected by environmental variables and disturbances, *Soil Biology and Biochemistry*, 2017, Vol. 114, pp. 145–159, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.07.014>.
61. Whalen E.D., Grandy A.S., Sokol N.W., Keiluweit M., Ernakovich J., Smith R.G., Frey S.D., Clarifying the evidence for microbial- and plant-derived soil organic matter, and the path toward a more quantitative understanding, *Global Change Biology*, 2022, Vol. 28, pp. 7167–7185, DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.16413>.
62. Wieder W.R., Allison S.D., Davidson E.A., Georgiou K., Hararuk O., He Y. et al., Explicitly representing soil microbial processes in Earth system models, *Global Biogeochemical Cycles*, 2015, Vol. 29, pp. 1782–1800, DOI: <https://doi.org/10.1002/2015GB005188>.
63. Wieder W.R., Grandy A.S., Kallenbach C.M., Bonan G.B., Integrating microbial physiology and physicochemical principles in soils with the Microbial-Mineral Carbon Stabilization (MIMICS) model, *Biogeosciences*, 2014, Vol. 11, pp. 3899–3917, DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-11-3899-2014>.
64. Woolf D., Lehmann J., Microbial models with minimal mineral protection can explain long-term soil organic carbon persistence, *Scientific Reports*, 2019, Vol. 9, pp. 6522, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43026-8>.

65. Zomer R.J., Bossio D.A., Sommer R. et al., Global Sequestration Potential of Increased Organic Carbon in Cropland Soils, *Scientific Reports*, 2017, Vol. 7, pp. 15554, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-15794-8>.

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-144-183



Ссылки для цитирования:

Юрова А.Ю., Козлов Д.Н., Холодов В.А., Колчанова К.А. Непрерывная модель качества органического вещества почвы: новые перспективы изучения углеродного цикла в сельскохозяйственном землепользовании // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2025. Вып. 124. “Почвенное органическое вещество”. С. 144-183. DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-144-183

Cite this article as:

Yurova A.Yu., Kozlov D.N., Kholodov V.A., Kolchanova K.A., Continuous model of soil organic matter quality: new perspectives for studying the carbon cycle in agricultural lands, Dokuchaev Soil Bulletin, 2025, 124, “Soil organic matter”, pp. 144-183, DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-144-183

Благодарность:

Публикация подготовлена в рамках реализации важнейшего инновационного проекта государственного значения “Единая национальная система мониторинга климатически активных веществ” (Консорциум № 4 “Углерод в экосистемах: мониторинг”).

Acknowledgments:

The publication was prepared within the framework of the implementation of the most important innovative project of national importance “Unified National System for Monitoring Climate-Active Substances” (Consortium No. 4 “Carbon in Ecosystems: Monitoring”).

Непрерывная модель качества органического вещества почвы: новые перспективы изучения углеродного цикла в сельскохозяйственном землепользовании

© 2025 г. А. Ю. Юрова^{1,2*}, Д. Н. Козлов^{1**}, В. А. Холодов^{1***},
Колчанова К.А.^{1****}

¹ФИЦ “Почвенный институт им. В.В. Докучаева”, Россия,
119017, Москва, Пыжевский пер, 7, стр. 2,

* <https://orcid.org/0000-0001-6199-414X>, e-mail: yurova_ay@esoil.ru,

** <https://orcid.org/0000-0003-0103-0300>, e-mail: kozlov_dn@esoil.ru,

*** <https://orcid.org/0000-0002-6896-7897>, e-mail: vkholod@mail.ru,

<https://orcid.org/0000-0002-9991-6718>,
e-mail: kolchanovakseniia@yandex.ru.

²Northwest Institute of Eco-Environment and Resources, China,
730000, Lanzhou.

*Поступила в редакцию 21.05.2025, после доработки 27.06.2025,
принята к публикации 21.07.2025*

Резюме: В обзорной статье рассматривается проблема разработки и использования методов моделирования динамики почвенного органического вещества (ПОВ). Критическому анализу подвергаются традиционные методы, основанные на “теоретических” дискретных пулах с различной скоростью оборота ПОВ, подчеркивается их недостаточное соответствие фактическим данным наблюдений. Альтернативный подход рассматривает непрерывное распределение качества ПОВ и позволяет понять и описать механизмы трансформации и стабилизации органического вещества в почвах широкого диапазона факторов и процессов почвообразования. Основанные на нём модели динамики ПОВ обладают большей прогностической способностью для разработки агротехнических практик, направленных на повышение уровня фиксации углерода в сельскохозяйственных почвах. Это открывает новые возможности для сохранения и повышения плодородия почв, а также помогает эффективно реагировать на глобальные климатические вызовы в сельскохозяйственном землепользовании.

Ключевые слова: почвенное органическое вещество; математическое моделирование; непрерывная шкала качества.

Continuous model of soil organic matter quality: new perspectives for studying the carbon cycle in agricultural lands

© 2025 A. Yu. Yurova^{1,2*}, D. N. Kozlov^{1**}, V. A. Kholodov^{1***},
K. A. Kolchanova^{1****}

¹Federal Research Centre “V.V. Dokuchaev Soil Science Institute”,
7 Bld. 2 Pyzhevskiy per., Moscow 119017, Russian Federation,

* <https://orcid.org/0000-0001-6199-414X>, e-mail: yurova_ay@esoil.ru,

** <https://orcid.org/0000-0003-0103-0300>, e-mail: kozlov_dn@esoil.ru,

*** <https://orcid.org/0000-0002-6896-7897>, e-mail: vkholod@mail.ru,

**** <https://orcid.org/0000-0002-9991-6718>,

e-mail: kolchanovakseniia@yandex.ru.

²*Northwest Institute of Eco-Environment and Resources, China,
730000, Lanzhou.*

Received 21.05.2025, Revised 27.06.2025, Accepted 21.07.2025

Abstract: This review article discusses the problem of developing and using methods for modeling soil organic matter (SOM) dynamics. Traditional methods based on “theoretical” discrete pools with different SOM turnover rates are critically analyzed, emphasizing their insufficient correspondence with actual observation data. An alternative approach considers the continuous distribution of SOM quality and allows us to understand and describe the mechanisms of transformation and stabilization of organic matter in soils under a wide range of soil formation factors and processes. Models of SOM dynamics based on this approach have greater predictive power for the development of agricultural practices aimed at increasing carbon sequestration in agricultural soils. This opens up new opportunities for preserving and improving soil fertility, as well as helping to respond effectively to global climate challenges in agricultural lands.

Keywords: soil organic matter; mathematical modeling; continuous quality distribution.

ВВЕДЕНИЕ

Понимание механизмов трансформации и стабилизации почвенного органического вещества (ПОВ) имеет ключевое значение для управления функциями почв в сельскохозяйственном землепользовании. Проектирование и оценка эффективности мер сохранения и повышения плодородия почв, в том числе в составе климатических проектов, наряду с прямыми средствами наземного мониторинга ориентируются на использование имитационных моделей динамики ПОВ при различных видах управляющих воздействий для местных климатических и эдафических условий почвообразования (ПНСТ 901–2023, 2024).

Большинство моделей динамики ПОВ построены в виде отдельных пулов (например, RothC – Rothamsted Long Term Field Experiments Carbon Model или DNDC – DeNitrification-DeComposition), в которых оборот органического вещества различается по скоростям в зависимости от способности к разложению (Li et al., 1992; McGill, 1996; Coleman, Jenkinson, 1996; Parton et al., 1987; Reichstein et al., 2009; Рыжова, 2011). Однако эти модельные пулы не соответствуют измеряемым сущностям. Это означает, что

пулы и потоки между ними являются в основном теоретическими концепциями, созданными для представления гетерогенности ПОВ, и не существует прямых доказательств существования универсальных и применимых ко всем почвенным условиям мира пулов (Bruun et al., 2010).

Для усиления механистической основы дискретных моделей ПОВ было предложено, чтобы пулы соответствовали измеряемым фракциям ПОВ, которые играют функциональную роль в почве (Hassink, 1995; Christensen, 1996; Smith et al., 2002; von Lutzow et al., 2007; Zimmerman et al., 2007). Процедура проверки адекватности таких моделей на базе их тестирования усиливается за счет использования измеряемых фракций ПОВ. Однако, несмотря на теоретические достижения и разработку улучшенных протоколов для получения однородных фракций ПОВ, влияние этого похода на развитие моделирования ПОВ так и осталось в узких рамках некоторых исследовательских работ, на практике же по-прежнему по большей части применяются модели с условными пулами.

Вместо разделения ПОВ на ограниченное число фракций или теоретических пулов, более эффективной может оказаться разработка согласованных методов измерения и математического моделирования динамики непрерывных распределений качества ПОВ. Форма распределения и ее динамика отражают совместное действие различных механизмов трансформации и стабилизации органического вещества по горизонтам (слоям) почвы. Подходы, современные достижения и перспективы измерения качества ПОВ различными физическими и химическими методами представлены в других статьях тематического выпуска журнала. Данная статья концентрирует внимание исследователей на методических возможностях и преимуществах математического описания моделей динамики с непрерывным качеством ПОВ. В статье рассматривается формирование и трансформация ПОВ в объеме почв с площадью 1 м^2 и в определенном гомогенизированном слое (например, пахотный горизонт). Описание процессов формирования органо-аккумулятивного профиля почв с выраженной изменчивостью по глубине выходит за рамки данного обзора, хотя возможности непрерывного описания ПОВ не ограничиваются моделями для единичного объема.

Цель работы – провести критический анализ дискретных моделей динамики ПОВ и рассмотреть преимущества моделей динамики ПОВ, рассматривающих его на непрерывной шкале качества как молекулярный ансамбль, взаимодействующий с полифазной почвенной системой, для изучения механизмов трансформации и стабилизации органического вещества в почвах широкого диапазона факторов и процессов почвообразования. Последний подход позволяет создавать непрерывные шкалы качества (по устойчивости) ПОВ, в отличие от дискретных, оперирующих понятием пулов.

Для этого последовательно: 1) приводится описание непрерывной и дискретной шкал качества ПОВ; 2) сравниваются математические подходы к описанию динамики ПОВ в непрерывной и дискретной шкалах его качества; 3) дается обзор существующих способов физического и химического измерения непрерывной шкалы качества ПОВ; 4) приводятся примеры моделей динамики ПОВ на основе континуума качества и его наблюдаемых распределений.

Наконец, в заключении обсуждаются перспективы применения непрерывных моделей к изучению органоаккумулятивной функции почв и формы усиления научного сотрудничества в целях совершенствования этих методик и создания новых моделей с предсказательной силой для более эффективной реализации политики связывания углерода в почвах управляемых агроэкосистем.

НЕПРЕРЫВНАЯ И ДИСКРЕТНАЯ ШКАЛЫ КАЧЕСТВА ПОВ

Bosatta и Ågren определили качество ПОВ, q (от англ. – quality), как количество ферментативных шагов, необходимых для его минерализации до CO_2 , причем большее количество шагов соответствует низкому качеству ПОВ, и наоборот, чем выше качество ПОВ, тем быстрее микробное сообщество может потреблять этот субстрат и расти на нем (Ågren, Bosatta, 1996; Bosatta, Ågren, 1991). Кроме того, считается, что качество ПОВ снижается по мере разложения (Ågren, Bosatta, 1996), то есть качество органического вещества можно определить как разлагаемость.

ПОВ обладает непрерывной природой и включает в себя многие классы лабильных и прочных соединений, которые до-

ступны для разложения микроорганизмами или, наоборот, защищены от биодеградации вследствие биологической, химической и физической стабилизации (Орлов, 1991; Соколов и др., 2021). Наиболее показательно это продемонстрировано при обсуждении природы гуминовых веществ и растворенного органического вещества в экспериментальных работах и дискуссиях (Холодов и др., 2023; Khreptugova et al., 2021; Orlov et al., 2019) и, бесспорно, может быть перенесено на ПОВ в целом. В пользу непрерывной природы ПОВ говорит и кинетическая теория гумусообразования Орлова (Орлов и др., 2005; Орлов, 1990).

В дискретном подходе описание распределения предполагает оценку фракций, например, – лабильную и стабильную фракции, то есть ось качества ПОВ делится всего на две части. Это практически обосновано, но с позиции точного описания функции распределения требуется гораздо более высокая дискретность измерений. Так, на рисунке 1а показан пример, когда истинная граница раздела двух пиков в распределении качества ПОВ (лабильный и стабильный пул) лежит сильно левее, чем принятая граница двух определяемых фракций, установленная из предыдущего опыта. Выделение большого количества фракций делает описание функции распределения приближенным к непрерывному (рис. 1б), однако сильно осложняет процедуру измерений. В идеале целесообразно измерять по крайней мере 6–7 фракций, в дальнейшем при наличии оснований сократив число до 4 для уже исследованного типа почв конкретного региона (Wagai et al., 2020).

Как правило, методики фракционирования используют гипотетическое наличие связи физических свойств почв (например, размер частиц, плотность частиц) с химическим составом и механизмами образования различных фракций для выделения относительно дискретных пулов ПОВ (Leuthold et al., 2023). В частности, в лабораторных исследованиях изучалась эффективность различных методов фракционирования для выделения дискретных фракций ПОВ и оценки их уникальности с точки зрения скоростей оборота углерода для последующего использования в моделях (Elliott et al., 1996; Moni et al., 2012; Smith et al., 2002).

Однако эти исследования показали, что выявленные фракции не являются ни уникальными, ни однородными, с точки зре-

ния механизмов стабилизации ПОВ или его молекулярного состава, что позволяет сделать вывод об их непригодности в качестве универсальных модельных пулов (Curtin et al., 2019; Leuthold et al., 2024).

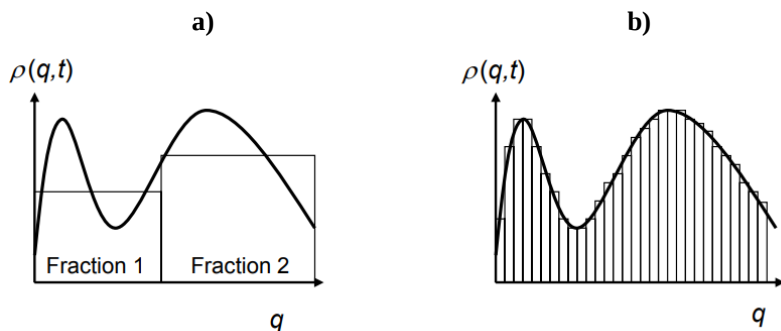


Рис. 1. Различия между непрерывным и дискретным описанием ПОВ, ось q – качество ПОВ (справа – свежее, слева – стабилизированное минерально-ассоциированное ПОВ), ось $\rho(q,t)$ – плотность распределения ПОВ; **а)** функция распределения разделена на две произвольные фракции, которые трудно соотносить с непрерывной кривой распределения; **б)** количество фракций было увеличено таким образом, что распределение приблизилось к непрерывному (Bruun et al., 2010, рис. 3).

Fig. 1. Differences between continuous and discrete description of SOM, q axis – quality of SOM (right – fresh, left – stabilized mineral-associated SOM), $\rho(q,t)$ axis – distribution density of SOM; **a)** the distribution function is divided into two arbitrary fractions, which are difficult to relate with a continuous distribution curve; **b)** the number of fractions was increased so that the distribution is close to continuous (Bruun et al., 2010, Fig. 3).

В качестве яркого примера неоднородности внутри фракции, по которой судят о пуле, можно привести денсиметрическое фракционирование. На рисунке 2 показаны денсиметрические фракции типичного чернозема под ежегодно косимой степью (Фарходов и др., 2020). Видно, что все фракции состоят из нескольких компонентов, хорошо различимых по цвету и текстуре.

Биогеохимические модели в основном используют содержание глины для корректировки скорости оборота ПОВ (Rasmussen et al., 2018). Таким образом, делается попытка учесть механизмы стабилизации за счет формирования органоминеральных ассоциаций, образующихся при взаимодействии ПОВ с частицами высокой плотности. При этом следует учитывать, что ПОВ, как гетерогенная смесь органических соединений с разными амфифильными и поверхностными свойствами, сорбируется на глинистых минералах в дискретной зональной последовательности.

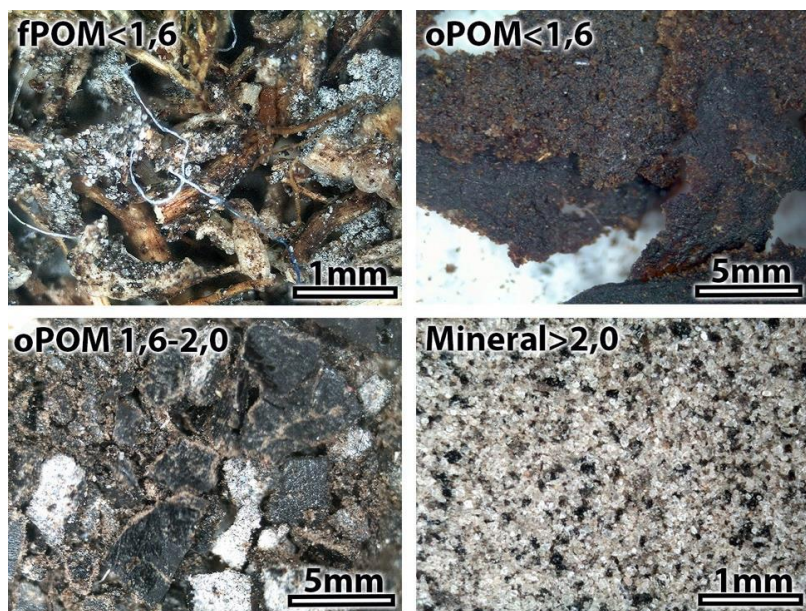


Рис. 2. Денситметрические фракции под световым микроскопом россыпью (типичный чернозем под ежегодно косимой степью (Фарходов и др., 2020).

Fig. 2. Densimetric fractions bulk under light microscope (Haplic Chernozem, under annually mown steppe (Farkhodov et al., 2020).

Так, согласно зональной концепции Kleber (2007, 2015), органическое вещество, сорбированное на поверхности глинистых

минералов, можно разделить на несколько слоев или зон и причем сделать это так, что не все молекулы ПОВ будут находиться в непосредственном контакте с поверхностью глинистого минерала. В зоне непосредственного контакта формируются наиболее прочносвязанные органоминеральные ассоциаты, далее при взаимодействии гидрофобных участков молекул формируется зона гидрофобных взаимодействий. Внешняя зона кинетических взаимодействий формируется при сорбции на внешних гидрофильных группировках органического вещества других органических молекул, которые удерживаются водородными связями, металлическими мостиками и другими видами взаимодействий. Следует учитывать и то, что толщина этой контактной зоны зависит от количества поступающего органического вещества и контролируется кинетикой реакций обмена. Количество сорбированного органического вещества, потенциально способного к сорбции на минеральной поверхности, определяется двумя ключевыми факторами: 1) типом и удельной поверхностью твердой фазы и 2) свойствами самого органического вещества (Kleber et al., 2015; Chen et al., 2017, 2019). Условия среды (рН, ионная сила, температура) также оказывают влияние на сорбцию ОВ (Chen et al., 2017; Kim et al., 2023; Spohn et al., 2022).

Метаанализ данных в региональных и глобальных масштабах показал, что содержание глины не позволяет надежно прогнозировать содержание и стабильность ПОВ на градиенте гидротермических условий (рис. 3а), и что другие физико-химические факторы почвы могут служить более точными предсказателями (Rasmussen et al., 2018; von Fromm et al., 2024; von Fromm et al., 2025). Например, было показано, что в щелочных почвах с недостаточным увлажнением обменный кальций является лучшим предиктором содержания ПОВ (Rasmussen et al., 2018; von Fromm et al., 2023). И наоборот, в условиях повышенной влагообеспеченности и низкой кислотности лучшими индикаторами становятся оксиды железа и алюминия (Rasmussen et al., 2018; von Fromm et al., 2023; von Fromm et al., 2025).

Сильные положительные связи между содержанием ПОВ и извлекаемыми оксалатными формами Al (Alox) и Fe (Feox) были обнаружены в пространственных масштабах от педонов до конти-

нентов (Yu et al., 2017; Rasmussen et al., 2018; Wagai et al., 2020; von Fromm et al., 2025). При этом кислотность и влажность служат косвенными показателями выветривания, которое в свою очередь определяет поверхность минералов, доступную для связывания ПОВ (von Fromm et al., 2025). Это говорит о том, что гидротермические условия и время являются доминирующими факторами органоминеральных взаимодействий в региональном и глобальном масштабах, поскольку они управляют процессами выветривания и влияют на растительный покров, т. е. на количество и качество поступающего с опадом углерода, включая корневой, особенно важный для обеспечения появления новой доступной поверхности минералов для связывания (Yu et al., 2017). Кроме того, важную роль в этой динамике играет тип глинистых частиц, определяемый минералогией. Для примера на схематическом рисунке (рис. 3b) показано участие гидротермических условий и минералогического состава почв в формировании механизмов стабилизации органического углерода в почвах стран Африки к югу от Сахары.

МАТЕМАТИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ, ПРИМЕНЯЕМЫЕ К ОПИСАНИЮ ДИНАМИКИ ПОВ

Для описания динамики ПОВ во времени ее представляют как следствие внешних поступлений ($I(q,t)$), минерализации/дыхания ($R(q,t)$) и модификации качества во времени. Существуют три основных вида моделей: 1) континуума потери качества субстрата, 2) дискретная биогеохимическая, 3) дискретная сукцессионная (Моделирование..., 2007), которые отличает принципиально разный подход к описанию модификации качества (рис. 4).

В концепции континуума потери качества субстрата рассматривается непрерывное распределение ПОВ, $\rho(q,t)$, определенное таким образом, что $\rho(q,t)dq$ представляет собой количество ПОВ в диапазоне качества от q до $q + dq$. Временная динамика этого распределения от момента времени t до $t + dt$ показана на рисунке 4. Изначально в почву поступает опад $I(q,t)$ с высоким качеством.

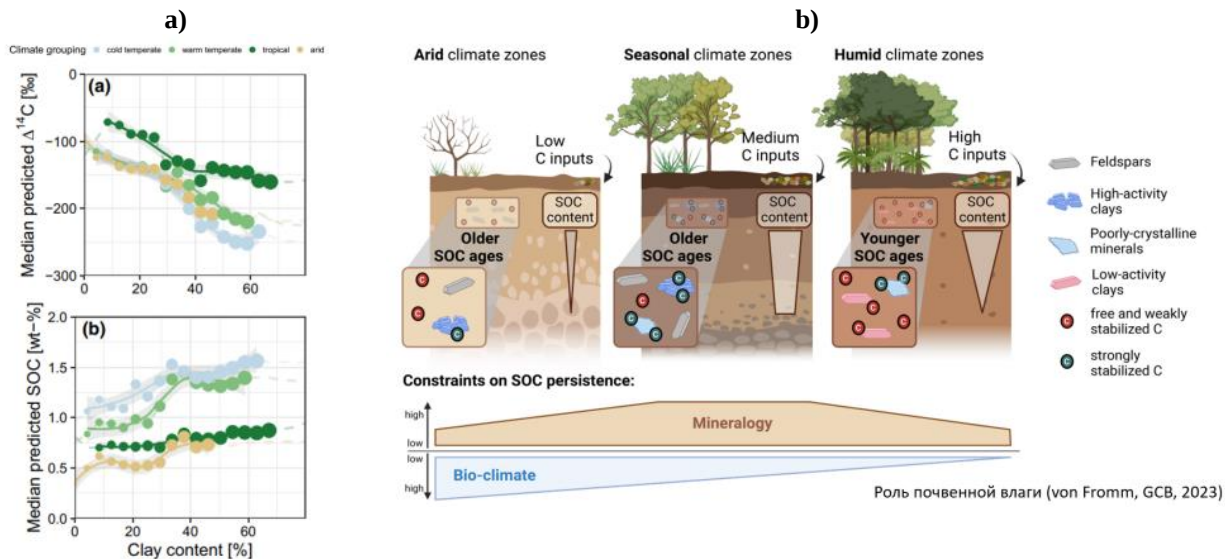


Рис. 3. а) Взаимосвязь между содержанием глины и значениями ПОВ, по большому набору точек, сгруппированных по климатическим группам (von Fromm et al., 2023, рис. 5). **б)** Схема изменения роли гидротермического фактора и фактора минералогии пород в стабилизации органического углерода в почве на выраженном градиенте условий почвообразования в Африке к югу от Сахары (von Fromm et al., 2024, рис. 5).

Fig. 3. a) Relationships between the clay content and SOC values from a large dataset grouped by their climate groups (von Fromm et al., 2023, Fig. 5). **b)** Schematic figure of bio-climate and mineral controls on soil organic carbon stabilization across sub-Saharan Africa (von Fromm et al., 2024, Fig. 5).

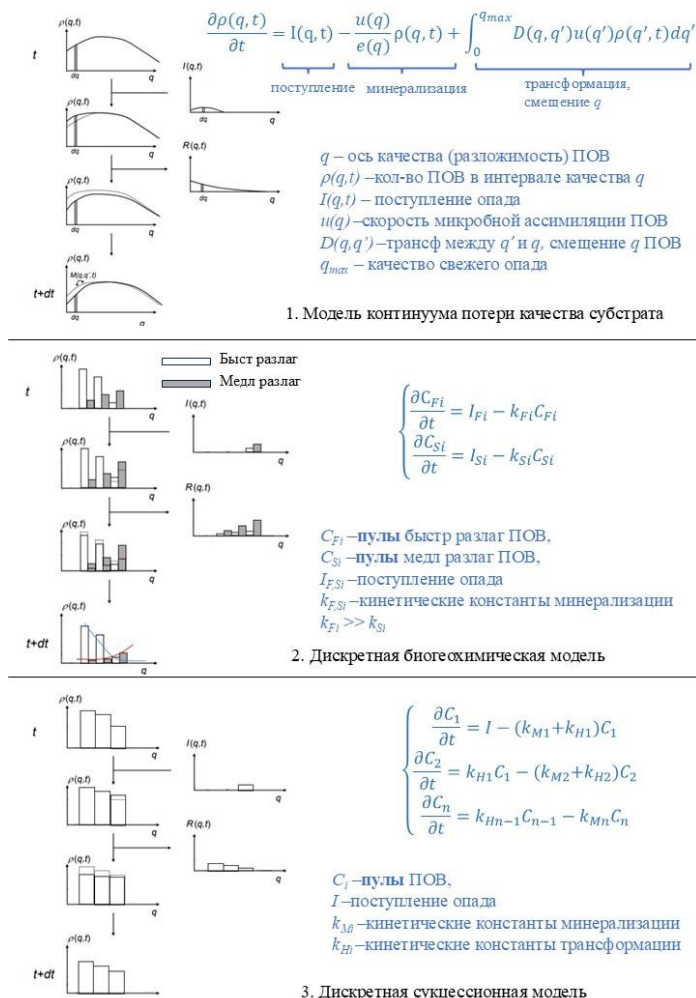


Рис. 4. Обобщенная схема трансформации ПОВ, состоящая из шагов (сверху вниз): поступления свежего опада, I ; минерализации, R ; и смещения разложимости ПОВ в сторону меньшей доступности (1) для непрерывной модели и (2, 3) для двух типов дискретных моделей.

Fig. 4. Generalized scheme of SOM transformation consisting of steps (from top to bottom): input of fresh litter, I ; mineralization, R ; and shift of SOM decomposability towards lower availability (1) for continuous model and (2, 3) for two types of discrete models.

Дыхание функционально связано с количеством углерода разного качества, то есть скорость дыхания равна $u(q)\rho(q,t)/e(q)$, где $u(q)$ – скорость микробной ассимиляции субстрата, зависящая от его качества. Эффективность использования субстрата микроорганизмами описывается величиной $e(q)$ и представляет собой отношение микробной продукции к ассимиляции. Он измеряет долю $(1-e(q))$ ПОВ, переработанного разлагающими микроорганизмами, которая теряется при минерализации и выбрасывается в атмосферу в виде CO_2 . Через этот коэффициент можно охарактеризовать доступность субстрата для микроорганизмов за счет внешних по отношению к качеству субстрата факторов (анаэробные условия и др.) Соответственно, оставшаяся доля ПОВ подвергается процессам трансформации и закрепления. Модификацию между интервалами качества в процессе трансформации можно описать как дисперсию $D(q, q')$ или поток влево вдоль оси q , в сторону от меньшей (q') к большей (q) устойчивости.

Прямой способ охарактеризовать движение вдоль оси q – это провести аналогию (фигурально) с дисперсией или конвекцией, но в терминах классического почвоведения речь идет о процессе гумификации и закрепления ПОВ на минеральных частицах. Уравнения модели записываются в интегро-дифференциальной форме (рис. 4).

Дискретные модели предполагают формирование дискретных пулов, C_i , а трансформации описываются кинематическими константами, k_i , представленными в дифференциальных уравнениях первого порядка (рис. 4). Концептуальные различия между двумя типами дискретных моделей в том, что первая модель, называемая дискретно-биогеохимической, предполагает различное качество и доступность органического вещества в исходно попадающем в почву опаде (I_{Fi} и I_{Si} , рис. 4). В качестве наиболее грубого приближения в ней органические вещества подразделяются на полисахариды и лигнины, каждый из которых имеет свою скорость разложения (k_{Fi} , k_{Si} , рис. 4). Легкодоступные соединения разлагаются быстро, в то время как более сложные вещества разлагаются медленнее, что приводит к накоплению устойчивых материалов с течением времени. В стандартном варианте таких моделей переходы (модификация) по оси качества никак не заложе-

ны. Эта концепция не согласуется с дискретно-сукцессионной моделью (Chertov, Komarov, 2001; Komarov, Chertov, 2017), в которой рассматривается трансформация органического вещества в лесных почвах. Дискретно-сукцессионная модель предполагает последовательные переходы ПОВ через серию пулов (C_i), таких как свежий опад, гумифицированная подстилка и гумус, связанный с почвенными минералами. Минерализация описывается кинематическими константами (k_{Mi}), а трансформация связывается с деятельностью групп почвенных организмов и описывается другими кинематическими константами (k_{Hi}), представленными в уравнениях (рис. 4). Для лесных почв эти пулы являются измеряемыми, однако возникает вопрос с переносом модели на участки с другими типами почв, как, например, черноземы. На практике существуют модели, которые сочетают в себе оба дискретных подхода, например, модель RothC (Coleman, Jenkinson, 1996), в которую включен пул гумуса, и более поздние версии модели ROMUL (Chertov, Komarov, 2001; Komarov, Chertov, 2017; Chertov et al., 2022; Shanin et al., 2023; Chertov et al., 2025), выделяющие подземную и надземную когорты опада с разным изначальным качеством.

Наряду с температурой, влажность является основным фактором, определяющим скорости минерализации, выраженные кинетическими константами минерализации в дискретных моделях. Используемые для описания роли влажности модификаторы представляют собой среднюю реакцию микробного дыхания на содержание влаги в почве из лабораторных экспериментов и не подходят для более широкого диапазона типов почв, то есть не обладают универсальностью (Mouano et al., 2012). Кроме того, в дискретном подходе игнорируется уникальность зависимостей скоростей трансформации от температуры и влажности, поскольку модификаторам для кинетических констант трансформации придаются те же значения, что и для констант минерализации, что является принципиальным упущением. В концепции непрерывного качества такое допущение не применяется, что позволяет явно описать зависимость скорости трансформации ПОВ от доступности почвенной влаги и проанализировать влияние этого фактора на накопление ПОВ (Yurova et al., 2025).

СВЯЗЬ МЕЖДУ МОДЕЛЬНЫМИ И ИЗМЕРЯЕМЫМИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯМИ КАЧЕСТВА ПОВ

В качестве альтернативы теоретическим пулам, которые не связаны ни с чем измеряемым, можно разработать методы измерения непрерывных распределений качества ПОВ и включить их в модели ПОВ с непрерывным распределением качества. В этом случае качество будет представлено какой-либо измеряемой переменной, такой как размер частиц, плотность частиц или устойчивость ПОВ к окислению. Физические и химические подходы, используемые для таких измерений, рассмотрены в подразделах ниже.

Распределение, оцененное физическими методами

Методы физического фракционирования ПОВ предполагают разделение ПОВ по размеру или плотности частиц (Фарходов и др., 2020; Холодов и др., 2023). Фракционирование по размеру частиц основано на различном минеральном составе частиц, при этом более тонкодисперсные минеральные частицы обеспечивают большую площадь поверхности для сорбции, тем самым повышая стабилизацию ПОВ. Для измерения размеров частиц используются такие методы, как просеивание, седиментация, и методы светорассеяния, особенно – лазерная дифракция (Филиппова и др., 2019). Методы фракционирования пулов органического вещества, основанные на размере частиц, разделяют их по порогу определенного размера, стремясь выделить часть ПОВ, связанную с минеральными частицами (Mineral Associated Organic Matter, MAOM – частицы меньше 50 (63) мкм), и фракцию, не связанную с минеральной составляющей (называемую дисперсным органическим веществом или Particulate Organic Matter, POM). Фракционирование по плотности частиц использует более высокую плотность минеральных частиц и сорбированного на них органического вещества (тяжелая фракция) по сравнению с более низкой плотностью свободного дисперсного органического материала (легкая фракция). Методы разделения на основе плотности обычно включают центрифугирование в тяжелой жидкости (Шаймухометов и др., 1984; Холодов и др., 2023).

Различие в подходах к рассмотрению ПОВ как непрерывного распределения или набора фракций заключается главным образом в классификации, анализе и взаимодействии ПОВ с почвенными частицами. Непрерывные распределения характеризуются спектром, в котором такие переменные, как размер частиц или плотность, изменяются постепенно, без четких границ. Например, в контексте почвенных частиц и ПОВ переход от более крупных частиц кварца к более мелким частицам глины не является резким, а представляет собой плавный континуум. Эта концепция очень важна, поскольку позволяет более точно понять, как частицы разного размера взаимодействуют с ПОВ, влияя на такие процессы, как микробная деградация и стабилизация углерода.

С другой стороны, фракции подразумевают классификацию ПОВ на основе определенных, часто дискуссионных пороговых значений. Например, при разделении почвы на тяжелую и легкую фракции на основе плотности считается, что тяжелая фракция содержит более стабильные органоминеральные комплексы, а легкая фракция связана со свободным органическим веществом, подверженным микробному разложению. Однако в литературе отмечается, что четкого разделения этих фракций по плотности не существует, и пороговые значения зависят от прочности связи между органическим веществом почвы и минеральными частицами, это говорит о том, что простая классификация с фиксированным порогом может вводить в заблуждение. Например, при оценке возраста легких фракций, которые должны быть подвержены быстрому разложению, получают значения, характерные для устойчивых компонентов ПОВ: для свободной легкой фракции был установлен средний возраст 22 г., что значительно больше ожидаемого (John et al., 2005), а для ПОВ пыли и ила (считающиеся наиболее устойчивыми) были получены значения от 10 до 23 лет (Ларионова и др., 2011).

Переход от РОМ к МАОМ при разделении по размеру частиц также является непрерывным, выбор порогов зависит от свойств почв, а МАОМ содержит широкий спектр органоминеральных ассоциаций (Hatton et al., 2012; Jones, Singh, 2014; Sollins et al., 2009; Turchenek, Oades, 1979; Wagai et al., 2018), что

концептуально уместно представлять с помощью “модели непрерывного почвенного органомолекулярного ансамбля”.

Методы разделения на основе размера и плотности частиц можно комбинировать и применять с последовательными отсечениями более мелких долей для выделения большего числа фракций (например, Sollins et al., 2009) для более точного экспериментального описания функции плотности распределения ПОВ.

Распределения в нескольких осях качества: основа для понимания механизмов стабилизации ПОВ (оценки химическими и физико-химическими методами)

Такие методы фракционирования, как разделение частиц по размеру и плотности, часто не отражают всей сложности динамики ПОВ. В своем обзоре von Lutzow et al. (2007) привели очень разные оценки времени оборота ПОВ в различных фракциях, выделенных по размеру частиц. Проблема отсутствия однозначной связи между размером (или плотностью) частиц и временем оборота может быть решена путем выделения континуума размеров (плотностей) для более четкого описания распределения, но также может потребовать разделения по другим осям качества.

Причиной того, что во многих случаях необходимо измерять распределения по нескольким параметрам, является то, что использование только одной переменной качества, q , может не полностью отражать различные механизмы, влияющие на трансформацию ПОВ. Напротив, использование более чем одной переменной (оси) качества позволяет учесть различные механизмы стабилизации и лучше понять их динамику. Чтобы эффективно применять модели ПОВ с непрерывным качеством в двух измерениях, необходимы два разных способа измерения качества, которые можно назвать q_1 и q_2 .

Например, можно начать анализ с создания распределения плотности частиц, получив несколько образцов с различной плотностью, описав ось q_1 . Затем эти образцы можно проанализировать с помощью термогравиметрического метода, получив ось q_2 . Термогравиметрия может помочь охарактеризовать стабильность ПОВ путем оценки термических показателей, таких как энергия

активации горения E_a и температура TG_{50} , при которой происходит потеря половины изначальной массы (Plante et al., 2011).

Например, описать ось q_1 можно, разделив почвенный образец на подфракции различной плотности фракционированием. Для получения оси q_2 можно проанализировать эти подфракции с помощью метода термогравиметрии, получив, например, такие параметры, как TG_{50} и E_a для термически лабильного и стабильного органического вещества. Более стабильное POV обладает более высокой E_a и характеризуется более высокими значениями показателя TG_{50} , а изменения этих параметров в условиях лабораторного инкубационного эксперимента или полевого опыта отражают качественные изменения POV. По мнению Barré et al. (2016), увеличение E_a как энергетического барьера разрушения POV происходит за счет его сорбции почвенными минералами. Говоря о стабильности POV, мы имеем в виду его термическую стабильность, которая не всегда может коррелировать с микробиологической устойчивостью. Так в работах Tokarski et al. (2019) по изучению почв баварских пастбищ и Peltre et al. (2013) по изучению лесных и тундровых почв Северной Америки были обнаружены значимые закономерности между термической стабильностью почв и их биологической устойчивостью. В работе Филимоненко и др., (2025) для луговых почв было доказано, что более термостабильное органическое вещество соотносится с его меньшей доступностью для микробной минерализации. Но при этом в других работах (Schiedung et al., 2016; Helfrich et al., 2010) таких закономерностей не было выявлено.

Плотность частиц связана со степенью физической ассоциации POV с минералами, а устойчивость к высоким температурам коррелирует с химической устойчивостью. Используя эту комбинацию методов фракционирования, можно добиться более высокого разрешения при оценке свойств POV.

Комбинирование методов также обеспечивает более надежную основу для разработки и проверки моделей и позволяет описать влияние различных механизмов стабилизации и их вклад в общую стабильность POV. Такие приемы, как градиентное растворение, химическое и УФ-окисление, термогравиметрия и др., могут помочь описать функции $R(q_2, t)$ и $F(q_2, t)$, где $q_2 = f(q_1)$ для

ПОВ в различных диапазонах размеров или плотностей (q_1), при этом q_1 и q_2 дают два непрерывных распределения, полученных независимо.

Другим примером второй оси качества q_2 является концентрация связанных в органоминеральные комплексы металлов (Wagai et al., 2020). Кононова (1963), Орлов (1990), Wagai et al. (2020) установили, что в среднем 80% общего углерода можно извлечь с помощью метода последовательных вытяжек с использованием пирофосфата, оксалата и дитионита из четырех типов почв (рис. 5). Wagai et al. (2020) подробно изучили природу соединений, выделяемых в процессе экстракции, и разработали гипотезу “органоминерального клея”.

В мезоплотных фракциях ($1.8\text{--}2.4\text{ г/см}^3$), где содержалось наибольшее количество ПОВ и извлекаемых металлов (рис. 5), значительные количества (от 20 до почти 100%) ПОВ были совместно с металлами растворены в пирофосфатной и оксалатной вытяжках. Следовательно, это экстрагируемое ПОВ могло присутствовать в связанных с металлами формах, которые были названы нанокompозитами (Wagai et al., 2013; Zhao et al., 2016).

Фракции с более высокой плотностью (например, $> 2.4\text{ г·см}^{-3}$) характеризовались наличием первичных минералов и железосодержащих минералов, включая кристаллические оксиды железа, экстрагированных дитионитом (рис. 5), также связывающих ПОВ.

На рисунке 6 показано изменение концентрации металлов в составе органоминеральных комплексов ПОВ по градиенту плотности почвенных частиц черноземных и дерново-подзолистых почв по данным Wagai et al. (2020). Количество металлов, связывающих ПОВ в области мезоплотности, значительно больше в подзолистых почвах по сравнению с черноземами, тогда как в черноземах преобладает фракция высокой плотности (рис. 6, области максимумов заштрихованы), что указывает на различия в механизмах стабилизации ПОВ в этих двух типах почв.

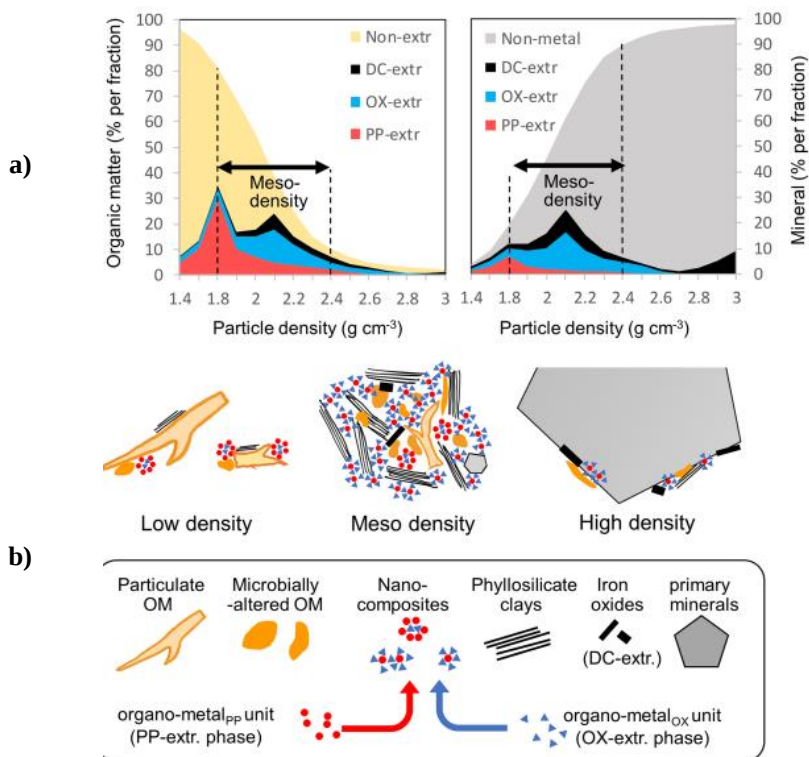


Рис. 5. Изменение концентраций органических и минеральных фаз вдоль градиентов почвенных частиц. **а)** Концентрации ПОВ (слева) и металлов (справа), извлеченных различными экстрагентами (пирофосфатом, оксалатом и дитионитом), по фракциям плотности. **б)** Схема строительных блоков органоминеральных соединений по фракциям плотности, показывающая, что извлекаемые в диапазоне фракций средней плотности комплексы функционируют как “наноконпозиты”, способствуя образованию микроагрегатов (Wagai et al., 2020, рис. 7).

Fig. 5. Variation of organic and mineral phase concentrations along soil particle gradients. **a)** Concentrations of SOM (left) and metals (right) extracted by different methods (pyrophosphate, acid oxalate and dithionite) by density fraction. **b)** Organic-mineral building block diagram by density fraction, showing that complexes extracted in the meso-density fraction range, function as “nanocomposites”, promoting the formation of microaggregates (Wagai et al., 2020, Fig. 7).

Из приведенного примера видно, как можно использовать кривые качества ПОВ (здесь дискретные, но дающие более полное представление о непрерывном распределении, чем выделение всего двух фракций) в исследовании основных механизмов трансформации и стабилизации ПОВ, сочетание которых сильно зависит от выбранного типа почв. Для полноты картины сюда же следовало бы добавить фракции, связанные с кальцием, что особенно актуально для почв полузасушливой зоны, но авторами такие данные не приводятся. В дальнейшем хотелось бы расширить охват подобных исследований, дополнив их выявлением влияния факторов и процессов почвообразования на механизмы стабилизации ПОВ через такие процессы, как выветривание, вертикальная миграция частиц, биотурбация и прочие.

Пример на рисунке 6 может вызывать сомнения с позиции непрерывного подхода, так как на нем явно видны достаточно грубо выделенные экспериментальным методом фракции. Этот конкретный пример выполняет функцию иллюстрации, однако вопрос о минимальном шаге дробности экспериментально измеряемой функции распределения качества, которого принципиально можно достичь, остается открытым. Порог, разделяющий непрерывность и дискретность, сложно определить, поскольку переходы от более крупных частиц к тонкодисперсным глинистым минералам, между размерами органических молекул, а также между размерами органоминеральных комплексов, скорее всего, будут непрерывными, а не дискретными.

Предел атомизации зависит от методов, используемых для фракционирования. В то время как для фракционирования ПОВ доступны многочисленные методы, существуют практические ограничения, основанные на разрешении и четкости достигнутого разделения. Таким образом, предел атомизации зависит от практических ограничений с точки зрения доступных подходов к измерениям и непрерывной природы изменения свойств ПОВ.

Последовательные химические экстракции – самый первый метод исследования ПОВ – также можно рассматривать как недискретную оценку его качества.

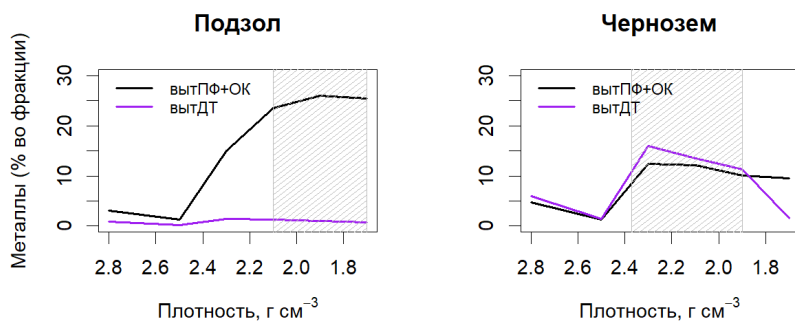


Рис. 6. Изменение концентрации металлов в составе органоминеральных комплексов ПОВ по градиенту плотности почвенных частиц черноземных и дерново-подзолистых почв, по данным Wagai et al. (2020). Шкала плотности (X) идет от высокой плотности слева у начала координат (ПОВ, адсорбированное на поверхности педогенных металлов) к средней плотности справа (минерально-ассоциированное ПОВ в нано-композитных частицах). Последовательные вытяжки пирофосфатом и оксалатом суммированы на черной кривой (вытПФ+ОК) и дитионитом – на синей (вытДТ). Заштрихованные области максимумов указывают на различия в положении на шкале качества ПОВ пиков МАОМ между типами почв (в черноземах пик сдвинут в сторону более высокой плотности относительно дерново-подзолистой почвы).

Fig. 6. Change in the concentration of metals, binding SOM into organo-mineral complexes along the density gradient of soil particles (right – meso density, mineral-associated SOM in nano-composite particles, left – high density, SOM adsorbed on the surface of pedogenic metals). Sequential extraction with pyrophosphate and oxalate are summarized on the black curve and with dithionite on the blue curve. Data from Wagai et al. 2020 for Mollisols and Spodosols. The shaded areas of maxima indicate differences in the position of MAOM peaks between soil types on the SOM quality scale (in Mollisols, the peak is shifted toward higher density relative to Spodosols).

Например, схема фракционирования Тюрина включает шесть последовательных экстракций, отражающих возрастание связи ПОВ с минеральной матрицей (Тюрин, 1965; Тюрин, Найде-

нова, 1951). По классической схеме последовательно выделяют фракции (Кононова, 1963):

- растворимые в спиртобензольной смеси;
- извлекаемые при декальцировании почвы;
- гумусовые кислоты, извлекаемые 0.1 М NaOH после декальцирования (они связаны с кальцием и подвижными полуторными окислами);
- гуминовые и фульвокислоты, извлекаемые переменной обработкой 0.1 М H₂SO₄ и 0.1 М NaOH (связанные с силикатными формами полуторных окислов);
- ПОВ, не извлекаемое описанными приемами, – негидролизующий остаток, гумин;
- для отдельной навески выделяют лабильные гуминовые вещества, извлекаются 0.1 М NaOH вытяжкой без предварительной обработки почвы.

Эту схему можно модифицировать для получения недискретных данных. Например, поместить почву в колонку/экстрактор и последовательно промывать вышеописанными растворителями с повышением градиента и сменой раствора, на выходе регистрируя концентрацию углерода в элюенте.

В последние годы наличие гумусовых веществ было поставлено под сомнение в пользу более сложных механизмов стабилизации ПОВ (Lehmann, Kleber, 2015; Kleber, Lehmann, 2019). Однако результаты применения непрерывной модели для широкого набора почв разных природных зон позволяют предположить, что одним из основных факторов, определяющих кинетику ПОВ во временных масштабах десятилетий, по-прежнему наряду с гидротермическим режимом и временем, можно считать химические свойства органического вещества (Menichetti et al., 2019). Термин “континуум качества” может вводить в сомнение, поскольку он был широко пропагандирован авторами, которые не признают химических механизмов стабилизации ПОВ (Lehmann, Kleber, 2015; Kleber, Lehmann, 2019), но мы считаем, что не стоит рассматривать его только в таком узком смысле, как и понятие “молекулярный ансамбль”.

ПРИМЕНЕНИЕ МОДЕЛЕЙ ДИНАМИКИ ПОВ НА ОСНОВЕ КОНЦЕПЦИИ КОНТИНУУМА КАЧЕСТВА И ЕГО НАБЛЮДАЕМЫХ РАСПРЕДЕЛЕНИЙ

В практическом применении непрерывной модели ключевым шагом является описание формы функций $u(q)$, $e(q)$ небольшим числом параметров, а также задание дисперсионного члена $D(q, q')$ в аналитическом виде. Функция $u(q)$ должна быть возрастающей с ростом q и пересекать (0,0), чтобы позволить дыханию приближаться к нулю, когда качество приближается к нулю. В случае, когда качество используется в качестве меры смещения при трансформации ПОВ, функция $D(q, q')$ должна быть убывающей, с уменьшением q , и пересекать (0,0), чтобы полностью остановить движение вдоль оси q , как только качество приближается к нулю. Ågren and Bosatta (1996) предложили несколько вариантов простых функций для такого описания. Наиболее широко применимой является степенная форма зависимости $u(q) = u_0 q^\beta$, показатель которой, β , характеризует степень закрепления ПОВ на поверхности минеральных частиц, а базальная скорость дыхания u_0 зависит от температуры и доступности влаги. В упрощенной постановке поступающему опад $I(q, t)$ задается фиксированная величина качества, q_0 , где t относится к ежегодному поступлению. Обычно $0.9 < q_0 < 1.1$ в зависимости от доступности данного типа опада для микроорганизмов. Поскольку поступающий опад является свежим и не связанным ПОВ, для него качество интерпретируется просто как показатель скорости микробной ассимиляции. Что касается дисперсионного члена, то предполагается, что после каждого цикла разложения ПОВ возвращается со снижением качества в среднем на $\eta_1(q)$, что соответствует большей стабильности. В Ågren and Bosatta (1996) также предлагается несколько форм функций, $\eta_1(q)$, из которых наиболее употребима линейная форма $\eta_1(q) = \eta_{11} q$. Эффективность микроорганизмов $e(q)$ часто принимается константой e_0 .

Таким образом, в модели нужно определить, в том числе путем калибровки, пять параметров модели: u_0 , e_0 , η_{11} , β и q_0 . Некоторые параметры можно вывести из теоретических предпосылок, но большинство подвергаются оценке из полевых или лабораторных

экспериментов. Для этого нужны эксперименты подобные тем, которые используются для параметризации моделей с пулами ПОВ. Примерами таких экспериментов являются эксперименты с добавлением заданного количества органического вещества, различного по количеству или качеству, или эксперименты с изменением гидротермических условий. Для выявления формы функций для диапазона низкого качества (высокой степени закрепленности) хорошо подходят эксперименты “черный пар”. В начале эксперимента отбирается образец почвы и измеряется распределение по переменной качества. В случаях, когда можно быть уверенным, что хранение образца не изменило распределение, можно использовать архивные образцы почвы. На более позднем этапе, после того как почва была подвергнута эксперименту, образец почвы отбирается еще раз, и измеряются распределения. Именно изменения, происходящие в этих распределениях, используются для калибровки параметров функций $u(q)$ и $D(q, q')$ на основе некоторой оптимизационной процедуры. Измерения изотопов и других показателей возраста ПОВ составляют дополнительный источник данных, которые весьма полезны для оценки параметров. Также для воспроизведения фактора воздействия гидротермических условий можно использовать природные градиенты этих условий в схожих по другим параметрам почвах, применяя подход space-for-time (например, Yurova et al., 2025).

Одной из важнейших задач, к решению которой можно подойти с помощью сценарных модельных прогнозов, является восполнение дефицитов в содержании углерода почв, вызванных сельским хозяйством, особенно с традиционной вспашкой и растениеводством на основе монокультуры (ниже для такой практики используется термин экстенсивное). В мировой практике способом восстановления почв может служить диверсификация севооборотов или восстановление многолетних пастбищ с интеграцией животноводства. Однако оценки, могут ли такие меры замедлить потери углерода или обратить вспять эту тенденцию, остаются весьма неопределенными. Есть данные (например, Rui et al., 2022), как эти методы управления влияют на накопление ПОВ и его распределение между дисперсным и минерально-ассоциированным органическим веществом в многолетних полевых экспериментах.

На рисунке 7 показан идеализированный результат моделирования, который может получиться на основе этих данных. Для того, чтобы понять, как именно накапливался углерод для достижения уровней, существенно выше наблюдаемых, при экстенсивном сельском хозяйстве, приведены сравнения распределения по оси плотности частиц (рис. 7). Показано влияние различных методов управления на накопление и распределение ПОВ между РОМ и МАОМ в 29-летнем полевом эксперименте, расположенном в северо-центральной части США (Rui et al., 2022). По сравнению с традиционной монокультурой кукурузы с ежегодной обработкой почвы (рис. 7 – красная кривая), подходы, включающие сокращение обработки почвы, диверсифицированный севооборот с покровными культурами и бобовыми, или добавление навоза, не привели к значительному увеличению общего накопления ПОВ или МАОМ, но произошло некоторое увеличение свободного органического вещества (рис. 7 – серая кривая). Однако многолетние пастбища, на которых применялся севооборотный выпас, показали значительное увеличение ПОВ, которое наиболее выражено во фракции МАОМ (рис. 7 – зеленая кривая), накопив уровни на 18–29% выше, чем все системы однолетнего земледелия после 29 лет землепользования.

Непрерывная модель показывает, что выделение только двух фракций ПОВ не всегда адекватно характеризует процесс. Чтобы разработать точную дискретную модель, необходимо на начальном этапе разделить функцию плотности распределения на очень мелкие фракции. На этом этапе работы с дискретной моделью будут получены константы минерализации и трансформации, характерные для каждой фракции, на которые также будут введены поправки.

Поскольку на различных отрезках действуют разные механизмы стабилизации ПОВ, то таких поправок будет как минимум четыре, как, например, в наиболее полно описывающей процесс педогенеза модели SoilGen (Finke, 2024). После получения значений констант можно обобщить результат, пересчитав на более крупные совокупности и вернувшись к исходному делению на две фракции.

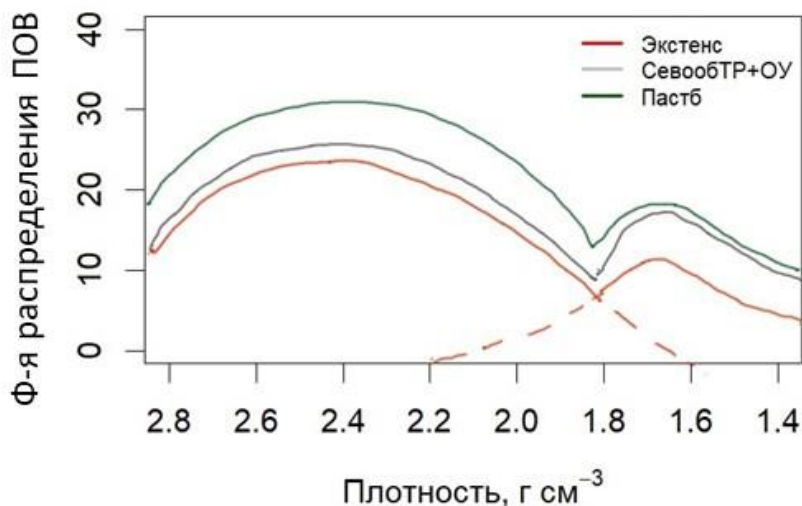


Рис. 7. Идеализированная схема накопления ПОВ в различных интервалах плотности частиц черноземов, выраженная в относительных единицах (площадь под каждой кривой равна единице). Пик справа – дисперсное ПОВ (РОМ), пик слева – стабилизированное минерально-ассоциированное ПОВ (МАОМ), два распределения не имеют четкой границы и накладываются (пунктир). Красная линия (Экстенс) – экстенсивное сельское хозяйство со вспашкой и монокультурой, серая линия (СевоботР+ОУ) – севооборот со включением косых трав и внесением органических удобрений, зеленая линия (Пастб) – пастбище злаково-бобовая травосмесь с регулируемой сезонной нагрузкой. На основе данных, представленных в Rui et al., 2022.

Fig. 7. Idealized scheme of SOM accumulation in different soil particle density intervals in relative units (area below each curve is 1). The peak on the right is labile, particulate OM (POM), the peak on the left is stabilized mineral-associated OM (MAOM), the two distributions do not have a clear boundary and overlap (dashed line). Red line – extensive agriculture with plowing and monoculture, gray line – crop rotation with inclusion of mowed grasses and application of organic fertilizers, green line – pasture cereal-legume-grass mixture with seasonal grazing. Based on the data presented in Rui et al., 2022.

Обозначенные сложности можно обойти в непрерывном методе, поскольку описанные выше физические методики облегчают работу с распределениями. Непрерывная модель позволяет оценивать как возраст углерода, так и фракции с любым произвольным членением. Важно также отметить, что функции трансформации, определяющие гумификацию органического вещества, и кинетические функции минерализации, если они представлены непрерывно определенными функциональными зависимостями, могут быть выражены в математических терминах и с помощью универсальных констант (суперпараметров), имеющих четкую термодинамическую интерпретацию. В отличие от этого константы дискретных моделей требуют большего числа эмпирических поправочных коэффициентов, что приводит к потенциальному переобучению модели, когда после калибровки она слишком хорошо описывает данные для участка калибровки, но перестает их генерализировать и не может делать прогнозы для новых участков.

Мы надеемся, что накопление знаний позволит осуществлять пересчет между распределением частиц по размеру или плотности (ось q_1), индексами термической стабильности, либо же содержанием связывающих ПОВ форм кальция, железа и алюминия на каждом отрезке распределения (ось q_2), с одной стороны, и потенциалом почвы накапливать углерод в различных диапазонах кривой качества ПОВ, с другой стороны (плотность распределения $\rho(q,t)$). Далее нужно поставить задачу: связать изменения во времени в $\rho(q,t)$ с гидротермическими условиями, определяющим особенности протекания процесса связывания ПОВ. В таком подходе возможно будет использовать динамику кривых распределения качества в исследовании влияния факторов и процессов почвообразования на механизмы трансформации и стабилизации ПОВ. Сопряженное исследование динамики качества ПОВ по глубине позволит оценить и описать роль вертикальных потоков ПОВ в формировании его профиля и открывает перспективы моделирования не только органо-аккумулятивной функции почвы, но и ее связи с другими элементарными почвообразовательными процессами (ЭПП) и функциями (питательной, гидрологической, буферной и др.).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В заключение следует отметить, что хотя дискретные фракции обеспечивают более простую категоризацию ПОВ, непрерывные распределения предлагают более полную и гибкую основу для понимания сложности механизмов взаимодействия ПОВ с почвенными частицами и его временной динамики. В данном случае в триаде “фактор-процесс-свойство” мы характеризуем протекание микробиологических и физико-химических процессов в почве и влияние гидротермических условий на их. Эти процессы сами по себе относятся к молекулярному уровню организации почвенного покрова. На более высоких уровнях, таких как почвенный горизонт или педон, взаимодействие процессов на молекулярном уровне с процессами миграции влаги, тепла и твердофазных продуктов почвообразования соединяются в ЭПП, в данном случае органо-аккумулятивный, и рожают эмерджентные свойства. ПОВ. Эти свойства возможно характеризовать более обобщенными показателями, выполняющими роль диагностического признака. Например, можно использовать простые индикаторы, такие как соотношение лабильной и стабильной фракций, для быстроты получения данных и удобства их интерпретации, но уже после того, как на основе непрерывной модели были установлены границы между ними для данного типа почв.

Три основных преимущества непрерывных моделей ПОВ заключаются в следующем:

1. Уменьшенное количество параметров модели: непрерывные модели могут упростить описание динамики ПОВ, требуя меньшее число параметров по сравнению с моделями, которые полагаются на дискретные фракции.

2. Улучшенное разрешение измерений: используя непрерывные распределения качества, эти модели обеспечивают более детальное понимание различных механизмов стабилизации, влияющих на трансформацию ПОВ.

3. Улучшенная предсказательная сила и интерпретируемость: непрерывные модели могут повысить надежность прогнозов о поведении ПОВ в различных условиях и облегчить содержательную интерпретацию параметров модели, тем самым улучшая

наше концептуальное понимание динамики ПОВ, что в свою очередь приведет к улучшению методов управления сельским хозяйством и окружающей средой.

Однако следует отметить, что при ограниченных данных дискретные модели иногда могут быть практически более удобны, чем континуальные, несмотря на их теоретическую ограниченность. Оптимальная интеграция обоих подходов может дать наиболее надежные знания о поведении органического вещества почвы. Авторы выступают за усиление научного сотрудничества в целях совершенствования этих методик и создания новых моделей с предсказательной силой для более эффективной реализации политики связывания углерода в почве в сельском хозяйстве.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Кононова М.М. Органическое вещество почвы: его природа, свойства и методы изучения. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 314 с.
2. Ларионова А.А., Золотарева Б.Н., Евдокимов И.В., Быховец С.С., Кузяков Я.В., Бюггер Ф. Идентификация лабильного и устойчивого пулов органического вещества в агросерой почве // Почвоведение. 2011. № 6. С. 685–698.
3. Моделирование динамики органического вещества в лесных экосистемах. М.: Изд-во Наука, 2007. 380 с.
4. Орлов Д.С. Гумусовые кислоты почв и общая теория гумификации. М.: Изд-во МГУ, 1990. 323 с.
5. Орлов Д.С., Садовникова Л.К., Суханова Н.И. Химия почв. М.: Высш. шк., 2005. 558 с.
6. ПНСТ 901-2023. Методика для проектов по оценке запасов органического углерода в почве на пахотных землях. 2024.
7. Рыжова И.М. Проблемы и перспективы моделирования динамики органического вещества почв // Агрохимия. 2011. № 12. С. 71–80.
8. Соколов Д.А. и др. Исследование стабильности почвенного органического вещества методами дериватографии и длительной инкубации // Почвоведение. 2010. № 4. С. 407–419.
9. Тюрин И.В., Найденова О.А. К характеристике состава и свойств гуминовых кислот, растворимых в разведенных щелочах непосредственно и после декальцирования // Труды Почвенного ин-та АН СССР. 1951. Т. 38. С. 59–64.
10. Тюрин И.В. Органическое вещество почвы и его роль в плодородии. М.: Наука, 1965. 320 с.

11. *Фарходов Ю.Р., Ярославцева Н.В., Яшин М.А., Хохлов С.Ф., Ильин Б.С., Лазарев В.И., Холодов В.А.* Выход денситметрических фракций из типичных черноземов разного землепользования // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2020. Вып. 103. С. 85–107. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-103-85-107>.
12. *Филимоненко Е.А. и др.* Биоэнергетическая стабильность органического вещества серой почвы под лесом и лугом. // Вестник Московского Университета. Серия 17. Почвоведение. 2025. № 2. С. 63–72.
13. *Филиппова О.И. и др.* Микроагрегатный, гранулометрический и агрегатный состав гумусовых горизонтов зонального ряда почв Европейской России // Почвоведение. 2019. № 3. С. 335–347.
14. *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: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2023-117-52-100>.
15. *Шаймухометов М.Ш., Титова Н.А., Травникова Л.С., Лабнец Е.М.* Применение физических методов фракционирования для характеристики органического вещества почв // Почвоведение. 1984. № 8. С. 131–141.
16. *Шеин Е.В.* Курс физики почв. М.: Изд-во МГУ, 2005. 432 с.
17. *Ågren G., Bosatta E.* Theoretical ecosystem ecology: understanding element cycles. Cambridge: Cambridge University Press, 1996. 234 p.
18. *Barré P. et al.* The energetic and chemical signatures of persistent soil organic matter // Biogeochemistry. 2016. Vol. 130. No. 1–2.
19. *Bosatta E., Ågren G.I.* Quality: A Bridge between Theory and Experiment in Soil Organic Matter Studies // Oikos. 1996. No. 3 (76). P. 522–528.
20. *Bosatta E., Ågren G.I.* Dynamics of carbon and nitrogen in the organic matter of the soil: a generic theory // American Naturalist. 1991. No. 1 (138). P. 227–245.
21. *Bruun S. et al.* Measuring and modeling continuous quality distributions of soil organic matter // Biogeosciences. 2010. No. 1 (7).
22. *Chen H. et al.* Selective adsorption of soil humic acid on binary systems containing kaolinite and goethite: assessment of sorbent interactions // Eur. J. Soil Sci. 2019. No. 70. P. 1098–1107.
23. *Chen H. et al.* Mechanisms Of Soil Humic Acid Adsorption Onto Montmorillonite And Kaolinite // Journal Of Colloid And Interface Science. 2017. No. 70 (504). P. 457–467.
24. *Chertov O.G. et al.* ROMUL – a model of forest soil organic matter dynamics as a substantial tool for forest ecosystem modeling // Ecological

Modelling. 2001. No. 1–3 (138). P. 289–308.

25. *Chertov O. et al.* Modelling the rhizosphere priming effect in combination with soil food webs to quantify interaction between living plant, soil biota and soil organic matter // *Plants*. 2022. No. 11 (19). 2605.

26. *Chertov O. et al.* A model of the ectomycorrhizal contribution to forest soil C and N dynamics and tree N supply within the EFIMOD3 model system // *Plants*. 2025. No. 14. (3).

27. *Christensen B.T.* Matching measurable soil organic matter fractions with conceptual pools in simulation models of carbon turnover: revision of model structure // *Evaluation of soil organic matter models: using existing long-term datasets*. Berlin: Springer Berlin Heidelberg, 1996. P. 143–159.

28. *Coleman K., Jenkinson D.S.* RothC-26.3 – A Model for the turnover of carbon in soil // *Evaluation of soil organic matter models: using existing long-term datasets*. Berlin: Springer Berlin Heidelberg, 1996. P. 237–246.

29. *Curtin D. et al.* Does particulate organic matter fraction meet the criteria for a model soil organic matter pool? // *Pedosphere*. 2019. No. 2 (29).

30. *Elliott E.T., Paustian K., Frey S.D.* Modeling the Measurable or Measuring the Modelable: A Hierarchical Approach to Isolating Meaningful Soil Organic Matter Fractionations. 1996.

31. *Finke P.* Modelling soil development under global change. Springer, 2024.

32. *Hassink J.* Decomposition Rate Constants of Size and Density Fractions of Soil Organic Matter // *Soil Science Society of America Journal*. 1995. No. 6 (59).

33. *Hatton P.J. et al.* Transfer of litter-derived N to soil mineral-organic associations: Evidence from decadal ¹⁵N tracer experiments // *Organic Geochemistry*. 2012. No. 12 (42).

34. *Helfrich M., Flessa H., Dreves A., Ludwig B.* Is thermal oxidation at different temperatures suitable to isolate soil organic carbon fractions with different turnover? // *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2010. Vol. 173. P. 61–66.

35. *Jones E., Singh B.* Organo-mineral interactions in contrasting soils under natural vegetation // *Frontiers in Environmental Science*. 2014. No. 2 (2).

36. *John B., Yamashita T., Ludwig B., Flessa H.* Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use // *Geoderma*. 2005. Vol. 128. P. 63–79.

37. *Khreptugova A.N. et al.* Comparative studies on sorption recovery and molecular selectivity of bondesil ppl versus bond elut ppl sorbents with regard to fulvic acids // *Water*. 2021. Vol. 13. 3553.

38. *Kim P.-G., Tarafdar Kwon J-H.* Effect of soil pH on the sorption capacity of soil organic matter for polycyclic aromatic hydrocarbons in unsaturated soils // *Pedosphere*. 2023. Vol. 33 (2). P. 365–371.

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

interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonalstructures on mineral surfaces // *Biogeochemistry*. 2007. Vol. 85. P. 9–24.

40. *Kleber M. et al.* Mineral-organic associations: formation, properties, and relevance in soil environments // *Advances in Agronomy*. 2015. Vol. 130. P. 1–140.

41. *Kleber M., Lehmann J.* Humic Substances Extracted by Alkali Are Invalid Proxies for the Dynamics and Functions of Organic Matter in Terrestrial and Aquatic Ecosystems // *J. Environ. Qual.* 2019. Vol. 48 (2). P. 207–216.

42. *Komarov A. et al.* Romul_Hum model of soil organic matter formation coupled with soil biota activity. I. Problem formulation, model description, and testing // *Ecological Modelling*. 2017. Vol. 345. P. 113–124.

43. *Lehmann J., Kleber M.* The contentious nature of soil organic matter // *Nature*. 2015. Vol. 528 (7580). P. 60–68.

44. *Leuthold S. et al.* Contrasting properties of soil organic matter fractions isolated by different physical separation methodologies // *Geoderma*. 2024. Vol. 445.

45. *Leuthold S.J. et al.* Physical fractionation techniques. 2023. P. 68–80.

46. *Li C., Frohling S., Frohling T.A.* A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 1. Model structure and sensitivity // *Journal of Geophysical Research*. 1992. No. D9 (97).

47. *Lützow M.V. et al.* Stabilization of organic matter in temperate soils: Mechanisms and their relevance under different soil conditions – A review // *European Journal of Soil Science*. 2006. Vol. 57. No. 4.

48. *McGill W.B.* Review and classification of ten soil organic matter (SOM) models. 1996.

49. *Menichetti L. et al.* Generic Parameters of First-Order Kinetics Accurately Describe Soil Organic Matter Decay in Bare Fallow Soils over a Wide Edaphic and Climatic Range // *Scientific Reports*. 2019. Vol. 9. No. 1.

50. *Moni C. et al.* Density fractions versus size separates: Does physical fractionation isolate functional soil compartments? // *Biogeosciences*. 2012. No. 12 (9).

51. *Moyano F.E. et al.* The moisture response of soil heterotrophic respiration: Interaction with soil properties // *Biogeosciences*. 2012. No. 3 (9). P. 1173–1182.

52. *Orlov A.A. et al.* Examination of molecular space and feasible structures of bioactive components of humic substances by FTICR MS data mining in ChEMBL database // *Scientific Reports*. 2019. Vol. 9. 12066.

53. *Parton W.J. et al.* Analysis of Factors Controlling Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grasslands // *Soil Science Society of America Journal*. 1987. No. 5 (51).

54. *Peltre C. et al.* Relationships between biological and thermal indices of soil organic matter stability differ with soil organic carbon level // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2013. Vol. 77. P. 2020–2028.
55. *Plante A.F., Fernández J.M., Leifeld J.* Application of thermal analysis techniques in soil science // *Geoderma*. 2009. Vol. 153. No. 1–2.
56. *Plante A.F. et al.* Biological, chemical and thermal indices of soil organic matter stability in four grassland soils // *Soil Biology and Biochemistry*. 2011. No. 5 (43). P. 1051–1058.
57. *Rasmussen C. et al.* Beyond clay: towards an improved set of variables for predicting soil organic matter content // *Biogeochemistry*. 2018. No. 3 (137). P. 297–306.
58. *Reichstein M., Ågren G.I., Fontaine S.* Is There a Theoretical Limit to Soil Carbon Storage in Old-Growth Forests? A Model Analysis with Contrasting Approaches // *Old-growth forests: Function, fate and value*. 2009. P. 267–281.
59. *Rui Y. et al.* Persistent soil carbon enhanced in Mollisols by well-managed grasslands but not annual grain or dairy forage cropping systems // *Proc. of the National Academy of Sciences*. 2022. Vol. 119. No. 7. e2118931119.
60. *Schiedung M. et al.* Thermal oxidation does not fractionate soil organic carbon with differing biological stabilities // *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2016. No. 180 (1). P. 18–26.
61. *Shanin V. et al.* Modelling the dynamics of forest ecosystems taking into account their structural heterogeneity at different functional and spatial levels // *For. Sci. Iss.* 2023. No. 6 (4). P. 135.
62. *Smith J.U. et al.* When is a measured soil organic matter fraction equivalent to a model pool? // *European Journal of Soil Science*. 2002. No. 3 (53).
63. *Sollins P. et al.* Sequential density fractionation across soils of contrasting mineralogy: Evidence for both microbial- and mineral-controlled soil organic matter stabilization // *Biogeochemistry*. 2009. No. 1 (96).
64. *Spohn M., Diáková K., Aburto F., Doetter S., Borovec J.* Sorption and desorption of organic matter in soils as affected by phosphate // *Geoderma*. 2022. Vol. 405. 115377.
65. *Tokarski D. et al.* Detectability of degradable organic matter in agricultural soils by thermogravimetry // *Journal of plant nutrition and soil science*. 2019. Vol. 182. No. 5. P. 729–740.
66. *Turchenek L.W., Oades J.M.* Fractionation of organo-mineral complexes by sedimentation and density techniques // *Geoderma*. 1979. No. 4 (21).
67. *von Fromm S.F. et al.* Controls on timescales of soil organic carbon persistence across sub-Saharan Africa // *Global Change Biology*. 2024. No. 1 (30).
68. *von Fromm S.F. et al.* Controls and relationships of soil organic carbon

abundance and persistence vary across pedo-climatic regions // *Global Change Biology*. 2024. No. 5 (30).

69. von Fromm S.F. et al. Moisture and soil depth govern relationships between soil organic carbon and oxalate-extractable metals at the global scale // *Biogeochemistry*. 2025. No. 1 (168).

70. Wagai R., Kajiura M., Asano M. Iron and aluminum association with microbially processed organic matter via meso-density aggregate formation across soils: Organo-metallic glue hypothesis // *SOIL*. 2020. No. 2 (6). P. 597–627.

71. Wagai R. et al. Association of organic matter with iron and aluminum across a range of soils determined via selective dissolution techniques coupled with dissolved nitrogen analysis // *Biogeochemistry*. 2013. No. 1–3 (112).

72. Yu G. et al. Mineral availability as a key regulator of soil carbon storage // *Environmental Science & Technology*. 2017. Vol. 51. No. 9. P. 4960–4969.

73. Yurova A.Y. et al. Faster topsoil organic matter transformation accompanies long-term carbon preservation in virgin Chernozems // *Geoderma Regional*. 2025. Vol. 40. e00914.

74. Zhao Q. et al. Iron-bound organic carbon in forest soils: Quantification and characterization // *Biogeosciences*. 2016. No. 16 (13).

75. Zimmermann M. et al. Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model // *European Journal of Soil Science*. 2007. No. 3 (58). 42.

REFERENCES

1. Kononova M.M., *Organicheskoye veshchestvo pochvy: yego priroda, svoystva i metody izucheniya* (Soil organic matter: its nature, properties and methods of study), Moscow: Izd-vo AN SSSR, 1963, 314 p.

2. Larionova A.A., Zolotareva B.N., Evdokimov I.V., Bykhovets S.S., Kuzyakov Ya.V., Bügger F., Identifikatsiya labil'nogo i ustoychivogo pulov organicheskogo veshchestva v agroseroy pochve (Identification of labile and stable pools of organic matter in agro-gray soil) *Pochvovedeniye*, 2011, No. 6, pp. 685–698.

3. *Modeling the dynamics of organic matter in forest ecosystems*, Moscow: Izd-vo Nauka, 2007, 380 p.

4. Orlov D.S., *Gumusovyye kisloty pochv i obshchaya teoriya gumifikatsii* (Humic acids of soils and the general theory of humification), Moscow: Izd-vo MGU, 1990, 323 p.

5. Orlov D.S., Sadovnikova L.K., Sukhanova N.I., *Soil Chemistry*, Moscow: Vyssh. shk., 2005, 558 p.

6. State standard. PNST 901-2023. Methodology for projects on assessment

of organic carbon reserves in soil on arable lands. 2024.

7. Ryzhova I.M., Problemy i perspektivy modelirovaniya dinamiki organicheskogo veshchestva pochv (Problems and prospects of modeling the dynamics of soil organic matter), *Agrokhimiya*, 2011, No. 12, pp. 71–80.

8. Sokolov D.A. et al., Issledovaniye stabil'nosti pochvennogo organicheskogo veshchestva metodami derivatografii i dlitel'noy inkubatsii (Study of the stability of soil organic matter by derivatography and long-term incubation methods), *Pochvovedeniye*, 2010. No. 4. Pp. 407–419.

9. Tyurin I.V., Naidenova O.A., K kharakteristike sostava i svoystv guminovykh kislot, rastvorimyykh v razvedennykh shchelochakh neposredstvenno i posle dekal'tsirovaniya (On the characteristic of the composition and properties of humic acids soluble in diluted alkalis immediately and after decalcification), *Trudy Pochvennogo in-ta AN SSSR*, 1951, Vol. 38, pp. 59–64.

10. Tyurin I.V., Organicheskoye veshchestvo pochvy i yego rol' v plodorodii (Soil organic matter and its role in fertility), Moscow: Nauka, 1965, 320 p.

11. Farkhodov Yu.R., Yaroslavl'tseva N.V., Yashin M.A., Khokhlov S.F., Ilyin B.S., Lazarev V.I., Kholodov V.A., The yield values of densimetric fractions from typical chernozems of different land use types, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2020, Vol. 103, pp. 85–107, DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-103-85-107>.

12. Filimonenko E.A. et al., Bioenergeticheskaya stabil'nost' organicheskogo veshchestva seroy pochvy pod lesom i lugom (Bioenergetic stability of organic matter of gray soil under forest and meadow), *Vestnik Moskovskogo Universiteta. Seriya 17. Pochvovedeniye*, 2025, No. 2, pp. 63–72.

13. Filippova O.I. et al., Mikroagregatnyy, granulometricheskii i agregatnyy sostav gumusovykh gorizontov zonal'nogo ryada pochv Yevropeyskoy Rossii (Microaggregate, particle size distribution, and aggregate composition of humus horizons of the zonal series of soils in European Russia), *Pochvovedeniye*, 2019, No. 3, pp. 335–347.

14. Kholodov V.A., Rogova O.B., Lebedeva M.P., Varlamov E.B., Volkov D.S., Ziganshina A.R., Yaroslavl'tseva 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: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2023-117-52-100>.

15. Shaimukhometov M.Sh., Titova N.A., Travnikova L.S., Labnets E.M., Primeneniye fizicheskikh metodov fraktsionirovaniya dlya kharakteristiki organicheskogo veshchestva pochv (Application of physical methods of fractionation to characterize soil organic matter), *Pochvovedeniye*, 1984, No. 8, pp. 131–141.

16. Shein E.V., *Soil physics course*, Moscow: Izd-vo MGU, 2005, 432 p.

17. Ågren G., Bosatta E., *Theoretical ecosystem ecology: understanding element cycles*, Cambridge: Cambridge University Press, 1996, 234 p.
18. Barré P. et al., The energetic and chemical signatures of persistent soil organic matter, *Biogeochemistry*, 2016, Vol. 130, No. 1–2.
19. Bosatta E., Ågren G.I., Quality: A Bridge between Theory and Experiment in Soil Organic Matter Studies, *Oikos*, 1996, No. 3 (76), pp. 522–528.
20. Bosatta E., Ågren G.I., Dynamics of carbon and nitrogen in the organic matter of the soil: a generic theory, *American Naturalist*, 1991, No. 1 (138). P. 227–245.
21. Bruun S. et al., Measuring and modeling continuous quality distributions of soil organic matter, *Biogeosciences*, 2010, No. 1 (7).
22. Chen H. et al., Selective adsorption of soil humic acid on binary systems containing kaolinite and goethite: assessment of sorbent interactions, *Eur. J. Soil Sci.*, 2019, No. 70, pp. 1098–1107.
23. Chen H. et al., Mechanisms of soil humic acid adsorption onto montmorillonite and kaolinite, *Journal Of Colloid And Interface Science*, 2017, No. 70 (504), pp. 457–467.
24. Chertov O.G. et al., ROMUL – a model of forest soil organic matter dynamics as a substantial tool for forest ecosystem modeling, *Ecological Modelling*, 2001, No. 1–3 (138), pp. 289–308.
25. Chertov O. et al., Modelling the rhizosphere priming effect in combination with soil food webs to quantify interaction between living plant, soil biota and soil organic matter, *Plants*, 2022, No. 11 (19), 2605.
26. Chertov O. et al., A model of the ectomycorrhizal contribution to forest soil C and N dynamics and tree N supply within the EFIMOD3 model system, *Plants*, 2025, No. 14. (3).
27. Christensen B.T., Matching measurable soil organic matter fractions with conceptual pools in simulation models of carbon turnover: revision of model structure, In: *Evaluation of soil organic matter models: using existing long-term datasets*, Berlin: Springer Berlin Heidelberg, 1996, pp. 143–159.
28. Coleman K., Jenkinson D.S., RothC-26.3 – A Model for the turnover of carbon in soil, In: *Evaluation of soil organic matter models: using existing long-term datasets*, Berlin: Springer Berlin Heidelberg, 1996, pp. 237–246.
29. Curtin D. et al., Does particulate organic matter fraction meet the criteria for a model soil organic matter pool? *Pedosphere*, 2019, No. 2 (29).
30. Elliott E.T., Paustian K., Frey S.D., *Modeling the Measurable or Measuring the Modelable: A Hierarchical Approach to Isolating Meaningful Soil Organic Matter Fractionations*. 1996.
31. Finke P., *Modelling soil development under global change*. Springer, 2024.
32. Hassink J., Decomposition Rate Constants of Size and Density Fractions of Soil Organic Matter, *Soil Science Society of America Journal*, 1995, No. 6

(59).

33. Hatton P.J. et al., Transfer of litter-derived N to soil mineral-organic associations: Evidence from decadal ^{15}N tracer experiments, *Organic Geochemistry*, 2012, No. 12 (42).

34. Helfrich M., Flessa H., Dreves A., Ludwig B., Is thermal oxidation at different temperatures suitable to isolate soil organic carbon fractions with different turnover? *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 2010, Vol. 173, pp. 61–66.

35. Jones E., Singh B., Organo-mineral interactions in contrasting soils under natural vegetation, *Frontiers in Environmental Science*, 2014, No. 2 (2).

36. John B., Yamashita T., Ludwig B., Flessa H., Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use, *Geoderma*, 2005, Vol. 128, pp. 63–79.

37. Khreptugova A.N. et al., Comparative studies on sorption recovery and molecular selectivity of bondesil ppl versus bond elut ppl sorbents with regard to fulvic acids, *Water*, 2021, Vol. 13, 3553.

38. Kim P.-G., Tarafdar Kwon J.-H., Effect of soil pH on the sorption capacity of soil organic matter for polycyclic aromatic hydrocarbons in unsaturated soils, *Pedosphere*, 2023, Vol. 33 (2), pp. 365–371.

39. 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.

40. Kleber M. et al., Mineral-organic associations: formation, properties, and relevance in soil environments, *Advances in Agronomy*, 2015, Vol. 130, pp. 1–140.

41. Kleber M., Lehmann J., Humic Substances Extracted by Alkali Are Invalid Proxies for the Dynamics and Functions of Organic Matter in Terrestrial and Aquatic Ecosystems, *J. Environ. Qual.*, 2019, Vol. 48 (2), pp. 207–216.

42. Komarov A. et al., Romul_Hum model of soil organic matter formation coupled with soil biota activity. I. Problem formulation, model description, and testing, *Ecological Modelling*, 2017, Vol. 345, pp. 113–124.

43. Lehmann J., Kleber M., The contentious nature of soil organic matter, *Nature*, 2015, Vol. 528 (7580), pp. 60–68.

44. Leuthold S. et al., Contrasting properties of soil organic matter fractions isolated by different physical separation methodologies, *Geoderma*, 2024, Vol. 445.

45. Leuthold S.J. et al., *Physical fractionation techniques*, 2023, pp. 68–80.

46. Li C., Frolking S., Frolking T.A., A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 1. Model structure and sensitivity, *Journal of Geophysical Research*, 1992, No. D9 (97).

47. Lützow M.V. et al., Stabilization of organic matter in temperate soils: Mechanisms and their relevance under different soil conditions – A review,

European Journal of Soil Science, 2006, Vol. 57, No. 4.

48. McGill W.B., *Review and classification of ten soil organic matter (SOM) models*, 1996.

49. Menichetti L. et al., Generic Parameters of First-Order Kinetics Accurately Describe Soil Organic Matter Decay in Bare Fallow Soils over a Wide Edaphic and Climatic Range, *Scientific Reports*, 2019, Vol. 9, No. 1.

50. Moni C. et al., Density fractions versus size separates: Does physical fractionation isolate functional soil compartments? *Biogeosciences*, 2012, No. 12 (9).

51. Moyano F.E. et al., The moisture response of soil heterotrophic respiration: Interaction with soil properties, *Biogeosciences*, 2012, No. 3 (9), pp. 1173–1182.

52. Orlov A.A. et al., Examination of molecular space and feasible structures of bioactive components of humic substances by FTICR MS data mining in ChEMBL database, *Scientific Reports*, 2019, Vol. 9, 12066.

53. Parton W.J. et al., Analysis of Factors Controlling Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grasslands, *Soil Science Society of America Journal*, 1987, No. 5 (51).

54. Peltre C. et al., Relationships between biological and thermal indices of soil organic matter stability differ with soil organic carbon level, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2013, Vol. 77, pp. 2020–2028.

55. Plante A.F., Fernández J.M., Leifeld J., Application of thermal analysis techniques in soil science, *Geoderma*, 2009, Vol. 153, No. 1–2.

56. Plante A.F. et al., Biological, chemical and thermal indices of soil organic matter stability in four grassland soils, *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, No. 5 (43), pp. 1051–1058.

57. Rasmussen C. et al., Beyond clay: towards an improved set of variables for predicting soil organic matter content, *Biogeochemistry*, 2018, No. 3 (137), pp. 297–306.

58. Reichstein M., Ågren G.I., Fontaine S., Is There a Theoretical Limit to Soil Carbon Storage in Old-Growth Forests? A Model Analysis with Contrasting Approaches, In: *Old-growth forests: Function, fate and value*, 2009, pp. 267–281.

59. Rui Y. et al., Persistent soil carbon enhanced in Mollisols by well-managed grasslands but not annual grain or dairy forage cropping systems, *Proc. of the National Academy of Sciences*, 2022, Vol. 119, No. 7, e2118931119.

60. Schiedung M. et al., Thermal oxidation does not fractionate soil organic carbon with differing biological stabilities, *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 2016, No. 180 (1), pp. 18–26.

61. Shanin V. et al., Modelling the dynamics of forest ecosystems taking into account their structural heterogeneity at different functional and spatial levels,

For. Sci. Iss., 2023, No. 6 (4), pp. 135.

62. Smith J.U. et al., When is a measured soil organic matter fraction equivalent to a model pool? *European Journal of Soil Science*, 2002, No. 3 (53).

63. Sollins P. et al., Sequential density fractionation across soils of contrasting mineralogy: Evidence for both microbial- and mineral-controlled soil organic matter stabilization, *Biogeochemistry*, 2009, No. 1 (96).

64. Spohn M., Diáková K., Aburto F., Doetter S., Borovec J., Sorption and desorption of organic matter in soils as affected by phosphate, *Geoderma*, 2022, Vol. 405, 115377.

65. Tokarski D. et al., Detectability of degradable organic matter in agricultural soils by thermogravimetry, *Journal of plant nutrition and soil science*, 2019, Vol. 182, No. 5, pp. 729–740.

66. Turchenek L.W., Oades J.M., Fractionation of organo-mineral complexes by sedimentation and density techniques, *Geoderma*, 1979, No. 4 (21).

67. von Fromm S.F. et al., Controls on timescales of soil organic carbon persistence across sub-Saharan Africa, *Global Change Biology*, 2024, No. 1 (30).

68. von Fromm S.F. et al., Controls and relationships of soil organic carbon abundance and persistence vary across pedo-climatic regions, *Global Change Biology*, 2024, No. 5 (30).

69. von Fromm S.F. et al., Moisture and soil depth govern relationships between soil organic carbon and oxalate-extractable metals at the global scale, *Biogeochemistry*, 2025, No. 1 (168).

70. Wagai R., Kajiura M., Asano M., Iron and aluminum association with microbially processed organic matter via meso-density aggregate formation across soils: Organo-metallic glue hypothesis, *SOIL*, 2020, No. 2 (6), pp. 597–627.

71. Wagai R. et al., Association of organic matter with iron and aluminum across a range of soils determined via selective dissolution techniques coupled with dissolved nitrogen analysis, *Biogeochemistry*, 2013, No. 1–3 (112).

72. Yu G. et al., Mineral availability as a key regulator of soil carbon storage, *Environmental Science & Technology*, 2017, Vol. 51, No. 9, pp. 4960–4969.

73. Yurova A.Y. et al., Faster topsoil organic matter transformation accompanies long-term carbon preservation in virgin Chernozems, *Geoderma Regional*, 2025, Vol. 40, e00914.

74. Zhao Q. et al., Iron-bound organic carbon in forest soils: Quantification and characterization, *Biogeosciences*, 2016, No. 16 (13).

75. Zimmermann M. et al., Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model, *European Journal of Soil Science*, 2007, No. 3 (58), 42.

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-184-223



Ссылки для цитирования:

Артемьева З.С., Когут Б.М. Лабильные и стабильные компоненты органического вещества в почвах агроландшафтов // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2025. Вып. 124. “Почвенное органическое вещество”. С. 184-223. DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-184-223

Cite this article as:

Artemyeva Z.S., Kogut B.M., Labile and stable organic matter components in agricultural soils, Dokuchaev Soil Bulletin, 2025, 124, “Soil organic matter”, pp. 184-223, DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-184-223

Лабильные и стабильные компоненты органического вещества в почвах агроландшафтов

© 2025 г. З. С. Артемьева*, Б. М. Когут**

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

*<https://orcid.org/0000-0001-9781-9351>, e-mail: artemyevazs@mail.ru,

**<https://orcid.org/0000-0002-0565-2812>, e-mail: kogutb@mail.ru.

Поступила в редакцию 13.03.2025, после доработки 24.04.2025,
принята к публикации 21.07.2025

Резюме: Представлен анализ литературы по лабильным и стабильным компонентам органического вещества (ОВ) в почвах земель сельскохозяйственного назначения. К лабильным относятся легкие фракции (ЛФ), выделяемые по плотности частиц ($<1.6\text{--}1.8\text{ г/см}^3$), а к стабильным – илистые фракции (Ил), выделяемые по размеру частиц ($<1\text{--}2\text{ мкм}$). Лабильные компоненты ОВ весьма, а стабильные – мало чувствительны к изменению систем земледелия и землепользования. Вследствие этого соотношение углерода лабильного и стабильного пулов – индекс $S_{\text{ЛФ}}/S_{\text{Ил}}$ применяется в качестве индикатора качества ОВ почв агроландшафтов. Для выделения лабильных и стабильных компонентов ОВ применяются физические методы фракционирования почвы, характеризующиеся большой трудоемкостью, и поэтому для массового использования они малопригодны. Предложены теоретически обоснованные экспресс-показатели ОВ, которые возможно рассчитать на

основе данных, получаемых с помощью предлагаемого авторами достаточно простого гранулометрического метода фракционирования. Эти экспресс-показатели ОВ (масса и С фракций $< \text{и} > 10 \text{ мкм}$) будут характеризоваться различной биогеохимической стабильностью, и их применение в целях долгосрочного и оперативного углеродного мониторинга в почвах представляется весьма перспективным. Рекомендована экспериментальная апробация теоретически аргументированных упрощенных показателей с целью выявления среди них корректных индикаторов, наиболее адекватно отражающих влияние природных и антропогенных факторов в различных временных масштабах на качество ОВ почв.

Ключевые слова: органическое вещество почвы; лабильное ОВ; стабильное ОВ.

Labile and stable organic matter components in agricultural soils

© 2025 Z. S. Artemyeva*, B. M. Kogut**

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

*<https://orcid.org/0000-0001-9781-9351>, e-mail: artemyevazs@mail.ru,

**<https://orcid.org/0000-0002-0565-2812>, e-mail: kogutb@mail.ru.

Received 13.03.2025, Revised 24.04.2025, Accepted 21.07.2025

Abstract: The article presents an analysis of the literature on labile and stable components of organic matter (OM) in agricultural soils. The labile components include light fractions (LF) identified by particle density ($< 1.8 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$), while the stable components include clay fractions (Clay) identified by particle size ($< 1\text{--}2 \text{ }\mu\text{m}$). Labile components of OM are very sensitive, while stable components are insensitive to changes in farming and land use systems. As a result, the ratio of carbon in the labile and stable pools, the $C_{\text{LF}}/C_{\text{Clay}}$ ratio, is used as an indicator of the OM quality in agricultural landscapes. Physical soil fractionation methods used to isolate labile and stable components of OM are laborious and, therefore, not suitable for regional and global scale studies. The proposed theoretically substantiated express indicators of OM can be obtained using the proposed fairly simple granulometric fractionation method. These express indicators of OM will be characterized by different biogeochemical stability and their application for long-term and operational carbon monitoring in soils seems very promising. Experimental verification of theoretically justified simplified indicators is

recommended in order to identify among them the correct indicators that most adequately reflect the impact of native and anthropogenic factors on the soil OM quality at different time scales.

Keywords: soil organic matter; labile OM; stable OM.

ВВЕДЕНИЕ

По современным представлениям почвенное органическое вещество (ПОВ) – это система разноразмерных органических частиц и биомолекул растительного, животного и микробного происхождения, находящихся в свободном, агрегированном и связанном почвенными минералами состоянии (Семенов, Когут, 2015; Когут и др., 2021).

История изучения ОВ почв насчитывает более 200 лет, в течение которых менялись и подходы его изучения, и терминология. Так, химическое фракционирование ПОВ водной вытяжкой, солевыми растворами, в щелочных и кислотных средах, различными органическими растворителями позволяет дифференцировать органический континуум почвы по прочности внутренних химических связей слагаемых компонентов и внешних – с минеральными частицами почвы. Физическое фракционирование по размеру и плотности частиц позволяет распознать природу и тесноту присоединения органических веществ к минеральным частицам, объемную конфигурацию органо-минеральных комплексов, расположение органических веществ в конгломерате частиц, выступающих физическим барьером для почвенных микроорганизмов. Биологическое фракционирование дает интегральное представление о доступности микроорганизмам почвенного органического вещества. В силу многокомпонентности, гетерогенности и полифункциональности ПОВ нет, и, вероятно, не может быть единого и универсального метода фракционирования, отвечающего всем требованиям и ситуациям и раскрывающего все механизмы стабилизации ПОВ (Когут, Семенов, 2015; Семенов, Когут, 2015).

Остановимся немного на истории развития принципов и методов фракционирования ОВ в почвах, и прежде всего, в Почвенном институте им. В.В. Докучаева, ученые которого – И.В. Тюрин, М.М. Кононова, Д.В. Хан и М.Ш. Шаймухаметов – сыграли ключевую роль в этой области исследования ПОВ.

Известно, что, начиная с 30-х и вплоть до 90-х гг. прошлого столетия, при изучении ОВ почв доминировало химическое фракционирование, у истоков которого стоял академик Иван Владимирович Тюрин (Тюрин, 1937; Иванов и др., 2017). Именно он впервые ввел термин **“подвижные гумусовые вещества”** для определения гумусовых веществ (ГВ), экстрагируемых непосредственно децинормальной NaOH (0.1 N NaOH) вытяжкой (без декальцирования), представляющих 1-ю фракцию, согласно классическим схемам фракционирования.

В 1949 г. М.М. Кононова с соавторами предложили использовать содержание и состав подвижных ГВ в качестве показателя трансформации (изменчивости) ОВ в черноземах при антропогенном воздействии (Кононова и др., 1949).

Позднее, в 70–80-е гг. XX в., К.В. Дьяконова (Рекомендации для исследования баланса..., 1984) для подвижных ГВ рекомендовала другой термин – **“лабильные ГВ”**, к которым отнесла наиболее сильно меняющуюся под воздействием окультуривания / антропогенного воздействия фракцию в составе гумуса. К.В. Дьяконова предложила теоретические критерии для лабильных ГВ, к которым были отнесены:

- максимальная обогащенность их азотом, и, соответственно,
- наиболее узкая величина отношения C/N,
- наиболее высокая гидролизуемость в них азота.

Эти критерии свидетельствовали в пользу того, что лабильные ГВ – основные источники питания для растений. Следует отметить, что в современной литературе стал часто использоваться термин **“биодоступность”** ОВ, в котором дополнительно присутствует и критерий N/C.

Тогда же, под руководством К.В. Дьяконовой, сотрудники лаборатории органического вещества почв: В.С. Булеева, Н.Х. Исмагилова и Б.М. Когут (Оценка почв по содержанию и качеству гумуса ..., 1990), рекомендовали дифференцированный подход к выделению лабильных ГВ в разных типах почв:

- для черноземов предлагалось их извлечение 1 N NaOH (без декальцирования), а
- для дерново-подзолистых почв – 0.1 M $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ (pH = 7).

Следует отметить, что для черноземов понятия **подвижные ГВ** по Тюрину и **лабильные ГВ** по Дьяконовой совпадают.

Параллельно с методами химического фракционирования в лаборатории биохимии почв с 50–60-х гг. Д.В. Ханом разрабатывались физические методы фракционирования, которые были сначала продолжены М.Ш. Шаймухаметовым, а затем им совместно с Н.А. Титовой и Л.С. Травниковой в 70–90-е гг. прошлого века.

Работами Д.В. Хана, М.Ш. Шаймухаметова, Л.С. Травниковой, Н.А. Титовой было показано, что в составе ОВ почвы присутствуют:

- трансформируемая часть (легкие фракции – ЛФ) и
- относительно стабильная часть (Ил).

В 70–90-е гг. методы исследования ОВ (химические и физические) дополнились биологическими. Как следствие, в зависимости от целей оценки качества и функций ОВ значительно расширилось количество терминов и понятий пулов и фракций ОВ: **активные / пассивные** (по времени оборачиваемости); **легко- / трудноразлагаемые** (способность к трансформации и регулированию агротехническими приемами); **лабильные / стабильные** (инертные) (чувствительность к биохимическому разложению и трансформации); **молодые / старые** (возраст формирования и разновременность обновления), **быстро / медленно циклирующие; незащищенные (свободные) / защищенные** (доступность микроорганизмам и устойчивость к биодеградации) и т. д.

Начиная с 90-х гг. в мировой литературе исследования с использованием физических методов фракционирования стали доминировать над таковыми с использованием химических методов экстрагирования.

В 1991 г. Р. Тейт (Тейт, 1991) предложил условно разделить ПОВ на две части:

1. изменяющуюся и
2. неизменяющуюся при сельскохозяйственном использовании.

В 2003 г. Б.М. Когут выдвинул принципиально важное условие при делении ОВ почвы на эти 2 части, указав, что необходимо обязательно уточнять метод их фракционирования (химиче-

ское или физическое) (Когут, 2003). Позднее к этим двум методам дифференцированного подхода добавилось и биологическое фракционирование (Семенов и др., 2006). Это обусловлено тем фактом, что выделяемые разными методами фракционирования части ОВ несут различную, но взаимодополняющую информацию (Когут и др., 2004; Когут и др., 2012; Семенов, Когут, 2015; Delahaie et al., 2024; Schiedung et al., 2025).

С 90-х гг. прошлого столетия появилось множество методов физического фракционирования (гранулометрических (по размеру), денсиметрических (по плотности), а также их сочетание), с разным количеством выделяемых фракций, с применением различных разделяющих жидкостей (неорганических, органических): йодид калия (KI), бромформ (CHBr_3), а в настоящее время при денсиметрическом фракционировании в качестве тяжелой жидкости широко используют поливольфрамат натрия ($\text{Na}_6\text{H}_2\text{W}_{12}\text{O}_{40}$).

Для выделения денсиметрических фракций (легкие фракции – ЛФ), окклюдированных в агрегатах почвы, обязательна процедура их разрушения. Для диспергации почвы используют химические и физические методы (например, взбалтывание в гексаметафосфате натрия ($\text{Na}_6\text{P}_6\text{O}_{18}$) со стеклянными шариками в течение 16 часов, ультразвуковая диспергация).

Согласно обстоятельному обзору Poeschlau et al. (2018), комбинация фракционирования ОВ по размеру и плотности частиц является наиболее распространенной.

Метод Шаймухаметова, Травниковой (1984) относится к фракционированию по размеру и плотности (гранулоденсиметрия), в котором в качестве разделяющей жидкости используется бромформ-этанольная смесь (БЭС), а для диспергирования почвы применяется ультразвук. В таблице 1 представлены первоначальный вариант метода (1984), а также его последующие модификации.

Таблица 1. Сведения о грануло-денсиметрическом фракционировании (Шаймухаметов, Травникова, 1984) и его модификациях

Table 1. Information on granulo-densimetric fractionation (Shaimukhametov, Travnikova, 1984) and its modifications

Год	Авторы	Размер	Плотность	Фракции
1984	Шаймухаметов, Травникова	1 мкм	1.8 г/см ³ 2.0 г/см ³	ЛФ (<1.8 г/см ³) ЛФ (1.8–2.0 г/см ³) Ил (<1 мкм) Остаток
2001	Травникова, Артемьева	1 мкм	1.8 г/см ³ 2.0 г/см ³	ЛФ _{СВ} (<1.8 г/см ³): > 50 мкм < 50 мкм ЛФ _{АГР} (<1.8 г/см ³): > 50 мкм < 50 мкм ЛФ (1.8–2.0 г/см ³) Ил (<1 мкм) Остаток

Продолжение таблицы 1

Table 1 continued

Год	Авторы	Размер	Плотность	Фракции
2021	Artemyeva et al.	1 мкм	1.8 г/см ³	ЛФ _{СВ} (<1.8 г/см ³) ЛФ _{АГР} (<1.8 г/см ³) Ил (<1 мкм) Остаток

Примечание. Легкая фракция (ЛФ) в определенной степени соответствует Particulate Organic Matter – POM в зарубежной литературе.

Note. Light fraction (LF) to a certain extent corresponds to Particulate Organic Matter – POM in foreign literature.

После исследования фракций, выделяемых модифицированным методом (Травникова, Артемьева, 2001), под электронным микроскопом, фракция ЛФ ($1.8\text{--}2.0\text{ г/см}^3$) из схемы фракционирования была исключена в силу того, что она оказалась практически полностью минеральной. Кроме того, количество выделяемых фракций ($n = 7$) превышало их рекомендуемое / оптимальное количество – 4–6 (согласно Roerlau et al., 2018). В связи с этим, руководствуясь гипотезой о большей важности места локализации ЛФ в почвенной матрице (ЛФ_{СВ} и ЛФ_{АГР}) по сравнению с возможными различиями их качественного состава, обусловленными размером, процедура деления легких фракций по размеру (50 мкм) в следующей модификации метода (Artemyeva et al., 2021) была исключена (табл. 1).

ЛАБИЛЬНЫЕ И СТАБИЛЬНЫЕ КОМПОНЕНТЫ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА

Свободное ОВ (ЛФ_{СВ} плотностью $< 1.8\text{ г/см}^3$ и размером $> 50 / 53\text{ мкм}$) – аналог РОМ_{free} – локализуется в межагрегатном поровом пространстве почвы. Исследования под электронным микроскопом показали, что оно отличается гетерогенностью качественного состава, несмотря на гомогенность, фиксируемую невооруженным глазом. ЛФ_{СВ} представляет собой смесь хорошо различимых фрагментов неразложившихся остатков (растительные клетки, ткани и т. д.), может включать и остатки отмершей микробиоты и продукты их разложения размером $> 50\text{ (}53, 63\text{) мкм}$ в разных вариантах фракционирования, выделенных методом флотации с помощью разных диспергаторов (химических или физических) (например, Cambardella, Elliott, 1992; Golchin et al., 1994; Six et al., 1998; 1999; Baisden et al., 2002; Carter, 2002; John et al., 2005; Kölbl et al., 2005; Yamashita et al., 2006; Zimmermann et al., 2007; Olchin et al., 2008; Vitro et al., 2008 и проч.) (рис. 1).

Доминирующая часть ЛФ_{СВ} представлена легкодоступным (за исключением углистых веществ) для микробиологического разложения энергетическим материалом (Balesdent et al., 2000). В силу отсутствия физической защиты (локализации в межагрегатном поровом пространстве) свободное ОВ позиционируется как

наиболее быстроразлагаемое ОБ (лабильное) (Cambardella, Elliott, 1992; Six et al., 1999; Solomon et al., 2000; von Lützow et al., 2007). По данным разных авторов, среднее время пребывания (MRT) этой фракции исчисляется периодом от 0.5 до 3–6 лет (Andren, Paustian, 1987; Trumbore, 1997; 2009; Silver, Miya, 2001; Baisden et al., 2002; Adair et al., 2008; Hurisso et al., 2013).

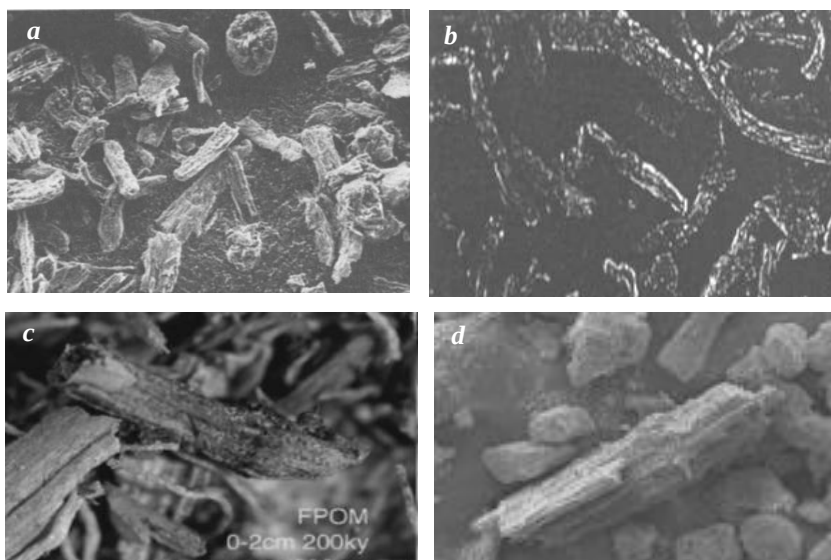


Рис. 1. Изображение фракции свободного ОБ (ЛФ_{св}) (ЛФ плотностью < 1.6–1.8 г/см³): **a** – Cambardella, Elliott (1992); **b** – Golchin et al. (1994); **c** – Baisden et al. (2002); **d** – Артемьева, Федотов (2013).

Fig. 1. Digital images of the Free OM (LF_{fr}) (density < 1.6–1.8 g·cm⁻³): **a** – Cambardella, Elliott, 1992; **b** – Golchin et al. (1994); **c** – Baisden et al. (2002); **d** – Artemyeva, Fedotov (2013).

Агрегированное ОБ почвы (ЛФ_{агр}) представлено ЛФ с плотностью < 1.8 г/см³ и размером < 50 / 53 мкм) – аналог РОМ_{осс}, локализуется в поровом пространстве неустойчивых в ультразвуковом (УЗ) поле микроагрегатов (50 / 53 – 250 мкм) и, соответственно, физически защищено от микробиологических атак

(Golchin et al., 1994; Six et al., 1998; Christensen, 2001). ЛФ_{АГР}, как правило, рассматривается как промежуточный пул ОБ между свободным ОБ и ОБ, стабилизированным глинистыми частицами (Christensen, 2001; Six et al., 2002). Оно отличается от свободного ОБ, в первую очередь, по морфологическим характеристикам. Визуально фракция представляет собой достаточно гомогенную однородную порошкообразную массу черного цвета (рис. 2). Электронно-микроскопический анализ показал значительно бóльшую степень разложения органического материала, по сравнению с ЛФсв. Тем не менее, фрагменты растительного материала достаточно хорошо различимы.



Рис. 2. Изображение фракции окклюдированного ОБ (ЛФ_{окк}) (ЛФ плотностью < 1.8 г/см³): **a** – Golchin et al. (1994); **b** – Baisden et al. (2002); **c** – Артемьева, Федотов (2013).

Fig. 2. Digital images of the Occluded OM (LF_{окк}) (density < 1.8 g·cm⁻³): **a** – Golchin et al. (1994); **b** – Baisden et al. (2002); **c** – Artemyeva, Fedotov (2013).

По данным разных авторов, MRT этой фракции колеблется в диапазоне от 12 до 50–100 лет (Jenkinson, Coleman, 1994; Jastrow et al., 1996, 1998; Parton, 1996; Trumbore, 1997, 2009; Bol et al., 2009; Mueller, Kögel-Knabner, 2009).

ОБ органо-глинистых комплексов (<1 мкм) – аналог Mineral-Associated Organic Matter, MAOM (минерально-ассоциированное ОБ размером < 1(2) мкм), – в которых органические соединения прочно связаны с глинистыми минералами и оксидами-гидроксидами Fe и Al; они представляют физико-химически стабилизированный пул ОБ почвы (Six et al., 1998, 2002; Chenu, Plante, 2006; Kumar et al., 2013; Beare et al., 2014).

Наряду с ЛФ_{АГР}, ОВ органо-глинистых комплексов также входит в состав неустойчивых в ультразвуковом (УЗ) поле микроагрегатов размером 50 / 53 – 250 мкм.

Электронно-микроскопический анализ показал, что илистая фракция представляет собой ламелярные частицы, уложенные параллельно друг другу по базальным плоскостям (рис. 3) (Федотов, Артемьева, 2015). ОВ, стабилизированное глинистыми частицами, адсорбировано на минералах < 1 мкм или локализовано внутри глинистых ультрамикроагрегатов размером < 1 мкм (Chenu, Plante, 2006).

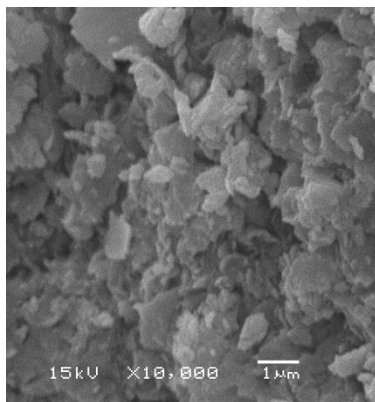


Рис. 3. Изображение илистой фракции (< 1 мкм) (Ил), выделенной из целинного чернозема.

Fig. 3. Digital image of the clay fraction (< 1 μm) (Clay) isolated from virgin Chernozem.

Среднее время MRT этой фракции исчисляется первыми сотнями лет (~100–200) (Laird et al., 2001; Virto et al., 2008, 2010; Heckman et al., 2018).

ОВ остатка после выделения ЛФ и органо-глинистых комплексов – фракция **Остаток** – аналог Mineral-Associated Organic Matter, МАОМ (минерально-ассоциированное ОВ размером 1 (2)–1 000 (2 000) мкм), визуальнo под микроскопом представляет со-

бой скопление грубообломочного минерального компонента, преимущественно фрагментов первичных минералов разного размера, с обильной присыпкой мелкоземистого компонента, представленного глинистыми минералами (хорошо различимы чешуйки глинистых минералов) (рис. 4) (Федотов, Артемьева, 2015).

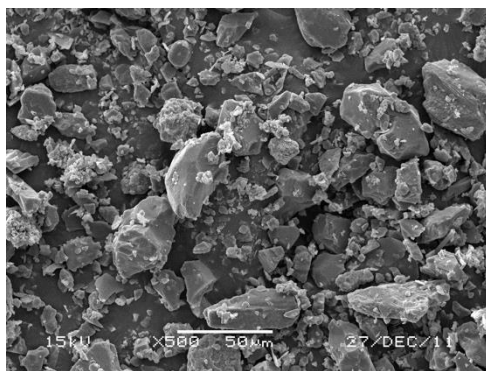


Рис. 4. Изображение фракции Остаток, выделенной из целинного чернозема.

Fig. 4. Digital image of the Residue fraction (Res) isolated from virgin Chernozem.

ОВ фракции Остаток представлено преимущественно ОВ в составе устойчивых в УЗ-поле (70 Дж/мл в течение 1 мин; 15 раз) ультрамикроагрегатов пылеватых фракций. Косвенные свидетельства присутствия такого рода ультрамикроагрегатов в пылеватых фракциях разных почв, подвергнутых слабой или средней степени диспергации, отмечаются разными авторами (Skjemstad et al., 1993; Shang, Tiessen, 1998; Roscoe et al., 2000; Gerzabek et al., 2001; Balabane, Plante, 2004; Plante et al., 2006; Virto et al., 2008, 2010). Предполагается, что ОВ пылеватых фракций стабилизировано как за счет физической окклюзии в ультрамикроагрегатах, так и физико-химической защиты, путем взаимодействия с минералами. В силу способности хранить самые старые и наиболее преобразованные органические частицы (Артемьева и др., 2023), именно ультрамикроагрегаты пылеватого размера играют весьма важную

роль в длительной стабилизации ОВ в почвах.

ОВ, стабилизированное в устойчивых (в УЗ-поле) ультра-микроагрегатах пылеватого размера фракции Остаток, рассматривается в качестве пассивного пула ОВ. MRT данной фракции исчисляется сотнями–тысячами лет (Trumbore, 1997, 2009).

Таким образом, дискретное ОВ ($ЛФ_{СВ} + ЛФ_{АГР}$ – аналог РОМ) представляет изменяющуюся / трансформируемую, в частности, при сельскохозяйственном использовании, а илистая фракция (Ил – аналог МАОМ) – неизменяющуюся / нетрансформируемую части ОВ в почвах.

Следовательно, физическое фракционирование по размеру и плотности частиц дает возможность разделить ОВ почвы на лабильный и относительно стабильный пулы.

Отношение углерода лабильного и стабильного пулов – индекс $С_{ЛФ}/С_{Ил}$ – давно и успешно используется в качестве индикатора качества ОВ почв агроландшафтов (например, Ганжара и др., 1990; Травникова и др., 1992; Gregorich et al., 1994; Когут, 1996; Травникова, 2002; Артемьева, 2008; Artemyeva, Kogut, 2016). Согласно Gregorich et al. (1994), возможность использования этого показателя в качестве индикатора качества ОВ обусловлена несколькими факторами: 1) поскольку эта фракция ОВ представлена не-/слабо разложенными остатками, преимущественно растительного происхождения, ее количество отражает баланс между вносимым и разлагаемым ОВ, что определяется условиями окружающей среды; 2) легкие фракции (ЛФ), при относительно небольших их количествах в почве (как правило, их количество не превышает 10%), концентрирует до 20–45% общего $С_{орг}$; 3) ЛФ – постоянный источник питательных элементов; 4) ЛФ наиболее чувствительны к изменению агротехники и систем севооборота.

Для экологической оценки почв по содержанию лабильной и стабильной частей ОВ (масса, %) была предложена типизация органо-глинистых комбинаций по двум базовым признакам (тип выделяется по гранулометрическому составу (содержание ила), подтип – по содержанию ЛФ плотностью $< 2 \text{ г/см}^3$) (табл. 2) (Артемьева и др., 2009).

Согласно предлагаемой типизации органо-глинистых комбинаций, почвы зонального ряда Центра Русской равнины делятся

на четыре типа:

I тип (малоглинистая комбинация) характеризуется средней и высокой степенью дегумусированности, высокой степенью дезагрегации, средней степенью деструктуризации, средней и высокой степенью переуплотнения. В наибольшей степени подвержен деградационным изменениям при различных агрогенных нагрузках.

II тип (среднеглинистая комбинация) отличается слабой и средней степенью дегумусированности, средней и высокой степенью дезагрегации, средней и высокой степенью деструктуризации и широким диапазоном по степени переуплотнения (от незначительной до высокой). В целом данный тип органо-глинистой комбинации, по сравнению с типом I, характеризуется большей степенью устойчивости к деградации. Однако он все же остается достаточно проблемным с точки зрения устойчивости к агрогенным нагрузкам.

III тип (многоглинистая комбинация) характеризуется слабой и средней степенью дегумусированности, слабой и средней степенью дезагрегации, широким диапазоном по степени деструктуризации (от слабой до высокой включительно), незначительной и слабой степенью переуплотнения. В целом данный тип органо-глинистой комбинации оценивается как достаточно устойчивый к агрогенным нагрузкам.

IV тип (гиперглинистая комбинация) отличается слабой и средней степенью дегумусированности, слабой и средней степенью дезагрегации, слабой и средней степенью деструктуризации и слабой степенью переуплотнения. Наиболее устойчив к агрогенным нагрузкам.

Индекс $C_{лф}/C_{ил}$ релевантно отражает качественные изменения ОВ в разных типах почв Центра Русской равнины при разном землепользовании (рис. 5). Очевидна тенденция к уменьшению величины данного индекса по мере увеличения степени “нарушенности” почв и его восстановлению при снижении нагрузки (рис. 5).

Таблица 2. Двухфакторная типизация органо-глинистых комбинаций (Артемьева и др., 2009)

Table 2. Two factor typing of organo-clay combinations (Artemyeva et al., 2009)

Подтип, ЛФ*, % Тип, Ил, %	1 0–2	2 2–4	3 4–6	4 >6
I 0–10	малоглинистый обедненный	малоглинистый слабообогаченный	малоглинистый обогаченный	малоглинистый сверхобогаченный
II 10–20	среднеглинистый обедненный	среднеглинистый слабообогаченный	среднеглинистый обогаченный	среднеглинистый сверхобогаченный
III 20–30	многоглинистый обедненный	многоглинистый слабообогаченный	многоглинистый обогаченный	многоглинистый сверхобогаченный
IV 30–40	гиперглинистый обедненный	гиперглинистый слабообогаченный	гиперглинистый обогаченный	гиперглинистый сверхобогаченный

Примечание. * – легкие фракции с плотностью < 2 г/см³.

Note. * – light fractions (density < 2 g cm⁻³).

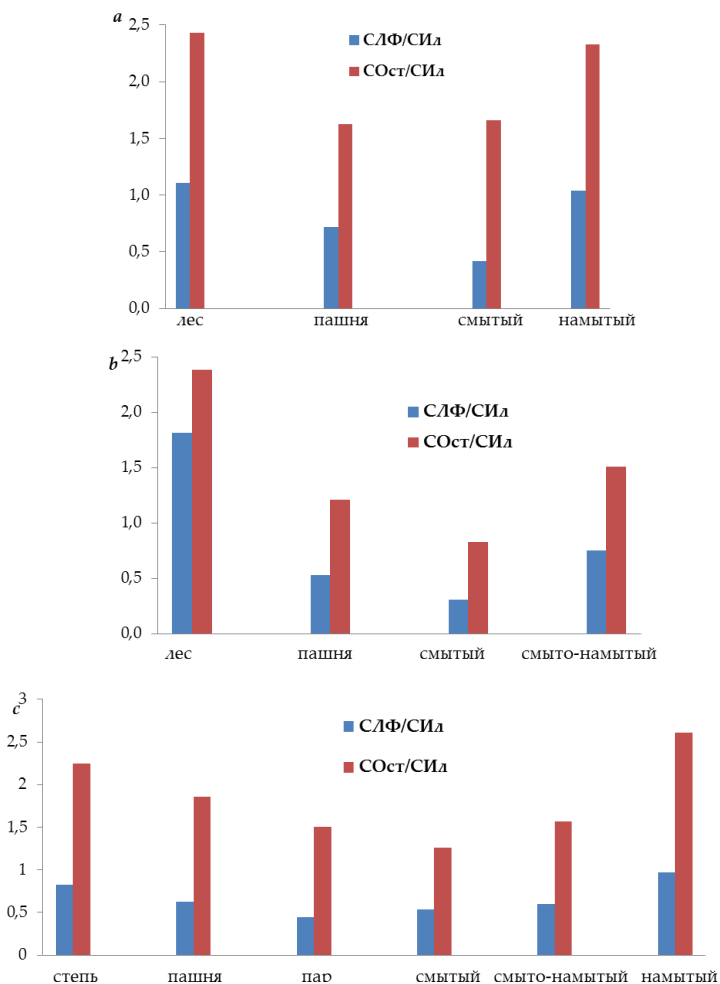


Рис. 5. Индексы $C_{LF}/C_{Ил}$ и $C_{Ост}/C_{Ил}$ в основных типах почв Центра Русской равнины: **a** – дерново-подзолистые почвы (n = 5); **b** – серые лесные (n = 6); **c** – черноземы (n = 11).

Fig. 5. Distribution of the C_{LF}/C_{Clay} and C_{Res}/C_{Clay} indices in the main soil types of the Central Russian Plain: **a** – Albeluvisols (n = 5); **b** – Phaeozems (n = 6); **c** – Chernozems (n = 11).

Таким образом, несмотря на то, что расширенные схемы фракционирования достаточно адекватно отражают реальный компонентный состав ОВ в почвенной матрице и демонстрируют свою информативность при фундаментальных исследованиях, для массового использования они малопригодны в силу своей трудоемкости, а, следовательно, и существенных финансовых расходов. В связи с этим исследователи неоднократно предпринимали попытки разработки ускоренной и простой процедуры фракционирования ОВ, приводящей к снижению трудоемкости получения индекса, близкого к $C_{\text{лф}}/C_{\text{ил}}$.

Так в 1992 г. Л.С. Травниковой с соавторами (Травникова и др., 1992) был разработан относительно простой способ, в соответствии с которым соотношение C основных фракций ОВ определяется по уровню их накопления в гранулометрических фракциях < 1 (2) мкм и в остатке после их выделения ($C_{\text{ост}}/C_{\text{ил}}$), который близок к современному, часто используемому в зарубежной, а в последнее время и в отечественной литературе, РОС/МАОС (отношение углерода в РОМ к углероду в МАОМ). Данный экспресс-метод Травниковой основан на простом гранулометрическом фракционировании почвы по размеру (> 1 мкм и < 1 мкм) с использованием ультразвуковой диспергации и центрифугирования (Шаймухаметов, Воронина, 1972). Этот ускоренный метод был успешно апробирован на образцах почв, отобранных в различных удобренных вариантах длительных полевых опытов дерново-подзолистых и черноземных почв России, бурых, буроземных и черноземных почв Германии. Выявлена достоверная корреляция ($r = 0.85$) между значениями показателей, полученными методами полного грануло-денсиметрического фракционирования и экспресс-методом (Травникова и др., 1992). Позднее экспресс-показатель $C_{\text{ост}}/C_{\text{ил}}$, определяемый с помощью этого упрощенного метода, был метрологически охарактеризован и рекомендован для проведения агроэкологического мониторинга гумусового состояния черноземов (Когут и др., 2002).

В связи с современными климатическими вызовами, связанными с проблемами парникового эффекта и потенциалом секвестрации C почвами, в последние десятилетия исследования по углеродному мониторингу почв получили новый импульс. В частно-

сти, такого рода работы были успешно реализованы в Германии (Poeplau, Don, 2023; Skadell et al., 2023), Швейцарии (Dupla et al., 2021; Guillaume et al., 2022), Англии и Уэльсе (Prout et al., 2021, 2022; Pulley et al., 2023), Франции (Delahaie et al., 2023; Rabot et al., 2024), Бразилии (Pinheiro Junior et al., 2024).

В зарубежной литературе по длительному мониторингу ПОВ наиболее часто применяют отношение POM/MAOM или POC/MAOC (von Lützow et al., 2007; Cotrufo et al., 2019; Lavallee et al., 2020; Angst et al., 2021, 2023; Vidal et al., 2021; Witzgall et al., 2021; Kögel-Knabner et al., 2022; Schlüter et al., 2022; Yu et al., 2022; Dobarco et al., 2023; Delahaie et al., 2023; Laub et al., 2024). Для выделения этих пулов ОБ (POM и MAOM) применяются разные физические методы фракционирования; из них наиболее потенциально релевантными для мониторинга почвы считаются метод разделения частиц по размеру (гранулометрический) и термический анализ (Delahaie et al., 2023). В качестве гранулометрического метода разделения частиц по размеру за рубежом широко используется метод Cambardella and Elliott (1992), который позволяет разделить ОБ по размеру (> 53 мкм и < 53 мкм), приравнивая эти фракции к POM (particulate OM) и MAOM (Mineral-associated OM) с использованием гексаметафосфата натрия ($\text{Na}_6\text{P}_6\text{O}_{18}$) для диспергирования.

Несмотря на высокую популярность данного метода, его, на наш взгляд, нельзя считать оптимальным для решения поставленной цели. В частности, используя схему Cambardella and Elliott (1992), в состав POM, помимо свободного ОБ (POM_{free}), попадает и часть окклюдированного ОБ в составе агрегатов (POM_{occ}). Это происходит в силу того, что свободное ОБ может быть представлено на 20–70% частицами размером < 50 мкм, а состав POM_{occ} может быть существенно “загрязнен” частицами POM размером > 50 мкм. Следовательно, количество POM может быть существенно занижено, а состав MAOM характеризуется чрезвычайно гетерогенным составом – в него попадет, помимо песка, пыли, глины и POM_{occ} , также и POM_{free} . В результате главное условие любого фракционирования – выделение наиболее однородных по качественному составу фракций при минимальном их количестве – соблюдается не в полной мере.

Напротив, схема Травниковой и др. (1992) позволяет выделить, по крайней мере, одну относительно гомогенную по качественному составу фракцию (Ил) при том же общем количестве фракций (2). Следовательно, с теоретических позиций, схема Травниковой и др. (1992), предположительно, должна более адекватно отражать изменения качественного состава ОВ почвы при разном землепользовании.

На основе расчета значений показателя $C_{\text{Ост}}/C_{\text{Ил}}$ (расширенная схема фракционирования) было установлено, что он описывает качественные изменения ОВ в разных типах почв Центра Русской равнины при разном землепользовании практически так же, как и индекс $C_{\text{ЛФ}}/C_{\text{Ил}}$ (рис. 6).

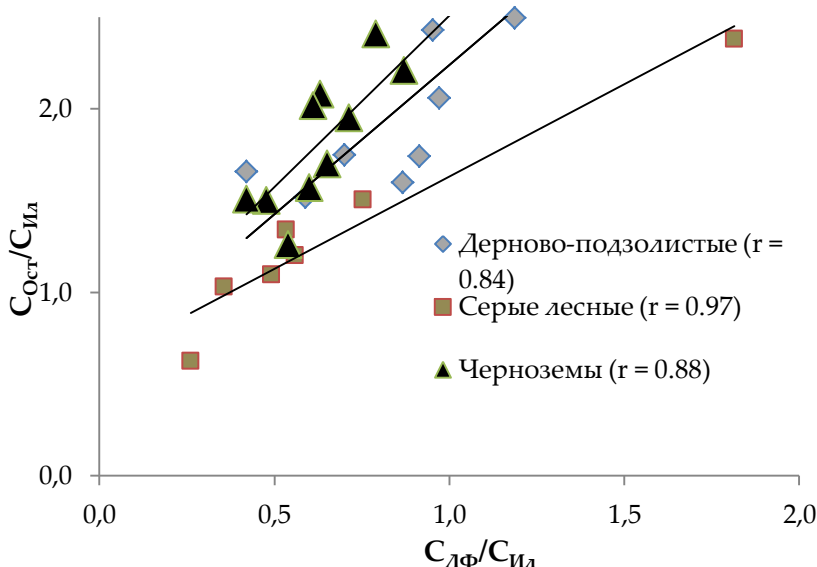


Рис. 6. Коэффициенты корреляции индексов $C_{\text{ЛФ}}/C_{\text{Ил}}$ и $C_{\text{Ост}}/C_{\text{Ил}}$ в основных типах почв Центра Русской равнины: дерново-подзолистые ($n = 9$); серые лесные ($n = 7$); черноземы ($n = 12$).

Fig. 6. Correlation coefficients between the $C_{\text{LF}}/C_{\text{Clay}}$ and $C_{\text{Res}}/C_{\text{Clay}}$ indices in the main soil types of the Central Russian Plain: Albeluvisols ($n = 9$); Phaeozems ($n = 7$); Chernozems ($n = 12$).

Более того, сравнительный анализ индексов $S_{\text{ЛФ}}/S_{\text{Ил}}$ и $S_{\text{Ост}}/S_{\text{Ил}}$ по данным полной схемы фракционирования показал очень тесную корреляцию между ними.

Коэффициент корреляции (r) между двумя индексами увеличивается в ряду: дерново-подзолистые (0.84) < черноземы (0.88) < серые лесные (0.97).

Таким образом, схема Травниковой и др. (1992), на наш взгляд, имеет явное преимущество перед таковой Cambardella and Elliott (1992), хотя и она обладает недостатком, заключающимся в относительно высокой гетерогенности фракции Остаток (ЛФ + песок + пыль), следствием чего является недооценка стабильной части ОВ.

Ранее было показано, что достаточно существенное количество стабильного ОВ (минерально-ассоциированного) сосредоточено в пылеватых фракциях, которые при полной схеме фракционирования попадают в Остаток (Артемьева, 1991; Артемьева и др., 1991; Куваева, Фрид, 2002; Титова и др., 1989; Травникова, Титова, 1978; Артемьева, Кириллова, 2017). Соответственно, включение пылеватой фракции или ее части (1–10 мкм) в состав МАОМ позволит снизить степень гетерогенности фракции Остаток и выделить стабильное ОВ практически в полном объеме. Учитывая, что в отечественном почвоведении содержание физической глины (10 мкм) является ключевым индикатором, дифференцирующим почвы по гранулометрическому составу, использование $S_{\text{физ. глина}}$ в качестве стабильной составляющей ОВ вместо $S_{\text{Ил}}$ представляется теоретически обоснованным и весьма перспективным. Следовательно, индекс $S_{\text{Ост}}/S_{\text{физ. глина}}$ может рассматриваться как более приемлемый для целей длительного мониторинга ОВ почвы по сравнению с индексом $S_{\text{Ост}}/S_{\text{Ил}}$.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В заключение следует отметить, что в обоих индексах $S_{\text{Ост}}/S_{\text{Ил}}$ и $S_{\text{Ост}}/S_{\text{физ. глина}}$ первоначальная идея Тейта о наличии трансформируемой и нетрансформируемой частей ОВ, а также представление о почве как о системе продуктов органо-минерального взаимодействия (Травникова, Шаймухаметов, 2000) реализуются в большей степени по сравнению с используемым в

иностранной литературе индексом $C_{\text{ПОМ}}/C_{\text{МАОМ}}$. Тем не менее, оценить валидность и надежность этого теоретического вывода возможно только при сравнительной экспериментальной апробации указанных показателей в условиях длительных полевых опытов на различных типах почв.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Артемова З.С.* Сравнительная характеристика природнослитых и уплотненных при орошении почв: Дис. ... канд. биол. наук. М.: МГУ им. М.В. Ломоносова, 1991. 125 с.
2. *Артемова З.С., Алексеева Т.В., Самойлова Е.М.* Высокодисперсные фракции слитых горизонтов природнослитых и уплотненных при орошении почв // Вестник МГУ. Серия Почвоведение. 1991. № 3. С. 39–46.
3. *Артемова З.С.* Органические и органо-глинистые комплексы агрогенно-деградированных почв: Автореф. дис ... докт. биол. наук. М.: МГУ им. М. В. Ломоносова, 2008. 48 с.
4. *Артемова З.С., Васенев И.И., Силева Т.М.* Систематизация органо-глинистых комбинаций почв Центра Русской равнины // Вестник МГУ. 2009. № 4. С. 17–21.
5. *Артемова З.С., Федотов Г.Н.* Состав функциональных пулов легкоразлагаемого органического вещества автоморфных зонального ряда почв Центра Русской равнины // Вестник Московского университета. Серия 17: Почвоведение. 2013. № 4. С. 3–10.
6. *Артемова З.С., Кириллова Н.П.* Роль продуктов органо-минерального взаимодействия в структурообразовании и гумусообразовании основных типов почв Центра Русской равнины // Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева. 2017. Вып. 90. С. 73–95. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2017-90-73-95>.
7. *Артемова З.С., Зазовская Э.П., Засухина Е.С., Цомаева Е.В.* Изотопный состав углерода органического вещества водоустойчивых структурных отдельностей типичного чернозема в контрастных вариантах землепользования // Почвоведение. 2023. № 3. С. 339–352. DOI: <https://doi.org/10.31857/S0032180X22601098>.
8. *Ганжара Н.Ф., Борисов Б.А., Флоринский М.А.* Легкоразлагаемые органические вещества почв // Химизация с/х. 1990. № 1. С. 53–55.
9. *Иванов А.Л., Когут Б.М., Семенов В.М., Тюрина Оберландер М., Ваксман Шанбахер Н.* Развитие учения о гумусе и почвенном органическом веществе: от Тюрина и Ваксмана до наших дней // Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева. 2017. Вып. 90.

С. 3–38. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2017-90-3-38>.

10. *Козут Б.М.* Трансформация гумусового состояния черноземов при их сельскохозяйственном использовании: Автореф. дис. ... докт. с.-х. наук. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 1996. 48 с.

11. *Козут Б.М., Травникова Л.С., Титова Н.А., Куваева Ю.В., Шевцова Л.К., Шульц Э.* Экспресс-показатель агроэкологического мониторинга гумусового состояния черноземов // Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева. 2002. Вып. 56. С. 65–71.

12. *Козут Б.М.* Принципы и методы оценки содержания трансформируемого органического вещества в пахотных почвах // Почвоведение. 2003. № 3. С. 308–316.

13. *Козут Б.М., Масютенко Н.П., Шульц Э., Киселева О.В., Дубовик Е.В., Сысеев С.А.* Органическое вещество агрегатов черноземов // Агроэкологическая оптимизация земледелия / Сб. докл. Межд. научно-практ. конф. Курск, 2004. С. 418–420.

14. *Козут Б.М., Сысеев С.А., Холодов В.А.* Водопрочность и лабильные гумусовые вещества типичного чернозема при разном землепользовании // Почвоведение. 2012. № 5. С. 555–561.

15. *Козут Б.М., Семенов В.М.* Конвергентная методология исследования почвенного органического вещества земель сельскохозяйственного назначения // Современные методы исследований почв и почвенного покрова / Материалы Всероссийской конференции с международным участием. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2015. С. 51–64.

16. *Козут Б.М., Семенов В.М., Артемьева З.С., Данченко Н.Н.* Дегумусирование и почвенная секвестрация углерода // Агрохимия. 2021. № 5. С. 3–13. DOI: <https://doi.org/10.31857/S0002188121050070>.

17. *Кононова М.М., Панкова Н.А., Бельчикова Н.П.* Изменение в содержании и составе органического вещества при окультуривании почв // Почвоведение. 1949. № 1. С. 28–37.

18. *Куваева Ю.В., Фрид А.С.* Динамика органического вещества тонкодисперсных частиц дерново-подзолистых почв в длительных опытах // Почвоведение. 2002. № 1. С. 52–64.

19. Оценка почв по содержанию и качеству гумуса для производственных моделей почвенного плодородия: (Рекомендации). М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, ВО “Агропромиздат”, 1990. 28 с.

20. Рекомендации для исследования баланса и трансформации органического вещества при сельскохозяйственном использовании и интенсивном окультуривании почв. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 1984. 96 с.

21. *Семенов В.М., Кравченко И.К., Иванникова Л.А. и др.* Экспериментальное определение активного органического вещества

- почвы природных и сельскохозяйственных экосистем // Почвоведение. 2006. № 3. С. 282–292.
22. Семенов В.М., Козут Б.М. Почвенное органическое вещество. М.: ГЕОС, 2015. 233 с.
23. Тейт Р.Ш. Органическое вещество почвы. М.: Мир, 1991. 400 с.
24. Титова Н.А., Травникова Л.С., Куваева Ю.В. Состав компонентов тонкодисперсных частиц пахотной дерново-подзолистой почвы // Почвоведение. 1989. № 6. С. 89–97.
25. Травникова Л.С., Титова Н.А. Факторы, регулирующие распределение органического вещества по фракциям < 5 мкм в почвах солонцового комплекса Калмыкии // Почвоведение. 1978. № 11. С. 121–130.
26. Травникова Л.С., Титова Н.А., Шаймухаметов М.Ш. Роль продуктов взаимодействия органической и минеральной составляющих в генезисе и плодородии почв // Почвоведение. 1992. № 10. С. 81–96.
27. Травникова Л.С., Шаймухаметов М.Ш. Продукты органо-минерального взаимодействия и устойчивость почв к деградации // В кн. “Современные проблемы почвоведения” / Науч. тр. Почвенного ин-та им. В.В. Докучаева. М., 2000. С. 356–368.
28. Травникова Л.С., Артемьева З.С. Физическое фракционирование органического вещества почв с целью изучения его устойчивости к биodeградации // Экология и почвы. Изб. лек. 10-й Всеросс. школы. Т. IV. Пушино: ОНТИ ПНЦ РАН, 2001. С. 337–346.
29. Травникова Л.С. Закономерности гумусонакопления: новые данные и их интерпретация // Почвоведение. 2002. № 7. С. 832–843.
30. Тюрин И.В. Органическое вещество почв. М: Сельхозгиз, 1937. 247 с.
31. Федотов Г.Н., Артемьева З.С. Влияние коллоидной составляющей почв на выделение грануло-денсиметрических фракций // Почвоведение. 2015. № 1. С. 61–70. DOI: <https://doi.org/10.7868/S0032180X15010049>.
32. Шаймухаметов М.Ш., Воронина К.А. Методика фракционирования органно-глинистых комплексов почв с помощью лабораторных центрифуг // Почвоведение. 1972. № 8. С. 134–138.
33. Шаймухаметов М.Ш., Травникова Л.С. Способ извлечения из почвы поглощающего комплекса // Авт. свид. № 1185238. Госком СССР по делам изобретений и открытий. Заявка № 3732977. Приоритет изобр. 30.03.1984.
34. Adair E.C., Parton W.J., del Grosso S.J., Silver W.L., Harmon M.E., Hall S.A., Burke I.C., Hart S.C. Simple three pool kinetic model describes patterns of long-term litter decomposition in diverse climates // Glob. Change Biol. 2008. Vol. 14. P. 2636–2660. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01674.x>.

35. Andren O., Paustian K. Barley straw decomposition in the field: a comparison of models // *Ecology*. 1987. Vol. 68. P. 1190–1200. DOI: <https://doi.org/10.2307/1939203>.
36. Angst G., Mueller K.E., Castellano M.J., Vogel C., Wiesmeier M., Mueller C.W. Unlocking complex soil systems as carbon sinks: multi-pool management as the key // *Nature Communications*. 2023. Vol. 14. Art. No. 2967. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-023-38700-5>.
37. Angst G., Mueller K.E., Nierop K.G.J., Simpson M.J. Plant- or microbial-derived? A review on the molecular composition of stabilized soil organic matter // *Soil Biol. Biochem.* 2021. Vol. 156 P. 108189. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108189>.
38. Artemyeva Z., Danchenko N., Kolyagin Yu., Kirillova N., Kogut B. Chemical structure of soil organic matter and its role in aggregate formation in Haplic Chernozem under the contrasting land use variants // *Catena*. 2021. Vol. 204. P. 105403. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105403>.
39. Artemyeva Z.S., Kogut B.M. The effect of tillage on organic carbon stabilization in microaggregates in different climatic zones of European Russia // *Agriculture*. 2016. Vol. 6(4). P. 63. DOI: <https://doi.org/10.3390/agriculture6040063>.
40. Baisden W.T., Amundson R., Cook A.C., Brenner D.L. The turnover and storage of C and N in five density fractions from California annual grassland surface soil // *Glob. Biogeochem. Cycles*. 2002. Vol. 16. P. 1117–1132. DOI: <https://doi.org/10.1029/2001GB001822>.
41. Balabane M., Plante A. Aggregation and carbon storage in silty soil using physical fractionation techniques // *Eur. J. Soil Sci.* 2004. Vol. 55. P. 415–127. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1351-0754.2004.0608.x>.
42. Balesdent J., Chenu C., Balabane M. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage // *Soil Till. Res.* 2000. Vol. 53 (3–4). P. 215–230. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00107-5](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00107-5).
43. Beare M.H., McNeill S.J., Curtin D. et al. Estimating the organic carbon stabilisation capacity and saturation deficit of soils: a New Zealand case study // *Biogeochem.* 2014. Vol. 120. P. 71–87. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10533-014-9982-1>.
44. Bol R., Poirier N., Balesdent J., Gleixner G. Molecular turnover time of soil organic matter in particle-size fractions of an arable soil // *Rapid Commun. Mass Spectrom.* 2009. Vol. 23. P. 2551–2558. DOI: <https://doi.org/10.1002/rcm.4124>.
45. Cambardella C.A., Elliott E.T. Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1992. Vol. 56(3). P. 777–783. DOI: <https://doi.org/10.2136/SSSAJ1992.03615995005600030017X>.

46. *Carter M.R.* Soil quality for sustainable land management: organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions // *Agron. J.* 2002. Vol. 94. P. 38–47. DOI: <https://doi.org/10.2134/agronj2002.3800>.
47. *Chenu C., Plante A.F.* Clay-sized organo-mineral complexes in a cultivation chronosequence: revisiting the concept of the ‘primary organo-mineral complex’ // *Eur. J. Soil Sci.* 2006. Vol. 57. P. 596–607. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00834.x>.
48. *Christensen B.T.* Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover // *Eur. J. Soil Sci.* 2001. Vol. 52. P. 345–353. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2001.00417.x>.
49. *Cotrufo M.F., Ranalli M.G., Haddix M.L., Six J., Lugato E.* Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter // *Nature Geoscience*. 2019. Vol. 12. P. 989–994. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0484-6>.
50. *Delahaie A.A., Barré P., Baudin F. et al.* Elemental stoichiometry and Rock-Eval® thermal stability of organic matter in French topsoils // *SOIL*. 2023. Vol. 9. P. 209–229. DOI: <https://doi.org/10.5194/soil-9-209-2023>.
51. *Delahaie A.A., Cécillon L., Stojanova M. et al.* Investigating the complementarity of thermal and physical soil organic carbon fractions // *SOIL* 2024. Vol. 10. P. 795–812. DOI: <https://doi.org/10.5194/soil-10-795-2024>.
52. *Dobarco M.R., Wadoux A.M.J.-C., Malone B. et al.* Mapping soil organic carbon fractions for Australia, their stocks, and uncertainty // *Biogeosci.* 2023. Vol. 20. P. 1559–1586. DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-20-1559-2023>.
53. *Dupla X., Gondret K., Sauzet O. et al.* Changes in topsoil organic carbon content in the Swiss leman region cropland from 1993 to present. Insights from large scale on-farm study // *Geoderma*. 2021. Vol. 400. P. 115125. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115125>.
54. *Gerzabek M.H., Haberhauer G., Kirchmann H.* Soil organic matter pools and carbon-13 natural abundances in particle-size fractions of a long-term agricultural field experiment receiving organic amendments // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2001. Vol. 65. P. 352–358. DOI: <https://doi.org/10.2136/SSSAJ2001.652352X>.
55. *Golchin A., Oades J.M., Skjemstad J.O., Clarke P.* Study of free and occluded particulate organic matter in soils by solid-state ¹³C CP/MAS NMR spectroscopy and scanning electron microscopy // *Austral. J. Soil Res.* 1994. Vol. 32. P. 285–309. DOI: <https://doi.org/10.1071/SR9940285>.
56. *Gregorich E.G., Carter M.R., Angers D.A., Monreal C.M., Ellert B.H.* Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils // *Can. J. Soil Sci.* 1994. Vol. 74. P. 367–385. DOI: <https://doi.org/10.4141/cjss94-051>.
57. *Guillaume T., Makowski D., Libohova Z. et al.* Soil organic carbon

- saturation in cropland-grassland systems: Storage potential and soil quality // *Geoderma*. 2022. Vol. 406. P. 115529. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115529>.
58. Heckman K., Throckmorton H., Horwath W.R., Swanston C.W., Rasmussen C. Variation in the Molecular Structure and Radiocarbon Abundance of Mineral-Associated Organic Matter across a Lithosequence of Forest Soils // *Soil Syst.* 2018. Vol. 2. P. 36. DOI: <https://doi.org/10.3390/soilsystems2020036>.
59. Hurisso T.T., Davis J.G., Brummer J. *et al.* Rapid changes in microbial biomass and aggregate size distribution in response to changes in organic matter management in grass pasture // *Geoderma*. 2013. Vol. 193. P. 68–75. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.10.016>.
60. Jastrow J.D., Boutton T.W., Miller R.M. Carbon dynamics of aggregate-associated organic matter estimated by carbon-13 natural abundance // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1996. Vol. 60. P. 801–807. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1996.03615995006000030017x>.
61. Jastrow J.D., Miller R.M., Lussenhop J. Contributions of interacting biological mechanisms to soil aggregate stabilization in restored prairie // *Soil Biol. Biochem.* 1998. Vol. 30(7). P. 905–916. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00207-1](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00207-1).
62. Jenkinson D.S., Coleman K. Calculating the annual input of organic matter to soil from measurements of total organic carbon and radiocarbon // *Eur. J. Soil Sci.* 1994. Vol. 45. P. 167–174. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1994.tb00498.x>.
63. John B., Yamashita T., Ludwig B., Flessa H. Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use // *Geoderma*. 2005. Vol. 128. P. 63–79. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.12.013>.
64. Kögel-Knabner I., Wiesmeier M., Mayer S. Mechanisms of soil organic carbon sequestration and implications for management // *Understanding and fostering soil carbon sequestration*. Cambridge: Burleigh Dodds Sci. Publ. Lim., 2022. P. 1–36. DOI: <https://doi.org/10.19103/AS.2022.0106.02>.
65. Kölbl A., Leifeld J., Kögel-Knabner I. A comparison of two methods for the isolation of free and occluded particulate organic matter // *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2005. Vol. 168. P. 660–667. DOI: <https://doi.org/10.1002/jpln.200521805>.
66. Kumar R., Rawat K. S., Singh J. *et al.* Soil aggregation dynamics and carbon sequestration // *J. App. Nat. Sci.* 2013. Vol. 5(1). P. 250–267. DOI: <https://doi.org/10.31018/jans.v5i1.314>.
67. Laird D.A., Martens D.A., Kingery W.L. Nature of clay-humic complexes in an agricultural soil. I. Chemical, biochemical, and spectroscopic analyses //

- Soil Sci. Soc. Am. J. 2001. Vol. 65. P. 1413–1418. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.6551413x>.
68. *Laub M., Blagodatsky S., Van de Broek M. et al.* SAMM version 1.0: a numerical model for microbial- mediated soil aggregate formation // *Geosci. Model Dev.* 2024. Vol. 17. P. 931–956. DOI: <https://doi.org/10.5194/gmd-17-931-2024>.
69. *Lavallee J.M., Soong J.L., Cotrufo M.F.* Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century // *Glob. Ch. Biol.* 2020. Vol. 26(1). P. 261–273. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14859>.
70. *Mueller C.W., Kögel-Knabner I.* Soil organic carbon stocks, distribution, and composition affected by historic land use changes on adjacent sites // *Biol. Fertil. Soils.* 2009. Vol. 45. P. 347–359. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00374-008-0336-9>.
71. *Olchin G.P., Ogle S., Frey S.D. et al.* Residue Carbon Stabilization in Soil Aggregates of No-Till and Tillage Management of Dryland Cropping Systems // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2008. Vol. 72. P. 507–513. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0417>.
72. *Parton W.J.* The CENTURY model // In: *Powlson D.S., Smith P., Smith J.U.* (Eds.), *Evaluation of Soil Organic Matter Models Using Existing Long-term Datasets.* NATO ASI Series I. Springer-Verlag, Heidelberg, 1996. P. 283–293. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-642-61094-3_23.
73. *Pinheiro Junior C.R., Canisares L.P., Abreu M.C. et al.* Drivers of carbon stabilization and sequestration in Brazil’s black soils // *Catena.* 2024. Vol. 246. P. 108451. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.108451>.
74. *Plante A.F., Conant R.T., Paul E.A. et al.* Acid hydrolysis of easily dispersed and microaggregate-derived silt- and clay-sized fractions to isolate resistant soil organic matter // *Eur. J. Soil Sci.* 2006. Vol. 57. P. 456–467. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00792.x>.
75. *Poeplau C., Don A., Six J. et al.* Isolating organic carbon fractions with varying turnover rates in temperate agricultural soils – A comprehensive method comparison // *Soil Biol. Biochem.* 2018. Vol. 125. P. 10–26. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.06.025>.
76. *Poeplau C., Don A.* A simple soil organic carbon level metric beyond the organic carbon-to-clay ratio // *Soil Use Manag.* 2023. Vol. 39. P. 1057–1067. DOI: <https://doi.org/10.1111/sum.12921>.
77. *Prout J.M., Shepherd K.D., McGrath S.P. et al.* What is a good level of soil organic matter? An index based on organic carbon to clay ratio // *Eur. J. Soil Sci.* 2021. Vol. 72. P. 2493–2503. DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.13012>.
78. *Prout J.M., Shepherd K.D., McGrath S.P. et al.* Changes in organic carbon

to clay ratios in different soils and land uses in England and Wales over time // Sci. Rep. 2022. Vol. 12. P. 5162. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-09101-3>.

79. *Pulley S., Taylor H., Prout J.M. et al.* The soil organic carbon:clay ratio in North Devon, UK: implications for marketing soil carbon as an asset class // Soil Use Manag. 2023. Vol. 39. P. 1068–1081. DOI: <https://doi.org/10.1111/sum.12920>.

80. *Rabot E., Saby N.P.A., Martin M.P. et al.* Relevance of the organic carbon to clay ratio as a national soil health indicator // Geoderma. 2024. Vol. 443. P. 116829. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2024.116829>.

81. *Roscoe R., Buurman P., Velthorst E.J.* Disruption of soil aggregates by varied amounts of ultrasonic energy in fractionation of organic matter of a clay Latosol: carbon, nitrogen and $\delta^{13}\text{C}$ distribution in particle-size fractions // Eur. J. Soil Sci. 2000. Vol. 51. P. 445–454. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2000.00321.x>.

82. *Schiedung M., Barré P., Poeplau C.* Separating fast from slow cycling soil organic carbon – A multi-method comparison on land use change sites // Geoderma. 2025. Vol. 453. P. 117154. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2024.117154>.

83. *Schlüter S. et al.* Microscale carbon distribution around pores and particulate organic matter varies with soil moisture regime // Nat. Commun. 2022. Vol. 13. P. 2098. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-022-29605-w>.

84. *Shang C., Tiessen H.* Organic matter stabilization in two semiarid tropical soils: Size, density, and magnetic separations // Soil Sci. Soc. Am. J. 1998. Vol. 62. P. 1247–1257. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200050015x>.

85. *Silver W.L., Miya R.K.* Global patterns in root decomposition: comparisons of climate and litter quality effects // Oecologia. 2001. Vol. 129. P. 407–419. DOI: <https://doi.org/10.1007/s004420100740>.

86. *Six J., Elliott E.T., Paustian K., Doran J.W.* Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils // Soil Sci. Soc. Am. J. 1998. Vol. 62. P. 1367–1377. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200050032x>.

87. *Six J., Elliott E.T., Paustian K.* Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-till systems // Soil Sci. Soc. Am. J. 1999. Vol. 63. P. 1350–1358. DOI: <https://doi.org/10.2136/SSSAJ1999.6351350X>.

88. *Six J., Connant R.T., Paul E.A., Paustian J.* Stabilisation mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils // Plant Soil. 2002. Vol. 241. P. 155–176. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>.

89. *Skadell L.E., Schneider Fl., Gocke M.I. et al.* Twenty percent of

- agricultural management effects on organic carbon stocks occur in subsoils – Results of ten long-term experiments // *Agr. Ecosys. Environ.* 2023. Vol. 356. P. 108619. DOI: <https://doi.org/10.2139/ssrn.4354778>.
90. Skjemstad J.O., Janik L.J., Head M.J., McClure S.G. High-energy ultraviolet photooxidation: a novel technique for studying physically protected organic-matter in clay-sized and siltsized aggregates // *J. Soil Sci.* 1993. Vol. 44. P. 485–499. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1993.tb00471.x>.
91. Solomon D., Lehmann J., Zech W. Land use effects on soil organic matter properties of Chromic Luvisols in semi-arid northern Tanzania: carbon, nitrogen, lignin and carbohydrates // *Agric. Ecosyst. Environ.* 2000. Vol. 78. P. 203–213. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00126-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00126-7).
92. Trumbore S.E. Potential responses of soil organic carbon to global environmental change // *Proc. Natl. Acad. Sci U.S.A.* 1997. Vol. 94. P. 8284–8291. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.94.16.8284>.
93. Trumbore S. Radiocarbon and soil carbon dynamics // *Ann. Rev. Earth Planet. Sci.* 2009. Vol. 37. P. 47–66. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.earth.36.031207.124300>.
94. Vidal A. et al. Visualizing the transfer of organic matter from decaying plant residues to soil mineral surfaces controlled by microorganisms // *Soil Biol. Biochem.* 2021. Vol. 160. P. 108347. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108347>.
95. Virto I., Barré P., Chenu C. Microaggregation and organic matter storage at the silt-size scale // *Geoderma*. 2008. Vol. 146. P. 326–335. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.05.021>.
96. Virto I., Moni C., Swanston C., Chenu C. Turnover of intra- and extra-aggregate organic matter at the silt-size scale // *Geoderma*. 2010. Vol. 156. P. 1–10. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.12.028>.
97. Von Lützow M., Kögel-Knabner I., Ekschmitt K. et al. SOM fractionation methods: relevance to functional pools and to stabilization mechanisms // *Soil Biol. Biochem.* 2007. Vol. 39. P. 2183–2207. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.03.007>.
98. Witzgall K., Vidal A., Schubert D.I. et al. Particulate organic matter as a functional soil component for persistent soil organic carbon // *Nature Communications*. 2021. Vol. 12. Art. No. 4115. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-021-24192-8>.
99. Yamashita T., Flessa H., John B. et al. Organic matter in density fractions of water-stable aggregates in silty soils: Effect of land use // *Soil Biol. Biochem.* 2006. Vol. 38. P. 3222–3234. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.04.013>.
100. Yu W., Huang W., Weintraub-Leff S.R., Hall S.J. Where and why do

particulate organic matter (POM) and mineral-associated organic matter (MAOM) differ among diverse soils? // Soil Biol. Biochem. 2022. Vol. 172. Art. No. 108756. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108756>.
101. Zimmermann M., Leifeld J., Schmidt M.W.I. et al. Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model // Eur. J. Soil Sci. 2007. Vol. 58. P. 658–667. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00855.x>.

REFERENCES

1. Artemyeva Z.S., *Sravnitel'naya kharakteristika prirodnoslitykh i uplotnennykh pri oroshenii pochv: Dis. ... kand. biol. nauk* (Comparative characteristics of naturally compacted and irrigated soils, Cand. Biol. Sci. thesis), Moscow: Lomonosov Moscow State University, 1991, 125 p.
2. Artemyeva Z.S., Alekseeva T.V., Samoilova E.M., Vysokodispersnyye fraktsii slitykh gorizontov prirodnoslitykh i uplotnennykh pri oroshenii pochv (Highly dispersed fractions of continuous horizons of naturally compacted and irrigated soils), *Vestnik MGU, Seriya Pochvovedeniye*, 1991, No. 3, pp. 39–46.
3. Artemyeva Z.S., *Organicheskiye i organo-glinistyie komplekсы agrogenno-degradirovannykh pochv: Avtoref. dis ... dokt. biol. nauk* (Organic and organo-clayey complexes of agrogenic-degraded soils, Extended abstract of Cand. Biol. Sci. thesis), Moscow: Lomonosov Moscow State University, 2008, 48 p.
4. Artemyeva Z.S., Vasenev I.I., Sileva T.M., Sistematizatsiya organo-glinistyykh kombinatsiy pochv Tsentra Russkoy ravniny (Systematization of organo-clay combinations of soils of the Central Russian Plain), *Vestnik MGU*, 2009, No. 4, pp. 17–21.
5. Artemyeva Z.S., Fedotov G.N., Sostav funktsional'nykh pulov legkorazlagayemogo organicheskogo veshchestva avtomorfnykh zonal'nogo ryada pochv Tsentra Russkoy ravniny (Composition of functional pools of easily decomposed organic matter of automorphic zonal soils of the Central Russian Plain), *Vestnik Moskovskogo universiteta, Seriya 17: Pochvovedeniye*, 2013, No. 4, pp. 3–10.
6. Artemyeva Z.S., Kirillova N.P., The role of organic and mineralogical interaction products in the structure forming and humus forming of the basic types of soils in the Center of Russian Plain, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2017, Vol. 90, pp. 73–95, DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2017-90-73-95>.
7. Artemyeva Z.S., Zazovskaya E.P., Zasukhina E.S., Tsomaeva E.V., Izotopnyy sostav ugleroda organicheskogo veshchestva vodoustoychivyykh strukturnykh otdel'nostey tipichnogo chernozema v kontrastnykh variantakh zemlepol'zovaniya (Isotopic composition of carbon in organic matter of water-

stable structural units of typical chernozem in contrasting land use options), *Pochvovedeniye*, 2023, No. 3, pp. 339–352, DOI:

<https://doi.org/10.31857/S0032180X22601098>.

8. Ganzhara N.F., Borisov B.A., Florinsky M.A., Legkorazlagayemyye organicheskiye veshchestva pochv (Easily decomposed organic matter of soils), *Khimizatsiya s/kh.*, 1990, No. 1, pp. 53–55.

9. Ivanov A.L., Kogut B.M., Semenov V.M., Turina Oberlander M., Waksman Schanbacher N., The development of theory on humus and soil organic matter: from Turin and Waksman to Present Days, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2017, Vol. 90, pp. 3–38, DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2017-90-3-38>.

10. Kogut B.M., *Transformatsiya gumusovogo sostoyaniya chernozemov pri ikh sel'skokhozyaystvennom ispol'zovanii: Avtoref. dis. ... dokt. s.-kh. nauk* (Transformation of the humus state of chernozems during their agricultural use, Extended abstract of Dr. agric. sci. thesis), Moscow: V.V. Dokuchaev Soil Science Institute, 1996. 48 p.

11. Kogut B.M., Travnikova L.S., Titova N.A., Kuvaeva Yu.V., Shevtsova L.K., Schultz E., Express indicator of agroecological monitoring of the humus state of chernozems, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2002, Vol. 56, pp. 65–71.

12. Kogut B.M., Printsipy i metody otsenki soderzhaniya transformiruyemogo organicheskogo veshchestva v pakhotnykh pochvakh (Principles and methods for assessing the content of transformable organic matter in arable soils), *Pochvovedeniye*, 2003, No. 3, pp. 308–316.

13. Kogut B.M., Masyutenko N.P., Shultz E., Kiseleva O.V., Dubovik E.V., Sysuev S.A., Organicheskoye veshchestvo agregatov chernozemov (Organic matter of chernozem aggregates), *Agroekologicheskaya optimizatsiya zemledeliya* (Agroecological optimization of agriculture), Proc. Sci. Pract. Conf., Kursk, 2004, pp. 418–420.

14. Kogut B.M., Sysuev S.A., Kholodov V.A., Vodoprochnost' i labil'nyye gumusovyye veshchestva tipichnogo chernozema pri raznom zemlepol'zovanii (Water stability and labile humus substances of typical chernozem under different land use), *Pochvovedeniye*, 2012, No. 5, pp. 555–561.

15. Kogut B.M., Semenov V.M., Konvergentnaya metodologiya issledovaniya pochvennogo organicheskogo veshchestva zemel' sel'skokhozyaystvennogo naznacheniya (Convergent methodology for studying soil organic matter of agricultural lands), *Sovremennyye metody issledovaniy pochv i pochvennogo pokrova* (Modern methods of soil and soil cover research), Proc. of the All-Russian Conf. with international participation, Moscow: V.V. Dokuchaev Soil Science Institute, 2015, pp. 51–64.

16. Kogut B.M., Semenov V.M., Artemyeva Z.S., Danchenko N.N., Degumusirovaniye i pochvennaya sekvestratsiya ugleroda (Dehumusification

and soil carbon sequestration), *Agrokhimiya*, 2021, No. 5, pp. 3–13, DOI: <https://doi.org/10.31857/S0002188121050070>.

17. Kononova M.M., Pankova N.A., Belchikova N.P., *Izmeneniye v sodержanii i sostave organicheskogo veshchestva pri okul'turivanii pochv* (Changes in the content and composition of organic matter during soil cultivation), *Pochvovedeniye*, 1949, No. 1, pp. 28–37.

18. Kuvaeva Yu.V., Frid A.S., *Dinamika organicheskogo veshchestva tonkodispersnykh chastits dernovo-podzolistykh pochv v dlitel'nykh opytakh* (Dynamics of organic matter of fine particles of sod-podzolic soils in long-term experiments), *Pochvovedeniye*, 2002, No. 1, pp. 52–64.

19. Assessment of soils by humus content and quality for production models of soil fertility: (Recommendations), Moscow: V.V. Dokuchaev Soil Science Institute, VO “Agropromizdat”, 1990, 28 p.

20. Recommendations for studying the balance and transformation of organic matter during agricultural use and intensive soil cultivation, Moscow: V.V. Dokuchaev Soil Science Institute, 1984, 96 p.

21. Semenov V.M., Kravchenko I.K., Ivannikova L.A. et al., *Eksperimental'noye opredeleniye aktivnogo organicheskogo veshchestva pochvy prirodnykh i sel'skokhozyaystvennykh ekosistem* (Experimental determination of active organic matter of the soil of natural and agricultural ecosystems), *Pochvovedeniye*, 2006, No. 3, pp. 282–292.

22. Semenov V.M., Kogut B.M., *Pochvennoye organicheskoye veshchestvo* (Soil organic matter), Moscow: GEOS, 2015, 233 p.

23. Tate R., *Organicheskoye veshchestvo pochvy* (Soil organic matter), Moscow: Mir, 1991, 400 p.

24. Titova N.A., Travnikova L.S., Kuvaeva Yu.V., *Sostav komponentov tonkodispersnykh chastits pakhotnoy dernovo-podzolistoy pochvy* (Composition of the components of finely dispersed particles of arable sod-podzolic soil), *Pochvovedeniye*, 1989, No. 6, pp. 89–97.

25. Travnikova L.S., Titova N.A., *Faktory, reguliruyushchiye raspredeleniye organicheskogo veshchestva po fraktsiyam < 5 mkm v pochvakh solontsovogo kompleksa Kalmykii* (Factors regulating the distribution of organic matter by fractions < 5 μ m in the soils of the solonetz complex of Kalmykia), *Pochvovedeniye*, 1978, No. 11, pp. 121–130.

26. Travnikova L.S., Titova N.A., Shaimukhametov M.Sh., *Rol' produktov vzaimodeystviya organicheskoy i mineral'noy sostavlyayushchikh v genezise i plodorodii pochv* (The role of products of interaction of organic and mineral components in the genesis and fertility of soils), *Pochvovedeniye*, 1992, No. 10, pp. 81–96.

27. Travnikova L.S., Shaimukhametov M.Sh., *Produkty organo-mineral'nogo vzaimodeystviya i ustoychivost' pochv k degradatsii* (Products of organo-

- mineral interaction and soil resistance to degradation), In: *Modern Problems of Soil Science* (Sovremennyye problemy pochvovedeniya), Research Works of the V.V. Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 2000, pp. 356–368.
28. Travnikova L.S., Artemyeva Z.S., Fizicheskoye fraktsionirovaniye organicheskogo veshchestva pochv s tsel'yu izucheniya yego ustoychivosti k biodegradatsii (Physical fractionation of soil organic matter in order to study its resistance to biodegradation), *Ekologiya i pochvy* (Ecology and Soils), Abstract of the 10th All-Russian School, Vol. IV, Pushchino: ONTI PSC RAS, 2001, pp. 337–346.
29. Travnikova L.S., Zakonomernosti gumusonakopleniya: novyye dannyye i ikh interpretatsiya (Regularities of humus accumulation: new data and their interpretation), *Pochvovedeniye*, 2002, No. 7, pp. 832–843.
30. Tyurin I.V., *Organicheskoye veshchestvo pochv* (Organic matter of soils), Moscow: Selkhozgiz, 1937, 247 p.
31. Fedotov G.N., Artem'yeva Z.S., Vliyaniye kolloidnoy sostavlyayushchey pochv na vydeleniye granulo-densimetricheskikh fraktsiy (Influence of the colloidal component of soils on the allocation of granulo-densimetric fractions), *Pochvovedeniye*, 2015, No. 1, pp. 61–70, DOI: <https://doi.org/10.7868/S0032180X15010049>.
32. Shaimukhametov M.Sh., Voronina K.A., Metodika fraktsionirovaniya organo-glinistyykh kompleksov pochv s pomoshch'yu laboratornykh tsentrifug (Method of fractionating organoclay complexes of soils using laboratory centrifuges), *Pochvovedeniye*, 1972, No. 8, pp. 134–138.
33. Shaimukhametov M.Sh., Travnikova L.S., Method of extracting an absorbing complex from soil, Author's certificate No. 1185238, USSR State Committee for Inventions and Discoveries, Application No. 3732977, Priority of invention 30.03.1984.
34. Adair E.C., Parton W.J., del Grosso S.J., Silver W.L., Harmon M.E., Hall S.A., Burke I.C., Hart S.C., Simple three pool kinetic model describes patterns of long-term litter decomposition in diverse climates, *Glob. Change Biol.*, 2008, Vol. 14, pp. 2636–2660, DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01674.x>.
35. Andren O., Paustian K., Barley straw decomposition in the field: a comparison of models, *Ecology*, 1987, Vol. 68, pp. 1190–1200, DOI: <https://doi.org/10.2307/1939203>.
36. Angst G., Mueller K.E., Castellano M.J., Vogel C., Wiesmeier M., Mueller C.W., Unlocking complex soil systems as carbon sinks: multi-pool management as the key, *Nature Communications*, 2023, Vol. 14, Art. No. 2967, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-023-38700-5>.
37. Angst G., Mueller K.E., Nierop K.G.J., Simpson M.J., Plant- or microbial-derived? A review on the molecular composition of stabilized soil organic

- matter, *Soil Biol. Biochem.*, 2021, Vol. 156, pp. 108189, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108189>.
38. Artemyeva Z., Danchenko N., Kolyagin Yu., Kirillova N., Kogut B., Chemical structure of soil organic matter and its role in aggregate formation in Haplic Chernozem under the contrasting land use variants, *Catena*, 2021, Vol. 204, pp. 105403, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105403>.
39. Artemyeva Z.S., Kogut B.M., The effect of tillage on organic carbon stabilization in microaggregates in different climatic zones of European Russia, *Agriculture*, 2016, Vol. 6(4), pp. 63, DOI: <https://doi.org/10.3390/agriculture6040063>.
40. Baisden W.T., Amundson R., Cook A.C., Brenner D.L., The turnover and storage of C and N in five density fractions from California annual grassland surface soil, *Glob. Biogeochem. Cycles*, 2002, Vol. 16, pp. 1117–1132, DOI: <https://doi.org/10.1029/2001GB001822>.
41. Balabane M., Plante A., Aggregation and carbon storage in silty soil using physical fractionation techniques, *Eur. J. Soil Sci.*, 2004, Vol. 55, pp. 415–127, DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1351-0754.2004.0608.x>.
42. Balesdent J., Chenu C., Balabane M., Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage, *Soil Till. Res.*, 2000, Vol. 53(3–4), pp. 215–230, DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00107-5](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00107-5).
43. Beare M.H., McNeill S.J., Curtin D. et al., Estimating the organic carbon stabilisation capacity and saturation deficit of soils: a New Zealand case study, *Biogeochem*, 2014, Vol. 120, pp. 71–87, DOI: <https://doi.org/10.1007/s10533-014-9982-1>.
44. Bol R., Poirier N., Balesdent J., Gleixner G., Molecular turnover time of soil organic matter in particle-size fractions of an arable soil, *Rapid Commun. Mass Spectrom.*, 2009, Vol. 23, pp. 2551–2558, DOI: <https://doi.org/10.1002/rcm.4124>.
45. Cambardella C.A., Elliott E.T., Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1992, Vol. 56(3), pp. 777–783, DOI: <https://doi.org/10.2136/SSSAJ1992.03615995005600030017X>.
46. Carter M.R., Soil quality for sustainable land management: organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions, *Agron. J.*, 2002, Vol. 94, pp. 38–47, DOI: <https://doi.org/10.2134/agronj2002.3800>.
47. Chenu C., Plante A.F., Clay-sized organo-mineral complexes in a cultivation chronosequence: revisiting the concept of the ‘primary organo-mineral complex’, *Eur. J. Soil Sci.*, 2006, Vol. 57, pp. 596–607, DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00834.x>.
48. Christensen B.T., Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover, *Eur. J. Soil Sci.*, 2001,

Vol. 52, pp. 345–353, DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2001.00417.x>.

49. Cotrufo M.F., Ranalli M.G., Haddix M.L., Six J., Lugato E., Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter, *Nature Geoscience*, 2019, Vol. 12, pp. 989–994, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0484-6>.

50. Delahaie A.A., Barré P., Baudin F. et al., Elemental stoichiometry and Rock-Eval® thermal stability of organic matter in French topsoils, *SOIL*, 2023, Vol. 9, pp. 209–229, DOI: <https://doi.org/10.5194/soil-9-209-2023>.

51. Delahaie A.A., Cécillon L., Stojanova M. et al., Investigating the complementarity of thermal and physical soil organic carbon fractions, *SOIL*, 2024, Vol. 10, pp. 795–812, DOI: <https://doi.org/10.5194/soil-10-795-2024>.

52. Dobarco M.R., Wadoux A.M.J.-C., Malone B. et al., Mapping soil organic carbon fractions for Australia, their stocks, and uncertainty, *Biogeosci.*, 2023, Vol. 20, pp. 1559–1586, DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-20-1559-2023>.

53. Dupla X., Gondret K., Sauzet O. et al., Changes in topsoil organic carbon content in the Swiss leman region cropland from 1993 to present. Insights from large scale on-farm study, *Geoderma*, 2021, Vol. 400, pp. 115125, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115125>.

54. Gerzabek M.H., Haberhauer G., Kirchmann H., Soil organic matter pools and carbon-13 natural abundances in particle-size fractions of a long-term agricultural field experiment receiving organic amendments, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2001, Vol. 65, pp. 352–358, DOI: <https://doi.org/10.2136/SSSAJ2001.652352X>.

55. Golchin A., Oades J.M., Skjemstad J.O., Clarke P., Study of free and occluded particulate organic matter in soils by solid-state ¹³C CP/MAS NMR spectroscopy and scanning electron microscopy, *Austral. J. Soil Res.*, 1994, Vol. 32, pp. 285–309, DOI: <https://doi.org/10.1071/SR9940285>.

56. Gregorich E.G., Carter M.R., Angers D.A., Monreal C.M., Ellert B.H., Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils, *Can. J. Soil Sci.*, 1994, Vol. 74, pp. 367–385, DOI: <https://doi.org/10.4141/cjss94-051>.

57. Guillaume T., Makowski D., Libohova Z. et al., Soil organic carbon saturation in cropland-grassland systems: Storage potential and soil quality, *Geoderma*, 2022, Vol. 406, pp. 115529, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115529>.

58. Heckman K., Throckmorton H., Horwath W.R., Swanston C.W., Rasmussen C., Variation in the Molecular Structure and Radiocarbon Abundance of Mineral-Associated Organic Matter across a Lithosequence of Forest Soils, *Soil Syst.*, 2018, Vol. 2, pp. 36, DOI: <https://doi.org/10.3390/soilsystems2020036>.

59. Hurisso T.T., Davis J.G., Brummer J. et al., Rapid changes in microbial biomass and aggregate size distribution in response to changes in organic matter management in grass pasture, *Geoderma*, 2013, Vol. 193, pp. 68–75, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.10.016>.
60. Jastrow J.D., Boutton T.W., Miller R.M., Carbon dynamics of aggregate-associated organic matter estimated by carbon-13 natural abundance, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1996, Vol. 60, pp. 801–807, DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1996.03615995006000030017x>.
61. Jastrow J.D., Miller R.M., Lussenhop J., Contributions of interacting biological mechanisms to soil aggregate stabilization in restored prairie, *Soil Biol. Biochem.*, 1998, Vol. 30(7), pp. 905–916, DOI: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00207-1](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00207-1).
62. Jenkinson D.S., Coleman K., Calculating the annual input of organic matter to soil from measurements of total organic carbon and radiocarbon, *Eur. J. Soil Sci.*, 1994, Vol. 45, pp. 167–174, DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1994.tb00498.x>.
63. John B., Yamashita T., Ludwig B., Flessa H., Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use, *Geoderma*, 2005, Vol. 128, pp. 63–79, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.12.013>.
64. Kögel-Knabner I., Wiesmeier M., Mayer S., Mechanisms of soil organic carbon sequestration and implications for management, In: *Understanding and fostering soil carbon sequestration*, Cambridge: Burleigh Dodds Sci. Publ. Lim., 2022, pp. 1–36, DOI: <https://doi.org/10.19103/AS.2022.0106.02>.
65. Kölbl A., Leifeld J., Kögel-Knabner I., A comparison of two methods for the isolation of free and occluded particulate organic matter, *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 2005, Vol. 168, pp. 660–667, DOI: <https://doi.org/10.1002/jpln.200521805>.
66. Kumar R., Rawat K. S., Singh J. et al., Soil aggregation dynamics and carbon sequestration, *J. App. Nat. Sci.*, 2013, Vol. 5(1), pp. 250–267, DOI: <https://doi.org/10.31018/jans.v5i1.314>.
67. Laird D.A., Martens D.A., Kingery W.L., Nature of clay-humic complexes in an agricultural soil. I. Chemical, biochemical, and spectroscopic analyses, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2001, Vol. 65, pp. 1413–1418, DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.6551413x>.
68. Laub M., Blagodatsky S., Van de Broek M. et al., SAMM version 1.0: a numerical model for microbial-mediated soil aggregate formation, *Geosci. Model Dev.*, 2024, Vol. 17, pp. 931–956, DOI: <https://doi.org/10.5194/gmd-17-931-2024>.
69. Lavallee J.M., Soong J.L., Cotrufo M.F., Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change

in the 21st century, *Glob. Ch. Biol.*, 2020, Vol. 26(1), pp. 261–273, DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14859>.

70. Mueller C.W., Köegel-Knabner I., Soil organic carbon stocks, distribution, and composition affected by historic land use changes on adjacent sites, *Biol. Fertil. Soils.*, 2009, Vol. 45, pp. 347–359, DOI: <https://doi.org/10.1007/s00374-008-0336-9>.

71. Olchin G.P., Ogle S., Frey S.D. et al., Residue Carbon Stabilization in Soil Aggregates of No-Till and Tillage Management of Dryland Cropping Systems, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2008, Vol. 72, pp. 507–513, DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0417>.

72. Parton W.J. The CENTURY model, In: Powlson D.S., Smith P., Smith J.U. (Eds.), *Evaluation of Soil Organic Matter Models Using Existing Long-term Datasets*, NATO ASI Series I, Springer-Verlag, Heidelberg, 1996, pp. 283–293, DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-642-61094-3_23.

73. Pinheiro Junior C.R., Canisares L.P., Abreu M.C. et al., Drivers of carbon stabilization and sequestration in Brazil's black soils, *Catena*, 2024, Vol. 246, pp. 108451, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.108451>.

74. Plante A.F., Conant R.T., Paul E.A. et al., Acid hydrolysis of easily dispersed and microaggregate-derived silt- and clay-sized fractions to isolate resistant soil organic matter, *Eur. J. Soil Sci.*, 2006, Vol. 57, pp. 456–467, DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00792.x>.

75. Poeplau C., Don A., Six J. et al., Isolating organic carbon fractions with varying turnover rates in temperate agricultural soils – A comprehensive method comparison, *Soil Biol. Biochem.*, 2018, Vol. 125, pp. 10–26, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.06.025>.

76. Poeplau C., Don A., A simple soil organic carbon level metric beyond the organic carbon-to-clay ratio, *Soil Use Manag.*, 2023, Vol. 39, pp. 1057–1067, DOI: <https://doi.org/10.1111/sum.12921>.

77. Prout J.M., Shepherd K.D., McGrath S.P. et al., What is a good level of soil organic matter? An index based on organic carbon to clay ratio, *Eur. J. Soil Sci.*, 2021, Vol. 72, pp. 2493–2503, DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.13012>.

78. Prout J.M., Shepherd K.D., McGrath S.P. et al., Changes in organic carbon to clay ratios in different soils and land uses in England and Wales over time, *Sci. Rep.*, 2022, Vol. 12, pp. 5162, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-09101-3>.

79. Pulley S., Taylor H., Prout J.M. et al., The soil organic carbon:clay ratio in North Devon, UK: implications for marketing soil carbon as an asset class, *Soil Use Manag.*, 2023, Vol. 39, pp. 1068–1081, DOI: <https://doi.org/10.1111/sum.12920>.

80. Rabot E., Saby N.P.A., Martin M.P. et al., Relevance of the organic carbon

to clay ratio as a national soil health indicator, *Geoderma*, 2024, Vol. 443, pp. 116829, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2024.116829>.

81. Roscoe R., Buurman P., Velthorst E.J., Disruption of soil aggregates by varied amounts of ultrasonic energy in fractionation of organic matter of a clay Latosol: carbon, nitrogen and $\delta^{13}\text{C}$ distribution in particle-size fractions, *Eur. J. Soil Sci.*, 2000, Vol. 51, pp. 445–454, DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2000.00321.x>.

82. Schiedung M., Barré P., Poeplau C., Separating fast from slow cycling soil organic carbon – A multi-method comparison on land use change sites, *Geoderma*, 2025, Vol. 453, pp. 117154, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2024.117154>.

83. Schlüter S. et al., Microscale carbon distribution around pores and particulate organic matter varies with soil moisture regime, *Nat. Commun.*, 2022, Vol. 13, pp. 2098, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-022-29605-w>.

84. Shang C., Tiessen H., Organic matter stabilization in two semiarid tropical soils: Size, density, and magnetic separations, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1998, Vol. 62, pp. 1247–1257, DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200050015x>.

85. Silver W.L., Miya R.K., Global patterns in root decomposition: comparisons of climate and litter quality effects, *Oecologia*, 2001, Vol. 129, pp. 407–419, DOI: <https://doi.org/10.1007/s004420100740>.

86. Six J., Elliott E.T., Paustian K., Doran J.W., Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1998, Vol. 62, pp. 1367–1377, DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200050032x>.

87. Six J., Elliott E.T., Paustian K., Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-till systems, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1999, Vol. 63, pp. 1350–1358, DOI: <https://doi.org/10.2136/SSSAJ1999.6351350X>.

88. Six J., Connant R.T., Paul E.A., Paustian J., Stabilisation mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils, *Plant Soil*, 2002, Vol. 241, pp. 155–176, DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>.

89. Skadell L.E., Schneider F.I., Gocke M.I. et al., Twenty percent of agricultural management effects on organic carbon stocks occur in subsoils – Results of ten long-term experiments, *Agr. Ecosys. Environ.*, 2023, Vol. 356, pp. 108619, DOI: <https://doi.org/10.2139/ssrn.4354778>.

90. Skjemstad J.O., Janik L.J., Head M.J., McClure S.G., High-energy ultraviolet photooxidation: a novel technique for studying physically protected organic-matter in clay-sized and siltsized aggregates, *J. Soil Sci.*, 1993, Vol. 44, pp. 485–499, DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1993.tb00471.x>.

91. Solomon D., Lehmann J., Zech W., Land use effects on soil organic matter

- properties of Chromic Luvisols in semi-arid northern Tanzania: carbon, nitrogen, lignin and carbohydrates, *Agric. Ecosyst. Environ.*, 2000, Vol. 78, pp. 203–213, DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00126-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00126-7).
92. Trumbore S.E., Potential responses of soil organic carbon to global environmental change, *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 1997, Vol. 94, pp. 8284–8291, DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.94.16.8284>.
93. Trumbore S., Radiocarbon and soil carbon dynamics, *Ann. Rev. Earth Planet. Sci.*, 2009, Vol. 37, pp. 47–66, DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.earth.36.031207.124300>.
94. Vidal A. et al., Visualizing the transfer of organic matter from decaying plant residues to soil mineral surfaces controlled by microorganisms, *Soil Biol. Biochem.*, 2021, Vol. 160, pp. 108347, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108347>.
95. Virto I., Barré P., Chenu C., Microaggregation and organic matter storage at the silt-size scale, *Geoderma*, 2008, Vol. 146, pp. 326–335, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.05.021>.
96. Virto I., Moni C., Swanston C., Chenu C., Turnover of intra- and extra-aggregate organic matter at the silt-size scale, *Geoderma*, 2010, Vol. 156, pp. 1–10, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.12.028>.
97. Von Lützow M., Kögel-Knabner I., Ekschmitt K. et al., SOM fractionation methods: relevance to functional pools and to stabilization mechanisms, *Soil Biol. Biochem.*, 2007, Vol. 39, pp. 2183–2207, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.03.007>.
98. Witzgall K., Vidal A., Schubert D.I. et al., Particulate organic matter as a functional soil component for persistent soil organic carbon, *Nature Communications*, 2021, Vol. 12, Art. No. 4115, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-021-24192-8>.
99. Yamashita T., Flessa H., John B. et al., Organic matter in density fractions of water-stable aggregates in silty soils: Effect of land use, *Soil Biol. Biochem.*, 2006, Vol. 38, pp. 3222–3234, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.04.013>.
100. Yu W., Huang W., Weintraub-Leff S.R., Hall S.J., Where and why do particulate organic matter (POM) and mineral-associated organic matter (MAOM) differ among diverse soils? *Soil Biol. Biochem.*, 2022, Vol. 172, Art. No. 108756, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108756>.
101. Zimmermann M., Leifeld J., Schmidt M.W.I. et al., Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model, *Eur. J. Soil Sci.*, 2007, Vol. 58, pp. 658–667, DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00855.x>.

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-224-253



Ссылки для цитирования:

Холодов В.А., Зиганшина А.Р., Данченко Н.Н., Никитин Д.Н., Данилова-Данильян Е.А., Семенов В.М., Кутовая О.В., Крысанов С.А., Григорьева И.И., Данилин И.В., Иванова Е.А. Водозэкстрагируемое органическое вещество и микробиологическая активность агродерново-подзолистых почв под основными сельскохозяйственными культурами Нечерноземья с разным фоном минерального питания // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2025. Вып. 124. “Почвенное органическое вещество”. С. 224-253. DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-224-253

Cite this article as:

Kholodov V.A., Ziganshina A.R., Danchenko N.N., Nikitin D.N., Danilova-Danilyan E.A., Semenov M.V., Kutovaya O.V., Krysanov S.A., Grigoreva I.I., Danilin I.V., Ivanova E.A., Water-extractable organic matter and biological activity of sod-podzolic soils under main crops in the Non-Chernozem region with different mineral nutrition background, Dokuchaev Soil Bulletin, 2025, 124, “Soil organic matter”, pp. 224-253, DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-224-253

Благодарность:

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

Acknowledgments:

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

**Водозэкстрагируемое органическое вещество и
микробиологическая активность
агродерново-подзолистых почв под основными
сельскохозяйственными культурами
Нечерноземья с разным фоном минерального
питания**

© 2025 г. В. А. Холодов^{1*}, А. Р. Зиганшина^{1**},
Н. Н. Данченко^{1***}, Д. А. Никитин^{1****},

Е. А. Данилова-Данильян^{1***}, М. В. Семенов^{1*****},
О. В. Кутова^{1*****}, С. А. Крысанов²,
И. И. Григорьева^{1*****}, И. В. Данилин^{1*****},
Е. А. Иванова^{1*****}**

¹ФИЦ “Почвенный институт им. В.В. Докучаева”, Россия,
119017, Москва, Пыжевский пер, 7, стр. 2,

^{*}<https://orcid.org/0000-0002-6896-7897>, e-mail: vkholod@mail.ru,

^{**}<https://orcid.org/0000-0003-2769-5941>,

^{***}<https://orcid.org/0000-0002-4358-4419>,

^{****}<https://orcid.org/0000-0003-1842-1754>,

^{*****}<https://orcid.org/0000-0003-1657-1396>,

^{*****}<https://orcid.org/0000-0001-6811-5793>,

^{*****}<https://orcid.org/0000-0002-7977-2358>,

^{*****}<https://orcid.org/0009-0001-6488-1471>,

^{*****}<https://orcid.org/0000-0003-1564-5365>,

^{*****}<https://orcid.org/0000-0003-1589-9875>.

²ФГАОУ ВО “Северный (Арктический) федеральный университет имени
М.В. Ломоносова”, Россия,

163002, Архангельск, Набережная Северной Двины, 17.

Поступила в редакцию 08.11.2024, после доработки 01.03.2025,
принята к публикации 21.07.2025

Резюме: В настоящее время актуальна проблема восстановления потенциала обрабатываемых земель Нечерноземья России. В связи с этим важно изучение основных факторов, влияющих на плодородие и устойчивость почв этой зоны. Одним из ведущих факторов, оказывающих влияние на плодородие, равновесие и устойчивость почв, является органическое вещество (ОВ). Его наиболее активная и лабильная во времени и пространстве составляющая – растворенное органическое вещество (РОВ). РОВ активно взаимодействует с живым веществом почв и взаимосвязано с проявлениями биологической активности (БА). Целью работы было оценить оптические свойства водозкстрагируемого органического вещества (ВЭОВ) и выявить связь с БА агродерново-подзолистых почв под основными сельскохозяйственными культурами с разным фоном элементов минерального питания. Для характеристики оптических свойств использовали спектры поглощения и флуоресценции. БА оценивали по базальному и субстрат-индуцированному дыханию. В результате показано, что оптические свойства ВЭОВ во многом зависят от структуры микробного сообщества. При этом содержание углерода в

ВЭОВ зависело от уровня БА, которая, в свою очередь, во многом определялась присутствием минеральных элементов питания. Внесение удобрений стимулировало микроорганизмы к переработке ОВ. При этом ВЭОВ становилось более разнообразно и более гумусированно.

Ключевые слова: органическое вещество почв; растворенное органическое вещество; базальное дыхание; субстрат-индуцированное дыхание; флуориметрия; спектрофотометрия.

Water-extractable organic matter and biological activity of sod-podzolic soils under main crops in the Non-Chernozem region with different mineral nutrition background

© 2025 V. A. Kholodov^{1*}, A. R. Ziganshina^{1**}, N. N. Danchenko^{1***},
D. N. Nikitin^{1****}, E. A. Danilova-Danilyan^{1*****},
M. V. Semenov^{1*****}, O. V. Kutovaya^{1*****}, S. A. Krysanov²,
I. I. Grigoreva^{1*****}, I. V. Danilin^{1*****}, E. A. Ivanova^{1*****}

¹Federal Research Centre “V.V. Dokuchaev Soil Science Institute”,
7 Bld. 2 Pyzhevskiy per., Moscow 119017, Russian Federation,

*<https://orcid.org/0000-0002-6896-7897>, e-mail: vkholod@mail.ru,

**<https://orcid.org/0000-0003-2769-5941>,

***<https://orcid.org/0000-0002-4358-4419>,

****<https://orcid.org/0000-0003-1842-1754>,

*****<https://orcid.org/0000-0003-1657-1396>,

*****<https://orcid.org/0000-0001-6811-5793>,

*****<https://orcid.org/0000-0002-7977-2358>,

*****<https://orcid.org/0009-0001-6488-1471>,

*****<https://orcid.org/0000-0003-1564-5365>,

*****<https://orcid.org/0000-0003-1589-9875>.

²FGAOU VO “Northern (Arctic) Federal University
named after M.V. Lomonosov”,

17 Naberezhnaya Severnaya Dvina, Arkhangelsk 163002, Russian Federation.

Received 08.11.2024, Revised 01.03.2025, Accepted 21.07.2025

Abstract: Presently the problem of restoring the potential of cultivated lands in the Non-Chernozem Region of Russia is quite relevant. Thus, it is pointful to study the main factors influencing the fertility and stability of the soils in this zone. One of the leading factors altering the fertility, equilibrium, and stability

of soils is organic matter. Its most active and labile in time and space component is dissolved organic matter. Dissolved organic matter actively interacts with living matter in soils and is interconnected with manifestations of biological activity. The aim of the work was to evaluate the optical properties of water-extractable organic matter (WEOM) and to reveal the relationship with the biological activity of sod-podzolic soils under different crops with different backgrounds of mineral nutrition elements. Absorption and fluorescence spectra were used to characterize the optical properties. Biological activity was evaluated by basal and substrate-induced respiration. As a result, it was shown that WEOM optical properties largely depend on the structure of the microbial community. At the same time, WEOM carbon content depended on the level of microbial activity, which, in turn, was largely determined by the presence of mineral nutrition elements. Fertilizer application stimulated microorganisms to process organic matter. At the same time, WEOM became more diverse and more humified.

Keywords: soil organic matter; water-extractable organic matter; dissolved organic matter; basal respiration; substrate-induced respiration; EEM; UV-Vis spectrometry.

ВВЕДЕНИЕ

Агродерново-подзолистые почвы Европейской части России несут в себе огромный потенциал увеличения общей урожайности в стране. Многие из них, заброшенные в 90-е годы, сейчас возвращаются или планируются к вовлечению в сельскохозяйственное производство (Митин и др., 2024; Национальный доклад..., 2023). С учетом задач экологизации сельскохозяйственного производства стратегическое сельскохозяйственное планирование должно включать обоснование рационального природопользования (Кирюшин, 2023). Одним из основных факторов, поддерживающих почвенное плодородие и экологическое равновесие, является почвенное органическое вещество (ОВ) (Холодов и др., 2023). При этом его наиболее подвижная часть – растворенное органическое вещество (РОВ) – активно взаимодействует с твердой частью почвы, микробным сообществом, участвует в переносе веществ (Kalbitz et al., 2000; Караванова, 2013). Таким образом, РОВ активно участвует в круговороте углерода и формировании гомеостаза почвенных систем. Состав РОВ очень сложный, оно содержит более тысячи соединений: в нем определены аминокислоты,

протеиноподобные вещества, углеводы, растворимые фенольные соединения, низко- и высокомолекулярные органические кислоты (карбоновые и ароматические), амиды, альдегиды, кетоны, спирты, а также специфические вещества – гуминовые и фульвокислоты (Караванова, 2013). ПОВ играет важную роль в круговороте углерода (Kalbitz et al., 2000), оказывает влияние на подвижность питательных веществ и тяжелых металлов, органических ксенобиотиков, радионуклидов, наночастиц (Караванова, 2013; Куликова, 2020; Чеботина, 1975; Bengtsson et al., 2018; Chantigny, 2003; Li et al., 2019; Rodrigues et al., 2016; Stockdale et al., 2013; Toosi et al., 2014). Также наблюдается и обратная зависимость ПОВ от процессов, протекающих в почве (Gmach et al., 2020). Эта фракция почвенного ОВ наиболее отзывчива на вид использования почв, особенности обработки культур, чем ОВ в целом или его другие фракции (Roper et al., 2010). Например, было показано, что ПОВ позволяет выявить переход от лесной почвы к агроэкосистеме и отражает факт возделывания пропашных культур (Van Gaelen et al., 2014). Внесение растительных остатков оказывает влияние на ПОВ, его контроль позволяет отслеживать процессы их разложения (Chang et al., 2017). Все это делает ПОВ весьма перспективным индикатором состояния ОВ в почве, и особенно его лабильной, доступной микроорганизмам, части. При этом в агроландшафтах Нечерноземной зоны России ПОВ изучено недостаточно.

При изучении ПОВ обычно рассматривают водную вытяжку почв, поэтому исследователь имеет дело с водозэкстрагируемым органическим веществом (ВЭОВ). Перспективным подходом для изучения ВЭОВ является изучения его оптических свойств. С одной стороны, это экспрессный и малозатратный анализ, с другой – достаточно информативный, например, при исследовании многолетних опытов на черноземах были продемонстрированы зависимости оптических свойств ВЭОВ от вида использования и размеров агрегатов (Холодов и др., 2017; Холодов и др., 2020; Куликова и др., 2024).

Целью было оценить оптические свойства ВЭОВ и выявить их связь с биологической активностью агродерново-подзолистых почв под основными сельскохозяйственными культурами с разным фоном элементов минерального питания. В работе использо-

вали почвы многолетних полевых опытов, проводимых Всероссийским НИИ мелиорированных земель.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Образцы агродерново-подзолистой легкосуглинистой глееватой почвы отбирали на опытных площадках Всероссийского НИИ мелиорированных земель Калининского района Тверской области (56°46'29" N, 36°05'22" E). Содержание подвижного фосфора 120–240, калия (по Кирсанову) – 150–200, минеральных форм азота – 9.2–48.0 мг/кг почвы, гумуса – 2.09–2.38 % (по Тюрину), $pH_{\text{сол.}}$ – 4.4. Объемная масса пахотного слоя почвы близка к оптимальному ($1.25\text{--}1.35\text{ г/см}^3$) на легкосуглинистых почвах. Поля осушены закрытым гончарным дренажом (междренное расстояние – 20 м, глубина заложения дрен – 0.9–1.2 м). В исследованиях использовали четырехпольный плодосменный севооборот: пшеница с подсевом клевера; клевер; озимые зерновые (рожь или тритикале); картофель. Данный опыт также описан в работах Петровой и др. 2020 и 2021 г. Исследованы варианты с применением удобрений и без них. Нормы внесения удобрений: под яровую пшеницу – $N_{90}P_{90}K_{90}$; под картофель – компост многоцелевого назначения 10 т/га + $N_{70}K_{180}$; под клевер – KCl (60); под озимые зерновые (рожь) – $N_{90}P_{30}K_{90}$. Образцы отбирали осенью, после уборки сельскохозяйственных культур. Дополнительно отобрали образцы расположенной в 180 м от делянок залежи. Отбор образцов проводили в трехкратной повторности из слоя 0–10 см пахотного горизонта в октябре 2022 г. после уборки урожая. Образцы хранили в холодильной камере при температуре +4 °C.

Получение водной вытяжки, определение в ней растворенного углерода и азота, характеристика оптических свойств ВЭОВ ранее были использованы для черноземов и стратоземов (Kholodov et al., 2024).

Получение водной вытяжки проводили ультрачистой водой первого типа с удельным сопротивлением > 18 МОм. Массовое отношение почва вода было 1 : 5. Суспензию встряхивали 8 часов на орбитальном шейкере Biosan PSU-20i со скоростью 180 об./мин, затем отделяли ВЭОВ от осадка центрифугированием при $11\,135 \times g$ в течение 10 мин, фильтровали через целлюлозную

мембрану с диаметром пор 0.2 мкм. Образцы, предназначенные для определения растворенного углерода, подкисляли до pH 2 соляной кислотой для вытеснения CO₂.

Определение содержания растворенного органического углерода и азота проводили в полученной водной вытяжке на анализаторе Shimadzu TOC-L CSN (ISO 8245:1999).

Оптические исследования ВЭОВ осуществляли методом УФ-видимой спектроскопии и спектрофлуоресценции. УФ-видимые спектры были получены на спектрофотометре Shimadzu UV-1800 в диапазоне 200–800 нм, раствором сравнения служила ультрачистая вода, использованная для экстракции. На основе полученных данных рассчитывали основные оптические показатели: SUVA₂₅₄, a₂₅₄, E₂/E₃, E₄/E₆, a₃₅₀, S_{275_295}, S_{350_400}, S_{300_700} и SR. SUVA₂₅₄ рассчитывали как оптическую плотность при длине волны 254 нм, нормированную на содержание углерода, S_{275_295} – это крутизна (спад) графика оптической плотности на участке от 275 до 295 нм; S_{350_400} и S_{300_700} – аналогичные показатели для участков 350–400 нм и 300–700 нм соответственно; SR – отношение S_{275_295} к S_{350_400} (Helms et al., 2008; Murphy et al., 2013).

Спектры флуоресценции получали при спектре возбуждения 230–500 нм с шагом 2 нм, спектр эмиссии фиксировали при длинах волн от 250 до 750 нм. Ширина щели возбуждения и эмиссии – 5 нм. Съемку проводили на спектрофлуориметре Shimadzu Rf 6 000, скорость сканирования 60 000 нм/мин. Для обработки спектров использовали пакет StaRdom для языка R. Обработку проводили согласно рекомендациям для обработки матрицы возбуждения-эмиссии флуоресцентных спектров (https://cran.r-project.org/web/packages/staRdom/vignettes/PARAFAC_analysis_of_EEM.html; Murphy et al., 2013). Она включала в себя инструментальную коррекцию спектра, вычитание растворителя (ультрачистая вода), коррекцию на внутренний фильтр по данным спектров поглощения, нормализацию на Рамановские единицы, вычитание Рамановского и Рэлеевского рассеяния, интерполяцию и расчет дескрипторов. После обработки спектров их разлагали на флуоресцирующие компоненты методом параллельного факторного анализа (PARAFAC), модель валидировали с помощью split-half

analysis.

Базальное и субстрат-индуцированное дыхание оценивали согласно Приходько, Сиземской (2015). Для определения активности микробного базального дыхания (БД) навеску свежей почвы (3 г) помещали в пенициллиновые флаконы, герметично закрывали резиновыми пробками и инкубировали в течение суток при температуре 24 °С. Затем из флаконов шприцем отбирали пробу (0.5 мл) и измеряли количество выделившегося CO₂ на газовом хроматографе “М-3700”. Скорость БД выражали в мкг С–CO₂ / (г почвы · ч). Измерение активности субстрат-индуцированного дыхания (СИД) проводили аналогично, за исключением того, что в начале инкубации добавляли к пробе раствор глюкозы (0.2 мл / г почвы).

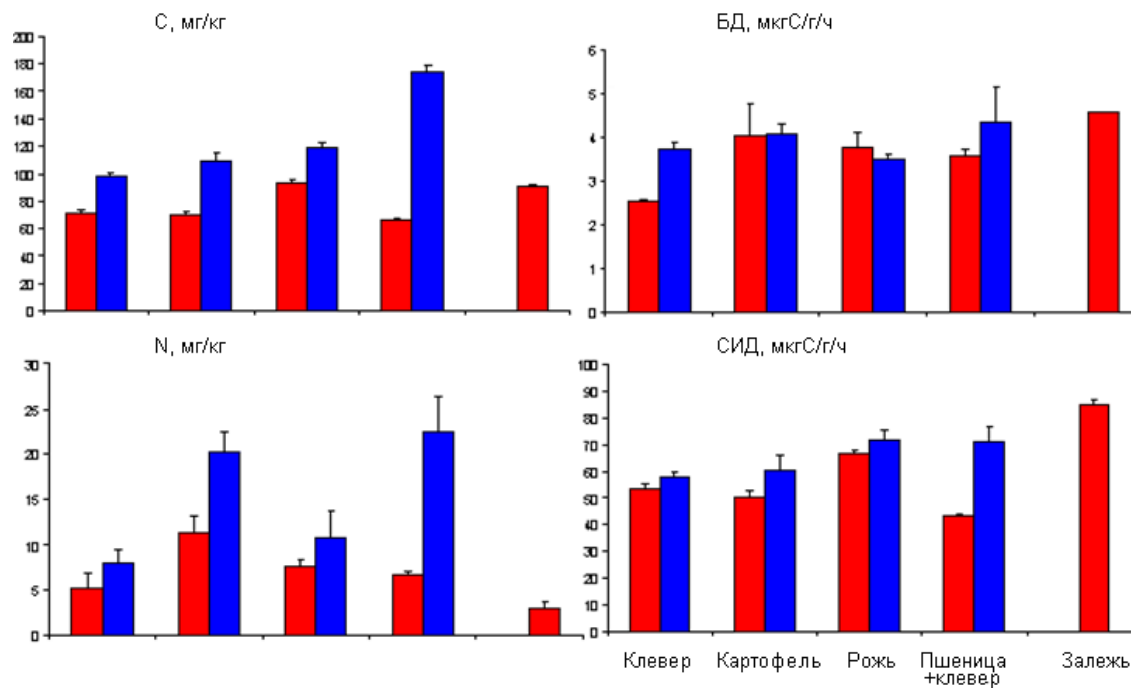
Статистическая обработка данных проводилась в программной среде R и программе Microsoft Excel.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Основные количественные показатели ВЭОВ и БА почв показаны на рисунке 1.

Для оценки влияния сельскохозяйственных культур и применения удобрений на показатели ВЭОВ и БА был проведен двухфакторный дисперсионный анализ, в котором рассматривали факторы “вид культурной растительности” и применение или нет удобрений. Для оценки отличий залежного варианта применялся однофакторный дисперсионный анализ (фактором выступал каждый вариант опыта) с оценкой отличий по критерию Тьюки.

Результаты анализа показали, что содержание углерода в ВЭОВ зависело только от применения удобрений, а сельскохозяйственная культура влияния не оказала. Кроме того, содержание водоекстрагируемого С в варианте залежь также значимо не отличалось от других неудобряемых вариантов. Азот ВЭОВ, напротив, зависел как от вида возделываемой культуры, так и от факта внесения/невнесения удобрений, а в залежи этот показатель был значимо ниже по сравнению со всеми вариантами.



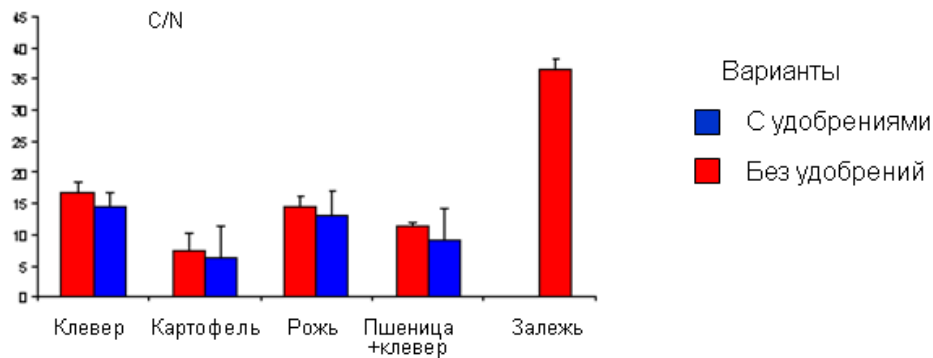


Рис. 1. Основные показатели ВЭОВ: содержание органического углерода (C, мг/кг), азота (N, мг/кг), отношение C / N и биологической активности (БА) в почвах: базальное (БД, мгк C/г/ч) и субстрат-индуцированное дыхание (СИД, мгк C/г/ч).

Fig. 1. Main WEOM indices: organic carbon content (C, mg/kg), nitrogen content (N, mg/kg), C / N ratio and soil biological activity: basal (BD, mgC/g/h) and substrate-induced respiration (SIR, mgC/g/h).

Отношение C / N значительно изменялось только в зависимости от сельскохозяйственной культуры, удобрения на показатель влияния не оказывали, в залежи этот показатель был значительно выше среди всех вариантов.

Таким образом, содержание C зависит только от дозы и типа применяемых удобрений. Вероятно, элементы питания стимулируют микробиологическую активность, которая ускоряет переработку $ОВ$ и перевод его в растворимую форму. В пользу этого говорят относительно низкие показатели C / N , по сравнению с залежью, снижение C/N обычно указывает на более переработанное $ОВ$ (Grandy et al., 2007, Hatton et al., 2012).

Зависимость азота $ВЭОВ$ от вида возделываемой культуры и от факта применения удобрений указывает на разную потребность растений в элементах питания. Кроме того, вероятно, на уровень азота $ВЭОВ$ влияют не только сами растения, но и их ризосферное окружение. На это указывает зависимость базального дыхания только от видов культур, в то же время субстрат-индуцированное дыхание зависит как от вида растений, так и от применения удобрений. Таким образом, при индуцировании микробиологической деятельности несколько вырастает СИД в варианте “с удобрениями”, очевидно, активируя акцессорное (лабильное) микробное сообщество (Тхакахова и др., 2015), которое получает импульс к развитию при внесении легкодоступного субстрата на фоне относительного избытка минеральных элементов.

При этом корреляционный анализ между показателями $ВЭОВ$ и микробиологической активностью выявил положительные значимые связи содержания водозэкстрагируемого углерода с БД и СИД ($r = 0.42$ и 0.52 соответственно при $n = 27$), для азота подобных зависимостей выявлено не было. Отсутствие прямой связи между уровнями БА и содержанием азота указывает, что не во всех рассматриваемых ценозах этот элемент является лимитирующим фактором.

Качественные различия в $ВЭОВ$ оценивали по их оптическим свойствам. Отличия в индексах спектров поглощения в зависимости от возделываемых растений и внесения удобрений показаны на рисунке 2.

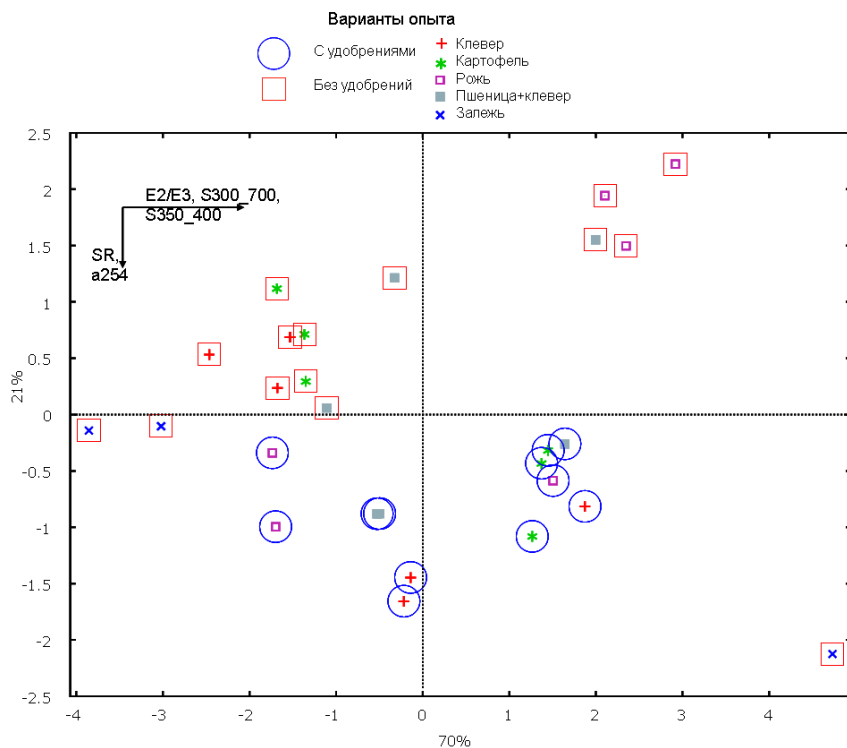


Рис. 2. Классификация ВЭОВ в пространстве главных компонент в зависимости от индексов спектров поглощения.

Fig. 2. WEOM classification in principal component space depending on the indices of absorption spectra.

Первая главная компонента (ГК1) описывает 70% отличий, вторая главная компонента (ГК2) – 21%. Все варианты опыта достаточно хорошо кластеризуются по вариантам. Сельскохозяйственные культуры хорошо отделяются по первой компоненте, причем все варианты также разнесены по оси ГК1 в вариантах “с удобрениями” и “без удобрений”, исключение – вариант “Пшеница+клевер”, который по ГК1 не различается. По второй компоненте четко видны различия, обусловленные применением удобрений.

ний: все варианты с удобрениями расположены в отрицательной части ГК2, а без удобрений – в положительной. Особняком стоит кластер варианта “Залежь”, он расположен в области вариантов с удобрениями. Однако для данного варианта характерно отсутствие дефицита питательных элементов, так что его расположение в зоне объектов с применением удобрений оправдано. Примечательно, что нельзя выделить область, зависящую от формы внесения удобрений: компост или минеральные вещества в разных сочетаниях, виден только факт применения удобрений.

Собственные векторы с максимальными модульными значениями использовали для оценки вклада индексов в различия ВЭОВ. Сдвиг в положительную область по ГК1 происходит с увеличением E2/E3, S300_700 и S350_400. Эти показатели отражают индивидуальные особенности ВЭОВ в опытных вариантах. Сдвиг по ГК2 в отрицательную область сопровождается увеличением индексов SR и a254 и переходом от неудобряемых вариантов к удобряемым. Увеличение SR отражает снижение микробной продукции в ВЭОВ с удобрениями (Helms et al., 2008) и увеличение ее ароматичности, что сопровождается возрастанием a254 (Mann et al., 2016). Таким образом, внесение удобрений способствует трансформации ВЭОВ в сторону более ароматических соединений.

Данные о флуоресценции РОВ были обработаны параллельным факторным анализом (PARAFAC). Из полученных трехмерных спектров возбуждения-эмиссии были выделены 4 флуоресцирующих компонента C1–C4 (рис. 3).

Выделенные PARAFAC компоненты были сопоставлены с открытой базой данных OpenFluor, позволяющей соотнести их показатели флуоресценции со свойствами или происхождением флуоресцентных составляющих РОВ, описанных в предыдущих исследованиях. Для сопоставления использовали ранее описанные компоненты со степенью совпадения не менее 95% (табл. 1).

Компонент C1 интерпретируется в литературе как “гуминовые вещества микробного происхождения”, т. е. новообразованное (прогуминовое) вещество, являющееся промежуточным продуктом микробной трансформации опада. Спектральные характеристики компонентов C2 и C3 схожи, вследствие чего их интерпре-

тация также практически одинакова – их связывают с наземным конденсированными гуминовыми веществами, но С2, предположительно, имеет больше ароматических фрагментов в своем составе.

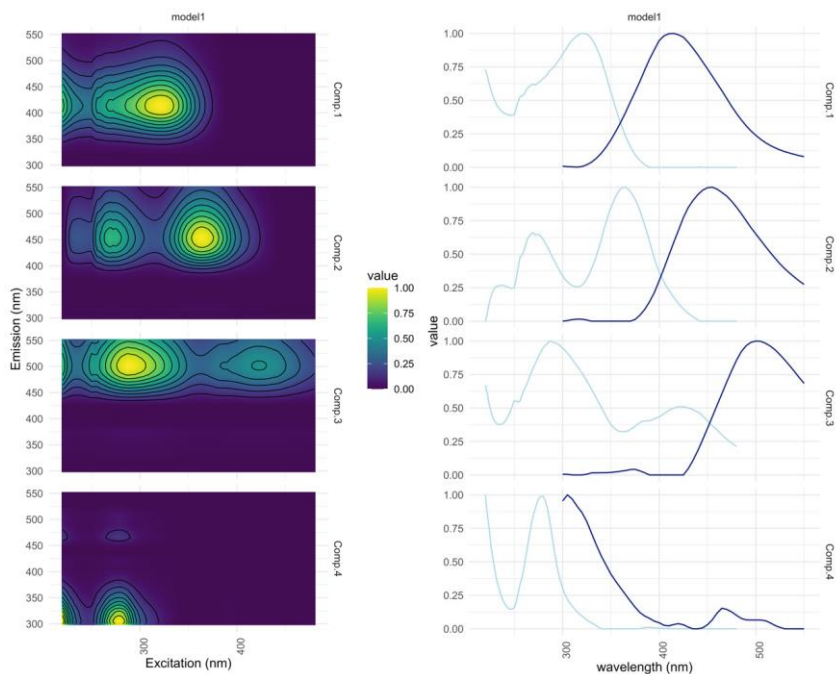


Рис. 3. Выделенные методом PARAFAC флуорофоры в составе ВЭОВ; слева – матрицы возбуждения-эмиссии компонентов, справа – соответствующие спектры возбуждения (бледно-синий) и испускания (темно-синий).

Fig. 3. Fluorophores isolated by the PARAFAC method as part of WEOM; excitation-emission matrices of the components on the left, and the corresponding excitation (pale blue) and emission (dark blue) spectra on the right.

Таблица 1. Индивидуальные флуоресцирующие компоненты ВЭОВ, идентифицированные с помощью PARAFAC-моделирования, и их предположительные свойства

Table 1. Individual fluorescent components, identified with PARAFAC-modeling, and their suggested features

Компонент	Длина волны возбуждения, нм	Длина волны эмиссии, нм	Интерпретация
C1	320	415	Пик М (Coble, 2007), гуминовое вещество микробного происхождения (Chen et al., 2016; Chen et al., 2018; Gamrani et al., 2023; Gao et al., 2017; Yamashita et al., 2013)
C2	270, 365	455	Пики А, С (Coble, 2007), ароматическое наземное гуминовые вещества (Begum et al., 2022; Gao et al., 2018; Yamashita et al., 2013)
C3	290, 425	500	Наземные гуминовые вещества (Gullian-Klanian et al., 2021; Schittich et al., 2018; Wunsch et al., 2017), подверженное биodeградации гидрофобное гуминовое вещество (Sharma et al., 2017)
C4	280	305	Пики В, Т (Coble, 2007), продукт трансформации белков (Chen et al., 2016; Gao et al., 2018; Imbeau et al., 2021; Kida et al., 2019; Pucher et al., 2021; Romero et al., 2017; Zhuang et al., 2021)

Компонент С4 связывается с флуоресценцией триптофана (в меньшей степени – тирозина) и, таким образом, присутствием в жидкой фазе продуктов неполной деструкции белковых молекул.

Распределение объектов согласно флуоресцирующим компонентам, выделенным PARAFAC в пространстве главных компонент, показано на рисунке 4.

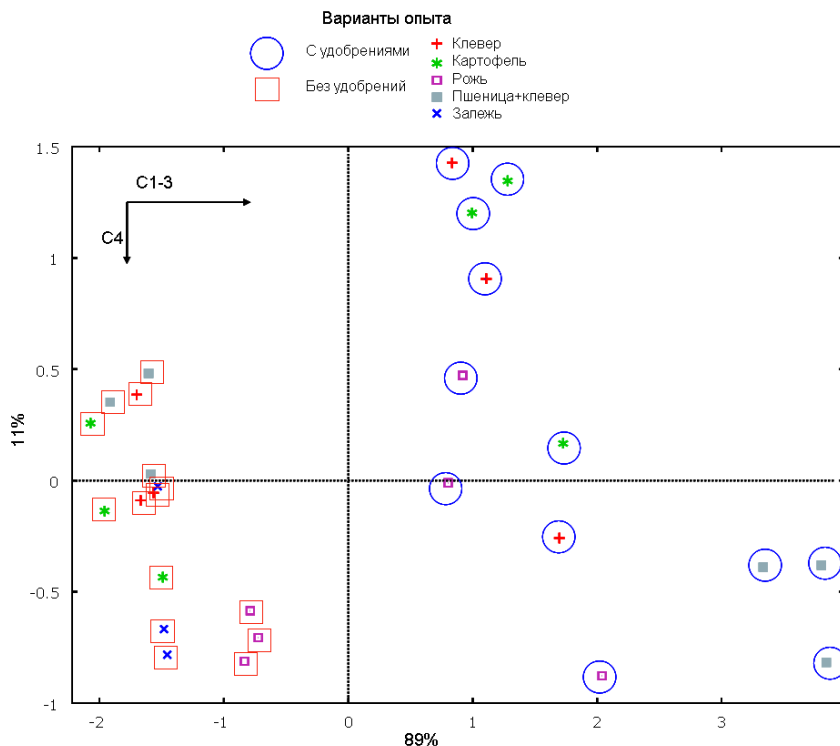


Рис. 4. Классификация ВЭОВ в пространстве главных компонент в зависимости от величин флуоресцирующих компонентов.

Fig. 4. WEOM classification in principal component space depending on the magnitudes of fluorescent components.

По ГК1 четко отделены варианты с удобрениями (положительная часть оси) от вариантов без удобрений (отрицательная

часть). В этом случае “Залежь” попала в область опытных вариантов без удобрений. За разделение по оси ГК1 отвечают компоненты С1–С3: они все возрастают при внесении удобрений. Таким образом, удобрения увеличивают разнообразие ВЭОВ, обогащая его соединениями различной степени трансформированности.

Компонент С4 обеспечивает варьирование по второй главной компоненте. По видам сельскохозяйственных культур можно выделить несколько кластеров: кластер, объединяющий образцы залежи и всех культур без внесения удобрений, за исключением ржи; кластер ржи без удобрений; кластер пшеницы и клевера с внесением удобрений; и кластер ржи, клевера и картофеля с внесением удобрений.

Выше было отмечено, что показатели биологической активности – БД и СИД – положительно коррелировали с содержанием углерода в ВЭОВ. Для выявления связей между оптическими свойствами ВЭОВ и биологической активностью их почв был проведен мультикорреляционный анализ, в котором БД и СИД сопоставляли с показателями поглощения и флуоресценции ВЭОВ (рис. 5).

Среди всех индексов поглощения только a_{254} значимо положительно коррелировал с СИД. Для других индексов взаимосвязи показано не было. Среди флуоресцентных показателей С1 (гуминовые вещества микробного происхождения) значимо коррелировал с БД. Корреляция a_{254} с СИД указывает на обогащение ВЭОВ ароматической составляющей при интенсивной, индуцированной внесением субстрата, переработке ОВ микроорганизмами. Вполне вероятно, что помимо растворенного ОВ, в этот процесс вовлекается и ОВ, находящееся в нерастворимом состоянии. В пользу этого говорит описанная выше корреляция между СИД и содержанием углерода в ВЭОВ. Весьма интересна связь между БД и С1. Базальное дыхание, фиксируемое без стимуляции микробиологической деятельности, в первую очередь, должно отражать переработку доступных субстратов, С1 – свежее образованное ОВ (см. табл. 1). Таким образом, флуоресцирующий компонент С1 обогащает ВЭОВ за счет микробного преобразования доступных субстратов, скорее всего, растительного опада.

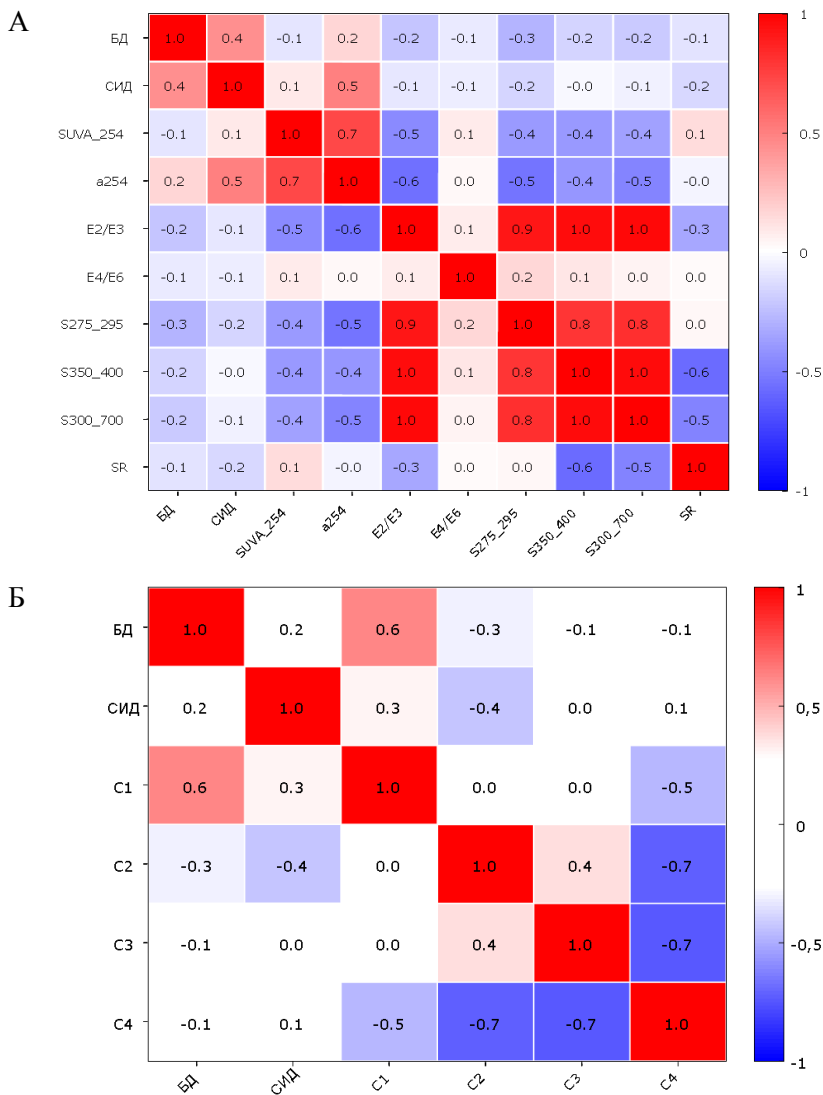


Рис. 5. Корреляционные матрицы для показателей биологической активности и индексов поглощения (А); и флуоресцирующих компонентов (Б).
Fig. 5. Correlation matrices for biological activity and uptake indices (А); and fluorescent components (Б).

При планировании работ мы ожидали, что С4 будет связан с показателями биологической активности, в первую очередь с СИД. Это объясняется тем, что С4 отражает содержание в ВЭОВ флуоресцирующих составляющих аминокислот и, соответственно, белков, и должен быть связан с микробной биомассой, а следовательно, и с СИД. Однако ожидаемой связи выявлено не было, поэтому было подробно исследовано корреляционное поле зависимости С4 от СИД. Для этого на графике зависимости С4 от СИД были отдельно выделены варианты с удобрениями, без удобрений, а также залежь, и для них построены линейные тренды (рис. 6).

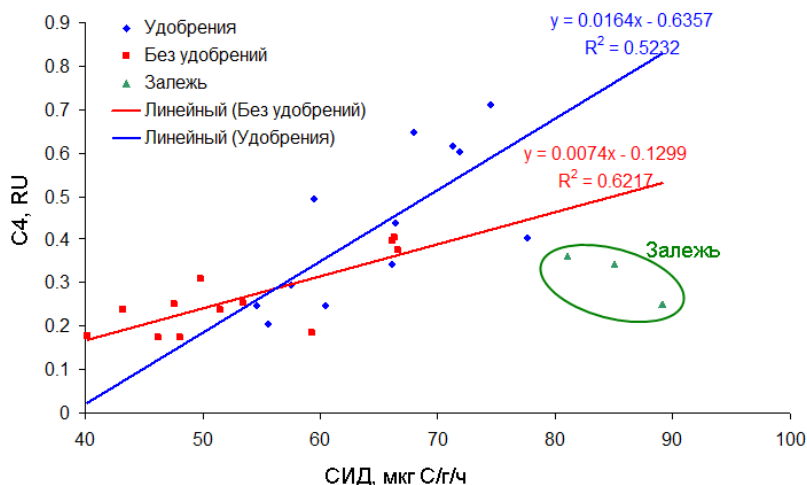


Рис. 6. Зависимость флуоресцирующей компоненты С4 ВЭОВ от субстрат-индуцированного дыхания.

Fig. 6. C4 WEOM fluorescent component dependence on substrate-induced respiration.

При рассмотрении в отдельности вариантов с удобрениями и без таковых видны четкие линейные зависимости С4 от СИД. Коэффициенты аппроксимации соответствуют коэффициентам корреляции 0.79 и 0.72, которые являются значимыми для $\alpha = 0.01$. Таким образом, внесение удобрений существенно изменяет

взаимосвязи между биомассой (которая жестко связана с СИД) и попадающими в раствор белковыми компонентами. С4 возникает в результате лизиса клеток, т. е. белковая компонента в составе живых клеток не присутствует в ВЭОВ, для их перехода туда необходим лизис клеток (Холодов и др., 2022). Лизаты – ценный субстрат, поэтому они достаточно быстро поглощаются биотой. Вероятно, возникает равновесие между биомассой и лизатами в ВЭОВ. Однако уровни, на которых устанавливается равновесие, могут быть разные в зависимости от особенностей микробного сообщества, поэтому связь между СИД и лизатами в ВЭОВ можно обнаружить для сообществ близких по своей структуре. Следовательно, внесение удобрений в агродерново-подзолистую почву вызывает существенное изменение структуры микробного сообщества.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Содержание углерода в ВЭОВ зависело от уровня микробиологической активности, которая, в свою очередь, во многом определялась присутствием минеральных элементов питания. Внесение удобрений стимулировало микроорганизмы к переработке ОВ. При этом ВЭОВ становилось более разнообразно и более гумусированно. В нем возрастало содержание флуоресцирующих компонент, связанных с переработанным ОВ, и повышалась ароматичность (согласно показателю а254). При этом сопоставление с залежью указывает на то, что внесение удобрений стимулирует микроорганизмы к переработке ОВ, и способствует его переходу из твердой фазы почвы в РОВ. В то же время в залежи, на фоне достаточно высоких показателей БД и СИД, уровень С в ВЭОВ достаточно низкий – близок к показателю вариантов без удобрений. Таким образом, в равновесных условиях (залежь) высокий уровень биологической активности не способствует переработке почвенного ОВ и перевода его в РОВ. Вероятно, это связано с низким уровнем минеральных элементов питания в этой почве и, как следствие, иной структурой микробного сообщества.

В целом в работе показано, что оптические свойства ВЭОВ во многом зависят от структуры микробного сообщества. Однако требуется дальнейшее накопление данных для выяснения проис-

хождения и судьбы этой наиболее лабильной части почвенного
ОВ.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Караванова Е.И.* Водорастворимые органические вещества: фракционный состав и возможности их сорбции твердой фазой лесных почв // Почвоведение. 2013 № 8. С. 924–936.
2. *Кирюшин В.И.* Задачи оптимизации землепользования в России // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2023. Вып. 116. С. 5–25. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2023-116-5-25>.
3. *Куликова Н.А.* Влияние водорастворимых компонентов почв на размер и электрокинетический потенциал наноалмазов // Почвоведение. 2020. № 7. С 816–827.
4. *Куликова Н.А., Холодов В.А., Фарходов Ю.Р., Зиганишина А.Р., Заварзина А.Г., Карпунин М.М.* Растворенное органическое вещество черноземов различного вида использования: взаимосвязь структурных особенностей и минерального состава // Вестник Московского университета. 2024. Серия 17: Почвоведение. Т. 74. № 1. С. 24–32.
5. *Митин С.Г., Сысоев Г.В., Старостин И.А., Ецин А.В.* Технико-технологическое обеспечение вовлечения в оборот залежных земель // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2024. Вып. 118. С. 276–308. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2024-118-276-308>.
6. Национальный доклад о ходе и результатах реализации в 2022 году Государственной программы развития сельского хозяйства и регулирования рынков сельскохозяйственной продукции, сырья и продовольствия. М.: Министерство сельского хозяйства Российской Федерации, 2023. 159 с.
7. *Петрова Л.И., Митрофанов Ю.И., Первушина Н.К., Гуляев М.В.* Влияние различных факторов на формирование урожая и качество картофеля // Аграрный вестник Урала. 2021. № 4 (207). С. 34–42. DOI: <https://doi.org/10.32417/1997-4868-2021-207-04-34-42>.
8. *Петрова Л.И., Митрофанов Ю.И., Первушина Н.К., Лапушкина В.Н.* Влияние удобрений и погодных условий на формирование урожая яровой пшеницы на осушаемых землях // Земледелие. 2020. № 4. С.12–15. DOI: <https://doi.org/10.24411/0044-3913-2020-10403>.
9. *Приходько В.Е., Сиземская М.Л.* Базальное дыхание и состав микробной биомассы целинных, агро- и лесомелиорированных полупустынных почв Северного Прикаспия // Почвоведение. 2015. № 8. С. 974–983.
10. *Тхакахова А.К., Чернов Т.И., Иванова Е.А., Кутовая О.В., Когут Б.М.,*

- Завалин А.А. Изменение метагенома прокариотного сообщества черноземов под воздействием минеральных удобрений // Доклады Российской академии сельскохозяйственных наук. 2015. № 6. С. 20–23.
11. Холодов В.А., Иванов В.А., Фарходов Ю.Р., Сафронова Н.А., Артемьева З.С., Ярославцева Н.В. Оптические характеристики фракций органического вещества агрегатов типичных черноземов // Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева. 2017. Вып. 90. С. 56–72. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2017-90-56-72>.
12. Холодов В.А., Розова 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: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2023-117-52-100>.
13. 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 имени В.В. Докучаева. 2022. Вып. 112. С. 122–133. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2022-112-122-133>.
14. Холодов В.А., Ярославцева Н.В., Фарходов Ю.Р., Яшин М.А., Лазарев В.И., Ильин Б.С., Филиппова О.И., Воликов А.Б., Иванов А.Л. Оптические характеристики экстрагируемых фракций органического вещества типичных черноземов в многолетних полевых опытах // Почвоведение. 2020. № 6. С. 691–702. DOI: <https://doi.org/10.31857/S0032180X20060052>.
15. Чеботина М.Я. Влияние водорастворимого вещества лесной подстилки на поглощение радиоактивных изотопов в почве // Радиоэкологические исследования почв и растений. Сер. “Труды Института экологии растений и животных”. 1975. С. 21–25.
16. Begum M.S., Lee M.H., Park T.J., Lee S.Y., Shin K. H., Shin H.S., Chen M., Hur J. Source tracking of dissolved organic nitrogen at the molecular level during storm events in an agricultural watershed // Science of the Total Environment. 2022. Vol. 810.
17. Bengtsson M.M., Attermeyer K., Catalán N. Interactive effects on organic matter processing from soils to the ocean: are priming effects relevant in aquatic ecosystems? // Hydrobiologia. 2018. Vol. 822 (1). P. 1–17.
18. Chang D.N., Cao W.D., Bai J.S., Gao S.J., Wang X.C., Zeng N.H., Katsuyoshi S., Spectrosc. Effects of green manures on soil dissolved organic matter in moisture soil in North China // Spectral Anal. 2017. Vol. 37 (1). P. 221–226.
19. Chantigny M.H. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: A review on the influence of land use and management practices // Geoderma.

2003. Vol. 113 (3–4). P. 357–380.

20. *Chen M., Jung J., Lee Y.K., Hur J.* Surface accumulation of low molecular weight dissolved organic matter in surface waters and horizontal off-shelf spreading of nutrients and humic-like fluorescence in the Chukchi Sea of the Arctic Ocean // *Science of the Total Environment*. 2018. Vol. 639. P. 624–632.

21. *Chen X., Liu M., Kuzyakov Y., Li W., Liu J., Jiang C., Meng Wu, Li Z.* Incorporation of rice straw carbon into dissolved organic matter and microbial biomass along a 100-year paddy soil chronosequence // *Applied Soil Ecology*. 2018. Vol. 130. P. 84–90. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.06.004>.

22. *Coble P.G.* Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy // *Marine Chemistry*. 1996. Vol. 51 (4). P. 325–346.

23. *Gaelen van N., Verschoren V., Clymans W., Poesen J., Govers G., Vanderborght J., Diels J.* Controls on dissolved organic carbon export through surface runoff from loamy agricultural soils // *Geoderma*. 2014. Vol. 226–227. P. 387–396.

24. *Gamrani M., Eert J., Gueguen C., Williams W.J.* A river of terrestrial dissolved organic matter in the upper waters of the central Arctic Ocean // *Deep Sea Res 1 Oceanogr Res Pap*. 2023. Vol. 196.

25. *Gao Z., Guéguen C.* Distribution of thiol, humic substances and colored dissolved organic matter during the 2015 Canadian Arctic GEOTRACES cruises // *Mar Chem*. 2018. Vol. 203. P. 1–9.

26. *Gao Z., Guéguen C.* Size distribution of absorbing and fluorescing DOM in Beaufort Sea, Canada Basin // *Deep Sea Res 1 Oceanogr Res Pap*. 2017. Vol. 121. P. 30–37.

27. *Gmach M.R., Cherubin M.R., Kaiser K., Cerri C.E.P.* Processes that influence dissolved organic matter in the soil: A review // *Sci. Agric*. 2020. Vol. 77 (3). P. 1–10.

28. *Grandy A.S., Neff J.C., Weintraub M.N.* Carbon structure and enzyme activities in alpine and forest ecosystems // *Soil Biology and Biochemistry*. 2007. Vol. 39 (11). P. 2701–2711.

29. *Gullian-Klanian M., Gold-Bouchot G., Delgadillo-Diaz M., Aranda J., Sanchez-Solis M.J.* Effect of the use of *Bacillus* spp. on the characteristics of dissolved fluorescent organic matter and the phytochemical quality of *Stevia rebaudiana* grown in a recirculating aquaponic system // *Environmental Science and Pollution Research*. 2021. Vol. 28. No. 27. P. 36326–36343.

30. *Hatton P.J., Kleber M., Zeller B., Moni C., Plante A.F., Townsend K., Gelhaye L., Lajtha K., Derrien D.* Transfer of litter-derived N to soil mineral-organic associations: Evidence from decadal ¹⁵N tracer experiments // *Organic Geochemistry*. 2012. Vol. 42. (12). P. 1489–1501.

31. Helms J.R., Stubbins A., Ritchie J.D., Minor E.C., Kieber D.J., Mopper K. Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter // *Limnology and Oceanography*. 2008. Vol. 53 (3). P. 955–969.
32. Imbeau E., Vincent W.F., Wauthy M., Cusson M. Hidden Stores of Organic Matter in Northern Lake Ice: Selective Retention of Terrestrial Particles, Phytoplankton and Labile Carbon // *J. Geophys. Res. Biogeosci.* 2021. Vol. 126. No. 8.
33. ISO 8245:1999. Water quality – Guidelines for the determination of total organic carbon (TOC) and dissolved organic carbon (DOC).
34. Kalbitz K., Solinger S., Park J.H., Michalzik B., Matzner E. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review // *Soil Science*. 2000. Vol. 165. P. 277–304.
35. Kholodov V.A., Yaroslavtseva N.V., Ziganshina A.R., Danchenko N.N., Farkhodov Y.R., Maksimovich S.V., Zhidkin A.P. Water-Extractable Organic Matter of Soils with Different Degrees of Erosion-Induced Degradation and Sedimentation in a Small Catchment in the Central Forest-Steppe Part of the Central Russian Upland: Tilled Soils // *Eurasian Soil Science*. 2024. Vol. 57 (6). P. 889–902.
36. Kida M., Kojima T., Tanabe Y., Hayashi K., Kudoh S., Maie N., Fujitake N. Origin, distributions, and environmental significance of ubiquitous humic-like fluorophores in Antarctic lakes and streams // *Water Research*. 2019. Vol. 163. P. 114901.
37. Mann P.J., Spencer R.G.M., Hernes P.J., Six J., Aiken G.R., Tank S.E., McClelland J.W., Butler K.D., Dyda R.Y., Holmes R.M. Pan-Arctic Trends in Terrestrial Dissolved Organic Matter from Optical Measurements // *Frontiers in Earth Science*. 2016. Vol. 4.
38. Murphy K.R., Stedmon C.A., Graeber D., Bro R. Fluorescence spectroscopy and multi-way techniques. PARAFAC // *Anal. Methods*. 2013. Vol. 5 (23). P. 6557–6566.
39. 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. DOI: <https://doi.org/10.3390/w11112366>.
40. Rodrigues S.M., Trindade T., Duarte A.C., Pereira E., Koopmans G.F., Römken P.F.A.M. A framework to measure the availability of engineered nanoparticles in soils: Trends in soil tests and analytical tools // *Trends Anal. Chem.* 2016. Vol. 75. P. 129–140.
41. Romero C.M., Engel R.E., D'Andrill J., Chen C., Zabinski C., Miller P., Wallander R. Bulk optical characterization of dissolved organic matter from semiarid wheat-based cropping systems // *Geoderma*. 2017. Vol. 306. P. 40–

49.

42. Roper M.M., Gupta V., Murphy D. Tillage practices altered labile soil organic carbon and microbial function without affecting crop yields // Australian Journal of Soil Research. 2010. Vol. 48. P. 274–285.

43. Schittich A.R., Wunsch U., Kulkarni H.V., Battistel M., Bregnhøj H., Stedmon C.A., Mcknight U.S. Investigating Fluorescent Organic-Matter Composition as a Key Predictor for Arsenic Mobility in Groundwater Aquifers // Environ Sci Technol. American Chemical Society. 2018. Vol. 52. No. 22. P. 13027–13036.

44. Sharma P., Laor Y., Raviv M., Medina S., Saadi I., Krasnovsky A., Vager M., Levy G.J., Bar-Tal A., Borisover M. Compositional characteristics of organic matter and its water-extractable components across a profile of organically managed soil // Geoderma. 2017. Vol. 286. P. 73–82.

45. Stockdale A., Bryan N.D. The influence of natural organic matter on radionuclide mobility under conditions relevant to cementitious disposal of radioactive wastes: A review of direct evidence // Earth-Science Rev. 2013. Vol. 121. P. 1–17.

46. Swenson T.L., Jenkins S., Bowen B.P., Northen T.R. Untargeted soil metabolomics methods for analysis of extractable organic matter // Soil Biol. Biochem. 2015. Vol. 80. P. 189–198.

47. Toosi E.R., Schmidt J.P., Castellano M.J. Land use and hydrologic flowpaths interact to affect dissolved organic matter and nitrate dynamics // Biogeochemistry. 2014. Vol. 120 (1–3). P. 89–104.

48. Wünsch U.J., Murphy K.R., Stedmon C.A. The One-Sample PARAFAC Approach Reveals Molecular Size Distributions of Fluorescent Components in Dissolved Organic Matter // Environ Sci Technol. American Chemical Society. 2017. Vol. 51. No. 20. P. 11900–11908.

49. Yamashita Y., Boyer J.N., Jaffé R. Evaluating the distribution of terrestrial dissolved organic matter in a complex coastal ecosystem using fluorescence spectroscopy // Cont Shelf Res. 2013. Vol. 66. P. 136–144.

50. 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.

REFERENCES

1. Karavanova E.I., Vodorastvorimye organicheskie veshchestva: fraktsionnyi sostav i vozmozhnosti ikh sorbtzii tverdoi fazoi lesnykh pochv (Dissolved organic matter: Fractional composition and sorbability by the soil solid phase), *Pochvovedenie*, 2013, No. 8, pp. 924–936.
2. Kiryushin V.I., The goals of land use optimization in Russia, *Dokuchaev*

Soil Bulletin, 2023, Vol. 116, pp. 5–25, DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2023-116-5-25>.

3. Kulikova N.A., Vliyaniye vodorastvorimykh komponentov pochv na razmer i elektrokineticheskiy potentsial nanoalmazov (Influence of water-soluble soil components on the size and electrokinetic potential of nanodiamonds), *Pochvovedenie*, 2020, No. 7, pp. 816–827.

4. Kulikova N.A., Kholodov V.A., Farkhodov Yu.R., Ziganshina A.R., Zavarzina A.G., Karpukhin M.M., Rastvorennoe organicheskoe veshchestvo chernozemov razlichnogo vida ispol'zovaniya: vzaimosvyaz' strukturnykh osobennostei i mineral'nogo sostava (Dissolved Organic Matter of Chernozems of Different Use: Relationship of Structural Features and Mineral Composition), *Vestnik Moskovskogo universiteta, Ser. 17, Pochvovedenie*, 2024, Vol. 74, No. 1, pp. 24–32.

5. Mitin S.G., Sysoev G.V., Starostin I.A., Eshchin A.V., Technical and technological support for the involvement of fallow lands in agriculture, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2024, Vol. 118, pp. 276–308, DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2024-118-276-308>.

6. National report on the progress and results of the implementation in 2022 of the State Program for the Development of Agriculture and Regulation of Agricultural Products, Raw Materials and Food Markets, Moscow: Ministerstvo sel'skogo khozyaistva Rossiiskoi Federatsii, 2023, 159 p.

7. Petrova L.I., Mitrofanov Yu.I., Pervushina N.K., Gulyaev M.V., Influence of various factors on crop formation and potato quality, *Agrarian Bulletin of the Urals*, 2021, No. 4 (207), pp. 34–42, DOI: <https://doi.org/10.32417/1997-4868-2021-207-04-34-42>.

8. Petrova L.I., Mitrofanov Yu.I., Pervushina N.K. et al., Influence of fertilizers and weather conditions on the formation of spring wheat yield on drained lands, *Zemledelije*, 2020, No. 4, pp. 12–15, DOI: <https://doi.org/10.24411/0044-3913-2020-10403>.

9. Prikhod'ko V., Sizemskaya M.L., Basal respiration and composition of microbial biomass in virgin and agroforest-reclaimed semidesert soils of the Northern Caspian region, *Eurasian Soil Science*, 2015, No. 48, pp. 852–861, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229315080049>.

10. Tkhakakhova A.K., Chernov T.I., Ivanova E.A., Kutovaya O.V., Kogut B.M., Zavalin A.A., Izmenenie metagenoma prokariotnogo soobshchestva chernozemov pod vozdeistviem mineral'nykh udobrenii (Changes in metagenome prokaryotic community chernozems under the influence of mineral fertilizers), *Doklady Rossiiskoi akademii sel'skokhozyaistvennykh nauk*, 2015, No. 6, pp. 20–23.

11. Kholodov V.A., Ivanov V.A., Farkhodov J.R., Safronova N.A., Artemyeva Z.S., Jaroslavceva N.V., The Optical Characteristics of Aggregates Organic

Matter Fractions in Typical Chernozems, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2017, Vol. 90, pp. 56–72, DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2017-90-56-72>.

12. 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: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2023-117-52-100>.

13. 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: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2022-112-122-133>.

14. Kholodov V.A., Yaroslavtseva N.V., Farkhodov Yu.R., Yashin M.A., Lazarev V.I., Il'in B.S., Filippova O.I., Volikov A.B., Ivanov A.L., Opticheskie kharakteristiki ekstragiruemykh fraktsii organicheskogo veshchestva tipichnykh chernozemov v mnogoletnikh polevykh opytakh (Optical Properties of Extractable Fractions of Organic Matter of the Chernozems Measured in Long-Term Field Experiments), *Pochvovedenie*, 2020, No. 6, pp. 691–702, DOI: <https://doi.org/10.31857/S0032180X20060052>.

15. Chebotina M.Ya., Vliyaniye vodorastvorimogo veshchestva lesnoy podstilki na pogloshcheniye radioaktivnykh izotopov v pochve (Effect of water-soluble matter of forest litter on the absorption of radioactive isotopes in soil), *Radioekologicheskiye issledovaniya pochv i rasteniy. Ser. "Trudy Instituta ekologii rasteniy i zhivotnykh"* (Radioecological studies of soils and plants. Series: "Proceedings of the Institute of Plant and Animal Ecology"), 1975, pp. 21–25.

16. Begum M.S., Lee M.H., Park T.J., Lee S.Y., Shin K.H., Shin H.S., Chen M., Hur J., Source tracking of dissolved organic nitrogen at the molecular level during storm events in an agricultural watershed, *Science of the Total Environment*, 2022, Vol. 810.

17. Bengtsson M.M., Attermeyer K., Catalán N., Interactive effects on organic matter processing from soils to the ocean: are priming effects relevant in aquatic ecosystems? *Hydrobiologia*, 2018, Vol. 822 (1), pp. 1–17.

18. Chang D.N., Cao W.D., Bai J.S., Gao S.J., Wang X.C., Zeng N.H., Katsuyoshi S., Spectrosc. Effects of green manures on soil dissolved organic matter in moisture soil in North China, *Spectral. Anal.*, 2017, Vol. 37 (1), pp. 221–226.

19. Chantigny M.H., Dissolved and water-extractable organic matter in soils: A review on the influence of land use and management practices, *Geoderma*, 2003, Vol. 113 (3–4), pp. 357–380.

20. Chen M., Jung J., Lee Y.K., Hur J., Surface accumulation of low molecular weight dissolved organic matter in surface waters and horizontal off-shelf spreading of nutrients and humic-like fluorescence in the Chukchi Sea of the Arctic Ocean, *Science of the Total Environment*, 2018, Vol. 639, pp. 624–632.
21. Chen X., Liu M., Kuzyakov Y., Li W., Liu J., Jiang C., Meng Wu, Li Z., Incorporation of rice straw carbon into dissolved organic matter and microbial biomass along a 100-year paddy soil chronosequence, *Applied Soil Ecology*, 2018, Vol. 130, pp. 84–90, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.06.004>.
22. Coble P.G., Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy, *Marine Chemistry*, 1996, Vol. 51 (4), pp. 325–346.
23. Gaalen van N., Verschoren V., Clymans W., Poesen J., Govers G., Vanderborght J., Diels J., Controls on dissolved organic carbon export through surface runoff from loamy agricultural soils, *Geoderma*, 2014, Vol. 226–227, pp. 387–396.
24. Gamrani M., Eert J., Gueguen C., Williams W.J., A river of terrestrial dissolved organic matter in the upper waters of the central Arctic Ocean, *Deep Sea Res 1 Oceanogr Res Pap.*, 2023, Vol. 196.
25. Gao Z., Guéguen C., Distribution of thiol, humic substances and colored dissolved organic matter during the 2015 Canadian Arctic GEOTRACES cruises, *Mar Chem.*, 2018, Vol. 203, pp. 1–9.
26. Gao Z., Guéguen C., Size distribution of absorbing and fluorescing DOM in Beaufort Sea, Canada Basin, *Deep Sea Res 1 Oceanogr Res Pap.*, 2017, Vol. 121, pp. 30–37.
27. Gmach M.R., Cherubin M.R., Kaiser K., Cerri C.E.P., Processes that influence dissolved organic matter in the soil: A review, *Sci. Agric.*, 2020, Vol. 77 (3), pp. 1–10.
28. Grandy A.S., Neff J.C., Weintraub M.N., Carbon structure and enzyme activities in alpine and forest ecosystems, *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, Vol. 39 (11), pp. 2701–2711.
29. Gullian-Klanian M., Gold-Bouchot G., Delgadillo-Diaz M., Aranda J., Sanchez-Solis M.J., Effect of the use of *Bacillus* spp. on the characteristics of dissolved fluorescent organic matter and the phytochemical quality of *Stevia rebaudiana* grown in a recirculating aquaponic system, *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, Vol. 28, No. 27, pp. 36326–36343.
30. Hatten P.J., Kleber M., Zeller B., Moni C., Plante A.F., Townsend K., Gelhaye L., Lajtha K., Derrien D., Transfer of litter-derived N to soil mineral-organic associations: Evidence from decadal ¹⁵N tracer experiments, *Organic Geochemistry*, 2012, Vol. 42. (12), pp. 1489–1501.
31. Helms J.R., Stubbins A., Ritchie J.D., Minor E.C., Kieber D.J., Mopper K.,

Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter, *Limnology and Oceanography*, 2008, Vol. 53 (3), pp. 955–969.

32. Imbeau E., Vincent W.F., Wauthy M., Cusson M., Hidden Stores of Organic Matter in Northern Lake Ice: Selective Retention of Terrestrial Particles, Phytoplankton and Labile Carbon, *J. Geophys. Res. Biogeosci.*, 2021, Vol. 126, No. 8.

33. ISO 8245:1999. Water quality – Guidelines for the determination of total organic carbon (TOC) and dissolved organic carbon (DOC).

34. Kalbitz K., Solinger S., Park J.H., Michalzik B., Matzner E., Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review, *Soil Science*, 2000, Vol. 165, pp. 277–304.

35. Kholodov V.A., Yaroslavtseva N.V., Ziganshina A.R., Danchenko N.N., Farkhodov Y.R., Maksimovich S.V., Zhidkin A.P., Water-Extractable Organic Matter of Soils with Different Degrees of Erosion-Induced Degradation and Sedimentation in a Small Catchment in the Central Forest-Steppe Part of the Central Russian Upland: Tilled Soils, *Eurasian Soil Science*, 2024, Vol. 57 (6), pp. 889–902.

36. Kida M., Kojima T., Tanabe Y., Hayashi K., Kudoh S., Maie N., Fujitake N., Origin, distributions, and environmental significance of ubiquitous humic-like fluorophores in Antarctic lakes and streams, *Water Research*, 2019, Vol. 163, pp. 114901.

37. Mann P.J., Spencer R.G.M., Hernes P.J., Six J., Aiken G.R., Tank S.E., McClelland J.W., Butler K.D., Dyda R.Y., Holmes R.M., Pan-Arctic Trends in Terrestrial Dissolved Organic Matter from Optical Measurements, *Frontiers in Earth Science*, 2016, Vol. 4.

38. Murphy K.R., Stedmon C.A., Graeber D., Bro R., Fluorescence spectroscopy and multi-way techniques. PARAFAC, *Anal. Methods*, 2013, Vol. 5 (23), pp. 6557–6566.

39. Pucher M., Wünsch 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, DOI: <https://doi.org/10.3390/w11112366>.

40. Rodrigues S.M., Trindade T., Duarte A.C., Pereira E., Koopmans G.F., Römken P.F.A.M., A framework to measure the availability of engineered nanoparticles in soils: Trends in soil tests and analytical tools, *Trends Anal. Chem.*, 2016, Vol. 75, pp. 129–140.

41. Romero C.M., Engel R.E., D'Andrill J., Chen C., Zabinski C., Miller P., Wallander R., Bulk optical characterization of dissolved organic matter from semiarid wheat-based cropping systems, *Geoderma*, 2017, Vol. 306, pp. 40–49.

42. Roper M.M., Gupta V., Murphy D., Tillage practices altered labile soil organic carbon and microbial function without affecting crop yields, *Australian Journal of Soil Research*, 2010, Vol. 48, pp. 274–285.
43. Schittich A.R., Wunsch U., Kulkarni H.V., Battistel M., Bregnhøj H., Stedmon C.A., Mcknight U.S., Investigating Fluorescent Organic-Matter Composition as a Key Predictor for Arsenic Mobility in Groundwater Aquifers, *Environ Sci Technol. American Chemical Society.*, 2018, Vol. 52, No. 22, pp. 13027–13036.
44. Sharma P., Laor Y., Raviv M., Medina S., Saadi I., Krasnovsky A., Vager M., Levy G.J., Bar-Tal A., Borisover M., Compositional characteristics of organic matter and its water-extractable components across a profile of organically managed soil, *Geoderma*, 2017, Vol. 286, pp. 73–82.
45. Stockdale A., Bryan N.D., The influence of natural organic matter on radionuclide mobility under conditions relevant to cementitious disposal of radioactive wastes: A review of direct evidence, *Earth-Science Rev.*, 2013, Vol. 121, pp. 1–17.
46. Swenson T.L., Jenkins S., Bowen B.P., Northen T.R., Untargeted soil metabolomics methods for analysis of extractable organic matter, *Soil Biol. Biochem.*, 2015, Vol. 80, pp. 189–198.
47. Toosi E.R., Schmidt J.P., Castellano M.J., Land use and hydrologic flowpaths interact to affect dissolved organic matter and nitrate dynamics, *Biogeochemistry*, 2014, Vol. 120 (1–3), pp. 89–104.
48. Wünsch U.J., Murphy K.R., Stedmon C.A., The One-Sample PARAFAC Approach Reveals Molecular Size Distributions of Fluorescent Components in Dissolved Organic Matter, *Environ Sci Technol. American Chemical Society*, 2017, Vol. 51, No. 20, pp. 11900–11908.
49. Yamashita Y., Boyer J.N., Jaffé R., Evaluating the distribution of terrestrial dissolved organic matter in a complex coastal ecosystem using fluorescence spectroscopy, *Cont Shelf Res.*, 2013, Vol. 66, pp. 136–144.
50. 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.

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-254-271



Ссылки для цитирования:

Фарходов Ю.Р., Данилин И.В., Ярославцева Н.В., Зиганшина А.Р., Максимович С.В., Холодов В.А. Молекулярный состав водозэкстрагируемого органического вещества черноземов при выращивании ячменя в условиях вегетационного опыта // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2025. Вып. 124. “Почвенное органическое вещество”. С. 254-271. DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-254-271

Cite this article as:

Farkhodov Yu.R., Danilin I.V., Yaroslavtseva N.V., Ziganshina A.R., Maksimovich S.V., Kholodov V.A., Molecular composition of water-extractable organic matter in chernozem soils during barley cultivation in a vegetation experiment, Dokuchaev Soil Bulletin, 2025, 124, “Soil organic matter”, pp. 254-271, DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-254-271

Благодарность:

Исследование выполнено при поддержке Российского научного фонда, проект № 24–26–00293, <https://www.rscf.ru/project/24-26-00293>.

Acknowledgments:

This research was funded by the Russian Science Foundation (project No. 24-26-00293), <https://www.rscf.ru/project/24-26-00293>.

**Молекулярный состав водозэкстрагируемого
органического вещества черноземов при
выращивании ячменя в условиях
вегетационного опыта**

© 2025 г. Ю. Р. Фарходов*, И. В. Данилин, Н. В. Ярославцева,
А. Р. Зиганшина, С. В. Максимович, В. А. Холодов

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

*<https://orcid.org/0000-0002-0210-380X>,

e-mail: yulian.farkhodov@yandex.ru.

Поступила в редакцию 27.06.2024, после доработки 06.11.2024,
принята к публикации 21.07.2025

Резюме: Целью работы была оценка влияния вегетации ячменя (*Hordeum vulgare* L.) на молекулярный состав водоэкстрагируемого органического вещества черноземов. В работе использовали метод вегетационного эксперимента в климатической камере с отбором проб почвы до посева и во время вегетации ячменя. Молекулярный состав водоэкстрагируемого органического вещества (ВЭОВ) изучали методом газовой хромато-масс-спектрометрии. На основе полученных данных рассчитывали индекс разнообразия Шеннона и оценивали вклад разных соединений в состав ВЭОВ. Показано, что вегетация ячменя увеличивает сложность состава ВЭОВ чернозема. Молекулярный состав ВЭОВ оказался различным для всех вариантов опыта. Доля липидов и азотсодержащих соединений ВЭОВ чернозема в условиях вегетации ячменя уменьшается по сравнению с его предпосевным состоянием, что может быть связано с их активной микробной деструкцией. При вегетации ячменя происходит значимое увеличение доли углеводов в составе ВЭОВ чернозема. Полученные данные свидетельствуют о высокой чувствительности молекулярного состава ВЭОВ черноземов к влиянию функционирования ячменя и ризосферных микроорганизмов.

Ключевые слова: ячмень; ризосфера; ГХ/МС; лабильное ПОВ.

Molecular composition of water-extractable organic matter in chernozem soils during barley cultivation in a vegetation experiment

© 2025 Yu. R. Farkhodov*, I. V. Danilin, N. V. Yaroslavtseva,
A. R. Ziganshina, S. V. Maksimovich, V. A. Kholodov

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

*<https://orcid.org/0000-0002-0210-380X>,

e-mail: yulian.farkhodov@yandex.ru.

Received 27.06.2024, Revised 06.11.2024, Accepted 21.07.2025

Abstract: The aim of this study was to assess the impact of barley (*Hordeum vulgare* L.) vegetation on the molecular composition of water-extractable organic matter (WEOM) in chernozem soils. The study employed a vegetation experiment method in a climate chamber, with soil samples taken before sowing and during barley vegetation. The molecular composition of WEOM was analyzed using gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS). Based on the obtained data, the Shannon diversity index was calculated, and the contribution of different compounds to the composition of WEOM was

evaluated. It was shown that barley vegetation increases the complexity of the WEOM composition in chernozem. The molecular composition of WEOM varied for all experimental conditions. The proportion of lipids and nitrogen-containing compounds in WEOM of chernozem decreased during barley vegetation compared to its pre-sowing state, which may be associated with their active microbial decomposition. There was a significant increase in the proportion of carbohydrates in the WEOM composition of chernozem during barley vegetation. The obtained data indicate the high sensitivity of the molecular composition of WEOM in chernozem soils to the influence of barley functioning and rhizospheric microorganisms.

Keywords: barley; rhizosphere; GC/MS; labile SOM.

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время становится все более актуальным изучение биохимических процессов в системе “почва-растение” для решения проблем почвенной секвестрации углерода, устойчивого землепользования и обеспечения продовольственной безопасности (Соколова, 2020; Etesami, 2021; Sun et al., 2021; Zhao et al., 2022; Wang, Kuzyakov, 2024). Известно, что растительный покров играет важную роль в процессах трансформации почвенного органического вещества (ПОВ), минеральной части почвы, а также в формировании микробного сообщества. В контексте изучения трансформации ПОВ и иных процессов в системе “почва-растение” наибольший интерес представляет ризосфера – объем почвы, окружающий корни растений и характеризующийся высокой биологической активностью (Kuzyakov, Razavi, 2019). В ризосфере формируется почвенная структура, характеризующаяся высокой устойчивостью, что способствует связыванию и сохранению углерода в почве (Junya et. al., 2020; Wang, Kuzyakov, 2024). Ризосферные микроорганизмы помогают растению справляться с влиянием факторов стресса, способствуют усвоению растением питательных веществ (Etesami, 2021; Sun et al., 2021). Главным фактором изменения химических и биологических свойств почвы в ризосфере является корневые выделения, а также экзометаболиты ризосферных микроорганизмов, интенсифицирующие процессы выветривания минеральной матрицы и трансформации ПОВ. В состав корневых и микробных экссудатов входят разнообразные низкомолекулярные органические вещества, формирующие лабильный

пул ПОВ (Dakora, Phillips, 2002; Sokolova, 2015; Vives-Peris et al., 2020; Dhungana et al., 2023). Данный пул выполняет ряд важнейших функций в системе “почва-растение”. Выделение экссудатов необходимо для поддержания тургора клеток (Chai, Schachtman, 2022), регуляции состава микробного сообщества ризосферы и увеличения доступности элементов питания (Chen et al., 2022; Fadiji et al., 2023), а также хемотаксиса (Feng et al., 2021). Специфичность продуктов экссудации зависит от разновидности фактора стресса, а интенсивность экссудации – от степени его выраженности (Fadiji et al., 2023). Наиболее простым и показательным подходом изучения лабильного пула ПОВ в условиях взаимодействия “почва-растение” является исследование фракции водоэкстрагируемого органического вещества (ВЭОВ). Изучение данной фракции ПОВ в основном связано с анализом их оптических свойств. В меньшей степени реализовано изучение молекулярного состава ВЭОВ, которое является ресурсоемким, однако позволяет детально изучать процессы трансформации ПОВ в условиях взаимодействия “почва-растение”.

Ячмень (*Hordeum vulgare* L.) – стратегически важная сельскохозяйственная культура, высокая урожайность которой является условием, формирующим мировую продовольственную безопасность. В настоящее время молекулярный состав ВЭОВ ризосферы сельскохозяйственных культур, в том числе ячменя, мало изучен, что препятствует пониманию функционирования системы “почва-растение” и природы почвенного плодородия. В особенности ярко выражен недостаток таких данных для черноземов – одних из самых плодородных почв планеты.

Цель исследования: оценить влияние вегетации ячменя на молекулярный состав ВЭОВ черноземов.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

В эксперименте по созданию модельного агроценоза (микроросма) использовали чернозем типичный (Классификация и диагностика почв СССР, 1977), Haplic Chernozem (WRB, 2015), отобранный в 2019 г. на многолетних полевых опытах ФГБНУ “Курский федеральный аграрный научный центр” (п. Черемушки Курского района Курской области). Образцы отбирали из варианта

“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 ($18\text{--}25\text{ }^{\circ}\text{C}$) в сухом темном месте. Перед заполнением вегетационных сосудов для достижения гомогенности почву перемешивали. После этого почву помещали в пластиковые сосуды объемом примерно 30 л ($30 \times 40 \times 25$ см). Вегетационный опыт проводили в условиях климатической камеры при температуре $22\text{ }^{\circ}\text{C}$ и относительной влажности воздуха 60%. Программа освещения состояла из двух временных сегментов: дневного (10 часов) и ночного (14 часов). Во время ночного периода освещение отсутствовало.

Влажность почвы поддерживали на уровне 70% от наименьшей влагоемкости. Пробоотбор на глубине 0–15 см проводили дважды: перед посевом и во время вегетативной фазы стеблевания ячменя. Во время вегетативной фазы отбор проб осуществляли из ризосферы и вмещающей (внекорневой) почвы. Отделение ризосферой почвы осуществляли удалением налипших на корневую систему ячменя почвенных частиц. После пробоотбора почву лиофильно высушивали и хранили при $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Изучение молекулярного состава фракции ВЭОВ проводили в соответствии с рекомендациями (Swenson et al., 2015). Для выделения ВЭОВ к средней пробе массой 2 г приливали 8 мл очищенной деионизированной воды (ASTM тип 1), полученную суспензию встряхивали на ротаторе при $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ в течение 1 часа, после этого надосадочную жидкость пропускали через фильтр с диаметром пор 0.45 мкм, а полученный экстракт концентрировали до сухого остатка на роторном испарителе. После концентрирования почвенной вытяжки осадок перерастворяли в 1 мл метанола, из этого объема отбирали аликвоту 500 мкл в полипропиленовую пробирку объемом 2 мл. В целях последующей дериватизации метанольный экстракт концентрировали в токе азота. Полученный осадок дериватизировали в два этапа: первый этап проводили с добавлением 10 мкл 98% раствора метоксиамина гидрохлорида в пиридине с концентрацией 40 мг/мл и нагреванием до $30\text{ }^{\circ}\text{C}$ в течение 90 ми-

нут, второй этап – с добавлением к полученной смеси 90 мкл N-метил-N-триметилсилилтрифторацетамида с 1% триметилхлорсиланом и нагреванием до 37 °C в течение 30 минут. В полученную реакционную смесь добавляли внутренний стандарт – метиловый эфир нонадекановой кислоты, и переносили в хроматографическую виалу. Далее экстракт анализировали на газовом хроматографе с масс-спектрометрическим детектором GCMS-QP2010 (Shimadzu, Япония). Условия хроматографирования: начальная температура колонки 60 °C с экспозицией 5 мин., температурный градиент 5 °C/мин. до 310 °C с экспозицией 7 мин., температура инжектора – 250 °C, капиллярная хроматографическая колонка GsBP-5MS (Gs-Tek, США), 30 м, масс-детектор квадрупольного типа, ионизация – электронный удар с энергией ионизации 70 эВ, диапазон детектируемых масс – 50–600 m/z. Деконволюцию хроматограмм и разметку хроматографических пиков проводили с помощью веб-сервиса Global Natural Products Social Molecular Networking (Aksenov et al., 2021), идентификацию пиков осуществляли в программе MS Search с помощью баз данных масс-спектров и индексов удерживания: NIST11 (National Institute of Standards and Technology, США), Fiehn BinBase DB (MassBank of North America). Полуколичественный анализ – методом внутренней нормализации в соответствии с рекомендациями (Misra, 2020). Ввиду того, что полученные данные являются композитными, перед их статистическим анализом проводилась преобразование. Для этого применялась центрированная логарифмическая трансформация с последующей нормализацией для устранения отрицательных значений (Aitchison, 1982). На основе данных относительного содержания идентифицированных соединений рассчитывали индекс разнообразия Шеннона (H) по формуле:

$$H = -\sum p_i \times \ln(p_i),$$

где p_i – относительное содержание метаболита.

Анализ данных проводили с помощью языка программирования R в среде разработки RStudio (Team, 2014). Для разведочного анализа использовали метод главных компонент. Статистический анализ проводился непараметрическими методами с исполь-

зованием критерия Краскела-Уоллиса и критерия Данна при уровне значимости $p = 0.05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

По результатам анализа молекулярного состава ВЭОВ было идентифицировано 26 соединений, относящихся к органическим кислотам, многоатомным спиртам, углеводам и азотистым веществам. Наибольшее количество соединений (16) представлено простыми углеводами и их производными (далее – углеводы), 7 соединений входили в состав липидов (далее – липиды), к группе азотистых веществ принадлежало всего 3 соединения (табл. 1 Приложения). Используя данные молекулярного состава ВЭОВ, рассчитали индекс разнообразия Шеннона, характеризующий сложность (однородность) состава ВЭОВ (рис. 1).

Показано, что вегетация ячменя увеличивает сложность состава ВЭОВ чернозема, что обусловлено влиянием корневых экссудатов, экзометаболических продуктов микробной биомассы, а также продуктов их трансформации (El Moujahid et al., 2017). В то же время различия в сложности состава ВЭОВ ризосферы и вмещающей почвы были незначимы, при этом заметна тенденция уменьшения разнообразия состава ВЭОВ в ризосфере. Такая закономерность, вероятно, связана с активной микробной трансформацией ОБ, которая в большей степени проявляется в ризосфере, чем во вмещающей почве (Kuzyakov, 2002). Известно, что сложность молекулярного состава ПОВ во многом связана с видовым разнообразием микробиоты и растительного покрова почвы (El Moujahid et al., 2017; Wang et al., 2023).

На рисунке 2 показано расположение точек, характеризующих объекты исследования, в координатах главных компонент (ГК) на основе данных о молекулярном составе ВЭОВ. Отчетливо видно, что объекты исследования разбиваются на два кластера: чернозем перед посевом ячменя и чернозем во время вегетации ячменя. Также заметна тенденция разделения объектов исследования на кластеры ризосферы и вмещающей почвы. Таким образом, каждый из вариантов опыта характеризуется собственным набором относительных содержаний низкомолекулярных компонентов ВЭОВ.

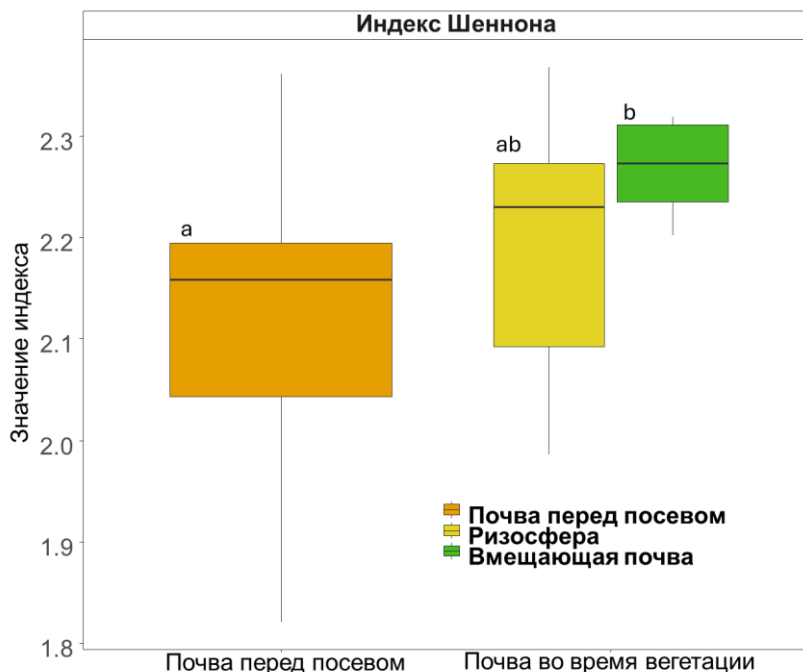


Рис. 1. Разнообразие состава ВЭОВ чернозема перед посевом и во время вегетации ячменя по индексу Шеннона.

Fig. 1. The diversity of the molecular composition of water-extractable organic matter (WEOM) in chernozem before sowing and during barley vegetation according to the Shannon index.

Компоненты ВЭОВ, показанные на рисунке 2, сгруппированы на рисунке 3 с целью выявления основных закономерностей состава ВЭОВ в разных вариантах опыта.

Показано, что доля липидов ВЭОВ чернозема в условиях вегетации ячменя уменьшается по сравнению с его предпосевным состоянием. Наименьшее относительное содержание липидов характерно для ризосферы, это показатель во вмещающей почве занимает промежуточное положение и значимо не различается между почвой перед посевом и ризосферой.

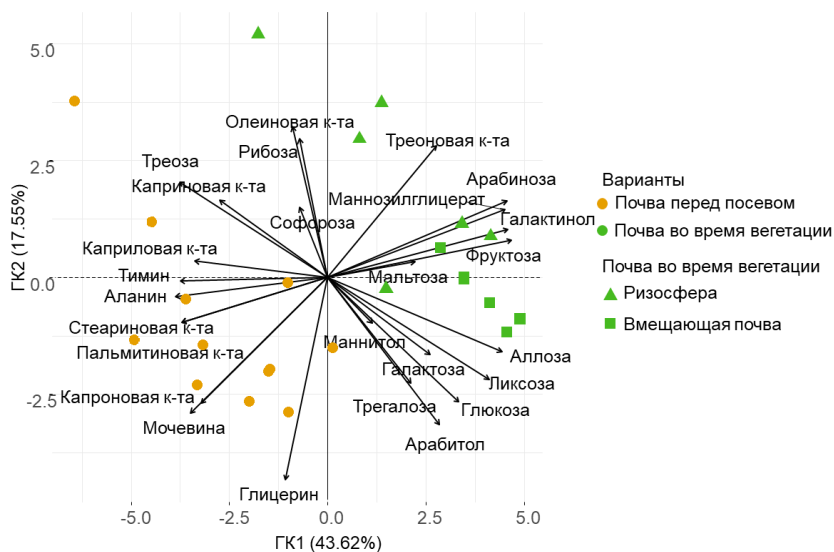


Рис.2. Расположение объектов исследования в координатах ГК в зависимости от молекулярного состава ВЭОВ.

Fig. 2. The positioning of study objects in PCA coordinates depending on the molecular composition of WEOM.

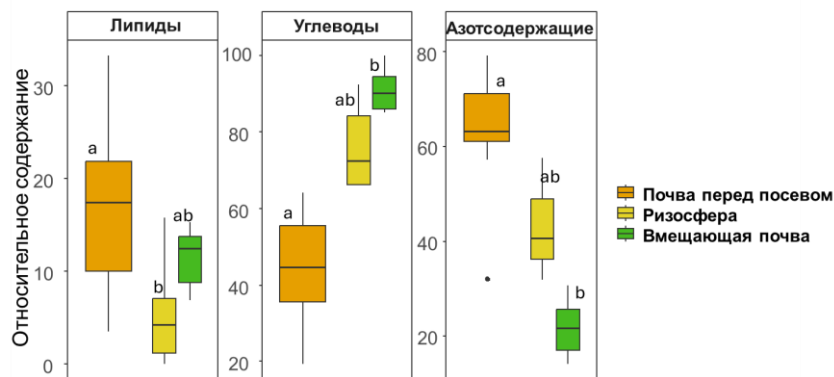


Рис. 3. Групповой молекулярный состав ВЭОВ черноземов.

Fig. 3. Group molecular composition of WEOM in chernozem soils.

Формирование состава ПОВ связано с биологической доступностью входящих в его состав компонентов, которая обусловлена их строением и свойствами (Bahadori et al., 2021). Важным свойством органических молекул, влияющих на их биодоступность, является гидрофобность (Katayama et al., 2010). В составе идентифицированных биомолекул ВЭОВ черноземов наименее гидрофобным и наиболее доступным для потребления микроорганизмами является глюкоза, для которой константа распределения в системе октанол/вода (pK_{ow}) равна -3.2, а наиболее гидрофобным и труднодеградируемым – стеариновая кислота ($pK_{ow} = 8.2$), принадлежащая к группе липидов – наиболее гидрофобных соединений из изученных в данной работе (Sangster, 1994). Высокое обилие этих компонентов ВЭОВ чернозема в отсутствие вегетирующих растений связано дефицитом легкоусвояемых субстратов: углеводов и азотсодержащих соединений, способствующих интенсификации микробной трансформации ПОВ. Доля липидов в составе ВЭОВ ризосферы была значимо ниже, чем в почве до посева, а во вмещающей почве их доля была незначимо выше. Это можно объяснить проявлением в ризосфере прайминг-эффекта, когда в присутствии легкоусвояемого субстрата происходит деградация трудноразлагаемых субстратов (Kuzyakov, 2002; Zhang et al., 2019). Накопление олеиновой кислоты, вероятнее всего, связано с корневой эксудацией. Стоит подчеркнуть, что в составе корневых выделений представлены и другие свободные жирные кислоты (ЖК) (Bahadori et al., 2021). Выявленная тенденция объясняется тем, что олеиновая кислота является ненасыщенной, наличие двойной связи делает ее менее стабильной по сравнению с насыщенными ЖК (Yang et al., 2020). В связи с этим можно утверждать, что олеиновая кислота является свежееобразованным компонентом ризосферы.

Накопление азотсодержащих компонентов в составе ВЭОВ чернозема без ячменя может указать на преобладание метаболитов микробного происхождения. В период вегетации происходит снижение доли азотсодержащих компонентов в составе ВЭОВ, вызванное накоплением углеводов – основных продуктов эксудации растений (Vranova et al., 2013, Bahadori et al., 2021). Незначимое увеличение доли азотсодержащих соединений в составе ВЭОВ

чернозема в ризосфере, вероятно, указывает на рост микробной биомассы по сравнению со вмещающей почвой. Об этом дополнительно свидетельствует тенденция к увеличению доли тимина (табл. 1 Приложения), входящего в состав молекулы ДНК (Нельсон, Кокс, 2022).

При вегетации ячменя происходит значимое увеличение доли углеводов в составе ВЭОВ чернозема. Относительное содержание углеводов в ризосфере и вмещающей почве значимо не различалось, при этом заметна тенденция к его уменьшению в составе ВЭОВ ризосферы. Углеводы являются экссудатами растений и микроорганизмов, помимо этого, простые углеводы могут образовываться в результате активности целлюлазы в составе ферментативного комплекса почвы. Низкое обилие углеводов в составе ВЭОВ ризосферы по сравнению со вмещающей почвой обусловлено высокой биологической активностью ризосферы (Kuzyakov, 2002; Vranova et al., 2013). Простые углеводы являются основными источниками углерода и энергии для микроорганизмов (Gunina, Kuzyakov, 2015), поэтому высокая биологическая активность ризосферы приводит к уменьшению доли углеводов в составе ВЭОВ. О высокой активности микроорганизмов ризосферы может указывать накопление рибозы – моносахарида, являющегося составной частью молекул РНК и АТФ, которые участвуют в метаболизме живых клеток (Нельсон, Кокс, 2022). Также заметна тенденция увеличения доли софорозы в составе ВЭОВ ризосферы (табл. 1 Приложения). Софороза вырабатывается в живых клетках для индуцирования активности целлюлазы – фермента, разрушающего полисахаридные цепи на мономеры (dos Santos Castro et al., 2014). Исходя из этого, мы предполагаем, что накопление софорозы вызвано недостатком легкоусвояемого субстрата для микробиоты ризосферы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На примере выращивания ячменя на черноземе типичном показано, что функционирование системы “почва-растение” приводит к значимому увеличению разнообразия молекулярного состава ВЭОВ, что связано с выделением экссудатов и интенсификацией трансформации ПОВ. Трансформация молекулярного со-

става чернозема типичного в условиях вегетации ячменя отражается в увеличении относительного содержания простых углеводов и в уменьшении липидов, а также азотсодержащих молекул в составе ВЭОВ. Полученные результаты свидетельствуют о положительном влиянии вегетации растений на утилизацию компонентов ВЭОВ черноземов, отличающихся устойчивостью к биодеструкции.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Классификация и диагностика почв СССР / Под ред. *Егорова В.В.* и др. М: Колос, 1977. 235 с.
2. *Нельсон Д., Кокс М.* Основы биохимии Ленинджера. Лаборатория знаний, 2022. 636 с.
3. *Соколова Т.А.* Роль биоты в создании почвенного профиля и функционировании почвы: новые материалы и интерпретация известных фактов и существующих концепций // Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева. 2020. Вып. 105. С. 208–225. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-105-208-225>.
4. *Aitchison J.* The statistical analysis of compositional data // Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological). 1982. Vol. 4. No. 2. P. 139–160.
5. *Aksenov A.A., Laponogov I., Zhang Z., Doran S.L.F., Belluomo I., Veselkov D., Bittremieux W., Nothias L. F., Nothias-Esposito M. et al.* Auto-deconvolution and molecular networking of gas chromatography–mass spectrometry data // Nature Biotechnology. 2021. Vol. 39. No. 2. P. 169–173.
6. *Bahadori M., Chen C., Lewis S., Boyd S., Rashti M.R., Esfandbod M., Garzon-Garcia A., Van Zwieten L., Kuzyakov Y.* Soil organic matter formation is controlled by the chemistry and bioavailability of organic carbon inputs across different land uses // Science of The Total Environment. 2021. Vol. 770. P. 145307.
7. *Chai Y.N., Schachtman D. P.* Root exudates impact plant performance under abiotic stress // Trends in Plant Science. 2022. Vol. 27. No. 1. P. 80–91.
8. *Chen Y., Yao Z., Sun Y., Wang E., Tian C., Sun Y., Liu J., Sun C., 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. P. 2374.
9. *Dakora F.D., Phillips D.A.* Root exudates as mediators of mineral acquisition in low-nutrient environments // Food Security in Nutrient-Stressed

Environments: Exploiting Plants' Genetic Capabilities. Dordrecht: Springer Netherlands, 2002. P. 201–213.

10. *Dhungana I., Kantar M.B., Nguyen N.H.* Root exudate composition from different plant species influences the growth of rhizosphere bacteria // *Rhizosphere*. 2023. Vol. 25. P. 100645.

11. *dos Santos Castro L., Pedersoli W.R., Antoniêto A.C.C., Steindorff A.S., Silva-Rocha R., Martinez-Rossi N.M., Rossi A., Brown N.A., Goldman G.H., Faça V.M., Persinoti G.F., Silva R.N.* Comparative metabolism of cellulose, sophorose and glucose in *Trichoderma reesei* using high-throughput genomic and proteomic analyses // *Biotechnology for Biofuels*. 2014. Vol. 7. No. 1. P. 41.

12. *El Moujahid L., Le Roux X., Michalet S., Bellvert F., Weigelt A., Poly F.* Effect of plant diversity on the diversity of soil organic compounds // *PLOS ONE*. 2017. Vol. 12. No. 2. P. e0170494.

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

14. *Fadji A.E., Yadav A.N., Santoyo G., Babalola O.O.* Understanding the plant-microbe interactions in environments exposed to abiotic stresses: An overview // *Microbiological Research*. 2023. Vol. 271. P. 127368.

15. *Feng H., Fu R., Hou X., Lv Y., Zhang N., Liu Y., Xu Z., Miao Y., Krell T., Shen Q., Zhang R.* Chemotaxis of Beneficial Rhizobacteria to Root Exudates: The First Step towards Root–Microbe Rhizosphere Interactions // *International Journal of Molecular Sciences*. 2021. Vol. 22. No. 13. P. 6655.

16. *Gunina A., Kuzyakov Y.* Sugars in soil and sweets for microorganisms: Review of origin, content, composition and fate // *Soil Biology and Biochemistry*. 2015. Vol. 90. P. 87–100.

17. IUSS Working Group WRB, World Reference Base for Soil resources 2014, International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps. World Soil Resources Reports No. 106 (FAO, Rome, 2014).

18. *Junya L., Xiaoliang Y., Le G., Qian L., Zhiguo L., Li W., Yi L.* Rhizosphere effects promote soil aggregate stability and associated organic carbon sequestration in rocky areas of desertification // *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2020. Vol. 304. P. 107–126.

19. *Katayama A., Bhula R., Burns G. R., Carazo E., Felsot A., Hamilton D., Harris C., Kim Y.-H., Kleter G., Koedel W., Linders J., Peijnenburg J.G.M.W., Sabljic A., Stephenson R.G., Racke D.K., Rubin B., Tanaka K., Unsworth J., Wauchop R.D.* Bioavailability of Xenobiotics in the Soil Environment // *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology / Whitacre D.M. (Ed.)*. New York: Springer New York, 2010. P. 1–86.

20. *Kuzyakov Y.* Review: Factors affecting rhizosphere priming effects // *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 2002. Vol. 165. No. 4. P. 382–396.
21. *Kuzyakov Y., Razavi B.S.* Rhizosphere size and shape: Temporal dynamics and spatial stationarity // *Soil Biology and Biochemistry*. 2019. Vol. 135. P. 343–360.
22. *Misra B.B.* Data normalization strategies in metabolomics: Current challenges, approaches, and tools // *European Journal of Mass Spectrometry*. 2020. Vol. 26. No. 3. P. 165–174.
23. *Sangster J.* LOGKOW Databank. Montreal: Sangster Res. Lab, 1994. 184 p.
24. *Sokolova T.A.* Specificity of soil properties in the rhizosphere: Analysis of literature data // *Eurasian Soil Science*. 2015. Vol. 48. No. 9. P. 968–980.
25. *Sun H., Jiang S., Jiang C., Wu C., Gao M., Wang Q.* A review of root exudates and rhizosphere microbiome for crop production // *Environmental Science and Pollution Research*. 2021. Vol. 28. No. 39. P. 54497–54510.
26. *Swenson T.L., Jenkins S., Bowen B.P., Northen T.R.* Untargeted soil metabolomics methods for analysis of extractable organic matter // *Soil Biology & Biochemistry*. 2015. Vol. 80. P. 189–198.
27. *Team R.C. R: A language and environment for statistical computing* // *MSOR connections*. 2014. Vol. 1.
28. *Vives-Peris V., de Ollas C., Gómez-Cadenas A., Pérez-Clemente R.M.* Root exudates: from plant to rhizosphere and beyond // *Plant Cell Reports*. 2020. Vol. 39. No. 1. P. 3–17.
29. *Vranova V., Rejsek K., Skene K.R., Janous D., Formanek P.* Methods of collection of plant root exudates in relation to plant metabolism and purpose: A review // *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 2013. Vol. 176. No. 2. P. 175–199.
30. *Wang C., Kuzyakov Y.* Rhizosphere engineering for soil carbon sequestration // *Trends in Plant Science*. 2024. Vol. 29. No. 4. P. 447–468.
31. *Wang H., Ding Y., Zhang Y., Wang J., Freedman Z. B., Liu P., Cong W., Wang J., Zang R., Liu S.* Evenness of soil organic carbon chemical components changes with tree species richness, composition and functional diversity across forests in China // *Global Change Biology*. 2023. Vol. 29. No. 10. P. 2852–2864.
32. *Yang S., Jansen B., Absalah S., Kalbitz K., Cammeraat E.L.H.* Selective stabilization of soil fatty acids related to their carbon chain length and presence of double bonds in the Peruvian Andes // *Geoderma*. 2020. Vol. 373. P. 114414.

33. Zhang Z., Wang W., Qi J., Zhang H., Tao F., Zhang R. Priming effects of soil organic matter decomposition with addition of different carbon substrates // *Journal of Soils and Sediments*. 2019. Vol. 19. No. 3. P. 1171–1178.
34. Zhao X., Tian P., Sun Z., Liu S., Wang Q., Zeng Z. Rhizosphere effects on soil organic carbon processes in terrestrial ecosystems: A meta-analysis // *Geoderma*. 2022. Vol. 412. P. 115739.

REFERENCES

1. Egorov V.V. et. al (Eds.), *Klassifikatsiya i diagnostika pochv SSSR* (Classification and Diagnostics of USSR Soils), Moscow: Kolos, 1977. 235 p.
2. Nelson D., Cox M., *Osnovy biokhimii Lenindzhera* (Principles of Biochemistry by Lehninger), Knowledge Laboratory, 2022. 636 p.
3. Sokolova T.A., The role of biota in soil profile formation and soil functioning: new materials and interpretation of well-known facts and existing concepts, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2020, Vol. 105, pp. 208–225, DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-105-208-225>.
4. Aitchison J., The statistical analysis of compositional data, *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)*, 1982, Vol. 4, No. 2, pp. 139–160.
5. Aksenov A.A., Laponogov I., Zhang Z., Doran S.L.F., Belluomo I., Veselkov D., Bittremieux W., Nothias L. F., Nothias-Esposito M. et al., Auto-deconvolution and molecular networking of gas chromatography–mass spectrometry data, *Nature Biotechnology*, 2021, Vol. 39, No. 2, pp. 169–173.
6. Bahadori M., Chen C., Lewis S., Boyd S., Rashti M.R., Esfandbod M., Garzon-Garcia A., Van Zwieten L., Kuzyakov Y., Soil organic matter formation is controlled by the chemistry and bioavailability of organic carbon inputs across different land uses, *Science of The Total Environment*, 2021, Vol. 770, pp. 145307.
7. Chai Y.N., Schachtman D.P., Root exudates impact plant performance under abiotic stress, *Trends in Plant Science*, 2022, Vol. 27, No. 1, pp. 80–91.
8. Chen Y., Yao Z., Sun Y., Wang E., Tian C., Sun Y., Liu J., Sun C., 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, pp. 2374.
9. Dakora F.D., Phillips D.A., Root exudates as mediators of mineral acquisition in low-nutrient environments, In: *Food Security in Nutrient-Stressed Environments: Exploiting Plants' Genetic Capabilities*, Dordrecht: Springer Netherlands, 2002, pp. 201–213.
10. Dhungana I., Kantar M.B., Nguyen N.H., Root exudate composition from different plant species influences the growth of rhizosphere bacteria,

Rhizosphere, 2023, Vol. 25, pp. 100645.

11. dos Santos Castro L., Pedersoli W.R., Antoniêto A.C.C., Steindorff A.S., Silva-Rocha R., Martinez-Rossi N.M., Rossi A., Brown N.A., Goldman G.H., Faça V.M., Persinoti G.F., Silva R.N., Comparative metabolism of cellulose, sophorose and glucose in *Trichoderma reesei* using high-throughput genomic and proteomic analyses, *Biotechnology for Biofuels*, 2014, Vol. 7, No. 1, pp. 41.

12. El Moujahid L., Le Roux X., Michalet S., Bellvert F., Weigelt A., Poly F., Effect of plant diversity on the diversity of soil organic compounds, *PLOS ONE*, 2017, Vol. 12, No. 2, pp. e0170494.

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

14. Fadji A.E., Yadav A.N., Santoyo G., Babalola O.O., Understanding the plant-microbe interactions in environments exposed to abiotic stresses: An overview, *Microbiological Research*, 2023, Vol. 271, pp. 127368.

15. Feng H., Fu R., Hou X., Lv Y., Zhang N., Liu Y., Xu Z., Miao Y., Krell T., Shen Q., Zhang R., Chemotaxis of Beneficial Rhizobacteria to Root Exudates: The First Step towards Root-Microbe Rhizosphere Interactions, *International Journal of Molecular Sciences*, 2021, Vol. 22, No. 13, pp. 6655.

16. Gunina A., Kuzyakov Y., Sugars in soil and sweets for microorganisms: Review of origin, content, composition and fate, *Soil Biology and Biochemistry*, 2015, Vol. 90, pp. 87–100.

17. IUSS Working Group WRB, World Reference Base for Soil resources 2014, International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps. World Soil Resources Reports No. 106 (FAO, Rome, 2014).

18. Junya L., Xiaoliang Y., Le G., Qian L., Zhiguo L., Li W., Yi L., Rhizosphere effects promote soil aggregate stability and associated organic carbon sequestration in rocky areas of desertification, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2020, Vol. 304, pp. 107–126.

19. Katayama A., Bhula R., Burns G. R., Carazo E., Felsot A., Hamilton D., Harris C., Kim Y.-H., Kleter G., Koedel W., Linders J., Peijnenburg J.G.M.W., Sabljic A., Stephenson R.G., Racke D.K., Rubin B., Tanaka K., Unsworth J., Wauchope R.D., Bioavailability of Xenobiotics in the Soil Environment, In: *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, Whitacre D.M. (Ed.), New York: Springer New York, 2010, pp. 1–86.

20. Kuzyakov Y., Review: Factors affecting rhizosphere priming effects, *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2002, Vol. 165, No. 4, pp. 382–396.

21. Kuzyakov Y., Razavi B.S., Rhizosphere size and shape: Temporal

dynamics and spatial stationarity, *Soil Biology and Biochemistry*, 2019, Vol. 135, pp. 343–360.

22. Misra B.B., Data normalization strategies in metabolomics: Current challenges, approaches, and tools, *European Journal of Mass Spectrometry*, 2020, Vol. 26, No. 3, pp. 165–174.

23. Sangster J., LOGKOW Databank, Montreal: Sangster Res. Lab, 1994, 184 p.

24. Sokolova T.A., Specificity of soil properties in the rhizosphere: Analysis of literature data, *Eurasian Soil Science*, 2015, Vol. 48, No. 9, pp. 968–980.

25. Sun H., Jiang S., Jiang C., Wu C., Gao M., Wang Q., A review of root exudates and rhizosphere microbiome for crop production, *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, Vol. 28, No. 39, pp. 54497–54510.

26. Swenson T.L., Jenkins S., Bowen B.P., Northen T.R., Untargeted soil metabolomics methods for analysis of extractable organic matter, *Soil Biology & Biochemistry*, 2015, Vol. 80, pp. 189–198.

27. Team R.C., *R: A language and environment for statistical computing*, MSOR connections, 2014, Vol. 1.

28. Vives-Peris V., de Ollas C., Gómez-Cadenas A., Pérez-Clemente R.M., Root exudates: from plant to rhizosphere and beyond, *Plant Cell Reports*, 2020, Vol. 39, No. 1, pp. 3–17.

29. Vranova V., Rejsek K., Skene K.R., Janous D., Formanek P., Methods of collection of plant root exudates in relation to plant metabolism and purpose: A review, *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2013, Vol. 176, No. 2, pp. 175–199.

30. Wang C., Kuzyakov Y., Rhizosphere engineering for soil carbon sequestration, *Trends in Plant Science*, 2024, Vol. 29, No. 4, pp. 447–468.

31. Wang H., Ding Y., Zhang Y., Wang J., Freedman Z. B., Liu P., Cong W., Wang J., Zang R., Liu S., Evenness of soil organic carbon chemical components changes with tree species richness, composition and functional diversity across forests in China, *Global Change Biology*, 2023, Vol. 29, No. 10, pp. 2852–2864.

32. Yang S., Jansen B., Absalah S., Kalbitz K., Cammeraat E.L.H., Selective stabilization of soil fatty acids related to their carbon chain length and presence of double bonds in the Peruvian Andes, *Geoderma*, 2020, Vol. 373, pp. 114414.

33. Zhang Z., Wang W., Qi J., Zhang H., Tao F., Zhang R., Priming effects of soil organic matter decomposition with addition of different carbon substrates, *Journal of Soils and Sediments*, 2019, Vol. 19, No. 3, pp. 1171–1178.

34. Zhao X., Tian P., Sun Z., Liu S., Wang Q., Zeng Z., Rhizosphere effects on soil organic carbon processes in terrestrial ecosystems: A meta-analysis, *Geoderma*, 2022, Vol. 412, pp. 115739.

ПРИЛОЖЕНИЕ

Таблица 1. Относительное содержание компонентов ВЭОВ черноземов
Table 1. Relative content of WEOM components in chernozem soils

Группа	Соединение	Почва перед посе- вом	Почва во время вегетации	
			Ризосфе- ра	Вмещаю- щая почва
Липиды	Каприловая к-та	46±7a	35±11b	34±3b
	Каприновая к-та	30±20a	27±19a	15±7a
	Капроновая к-та	50±4a	36±6b	38±5b
	Глицерин	73±3a	67±3b	71±3ab
	Олеиновая к-та	41±6a	45±1a	39±4a
	Пальмитиновая к-та	79±4a	74±3b	71±5b
	Стеариновая к-та	75±4a	69±3b	67±5b
Азот- содержащие	Тимин	90±5a	87±4ab	82±3b
	Аланин	70±4a	66±5ab	61±3b
	Мочевина	84±8a	57±4b	56±4b
Углеводы	Аллоза	65±5a	70±4ab	73±1b
	Арабиноза	43±3a	57±2b	58±1b
	Арабитол	50±4a	46±8a	57±1b
	Галактинол	35±4a	47±5b	49±2b
	Галактоза	42±10a	44±7ab	49±2b
	Глюкоза	79±3a	81±3a	82±1a
	Ликсоза	52±4a	54±6ab	58±1b
	Мальтоза	25±10a	28±2ab	34±4b
	Маннитол	51±5a	46±6a	57±5b
	Маннозилгли- церат	57±5a	70±4b	70±1b
	Софороза	45±8a	48±2a	44±5a
	Рибоза	32±11a	36±13a	34±8a
	Трегалоза	87±2a	87±3a	89±1a
	Треоза	39±6a	37±9a	28±3b
	Треоновая к-та	31±4a	43±4b	39±2b
	Фруктоза	35±4a	48±6b	52±4b

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-272-308



Ссылки для цитирования:

Заварзина А.Г., Демин В.В., Лисов А.В. Иммобилизация лакказы на глинистых минералах как перспективный способ связывания углерода в почвах // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2025. Вып. 124. “Почвенное органическое вещество”. С. 272-308. DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-272-308

Cite this article as:

Zavarzina A.G., Demin V.V., Lisov A.V., Immobilization of laccase on clay minerals as a promising approach to enhance organic carbon sequestration in soils, Dokuchaev Soil Bulletin, 2025, 124, “Soil organic matter”, pp. 272-308, DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-272-308

Благодарность:

Исследования выполнены при финансовой поддержке РФФИ, грант № 23-14-00152.

Определение удельной поверхности минералов по азоту выполнено на аналитическом комплексе для определения текстурных характеристик дисперсных систем (Vapor 100, 3P Instruments, Германия), определение концентрации кислот выполнено на хроматографической системе Agilent 1100, приобретенных по Программе развития Московского государственного университета имени М.В. Ломоносова. Исследования выполнены с использованием оборудования ЦКП “Карбоновая долина” в рамках государственного задания МГУ имени М.В. Ломоносова. Авторы благодарят рецензента – д. б. н. Куликову Н.А. – за внимательное прочтение рукописи и ценные замечания.

Acknowledgments:

The research was carried out with the financial support of the Russian Science Foundation, grant No. 23-14-00152.

The determination of the specific surface area of minerals by nitrogen was performed on an analytical complex for determining the texture characteristics of dispersed systems (Vapor 100, 3P Instruments, Germany), the concentration of phenolic acids was determined on an Agilent 1100 chromatographic system purchased under the Development Program of Lomonosov Moscow State University. The research was carried out using the equipment of the Carbon Valley Collective Use Center (MSU) within the framework of the state assignment of Lomonosov Moscow State University. The authors thank the reviewer, Doctor of Biological Sciences N.A. Kulikova, for careful reading of the manuscript and valuable comments.

Иммобилизация лакказы на глинистых минералах как перспективный способ связывания углерода в почвах

© 2025 г. А. Г. Заварзина*, В. В. Демин, А. В. Лисов

МГУ им. М.В. Ломоносова, Россия,

119991, Москва, Ленинские горы, 1,

* <https://orcid.org/0000-0002-1612-7976>, e-mail: zavarzina@mail.ru.

Поступила в редакцию 22.04.2025, после доработки 03.06.2025,
принята к публикации 21.07.2025

Резюме: Понимание механизмов, обеспечивающих накопление и стабилизацию углерода в почвах, необходимо для сохранения и повышения их секвестрационного потенциала, а также внедрения практик устойчивого землепользования при переводе почв в сельскохозяйственное использование. Целью работы было выявить роль фермента лакказы в связывании ароматического углерода минеральными фазами почв при концентрациях фенольных субстратов, близких к природным условиям. Лакказу гриба белой гнили древесины *Cerrena unicolor* (BKM F-3196) сорбировали на иллите и каолините, модифицированном гидроксидом алюминия – каолинит-Al(OH)x. В качестве абиогенного катализатора сравнения был взят один из распространенных природных оксидов марганца (IV) – пиролюзит β -MnO₂. Окислительная активность минеральных фаз с 1 мМ АБТС (диаммониевая соль 2,2'-азино-бис-(3-этилбензтиозолин-6-сульфоукислоты) при pH 4.5 составляла для пиролюзита 124 Ед/г, иллита – 0.25 Ед/г и отсутствовала у модифицированного каолинита. Активность лакказы, иммобилизованной на модифицированном каолините и иллите, составляла 1.17 и 0.82 Ед/г соответственно. Эквимольную смесь галловой, протокатеховой, *n*-гидроксibenзойной, сирeneвой, ванилиновой, феруловой кислот (0.01 мМ каждой в 0.01 М KNO₃, pH 4.7) инкубировали с минеральными фазами в течение 1, 24 и 72 часов. Убыль кислот определяли методом обращенно-фазовой высокоэффективной жидкостной хроматографии, а растворенного углерода – на TOC-L анализаторе. Наибольшая реакционная способность при взаимодействии со всеми минералами установлена для галловой кислоты (40–100% убыль за сутки) и в меньшей степени – протокатеховой (19–100% убыль за сутки). *n*-Гидроксibenзойная кислота реагировала только с иллитом, а ванилиновая – только с пиролюзитом (50% убыль за сутки). Значимая трансформация сирeneвой и феруловой

кислот (80–100% за сутки) выявлена только в присутствии пиролюзита и комплекса “модифицированный каолинит-лакказы”. При меньшей (на 2 порядка) окислительной активности и меньшей (в 3 раза) площади поверхности ($18 \text{ м}^2/\text{г}$ vs $54 \text{ м}^2/\text{г}$ у $\beta\text{-MnO}_2$), комплекс каолинит- $\text{Al}(\text{OH})_3$ -лакказы связывал за сутки количество углерода, сопоставимое с пиролюзитом (6.5 г/кг), а за трое суток – в 1.1 раза большее (7.3 г/кг). При близкой к комплексу модифицированный каолинит-лакказы активности и высокой площади поверхности ($100 \text{ м}^2/\text{г}$), количество углерода, связанного с иллитом в присутствии лакказы было в 3 раза меньше (1.7 г/кг). Лакказы усиливала связывание углерода с модифицированным каолинитом и иллитом в 2–3 раза. Результаты работы показывают важную роль лакказы и гидроксидов металлов в стабилизации $\text{C}_{\text{орг}}$. Сохранение и повышение природного уровня активности лакказы в почвах за счет регулирования pH и влажности, а также внесение препаратов лакказы в иммобилизованной форме в почвы может быть перспективным подходом для повышения секвестрационного потенциала почв агроландшафтов и обуславливает необходимость дальнейших исследований в данной области.

Ключевые слова: органическое вещество почв; лакказы; оксид марганца; органоминеральные взаимодействия.

Immobilization of laccase on clay minerals as a promising approach to enhance organic carbon sequestration in soils

© 2025 A. G. Zavarzina, V. V. Demin, A. V. Lisov

Lomonosov Moscow State University,

1 Leninskie Gori, Moscow 119234, Russian Federation,

**<https://orcid.org/0000-0002-1612-7976>, e-mail: zavarzina@mail.ru.*

Received 22.04.2025, Revised 03.06.2025, Accepted 21.07.2025

Abstract: Understanding the mechanisms underlying the accumulation and stabilization of organic carbon in soils is necessary to preserve and enhance their sequestration potential and to implement sustainable land use practices when converting soils to agricultural use. The aim of this work was to study the role of laccase in binding of phenolic acids to mineral phases and the role of laccase in organic carbon stabilization at low substrate concentrations occurring in soil solutions. The laccase of the white rot wood fungus *Cerrena unicolor* (VKM F-3196) was used as biotic catalyst. Laccase was immobilized on illite and on kaolinite modified with aluminum hydroxide – kaolinite-

Al(OH)_x. One of the common natural manganese (IV) oxides, pyrolusite (β-MnO₂), was taken as a powerful abiotic catalyst for comparison. The oxidative activity with 1 mM ABTS (diammonium salt of 2,2'-azino-bis-(3-ethylbenzthiozoline-6-sulfonic acid) as a substrate at pH 4.5 was 124 U/g for pyrolusite, 0.25 U/g for illite and was absent in modified kaolinite. The activities of laccase immobilized on modified kaolinite and illite were 1.17 and 0.82 U/g, respectively. An equimolar mixture of gallic, protocatechuic, *p*-hydroxybenzoic, syringic, vanillic and ferulic acids (0.01 mM each in 0.01 M KNO₃, pH 4.7) was incubated with minerals for 1, 24 and 72 hours. Phenolic acids loss was determined by reversed-phase high pressure liquid chromatography and carbon loss was determined on a TOC-L analyzer. The highest reactivity in interaction with all minerals was found for gallic acid (40–100% loss in 24 hours) and to a lesser extent for protocatechuic acid (19–100% loss in 24 hours). Significant loss of *p*-hydroxybenzoic acid was observed only in the presence of illite and complex of illite with laccase, vanillic acid reacted only with pyrolusite (50% loss in 24 hours). The loss of syringic and ferulic acids (80–100% in 24 hours) was observed only in the presence of pyrolusite and complex of laccase with modified kaolinite. Despite 2 orders of magnitude lower oxidative activity and 3 times smaller surface area (18 m²/g versus 54 m²/g in β-MnO₂) the complex kaolinite-Al(OH)_x-laccase adsorbed an amount of C_{org} comparable to pyrolusite (6.5 g/kg). The amount of carbon bound to complex of illite-laccase was 3 times lower (1.7 g/kg) despite the highest surface area of illite (100 m²/g) and catalytic activity, similar to kaolinite-Al(OH)_x-laccase. Laccase enhanced carbon binding by modified kaolinite and illite by 2–3 times. Our results show the important role of laccase and metal hydroxides in C_{org} stabilization. Preservation and enhancement of the natural level of laccase activity in soils by regulating pH and humidity, as well as the introduction of laccase preparations in immobilized form into soils may be a promising approach to increase organic carbon stabilization potential of soils of agricultural use and requires further research in this area.

Keywords: soil organic matter; laccase; manganese oxide; organic-mineral interactions.

ВВЕДЕНИЕ

Почвы являются главным резервуаром органического углерода в наземных экосистемах. Запасы углерода в метровом слое почв составляют 1 500 Гт и втрое превышают таковые в биомассе (550 Гт) (Batjes, 2014). Процесс связывания атмосферной CO₂ в

почвенное органическое вещество (ПОВ) во многом сформировал и определяет современный климат. Изменения климата и смена вида землепользования влияют на биологические и физико-химические факторы устойчивости ПОВ, что может привести к декарбонизации и дегумификации. Понимание механизмов, обеспечивающих накопление и стабилизацию углерода в почвах, необходимо для сохранения и повышения секвестрационного потенциала почв и внедрения практик устойчивого землепользования (Иванов и др., 2021).

Традиционные взгляды о биохимической устойчивости ПОВ за счет образования в процессе гумификации сложных для биодеструкции специфических соединений – гуминовых веществ (Орлов, 1990; Stevenson, 1994; Hayes and Swift, 2018), дополнены концепцией функциональной сложности ПОВ (Lehmann et al., 2020) и представлениями о ведущей роли органоминеральных взаимодействий в накоплении углерода в почвах (Семенов и др., 2013; Иванов и др., 2017; Lutzow et al., 2006; Lehmann, Kleber, 2015; Singh et al., 2018; Li et al., 2023). Часть поступающего в почву органического вещества подвергается минерализации и выделяется в окружающую среду в виде CO_2 , в то время как остальная часть стабилизируется и сохраняется в течение длительного времени в виде соединений с минеральной компонентой (Li et al., 2023). Известно, что среди почвенных минералов важную роль в стабилизации ПОВ играют оксиды/гидроксиды Fe и Al и глины (Sarkar et al., 2018; Li et al., 2023). Среди глинистых минералов в почве наиболее распространены минералы каолинит и иллит (Sarkar et al., 2018), представляющие собой двух- и трехслойные алюмосиликаты илистой фракции соответственно (Соколова и др., 2005). По сравнению с иллитом, каолинит обладает относительно малой площадью поверхности, которую, однако, можно увеличить путем его модификации гидроксидом алюминия (Заварзина и др., 2018). Это придает минералу положительный заряд в почвенных условиях, так как точка нулевого заряда гиббсита составляет около 9.0 ± 0.61 (Kosmulski, 2009). В результате повышается сорбционная способность модифицированного каолинита по отношению к отрицательно заряженным органическим соединениям (Заварзина и др., 2020, 2022).

Несмотря на то, что процессы сорбции ПОВ минералами хорошо изучены (Колчанова и др., 2024), построение моделей стабилизации углерода в почве невозможно без учета протекающих в почвах реакций окислительной полимеризации (Li et al., 2023) или окислительного связывания (oxidative coupling, Sjaoblad, Bollag, 1981). Эти реакции лежат в основе конденсационной теории гумификации (Кононова, 1963; Stevenson, 1994). Их также называют реакциями вторичного синтеза (Stevenson, 1994) или гумификации (Bui et al., 2023). В этих реакциях фенольные соединения окисляются до феноксильных радикалов и хинонов, которые затем подвергаются спонтанной конденсации друг с другом, азотсодержащими соединениями и сахарами с образованием гетерогенных продуктов. Стадия окисления катализируется внеклеточными фенолоксидазами и пероксидазами микроорганизмов (de Nobili et al., 2020), а также абиогенными катализаторами, в первую очередь, ионами Fe (III) и Mn (IV) в составе почвенных минералов (Huang, Hardie, 2009; Bui et al., 2023). В гетерофазных системах (каталитически активный минерал-почвенный раствор) олигомерные продукты реакции могут сорбироваться минеральными фазами (Zhao et al., 2019), что приводит к стабилизации углерода. Поиск эффективных биогенных и абиогенных катализаторов окислительных реакций и минеральных фаз с высокой сорбционной емкостью по отношению к органическим соединениям (с возможностью внесения их в почвы в виде препаратов), является актуальной задачей, которая может способствовать решению проблемы декарбонизации почв, особенно при переводе земель в сельскохозяйственное использование.

Среди биогенных катализаторов окислительных реакций наиболее распространенным ферментом в почвах является лакказа (Sinsabaugh, 2010). Лакказа (КФ 1.10.3.2, бензендиол : кислород оксидоредуктаза) – медьсодержащая фенолоксидаза, которая продуцируется внеклеточно аскомицетами, базидиомицетами и дейтеромицетами (Baldrian, 2006; Yang et al., 2017), а также широко распространена в бактериях (Janusz et al., 2020). Фермент катализирует окисление широкого ряда фенольных субстратов и ароматических аминов молекулярным кислородом, который восстанавливается до воды. Феноксильные радикалы и хиноны, образующи-

еся при каталитическом окислении субстратов, подвергаются реакциям спонтанной конденсации с образованием олигомеров и полимеров (de Nobili et al., 2020). Редокс-потенциал фермента различных продуцентов составляет от 0.42 В у бактерий до 0.80 В у грибов белой гнили древесины и базидиомицетов подстилок (Janusz et al., 2020). Лакказы эффективно сорбируются почвенными минералами (Ahn et al., 2006; Zavarzina, 2010), что повышает ее устойчивость в почвенной среде (Sinsabaugh 2010).

Наиболее мощные природные абиогенные катализаторы представлены оксидами марганца (IV). Они способны окислять широкий спектр соединений за счет высокого редокс-потенциала, варьирующего от 0.99 В при pH 4.0 до 0.76 В при pH 8 (Remucal and Ginder-Vogel, 2014). Самым изученным, с точки зрения катализа окислительной полимеризации в почве, является бернессит σ - MnO_2 (Chang et al., 2016; Zou et al., 2020; Wang et al., 2022), в то время как роль другого распространенного в почве оксида марганца (IV) – пиролюзита β - MnO_2 – остается мало изученной. Основными структурными единицами пиролюзита являются октаэдры MnO_6 , объединенные в туннельные структуры 1×1 (Remucal, Ginder-Vogel, 2014). Наличием туннелей объясняются уникальные сорбционные свойства оксидов Mn (IV) по отношению к различным органическим и неорганическим соединениям (Husnain et al., 2020).

Одним из факторов, ограничивающих скорость ферментативных окислительных реакций, является низкая концентрация субстратов в почвенных растворах, не превышающая долей-десятков мкМ (Olofsson et al., 2010). Фактором, ограничивающим связывание исходных веществ и продуктов полимеризации, может быть низкая сорбционная способность минеральных фаз, что обуславливает необходимость изучения гетерофазных каталитических реакций в присутствии различных минеральных сорбентов.

Целью работы было выявить роль реакций окислительного связывания, катализируемых лакказой, в усилении сорбции и стабилизации органического углерода на минеральной матрице. Лакказу гриба белой гнили древесины *Cerrena unicolor* ВКМ F-3196 иммобилизовали на иллите и каолините, модифицированном гидроксидом алюминия. Модельными субстратами служили феноль-

ные кислоты – типичные продукты деструкции лигнина; концентрации субстратов выбирали в соответствии с их концентрациями в почвенных растворах (Whitehead et al., 1982; Olofsson et al., 2014). Для оценки влияния лакказы на сорбцию фенольных кислот параллельно проводили эксперименты с глинистыми минералами без лакказы. Абиогенным катализатором сравнения служил пиролюзит.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Минералы. В работе использовали коммерческий пиролюзит β - MnO_2 (Merck, Германия, кат. номер 8.05958), Са-иллит и модифицированный каолинит (каолинит- $\text{Al}(\text{OH})_x$). Модифицированный каолинит был синтезирован осаждением гидроксида алюминия (2.5 ммоль Al/g) на поверхности К-каолинита. Для этого к 4 г минерала добавляли 10 мл 1 М раствора $\text{AlCl}_3 \times 6\text{H}_2\text{O}$ и доводили pH до 8 титрованием 0.5 М NaOH. Далее смесь перемешивали 2 ч., диализовали против воды до отрицательной реакции на хлорид-ионы и высушивали на воздухе. Все минералы просеивали через сито 0.25 мм и использовали фракцию < 0.25 мм.

Площадь поверхности минералов определяли статическим объемным методом низкотемпературной сорбции азота на анализаторе абсорбции газов и паров 3P Vapor 100 (3P Instruments, Германия). Расчет полной удельной поверхности по азоту осуществлялся по методу Брунауэра-Эммета-Теллера (БЭТ) автоматическим программным обеспечением анализатора.

Каталитическая активность минералов. Окислительную каталитическую активность минералов определяли с субстратом АБТС (диаммониевая соль 2,2'-азино-бис-(3-этилбензтиозолин-6-сульфокислоты; Sigma, США). Реакционная смесь содержала 1 мл 1 mM АБТС в 20 mM Na-ацетатном буфере (pH 4.5) и навеску минерала. В случае пиролюзита, обладающего очень высокой каталитической активностью, реакцию проводили непосредственно в спектрофотометрической кювете, добавляя субстрат к 1 мг минерала и регистрируя приращение оптической плотности при 420 нм в единицу времени на спектрофотометре Shimadzu UV1800 (Shimadzu, Япония). Активность двух других минералов определяли в

пробирках типа эппендорф. Добавляли 1 мл субстрата к 20 мг минерала, смесь встряхивали 4 мин., центрифугировали 1 мин. при 10 000 об./мин. на центрифуге MC-10K (R-LAB, Китай) и измеряли оптическую плотность надосадочного раствора при 420 нм. Общее время реакции в этом случае составляло 5 мин.

Активность выражали в молекулярных единицах (Ед) как количество минерала, катализирующего окисление одного микромоля АБТС при 420 нм за 1 мин. Активность в расчете на 1 г минерала рассчитывали по формуле:

$$\text{Активность (Ед/г)} = \frac{\text{усл Ед} \cdot V \cdot 1000}{\varepsilon_{420} \cdot l \cdot m},$$

где усл Ед – условные единицы активности, т. е. приращение оптической плотности при 420 нм в 1 мин., V – объем реакционной смеси (1 мл), 1 000 – пересчет в микромоли, ε_{420} – коэффициент экстинкции АБТС при 420 нм ($36\,000\text{ М}^{-1}\text{ см}^{-1}$ (Heinfling et al., 1998)), l – длина оптического пути (1 см), m – навеска минерала, г.

Лакказы. Препарат лакказы гриба *Cerrena unicolor* ВКМ F-3196 был получен как описано в работе (Lisova et al., 2010). Концентрация белка составляла 0.25 мг/мл. Активность лакказы определяли по скорости окисления 1 мМ АБТС в 20 мМ Na-ацетатном буфере (рН 4.5). Реакционная смесь содержала 1 мл субстрата и 5 мкл препарата фермента. Активность рассчитывали в молекулярных единицах (Ед), которые определяли как количество лакказы, окисляющее один микромоль АБТС в одну минуту. Активность в расчете на 1 мл препарата лакказы рассчитывали по формуле:

$$\text{Активность (Ед/мл)} = \frac{\text{усл Ед} \cdot V \cdot 1000}{\varepsilon_{420} \cdot l \cdot v},$$

где усл Ед – условные единицы активности, т. е. приращение оптической плотности при 420 нм в 1 мин., V – объем реакционной смеси (1 мл), 1 000 – пересчет в микромоли, ε_{420} – коэффициент экстинкции АБТС при 420 нм ($36\,000\text{ М}^{-1}\text{ см}^{-1}$ (Heinfling et al., 1998)), l – длина оптического пути (1 см), v – объем препарата лакказы, мл.

Активность препарата лакказы *C. unicolor* составляла 3.3

Ед/мл или 13.3 Ед/мг.

Иммобилизация лакказы на иллите и модифицированном каолините. Иммобилизацию лакказы проводили в растворе 0.01 М KNO_3 (рН 4.7) для создания постоянной ионной силы. Раствор готовили с использованием ультрачистой воды с удельной электропроводностью 0.18 мкСм/см. К навеске минерала (20 мг) добавляли 6 мкл (1.5 мкг) препарата лакказы в 1 мл 0.01 М KNO_3 . Смесь встряхивали на термошейкере (1 000 об./мин., 25 °С, 1 ч.; TS-100C Thermo-shaker, Biosan, Латвия), затем центрифугировали 2 мин. при 10 000 об./мин. (центрифуга MC-10K, R-LAB, Китай) и измеряли активность лакказы в надосадочном растворе. Для удаления слабо связанного фермента к минералу добавляли 1 мл 0.01 М KNO_3 , смесь встряхивали 1 мин., центрифугировали и снова измеряли активность в надосадочном растворе. Эффективность иммобилизации определяли по разности между исходной добавленной активностью и суммой активностей в надосадочных растворах. Активность иммобилизованной лакказы измеряли как описано выше для минералов.

Приготовление комплексов лакказы с иллитом и модифицированным каолинитом. Для экспериментов по взаимодействию фенольных кислот с минералами в присутствии лакказы фермент к минералам добавляли с таким расчетом, чтобы активность иммобилизованного фермента в реакционной смеси составляла 0.02 Ед. Это соответствует активности лакказы в органогенных и минеральных горизонтах почв, определенной по АБТС (Zavarzina et al., 2025). С учетом потери активности лакказы при иммобилизации, к иллиту добавляли 7.5 мкл (1.9 мкг) лакказы, а к модифицированному каолиниту – 15 мкл (3.8 мкг) лакказы на 20 мг минерала. Иммобилизацию проводили в 0.01 М KNO_3 (рН 4.7), как описано выше. Полученные комплексы лакказы с модифицированным каолинитом и иллитом обозначали как каолинит- $\text{Al}(\text{OH})\text{x}$ -лакказа и иллит-лакказа соответственно.

Фенольные кислоты. В работе использовали фенольные кислоты: галловую (GAL), протокатеховую (PCAT), гидроксibenзойную (HDB), феруловую (FER), сиреневую (SYR) и ванилино-

вую (VAN) (Sigma, США).

Взаимодействие фенольных кислот с минералами и их комплексами с лакказой. Готовили эквимоларную смесь фенольных кислот (10 мкМ каждой) в водном растворе 0.01 М KNO_3 с использованием ультрачистой воды с удельной электропроводностью 0.18 мкСм/см. Выбранная концентрация фенольных кислот лежала в диапазоне концентраций, указываемых для почвенных систем (Whitehead et al., 1982; Olofsson et al., 2010). К 20 мг минералов, содержащих или нет 0.02 Ед лакказы, добавляли 50 мл раствора кислот. Реакцию проводили в центрифужных пробирках типа фалькон при постоянном перемешивании (200 об./мин., 25 °С). Для мониторинга убыли фенольных кислот через 1, 24 и 72 ч. после начала взаимодействия смеси центрифугировали (10 мин., 10 000 об./мин.) и из надосадочной жидкости отбирали аликвоты 1 мл для определения концентрации кислот методом обращенно-фазовой жидкостной хроматографии (ОФ ВЭЖХ). После 24 и 72 ч. взаимодействия дополнительно отбирали аликвоты 20 мл для определения концентрации растворенного углерода $\text{C}_{\text{орг}}$. Для каждого времени взаимодействия готовили отдельную серию растворов. Повторность (n) трехкратная.

Определение концентрации растворенного углерода и количества связанного углерода. Концентрацию $\text{C}_{\text{орг}}$ в растворах определяли на TOC-L анализаторе (Shimadzu, Япония). Количество углерода, связанного с минералами, определяли по разности между исходной концентрацией и после взаимодействия с минералами и выражали в мг $\text{C}_{\text{орг}}/\text{г}$ минерала или мг $\text{C}_{\text{орг}}/\text{м}^2$ поверхности.

Определение концентрации фенольных кислот методом ОФ ВЭЖХ. Анализ проводили на хроматографе Agilent-1100 с диодно-матричным детектором. Для разделения фенольных кислот использовали колонку с фазой C18 с полярным эндкеппингом SynergiHydro-RP (150 × 4.6 мм, 4 мкм, Phenomenex, США). Стартовый элюент (раствор А): смесь вода : ацетонитрил : трифторуксусная кислота (90 : 5 : 5, об.). Градиент создавали раствором В: ацетонитрил : трифторуксусная кислота (95 : 5, об.). Градиентный режим: 0–20 мин. – 5–15% В; 20–30 мин. – 15–40% В; 30–40 мин.

– 40% В. Скорость элюирования составляла 0.5 мл/мин., объем пробы 20 мкл. Температура колонки 30 °С. Концентрацию кислот определяли по площадям соответствующих хроматографических пиков.

Снижение концентрации каждой кислоты в растворе (убыль кислот) рассчитывали по разности концентраций до и после взаимодействия с минералами и выражали в мкМ, а также в процентах от исходного количества. Убыль фенольных кислот в пересчете на $C_{орг}$ рассчитывали по формуле:

$$\text{Убыль кислот (мг } C_{орг}/\text{л)} = \sum \frac{(C1-C2) \cdot M \cdot \omega}{1000},$$

где $C1$ – исходная концентрация фенольной кислоты (10 мкМ), $C2$ – концентрация фенольной кислоты после взаимодействия с минералом (мкМ), M – молекулярная масса фенольной кислоты (мг/ммоль), ω – массовая доля углерода в фенольной кислоте, 1 000 – пересчет на мг/л. Массовая доля углерода для исследованных кислот составляла: 0.49 (GAL), 0.55 (PCAT), 0.61 (HDB), 0.57 (VAN), 0.54 (SYR), 0.62 (FER).

Убыль кислот, определяемая с помощью ОФ ВЭЖХ, обусловлена как сорбцией на минералах, так и окислительной трансформацией кислот в растворе (если минерал обладал каталитической активностью). Данные по снижению $C_{орг}$, определяемые на ТОС-L анализаторе, в свою очередь, отвечали только сорбции фенольных кислот и продуктов их трансформации. Сопоставление этих данных позволяет оценить вклад сорбции в убыль кислот, определяемую с помощью ВЭЖХ:

$$\text{Сорбция (ОФ-ВЭЖХ, \%)} = 100 - \frac{C_{вэжх} - C_{тос}}{C_{вэжх}},$$

где $C_{вэжх}$ – снижение концентрации кислот в пересчете на $C_{орг}$, определяемое методом ОФ-ВЭЖХ (мг $C_{орг}/\text{л}$), $C_{тос}$ – снижение концентрации углерода, определяемое на ТОС-анализаторе (мг $C_{орг}/\text{л}$).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Свойства минералов и их комплексов с лакказой. Мине-

ралы существенно различались по площади поверхности и каталитической активности (табл. 1). Площадь поверхности пиролюзита ($58.54 \text{ м}^2/\text{г}$) была примерно в 3 раза выше, чем модифицированного каолинита, но в 1.7 раз ниже, чем иллита. Пиролюзит отличался очень высокой окислительной активностью (124.4 Ед/г). У иллита обнаружена слабая активность (0.25 Ед/г), у модифицированного каолинита активность отсутствовала (табл. 1).

Эффективность иммобилизации лакказы гриба *C. unicolor* на иллите и модифицированном каолините составляла 100% при внесении до 0.2 мг белка/г минерала. При иммобилизации на модифицированном каолините лакказа теряла около 50% от исходной активности, а при иммобилизации на иллите – 30%. В результате подбора условий иммобилизации, активности комплексов модифицированного каолинита и иллита с лакказой были сопоставимы, причем у иллита 23% от общей активности приходилось на абиогенную и 77% на биогенную составляющие. Каталитическая активность этих минеральных фаз была на 2 порядка ниже, чем активность $\beta\text{-MnO}_2$ (табл. 1).

Таблица 1. Некоторые свойства минеральных фаз

Таблица 1. Some properties of the minerals under the study

Минерал	Площадь поверхности, $\text{м}^2/\text{г}$	Каталитическая активность, Ед/г		
		Минерал	Иммобилизованная лакказа	Минерал-лакказа
Пиролюзит	58.54	124.4 ± 6.5	–	–
Каолинит- $\text{Al}(\text{OH})_x$	18.45	0	1.17 ± 0.07	1.17 ± 0.07
Иллит	100.2	0.25 ± 0.05	0.82 ± 0.05	1.07 ± 0.01

Примечание. $\pm$ – стандартное отклонение ($n = 3$).

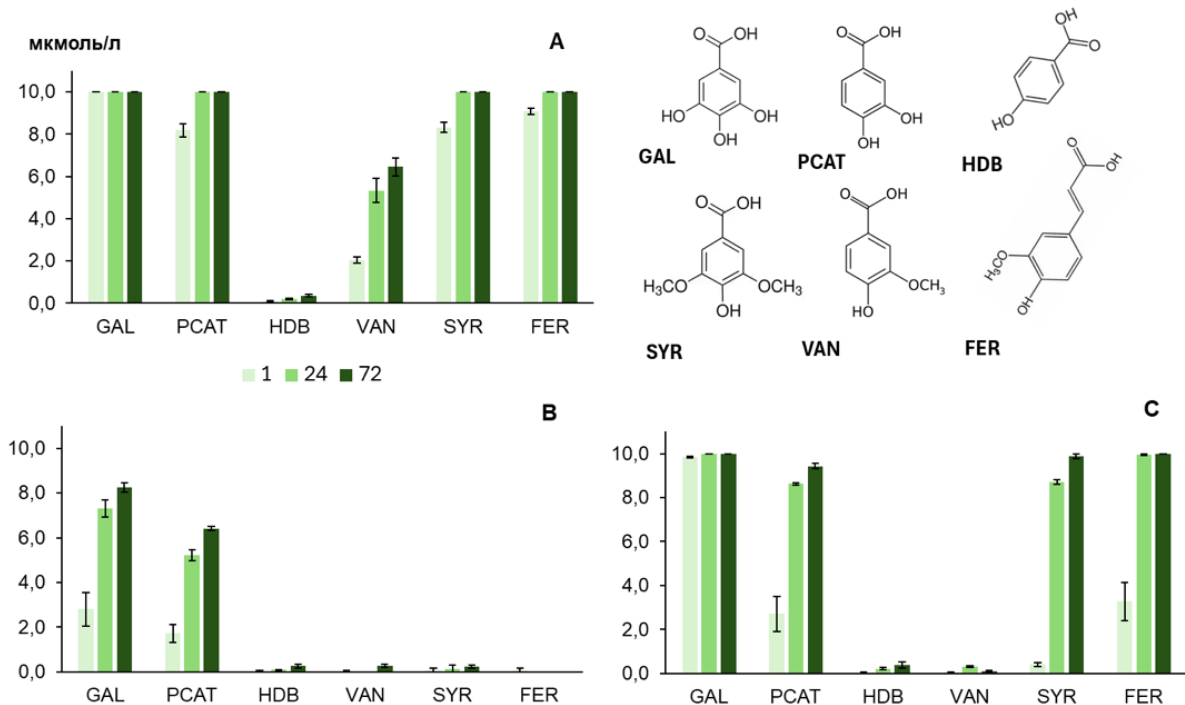
Note. $\pm$ – standard deviation ($n = 3$).

Взаимодействие фенольных кислот с минералами и их комплексами с лакказой. Реакционная способность кислот, определяемая как исчезновение фенольных кислот из раствора в присутствии изученных минеральных фаз, существенно различалась (рис. 1).

Убыль кислот была наиболее выраженной в присутствии β - MnO_2 (рис. 1А). Убыль (в % от исходного содержания) галловой, протокатеховой, сиреневой и феруловой кислот за первый час инкубации составила 80–100%, а ванилиновой – 20%, убыль которой через 24 и 72 ч. возросла до 50 и 65% соответственно. п-Гидроксibenзойная кислота практически не реагировала с пиролюзитом (рис. 1А, табл. 2).

Реакционная способность кислот в присутствии каолинита- $\text{Al}(\text{OH})_x$ и иллита была существенно ниже, чем в присутствии пиролюзита: общая убыль составила 8 и 3% за час инкубации, а за сутки – около 20 и 10% соответственно (рис. 1В, D, табл. 2). С модифицированным каолинитом эффективно взаимодействовали только галловая и протокатеховая кислоты, потеря остальных кислот не превышала 3% (табл. 2). С иллитом в течение 24 ч. инкубации реагировала в основном галловая кислота (убыль до 40%), однако через 72 ч. отмечено почти полное исчезновение протокатеховой (83%) и гидроксibenзойной (99%) кислот.

Иммобилизация лакказы на модифицированном каолините и иллите существенно повлияла на исчезновение фенольных кислот из растворов. В присутствии комплекса каолинит- $\text{Al}(\text{OH})_x$ -лакказа (72 часа взаимодействия) убыль галловой кислоты, по сравнению с каолинитом- $\text{Al}(\text{OH})_x$ возросла с 82% до 100%, а протокатеховой – с 83% до 100% (табл. 2). Для феруловой и сиреневой кислот, практически не взаимодействующих с модифицированным каолинитом без лакказы, убыль в присутствии лакказы достигала, в зависимости от времени инкубации, 5–99% и 37–100% (табл. 2). Несмотря на меньшую на 2 порядка каталитическую активность (табл. 1), по эффективности трансформации изученных веществ (как качественно, так и количественно) комплекс каолинит- $\text{Al}(\text{OH})_x$ -лакказа был сопоставим с пиролюзитом (табл. 2, рис. 1А, С). С комплексом каолинит- $\text{Al}(\text{OH})_x$ -лакказа не реагировала ванилиновая кислота, и в течение первого часа инкубации существенно медленнее реагировали ЕФ протокатеховая, сиреневая и феруловая кислоты (рис. 1С, табл. 2). Иммобилизация лакказы на иллите усилила убыль только галловой и протокатеховой кислот – примерно в 2 и 5 раз соответственно за 24 ч. реакции, и не влияла на реакционную способность остальных кислот (рис. 1Е). Общая убыль кислот, по сравнению с чистым иллитом, значительно не увеличилась (табл. 2).



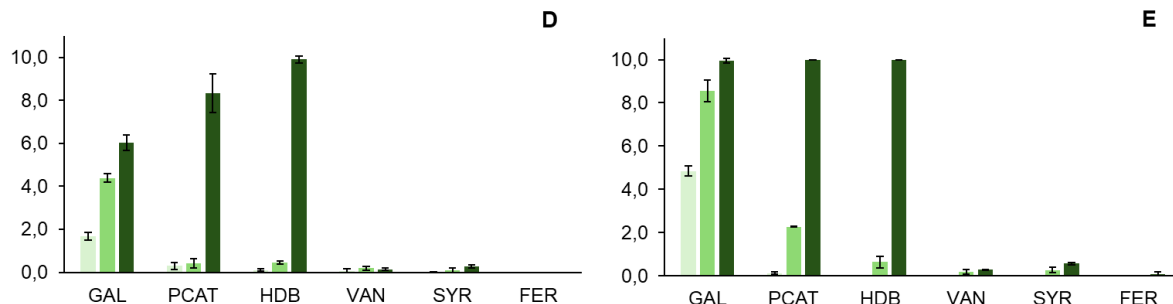


Рис. 1. Убыль фенольных кислот (мкМ) в реакционной смеси, содержащей чистые минералы (**A**, **B**, **D**) и комплексы минерал-лакказы (**C**, **E**): **A** – пиролюзит, **B** – каолинит- $\text{Al}(\text{OH})_x$, **C** – каолинит- $\text{Al}(\text{OH})_x$ -лакказа, **D** – иллит, **E** – иллит-лакказа. Каталитическая активность минеральных фаз (Ед/г, 1 мМ АБТС, pH 4.5): **A** – 124.4; **B** – 0; **C** – 1.17; **D** – 0.25; **E** – 1.07. Фенольные кислоты: GAL – галловая, PCAT – протокатеховая, HDB – *p*-гидроксибензойная, VAN – ванилиновая, SYR – сиреневая, FER – феруловая (0.01 мМ каждой в 0.01 М KNO_3 , pH 4.7). Время инкубации – 1, 24 и 72 ч. Исходная концентрация каждой кислоты 10 мкМ. Планки погрешности соответствуют стандартному отклонению ($n = 3$).

Fig. 1. Loss of phenolic acids ($\mu\text{mol/l}$) in the reaction mixture containing pure minerals (**A**, **B**, **D**) and mineral-laccase complexes (**C**, **E**): **A** – MnO_2 , **B** – kaolinite- $\text{Al}(\text{OH})_x$, **C** – kaolinite- $\text{Al}(\text{OH})_x$ with laccase, **D** – illite, **E** – illite with laccase. The catalytic activities of the minerals (U/g; oxidation of 1 mM ABTS, pH 4.5) were: **A** – 124.4; **B** – 0; **C** – 1.17; **D** – 0.25; **E** – 1.07. Phenolic acids: GAL – gallic, PCAT – protocatechuic, HDB – *p*-hydroxybenzoic, VAN – vanillic, SYR – syringic, FER – ferulic (equimolar mixture, 0.01 mM each in 0.01 M KNO_3 , pH 4.7). Reaction times were 1, 24, 72 hours. Initial amount of each phenolic acid – 10 $\mu\text{mol/l}$.

Таблица 2. Убыль фенольных кислот, % от исходного количества в присутствии минералов и их комплексов с лакказой. Исходная концентрация каждой кислоты 10 мкМ, общая концентрация кислот 60 мкМ

Table 2. Loss of individual phenolic acids (% of initial amount) in the presence of minerals and mineral-laccase. Initial amount of each acid – 10 $\mu\text{mol/l}$, total amount – 60 $\mu\text{mol/l}$

Минерал	Кислоты	Минерал			Минерал-лакказа		
		Время взаимодействия, ч			Время взаимодействия, ч		
		1	24	72	1	24	72
Пирролюзит	GAL	100 $\pm$ 0	100 $\pm$ 0	100 $\pm$ 0	-	-	-
	PCAT	82 $\pm$ 3	100 $\pm$ 0	100 $\pm$ 0	-	-	-
	HDB	1 $\pm$ 0	2 $\pm$ 0	4 $\pm$ 1	-	-	-
	VAN	21 $\pm$ 1	53 $\pm$ 6	65 $\pm$ 4	-	-	-
	SYR	83 $\pm$ 2	100 $\pm$ 0	100 $\pm$ 0	-	-	-
	FER	91 $\pm$ 1	100 $\pm$ 0	100 $\pm$ 0	-	-	-
	Всего	63	76	78	-	-	-
Каолинит- Al(OH) _x	GAL	28 $\pm$ 7	73 $\pm$ 4	82 $\pm$ 2	98 $\pm$ 0	100 $\pm$ 0	100 $\pm$ 0
	PCAT	17 $\pm$ 4	52 $\pm$ 2	64 $\pm$ 1	27 $\pm$ 8	86 $\pm$ 1	94 $\pm$ 1
	HDB	0 $\pm$ 0	1 $\pm$ 0	3 $\pm$ 1	0 $\pm$ 0	2 $\pm$ 0	4 $\pm$ 1
	VAN	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	3 $\pm$ 1	1 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
	SYR	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	2 $\pm$ 1	5 $\pm$ 0	87 $\pm$ 1	99 $\pm$ 1
	FER	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	37 $\pm$ 5	100 $\pm$ 0	100 $\pm$ 0
	Всего	8	22	25	27	63	67

Продолжение таблицы 2

Table 2 continued

Минерал	Кислоты	Минерал			Минерал-лакказа		
		Время взаимодействия, ч			Время взаимодействия, ч		
		1	24	72	1	24	72
Иллит	GAL	17 ± 2	44 ± 2	60 ± 4	48 ± 2	85 ± 5	99 ± 1
	PCAT	2 ± 2	4 ± 2	83 ± 9	1 ± 1	19 ± 6	100 ± 0
	HDB	1 ± 1	5 ± 1	99 ± 2	0 ± 0	6 ± 3	100 ± 0
	VAN	1 ± 1	2 ± 1	2 ± 1	0 ± 0	2 ± 1	3 ± 0
	SYR	0 ± 0	0 ± 0	3 ± 1	0 ± 0	3 ± 1	6 ± 1
	FER	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
	Всего	3	9	42	8	19	52

Примечание. ± – стандартное отклонение (n = 3).

Note. ± – standard deviation (n = 3).

Вклад сорбции в убыль кислот при взаимодействии с минералами и их комплексами с лакказой. При отсутствии каталитической активности минерала (модифицированный каолинит) убыль кислот в растворе была связана только с их сорбцией. При наличии окислительной активности (остальные изученные минеральные фазы) убыль кислот складывалась из их окислительной трансформации в растворе, сорбции исходных веществ и продуктов реакции. Для того, чтобы оценить вклад сорбции в общую убыль кислот, данные ОФ ВЭЖХ были пересчитаны на $C_{\text{орг}}$ и сопоставлены с данными ТОС (табл. 3). Для каолинита- $\text{Al}(\text{OH})_x$ полученные величины совпадали (табл. 3), что согласуется с отсутствием каталитической активности (табл. 1) и свидетельствует о применимости такого подхода.

Общая убыль исходных веществ была наибольшей в смеси с пирролюзитом, при этом сорбция составила около 60% от убыли кислот. Соответственно, около 40% приходилось на окислительную трансформацию кислот в растворе без дальнейшего связывания с минералом. Сорбционное равновесие устанавливалось за 24 ч. (табл. 3, рис. 2). Несколько меньшей убылью исходных веществ, но очень близкими величинами связывания $C_{\text{орг}}$ характеризовался комплекс каолинит- $\text{Al}(\text{OH})_x$ -лакказа, вклад сорбции в общую убыль кислот составил около 70% (табл. 3). В присутствии лакказы сорбция $C_{\text{орг}}$ увеличилась в 2.5 раза по сравнению с минералом без лакказы (табл. 3, рис. 2). За сутки каолинитом и его комплексом с лакказой было связано 75 и 90% $C_{\text{орг}}$ от количества, сорбированного за 72 ч. (табл. 3).

Для иллита установлена наиболее медленная скорость окислительной трансформации кислот и сорбции: за 24 ч. общая убыль исходных веществ в растворе составила около 20% от убыли за 72 ч., а количество связанного $C_{\text{орг}}$ – 10% (табл. 3, рис. 2). При этом половина продуктов окислительной трансформации оставалась в жидкой фазе. Иммобилизация лакказы на иллите увеличила потерю исходных веществ в растворе в 2 раза, а связывание $C_{\text{орг}}$ – в 3.5 раза. Соответственно, в присутствии лакказы существенно возрос вклад сорбции в общую убыль кислот (табл. 3).

Таблица 3. Вклад сорбции в общую убыль кислот в растворе в присутствии минералов и их комплексов с лакказой

Table 3. The contribution of sorption to the loss of phenolic acids from solution in the presence of minerals and mineral-laccase complexes

Минерал	Снижение концентрации кислот (C _{орг} , мг/л)				Сорбция, % от общей убыли	
	По данным ОФ ВЭЖХ		По данным ТОС-L анализатора			
	24 ч	72 ч	24 ч	72 ч	24 ч	72 ч
Пиролюзит	4.49 ± 0.06	4.61 ± 0.04	2.58 ± 0.06	2.58 ± 0.08	57 ± 1	56 ± 1
Каолинит-Al(OH)x	1.08 ± 0.06	1.31 ± 0.03	1.04 ± 0.11	1.36 ± 0.16	97 ± 10	104 ± 12
Каолинит-Al(OH)x-лакказа	3.75 ± 0.02	3.94 ± 0.03	2.59 ± 0.03	2.93 ± 0.10	69 ± 1	74 ± 2
Иллит	0.47 ± 0.03	2.08 ± 0.13	0.21 ± 0.04	2.26 ± 0.07	45 ± 8	108 ± 3
Иллит-лакказа	0.98 ± 0.12	2.61 ± 0.02	0.74 ± 0.18	2.62 ± 0.07	76 ± 19	100 ± 3

Примечание. $\pm$ – стандартное отклонение ($n = 3$).

Note. $\pm$ – standard deviation ($n = 3$).

В отличие от пирролюзита и комплекса каолинит- $\text{Al}(\text{OH})_x$ -лакказа, продукты окислительной трансформации медленно, но полностью связывались с иллитом. Через 72 ч. инкубации вклад сорбции в общую убыль кислот составлял 100% (табл. 3).

Влияние лакказы на связывание $\text{C}_{\text{орг}}$. При внесении фенольных кислот в количестве 13 мг $\text{C}_{\text{орг}}$ /г минерала, пирролюзит и комплекс каолинит- $\text{Al}(\text{OH})_x$ -лакказа обеспечивали связывание около 50% от исходного количества $\text{C}_{\text{орг}}$ за сутки, каолинит- $\text{Al}(\text{OH})_x$ – 20%, а иллит – около 4% (рис. 2). На иллите и его комплексе с лакказой сорбция $\text{C}_{\text{орг}}$ достигала 45–50% от внесенного количества через 72 часа взаимодействия кислот с минералом.

Количество углерода, связанное за сутки минералами, было наибольшим и идентичным (6.5 г/кг) на пирролюзите и комплексе модифицированного каолинита с лакказой и в 3.8 раз меньшим на комплексе иллита с лакказой (табл. 4). Лакказа увеличивала сорбцию $\text{C}_{\text{орг}}$ на модифицированном каолините в 2.5 раза, а на иллите – в 3 раза. Через трое суток количество углерода, сорбированное комплексом каолинита с лакказой, превышало таковое на пирролюзите, а количество $\text{C}_{\text{орг}}$, связанное с иллитом и его комплексом с лакказой, становилось сопоставимым с пирролюзитом (табл. 4). При этом вклад реакций окислительного связывания, катализируемых лакказой, в сорбцию $\text{C}_{\text{орг}}$ модифицированным каолинитом составлял около 60% и практически не менялся в течение трех суток инкубации. Вклад реакций, катализируемых лакказой, в сорбцию кислот иллитом был значительным только в течение суток инкубации (69%) и снижался до 14% к третьим суткам. Последнее свидетельствует о преимущественной сорбции иллитом исходных фенольных кислот или продуктов их абиогенного окисления.

В расчете на единицу площади поверхности пирролюзит за сутки связывал в 2–3 раза больше углерода, чем комплексы иллита и модифицированного каолинита с лакказой соответственно (табл. 4). Имобилизованная лакказа, в свою очередь, существенно (в 4 и 2.5 раза) увеличивала связывание $\text{C}_{\text{орг}}$ на единицу поверхности иллитом и модифицированным каолинитом. Количество $\text{C}_{\text{орг}}$, связанное иллитом за трое суток, возрастало на порядок по сравнению с сорбцией за сутки. Через 72 ч. инкубации иллит

отличался наибольшей плотностью заполнения активных центров по сравнению с другими изученными минералами.

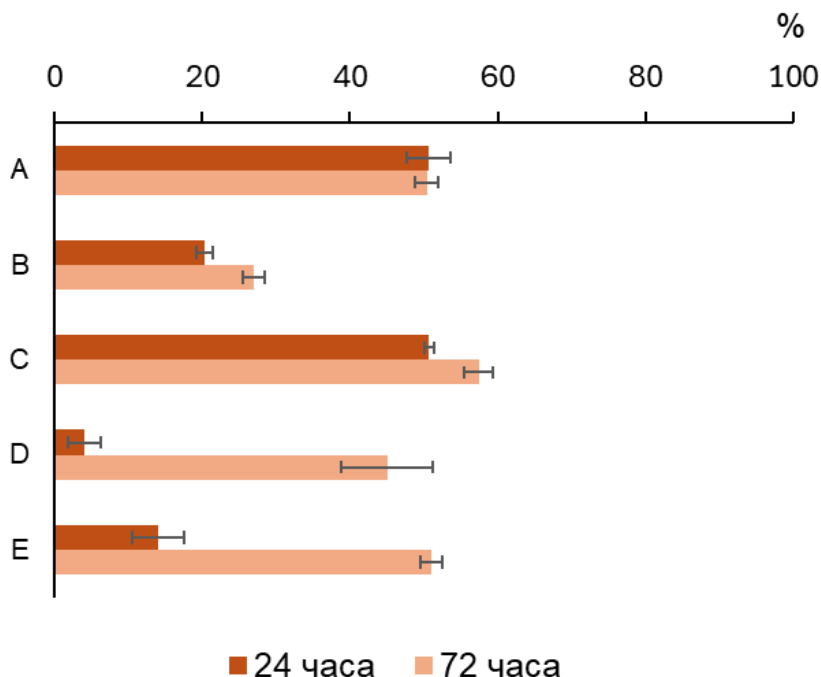


Рис. 2 Связывание углерода минеральными фазами (% от исходного количества) минералами и их комплексами с лакказой: **A** – пиролюзит, **B** – каолинит-Al(OH)x, **C** – каолинит-Al(OH)x-лакказа, **D** – иллит, **E** – иллит-лакказа. Исходная концентрация C_{org} 5.11 мг/л (соответствует 13 мг/г минерала). Планки погрешности соответствуют стандартному отклонению ($n = 3$).

Fig. 2. Binding of C_{org} by mineral phases (% of initial amount) in the presence and absence of immobilized laccase: **A** – MnO_2 , **B** – kaolinite-Al(OH)x, **C** – kaolinite-Al(OH)x with laccase, **D** – illite, **E** – illite with laccase. Initial amount of C_{org} was 5.11 mg/l or 13 mg per gram of a mineral, incubation time 24 and 72 hours.

Таблица 4. Связывание органического углерода минералами и их комплексами с лакказой
Table 4. Binding of organic carbon by pure minerals and their complexes with laccase

Минерал	Количество сорбированного C _{орг}			
	24 ч		72 ч	
	г/кг	г/м ²	г/кг	г/м ²
Пирролюзит	6.46 ± 0.14	0.38 ± 0.01	6.44 ± 0.19	0.38 ± 0.01
Каолинит-Al(OH) _x -лакказа	6.48 ± 0.09 (60) ¹	0.12 ± 0.00	7.33 ± 0.24 (54)	0.14 ± 0.00
Каолинит-Al(OH) _x	2.60 ± 0.28	0.05 ± 0.01	3.40 ± 0.40	0.06 ± 0.01
Иллит-лакказа	1.69 ± 0.51 (69)	0.19 ± 0.05	6.55 ± 0.35 (14)	0.66 ± 0.03
Иллит	0.53 ± 0.09	0.05 ± 0.01	5.64 ± 0.16	0.57 ± 0.02

Примечание. ¹ вклад реакций, катализируемых лакказой, в сорбцию C_{орг}, %;
± – стандартное отклонение (n = 3).

Note. ¹ contribution of reactions, catalyzed by laccase, to the sorption of C_{org}, %;
± – standard deviation (n = 3).

Влияние свойств фенольных кислот на взаимодействие с минералами. Реакционная способность фенольных кислот в их эквимольарной смеси существенно различалась (рис. 1). Это в большой степени определяло качественный состав равновесных растворов и органоминеральных комплексов. Наибольшая реакционная способность при взаимодействии со всеми минералами установлена для галловой кислоты, причем лакказа существенно усиливала ее трансформацию (рис. 1, табл. 2). Протокатеховая кислота отличалась более низкой скоростью трансформации, но также взаимодействовала со всеми изученными минералами (табл. 2). Гидроксibenзойная кислота в значимых количествах реагировала только в присутствии иллита (рис. 1D, E), а ванилиновая – только в присутствии пиролюзита (рис. 1A). Значимая убыль сиреневой и феруловой кислот происходила в присутствии пиролюзита и комплекса каолинит-Al(OH)₃-лакказа (рис. 1A, B).

Наблюдаемые закономерности связаны с тем, что гетерофазное окисление органических соединений – это процесс, который контролируется доступностью поверхности минерала органической молекуле (Huang, Hardie, 2009; Remucal, Ginder-Vogel, 2014). Окисление фенольных соединений в присутствии минералов включает несколько стадий (на примере оксида марганца): 1) диффузию молекулы в пограничный слой, 2) образование поверхностного комплекса между адсорбатом и оксидом, 3) окисление за счет одноэлектронного переноса в поверхностном комплексе с образованием феноксильного радикала (ArO•). Фенольные соединения в недиссоциированном состоянии (ArOH) гораздо менее реакционноспособны, чем фенолят-анионы (ArO⁻), поэтому реакция зависит от pH. Далее возможно образование двух типов продуктов. Во-первых, феноксильный радикал может диффундировать от поверхности и взаимодействовать со вторым феноксильным радикалом с образованием полимерных продуктов (окислительная полимеризация), которые могут оставаться в растворе и/или сорбироваться минералом. Во-вторых, в поверхностном комплексе может происходить второй одноэлектронный перенос с образованием Mn (II) и иона феноксения (ArO⁺), которые могут диффундировать с поверхности с последующим гидролизом ArO⁺ с образованием бензохинона (Remucal, Ginder-Vogel, 2014). В по-

следнем случае происходит частичное растворение минерала. Аналогичным образом происходит взаимодействие с иллитом, где роль окислителя играют ионы Fe (III) (Huang, Hardie, 2009). В случае иммобилизованной на минералах лакказы для окисления фенольных соединений необходимо образование фермент-субстратного комплекса, что является необходимой стадией ферментативного катализа.

Образование поверхностных комплексов (реакция 2) и перенос электронов (реакция 3) являются наиболее важными факторами, определяющими скорость реакции (Remucal, Ginder-Vogel, 2014). Скорость образования поверхностных комплексов зависит от молекулярных свойств органического соединения (например, заряда или гидрофобности) и свойств поверхности минерала (заряда, наличия центров связывания). Скорость переноса электронов зависит от разности окислительно-восстановительных потенциалов окислителя и субстрата. Поэтому лимитирующая стадия может быть специфичной для конкретного соединения. Например, слабая адсорбция лимитирует формирование поверхностных комплексов, а высокий редокс-потенциал субстрата ограничивает перенос электронов. Скорость окисления уменьшается по мере протекания реакции из-за накопления продуктов реакции на поверхности минерала и увеличения доли менее реакционноспособных участков (Remucal, Ginder-Vogel, 2014).

Высокая реакционная способность галловой кислоты и более низкая – остальных кислот в эквимоллярной смеси в условиях проведенных экспериментов (pH 4.7; ионная сила I 0.01) объясняется рядом факторов. Во-первых, отрицательным зарядом галловой кислоты в выбранных условиях за счет диссоциации COOH группы (pKa 3.92), что обуславливает электростатическое притяжение к положительно заряженной поверхности минералов. Точка нулевого заряда pH_{ZPC} каолинита- $Al(OH)_x$ составляет около 9.0 (Kosmulski, 2009), а иллита – лежит в диапазоне 8.2–9.5 (Kriaa et al., 2009; Hao et al., 2018). Во-вторых, наиболее низким редокс-потенциалом галловой кислоты среди изученных кислот, равным 0.26 В (Chiorcea-Paquim et al., 2020). Редокс-потенциал феруловой кислоты составляет, по данным разных авторов, от 0.33 В (Teixeira et al., 2013) до 0.53 В (Chiorcea-Paquim et al., 2020); для протока-

теховой, сиреневой и ванилиновой кислот эти величины равны 0.41 В, 0.49 В и 0.73 В соответственно (Simic et al., 2007). В результате в смеси кислот галловая кислота окисляется в первую очередь, что было показано нами ранее на примере гомогенной системы (без минерала) и лакказы гриба *Coprinus comatus* (Заварзина и др., 2022). В-третьих, тип связи с поверхностью минерала определяет ее устойчивость в условиях конкурентной сорбции. Сорбция фенольных кислот и продуктов их полимеризации возможна за счет водородных связей, электростатических взаимодействий и лигандного обмена с участием ОН-групп, в результате образуются внешнесферные и внутрисферные комплексы различной силы (Kleber et al., 2015). В случае дифенолов (галловой, протокатеховой кислот) возможно образование хелатных комплексов за счет лигандного обмена между фенольными группами в орто-положении и группировками $Al(OH)_x^n$ минералов (рис. 3). Аналогичные комплексы орто-дифенолов образуются с гидроксидом железа (Li et al., 2023). Этот тип взаимодействия приводит к образованию устойчивых связей, заполнению активных центров и препятствует связыванию остальных кислот, которые сорбируются за счет $COOH$ -группы. Ранее нами было показано, что сиреневая, феруловая, ванилиновая и гидроксибензойная кислоты слабо связываются с модифицированным каолинитом в присутствии галловой и протокатеховой кислот (Заварзина и др., 2020).

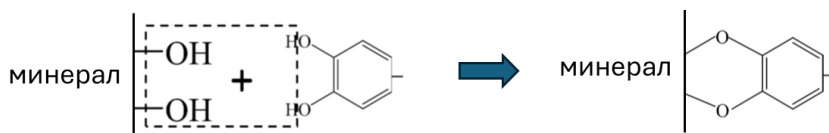


Рис. 3. Взаимодействие орто-дифенолов с поверхностью минералов за счет лигандного обмена.

Fig. 3. Interaction of o-diphenols with minerals by ligand exchange mechanism.

Убыль протокатеховой, феруловой и сиреневой кислот существенно возрастала как в присутствии лакказы, так и пирролюзита (рис. 1), что связано с их окислением, образованием олигомер-

ных продуктов и сорбцией последних. Аналогичный эффект описан для лакказы *Trametes versicolor*, существенно усиливающей связывание этих кислот с гидроксидом железа (Zhao et al., 2020). Пара-гидроксibenзойная кислота (*p*-HDB) не окислялась лакказой, что согласуется с данными, полученными для лакказы *Coprinus comatus* (Заварзина и др., 2022) и *Trametes versicolor* (Zhao et al., 2020), и объясняется высоким редокс-потенциалом *p*-HDB (0.92 В), превышающим таковой лакказ грибов белой гнили (0.75 В). Ванилиновая кислота не окислялась лакказой, но окислялась в присутствии пиролюзита, что связано с его более высоким редокс-потенциалом (0.99 В).

Роль биогенных и абиогенных окислительных реакций в связывании органического углерода. Полученные результаты показали, что фенольные кислоты в концентрациях, соответствующих концентрациям в почвах, эффективно окислялись как пиролюзитом, так и лакказой в составе комплексов с глинистыми минералами 1 : 1 и 1 : 2. Продукты окисления связывались с минеральными фазами, о чем свидетельствовала убыль $C_{\text{орг}}$ в растворе. Количество сорбированного за сутки углерода (табл. 4) не имело прямой взаимосвязи с площадью поверхности минералов или их каталитической активностью (табл. 1). При меньшей (на 2 порядка) каталитической активности и меньшей (в 3 раза) площади поверхности (табл. 1) комплекс модифицированного каолинита с лакказой связывал количество углерода, идентичное пиролюзиту, а через трое суток – в 1.1 раз большее (табл. 4). Вклад реакций окислительного связывания, катализируемых лакказой, в сорбцию $C_{\text{орг}}$ модифицированным каолинитом практически не менялся в течение трех суток инкубации, что свидетельствует о пролонгированном действии фермента как гетерогенного катализатора. Комплекс иллит-лакказа, обладающий близкой каталитической активностью и в 5 раз большей площадью поверхности, связывал за сутки меньшее (в 3.8 раза) количество углерода, чем комплекс каолинит-Al(OH)₃-лакказа (табл. 4). Вклад реакций, катализируемых лакказой, в сорбцию кислот иллитом снижался к третьим суткам. Это можно объяснить тем, что существенный вклад в сорбцию на третьи сутки начинали вносить гидроксибензойная и протокатехо-

вая кислоты (рис. 1D, E). Гидроксibenзойная кислота не окисляется лакказой (рис. 1) и сорбируется в своем исходном состоянии. Окисление протокатеховой кислоты осуществлялось не только лакказой, но и абиогенно за счет каталитической активности ил-лита (табл. 2).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Результаты работы свидетельствуют о важной роли лакказы и оксидов марганца как катализаторов окислительных реакций, а гидроксидов металлов (алюминия) – как матрицы для стабилизации $C_{орг}$. Усиление процесса гумификации в присутствии лакказы и оксидов марганца ранее было показано при компостировании органических остатков (Niu et al., 2021; Long et al., 2024). Усиление стабилизации органического углерода в присутствии свежеосажденных (оксо)гидроксидов железа, эффективно связывающих фенольные димеры, образующиеся под действием лакказ, продемонстрировано в работе (Zhao et al., 2020). Активность лакказы в наших экспериментах (0.8–1.1 Ед/г) была в пределах ее активности в почвах, составляющей (по АБТС) от 0.02 до 3.84 Ед/г (Feng et al., 2015; Zavarzina et al., 2025). Это свидетельствует о возможности экстраполяции данных на природные условия. Для широкого ряда почв (дерново-подзолистые – серые – черноземы) установлена корреляция лакказной активности с влажностью почв (Zavarzina et al., 2025). Сохранение и повышение природного уровня активности лакказ в почвах за счет регулирования pH и влажности, а также внесение препаратов лакказы в иммобилизованной на гидроксидах металлов форме в почвы может являться перспективным подходом для повышения секвестрационного потенциала почв и обуславливает необходимость дальнейших исследований в данной области.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Заварзина А.Г., Ермолин М.С., Демин В.В., Федотов П.С. Взаимодействие смеси фенольных кислот с модифицированным каолинитом в статических и динамических условиях // Почвоведение. 2018. № 8. С. 1004–1013.
2. Заварзина А.Г., Ермолин М.С., Демин В.В., Федотов П.С. Влияние

уксусной кислоты и ацетат-ионов на сорбцию-десорбцию смеси фенольных кислот модифицированным каолином // Почвоведение. 2020. № 8. С. 948–958.

3. *Заварзина А.Г., Демин В.В., Белова О.В., Леонтьевский А.А., Лисов А.В.* Гетерофазный синтез гуминовых веществ иммобилизованной лакказы в проточных условиях при низких концентрациях субстрата // Почвоведение. 2022. № 7. С. 843–859.

4. *Иванов А.Л., Козут Б.М., Семенов В.М., Тюрина Оберландер М., Ваксман Шанбахер Н.* Развитие учения о гумусе и почвенном органическом веществе: от Тюрина и Ваксмана до наших дней // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2017. Вып. 90. С. 3–38. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2017-90-3-38>

5. *Иванов А.Л., Савин И.Ю., Столбовой В.С., Духанин Ю.А., Козлов Д.Н., Баматов И.М.* Глобальный климат и почвенный покров – последствия для землепользования России // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2021. Вып. 107. С. 5–32. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2021-107-5-32>.

6. *Колчанова К.А., Толпешта И.И., Изосимова Ю.Г.* Сорбция фульвокислоты на подфракциях ила, выделенных из минеральных горизонтов торфянисто-подзолисто-глееватой почвы // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2024. С. 37–72. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2024-SPYC-37-72>.

7. *Кононова М.М.* Органическое вещество почвы. М.: Изд-во АН СССР. 1963. 315 с.

8. *Семенов В.М., Тулина А.С., Семенова Н.А., Иванникова Л.А.* Гумификационные и негумификационные пути стабилизации органического вещества в почве (обзор) // Почвоведение. 2013. № 4. С. 393–407.

9. *Соколова Т.А., Дронова Т.Я., Толпешта И.И.* Глинистые минералы в почвах. М., 2005. 336 с.

10. *Ahn M.Y., Zimmerman A.R., Martinez C.E., Archibald D.D., Bollag J-M., Dec J.* Characteristics of *Trametes villosa* laccase adsorbed on aluminum hydroxide // Enzyme and Microbial Technology. 2007. Vol. 41. P. 141–148. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2006.12.014>.

11. *Baldrian P.* Fungal laccases-occurrence and properties // FEMS Microbiology Reviews. 2006. No. 30. P. 215–242.

12. *Batjes N.H.* Total carbon and nitrogen in the soils of the world // European Journal of Soil Science. 2014. Vol. 65. P. 10–21. DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.12114> 2.

13. *Bui V.K.H., Truong H.B., Hong S., Li X., Hur J.* Biotic and abiotic catalysts for enhanced humification in composting: A comprehensive review //

Journal of Cleaner Production. 2023. Vol. 402. P. 136832.

14. *Chang R.R., Wang S.L., Liu Y.T., Chan Y.T., Hung J.T., Tzou Y.M., Tseng K.J.* Interactions of the products of oxidative polymerization of hydroquinone as catalyzed by birnessite with Fe (hydr) oxides—an implication of the reactive pathway for humic substance formation // *Rsc Advances*. 2016. Vol. 6(25). P. 20750–20760.

15. *Chiorcea-Paquim A., Enache T.A., De Souza Gil E., Oliveira - Brett A.M.* Natural phenolic antioxidants electrochemistry: towards a new food science methodology // *Compr. Rev. Food Sci. Food Saf.* 2020. P. 1–47. DOI: <https://doi.org/10.1111/1541-4337.12566>.

16. *De Nobili M., Bravo C., Chen Y.* The spontaneous secondary synthesis of soil organic matter components: A critical examination of the soil continuum model theory // *Applied Soil Ecology*. 2020. Vol. 154. P. 103655.

17. *Eichlerová I., Šnajdr J., Baldrian P.* Laccase activity in soils: considerations for the measurement of enzyme activity // *Chemosphere*. 2012. Vol. 88. P. 1154–1160.

18. *Feng S., Su Y., Dong M., He X., Kumaresan D., O'Donnell A.G., Wu J., Chen X.* Laccase activity is proportional to the abundance of bacterial laccase-like genes in soil from subtropical arable land // *World J. Microbiol. Biotechnol.* 2015. Vol. 31. P. 2039–2045.

19. *Giardina P., Faraco V., Pezzella C., Piscitelli A., Vanhulle S., Sannia G.* Laccases: a never-ending story // *Cell. Mol. Life Sci.* 2009. Vol. 67(3). P. 369–385.

20. *Hao W., Flynn S.L., Alessi D.S., Konhauser K.O.* Change of the point of zero net proton charge (pHPZNPC) of clay minerals with ionic strength // *Chemical Geology*. 2018. Vol. 493. P. 458–467.

21. *Hayes M.H.B., Swift R.S.* An appreciation of the contribution of Frank Stevenson to the advancement of studies of soil organic matter and humic substances // *Journal of Soils and Sediments*. 2018. Vol. 18(4). P. 1212–1231.

22. *Huang P.M., Hardie A.G.* Formation mechanisms of humic substances in the environment // *Biophysico-Chemical Processes Involving Natural Nonliving Organic Matter in Environmental Systems*. Ch. 2. Hoboken: John Wiley & Sons, 2009. P. 84–98.

23. *Husnain S.M., Asim U., Yaqub A., Shahzad F., Abbas N.* Recent trends of MnO₂-derived adsorbents for water treatment: a review // *New Journal of Chemistry*. 2020. Vol. 44(16). P. 6096–6120.

24. *Janusz G., Pawlik A., Świdorska-Burek U., Polak J., Sulej J., Jarosz-Wilkolazka A., Paszczyński A.* Laccase properties, physiological functions, and evolution // *Int. J. Mol. Sci.* 2020. Vol. 21. P. 966.

25. *Kleber M., Eusterhues K., Keiluweit M., Mikutta C., Mikutta R., Nico P.S.* Mineral-organic associations: formation, properties and relevance in soil

environments // *Advances in Agronomy*. 2015. Vol. 130. P. 1–140.

26. *Kosmulski M.* Compilation of PZC and IEP of sparingly soluble metal oxides and hydroxides from literature // *Advances in Colloid and Interface Science*. 2009. Vol. 152(1–2). P. 14–25.

27. *Kriaa A., Hamdi N., Srasra E.* Proton adsorption and acid-base properties of Tunisian illites in aqueous solution // *Journal of Structural Chemistry*. 2009. Vol. 50. P. 273–287.

28. *Lehmann J., Kleber M.* The contentious nature of soil organic matter // *Nature*. 2015. Vol. 528. P. 60–68.

29. *Li Q., Wang L., Fu Y., Lin D., Hou M., Li X., ... Wang Z.* Transformation of soil organic matter subjected to environmental disturbance and preservation of organic matter bound to soil minerals: a review // *Journal of Soils and Sediments*. 2023. Vol. 23(3). P. 1485–1500.

30. *Lisova Z.A., Lisov A.V., Leontievsky A.A.* Two laccase isoforms of the basidiomycete *Cerrena unicolor* VKM F-3196. Induction, isolation and properties // *J. Basic Microbiol.* 2010. Vol. 50. No. 1. P. 72–82.

31. *Long Y., Jin H., Li H., Zhu N., Sun E., Shan C., ... Cao Y.* Trace MnFe_2O_4 Boosts Polyphenol-Maillard Reaction and Humification Process for Value-Added Composting: Integrated Effect of Chemical and Enzymatic Catalysis // *ACS ES&T Engineering*. 2024. Vol. 4(12). P. 3067–3079.

32. *Lützow M.V., Kögel-Knabner I., Ekschmitt K., Matzner E., Guggenberger G., Marschner B., Flessa H.* Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions—a review // *European journal of soil science*. 2006. Vol. 57(4). P. 426–445.

33. *Naidja A., Huang P.M., Bollag J.-M.* Activity of tyrosinase immobilized on hydroxyaluminum–montmorillonite complexes // *Journal of Molecular Catalysis A: Chemical*. 1998. Vol. 115. P. 305–316.

34. *Niu Q., Meng Q., Yang H., Wang Y., Li X., Li G., Li Q.* Humification process and mechanisms investigated by Fenton-like reaction and laccase functional expression during composting // *Bioresource Technology*. 2021. Vol. 341. P. 125906.

35. *Olofsson M.A., Norstrom S.H., Bylund D.* Evaluation of sampling and sample preparation procedures for the determination of aromatic acids and their distribution in a podzol soil using liquid chromatography-tandem mass spectrometry // *Geoderma*. 2014. Vol. 23. P. 373–380.

36. *Remucal C.K., Ginder-Vogel M.* A critical review of the reactivity of manganese oxides with organic contaminants // *Environmental Science: Processes & Impacts*. 2014. Vol. 16(6). P. 1247–1266.

37. *Ristig S., Cibura N., Strunk J.* Manganese oxides in heterogeneous (photo) catalysis: possibilities and challenges // *Green*. 2015. Vol. 5(1–6). P. 23–41.

38. Sarkar B., Singh M., Mandal S., Churchman G.J., Bolan N.S. Clay Minerals – Organic Matter Interactions in Relation to Carbon Stabilization in Soils // *The Future of Soil Carbon*. 2018. P. 71–86. DOI: <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-811687-6.00003-1>.
39. Simić A., Manojlović D., Šegan D., Todorović M. Electrochemical behavior and antioxidant and prooxidant activity of natural phenolics // *Molecules*. 2007. Vol. 12. P. 2327–2340.
40. Singh M., Sarkar B., Sarkar S., Churchman J., Bolan N., Mandal S., ... Beerling D.J. Stabilization of soil organic carbon as influenced by clay mineralogy // *Advances in Agronomy*. 2018. Vol. 148. P. 33–84.
41. Sinsabaugh R.L. Phenol oxidase, peroxidase and organic matter dynamics of soil // *Soil Biology and Biochemistry*. 2010. Vol. 42. P. 391–404.
42. Sjoblad R.D., Bollag J.M. Oxidative coupling of aromatic compounds by enzymes from soil microorganisms // *Soil biochemistry*. 1981. P. 113–152.
43. Stevenson F.J. Humus chemistry: genesis, composition, reactions. John Wiley & Sons. 1994.
44. Teixeira J., Gaspar A., Garrido E.M., Garrido J., Borges F. Hydroxycinnamic acid antioxidants: an electrochemical overview // *BioMed research international*. 2013. Vol. 1. P. 251754.
45. Wang N., Zhang Q., Han W., Bai C., Hou B., Liu Y., Wang S. Chemical Characteristics of Dark-Brown Humic-like Substances Formed from the Abiotic Condensation of Maillard Precursors with Different Glycine Concentrations // *Agronomy*. 2022. Vol. 12. P. 2199. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy12092199>.
46. Whitehead D.C., Dibb H., Hartley R.D. Phenolic Compounds in Soil as Influenced by the Growth of Different Plant Species // *The Journal of Applied Ecology*. 1982. Vol. 19(2). P. 579. DOI: <https://doi.org/10.2307/2403490>.
47. Zavarzina A.G. A mineral support and biotic catalyst are essential in the formation of highly polymeric soil humic substances // *Eurasian Soil Science*. 2006. Vol. 39. P. 48–53.
48. Zavarzina A.G., Kulikova N.A., Trubitsina L.I., Belova O.V., Pyatova M.I., Danilin I.V., Pogozhev P.I., Kuzyakov Y.V., Lisov A.V. Disentangling two and three domain laccases in soils: contribution of fungi, bacteria and abiotic processes to oxidative activities // *Soil Biology and Biochemistry* (under review).
49. Zhao Y., Xiang W., Ma M., Zhang X., Bao Z., Xie S., Yan S. The role of laccase in stabilization of soil organic matter by iron in various plant-dominated peatlands: degradation or sequestration? // *Plant and Soil*. 2019. Vol. 443. P. 575–590.
50. Zou J., Huang J., Yue D., Zhang H. Roles of oxygen and Mn (IV) oxide in abiotic formation of humic substances by oxidative polymerization of

polyphenol and amino acid // Chemical Engineering Journal. 2020. P. 124734.
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.124734>.

REFERENCES

1. Zavarzina A.G., Ermolin M.S., Demin V.V., Fedotov P.S., Interaction of the mixture of phenolic acids with modified kaolinite under batch and dynamic conditions, *Eurasian Soil Science*, 2018, Vol. 51, pp. 938–946.
2. Zavarzina A.G., Ermolin M.S., Demin V.V., Fedotov P.S., The effect of acetic acid and acetate ions on sorption–desorption of a mixture of phenolic acids by modified kaolinite, *Eurasian Soil Science*, 2020, Vol. 53, pp. 1046–1055.
3. Zavarzina A.G., Demin V.V., Belova O.V., Leontievsky A.A., Lisov A.V., Heterophase synthesis of humic substances at low substrate concentrations and flow-through conditions, *Eurasian Soil Science*, 2022, Vol. 55, pp. 911–925.
4. Ivanov A.L., Kogut B.M., Semenov V.M., Turina Oberlander M., Waksman Schanbacher N., The Development of Theory on Humus and Soil Organic Matter: from Turin and Waksman to Present Days, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2017, Vol. 90, pp. 3–38, DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2017-90-3-38>.
5. Ivanov A.L., Savin I.Yu., Stolbovoy V.S., Dukhanin A.Yu., Kozlov D.N., Bamatov I.M., Global climate and soil cover – implications for land use in Russia, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2021, Vol. 107, pp. 5–32, DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2021-107-5-32>.
6. 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, pp. 37–72, DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2024-SPYC-37-72>.
7. Kononova M.M., *Soil organic matter*, Moscow, 1963, 315 p.
8. Semenov V.M., Tulina A.S., Semenova N.A., Ivannikova L.A., Humification and nonhumification pathways of the organic matter stabilization in soil: a review, *Eurasian Soil Science*, 2013, Vol. 46, pp. 355–368.
9. Sokolova T.A., Dronova T.Ya., Tolpeshta I.I., *Clay minerals in soils*, Moscow, 2005, 336 p.
10. Ahn M.Y., Zimmerman A.R., Martinez C.E., Archibald D.D., Bollag J-M., Dec J., Characteristics of *Trametes villosa* laccase adsorbed on aluminum hydroxide, *Enzyme and Microbial Technology*, 2007, Vol. 41, pp. 141–148, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2006.12.014>.
11. Baldrian P., Fungal laccases-occurrence and properties, *FEMS Microbiology Reviews*, 2006, No. 30, pp. 215–242.

12. Batjes N.H., Total carbon and nitrogen in the soils of the world, *European Journal of Soil Science*, 2014, Vol. 65, pp. 10–21, DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.12114>.
13. Bui V.K.H., Truong H.B., Hong S., Li X., Hur J., Biotic and abiotic catalysts for enhanced humification in composting: A comprehensive review, *Journal of Cleaner Production*, 2023, Vol. 402, pp. 136832.
14. Chang R.R., Wang S.L., Liu Y.T., Chan Y.T., Hung J.T., Tzou Y.M., Tseng K.J., Interactions of the products of oxidative polymerization of hydroquinone as catalyzed by birnessite with Fe (hydr) oxides—an implication of the reactive pathway for humic substance formation, *Rsc Advances*, 2016, Vol. 6(25), pp. 20750–20760.
15. Chiorcea-Paquim A., Enache T.A., De Souza Gil E., Oliveira-Brett A.M., Natural phenolic antioxidants electrochemistry: towards a new food science methodology, *Compr. Rev. Food Sci. Food Saf.*, 2020, pp. 1–47, DOI: <https://doi.org/10.1111/1541-4337.12566>.
16. De Nobili M., Bravo C., Chen Y., The spontaneous secondary synthesis of soil organic matter components: A critical examination of the soil continuum model theory, *Applied Soil Ecology*, 2020, Vol. 154, pp. 103655.
17. Eichlerová I., Šnajdr J., Baldrian P., Laccase activity in soils: considerations for the measurement of enzyme activity, *Chemosphere*, 2012, Vol. 88, pp. 1154–1160.
18. Feng S., Su Y., Dong M., He X., Kumaresan D., O'Donnell A.G., Wu J., Chen X., Laccase activity is proportional to the abundance of bacterial laccase-like genes in soil from subtropical arable land, *World J. Microbiol. Biotechnol.*, 2015, Vol. 31, pp. 2039–2045.
19. Giardina P., Faraco V., Pezzella C., Piscitelli A., Vanhulle S., Sannia G., Laccases: a never-ending story, *Cell. Mol. Life Sci.*, 2009, Vol. 67(3), pp. 369–385.
20. Hao W., Flynn S.L., Alessi D.S., Konhauser K.O., Change of the point of zero net proton charge (pHPZNPC) of clay minerals with ionic strength, *Chemical Geology*, 2018, Vol. 493, pp. 458–467.
21. Hayes M.H.B., Swift R.S., An appreciation of the contribution of Frank Stevenson to the advancement of studies of soil organic matter and humic substances, *Journal of Soils and Sediments*, 2018, Vol. 18(4), pp. 1212–1231.
22. Huang P.M., Hardie A.G., Formation mechanisms of humic substances in the environment, In: *Biophysico-Chemical Processes Involving Natural Nonliving Organic Matter in Environmental Systems*. Ch. 2. Hoboken: John Wiley & Sons, 2009, pp. 84–98.
23. Husnain S.M., Asim U., Yaqub A., Shahzad F., Abbas N., Recent trends of MnO₂-derived adsorbents for water treatment: a review, *New Journal of Chemistry*, 2020, Vol. 44(16), pp. 6096–6120.

24. Janusz G., Pawlik A., Świdarska-Burek U., Polak J., Sulej J., Jarosz-Wilkolazka A., Paszczyński A., Laccase properties, physiological functions, and evolution, *Int. J. Mol. Sci.*, 2020, Vol. 21, pp. 966.
25. Kleber M., Eusterhues K., Keiluweit M., Mikutta C., Mikutta R., Nico P.S., Mineral-organic associations: formation, properties and relevance in soil environments, *Advances in Agronomy*, 2015, Vol. 130, pp. 1–140.
26. Kosmulski M., Compilation of PZC and IEP of sparingly soluble metal oxides and hydroxides from literature, *Advances in Colloid and Interface Science*, 2009, Vol. 152(1–2), pp. 14–25.
27. Kriaa A., Hamdi N., Srasra E., Proton adsorption and acid-base properties of Tunisian illites in aqueous solution, *Journal of Structural Chemistry*, 2009, Vol. 50, pp. 273–287.
28. Lehmann J., Kleber M., The contentious nature of soil organic matter, *Nature*, 2015, Vol. 528, pp. 60–68.
29. Li Q., Wang L., Fu Y., Lin D., Hou M., Li X., ... Wang Z., Transformation of soil organic matter subjected to environmental disturbance and preservation of organic matter bound to soil minerals: a review, *Journal of Soils and Sediments*, 2023, Vol. 23(3), pp. 1485–1500.
30. Lisova Z.A., Lisov A.V., Leontievsky A.A., Two laccase isoforms of the basidiomycete *Cerrena unicolor* VKM F-3196. Induction, isolation and properties, *J. Basic Microbiol.*, 2010, Vol. 50, No. 1, pp. 72–82.
31. Long Y., Jin H., Li H., Zhu N., Sun E., Shan C., ... Cao Y., Trace MnFe_2O_4 Boosts Polyphenol-Maillard Reaction and Humification Process for Value-Added Composting: Integrated Effect of Chemical and Enzymatic Catalysis, *ACS ES&T Engineering*, 2024, Vol. 4(12), pp. 3067–3079.
32. Lützw M.V., Kögel-Knabner I., Ekschmitt K., Matzner E., Guggenberger G., Marschner B., Flessa H., Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review, *European journal of soil science*, 2006, Vol. 57(4), pp. 426–445.
33. Naidja A., Huang P.M., Bollag J.-M., Activity of tyrosinase immobilized on hydroxyaluminum–montmorillonite complexes, *Journal of Molecular Catalysis A: Chemical*, 1998, Vol. 115, pp. 305–316.
34. Niu Q., Meng Q., Yang H., Wang Y., Li X., Li G., Li Q., Humification process and mechanisms investigated by Fenton-like reaction and laccase functional expression during composting, *Bioresource Technology*, 2021, Vol. 341, pp. 125906.
35. Olofsson M.A., Norstrom S.H., Bylund D., Evaluation of sampling and sample preparation procedures for the determination of aromatic acids and their distribution in a podzol soil using liquid chromatography-tandem mass spectrometry, *Geoderma*, 2014, Vol. 23, pp. 373–380.

36. Remucal C.K., Ginder-Vogel M., A critical review of the reactivity of manganese oxides with organic contaminants, *Environmental Science: Processes & Impacts*, 2014, Vol. 16(6), pp. 1247–1266.
37. Ristig S., Cibura N., Strunk J., Manganese oxides in heterogeneous (photo) catalysis: possibilities and challenges, *Green*, 2015, Vol. 5(1–6), pp. 23–41.
38. Sarkar B., Singh M., Mandal S., Churchman G.J., Bolan N.S., Clay Minerals – Organic Matter Interactions in Relation to Carbon Stabilization in Soils, *The Future of Soil Carbon*, 2018, pp. 71–86, DOI: <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-811687-6.00003-1>.
39. Simić A., Manojlović D., Šegan D., Todorović M., Electrochemical behavior and antioxidant and prooxidant activity of natural phenolics, *Molecules*, 2007, Vol. 12, pp. 2327–2340.
40. Singh M., Sarkar B., Sarkar S., Churchman J., Bolan N., Mandal S., ... Beerling D.J., Stabilization of soil organic carbon as influenced by clay mineralogy, *Advances in Agronomy*, 2018, Vol. 148, pp. 33–84.
41. Sinsabaugh R.L., Phenol oxidase, peroxidase and organic matter dynamics of soil, *Soil Biology and Biochemistry*, 2010, Vol. 42, pp. 391–404.
42. Sjöblad R.D., Bollag J.M., Oxidative coupling of aromatic compounds by enzymes from soil microorganisms, *Soil biochemistry*, 1981, pp. 113–152.
43. Stevenson F.J., *Humus chemistry: genesis, composition, reactions*, John Wiley & Sons, 1994.
44. Teixeira J., Gaspar A., Garrido E.M., Garrido J., Borges F., Hydroxycinnamic acid antioxidants: an electrochemical overview, *BioMed research international*, 2013, Vol. 1, pp. 251754.
45. Wang N., Zhang Q., Han W., Bai C., Hou B., Liu Y., Wang S., Chemical Characteristics of Dark-Brown Humic-like Substances Formed from the Abiotic Condensation of Maillard Precursors with Different Glycine Concentrations, *Agronomy*, 2022, Vol. 12, pp. 2199, DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy12092199>.
46. Whitehead D.C., Dibb H., Hartley R.D., Phenolic Compounds in Soil as Influenced by the Growth of Different Plant Species, *The Journal of Applied Ecology*, 1982, Vol. 19(2), pp. 579, DOI: <https://doi.org/10.2307/2403490>.
47. Zavarzina A.G., A mineral support and biotic catalyst are essential in the formation of highly polymeric soil humic substances, *Eurasian Soil Science*, 2006, Vol. 39, pp. 48–53.
48. Zavarzina A.G., Kulikova N.A., Trubitsina L.I., Belova O.V., Pyatova M.I., Danilin I.V., Pogozhev P.I., Kuzyakov Y.V., Lisov A.V., Disentangling two and three domain laccases in soils: contribution of fungi, bacteria and abiotic processes to oxidative activities, *Soil Biology and Biochemistry* (under review).
49. Zhao Y., Xiang W., Ma M., Zhang X., Bao Z., Xie S., Yan S., The role of

laccase in stabilization of soil organic matter by iron in various plant-dominated peatlands: degradation or sequestration? *Plant and Soil*, 2019, Vol. 443, pp. 575–590.

50. Zou J., Huang J., Yue D., Zhang H., Roles of oxygen and Mn (IV) oxide in abiotic formation of humic substances by oxidative polymerization of polyphenol and amino acid, *Chemical Engineering Journal*, 2020, pp. 124734, DOI: <https://doi:10.1016/j.cej.2020.124734>.

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-309-366



Ссылки для цитирования:

Юдина А.В., Ключева В.В., Тимофеева М.В., Семенов М.В., Бардашов Д.Р., Кочнева М.А., Митичкин Д.Е., Фомин Д.С., Романенко К.А. Физические механизмы стабилизации углерода почвами (обзор) // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2025. Вып. 124. “Почвенное органическое вещество”. С. 309-366. DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-309-366

Cite this article as:

Yudina A.V., Klyueva V.V., Timofeeva M.V., Semenov M.V., Bardashov D.R., Kochneva M.A., Mitichkin D.E., Fomin D.S., Romanenko K.A., Physical mechanisms of carbon stabilization in soils (a review), Dokuchaev Soil Bulletin, 2025, 124, “Soil organic matter”, pp. 309-366, DOI: 10.19047/0136-1694-2025-124-309-366

Благодарность:

Публикация подготовлена в рамках Государственного задания ФИЦ “Почвенный институт им. В.В. Докучаева” при финансовой поддержке Минобрнауки России (проект FGUR-2025-0005 “Разработать современный инструментарий количественной оценки естественных и антропогенных изменений физического состояния и минералогико-микроморфологических свойств почв в условиях изменяющегося климата”, рег. № 125042105330-8).

Acknowledgments:

This paper was prepared within the framework of the state assignment of the Federal Research Center “Dokuchaev Soil Science Institute” with the financial support of the Ministry of Education and Science of Russia (project FGUR-2025-0005 “Development of a modern toolset for quantitative assessment of natural and anthropogenic changes in the physical state and mineralogical and micromorphological properties of soils in a changing climate”, No. 125042105330-8).

Физические механизмы стабилизации углерода почвами (обзор)

© 2025 г. А. В. Юдина*, В. В. Ключева, М. В. Тимофеева,
М. В. Семенов, Д. Р. Бардашов, М. А. Кочнева,
Д. Е. Митичкин, Д. С. Фомин, К. А. Романенко

ФИЦ “Почвенный институт им. В.В. Докучаева”, Россия,
119017, Москва, Пыжевский пер, 7, стр. 2,
*<https://orcid.org/0000-0003-2453-3090>, e-mail: yudina_av@esoil.ru.

Поступила в редакцию 09.06.2025, после доработки 22.07.2025,
принята к публикации 21.07.2025

Резюме: Стабилизация почвенного органического вещества (ПОВ) является ключевым условием сохранения плодородия и сокращения эмиссии углекислого газа из почвы в атмосферу в процессе сельскохозяйственной деятельности. Актуальным научно-практическим направлением исследований является разработка технологий возделывания, обеспечивающих оптимальные физические свойства почвы для роста и развития растений, а также для жизнедеятельности почвенного микробиома. Это требует понимания физических механизмов регуляции баланса углерода (C) почв и процессов трансформации органических веществ. Цель данной статьи – сделать обзор существующих представлений о физических факторах и механизмах стабилизации C в почвах, а также описать физические процессы, регулирующие цикл C почв. Взаимосвязь процессов трансформации ПОВ и физических факторов почвообразования показана через призму современного понимания концепции структурной организации почв, так как ПОВ играет ключевую роль в формировании почвенной структуры и определяет ее качество. Проведен анализ развития методов и методологии физики почв, и рассмотрены наиболее перспективные для понимания цикла C направления исследований. Особое внимание в обзоре уделено влиянию физических свойств почв на рост и развитие растений как основного источника поступающих органических веществ и необходимого условия для секвестрации C почвами. Также рассмотрены существующие ограничения для использования физических параметров почв в математическом моделировании процессов стабилизации C.

Ключевые слова: почвенное органическое вещество; пулы углерода почв; структура почв; гранулометрический состав почв; лазерная дифрактометрия; компьютерная томография; математическое моделирование.

Physical mechanisms of carbon stabilization in soils (a review)

© 2025 A. V. Yudina*, V. V. Klyueva, M. V. Timofeeva,
M. V. Semenov, D. R. Bardashov, M. A. Kochneva,
D. E. Mitichkin, D. S. Fomin, K. A. Romanenko

*Federal Research Centre “V.V. Dokuchaev Soil Science Institute”,
7 Bld. 2 Pyzhevskiy per., Moscow 119017, Russian Federation,
<https://orcid.org/0000-0003-2453-3090>, e-mail: yudina_av@esoil.ru.

Received 09.06.2025, Revised 22.07.2025, Accepted 21.07.2025

Abstract: Stabilization of soil organic matter (SOM) is a key factor for maintaining fertility and reducing carbon dioxide emissions from the soil into the atmosphere during agricultural activities. A relevant scientific and practical area of research is the development of cultivation technologies that provide optimal physical properties of the soil for the plant growth and development, as well as for the vital activity of the soil microbiome. Understanding the physical mechanisms that regulate the carbon (C) balance of soils and the transformation of organic matter is therefore essential. This paper is aimed to provide an overview of existing concepts concerning the physical factors and mechanisms of C stabilization in soils, and to describe the physical processes regulating the C cycle in soils. The relationship between the SOM transformation processes and the physical factors of soil formation is shown through the modern understanding of the concept of the structural organization of soils, since SOM plays a key role in the formation of the soil structure and determines its quality. The development of methods and methodology of soil physics is analyzed and the most promising research areas for understanding the C cycle are considered. The review pays special attention to the influence of physical properties of soils on the growth and development of plants, as the main source of incoming organic matter and a necessary condition for sequestration of C by soils. The existing limitations in using of soil physical parameters in mathematical modeling of C stabilization processes are also considered.

Keywords: soil organic matter; soil carbon pools; soil structure; particle size distribution of soils; laser diffractometry; rheometry; computed tomography; mathematical modeling.

ВВЕДЕНИЕ

Под *стабилизацией углерода (carbon stabilisation)* почвами понимают снижение потенциальной потери *почвенного органического вещества* (ПОВ) в результате дыхания, эрозии или выщелачивания (Sollins et al., 1996). Основными участниками процессов трансформации органических веществ в почве являются почвен-

ные микроорганизмы, которые задействованы во всех стадиях трансформации: от разложения полимеров до полного окисления с образованием углекислого газа (CO_2) (Cotrufo et al., 2013; McGuire, Treseder, 2009; Wieder et al., 2013; Кузяков, 1996). Однако избыточная микробная активность приводит к потере почвенного углерода (C) из-за его выбросов обратно в атмосферу в виде парниковых газов, прежде всего CO_2 (Курганова и др., 2019). Поэтому разработка технологий обработки сельскохозяйственных земель, способствующих *секвестрации углерода* (*C sequestration*), то есть переводу CO_2 атмосферы в живое органическое вещество растений (фотосинтез) с последующей трансформацией формирующейся мортмассы в гумус с периодом полного разложения (минерализации) составляющих его новообразованных компонентов от 10 до 100 лет (Когут и др., 2021), в настоящее время является наиболее актуальным направлением в исследованиях почв.

Sollins с соавт. (1996) предложили рассматривать *стабильность углерода почв* как результат трех групп характеристик:

– *устойчивости (recalcitrance)* – включает в себя характеристики органических веществ на молекулярном уровне (элементный состав, наличие функциональных групп и конформация молекул), которые влияют на их разложение микроорганизмами и ферментами;

– *взаимодействия (interactions)* – межмолекулярные взаимодействия между органическими и неорганическими или другими органическими веществами, которые изменяют скорость деградации этих или синтеза новых органических веществ;

– *доступности (accessability)* – означает расположение органических веществ по отношению к микроорганизмам и ферментам.

Среди этих трех групп *доступность* органических веществ контролируется физическими параметрами почвы. Одно из основных физических свойств, контролирующих процесс накопления C почвами, – их гранулометрический состав (ГС). Конечная площадь доступной для связывания с органическими веществами поверхности твердой фазы почв позволила предположить *концепцию насыщения C почвами (soil C saturation concept)* (Hassink, Whitmore, 1997) и разрабатывать индикаторы состояния цикла C

почв на основе фракционирования физических пулов ПОВ (Lalvallee et al., 2019) и данных ГС (Dexter et al., 2008). Также долгое время доступность ПОВ изучалась и описывалась через призму теории агрегатообразования (*soil aggregate formation*) (Tisdall, Oades, 1982; Totsche et al., 2018) как основного физического механизма стабилизации С в почвах (Sollins et al., 1996). Это было обусловлено имеющимся у почвоведов инструментарием и соответствующей ему методологией исследования – фракционированием почвы на физические пулы ПОВ различной устойчивости к трансформации (гранулометрические, денсиметрические, микро- и макроагрегаты). Однако после развития методов электронной микроскопии (например, FIB-SEM, Gerke et al., 2021), особенно в комбинации с методами спектроскопии (NanoSIMS, Muller et al. 2012, STXM, EXAFS, AFM, Schweizer, 2022), и начала применения рентгеновской компьютерной томографии (Абросимов и др., 2021) почвоводам стало доступно изучение структуры почв в ненарушенном состоянии. Это открыло широкие возможности для углубления понимания физических механизмов стабилизации С почвами в масштабе, свойственном данным процессам (*нм–мм*).

Цель данной статьи – выполнить обзор существующих представлений о физических факторах и механизмах стабилизации С в почвах, а также описать физические процессы, регулирующие цикл С почв. Взаимосвязь между процессами трансформации ПОВ и физическими факторами почвообразования показана через призму современного понимания структуры почв. Особое внимание в обзоре уделено влиянию физических свойств почв на рост и развитие растений как основного источника органических веществ и необходимого условия для секвестрации С почвами.

СТРУКТУРНАЯ ОРГАНИЗАЦИЯ ПОЧВ И ПРОЦЕССЫ ТРАНСФОРМАЦИИ ПОВ

Под *структурой почв (soil structure)* понимают пространственное расположение твердых частиц и пор в масштабах, меньших, чем почвенный горизонт, состоящих из взаимосвязанных твердых частиц и пор, называемых *агрегатами*, которые обладают иерархическими, эмерджентными свойствами и памятью, определяющей их функции (Yudina, Kuzyakov, 2023). *Агрегаты*

(*aggregates, soil structural units*) – это твердофазные продукты почвообразования, характеризующиеся наличием порового пространства. В отличие от *первичных почвенных частиц* (*soil primary particles*) (Юдина и др., 2018), агрегаты неоднородны и имеют поровое пространство. Tisdall and Oades (1982) выделили три группы ПОВ в зависимости от функциональной роли в формировании структуры почв – *неустойчивое* (*transient*, в основном представлено полисахаридами), *временное* (*temporary*, корни растений и гифы грибов) и *устойчивое* (*persistent*, связанное с ионами металлов и сорбированное поверхностью частиц). Почвенные агрегаты делятся на типы (*элементарные почвенные частицы* (Юдина и др., 2018), *микроагрегаты* (Totshe et al., 2018), *водоустойчивые агрегаты* и *макроагрегаты* (Le Bissonnais, 1996), которые соответствуют определенным уровням структурной организации почв и имеют характерные удельную энергию, динамичность и время жизни (рис. 1). Развитие теории *иерархии структурной организации почв* (Воронин, 1984; Розанов, 1984; Lin, 2011; Yudina, Kuzyakov, 2023), включающее сочетание энергетического, системного и функционального подходов, служит основой для изучения процессов трансформации ПОВ и разработки методологии оценки функциональных пулов С почв.

Макроагрегаты (>250 мкм) содержат преимущественно свежий и относительно лабильный С (Six et al., 2004). Более устойчивое к разложению ПОВ накапливается в микроагрегатах и частицах <53 мкм (Denef et al., 2007). Устойчивость ПОВ в микроагрегатах объясняется включением его в микропоры (Bachmann et al., 2008; Lützow et al., 2006), в которых оно становится малодоступным или недоступным для микроорганизмов и их ферментов, а также снижением микробной активности вследствие дефицита кислорода. Таким образом, агрегация твердой фазы почв способствует стабилизации С, создавая сложную структуру почвы и ограничивая его доступность для редуцентов (Smith et al., 2014).

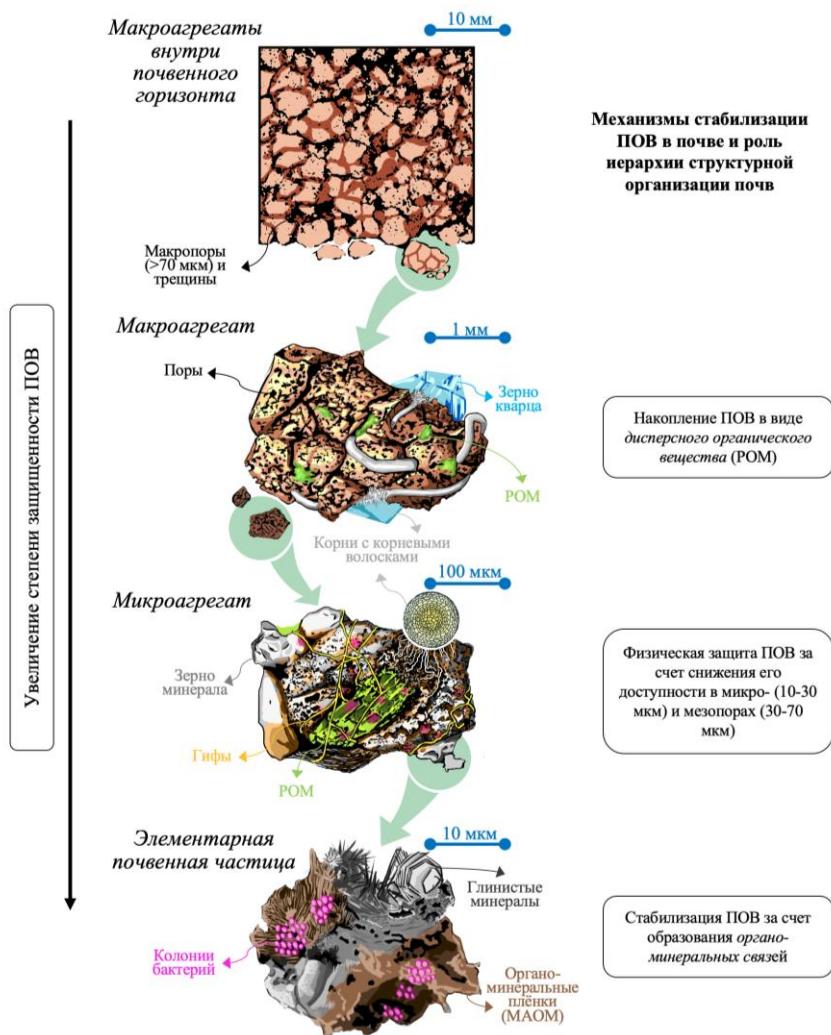


Рис. 1. Иерархия структуры почв и механизмы трансформации ПОВ (рисунок агрегатов – Хорошилов Д.С.).

Fig. 1. Hierarchy of soil structure and mechanisms of SOM transformation (Figure of aggregates was prepared by Khoroshilov D.S.).

Несмотря на то, что ПОВ представляет собой динамичный континуум (Lehmann, Kleber, 2015), функционирующий за счет сложных, в том числе обратных, связей, выделение физических фракций ПОВ согласно концепции иерархии структурной организации почв позволяет выявить механизмы, ответственные за баланс С почв. Так, в течение XX в. почвоведы разделяли почву на фракции различного размера и физической устойчивости, чтобы определить свойства ПОВ в них и предположить механизмы, отвечающие за накопление и динамику С в почвах. Самостоятельным направлением стало изучение свойств ПОВ отдельных почвенных частиц после разрушения связей между почвенными частицами (диспергацией) во фракциях различной плотности, денсиметрических, и размерных фракциях, гранулометрических, или сочетание двух этих подходов (гранулоденсиметрическое фракционирование) (см. далее).

Структура почв может быть описана не только как пространственное распределение компонентов твердой фазы почв, агрегатов (Six et al., 2004), но и как распределение пор по размерам (Young et al., 2001). Пространственная неоднородность структуры порового пространства проявляется в различных по масштабу и функциям зонах. Функции пор во многом определяются их размером, формой и связями – являются они открытыми или закрытыми для свободного поступления влаги, веществ и микроорганизмов. По размерам поры принято делить на три основных категории, которые представляют собой разные типы местообитаний для микроорганизмов:

- микропоры ($< 10\text{--}30$ мкм) – содержат запас прочносвязанной влаги, являются недоступными по размеру для корней; располагаются преимущественно в водоустойчивых агрегатах (для пор < 9 мкм, Regelink et al., 2015); могут служить в качестве безопасных ниш, защищающих микроорганизмы от поедания почвенными простейшими и животными (Young, Ritz, 1998; Lombard et al., 2011; Kuzyakov, Mason-Jones, 2018); часто содержат повышенные концентрации растворенных органических веществ, которые используются микроорганизмами в качестве субстрата (Ranjard, Richaume, 2001);

- мезопоры (30–70 мкм) – содержат основной запас подвижной и доступной влаги, необходимой для питания растений; такие поры содержат основную массу корней;
- макропоры (> 70 мкм) – осуществляют транспортную функцию почв; влага в них находится под действием гравитационных сил и свободно стекает вниз по профилю.

С глубиной снижается общая пористость почв и средний диаметр пор (Rab et al., 2014). Чем больше водоустойчивых агрегатов, тем больше микро- и мезопористость (9–1 000 мкм) почв (Regelink et al., 2015). Мезо- и макропоры поры приурочены преимущественно к межагрегатному пространству (Regelink et al., 2015; Ranjard, Richaume, 2001). Неоднородность условий в поровом пространстве для жизнедеятельности и развития приводит к различиям в составе микробного сообщества (Ruamps et al., 2011). Изоляция пор считается одним из главных факторов, обеспечивающих не связанное с количеством экологических ниш микробное разнообразие, а также поддерживающих высокое биоразнообразие в микромасштабе (Zhou et al., 2002; Treves et al., 2003). Микроорганизмы, в свою очередь, способны изменять поровое пространство (De Gryze et al., 2006). Поры могут образовываться на месте трансформации микробиотой растительных остатков (De Gryze et al., 2006) и в результате заполнения мицелием пространства вокруг них (Dorioz et al., 1993).

Размер пор и содержание в них влаги приводят к четкой стратификации микробного сообщества в поровом пространстве почв, что отражается на скоростях трансформации С (Strong et al., 2004) и азота (N) (Strong et al., 1998). На агрегатном уровне существует связь между количеством микробной биомассы и ее составом (Wang et al., 2017), скоростями роста (Dorodnikov et al., 2009), а также микробным дыханием (Schutter, Dick, 2001). В образцах с крупными порами из растительных остатков в структуре микробного сообщества преобладают деструкторы целлюлозы – *Bacteroidetes*, *Proteobacteria*, *Actinobacteria*, *Firmicutes*; в образцах с мелкими порами – олиготрофы группы *Acidobacteria* (Negassa et al., 2015). Непосредственно граничащие с разлагающимися корневыми системами зоны почвы являются участками повышенной

микробной численности (Pankhurst et al., 2002) и содержат большее количество новых корней (Stewart et al., 1999). Наиболее быстрый рост грибов приурочен к почвам, в которых размер пор достаточно высок для образования спорангиев (Visser, 1985; Anderson et al., 1984).

Распределение ПОВ на микроуровне (мм–см) крайне неоднородно, особенно для оструктуренных почв (Chabbi et al., 2009; Leue et al., 2013). Локализация в поровом пространстве почв микроорганизмов в большей степени, чем микробный метаболизм, определяет трансформацию ОВ (Ruamps et al., 2013). Наибольшие скорости разложения растительных остатков найдены для почв с относительно большим размером пор (диаметр сечения поры 15–60 мкм и 6–30 мкм), более низкие – для почв с порами диаметром сечения < 4–6 мкм (Strong et al., 2004; Killham et al., 1993). Наиболее медленные скорости трансформации ОВ характерны для пор размером 60–300 мкм (Strong et al., 2004). На ранних стадиях трансформации растительных остатков показана роль грибов в трансформации ПОВ в порах размером 15–60 мкм (Strong et al., 2004). В открытых для доступа воздуха пор размером > 30 мкм происходит значительное (70–80%) и быстрое разложение органических остатков; для образцов почв с большим количеством заполненных водой мелких пор разложение остатков происходит менее интенсивно (60%) (Negassa et al., 2015). Для внешней части агрегатов показана отрицательная взаимосвязь между количеством пор и $C_{орг}$, в особенности для пор размером 10–30 и 30–100 мкм; между содержанием пор > 100 мкм и $C_{орг}$ найдена положительная взаимосвязь (Liang et al., 2019). Для серых почв (Phaeozems) нами было показано, что чем ниже уровень организации микроструктуры почвы, тем больше различий было выявлено между почвами разного типа землепользования, т. е. микробные сообщества, связанные с более низкими уровнями микроструктуры, были более специфичны для типа землепользования (Yudina et al., 2023).

В 80-х гг. предыдущего столетия появился метод рентгеновской компьютерной томографии почв (*X-ray computed tomography*, CT), который широко начал использоваться в почвоведении в 2000-е гг. (Герке и др., 2012; Абросимов и др., 2021). Появление

СТ позволило перейти от разрушающих естественное строение почвы методов к изучению структуры почв в ненарушенном состоянии, и активизировало изучение механизмов регуляции структурой почв микробной и ферментативной активности (Spohn, Kuzyakov, 2013; Kravchenko, Guber, 2017). Комбинирование СТ с химическими и биохимическими методами, также позволяющими получить пространственную картину активности микробиоты или химических процессах в почве, является наиболее продуктивным инструментом для изучения процессов цикла С. Так, разработка метода почвенной зимографии (Spohn et al., 2013; Тимофеева и др., 2022) – метода визуализации ферментативной активности в почве и ризосфере – позволила начать изучение функций пор как местообитания почвенных микроорганизмов и арены трансформации ПОВ (Kravchenko et al., 2019). Комбинация СТ с методами визуализации изотопов ^{13}C и ^{14}C позволяет установить функции пор и выявить параметры структуры, способствующие накоплению С почвами (Quigley, Kravchenko, 2020; Kravchenko et al., 2021 соответственно).

Новые методы микроскопии в комбинации со спектроскопией позволили установить, что на микро- и наноуровне ПОВ также гетерогенно и представлено в виде лоскутов и наслоений различной толщины (Schweizer et al., 2022). Первое применение метода FIB-SEM для почв также показало, что распределение ПОВ в порах на наноуровне почв контрастного генезиса, чернозема и дерново-подзолистой, также имеет специфику (Gerke et al., 2021).

Важным новым методом исследования структуры почв является цифровая реометрия (Клюева, 2024; Клюева, Хайдапова, 2020; Horn et al., 2019), позволяющая количественно описать механическую устойчивость почв с позиции энергетического подхода. В аспекте цикла С цифровая реометрия позволяет оценить вклад ПОВ в физическую устойчивость структуры почвы (Holthusen et al., 2020), выявить условия, ограничивающие рост и развитие корневых систем – одного из главных источников ПОВ и актора структурообразования (см. далее).

СТРУКТУРНАЯ ОРГАНИЗАЦИЯ ПОЧВ КАК ОСНОВА МОДЕЛИРОВАНИЯ ЦИКЛА

Возможность описания структуры почв в ненарушенном строении позволила подвергнуть сомнению жизнеспособность концепции агрегатов как исследовательского инструмента и основы для моделирования почвенных процессов и положило начало дискуссии на эту тему (Kravchenko et al., 2019; Yudina, Kuzyakov, 2019; Vogel et al., 2022; Yudina, Kuzyakov, 2023). Хотя концепция агрегатов почв была подвергнута существенной критике (Kravchenko et al., 2019; Vogel et al., 2022), до сих пор можно видеть развитие моделей на основе теории агрегатообразования почв (табл. 1) и активное использование методов фракционирования для исследования пространственной неоднородности течения различных почвенных процессов, в том числе цикла C. Последние годы начали появляться модели цикла C в масштабе пор (например, Meurer et al., 2020; Jarvis et al., 2024; Zech et al., 2022; Manzoni, Catrufo, 2024).

Большинство имитационных моделей C почв являются детерминированными многокомпонентными, которые основаны на сочетании эмпирических зависимостей и механистических представлениях (Christensen, 1996). Кроме того, в моделях могут быть реализованы две противоположные гипотезы иерархии структурообразования:

- образование *“сверху вниз”* предполагает, что внутри макроагрегатов за счет окклюдирования органических веществ образуются микроагрегаты (Six et al., 2000; Pujet et al., 1995);

- образование *“снизу вверх”* предполагает на первой стадии образование микроагрегатов за счет взаимодействия глинистых минералов с органическими веществами и их слабой защищенности от разложения, и последующее включение микроагрегатов в макроагрегаты за счет окклюдирования компонентов растительного происхождения (Emerson, 1959; Tisdall, Oades, 1982; Malamoud et al., 2009; Verchot et al., 2011).

В последние годы особенно подчеркивается недостаток информации о структуре почв в экосистемных моделях (Fatichi et al., 2020).

Таблица 1. Математические модели ПОВ, учитывающие структурную организацию почв
Table 1. Mathematical models of SOM considering the structural organization of soils

Подход	Название модели	Принцип взаимосвязи между структурой и ПОВ, лежащий в основе модели	Основные параметры модели	Литературный источник
Физические пулы ПОВ, агрегаты	MEMS 2.0	Ассоциация свободного органического вещества с минеральными поверхностями и формирование пула МАОМ происходит через различные механизмы, моделируемые как функция порового пространства, заполненного водой, соотношения гранулометрических фракций и насыщенности пула МАОМ	Пулы ПОВ; адсорбционная емкость минералов, параметры водного баланса	Zhang et al., 2021; Zhang et al., 2024
	CAST	Макроагрегаты образуются вокруг дисперсного ПОВ, затем происходит формирование микроагрегатов.	Фракции агрегатов и ПОВ	Stamati et al., 2013
	Struc-C	Учитывает иерархию агрегатообразования и концепцию комплексного органического С (COC, Dexter et al., 2008).	Фракции агрегатов и ПОВ, параметры порового пространства	Malamoud et al., 2009
	AggModel	Четыре физических пула, среди которых микроагрегированная и неагрегированная почвенные массы могут существовать одновременно в макроагрегатах и вне их	Фракции агрегатов и ПОВ	Segoli et al., 2013

Продолжение таблицы 1
Table 1 continued

Подход	Название модели	Принцип взаимосвязи между структурой и ПОВ, лежащий в основе модели	Основные параметры модели	Литературный источник
Физические пулы ПОВ, агрегаты	АВМ (Aggregate Based Models)	Агрегаты рассматриваются как биогеохимические “реакторы” разного размера, внутри которых находятся фракции частичного (POM) и минерально-ассоциированного (МАОМ) органического вещества. Размер агрегата определяет скорость распространения веществ скорость разложения ПОВ. В крупных агрегатах формируется анаэробная зона, что замедляет разложение.	Фракции агрегатов и ПОВ, Пористость агрегатов	Wang et al., 2019
	Фреймворк на основе Millennium с учетом структуры и гидрологического баланса	В модели используется пять определяемых пулов углерода: C-POM, DOC, связанный с агрегатами C, C-МАОМ и C микробной биомассы. Связанный с агрегатами C (C-A) служит прокси для объема пор. Пористость определяет доступность веществ для микроорганизмов. Образование и разрушение агрегатов напрямую связаны с потоками C между пулами C-POM → DOC → C-A → C-МАОМ.	Пулы ПОВ, пористость и свойства корневых систем	Jha et al., 2023

Продолжение таблицы 1
Table 1 continued

Подход	Название модели	Принцип взаимосвязи между структурой и POV, лежащий в основе модели	Основные параметры модели	Литературный источник
Моделирование в масштабе пор	USSF (Uppsala model of Soil Structure and Function)	Под агрегацией понимается поровое пространство, связанное с POV, и между ними предполагается линейная взаимосвязь: чем больше POV, тем больше агрегированный объем. Поры разделены на макро-, мезо- и микро.	Распределение пор по размерам, POV (общая концентрация и два пула: дисперсное POV и POV микробного происхождения).	Meurer et al., 2020; Jarvis et al., 2024
	Cellular automaton based method (CAM)	Поступление POV обеспечивает “клей”, который формирует крупные агрегаты; эти агрегаты замедляют разложение POV, пока структурные перестройки снова не разрушат их, высвобождая CO ₂ и замыкая динамичный, самоподдерживающийся цикл между почвенной структурой и оборотом органического вещества.	Параметры порового пространства, микробиологические параметры, свойства органического вещества, влияющие на процесс “склейки”	Zech et al., 2022

Продолжение таблицы 1
Table 1 continued

Подход	Название модели	Принцип взаимосвязи между структурой и ПОВ, лежащий в основе модели	Основные параметры модели	Литературный источник
	Phase space soil organic carbon and nitrogen stabilization model	Свойства порового пространства (размер частиц, плотность, поверхность минералов, размер пор) определяют, в какой фракции находится ПОВ и как оно стабилизируется	Свойства порового пространства, пулы ПОВ	Manzoni, Catrufo, 2024

РОЛЬ ГРАНУЛОМЕТРИЧЕСКОГО СОСТАВА ПОЧВ В СТАБИЛИЗАЦИИ С

Процесс стабилизации и накопления $C_{\text{орг}}$ в почвах тесно связан с их гранулометрическим составом (ГС) – распределением первичных почвенных элементов почв по размерам (Юдина и др., 2018), поскольку тонкодисперсные частицы, фракции ила и пыли, обеспечивают защиту ПОВ от деградации (Six et al., 2002). Исследования Sollins et al. (1996), Xu et al. (2024), Tao et al. (2022) подтверждают, что именно частицы глинистых минералов, преимущественно составляющих тонкодисперсные фракции почв, играют решающую роль в долгосрочном хранении С, формируя устойчивые органоминеральные связи. Во фракции песка (20–2 000 мкм) содержится менее 10% всего $C_{\text{орг}}$: здесь преобладают растительные полимеры, которые быстро минерализуются (Christensen, 2001). Фракция пыли (2–20 мкм) аккумулирует 20–40% $C_{\text{орг}}$, включая ароматические соединения растительного происхождения, и разлагается медленнее. Наибольшая доля углерода (50–75% $C_{\text{орг}}$) сосредоточена в илистой фракции (< 2 мкм) (Семенов и др., 2009). При этом ГС как характеристика устойчивости С в почве, оказывает наибольшее влияние в поверхностных горизонтах почвы (Fontaine et al., 2007; Albaladejo et al., 2013). Показано, что добавление в почву тонкодисперсных глинистых частиц при достаточном количестве $C_{\text{орг}}$ увеличивает количество связанного ПОВ (Churchman et al., 2020).

Механизм закрепления ПОВ поверхностями минеральных частиц позволил сформулировать *концепцию насыщения С почв* (Soil C saturation concept) (Hassink, Whitmore, 1997). В настоящий момент корректно говорить о *концепции насыщения ассоциированной с минеральной фазой фракции ПОВ* (MAOM saturation concept, Georgiou et al., 2025), так как два основных пула ПОВ, дисперсное (ПОМ) и МАОМ, имеют различный генезис и механизмы регуляции и, соответственно, потенциальные лимиты (Castellano et al., 2015; Cotrufo et al., 2019). Поэтому большинство показателей баланса С являются комплексными характеристиками, так как ГС определяет лишь максимальное количество С, которое может накопиться в почве в органоминеральном виде, при этом практи-

чески не влияя на несвязанную с минеральными частицами фракцию $C_{\text{орг}}$. Так, *индекс лабильности* (*Carbon Management Index*) (Ciavatta et al., 1996; Blar et al., 1995) основан на оценке отношения МАОМ к общему содержанию $C_{\text{орг}}$ в почве с учетом скорости его оборота. *Индекс выпаханности* (Борисов и др., 2004) основан на отношении лабильной фракции C , под которой понимается *перманганат-окисляемый C* (Тимофеева, Юдина, 2025), к общему $C_{\text{орг}}$ в почве. Такой подход не дает возможности проводить сравнительный анализ для почв разных типов из-за комплексности почвообразовательного процесса и значительного влияния минералогического и гранулометрического составов на возможность накопления ПОВ (Leifeld, 2005; Jagadamma, 2010).

Отдельно можно выделить категорию метрик, которые учитывают ГС как одну из базовых характеристик почвы для описания устойчивости C в почве (табл. 2). *Нормализованный индекс стабильности* (*Normalized Stability Index, NSI*) (Six et al., 2000) позволяет получить информацию о структурном состоянии почв, при этом ключевым фактором, влияющим на качество структуры после учета данных ГС, остается содержание ПОВ. В роли индекса, отражающего насыщенность почвы C и, как следствие, качество ее структуры, используется коэффициент отношения содержания ПОВ к гранулометрической фракции меньше 2 мкм (SOC/CLAY) (Jensen et al., 2019; Johannes et al., 2017; Rabot et al., 2024; Roesplau, Don, 2023). На данный момент этот индекс считается наиболее перспективным для использования как индикатор качества сельскохозяйственных почв (Feeney et al., 2024). Этот индекс основан на концепции *комплексного органического углерода* (*complexed organic carbon, COC*). Согласно данной концепции в почвах C может накапливаться в связанном состоянии до предельного уровня C_{max} , который ограничен содержанием тонкодисперсной фракции размером меньше 2 мкм, а оставшееся ПОВ, накапливающееся выше данного значения, является некомплексным и не имеет органоминеральной связи с минеральной фазой. Также в рамках этого подхода достаточно очевидно выделение потенциала накопления C до уровня C_{max} (Dexter et al., 2008).

Таблица 2. Показатели углеродного баланса почв, основанные на данных гранулометрического состава почв
Table 2. Soil carbon balance indicators derived from soil particle size distribution data

Название показателя	Аббревиатура	Формула расчета	Литературный источник
Нормализованный индекс стабильности <i>Normalized Stability Index</i>	NSI	$\frac{\text{Общий уровень нарушенности } (DLS_{\text{общ}})}{\text{Максимальный уровень нарушенности } (DLS_{i \max})}$	Six et al., 2000
Уровень нарушенности для класса <i>i</i> <i>disruption level for each size class i</i>	DLS _i	$\frac{(P_{i0} - S_{i0}) - (P_i - S_i) + (P_{i0} - S_{i0}) - (P_i - S_i) }{2 (P_{i0} - S_{i0})}$	

Продолжение таблицы 2

Table 2 continued

Название показателя	Аббревиатура	Формула расчета	Литературный источник
Максимальный уровень нарушения для класса i (Max disruption level for each size class i)	DLS _{i max}	$\frac{(P_{i0} - P_p) + (P_{i0} - P_p) }{2 (P_{i0} - S_{i0})}$	Six et al., 2000
	Где P _{i0} – доля от общего веса образца в классе крупности i до разрушения (т. е. до повторного увлажнения) [%]; P _i – доля от общего веса образца в классе крупности i после разрушения (т. е. после увлажнения) [%]; S _{i0} – доля песка с размером i в агрегатах с размером i (песок с размером агрегатов) до разрушения [%]; S _i – доля песка с размером i в агрегатах с размером i после разрушения [%]; P _p – содержание первичных частиц песка того же размера, что и класс агрегатов после полного разрушения всей почвы [%].		

Продолжение таблицы 2
Table 2 continued

Название показателя	Аббревиатура	Формула расчета	Литературный источник
Коэффициент дисперсности (Dispersion ratio)	DR	$\frac{\text{Содержание вододиспергируемой фракции ил + пыль}}{\text{Общее содержание фракции ил + пыль}}$	Nguetnkam et al., 1995
		Где ил – частицы меньше 2 мкм [%]; пыль – частицы от 50 до 2 мкм [%].	
Коэффициент емкости	C _{max}	Clay/n	Dexter et al., 2008
Комплексный органический углерод	COC	$COC = \begin{cases} SOC, \text{ если } SOC < C_{max} \\ C_{max}, \text{ если } SOC > C_{max} \end{cases}$	
Потенциальное дополнительное количество стабильного органического углерода	РАОС	$РАОС = \begin{cases} C_{max} - COC, \text{ если } C_{max} > COC \\ 0, \text{ если } C_{max} < COC \end{cases}$	
	Где clay – частицы меньше 2 мкм [%]; n – статистически обоснованный параметр равный 10, обозначающий массу ила, способного стабилизировать 1 грамм органического углерода; SOC – содержание органического углерода в почве [%].		

Продолжение таблицы 2
Table 2 continued

Название показателя	Аббревиатура	Формула расчета	Литературный источник
Коэффициент стабильности углерода	SOC : Clay	SOC : Clay	Jensen et al., 2019; Johannes et al., 2017; Rabot et al., 2024

Для характеристики стабильности почвенного С может использоваться *коэффициент дисперсии глины (Clay dispersion ratio)*, рассчитанный как отношение вододиспергируемой глины (фракция меньше 2 мкм) к общему содержанию фракции меньше 2 мкм, и *коэффициент дисперсии (dispersion ratio)*, который учитывает фракцию пыли (*silt*) от 2 до 50 мкм (Basga et al., 2018), но по сути этот коэффициент описывает устойчивость C_{org} почвы через оструктуренность почвы как и NSI.

ФИЗИЧЕСКИЕ ПУЛЫ УГЛЕРОДА В ПОЧВАХ

Физические пулы ПОВ – это условно выделяемые части ПОВ, различающиеся по степени разложения, локализации в иерархии структурной организации почвы и уровню доступности С. Выделение физических пулов С возможно с помощью техник денсиметрического, гранулометрического и агрегатного фракционирования, а также их комбинации. Различными методами фракционирования выделяют структурные пулы ПОВ, к которым относят *дисперсное органическое вещество (particulate organic matter, РОМ)* и органическое вещество, связанное минеральными частицами (*mineral-associated organic matter, МАОМ*) (Семенов, 2023а; Lavallee et al., 2019). Пул РОМ включает свежие и частично разложившиеся органические остатки, как незащищенные, так и окклюдированные в агрегатах почвы (среднее время существования – от нескольких лет до десятилетий), и рассматривается как лабильный пул ПОВ.

Пул МАОМ представляет собой тонкодисперсное органическое вещество преимущественно микробного происхождения, тесно связанное с минеральными частицами, со временем оборота от десятилетий до веков, что формирует более стабильный пул ПОВ. В почвенной матрице микроорганизмы последовательно минерализуют РОМ до полимеров и мономеров, которые вместе с микробной некромассой сорбируются на минералах и формируют основную часть МАОМ. Физико-химические взаимодействия органического вещества и минеральных частиц обеспечивают стабилизацию С и его долговременное хранение в почве. Таким образом, РОМ отражает фазу активного поступления и минерализации С, тогда как МАОМ отвечает за его долгосрочное депонирование,

и оба пула входят в число ключевых структурных пулов ПОВ (Семенов и др., 2023б). МАОМ имеет четко выраженную тенденцию к насыщению, ограниченную свойствами минеральной матрицы (Georgiou et al., 2025), в то время как РОМ более подвержен разложению, но не ограничен минеральной матрицей, что теоретически позволяет ему накапливаться неограниченно (Холодов, 2023).

Денситометрическое фракционирование (Шаймухаметов и др., 1984; Christensen, 2001), основанное на различии в плотности минеральной части почвы и растительного опада, позволяет выделить химически и биологически разнородные фракции ОВ, имеющие различную локализацию в почвенной матрице (Овсепян и др., 2020). *Свободная легкая фракция (free Light Fraction, fLF)* не связана с минеральной матрицей, обладает наименьшей плотностью (обычно до $1.6 \text{ г} \cdot \text{см}^{-3}$; по Ларионовой и др., 2015 – до $1.4 \text{ г} \cdot \text{см}^{-3}$) и представлена растительными остатками на разных стадиях разложения (Артемьева, Федотов, 2013). *Окклюдируемая легкая фракция (occluded Light Fraction, oLF)* с плотностью $1.6\text{--}2.0 \text{ г} \cdot \text{см}^{-3}$ включает органические остатки и продукты их неполного разложения, заключенные в агрегатах. Часто oLF делят на две субфракции: “легкую” ($1.6\text{--}1.8 \text{ г} \cdot \text{см}^{-3}$), представляющую собой однородный черный порошок, и “тяжелую” ($1.8\text{--}2.0 \text{ г} \cdot \text{см}^{-3}$) – тонкодисперсный бурый порошок с большим содержанием минеральной составляющей (Артемьева, Федотов, 2013). Фракция ПОВ с $\rho > 2.0 \text{ г} \cdot \text{см}^{-3}$ сформирована устойчивыми адсорбционными комплексами глинистых минералов, оксидов-гидроксидов с гуминовыми веществами и полисахаридами. По массе она концентрирует до 50% наиболее стойкого органического вещества и характеризуется самым длительным временем оборота С (Овсепян, 2020). Некоторые авторы выделяют одну окклюдируемую и две тяжелые фракции: HF₁ ($1.8\text{--}2.2 \text{ г} \cdot \text{см}^{-3}$), представленную преимущественно малодоступным микробному разложению органоминеральными комплексами и HF₂ ($> 2.2 \text{ г} \cdot \text{см}^{-3}$) – в основном продуктами микробного распада лигнинов (Дымов и др., 2015).

Отсутствие стандартизации метода и различные, часто пересекающиеся градации плотности относятся к основным недостаткам метода. Кроме того, в процессе выделения фракций теряется

растворенное ПОВ, а использование тяжелых жидкостей не позволяет получать микробиологические и биохимические показатели для выделенных фракций, ингибируя микробиологическую деятельность (Холодов и др., 2023) и вымывая клетки микроорганизмов. В связи с этим в последние годы популярность получило гранулометрическое фракционирование с выделением двух основных физических пулов ПОВ: связанного с минеральной фазой (МАОМ) и дисперсного ПОВ (РОМ) (Lavallee et al., 2019).

При гранулометрическом фракционировании почву диспергируют в растворе гексаметафосфата натрия $\text{Na}_6\text{P}_6\text{O}_{18}$ (30%) без жесткого разрушения микроагрегатов, суспензию фильтруют через сита, либо центрифугируют (Marxet al., 2005). Обычно частицы подразделяют на фракции: > 250 мкм, 250–63 мкм и < 63 мкм, полагая, что частицы > 250 мкм – устойчивые макроагрегаты; 250–63 мкм – микроагрегаты, богатые лигнином и содержащие дисперсное органическое вещество; < 63 мкм – неагрегированные частицы, обогащенные тонкодисперсным и богатым азотом материалом. К фракции > 250 мкм часто применяют денсиметрическое фракционирование, получая внутриагрегатную окклюдированную фракцию (Six et al., 2001). Стоит подчеркнуть, что во многих работах, использующих методы физического фракционирования, понятия макро- и микроагрегатов никак не связаны с их физической устойчивостью и, соответственно, функциональными характеристиками, которые приняты в российской школе физики почв (Воронин, 1984; Yudina, Kuzyakov, 2023), а являются только характеристикой их размера.

Методические расхождения связаны с различиями в диспергации: в качестве основного диспергирующего агента используют гексаметафосфат натрия (Семенов и др., 2019; Семенов и др., 2020) или пиродифосфат натрия (Бухонов и др., 2018; Ларионова и др., 2015), а величина и характер физического воздействия зависит от актора и времени обработки почвенной суспензии (это может быть ультразвук (Cerli et al., 2012), встряхивание на шейкере или вортексе с применением или без стеклянных шариков (Just et al., 2021; Jagadamma, 2014)). Гексаметафосфат и пиродифосфат отличаются по силе хелатирования ионов $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$, в результате пиродифосфат может обеспечивать неполную дефлокуляцию и, соответ-

ственно, неполное выделение тонкодисперсных частиц при недостаточной длительности процесса разделения (Dascalu, 2022). Также дополнительно используют хелатирующие агенты, например, ЭДТА, повышающие эффективность диспергации при высоком содержании Fe/Al оксидов, однако способные исказить содержание фракции МАОМ (Duddigan, 2019). Применение ультразвука требует большой осторожности и строгого соблюдения градаций времени и энергии диспергирования. При слишком низкой энергии или некорректном способе смешивания образца и тяжелой жидкости существенно занижается извлечение свободной фракции fPOM, что “переносит” ее в состав МАОМ и приводит к завышению МАОМ. Напротив, чрезмерная энергия ультразвука (для легких песчаных почв $> 100 \text{ Дж} \cdot \text{мл}^{-1}$) разрушает внутриагрегатное окклюдированное oPOM, фрагменты которого затем ошибочно учитываются как свободное fPOM, завышая его долю и занижая стабильный МАОМ (Buks, 2022). Нами было установлено, что величина суммарной энергии диспергации ультразвуком, необходимая для полного разрушения агрегатов почв до ЭПЧ, зависит от типа почв и варьирует в пределах $200\text{--}800 \text{ Дж} \cdot \text{мл}^{-1}$ для суглинистых почв с содержанием $C_{\text{орг}}$ $1.8\text{--}4.6 \text{ г} \cdot 100 \text{ г}^{-1}$ почвы (Юдина, Фомин, 2023).

На основе метода лазерной дифракции, используемого активно последние десятилетия в почвоведении (Юдина, 2018; Bieganski et al., 2018), также возможно выделение пулов частиц, связанных с ПОВ (Yudina and Fomin, 2022, preprint). Это возможно на основе комбинации различных методов пробоподготовки почв к анализу – с удалением и без удаления ПОВ, а также благодаря основному преимуществу метода лазерной дифракции – детальному распределению частиц по размерам, получаемому в результате анализа. Показано, что в зависимости от генезиса почв, органическое вещество накапливается в различных гранулометрических фракциях, и их границы также не совпадают в зависимости от типа почв (Юдина и др., 2020).

В литературе еще встречается использование агрегатного фракционирования, основанного на сухом просеивании и последующем определении C в условных фракциях агрегатов $> 2.0 \text{ мм}$ (мегаагрегаты), $2.0\text{--}0.25 \text{ мм}$ (макроагрегаты) и $< 0.25 \text{ мм}$ (микро-

агрегаты) (Ерохова и др., 2014) По мере роста размера агрегатных фракций возрастает степень физической защищенности С. Показано, что основные запасы РОМ в естественной и сельскохозяйственной серой почве сосредоточены в мега- (> 5 мм) и макроагрегатах (Семенов и др., 2020).

Отмечено также, что при естественном лесовосстановлении пашни доля С мегаагрегатов падает вдвое (с 90% до 43–45%), тогда как в макро- и микроагрегатах она возрастает соответственно в 3.5–5 и 7–11 раз. Наиболее резкий сдвиг наблюдается при смене луговой экосистемы на лесную: углерод мегаагрегатов сокращается в 1.7 раза, а в макро- и микроагрегатах увеличивается в 4.1 и 2.8 раза. В результате восстановление леса на агродерново-подзолистых почвах усиливает физическую защиту органического вещества за счет включения его в микроагрегаты, доля С в которых возрастает в 7–11 раз с возрастом залежи (Ерохова и др., 2014).

РОЛЬ ПЛОТНОСТИ ПОЧВ В СТАБИЛИЗАЦИИ УГЛЕРОДА

Фундаментальным (базовым) физическим свойством почвы является *плотность сложения горизонтов (soil bulk density)*. Плотность почвы определяет запасы и фильтрацию влаги в почве, запасание и транспорт питательных веществ (Rabot et al., 2018), миграцию газов, регулирует активность и структуру микробного сообщества почвы (Beylich et al., 2010; Nawaz et al., 2013). Высокие значения плотности указывают на *переуплотнение почвы*, определяемое как “деформация почвы, в результате которой почвенные агрегаты сближаются друг с другом, и уменьшается общая и заполненная воздухом пористость” (Бондарев и др., 1988; Gregory et al., 2015). Переуплотнение почвы может привести как к благоприятным условиям для почвенной биоты, так и к неблагоприятным в зависимости от генезиса, климата и степени уплотнения (Beylich et al., 2010; Nawaz et al., 2013). Изменения относительной численности и таксономического состава ключевых групп почвенных микроорганизмов влияют на устойчивость ПОВ (Six et al., 2006; Waring et al., 2013), т. к. микроорганизмы, различающиеся по требованиям к условиям среды и относящиеся к разным функциональным группам, используют различные источники С

(Kramer, Gleixner, 2006; Paterson et al., 2008). Соответственно, сформировавшаяся в зависимости от структуры почвы доминирующая группа микроорганизмов регулирует процессы минерализации (гетеротрофное разложение ПОВ микроорганизмами) и стабилизации С, а также баланс этих разнонаправленных процессов. Например, микробные сообщества, в которых доминируют грибы, усиливают секвестрацию С в почве из-за более высокой биомассы и более низких темпов роста по сравнению с сообществами, в которых доминируют бактерии (Jastrow et al., 2007; Rousk, Bååth, 2007; Six et al., 2006; Strickland, Rousk, 2010). Gatteringer et al. (2002) на примере почв Германии установили, что переуплотнение почвы привело к формированию более выраженного анаэробного микробного сообщества, способствующего в большей степени накоплению С, чем его минерализации.

Существует мнение, что трансформация органических веществ контролируется не столько метаболизмом доминирующих групп микроорганизмов, сколько их распределением в поровом пространстве почв (Ruamps et al., 2013). Установлено, что переуплотнение почвы проявляется в первую очередь в уменьшении объема мезо- и макропор (Breland, Hansen, 1996; Richard et al., 2001; Kim et al., 2010), что может привести к изменению структуры и, следовательно, активности почвенного микробного сообщества. Наибольшие скорости разложения растительных остатков выявлены для почв со средним размером пор (диаметр сечения поры от 15 до 60 мкм), более низкие – для почв с порами диаметром сечения < 4–6 мкм (Killham et al., 1993; Strong et al., 2004; Negassa et al., 2015). Самая низкая скорость трансформации ПОВ характерна для пор размером 60–300 мкм (Strong et al., 2004). При этом совсем мелкие поры могут обеспечивать физическую защиту ПОВ, уменьшая доступ к нему для редуцентов, тем самым способствуя стабилизации С (Kravchenko et al., 2015). В последние годы появляется все больше доказательств того, что физические механизмы стабилизации С в почве формируются за счет тех характеристик структуры почвы, которые ограничивают способность микробиоты к минерализации (Krull et al., 2003; Totsche et al., 2018). Это же подтверждают данные Negassa et al. (2015), которые установили, что в открытых для доступа воздуха порах размером > 30 мкм

происходит количественно значимое и более быстрое разложение органических остатков, тогда как в почвах с большим количеством мелких пор, которые заполнены водой, разложение остатков происходит с меньшей интенсивностью. Так образование большого количества мелких и изолированных пор, вызванное процессами уплотнения почв, создает более благоприятные условия для стабилизации, чем для минерализации.

Deurer et al. (2012) сравнивали два контрастных по физическому состоянию участка почвы (Fluvisols) яблоневого сада: под деревьями и под колеей для прохода техники – и пришли к выводу, что небольшое переуплотнение (плотность 1.15 и 1.3 г·см⁻³ соответственно) может способствовать накоплению С. Для почв с разным ГС и генезисом установлено, что уплотнение почвы выше 1.5 г·см⁻³ вызывает (или как минимум начинает вызывать) снижение микробной активности и, как следствие, замедление процессов минерализации ПОВ (Tan et al., 2005; Ugawa et al., 2020). Аналогичные результаты получены De Neve, Hoffman (2000): в образцах с добавлением свежих растительных остатков происходит значительное снижение скорости минерализации С и нитрификации при уплотнении почвы до 1.5 г·см⁻³. Эмиссия парниковых газов, в частности СО₂, как правило, имеет тенденцию к снижению значений с увеличением плотности почвы (De Neve, Hofman, 2000; Tan, Chang, 2007; Novara et al., 2012). Beylich et al. (2011) выполнили мета-анализ по взаимосвязи плотности почвы и активности микробиоты, выяснив, что при эффективной плотности выше 1.7 г·см⁻³ наблюдается исключительно отрицательный эффект на степень минерализации С.

Механизмы, лежащие в основе взаимодействия между структурой почвы, закономерностями пространственного распределения С_{орг} и инициируемыми микроорганизмами процессами трансформации ПОВ, все еще недостаточно ясны, чтобы обеспечить точные прогнозы и моделирование изменений при изменении некоторых физических свойств, в частности плотности. Способность микроорганизмов питаться, расти и мигрировать в структурно и химически неоднородной почвенной среде определяет скорость и направленность процессов трансформации ПОВ и обуславливает дальнейшую судьбу С: стабилизацию в почвенной

матрице или потерю в атмосферу в виде парниковых газов.

СТРУКТУРА ПОЧВЫ И РАЗВИТИЕ КОРНЕВЫХ СИСТЕМ РАСТЕНИЙ

В России влияние структуры почвы на рост растений изучали Дояренко (1932) и Медведев (1988). Рост корней регулируется механическими параметрами почвы, такими как сопротивление пенетрации, которое является функцией от плотности сложения и влажности почвы (Шейн, 2005). В условиях переуплотнения корни растут преимущественно по макропорам (60–300 мкм) (Valentine et al., 2012), а в глубоких слоях почвы – исключительно по макропорам (White, Kirkegaard, 2010), что необходимо учитывать в сельскохозяйственных практиках. Например, глубокое залегание корней способствует более легкому переживанию водного стресса (Lilley, Kirkegaard, 2011). При этом в условиях рыхлой почвы корни сами производят уплотнение почвы за счет собственного радиального роста. Особенно этот эффект заметен на примере пор, образованных корнями, размером > 250 мкм (Lucas, 2019).

Корни можно представить как смесь органических веществ с разной скоростью разложения: мономеры и другие простые соединения разлагаются за время от часов до дней (моносахариды, аминокислоты); полимеры разлагаются – от дней до недель (целлюлоза, белки); сложные полифенольные полимеры (лигнин, танины) и длинные алифатические молекулы (липиды, суберин) – от недель до месяцев (von Lützow et al., 2006). Скорость распада веществ, составляющих корневые системы, прямо пропорциональна содержанию кальция, азота и фосфора и обратно пропорциональна содержанию С, увеличению отношения С / N и увеличению концентрации лигнина, при этом она уменьшается также с глубиной почвы вследствие снижения температуры почвы и концентрации кислорода (Gill et al., 1999), а также из-за увеличения доли лигнина в тонких корнях, развивающихся в более глубоких слоях (Prieto et al., 2015).

Влияние корней на структуру почвы проявляется через комплексное изменение окружающей их почвы. Напряжения, оказываемые растущим корнем на почву, распространяются продольно и латерально, приводя к изменению ее пористости и плотности,

что, в свою очередь, вызывает локальные изменения водного режима почв (Six, 2004). Эти явления не просто связаны между собой, но и проявляются синергетически, поэтому зачастую обособленное обсуждение и выделение только одного аспекта влияния корней на почву в экспериментах проблематично (Mueller et al., 2024; Rillig, Mummey, 2006).

Сдавливающее действие корней во время их роста на почву имеет комплексный характер: в области между корнями или рядом с ними пористость может локально уменьшаться (Dexter, 1987), при этом происходит переориентация почвенных частиц (Dorioz et al., 1993). Однако может наблюдаться и обратный эффект: увеличение пористости почв непосредственно над поверхностью корневого кончика, что связано со сложным взаимодействием комплекса факторов – формы поверхности корня, геометрической формы почвенных частиц и исходными физическими характеристиками почвы (Koebernick et al., 2019; Helliwell et al., 2019).

Строение корневой системы растений (степень разветвления, толщина корней и др.) определяет характер воздействия проникновения корней на процессы агрегации почвенных частиц (Carter et al., 1994). Локальные изменения пористости и плотности вокруг поверхности корней закономерно способствуют образованию микроагрегатов в данных областях (Six, 2004). Другим процессом, влияющим на агрегацию почвенных частиц, является стабилизация почвенной массы корнями и сплетение (опутывание) почвенных частиц корневыми волосками. Следствием этого в макромасштабе является увеличение сопротивления сдвигу почвы и устойчивости склонов (Angers, Caron, 1998), а в микромасштабе – формирование и большая устойчивость макроагрегатов (Tisdall, Oades, 1982). Стоит отметить, что влияние сплетения почвенных частиц корнями растений трудноотделимо от агрегирующего воздействия микоризы и грибного мицелия на почвенные частицы (Rillig, Mummey, 2006).

Рост и распространение корней в почвенной толще могут происходить несколькими способами (Jin et al., 2013): с деформацией почвы и созданием нового корневого канала, ростом вдоль уже существующей поры (или трещины) или ростом внутри трещины (под некоторым углом падения) с последующим проникно-

вением в почву. Эмпирическая оценка возможности роста корней в почвенной массе проводится с помощью сопротивления пене-трации (способности почвы противостоять проникновению кор-ней). Пороговыми значениями данного показателя, зависящего от ГС, влажности и плотности (пористости) почвы, для проникнове-ния корней являются величины от 2 до 3 МПа (Encyclopedia of Agrophysics, 2011). При этом процесс образования новых пор и каналов корнями особенно заметен в необрабатываемых почвах, поскольку при обработке почвы непрерывность системы пор нарушается (Jin et al., 2017).

Рост растений непрерывно связан с процессами поглощения корнями влаги из почвы, что приводит к изменению ее водного режима. Развитие корневых систем влияет на степень проявления и частоту циклов иссушения и увлажнения, способствующих агре-гации или фрагментации почвенной массы (Materechera, Dexter, 1992). Поглощение воды корнями растений приводит к локально-му уменьшению влажности, увеличению количества контактов между почвенными частицами и органическим веществом и уве-личению механической устойчивости и прочности почвы (Horn et al., 1994). Уменьшение влажности почвы вблизи поверхности кор-ней также увеличивает связывание корневых экссудатов с глини-стыми частицами (Reid, Goss, 1982), что способствует образова-нию устойчивых микроагрегатов (Six et al., 2004; Sher et al., 2020).

С позиции изучения процессов цикла С наиболее важной частью почвы является *ризосфера* – узкая прикорневая зона, где происходят активные взаимодействия между корневой системой, почвенными микроорганизмами и минеральными компонентами. Эта область характеризуется высокой биохимической активнос-тью, определяющей доступность питательных веществ, устойчи-вость растений к фитопатогенам и структуру почвы (Philippot et al., 2013). Ризосфера включает в себя три ключевых компонента:

1. корни растений, которые не только поглощают воду и пи-тательные вещества, но и выделяют экссудаты, формируя уникальную микросреду;
2. почвенную массу, состоящую из минеральных частиц, ор-ганического вещества и почвенного раствора;
3. биоту: прокариоты, грибы (например, арбускулярная ми-

кориза), простейшие и нематоды. Они участвуют в разложении органических веществ, симбиозе и борьбе за ресурсы (Berendsen et al., 2012).

В ризосфере протекают сложные взаимосвязанные процессы, такие как микробная колонизация, углеродный обмен, изменение pH почвы и т. д. Например, корни выделяют сигнальные молекулы (флавоноиды), привлекающие полезные микроорганизмы, такие как азотфиксирующие бактерии *Rhizobia* (Bais et al., 2006). Фитопатогены, напротив, подавляются антимикробными соединениями: Sasse et al. (2018) продемонстрировали, что экссудаты томатов, обогащенные карналовой кислотой, снижают колонизацию почвы грибом *Fusarium*. Также растения создают благоприятные условия для роста микроорганизмов и активной работы ферментов, выделяя экссудаты, содержащие до 20% фотосинтезированной С (Jones et al., 2009). Органические кислоты, такие как малат и цитрат, выделяемые корнями, растворяют фосфаты и повышают доступность железа, алюминия и других элементов (Tomescu, 2009).

В зоне ризосферы происходит агрегация почвенной массы за счет различных веществ:

- a. Гифы арбускулярной микоризы (AMF) выделяют относящиеся к глобулину почвенные белки (GSPR) (Holátko et al., 2021), которые склеивают частицы почвы, формируя макроагрегаты, устойчивые к разрушению водой (Rillig, Mummey, 2006).
- b. Экзополисахариды бактерий (например, *Pseudomonas putida*) образуют биопленки, стабилизирующие микроагрегаты. Слизь корневых волосков, состоящая из полисахаридов и гликопротеинов, связывает минеральные частицы и органическое вещество, образуя стабильные агрегаты (Lehmann et al., 2017).
- c. Органические анионы (цитрат, малат, оксалат и др.), выделяемые корнями, способствуют растворению фосфатов и повышают доступность железа, алюминия и других элементов, которые связывают глинистые частицы и органическое вещество (Jones et al., 2009; Bais et al., 2006).
- d. Белки образуют поперечные связи между частицами, а фер-

менты косвенно влияют на агрегацию, изменяя химический состав почвы. Например, лектины в экссудатах бобовых усиливают адгезию бактерий к корням и почвенным частицам, стимулируя агрегацию (Badri, Vivanco, 2009).

- е. Воски и суберин – это гидрофобные соединения, которые создают водоотталкивающий слой на поверхности агрегатов, защищая их от разрушения при увлажнении (Dessaux et al., 2016).

ИМЕЮЩИЕСЯ ОГРАНИЧЕНИЯ ДЛЯ МОДЕЛИРОВАНИЯ ПРОЦЕССОВ ЦИКЛА УГЛЕРОДА СО СТОРОНЫ ФИЗИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ

Информация о физических параметрах и структуре почв используется в моделировании почвенных функций и баланса С в экосистемах в ограниченном объеме по нескольким причинам:

1. Сложность сбора данных. Точные данные о физических свойствах и структуре почв требуют трудоемких полевых и лабораторных исследований. На данный момент в программах государственного мониторинга качества почв используется ограниченное число методов и, соответственно, физических параметров почв (рис. 2). Кроме того, в основном используются методы, разработанные и введенные в практику еще в первой половине XX в. Этот фактор ограничивает доступность данных физических параметров почв и масштаб применения в моделях, а также связан со следующим пунктом ограничений.

2. Недостаток стандартизации. Относительно новые методы характеристики физических свойств почв (лазерная дифракция, цифровая реометрия, СТ и др.) и этапы подготовки образцов к этим анализам не стандартизированы, что затрудняет как интеграцию данных в моделях, так и их более широкое распространение для накопления баз данных, необходимых для верификации моделей.



Рис. 2. Список физических параметров почв, измеряемых в России, США, Китае и Европейском союзе в рамках государственных программ мониторинга.

Fig. 2. List of physical soil parameters measured in the Russian Federation, the United States, China, and the European Union within the framework of state monitoring programs.

3. *Упрощение моделей.* Многие почвенные и экосистемные модели (например, гидрологические или агроэкологические) упрощают структуру почв до базовых параметров (ГС, плотности, порозности, коэффициента фильтрации и т. д.), чтобы уменьшить вычислительную сложность и требования к данным. Структура почв часто считается второстепенным фактором.

4. *Ограниченная связь с почвенными функциями.* В моделях часто приоритет отдают параметрам, напрямую влияющим на функции, тогда как структура почв влияет косвенно, через сложные взаимодействия, включая систему обратных связей, которые трудно количественно описать. Здесь мы в наибольшей степени ограничены знанием о физических механизмах регуляции баланса С в почвах и недостатком знаний о динамике структуры почв в различных пространственных и временных масштабах.

5. *Технологические ограничения.* Современные математические модели редко учитывают динамику структуры почв (например, ее изменение под воздействием циклов увлажнения-иссушения, промерзания-оттаивания, эрозии или уплотнения), так как это требует сложных алгоритмов и данных в реальном времени. До недавнего времени отсутствовала методология, позволяющая изучить подобные явления в почвах. Сегодня подобные эксперименты также проводятся редко из-за их сложности и трудоемкости.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Потенциал информации о структуре почв огромен, так как информация о динамике структуры почв в различных временных и пространственных масштабах является основой для моделирования почвенных процессов и необходимым условием для разработки экологически обоснованных технологий сельскохозяйственной обработки почвы. Однако полноценное использование структуры почв требует развития методов сбора данных, их стандартизации и более широкого распространения. Это также является необходимым условием разработки математических моделей, учитывающих физические механизмы регулирования баланса С и динамику структуры.

Наиболее перспективным методом описания структуры почв

на микроуровне (мкм) и уровне почвенного педона является рентгеновская компьютерная томография почв. Накопление базы данных томограмм почв России – необходимое условие для реализации таких научно-практических разработок, как построение цифрового двойника почв. Для дальнейшего углубления понимания механизмов трансформации ПОВ необходимы лабораторные и полевые эксперименты на стыке современной физики и биологии почв, позволяющие выявить и количественно описать структуру почв как местообитания почвенных микроорганизмов и опору для роста и развития корневых систем растений.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абросимов К.Н., Герке К. М., Фомин Д.С., Романенко К.А., Корост Д.В.* Томография в почвоведении: от первых опытов к современным методам (обзор) // Почвоведение. 2021. Т. 55. №. 9. С. 1097–1112. DOI: <https://doi.org/10.31857/S0032180X21090021>.
2. *Артемяева З.С., Федотов Г.Н.* Состав функциональных пулов легкоразлагаемого органического вещества автоморфных зонального ряда почв центра Русской равнины // Вестник Московского университета. Сер. 17. Почвоведение. 2013. № 4. С. 3–10.
3. *Бондарев А.Г., Сапожников П.М., Уткаева В.Ф., Щепотьев В.Н.* Изменение физических свойств и плодородия почв при уплотнении движителями сельскохозяйственной техники // Научные труды Всероссийского института механизации сельского хозяйства (см. в книгах). 1988. Т. 118. С. 46–57.
4. *Бухонов А.В., Худяков О.И., Борисов А.В.* Изменения структурного-агрегатного состояния почв нижнего Поволжья за последние 3500 лет в связи с динамикой климата // Почвоведение. 2018. № 6. С. 710–719. DOI: <https://doi.org/10.7868/S0032180X18060072>.
5. *Герке К.М., Скворцова Е.Б., Корост Д.В.* Томографический метод исследования порового пространства почв: состояние проблемы и изучение некоторых почв России // Почвоведение. 2012. № 7. С. 781–781.
6. *Дымов А.А., Милановский Е.Ю., Холодов В.А.* Состав и гидрофобные свойства органического вещества денсиметрических фракций почв Приполярного Урала // Почвоведение. 2015. No 11. С. 1335–1335. DOI: <https://doi.org/10.7868/S0032180X15110052>.
7. *Клюева В.В.* Цифровая реометрия в современных почвенных исследованиях (обзор) // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2024. Вып. 121. С. 281–321. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136->

[1694-2024-121-281-321](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2024-121-281-321).

8. Ключева В.В., Хайдапова Д.Д. Возможности использования реологических параметров почв в качестве физических показателей трансформации их структурного состояния // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2020. Вып. 103. С. 108–148. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-103-108-148>.
9. Ларионова А.А., Золотарева Б.Н., Квиткина А.К., Евдокимов И.В., Быховец С.С., Стулин А.Ф., Кузяков Я.В., Кудеяров В.Н. Оценка устойчивости почвенного органического вещества на основе различных видов фракционирования и изотопных методов ^{13}C // Почвоведение. 2015. № 2. С. 175–187. DOI: <https://doi.org/10.7868/S0032180X15020070>.
10. Медведев В.В. Оптимизация агрофизических свойств черноземов. М.: Агропромиздат, 1988. 159 с.
11. Овсепян Л.А., Курганова И.Н., Русаков А.В., Кузяков Я.В. Изменение денситометрического фракционного состава органического вещества почв лесостепной зоны в процессе постагрогенной эволюции // Почвоведение. 2020. № 1. С. 56–68. DOI: <https://doi.org/10.31857/S0032180X20010128>.
12. Семенов В.М., Лебедева Т.Н., Паутова Н.Б., Хромычкина Д.П., Ковалев И.В., Ковалева Н.О. Взаимосвязь размера агрегатов, содержания дисперсного органического вещества и разложения растительных остатков в почве // Почвоведение. 2020. № 4. С. 430–443. DOI: <https://doi.org/10.31857/S0032180X20040139>.
13. Семенов В.М., Лебедева Т.Н., Овсепян Л.А., Семенов М.В., Курганова И.Н. Пулы и фракции органического углерода в почве: структура, функции и методы определения // Почвы и окружающая среда. 2023. Т. 6. № 1. С. 4–19. DOI: <https://doi.org/10.31251/pos.v6i1.199>.
14. Семенов В.М., Лебедева Т.Н., Зинякова Н.Б., Соколов Д.А. Размеры и соотношения пулов органического углерода в серой лесной почве при многолетнем применении минеральных и органических удобрений // Почвоведение. 2023. № 4. С. 482–501. DOI: <https://doi.org/10.31857/S0032180X22601426>.
15. Семенов В.М., Лебедева Т.Н., Паутова Н.Б. Дисперсное органическое вещество в необрабатываемых и пахотных почвах // Почвоведение. 2019. № 4. С. 440–450. DOI: <https://doi.org/10.1134/S0032180X19040130>.
16. Тимофеева М.В., Абросимов К.Н., Юдина А.В., Фомин Д.С., Ключева В.В. Зимография: особенности постановки метода визуализации активности ферментов в почвах // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2022. №. 113. С. 58–89. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2022-113-58-89>.
17. 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. № 117. С. 52–100. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2023-117-52-100>.

18. *Шаймухаметов М.Ш., Титова Н.А., Травникова Л.С., Лабенец Е.М.* Применение физических методов фракционирования для характеристики органического вещества почв // Почвоведение. 1984. № 8. С. 131–141.

19. *Шеин Е.В.* Курс физики почв. М., 2005. 432 с.

20. *Юдина А.В., Фомин Д.С.* Энергия диспергации суглинистых почв до элементарных почвенных частиц с помощью ультразвука // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2023. № 115. С. 87–106. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2023-115-87-106>.

21. *Юдина А.В., Фомин Д.С., Котельникова А.Д., Милановский Е.Ю.* От понятия элементарной почвенной частицы к гранулометрическому и микроагрегатному анализам (обзор) // Почвоведение. 2018. № 11. С. 1340–1362. DOI: <https://doi.org/10.1134/S0032180X18110096>.

22. *Anderson R.V., Ingham R.E., Trofymow J.A., Coleman D.C.* Soil mesofauna distribution in relation to habitat types in a shortgrass prairie. 1984.

23. *Angers D.A., Caron J.* Plant induced changes in soil structure: processes and feedbacks // Biogeochemistry. 1998. Vol. 42. P. 55–72. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1005944025343>.

24. *Bachmann J., Guggenberger G., Baumgartl T., Ellerbrock R.H., Urbanek E., Goebel M.O., Kaiser K., Horn R., Fischer W.R.* Physical carbon-sequestration mechanisms under special consideration of soil wettability // Journal of Plant Nutrition and Soil Science. 2008. Vol. 171. No. 1. P. 14–26. DOI: <https://doi.org/10.1002/jpln.200700054>.

25. *Badri D.V., Vivanco J.M.* Regulation and function of root exudates // Plant Cell Environ. 2009. Vol. 32. No. 6. P. 666–681. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2009.01926.x>.

26. *Bais H.P., Weir T.L., Perry L.G., Gilroy S., Vivanco J.M.* The role of root exudates in rhizosphere interactions with plants and other organisms // Annu. Rev. Plant Biol. 2006. Vol. 57. No. 1. P. 233–266. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.57.032905.105159>.

27. *Berendsen R.L., Pieterse C.M.J., Bakker P.A.H.M.* The rhizosphere microbiome and plant health // Trends Plant Sci. 2012. Vol. 17. No. 8. P. 478–486.

28. *Beylich A., Oberholzer H.R., Schrader S., Höper H., Wilke B.M.* Evaluation of soil compaction effects on soil biota and soil biological processes in soils // Soil Till. Res. 2010. Vol. 109. No. 2. P. 133–143. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2010.05.010>.

29. *Breland T.A., Hansen S.* Nitrogen mineralization and microbial biomass as affected by soil compaction // *Soil Biol. Biochem.* 1996. Vol. 28. No. 4–5. P. 655–663. DOI: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00154-9](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00154-9).
30. *Büks F.* The recovery rate of free particulate organic matter is strongly reduced by conventional density fractionation of soil samples // *Biogeosciences Discussions.* 2022. Vol. 2022. P. 1–9. DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-20-1529-2023>.
31. *Carter M.R., Angers D.A., Kunelius H.T.* Soil structural form and stability, and organic matter under cool-season perennial grasses // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1994. Vol. 58. No. 4. P. 1194–1199. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800040027x>.
32. *Castellano M.J., Mueller K.E., Olk D.C., Sawyer J.E., Six J.* Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept // *Global Change Biol.* 2015. Vol. 21. No. 9. P. 3200–3209. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.12982>.
33. *Cerli C., Celi L., Kalbitz K., Guggenberger G., Kaiser K.* Separation of light and heavy organic matter fractions in soil – Testing for proper density cut-off and dispersion level // *Geoderma.* 2012. Vol. 170. P. 403–416. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.10.009>.
34. *Chabbi A., Kögel-Knabner I., Rumpel C.* Stabilised carbon in subsoil horizons is located in spatially distinct parts of the soil profile // *Soil Biology and Biochemistry.* 2009. Vol. 41. No. 2. P. 256–261. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.10.033>.
35. *Christensen B.T.* Matching measurable soil organic matter fractions with conceptual pools in simulation models of carbon turnover: revision of model structure // *Evaluation of soil organic matter models: using existing long-term datasets.* Berlin: Springer Berlin Heidelberg, 1996. P. 143–159.
36. *Christensen B.T.* Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover // *Eur. J. Soil Sci.* 2001. Vol. 52. No. 3. P. 345–353. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2001.00417.x>.
37. *Cotrufo M.F., Ranalli M.G., Haddix M.L., Six J., Lugato E.* Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter // *Nature Geosci.* 2019. Vol. 12. No. 12. P. 989–994. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0484-6>.
38. *Dascalu A.V., Owusu-Yeboah Z., Lungu I., Aniculaesi M.* The influence of dispersing agents on soil particle size analysis // *Buletinul Institutului Politehnic din Iasi. Sectia Constructii, Arhitectura.* 2022. Vol. 68. No. 1. P. 125–140.
39. *De Gryze S., Six J., Merckx R.* Quantifying water- stable soil aggregate turnover and its implication for soil organic matter dynamics in a model study

// European Journal of Soil Science. 2006. Vol. 57. No. 5. P. 693–707. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2005.00760.x>.

40. De Neve S., Hofman G. Influence of soil compaction on carbon and nitrogen mineralization of soil organic matter and crop residues // Biol. Fertil. Soils. 2000. Vol. 30. P. 544–549. DOI: <https://doi.org/10.1007/s003740050034>.

41. Denef K., Zotarelli L., Boddey R. M., Six J. Microaggregate-associated carbon as a diagnostic fraction for management-induced changes in soil organic carbon in two Oxisols // Soil Biology and Biochemistry. 2007. Vol. 39. No. 5. P. 1165–1172. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.12.024>.

42. Dessaux Y., Grandclément C., Faure D. Engineering the Rhizosphere // Trends Plant Sci. 2016. Vol. 21. No. 3. P. 266–278. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2016.01.002>.

43. Deurer M., Müller K., Kim I., Huh K.Y., Young I., Jun G.I., Clothier B.E. Can minor compaction increase soil carbon sequestration? A case study in a soil under a wheel-track in an orchard // Geoderma. 2012. Vol. 183. P. 74–79. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.02.013>.

44. Dexter A.R., Richard G., Arrouays D., Czyż E.A., Jolivet C., Duval O. Complexed organic matter controls soil physical properties // Geoderma. 2008. Vol. 144. No. 3–4. P. 620–627. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.01.022>.

45. Dexter A.R. Mechanics of root growth // Plant and Soil. 1987. Vol. 98. P. 303–312. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02378351>.

46. Dorioz J.M., Robert M., Chenu C. The role of roots, fungi and bacteria on clay particle organization. An experimental approach // Soil Structure/Soil Biota Interrelationships. Elsevier, 1993. P. 179–194.

47. Dorodnikov M., Blagodatskaya E., Blagodatsky S., Fangmeier A., Kuzyakov Y. Stimulation of r-vs. K-selected microorganisms by elevated atmospheric CO₂ depends on soil aggregate size // FEMS Microbiology Ecology. 2009. Vol. 69. No. 1. P. 43–52. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2009.00697.x>.

48. Duddigan S., Shaw L.J., Alexander P.D., Collins C.D. A comparison of physical soil organic matter fractionation methods for amended soils // Appl. Environ. Soil Sci. 2019. Vol. 2019. No. 1. P. 3831241. DOI: <https://doi.org/10.1155/2019/3831241>.

49. Emerson W.W. The structure of soil crumbs // J. Soil Sci. 1959. Vol. 10. No. 2. P. 235–244. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1959.tb02346.x>.

50. Encyclopedia of agrophysics / J. Gliński, J. Horabik, J. Lipiec (Eds.). Dordrecht: Springer, 2011. 1028 p.

51. Fatichi S., Or D., Walko R., Vereecken H., Young M. H., Ghezzehei T. A., Hengl T., Kollet S., Agam N., Avissar R. Soil structure is an important

- omission in Earth System Models // Nature communications. 2020. Vol. 11. No. 1. P. 522. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-14411-z>.
52. Gattinger A., Ruser R., Schlöter M., Munch J.C. Microbial community structure varies in different soil zones of a potato field // J. Plant Nutr. Soil Sci. 2002. Vol. 165. No. 4. P. 421–428. DOI: [https://doi.org/10.1002/1522-2624\(200208\)165:4<421::AID-JPLN421>3.0.CO;2-N](https://doi.org/10.1002/1522-2624(200208)165:4<421::AID-JPLN421>3.0.CO;2-N).
53. Georgiou K., Angers D., Champigny R.E., Cotrufo M.F., Craig M.E., Doetterl S., Grandy A.S., Lavallee J.M., Lin Y., Lugato E., Poeplau C., Rocci K.S., Schweizer S.A., Six J., Wieder W.R. Soil carbon saturation: what do we really know? // Global Change Biol. 2025. Vol. 31. No. 5. P. e70197. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.70197>.
54. Gerke K.M., Korostilev E.V., Romanenko K.A., Karsanina M.V. Going submicron in the precise analysis of soil structure: A FIB-SEM imaging study at nanoscale // Geoderma. 2021. Vol. 383. P. 114739. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114739>.
55. Gill R., Burke I.C., Milchunas D.G., Lauenroth W.K. Relationship between root biomass and soil organic matter pools in the shortgrass steppe of eastern Colorado // Ecosyst. 1999. Vol. 2. No. 3. P. 226–236. DOI: <https://doi.org/10.1007/s100219900070>.
56. Gregory A.S., Ritz K., McGrath S.P., Quinton J.N., Goulding K.W.T., Jones R.J.A., Harris J.A., Bol R., Wallace P., Pilgrim E.S., Whitmore A.P. A review of the impacts of degradation threats on soil properties in the UK // Soil Use Manag. 2015. Vol. 31. P. 1–15. DOI: <https://doi.org/10.1111/sum.12212>.
57. Hassink J., Whitmore A.P. A model of the physical protection of organic matter in soils // Soil Sci. Soc. Am. J. Vol. 61. No. 1. P. 131–139. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010020x>.
58. Helliwell J.R., Sturrock C.J., Miller A.J., Whalley W.R., Mooney S.J. The role of plant species and soil condition in the structural development of the rhizosphere // Plant Cell Environ. 2019. Vol. 42. No. 6. P. 1974–1986. DOI: <https://doi.org/10.1111/pce.13529>.
59. Holátko J., Brtnický M., Kučerík J., Kotianová M., Elbl J., Kintl A., Kynický J., Benada O., Datta R., Jansa J. Glomalin – Truths, myths, and the future of this elusive soil glycoprotein // Soil Biology and Biochemistry. 2021. Vol. 153. P. 108116. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.108116>.
60. Holthusen D., Batistão A.C., Reichert J.M. Amplitude sweep tests to comprehensively characterize soil micromechanics: brittle and elastic interparticle bonds and their interference with major soil aggregation factors organic matter and water content // Rheol. Acta. 2020. Vol. 59. No. 8. P. 545–563. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00397-020-01219-3>.
61. Horn R., Holthusen D., Dörner J., Mordhorst A., Fleige H. Scale-dependent soil strengthening processes – What do we need to know and where

- to head for a sustainable environment? // Soil Tillage Res. 2019. Vol. 195. P. 104388. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104388>.
62. Horn R., Taubner H., Wuttke M., Baumgartl T. Soil physical properties related to soil structure // Soil Tillage Res. 1994. Vol. 30. No. 2–4. P. 187–216. DOI: [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(94\)90005-1](https://doi.org/10.1016/0167-1987(94)90005-1).
63. Jagadamma S., Steinweg J.M., Mayes M.A., Wang G., Post W.M. Decomposition of added and native organic carbon from physically separated fractions of diverse soils // Biol. Fertil. Soils. 2014. Vol. 50. P. 613–621. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00374-013-0879-2>.
64. Jarvis N., Coucheney E., Lewan E., Klöffel T., Meurer K. H. Keller T., Larsbo M. Interactions between soil structure dynamics, hydrological processes, and organic matter cycling: A new soil- crop model // Eur. J. Soil Sci. 2024. Vol. 75. No. 2. P. e13455. DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.13455>.
65. Jastrow J.D., Amonette J.E., Bailey V.L. Mechanisms controlling soil carbon turnover and their potential application for enhancing carbon sequestration // Clim. Change. 2007. Vol. 80. No. 1. P. 5–23 DOI: <https://doi.org/10.1007/s10584-006-9178-3>.
66. Jha A., Bonetti S., Smith A.P., Souza R., Calabrese S. Linking soil structure, hydraulic properties, and organic carbon dynamics: A holistic framework to study the impact of climate change and land management // J. Geophys. Res. Biogeosci. 2023. Vol. 128. No. 7. P. e2023JG007389. DOI: <https://doi.org/10.1029/2023JG007389>.
67. Jin K., Shen J., Ashton R.W., Dodd I.C., Parry M.A.J., Whalley W.R. How do roots elongate in a structured soil? // J. Exp. Bot. 2013. Vol. 64. No. 15. P. 4761–4777. DOI: <https://doi.org/10.1093/jxb/ert286>.
68. Jin K., White P.J., Whalley W.R., Shen J., Shi L. Shaping an optimal soil by root – soil interaction // Trends Plant Sci. 2017. Vol. 22. No 10. P. 823–829.
69. Jones D.L., Nguyen C., Finlay R.D. Carbon flow in the rhizosphere: carbon trading at the soil – root interface // Plant and soil. 2009. Vol. 321. No. 1–2. P. 5–33. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-009-9925-0>.
70. Just C., Poeplau C., Don A., van Wesemael B., Kögel-Knabner I., Wiesmeier M. A simple approach to isolate slow and fast cycling organic carbon fractions in central European soils – Importance of dispersion method // Front. Soil Sci. 2021. Vol. 1. P. 692583. DOI: <https://doi.org/10.3389/fsoil.2021.692583>.
71. Killham K., Amato M., Ladd J.N. Effect of substrate location in soil and soil pore-water regime on carbon turnover // Soil Biol. Biochem. 1993. Vol. 25. No. 1. P. 57–62. DOI: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(93\)90241-34](https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90241-34).
72. Kim H.M., Anderson S.H., Motavalli P.P., Gantzer C.J. Compaction effects on soil macropore geometry and related parameters for an arable field

- // Geoderma. 2010. Vol. 160. No. 2. P. 244–251. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.09.030>.
73. Koebernick N., Daly K.R., Keyes S.D., Bengough A.G., Brown L.K., Cooper L.J., George T.S., Hallett P.D., Naveed M., Raffan A., Roose T. Imaging microstructure of the barley rhizosphere: particle packing and root hair influences // New Phytol. 2019. Vol. 221. No. 4. P. 1878–1889. DOI: <https://doi.org/10.1111/nph.15516>.
74. Kramer C., Gleixner G. Variable use of plant-and soil-derived carbon by microorganisms in agricultural soils // Soil Biol. Biochem. 2006. Vol. 38. No. 11. P. 3267–3278. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.04.006>.
75. Kravchenko A., Otten W., Garnier P., Pot V., Baveye P.C. Soil aggregates as biogeochemical reactors: Not a way forward in the research on soil–atmosphere exchange of greenhouse gases // Glob. Change Biol. 2019. Vol. 25. No. 7. P. 2205–2208. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14640>.
76. Kravchenko A.N., Guber A.K. Soil pores and their contributions to soil carbon processes // Geoderma. 2017. Vol. 287. P. 31–39. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.06.027>.
77. Kravchenko A.N., Negassa W.C., Guber A.K., Rivers M.L. Protection of soil carbon within macro-aggregates depends on intra-aggregate pore characteristics // Sci. Rep. 2015. Vol. 5. No. 1. P. 16261. DOI: <https://doi.org/10.1038/srep16261>.
78. Kravchenko A.N., Guber A.K., Razavi B.S., Koestel J., Quigley M.Y., Robertson G.P., Kuzyakov Y. Microbial spatial footprint as a driver of soil carbon stabilization // Nat. Commun. 2019. Vol. 10. No. 1. P. 3121. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-019-11057-4>.
79. Kravchenko A., Guber A., Gunina A., Dippold M., Kuzyakov, Y. Pore-scale view of microbial turnover: Combining ¹⁴C imaging, μ CT and zymography after adding soluble carbon to soil pores of specific sizes // Eur. J. Soil Sci. 2021. Vol. 72. No. 2. P. 593–607. DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.13001>.
80. Krull E.S., Baldock J.A., Skjemstad J.O. Importance of mechanisms and processes of the stabilization of soil organic matter for modelling carbon turnover // Funct. Plant Biol. 2003. Vol. 30. No. 2. P. 207–222. DOI: <https://doi.org/10.1071/FP02085>.
81. Kuzyakov Y., Mason-Jones K. Viruses in soil: Nano-scale undead drivers of microbial life, biogeochemical turnover and ecosystem functions // Soil Biology and Biochemistry. 2018. Vol. 127. P. 305–317. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.09.032>.
82. Le Bissonnais Y. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology // Eur. J. Soil Sci. 1996. Vol. 47. No. 4. P. 425–437. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01843.x>.

83. *Lehmann J., Kleber M.* The contentious nature of soil organic matter // *Nature*. 2015. Vol. 528. No. 7580. P. 60–68. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature16069>.
84. *Lehmann A., Zheng W., Rillig M.C.* Soil biota contributions to soil aggregation // *Nat. Ecol. Evol.* 2017. Vol. 1. No. 12. P. 1828–1835. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0344-y>.
85. *Leue M., Gerke H.H., Godow S.C.* Droplet infiltration and organic matter composition of intact crack and biopore surfaces from clay- illuvial horizons // *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 2015. Vol. 178. No. 2. P. 250–260. DOI: <https://doi.org/10.1002/jpln.201400209>.
86. *Lilley J.M., Kirkegaard J.A.* Benefits of increased soil exploration by wheat roots // *Field Crops Res.* 2011. Vol. 122. No. 2. P. 118–130. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2011.03.010>.
87. *Lin H.* Three principles of soil change and pedogenesis in time and space // *Soil Science Society of America Journal*. 2011. Vol. 75. No. 6. P. 2049–2070. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0130>.
88. *Lombard N., Prestat E., van Elsas J.D., Simonet P.* Soil-specific limitations for access and analysis of soil microbial communities by metagenomics // *FEMS microbiology ecology*. 2011. Vol. 78. No. 1. P. 31–49. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2011.01140.x>.
89. *Lucas M., Schlüter S., Vogel H.J., Vetterlein D.* Roots compact the surrounding soil depending on the structures they encounter // *Sci. Rep.* 2019. Vol. 9. No. 1. P. 16236. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-52665-w>.
90. *Lützow M., Kögel- Knabner I., Ekschmitt K., Matzner E., Guggenberger G., Marschner B., Flessa H.* Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review // *Eur. J. Soil Sci.* 2006. Vol. 57. No. 4. P. 426–445. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00809.x>.
91. *Malamoud K., McBratney A.B., Minasny B., Field D.J.* Modelling how carbon affects soil structure // *Geoderma*. 2009. Vol. 149. No. 1–2. P. 19–26. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.10.018>.
92. *Manzoni S., Cotrufo F.* Mechanisms of soil organic carbon and nitrogen stabilization in mineral associated organic matter – Insights from modelling in phase space // *EGUsphere*. 2024. Vol. 2024. P. 1–35. DOI: <https://doi.org/10.5194/egusphere-2024-1092>.
93. *Materechera S.A., Dexter A.R., Alston A.M.* Formation of aggregates by plant roots in homogenized soils // *Plant Soil*. 1992. Vol. 142. P. 69–79. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00010176>.
94. *Meurer K.H.E., Chenu C., Coucheney E., Herrmann A.M., Keller T., Kätterer T., Svensson D.N., Jarvis N.* Modelling dynamic interactions between soil structure and the storage and turnover of soil organic matter //

Biogeosciences Discussions. 2020. P. 1–34. DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-17-5025-2020>.

95. Mueller C.W., Kölbl A., Hoeschen C., Hillion F., Heister K., Herrmann A.M., Kögel-Knabner I. Submicron scale imaging of soil organic matter dynamics using NanoSIMS—from single particles to intact aggregates // *Org. Geochem.* 2012. Vol. 42. No. 12. P. 1476–1488. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2011.06.003>.

96. Mueller C.W., Baumert V., Carminati A., Germon A., Holz M., Kögel-Knabner I., Peth S., Schlüter S., Uteau D., Vetterlein D., Teixeira P., Vidal A. From rhizosphere to detritosphere – Soil structure formation driven by plant roots and the interactions with soil biota // *Soil Biol. Biochem.* 2024. Vol. 193. P. 109396. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2024.109396>.

97. Nawaz M.F., Bourrie G., Trolard F. Soil compaction impact and modelling. A review // *Agron. Sustain. Dev.* 2013. Vol. 33. P. 291–309. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0071-8>.

98. Negassa W.C., Guber A., Kravchenk A., Marsh T., Hildebrandt B., Rivers M. Properties of soil pore space regulate pathways of plant residue decomposition and community structure of associated bacteria // *PLoS one.* 2015. Vol. 10. No. 4. P. e0123999. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123999>.

99. Novara A., Armstrong A., Gristina L., Semple K.T., Quinton J. Effects of soil compaction, rain exposure and their interaction on soil carbon dioxide emission // *Earth Surf. Process. Landf.* 2012. Vol. 37. No. 9. P. 994–999. DOI: <https://doi.org/10.1002/esp.3224>.

100. Pankhurst C.E., Pierret A., Hawke B.G., Kirby J.M. Microbiological and chemical properties of soil associated with macropores at different depths in a red-duplex soil in NSW Australia // *Plant and Soil.* 2002. Vol. 238. P. 11–20. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1014289632453>.

101. Philippot L., Raaijmakers J.M., Lemanceau P., Van Der Putten W.H. Going back to the roots: the microbial ecology of the rhizosphere // *Nat. Rev. Microbiol.* 2013. Vol. 11. No. 11. P. 789–799. DOI: <https://doi.org/10.1038/nrmicro3109>.

102. Prieto I., Roumet C., Cardinael R., Dupraz C., Jourdan C., Kim J.H., Maeght J.L., Mao Z., Pierret A., Portillo N., Rouspard O., Thammahacksa C., Stokes A. Root functional parameters along a land- use gradient: evidence of a community- level economics spectrum // *J. Ecol.* 2015. Vol. 103. No. 2. P. 361–373. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12351>.

103. Puget P., Chenu C., Balesdent J. Total and young organic matter distributions in aggregates of silty cultivated soils // *Eur. J. Soil Sci.* 1995. Vol. 46. No. 3. P. 449–459. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1995.tb01341.x>.

104. Quigley M.Y., Kravchenko A.N. Inputs of root-derived carbon into soil and its losses are associated with pore-size distributions // *Geoderma*. 2022. Vol. 410. P. 115667. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115667>.
105. Rab M.A., Haling R.E., Aarons S.R., Hannah M., Young I.M., Gibson D. Evaluation of X-ray computed tomography for quantifying macroporosity of loamy pasture soils // *Geoderma*. 2014. Vol. 213. P. 460–470. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.037>.
106. Ranjard L., Richaume A. Quantitative and qualitative microscale distribution of bacteria in soil // *Research in microbiology*. 2001. Vol. 152. No. 8. P. 707–716. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0923-2508\(01\)01251-7](https://doi.org/10.1016/S0923-2508(01)01251-7).
107. Rabot E., Wiesmeier M., Schlüter S., Vogel H.J. Soil structure as an indicator of soil functions: A review // *Geoderma*. 2018. Vol. 314. P. 122–137. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009>.
108. Regelink I.C., Stoof C.R., Rousseva S., Weng L., Lair G.J., Kram P., Nikolaidis N.P., Kercheva M., Banwart S., Comans R.N. Linkages between aggregate formation, porosity and soil chemical properties // *Geoderma*. 2015. Vol. 247. P. 24–37. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.01.022>.
109. Reid J.B., Goss M.J. Interactions between soil drying due to plant water use and decrease in aggregate stability caused by maize roots // *J. Soil Sci.* 1982. Vol. 33. No. 1. P. 47–53. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01746.x>.
110. Richard G., Cousin I., Sillon J.F., Bruand A., Guérif J. Effect of compaction on the porosity of a silty soil: influence on unsaturated hydraulic properties // *Eur. J. Soil Sci.* 2001. Vol. 52. No. 1. P. 49–58. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2001.00357.x>.
111. Rillig, M.C., Mummey D.L. Mycorrhizas and soil structure // *New Phytol.* 2006. Vol. 171. No. 1. P. 41–53. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01750.x>.
112. Rousk J., Bååth E. Fungal biomass production and turnover in soil estimated using the acetate-in-ergosterol technique // *Soil Biol. Biochem.* 2007. Vol. 39. No. 8. P. 2173–2177. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.03.023>.
113. Ruamps L.S., Nunan N., Pouteau V., Leloup J., Raynaud X., Roy V., Chenu C. Regulation of soil organic C mineralisation at the pore scale // *FEMS Microbiol. Ecol.* 2013. Vol. 86. No. 1. P. 26–35. DOI: <https://doi.org/10.1111/1574-6941.12078>.
114. Sasse J., Martinoia E., Northen T. Feed your friends: do plant exudates shape the root microbiome? // *Trends in Plant Science*. 2018. Vol. 23. No. 1. P. 25–41. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2017.09.003>.
115. Schutter M., Dick R. Shifts in substrate utilization potential and structure of soil microbial communities in response to carbon substrates // *Soil*

- Biology and Biochemistry. 2001. Vol. 33. No. 11. P. 1481–1491. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00057-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00057-8).
116. Schweizer S.A. Perspectives from the Fritz- Scheffer Awardee 2021: Soil organic matter storage and functions determined by patchy and piled- up arrangements at the microscale // J. Plant Nutr. Soil Sci. 2022. Vol. 185. No. 6. P. 694–706. DOI: <https://doi.org/10.1002/jpln.202200217>.
117. Segoli M., De Gryze S., Dou F., Lee J., Post W.M., Denef K., Six J. AggModel: A soil organic matter model with measurable pools for use in incubation studies // Ecol. Modell. 2013. Vol. 263. P. 1–9. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.04.010>.
118. Sher Y., Baker N.R., Herman D., Fossum C., Hale L., Zhang X., Nuccio E., Saha M., Zhou J., Pett-Ridge J., Firestone M. Microbial extracellular polysaccharide production and aggregate stability controlled by switchgrass (*Panicum virgatum*) root biomass and soil water potential // Soil Biol. Biochem. 2020. Vol. 43. P. 107742. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107742>.
119. Smith A.P., Marin-Spiotta E., De Graaff M.A., Balser T.C. Microbial community structure varies across soil organic matter aggregate pools during tropical land cover change // Soil Biology and Biochemistry. 2014. Vol. 77. P. 292–303. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.05.030>.
120. Six J., Guggenberger G., Paustian K., Haumaier L., Elliott E.T., Zech W. Sources and composition of soil organic matter fractions between and within soil aggregates // Eur. J. Soil Sci. 2001. Vol. 52. No. 4. P. 607–618. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2001.00406.x>.
121. Six J., Bossuyt H., Degryze S., Denef K. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics // Soil Tillage Res. 2004. Vol. 79. No. 1. P. 7–31. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008>.
122. Six J., Elliott E.T., Paustian K. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture // Soil Biol. Biochem. 2000. Vol. 32. No. 14. P. 2099–2103. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00179-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00179-6).
123. Spohn M., Carminati A., Kuzyakov Y. Soil zymography – a novel in situ method for mapping distribution of enzyme activity in soil // Soil Biol. Biochem. 2013. Vol. 58. P. 275–280. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.12.004>.
124. Spohn M., Kuzyakov Y. Distribution of microbial-and root-derived phosphatase activities in the rhizosphere depending on P availability and C allocation – coupling soil zymography with ¹⁴C imaging // Soil Biol. Biochem. 2013. Vol. 67. P. 106–113. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.08.015>.

125. *Stamati F.E., Nikolaidis N.P., Banwart S., Blum W.E.* A coupled carbon, aggregation, and structure turnover (CAST) model for topsoils // *Geoderma*. 2013. Vol. 211. P. 51–64. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.06.014>.
126. *Stewart J.B., Moran C.J., Wood J.T.* Macropore sheath: quantification of plant root and soil macropore association // *Plant and Soil*. 1999. Vol. 211. No. 1. P. 59–67. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1004405422847>.
127. *Strickland M.S., Rousk J.* Considering fungal: bacterial dominance in soils—methods, controls, and ecosystem implications // *Soil Biol. Biochem.* 2010. Vol. 42. No. 9. P. 1385–1395. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.05.007>.
128. *Strong D.T., Sale P.W.G., Helyar K.R.* The influence of the soil matrix on nitrogen mineralisation and nitrification. II. The pore system as a framework for mapping the organisation of the soil matrix // *Soil Research*. 1998. Vol. 36. No. 5. P. 855–872. DOI: <https://doi.org/10.1071/S97103>.
129. *Strong D.T., Wever H.D., Merckx R., Recous S.* Spatial location of carbon decomposition in the soil pore system // *Eur. J. Soil Sci.* 2004. Vol. 55. No. 4. P. 739–750. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2004.00639.x>.
130. *Tan X., Chang S.X.* Soil compaction and forest litter amendment affect carbon and net nitrogen mineralization in a boreal forest soil // *Soil Till. Res.* 2007. Vol. 93. No. 1. P. 77–86. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.03.017>.
131. *Tan X., Chang S.X., Kabzems R.* Effects of soil compaction and forest floor removal on soil microbial properties and N transformations in a boreal forest long-term soil productivity study // *For. Ecol. Manag.* 2005. Vol. 217. No. 2–3. P. 158–170. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.061>.
132. *Tisdall J.M., Oades J.M.* Organic matter and water- stable aggregates in soils // *J. Soil Sci.* 1982. Vol. 33. No. 2. P. 141–163. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x>.
133. *Tomescu A.M.F.* Megaphylls, microphylls and the evolution of leaf development // *Trends Plant Sci.* 2009. Vol. 14. No. 1. P. 5–12. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2008>.
134. *Totsche K.U., Amelung W., Gerzabek M.H., Guggenberger G., Klumpp E., Knief C., Lehdorff E., Mikutta R., Peth S., Prechtel A., Ray N., Kogel-Knabner I.* Microaggregates in soils // *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2018. Vol. 181. No. 1. P. 104–136. DOI: <https://doi.org/10.1002/jpln.201600451>.
135. *Treves D.S., Xia B., Zhou J., Tiedje J.M.* A two-species test of the hypothesis that spatial isolation influences microbial diversity in soil // *Microbial Ecology*. 2003. Vol. 45. P. 20–28. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00248-002-1044-x>.
136. *Ugawa S., Inagaki Y., Karibu F., Tateno R.* Effects of soil compaction

- by a forestry machine and slash dispersal on soil N mineralization in *Cryptomeria japonica* plantations under high precipitation // *New For.* 2020. Vol. 51. P. 887–907. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11056-019-09768-z>.
137. Valentine T.A., Hallett P.D., Binnie K., Young M.W., Squire G.R., Hawes C., Bengough A.G. Soil strength and macropore volume limit root elongation rates in many UK agricultural soils // *Ann. Bot.* 2012. Vol. 110. No. 2. P. 259–270. DOI: <https://doi.org/10.1093/aob/mcs118>.
138. Verchot L.V., Dutauro L., Shepherd K.D., Albrecht A. Organic matter stabilization in soil aggregates: Understanding the biogeochemical mechanisms that determine the fate of carbon inputs in soils // *Geoderma*. 2011. Vol. 161. No. 3–4. P. 182–193. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.12.017>.
139. Visser S. Role of the soil invertebrates in determining the composition of soil microbial communities. 1985.
140. Vogel H.J., Balseiro-Romero M., Kravchenko A., Otten W., Pot V., Schlüter S., Weller U., Baveye P.C. A holistic perspective on soil architecture is needed as a key to soil functions // *Eur. J. Soil Sci.* 2022. Vol. 73. No. 1. P. e13152. DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.13152>.
141. Wang B., Brewer P.E., Shugart H.H., Lerdau M.T., Allison S.D. Soil aggregates as biogeochemical reactors and implications for soil–atmosphere exchange of greenhouse gases – A concept // *Global Change Biol.* 2019. Vol. 25. No. 2. P. 373–385. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14515>.
142. Waring B.G., Averill C., Hawkes C.V. Differences in fungal and bacterial physiology alter soil carbon and nitrogen cycling: insights from meta-analysis and theoretical models // *Ecol. Lett.* 2013. Vol. 16. No. 7. P. 887–894. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.12125>.
143. White R.G., Kirkegaard J.A. The distribution and abundance of wheat roots in a dense, structured subsoil – implications for water uptake // *Plant Cell Environ.* 2010. Vol. 33. No. 2. P. 133–148. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2009.02059.x>.
144. Yudina A., Kuzyakov Y. Dual nature of soil structure: The unity of aggregates and pores // *Geoderma*. 2023. Vol. 434. P. 116478. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116478>.
145. Yudina A., Kuzyakov Y. Saving the face of soil aggregates // *Global Change Biol.* 2019. Vol. 25. No. 11. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14779>.
146. Yudina A., Ovchinnikova O., Cheptsov V., Fomin D. Localization of C cycle enzymes in arable and forest phaeozems within levels of soil microstructure // *Microorganisms*. 2023. Vol. 11. No. 5. P. 1343. DOI: <https://doi.org/10.3390/microorganisms11051343>.
147. Young I.M., Crawford J.W., Rappoldt C. New methods and models for characterising structural heterogeneity of soil // *Soil and Tillage Research*.

2001. Vol. 61. No. 1–2. P. 33–45. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00188-X](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00188-X).
148. Young I.M., Ritz K. Can there be a contemporary ecological dimension to soil biology without a habitat? // *Soil Biology and Biochemistry*. 1998. Vol. 30. No. 10–11. P. 1229–1232. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00263-0](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00263-0).
149. Zech S., Schweizer S.A., Bucka F.B., Ray N., Kögel-Knabner I., Prechtel A. Explicit spatial modeling at the pore scale unravels the interplay of soil organic carbon storage and structure dynamics // *Global Change Biol.* 2022. Vol. 28. No. 15. P. 4589–4604. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.16230>.
150. Zhang Y., King A.E., Hamilton E., Cotrufo M.F. Representing cropping systems with the MEMS 2 ecosystem model // *Agron. J.* 2024. Vol. 116. No. 5. P. 2328–2345. DOI: <https://doi.org/10.1002/agj2.21611>.
151. Zhang Y., King A.E., Hamilton E., Cotrufo M.F. Simulating measurable ecosystem carbon and nitrogen dynamics with the mechanistically defined MEMS 2.0 model // *Biogeosciences*. 2021. Vol. 18. No. 10. P. 3147–3171. DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-18-3147-2021>.
152. Zhou J., Xia B.C., Treves D.S., Wu L.Y., Marsh T.L., O'Neill R.V., Palumbo A.V., Tiedje J.M. Spatial and resource factors influencing high microbial diversity in soil // *Applied and environmental microbiology*. 2002. Vol. 68. No. 1. P. 326–334. DOI: <https://doi.org/10.1128/AEM.68.1.326-334.2002>.

REFERENCES

1. Abrosimov K.N., Fomin D.S., Romanenko K.A., Korost D.V., Gerke K.M. Tomography in soil science: from the first experiments to modern methods (a review), *Eurasian Soil Science*, 2021, Vol. 54, No. 9, pp. 1385–1399, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229321090027>.
2. Artem'eva Z.S., Fedotov G.N., Soil organic matter pools in zonal soils of Russian plate's center, *Moscow University Soil Science Bulletin*, 2013, No. 4, pp. 3–10.
3. Bondarev A.G., Sapozhnikov P.M., Utkaeva V.F., Shchepotyev V.N., Changes in physical properties and fertility of soils during compaction by agricultural machinery propellers, *Scientific works of the All-Russian Institute of Agricultural Mechanization*, 1988, Vol. 118, pp. 46–57.
4. Bukhonov A.V., Khudyakov O.I., Borisov A.V., Changes in the structural state of soils in the Lower Volga Region during the past 3500 years as related to climate fluctuations, *Eurasian Soil Science*, 2018, Vol. 51, No. 6, pp. 664–673, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229318060054>.
5. Gerke K.M., Skvortsova E.B., Korost D.V., Tomographic methods of

studying soil pore space: current perspectives and results for some Russian soils, *Eurasian Soil Science*, 2012, Vol. 45, No. 7, pp. 700–709, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229312070034>.

6. Dymov A.A., Milanovskii E.Y., Kholodov V.A., Composition and hydrophobic properties of organic matter in the densimetric fractions of soils from the Subpolar Urals, *Eurasian Soil Science*, 2015, Vol. 48, No. 11, pp. 1212–1221, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229315110058>.

7. Klyueva V.V., The rheometry approach in modern soil studies: a review, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2024, Vol. 121, pp. 281–321. DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2024-121-281-321>.

8. Klyueva V.V., Khaydapova D.D., Possibilities of using rheological parameters as physical indicators of soil structural changes, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2020, Vol. 103, pp. 108–148, DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-103-108-148>.

9. Larionova A.A., Zolotareva B.N., Kvitkina A.K., Evdokimov I.V., Bykhovets S.S., Kudeyarov V.N., Stulin A.F., Kuzyakov Y.V., Assessing the stability of soil organic matter by fractionation and ¹³C isotope techniques, *Eurasian Soil Science*, 2015, Vol. 48, No. 2, pp. 157–168, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229315020076>.

10. Medvedev V.V., *Optimization of agrophysical properties of chernozems*, Moscow: Agropromizdat, 1988, 159 p.

11. Ovsepyan L.A., Kurganova I.N., Lopes de Gerenyu V.O., Kuzyakov Y.V., Rusakov A.V., Changes in the fractional composition of organic matter in the soils of the forest-steppe zone during their postagrogenic evolution, *Eurasian Soil Science*, 2020, Vol. 53, No. 1, pp. 50–61, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229320010123>.

12. Semenov V.M., Lebedeva T.N., Pautova N.B., Khromyckina D.P., Kovalev I.V., Kovaleva N.O., Relationships between the size of aggregates, particulate organic matter content, and decomposition of plant residues in soil, *Eurasian Soil Science*, 2020, Vol. 53, No. 4, pp. 454–466, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229320040134>.

13. Semenov V.M., Lebedeva T.N., Lopes de Gerenyu V.O., Ovsepyan L.A., Semenov M.V., Kurganova I.N., Pools and fractions of organic carbon in soil: structure, functions and methods of determination, *The Journal of Soils and Environment*, Vol. 6(1), e199, DOI: <https://doi.org/10.31251/pos.v6i1.199>.

14. Semenov V.M., Lebedeva T.N., Zinyakova N.B., Sokolov D.A., Sizes and ratios of organic carbon pools in gray forest soil under long-term application of mineral and organic fertilizers, *Eurasian Soil Science*, 2023, Vol. 56, No. 4, pp. 470–487, DOI: <https://doi.org/10.1134/s1064229322602517>.

15. Semenov V.M., Lebedeva T.N., Pautova N.B., Particulate organic matter in noncultivated and arable soils, *Eurasian Soil Science*, 2019, Vol. 52, No. 4,

pp. 396–404, DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229319040136>.

16. Timofeeva M.V., Abrosimov K.N., Yudina A.V., Fomin D.S., Klyueva V.V., Zymography: developing of the enzyme soil activity visualization method, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2022, Vol. 113, pp. 58–89, DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2022-113-58-89>.

17. 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: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2023-117-52-100>.

18. Shaimukhametov M.Sh., Titova N.A., Travnikova L.S., Labenets E.M., Application of physical methods of fractionation for characterization of soil organic matter, *Pochvovedenie*, 1984, No. 8, pp. 131–141.

19. Shein E.V., *Course of Soil Physics*, Moscow, 2005, 432 p.

20. Yudina A.V., Fomin D.S., Energy of dispersing of loamy soils to elementary particles using ultrasound, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2023, Vol. 115, pp. 87–106, DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2023-115-87-106>.

21. Yudina A.V., Fomin D.S., Kotelnikova A.D., Milanovskii E.Y., From the notion of elementary soil particle to the particle-size and microaggregate-size distribution analyses: a review, *Eurasian Soil Science*, 2018, Vol. 51, No. 11, pp. 1326–1347.

22. Anderson R.V., Ingham R.E., Trofymow J.A., Coleman D.C., *Soil mesofauna distribution in relation to habitat types in a shortgrass prairie*, 1984.

23. Angers D.A., Caron J., Plant induced changes in soil structure: processes and feedbacks, *Biogeochemistry*, 1998, Vol. 42, pp. 55–72, DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1005944025343>.

24. Bachmann J., Guggenberger G., Baumgartl T., Ellerbrock R.H., Urbanek E., Goebel M.O., Kaiser K., Horn R., Fischer W.R., Physical carbon-sequestration mechanisms under special consideration of soil wettability, *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2008, Vol. 171, No. 1, pp. 14–26, DOI: <https://doi.org/10.1002/jpln.200700054>.

25. Badri D.V., Vivanco J.M., Regulation and function of root exudates, *Plant Cell Environ.*, 2009, Vol. 32, No. 6, pp. 666–681, DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2009.01926.x>.

26. Bais H.P., Weir T.L., Perry L.G., Gilroy S., Vivanco J.M., The role of root exudates in rhizosphere interactions with plants and other organisms, *Annu. Rev. Plant Biol.*, 2006, Vol. 57, No. 1, pp. 233–266, DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.57.032905.105159>.

27. Berendsen R.L., Pieterse C.M.J., Bakker P.A.H.M., The rhizosphere microbiome and plant health, *Trends Plant Sci.*, 2012, Vol. 17, No. 8, pp.

478–486.

28. Beylich A., Oberholzer H.R., Schrader S., Höper H., Wilke B.M., Evaluation of soil compaction effects on soil biota and soil biological processes in soils, *Soil Till. Res.*, 2010, Vol. 109, No. 2, pp. 133–143, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2010.05.010>.

29. Breland T.A., Hansen S., Nitrogen mineralization and microbial biomass as affected by soil compaction, *Soil Biol. Biochem.*, 1996, Vol. 28, No. 4–5, pp. 655–663, DOI: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00154-9](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00154-9).

30. Büks F., The recovery rate of free particulate organic matter is strongly reduced by conventional density fractionation of soil samples, *Biogeosciences Discussions*, 2022, Vol. 2022, pp. 1–9, DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-20-1529-2023>.

31. Carter M.R., Angers D.A., Kunelius H.T., Soil structural form and stability, and organic matter under cool-season perennial grasses, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1994, Vol. 58, No. 4, pp. 1194–1199, DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800040027x>.

32. Castellano M.J., Mueller K.E., Olk D.C., Sawyer J.E., Six J., Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept, *Global Change Biol.*, 2015, Vol. 21, No. 9, pp. 3200–3209, DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.12982>.

33. Cerli C., Celi L., Kalbitz K., Guggenberger G., Kaiser K., Separation of light and heavy organic matter fractions in soil – Testing for proper density cut-off and dispersion level, *Geoderma*, 2012, Vol. 170, pp. 403–416, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.10.009>.

34. Chabbi A., Kögel-Knabner I., Rumpel C., Stabilised carbon in subsoil horizons is located in spatially distinct parts of the soil profile, *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, Vol. 41, No. 2, pp. 256–261, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.10.033>.

35. Christensen B.T., Matching measurable soil organic matter fractions with conceptual pools in simulation models of carbon turnover: revision of model structure, In: *Evaluation of soil organic matter models: using existing long-term datasets*, Berlin: Springer Berlin Heidelberg, 1996, pp. 143–159.

36. Christensen B.T., Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover, *Eur. J. Soil Sci.*, 2001, Vol. 52, No. 3, pp. 345–353, DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2001.00417.x>.

37. Cotrufo M.F., Ranalli M.G., Haddix M.L., Six J., Lugato E., Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter, *Nature Geosci.*, 2019, Vol. 12, No. 12, pp. 989–994, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0484-6>.

38. Dascalu A.V., Owusu-Yeboah Z., Lungu I., Aniculaesi M., The influence

of dispersing agents on soil particle size analysis, *Buletinul Institutului Politehnic din Iasi. Sectia Constructii, Arhitectura*, 2022, Vol. 68, No. 1, pp. 125–140.

39. De Gryze S., Six J., Merckx R., Quantifying water- stable soil aggregate turnover and its implication for soil organic matter dynamics in a model study, *European Journal of Soil Science*, 2006, Vol. 57, No. 5, pp. 693–707, DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2005.00760.x>.

40. De Neve S., Hofman G., Influence of soil compaction on carbon and nitrogen mineralization of soil organic matter and crop residues, *Biol. Fertil. Soils.*, 2000, Vol. 30, pp. 544–549, DOI: <https://doi.org/10.1007/s003740050034>.

41. Denef K., Zotarelli L., Boddey R. M., Six J., Microaggregate-associated carbon as a diagnostic fraction for management-induced changes in soil organic carbon in two Oxisols, *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, Vol. 39, No. 5, pp. 1165–1172, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.12.024>.

42. Dessaux Y., Grandclément C., Faure D., Engineering the Rhizosphere, *Trends Plant Sci.*, 2016, Vol. 21, No. 3, pp. 266–278, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2016.01.002>.

43. Deurer M., Müller K., Kim I., Huh K.Y., Young I., Jun G.I., Clothier B.E., Can minor compaction increase soil carbon sequestration? A case study in a soil under a wheel-track in an orchard, *Geoderma*, 2012, Vol. 183, pp. 74–79, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.02.013>.

44. Dexter A.R., Richard G., Arrouays D., Czyż E.A., Jolivet C., Duval O., Complexed organic matter controls soil physical properties, *Geoderma*, 2008, Vol. 144, No. 3–4, pp. 620–627, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.01.022>.

45. Dexter A.R., Mechanics of root growth, *Plant and Soil*, 1987, Vol. 98, pp. 303–312, DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02378351>.

46. Dorioz J.M., Robert M., Chenu C., The role of roots, fungi and bacteria on clay particle organization. An experimental approach, In: *Soil Structure/Soil Biota Interrelationships*, Elsevier, 1993, pp. 179–194.

47. Dorodnikov M., Blagodatskaya E., Blagodatsky S., Fangmeier A., Kuzyakov Y., Stimulation of r-vs. K-selected microorganisms by elevated atmospheric CO₂ depends on soil aggregate size, *FEMS Microbiology Ecology*, 2009, Vol. 69, No. 1, pp. 43–52, DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2009.00697.x>.

48. Duddigan S., Shaw L.J., Alexander P.D., Collins C.D., A comparison of physical soil organic matter fractionation methods for amended soils, *Appl. Environ. Soil Sci.*, 2019, Vol. 2019, No. 1, pp. 3831241, DOI: <https://doi.org/10.1155/2019/3831241>.

49. Emerson W.W., The structure of soil crumbs, *J. Soil Sci.*, 1959, Vol. 10,

No. 2, pp. 235–244, DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1959.tb02346.x>

50. Gliński J., Horabik J., Lipiec J. (Eds.), *Encyclopedia of agrophysics*, Dordrecht: Springer, 2011, 1028 p.

51. Fatichi S., Or D., Walko R., Vereecken H., Young M. H., Ghezzehei T. A., Hengl T., Kollet S., Agam N., Avissar R., Soil structure is an important omission in Earth System Models, *Nature communications*, 2020, Vol. 11, No. 1, pp. 522, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-020-14411-z>.

52. Gattinger A., Ruser R., Schloter M., Munch J.C., Microbial community structure varies in different soil zones of a potato field, *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 2002, Vol. 165, No. 4, pp. 421–428, DOI: [https://doi.org/10.1002/1522-2624\(200208\)165:4<421::AID-JPLN421>3.0.CO;2-N](https://doi.org/10.1002/1522-2624(200208)165:4<421::AID-JPLN421>3.0.CO;2-N).

53. Georgiou K., Angers D., Champiny R.E., Cotrufo M.F., Craig M.E., Doetterl S., Grandy A.S., Lavallee J.M., Lin Y., Lugato E., Poeplau C., Rocci K.S., Schweizer S.A., Six J., Wieder W.R., Soil carbon saturation: what do we really know? *Global Change Biol.*, 2025, Vol. 31, No. 5, pp. e70197, DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.70197>.

54. Gerke K.M., Korostilev E.V., Romanenko K.A., Karsanina M.V., Going submicron in the precise analysis of soil structure: A FIB-SEM imaging study at nanoscale, *Geoderma*, 2021, Vol. 383, pp. 114739, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114739>.

55. Gill R., Burke I.C., Milchunas D.G., Lauenroth W.K., Relationship between root biomass and soil organic matter pools in the shortgrass steppe of eastern Colorado, *Ecosyst.*, 1999, Vol. 2, No. 3, pp. 226–236, DOI: <https://doi.org/10.1007/s100219900070>.

56. Gregory A.S., Ritz K., McGrath S.P., Quinton J.N., Goulding K.W.T., Jones R.J.A., Harris J.A., Bol R., Wallace P., Pilgrim E.S., Whitmore A.P., A review of the impacts of degradation threats on soil properties in the UK, *Soil Use Manag.*, 2015, Vol. 31, pp. 1–15, DOI: <https://doi.org/10.1111/sum.12212>.

57. Hassink J., Whitmore A.P., A model of the physical protection of organic matter in soils, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Vol. 61, No. 1, pp. 131–139, DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010020x>.

58. Helliwell J.R., Sturrock C.J., Miller A.J., Whalley W.R., Mooney S.J., The role of plant species and soil condition in the structural development of the rhizosphere, *Plant Cell Environ.*, 2019, Vol. 42, No. 6, pp. 1974–1986, DOI: <https://doi.org/10.1111/pce.13529>.

59. Holátko J., Brtnický M., Kučerík J., Kotianová M., Elbl J., Kintl A., Kynický J., Benada O., Datta R., Jansa J., Glomalin – Truths, myths, and the future of this elusive soil glycoprotein, *Soil Biology and Biochemistry*, 2021, Vol. 153, pp. 108116, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.108116>.

60. Holthusen D., Batistão A.C., Reichert J.M., Amplitude sweep tests to comprehensively characterize soil micromechanics: brittle and elastic interparticle bonds and their interference with major soil aggregation factors organic matter and water content, *Rheol. Acta.*, 2020, Vol. 59, No. 8, pp. 545–563, DOI: <https://doi.org/10.1007/s00397-020-01219-3>.
61. Horn R., Holthusen D., Dörner J., Mordhorst A., Fleige H., Scale-dependent soil strengthening processes – What do we need to know and where to head for a sustainable environment? *Soil Tillage Res.*, 2019, Vol. 195, pp. 104388, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104388>.
62. Horn R., Taubner H., Wuttke M., Baumgartl T., Soil physical properties related to soil structure, *Soil Tillage Res.*, 1994, Vol. 30, No. 2–4, pp. 187–216, DOI: [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(94\)90005-1](https://doi.org/10.1016/0167-1987(94)90005-1).
63. Jagadamma S., Steinweg J.M., Mayes M.A., Wang G., Post W.M., Decomposition of added and native organic carbon from physically separated fractions of diverse soils, *Biol. Fertil. Soils.*, 2014, Vol. 50, pp. 613–621, DOI: <https://doi.org/10.1007/s00374-013-0879-2>.
64. Jarvis N., Coucheney E., Lewan E., Klöffel T., Meurer K. H. Keller T., Larsbo M., Interactions between soil structure dynamics, hydrological processes, and organic matter cycling: A new soil- crop model, *Eur. J. Soil Sci.*, 2024, Vol. 75, No. 2, e13455, DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.13455>.
65. Jastrow J.D., Amonette J.E., Bailey V.L., Mechanisms controlling soil carbon turnover and their potential application for enhancing carbon sequestration, *Clim. Change*, 2007, Vol. 80, No. 1, pp. 5–23, DOI: <https://doi.org/10.1007/s10584-006-9178-3>.
66. Jha A., Bonetti S., Smith A.P., Souza R., Calabrese S., Linking soil structure, hydraulic properties, and organic carbon dynamics: A holistic framework to study the impact of climate change and land management, *J. Geophys. Res. Biogeosci.*, 2023, Vol. 128, No. 7, e2023JG007389, DOI: <https://doi.org/10.1029/2023JG007389>.
67. Jin K., Shen J., Ashton R.W., Dodd I.C., Parry M.A.J., Whalley W.R., How do roots elongate in a structured soil? *J. Exp. Bot.*, 2013, Vol. 64, No. 15, pp. 4761–4777, DOI: <https://doi.org/10.1093/jxb/ert286>.
68. Jin K., White P.J., Whalley W.R., Shen J., Shi L., Shaping an optimal soil by root – soil interaction, *Trends Plant Sci.*, 2017, Vol. 22, No 10, pp. 823–829.
69. Jones D.L., Nguyen C., Finlay R.D., Carbon flow in the rhizosphere: carbon trading at the soil – root interface, *Plant and soil*, 2009, Vol. 321, No. 1–2, pp. 5–33, DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-009-9925-0>.
70. Just C., Poeplau C., Don A., van Wesemael B., Kögel-Knabner I., Wiesmeier M., A simple approach to isolate slow and fast cycling organic carbon fractions in central European soils – Importance of dispersion method,

Front. Soil Sci., 2021, Vol. 1, 692583, DOI: <https://doi.org/10.3389/fsoil.2021.692583>.

71. Killham K., Amato M., Ladd J.N., Effect of substrate location in soil and soil pore-water regime on carbon turnover, *Soil Biol. Biochem.*, 1993, Vol. 25, No. 1, pp. 57–62, DOI: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(93\)90241-34](https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90241-34).

72. Kim H.M., Anderson S.H., Motavalli P.P., Gantzer C.J., Compaction effects on soil macropore geometry and related parameters for an arable field, *Geoderma*, 2010, Vol. 160, No. 2, pp. 244–251, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.09.030>.

73. Koebernick N., Daly K.R., Keyes S.D., Bengough A.G., Brown L.K., Cooper L.J., George T.S., Hallett P.D., Naveed M., Raffan A., Roose T., Imaging microstructure of the barley rhizosphere: particle packing and root hair influences, *New Phytol.*, 2019, Vol. 221, No. 4, pp. 1878–1889, DOI: <https://doi.org/10.1111/nph.15516>.

74. Kramer C., Gleixner G., Variable use of plant-and soil-derived carbon by microorganisms in agricultural soils, *Soil Biol. Biochem.*, 2006, Vol. 38, No. 11, pp. 3267–3278, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.04.006>.

75. Kravchenko A., Otten W., Garnier P., Pot V., Baveye P.C., Soil aggregates as biogeochemical reactors: Not a way forward in the research on soil–atmosphere exchange of greenhouse gases, *Glob. Change Biol.*, 2019, Vol. 25, No. 7, pp. 2205–2208, DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14640>.

76. Kravchenko A.N., Guber A.K., Soil pores and their contributions to soil carbon processes, *Geoderma*, 2017, Vol. 287, pp. 31–39, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.06.027>.

77. Kravchenko A.N., Negassa W.C., Guber A.K., Rivers M.L., Protection of soil carbon within macro-aggregates depends on intra-aggregate pore characteristics, *Sci. Rep.*, 2015, Vol. 5, No. 1, pp. 16261, DOI: <https://doi.org/10.1038/srep16261>.

78. Kravchenko A.N., Guber A.K., Razavi B.S., Koestel J., Quigley M.Y., Robertson G.P., Kuzyakov Y., Microbial spatial footprint as a driver of soil carbon stabilization, *Nat. Commun.*, 2019, Vol. 10, No. 1, pp. 3121, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-019-11057-4>.

79. Kravchenko A., Guber A., Gunina A., Dippold M., Kuzyakov, Y., Pore-scale view of microbial turnover: Combining ¹⁴C imaging, μ CT and zymography after adding soluble carbon to soil pores of specific sizes, *Eur. J. Soil Sci.*, 2021, Vol. 72, No. 2, pp. 593–607, DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.13001>.

80. Krull E.S., Baldock J.A., Skjemstad J.O., Importance of mechanisms and processes of the stabilization of soil organic matter for modelling carbon turnover, *Funct. Plant Biol.*, 2003, Vol. 30, No. 2, pp. 207–222, DOI: <https://doi.org/10.1071/FP02085>.

81. Kuzyakov Y., Mason-Jones K., Viruses in soil: Nano-scale undead drivers of microbial life, biogeochemical turnover and ecosystem functions, *Soil Biology and Biochemistry*, 2018, Vol. 127, pp. 305–317, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.09.032>.
82. Le Bissonnais Y., Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology, *Eur. J. Soil Sci.*, 1996, Vol. 47, No. 4, pp. 425–437, DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01843.x>.
83. Lehmann J., Kleber M., The contentious nature of soil organic matter, *Nature*, 2015, Vol. 528, No. 7580, pp. 60–68, DOI: <https://doi.org/10.1038/nature16069>.
84. Lehmann A., Zheng W., Rillig M.C., Soil biota contributions to soil aggregation, *Nat. Ecol. Evol.*, 2017, Vol. 1, No. 12, pp. 1828–1835, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0344-y>.
85. Leue M., Gerke H.H., Godow S.C., Droplet infiltration and organic matter composition of intact crack and biopore surfaces from clay- illuvial horizons, *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2015, Vol. 178, No. 2, pp. 250–260, DOI: <https://doi.org/10.1002/jpln.201400209>.
86. Lilley J.M., Kirkegaard J.A., Benefits of increased soil exploration by wheat roots, *Field Crops Res.*, 2011, Vol. 122, No. 2, pp. 118–130, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2011.03.010>.
87. Lin H., Three principles of soil change and pedogenesis in time and space, *Soil Science Society of America Journal*, 2011, Vol. 75, No. 6, pp. 2049–2070, DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0130>.
88. Lombard N., Prestat E., van Elsas J.D., Simonet P., Soil-specific limitations for access and analysis of soil microbial communities by metagenomics, *FEMS microbiology ecology*, 2011, Vol. 78, No. 1, pp. 31–49, DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2011.01140.x>.
89. Lucas M., Schlüter S., Vogel H.J., Vetterlein D., Roots compact the surrounding soil depending on the structures they encounter, *Sci. Rep.*, 2019, Vol. 9, No. 1, pp. 16236, DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-52665-w>.
90. Lützow M., Kögel- Knabner I., Ekschmitt K., Matzner E., Guggenberger G., Marschner B., Flessa H., Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review, *Eur. J. Soil Sci.*, 2006, Vol. 57, No. 4, pp. 426–445, DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00809.x>.
91. Malamoud K., McBratney A.B., Minasny B., Field D.J., Modelling how carbon affects soil structure, *Geoderma*, 2009, Vol. 149, No. 1–2, pp. 19–26, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.10.018>.
92. Manzoni S., Cotrufo F., Mechanisms of soil organic carbon and nitrogen stabilization in mineral associated organic matter – Insights from modelling in

phase space, *EGUsphere*, 2024, pp. 1–35, DOI: <https://doi.org/10.5194/egusphere-2024-1092>.

93. Materechera S.A., Dexter A.R., Alston A.M., Formation of aggregates by plant roots in homogenized soils, *Plant Soil*, 1992, Vol. 142, pp. 69–79, DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00010176>.

94. Meurer K.H.E., Chenu C., Coucheney E., Herrmann A.M., Keller T., Kätterer T., Svernnson D.N., Jarvis N., Modelling dynamic interactions between soil structure and the storage and turnover of soil organic matter, *Biogeosciences Discussions*, 2020, pp. 1–34, DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-17-5025-2020>

95. Mueller C.W., Kölbl A., Hoeschen C., Hillion F., Heister K., Herrmann A.M., Kögel-Knabner I., Submicron scale imaging of soil organic matter dynamics using NanoSIMS—from single particles to intact aggregates, *Org. Geochem.*, 2012, Vol. 42, No. 12, pp. 1476–1488, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2011.06.003>.

96. Mueller C.W., Baumert V., Carminati A., Germon A., Holz M., Kögel-Knabner I., Peth S., Schlüter S., Uteau D., Vetterlein D., Teixeira P., Vidal A., From rhizosphere to detritosphere – Soil structure formation driven by plant roots and the interactions with soil biota, *Soil Biol. Biochem.*, 2024, Vol. 193, pp. 109396, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2024.109396>.

97. Nawaz M.F., Bourrie G., Trolard F., Soil compaction impact and modelling. A review, *Agron. Sustain. Dev.*, 2013, Vol. 33, pp. 291–309, DOI: <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0071-8>.

98. Negassa W.C., Guber A., Kravchenko A., Marsh T., Hildebrandt B., Rivers M., Properties of soil pore space regulate pathways of plant residue decomposition and community structure of associated bacteria, *PLoS one*, 2015, Vol. 10, No. 4, e0123999, DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123999>.

99. Novara A., Armstrong A., Gristina L., Semple K.T., Quinton J., Effects of soil compaction, rain exposure and their interaction on soil carbon dioxide emission, *Earth Surf. Process. Landf.*, 2012, Vol. 37, No. 9, pp. 994–999, DOI: <https://doi.org/10.1002/esp.3224>.

100. Pankhurst C.E., Pierret A., Hawke B.G., Kirby J.M., Microbiological and chemical properties of soil associated with macropores at different depths in a red-duplex soil in NSW Australia, *Plant and Soil*, 2002, Vol. 238, pp. 11–20, DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1014289632453>.

101. Philippot L., Raaijmakers J.M., Lemanceau P., Van Der Putten W.H., Going back to the roots: the microbial ecology of the rhizosphere, *Nat. Rev. Microbiol.*, 2013, Vol. 11, No. 11, pp. 789–799, DOI: <https://doi.org/10.1038/nrmicro3109>.

102. Prieto I., Roumet C., Cardinael R., Dupraz C., Jourdan C., Kim J.H.,

- Maeght J.L., Mao Z., Pierret A., Portillo N., Roupsard O., Thammahacksa C., Stokes A., Root functional parameters along a land- use gradient: evidence of a community- level economics spectrum, *J. Ecol.*, 2015, Vol. 103, No. 2, pp. 361–373, DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12351>.
103. Puget P., Chenu C., Balesdent J., Total and young organic matter distributions in aggregates of silty cultivated soils, *Eur. J. Soil Sci.*, 1995, Vol. 46, No. 3, pp. 449–459, DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1995.tb01341.x>.
104. Quigley M.Y., Kravchenko A.N., Inputs of root-derived carbon into soil and its losses are associated with pore-size distributions, *Geoderma*, 2022, Vol. 410, pp. 115667, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115667>.
105. Rab M.A., Haling R.E., Aarons S.R., Hannah M., Young I.M., Gibson D., Evaluation of X-ray computed tomography for quantifying macroporosity of loamy pasture soils, *Geoderma*, 2014, Vol. 213, pp. 460–470, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.037>.
106. Ranjard L., Richaume A., Quantitative and qualitative microscale distribution of bacteria in soil, *Research in microbiology*, 2001, Vol. 152, No. 8, pp. 707–716, DOI: [https://doi.org/10.1016/S0923-2508\(01\)01251-7](https://doi.org/10.1016/S0923-2508(01)01251-7).
107. Rabot E., Wiesmeier M., Schlüter S., Vogel H.J., Soil structure as an indicator of soil functions: A review, *Geoderma*, 2018, Vol. 314, pp. 122–137, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009>.
108. Regelink I.C., Stoof C.R., Rousseva S., Weng L., Lair G.J., Kram P., Nikolaidis N.P., Kercheva M., Banwart S., Comans R.N., Linkages between aggregate formation, porosity and soil chemical properties, *Geoderma*, 2015, Vol. 247, pp. 24–37, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.01.022>.
109. Reid J.B., Goss M.J., Interactions between soil drying due to plant water use and decrease in aggregate stability caused by maize roots, *J. Soil Sci.*, 1982, Vol. 33, No. 1, pp. 47–53, DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01746.x>.
110. Richard G., Cousin I., Sillon J.F., Bruand A., Guérif J., Effect of compaction on the porosity of a silty soil: influence on unsaturated hydraulic properties, *Eur. J. Soil Sci.*, 2001, Vol. 52, No. 1, pp. 49–58, DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2001.00357.x>.
111. Rillig M.C., Mummey D.L., Mycorrhizas and soil structure, *New Phytol.*, 2006, Vol. 171, No. 1, pp. 41–53, DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01750.x>.
112. Rousk J., Bååth E., Fungal biomass production and turnover in soil estimated using the acetate-in-ergosterol technique, *Soil Biol. Biochem.*, 2007, Vol. 39, No. 8, pp. 2173–2177, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.03.023>.
113. Ruamps L.S., Nunan N., Pouteau V., Leloup J., Raynaud X., Roy V.,

- Chenu C., Regulation of soil organic C mineralisation at the pore scale, *FEMS Microbiol. Ecol.*, 2013, Vol. 86, No. 1, pp. 26–35, DOI: <https://doi.org/10.1111/1574-6941.12078>.
114. Sasse J., Martinoia E., Northen T., Feed your friends: do plant exudates shape the root microbiome? *Trends in Plant Science*, 2018, Vol. 23, No. 1, pp. 25–41, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2017.09.003>.
115. Schutter M., Dick R., Shifts in substrate utilization potential and structure of soil microbial communities in response to carbon substrates, *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, Vol. 33, No. 11, pp. 1481–1491, DOI: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00057-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00057-8).
116. Schweizer S.A., Perspectives from the Fritz- Scheffer Awardee 2021: Soil organic matter storage and functions determined by patchy and piled- up arrangements at the microscale, *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 2022, Vol. 185, No. 6, pp. 694–706, DOI: <https://doi.org/10.1002/jpln.202200217>.
117. Segoli M., De Gryze S., Dou F., Lee J., Post W.M., Denef K., Six J., AggModel: A soil organic matter model with measurable pools for use in incubation studies, *Ecol. Modell.*, 2013, Vol. 263, pp. 1–9, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.04.010>.
118. Sher Y., Baker N.R., Herman D., Fossum C., Hale L., Zhang X., Nuccio E., Saha M., Zhou J., Pett-Ridge J., Firestone M., Microbial extracellular polysaccharide production and aggregate stability controlled by switchgrass (*Panicum virgatum*) root biomass and soil water potential, *Soil Biol. Biochem.*, 2020, Vol. 43, pp. 107742, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107742>.
119. Smith A.P., Marin-Spiotta E., De Graaff M.A., Balser T.C., Microbial community structure varies across soil organic matter aggregate pools during tropical land cover change, *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, Vol. 77, pp. 292–303, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.05.030>.
120. Six J., Guggenberger G., Paustian K., Haumaier L., Elliott E.T., Zech W., Sources and composition of soil organic matter fractions between and within soil aggregates, *Eur. J. Soil Sci.*, 2001, Vol. 52, No. 4, pp. 607–618, DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2001.00406.x>.
121. Six J., Bossuyt H., Degryze S., Denef K., A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics, *Soil Tillage Res.*, 2004, Vol. 79, No. 1, pp. 7–31, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008>.
122. Six J., Elliott E.T., Paustian K., Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture, *Soil Biol. Biochem.*, 2000, Vol. 32, No. 14, pp. 2099–2103, DOI: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00179-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00179-6).
123. Spohn M., Carminati A., Kuzyakov Y., Soil zymography – a novel in

situ method for mapping distribution of enzyme activity in soil, *Soil Biol. Biochem.*, 2013, Vol. 58, pp. 275–280, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.12.004>.

124. Spohn M., Kuzyakov Y., Distribution of microbial-and root-derived phosphatase activities in the rhizosphere depending on P availability and C allocation – coupling soil zymography with ¹⁴C imaging, *Soil Biol. Biochem.*, 2013, Vol. 67, pp. 106–113, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.08.015>.

125. Stamati F.E., Nikolaidis N.P., Banwart S., Blum W.E., A coupled carbon, aggregation, and structure turnover (CAST) model for topsoils, *Geoderma*, 2013, Vol. 211, pp. 51–64, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.06.014>.

126. Stewart J.B., Moran C.J., Wood J.T., Macropore sheath: quantification of plant root and soil macropore association, *Plant and Soil*, 1999, Vol. 211, No. 1, pp. 59–67, DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1004405422847>.

127. Strickland M.S., Rousk J., Considering fungal: bacterial dominance in soils—methods, controls, and ecosystem implications, *Soil Biol. Biochem.*, 2010, Vol. 42, No. 9, pp. 1385–1395, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.05.007>.

128. Strong D.T., Sale P.W.G., Helyar K.R., The influence of the soil matrix on nitrogen mineralisation and nitrification. II. The pore system as a framework for mapping the organisation of the soil matrix, *Soil Research.*, 1998, Vol. 36, No. 5, pp. 855–872, DOI: <https://doi.org/10.1071/S97103>.

129. Strong D.T., Wever H.D., Merckx R., Recous S., Spatial location of carbon decomposition in the soil pore system, *Eur. J. Soil Sci.*, 2004, Vol. 55, No. 4, pp. 739–750, DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2004.00639.x>.

130. Tan X., Chang S.X., Soil compaction and forest litter amendment affect carbon and net nitrogen mineralization in a boreal forest soil, *Soil Till. Res.*, 2007, Vol. 93, No. 1, pp. 77–86, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.03.017>.

131. Tan X., Chang S.X., Kabzems R., Effects of soil compaction and forest floor removal on soil microbial properties and N transformations in a boreal forest long-term soil productivity study, *For. Ecol. Manag.*, 2005, Vol. 217, No. 2–3, pp. 158–170, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.061>.

132. Tisdall J.M., Oades J.M., Organic matter and water- stable aggregates in soils, *J. Soil Sci.*, 1982, Vol. 33, No. 2, pp. 141–163, DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x>.

133. Tomescu A.M.F., Megaphylls, microphylls and the evolution of leaf development, *Trends Plant Sci.*, 2009, Vol. 14, No. 1, pp. 5–12, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2008>.

134. Totsche K.U., Amelung W., Gerzabek M.H., Guggenberger G.,

- Klump E., Knief C., Lehdorff E., Mikutta R., Peth S., Prechtel A., Ray N., Kogel-Knabner I., Microaggregates in soils, *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 2018, Vol. 181, No. 1, pp. 104–136, DOI: <https://doi.org/10.1002/jpln.201600451>.
135. Treves D.S., Xia B., Zhou J., Tiedje J.M., A two-species test of the hypothesis that spatial isolation influences microbial diversity in soil, *Microbial Ecology*, 2003, Vol. 45, pp. 20–28, DOI: <https://doi.org/10.1007/s00248-002-1044-x>.
136. Ugawa S., Inagaki Y., Karibu F., Tateno R., Effects of soil compaction by a forestry machine and slash dispersal on soil N mineralization in *Cryptomeria japonica* plantations under high precipitation, *New For.*, 2020, Vol. 51, pp. 887–907, DOI: <https://doi.org/10.1007/s11056-019-09768-z>.
137. Valentine T.A., Hallett P.D., Binnie K., Young M.W., Squire G.R., Hawes C., Bengough A.G., Soil strength and macropore volume limit root elongation rates in many UK agricultural soils, *Ann. Bot.*, 2012, Vol. 110, No. 2, pp. 259–270, DOI: <https://doi.org/10.1093/aob/mcs118>.
138. Verchot L.V., Dutaur L., Shepherd K.D., Albrecht A., Organic matter stabilization in soil aggregates: Understanding the biogeochemical mechanisms that determine the fate of carbon inputs in soils, *Geoderma*, 2011, Vol. 161, No. 3–4, pp. 182–193, DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.12.017>.
139. Visser S., *Role of the soil invertebrates in determining the composition of soil microbial communities*, 1985.
140. Vogel H.J., Balseiro-Romero M., Kravchenko A., Otten W., Pot V., Schlüter S., Weller U., Baveye P.C., A holistic perspective on soil architecture is needed as a key to soil functions, *Eur. J. Soil Sci.*, 2022, Vol. 73, No. 1, pp. e13152, DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.13152>.
141. Wang B., Brewer P.E., Shugart H.H., Lerdau M.T., Allison S.D., Soil aggregates as biogeochemical reactors and implications for soil–atmosphere exchange of greenhouse gases – A concept, *Global Change Biol.*, 2019, Vol. 25, No. 2, pp. 373–385, DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14515>.
142. Waring B.G., Averill C., Hawkes C.V., Differences in fungal and bacterial physiology alter soil carbon and nitrogen cycling: insights from meta-analysis and theoretical models, *Ecol. Lett.*, 2013, Vol. 16, No. 7, pp. 887–894, DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.12125>.
143. White R.G., Kirkegaard J.A., The distribution and abundance of wheat roots in a dense, structured subsoil – implications for water uptake, *Plant Cell Environ.*, 2010, Vol. 33, No. 2, pp. 133–148, DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2009.02059.x>.
144. Yudina A., Kuzyakov Y., Dual nature of soil structure: The unity of aggregates and pores, *Geoderma*, 2023, Vol. 434, pp. 116478, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116478>.

145. Yudina A., Kuzyakov Y., Saving the face of soil aggregates, *Global Change Biol.*, 2019, Vol. 25, No. 11, DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14779>.
146. Yudina A., Ovchinnikova O., Cheptsov V., Fomin D., Localization of C cycle enzymes in arable and forest phaeozems within levels of soil microstructure, *Microorganisms*, 2023, Vol. 11, No. 5, pp. 1343, DOI: <https://doi.org/10.3390/microorganisms11051343>.
147. Young I.M., Crawford J.W., Rappoldt C., New methods and models for characterising structural heterogeneity of soil, *Soil and Tillage Research*, 2001, Vol. 61, No. 1–2, pp. 33–45, DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00188-X](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00188-X).
148. Young I.M., Ritz K., Can there be a contemporary ecological dimension to soil biology without a habitat? *Soil Biology and Biochemistry*, 1998, Vol. 30, No. 10–11, pp. 1229–1232, DOI: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00263-0](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00263-0).
149. Zech S., Schweizer S.A., Bucka F.B., Ray N., Kögel- Knabner I., Prechtel A., Explicit spatial modeling at the pore scale unravels the interplay of soil organic carbon storage and structure dynamics, *Global Change Biol.*, 2022, Vol. 28, No. 15, pp. 4589–4604, DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.16230>.
150. Zhang Y., King A.E., Hamilton E., Cotrufo M.F., Representing cropping systems with the MEMS 2 ecosystem model, *Agron. J.*, 2024, Vol. 116, No. 5, pp. 2328–2345, DOI: <https://doi.org/10.1002/agj2.21611>.
151. Zhang Y., King A.E., Hamilton E., Cotrufo M.F., Simulating measurable ecosystem carbon and nitrogen dynamics with the mechanistically defined MEMS 2.0 model, *Biogeosciences*, 2021, Vol. 18, No. 10, pp. 3147–3171, DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-18-3147-2021>.
152. Zhou J., Xia B.C., Treves D.S., Wu L.Y., Marsh T.L., O'Neill R.V., Palumbo A.V., Tiedje J.M., Spatial and resource factors influencing high microbial diversity in soil, *Applied and environmental microbiology*, 2002, Vol. 68, No. 1, pp. 326–334, DOI: <https://doi.org/10.1128/AEM.68.1.326-334.2002>.

Научное издание

Бюллетень Почвенного института
имени В.В. Докучаева

Выпуск 124
Почвенное органическое вещество

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 25.08.2025 г.
Подписано в печать 25.08.2025 г.
Формат 60×84/16. Бумага офсетная.
Усл. печ. л. 21,5 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