

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

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

БЮЛЛЕТЕНЬ
ПОЧВЕННОГО ИНСТИТУТА
имени В.В. ДОКУЧАЕВА

Выпуск 119

Москва
2024

<https://bulletin.esoil.ru>

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

V.V. DOKUCHAEV SOIL SCIENCE INSTITUTE

Dokuchaev Soil Bulletin

**(Byulleten Pochvennogo instituta
imeni V.V. Dokuchaeva)**

Volume 119

**Moscow
2024**

<https://bulletin.esoil.ru>

ББК П03
Б 98
УДК 631.4

Главный редактор:
Иванов А. Л., академик РАН

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

Редакционная коллегия:

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

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

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

Editorial board:

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

© ФГБНУ ФИЦ “Почвенный институт им. В.В. Докучаева”, 2024 г.
© Federal Research Centre “V.V. Dokuchaev Soil Science Institute”, 2024

СОДЕРЖАНИЕ

Микробиом постагрогенных палевых почв центральной Якутии <i>Поляков В.И., Петров А.А., Абакумов Е.В., Кимеклис А.К., Гладков Г.В., Андронов Е.Е.</i>	6
Разложение сидератов и высвобождение питательных элементов в условиях Субарктики, Кольский полуостров <i>Кашулина Г.М., Чуева Н.В., Литвинова Т.И., Никерова К.М.</i>	30
Свойства псаммоземов камских надпойменных террас и оценка их устойчивости к загрязнению Cu и Cd <i>Сайранова П.Ш., Еремченко О.З.</i>	66
Органический углерод как фактор дифференциации йода в почвенном покрове пастбищ Брянской и Орловской областей <i>Березкин В.Ю., <u>Коробова Е.М.</u>, Баранчуков В.С., Костин А.С.</i>	98
Поведение ¹³⁷ Cs в системе почва–растение в пойменных ландшафтах бассейна р. Сож <i>Силаев А.Л., Смольский Е.В., Сквикова Л.Д.</i>	123
Эффективность азотных удобрений и биопрепаратов под озимую рожь на дерново-подзолистой почве разной степени окультуренности <i>Волкова Е.С., Шайкова Т.В., Дятлова М.В.</i>	139
Изменение элементного состава компонентов агроценоза на серой лесной почве при длительном применении минеральных и органических удобрений <i>Котельникова А.Д., Борисочкина Т.И., Колчанова К.А., Шишкин М.А., Егоров Ф.С., Окорков В.В., Рогова О.Б.</i>	172
Вынос углерода из торфяных почв севера Западной Сибири в разных гидрологических условиях <i>Тимофеева М.В., Гончарова О.Ю., Матышак Г.В., Бочкова С.Д., Кадулин М.С.</i>	211

Выявление техносолой, сформировавшихся из промышленной пыли в районе города Йезд (Центральный Иран), с помощью наземной радиометрии

Akhavan-Ghalibaf M., Masoodi S., Shirazi-Chalashтары M., Delavarkhalafi A. 242

Открытая библиотека спектральных почвенных данных Бразилии

Novais J.J.M., Rosin N.A., Rosas J.T.F., Poppiel R.R., Dotto A.C., Paiva A.F.S., Bellinaso H., Albarracín H.S.R., Amorim M.T.A., Bartsch B. dos A., Vogel L.G., Mello D.C., Francelino M.R., Alves M.R., Falcioni R., Demattê J.A.M. 261

CONTENTS

Soil microbiome of Plaggic Anthrosol and Calcic Cryosols in Central Yakutia

Polyakov V.I., Petrov A.A., Abakumov E.V., Kimeklis A.K., Gladkov G.V., Andronov E.E. 6

Decomposition of green manure and nutrients release in Subarctic, Kola Peninsula

Kashulina G.M., Chueva N.V., Litvinova T.I., Nikerova K.M. 30

Properties of psammozems of the Kama terraces above the floodplain and assessment of their sustainability to pollution by Cu and Cd

Sairanova P.Sh., Eremchenko O.Z. 66

Organic carbon as a factor of iodine differentiation of the soil cover in the Bryansk and Oryol regions by iodine availability

Berezkin V.Yu., Korobova E.M., Baranchukov V.S., Kostin A.S. 98

Behavior of ¹³⁷Cs in the soil–plant system in the floodplain landscapes of the Sozh River basin

Silaeв A.L., Smolsky E.V., Skovikova L.D. 123

Efficiency of nitrogen fertilizers and biological preparations for winter rye on soddy-podzolic soil of different cultivation status

Volkova E.S., Shaikova T.V., Dyatlova M.V. 139

Changes in the elemental composition of agrocenosis components on gray forest soil under long-term application of mineral and organic fertilizers

*Kotelnikova A.D., Borisochkina T.I., Kolchanova K.A.,
Shishkin M.A., Egorov F.S., Okorkov V.V., Rogova O.B. 172*

Carbon leaching from peat soils in the North of Western Siberia under different hydrological conditions

*Timofeeva M.V., Goncharova O.Yu., Matyshak G.V.,
Bochkova S.D., Kadulin M.S. 211*

Identification of Technosols formed from industrial dust in the area of Yazd city (Central Iran) by ground-based radiometry

*Akhavan-Ghalibaf M., Masoodi S.,
Shirazi-Chalashтары M., Delavarkhalafi A. 242*

The Brazilian Soil Spectral Library data opening

*Novais J.J.M., Rosin N.A., Rosas J.T.F., Poppiel R.R., Dotto A.C.,
Paiva A.F.S., Bellinaso H., Albarracín H.S.R., Amorim M.T.A.,
Bartsch B. dos A., Vogel L.G., Mello D.C., Francelino M.R.,
Alves M.R., Falcioni R., Demattê J.A.M. 261*

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-6-29



Ссылки для цитирования:

Поляков В.И., Петров А.А., Абакумов Е.В., Кимеклис А.К., Гладков Г.В., Андронов Е.Е. Микробиом постагрогенных палевых почв центральной Якутии // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2024. Вып. 119. С. 6-29. DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-6-29

Cite this article as:

Polyakov V.I., Petrov A.A., Abakumov E.V., Kimeklis A.K., Gladkov G.V., Andronov E.E., Soil microbiome of Plaggic Anthrosol and Calcic Cryosols in Central Yakutia, Dokuchaev Soil Bulletin, 2024, V. 119, pp. 6-29, DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-6-29

Благодарность:

Работа выполнена при поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации в соответствии с соглашением № 075-15-2022-322 от 22 апреля 2022 г. О предоставлении гранта в форме субсидии из федерального бюджета Российской Федерации. Грант был предоставлен на государственную поддержку создания и развития научного центра мирового уровня “Агротехнологии будущего”.

Acknowledgments:

This work was also supported by the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation in accordance with agreement No. 075-15-2022-322 date 22 April 2022 on providing a grant in the form of subsidies from the Federal budget of Russian Federation. The grant was provided for state support for the creation and development of a World-class Scientific Center “Agrotechnologies for the Future”.

Микробиом постагрогенных палевых почв центральной Якутии

© 2024 г. В. И. Поляков^{1,2*}, А. А. Петров^{3**}, Е. В. Абакумов^{1***},
А. К. Кимеклис^{1,4****}, Г. В. Гладков^{1,4*****}, Е. Е. Андронов^{4,5*****}

¹Санкт-Петербургский государственный университет, Россия,
199034, Санкт-Петербург, Университетская наб., д. 7/9,

* <https://orcid.org/0000-0001-6171-3221>, e-mail: v.polyakov@spbu.ru,

** <https://orcid.org/0000-0002-5248-9018>, e-mail: e_abakumov@mail.ru,

*** <https://orcid.org/0000-0003-0348-7021>, e-mail: kimeklis@gmail.com,

**** <https://orcid.org/0000-0002-5489-1414>, e-mail: ruginodis@gmail.com.

²Арктический и Антарктический научно-исследовательский институт,
Россия, 199397, Санкт-Петербург, ул. Беринга, д. 38.

³Научно-исследовательский институт прикладной экологии Севера
СВФУ имени профессора Д.Д. Саввинова, Россия,
677027, Якутск, пр. Ленина, д. 63,
**e-mail: petrov_alexey@mail.ru.

⁴Всероссийский научно-исследовательский институт
сельскохозяйственной микробиологии, Россия,
196608, Санкт-Петербург, шоссе Подбельского, д. 3,
***** <https://orcid.org/0000-0002-5204-262X>, e-mail: eeandr@gmail.com.

⁵ФИЦ “Почвенный институт им. В.В. Докучаева”, Россия,
119017, Москва, Пыжевский пер, 7, стр. 2.

Поступила в редакцию 05.09.2023, после доработки 16.10.2023,
принята к публикации 04.06.2024

Резюме: Изучено микробное сообщество палевых почв естественных, залежных и сельскохозяйственных экосистем центральной Якутии. Использован метод высокопроизводительного секвенирования фрагмента гена 16S рРНК на секвенаторе Illumina MiSeq. В палевых почвах залежных земель происходит снижение содержания питательных веществ по отношению к землям, вовлеченным в сельскохозяйственный оборот. В составе микробиома палевых почв преобладают бактерии из филумов Acidobacteria, Actinobacteria, Verrucomicrobiota, Pseudomonadota (Alphaproteobacteria, Gammaproteobacteria), Bacterioidota, Chloroflexi, Planctomycetota. Выявлена высокая численность таксонов микроорганизмов *Udaobacter*, *Pirullulacea* и Acidobacteriota, характерных для микробиома мерзлотных почв. Почвы залежей и пашни характеризовались более высокими индексами микробного альфа-разнообразия по сравнению с почвами естественных экосистем. В почве залежи повышалась представленность архей и филума Chloroflexi, при этом снижалась доля Verrucomicrobiota и Acidobacteriota. До 17.8% филотипов в таксономическом составе микробиома палевых почв являются уникальными и до 25.7% – общими между залежными и фоновыми участками. Анализ бета-разнообразия микробиома разных типов земель свидетельствуют о том, что палевые почвы залежей центральной Якутии за последние 30 лет претерпели значительную трансформацию в сторону зональных почвенных рядов.

Ключевые слова: 16S-ампликоны; биоразнообразие почв; высокопроизводительное секвенирование; криогенные почвы.

Soil microbiome of Plaggic Anthrosol and Calcic Cryosols in Central Yakutia

© 2024 V. I. Polyakov^{1,2*}, A. A. Petrov^{3**}, E. V. Abakumov^{1***},
A. K. Kimeklis^{1,4****}, G. V. Gladkov^{1,4*****}, E. E. Andronov^{4,5*****}

¹*St. Petersburg State University,*
7/9 Universitetskaya nab., St. Petersburg 199034, Russian Federation,
*<https://orcid.org/0000-0001-6171-3221>, e-mail: v.polyakov@spbu.ru,
***<https://orcid.org/0000-0002-5248-9018>, e-mail: e_abakumov@mail.ru,
****<https://orcid.org/0000-0003-0348-7021>, e-mail: kimeklis@gmail.com,
*****<https://orcid.org/0000-0002-5489-1414>, e-mail: ruginodis@gmail.com.

²*Arctic and Antarctic Research Institute,*
38 Beringa Str., St. Petersburg 199397, Russian Federation

³*Research Institute of Applied Ecology of the North,*
Professor D. D. Savvinov SVFU,
43 Lenin Ave., Yakutsk 677027, Russian Federation,
** e-mail: petrov_alexey@mail.ru.

⁴*All-Russian Research Institute of Agricultural Microbiology,*
3 Podbelskoye highway, St. Petersburg 196608, Russian Federation,
*****<https://orcid.org/0000-0002-5204-262X>, e-mail: eeandr@gmail.com.

⁵*Federal Research Centre "V.V. Dokuchaev Soil Science Institute",*
7 Bld. 2 Pyzhevskiy per., Moscow 119017, Russian Federation.

Received 05.09.2023, Revised 16.10.2023, Accepted 04.06.2024

Abstract: Soil microbiome makes a significant contribution to the implementation of ecosystem services, which are necessary for the sustainable functioning of ecosystems. Soils of central Yakutia develop under dynamic physical and chemical conditions (long-term freezing/thawing processes, redistribution of nutrients), which ensures the formation of a specific microbial community in natural and anthropogenically transformed areas. The object of the study was the natural, fallow, and agricultural soils of central Yakutia. The method of high-throughput sequencing of 16S rRNA gene fragment on Illumina MiSEQ sequencer was used to analyze the microbial community. As a result, in fallow lands a decrease in nutrients was revealed if compared to the lands involved in agricultural turnover. Based on the composition of the microbiome it was observed that the most common phyla are Acidobacteria, Actinobacteria, Verrucomicrobiota, Pseudomonadota (Alphaproteobacteria, Gammaproteobacteria), Bacterioidota, Chloroflexi, Planctomycetota. The presence of a core set of microorganisms for the studied

soils was recorded, up to 17.8% of phylotypes are unique and up to 25.7% are common to fallow lands and background plots. Microbial communities vary depending on geographical locations and on types of natural resource use. The most distinct microbial communities are formed in hydromorphic soils with the development of gley processes, as well as in agricultural soils.

Keywords: 16S amplicons; soil biodiversity; high-throughput sequencing; permafrost affected soils.

INTRODUCTION

The central part of Yakutia has been a major agricultural center for a long time, but today, most of the land is fallow and subject to self-restoration processes. As a result of cryogenic processes, landscape transformation, degradation of soil cover, removal of nutrients and regular changes in soil microbiome occur. The soil microbiome plays a significant role in vegetation development, and soil nutrient redistribution, and influences the quality of life of the population (Jansson, Hofmockel, 2019; Suman et al., 2022). Therefore, the study of soil microbiomes is an important step toward sustainable agriculture, especially in soils affected by permafrost processes (Santos, Olivares, 2021). Soils of the central part of Yakutia are represented by permafrost Calcic Cryosols, which are formed under conditions of low temperatures and short growing seasons (Ivanova et al., 2013). The unique geological and geochemical features of central Yakutia determine the specific composition of microflora that develops under conditions of dynamic change of physical and chemical environmental factors in a wide range of low temperatures (Ivanova et al., 2014). However, natural and anthropogenically transformed soils are extremely poorly studied and there is still no complete picture of the quantitative and qualitative composition of soil microbiota in permafrost landscapes of Yakutia (Kuzmina et al., 2021). From the previously obtained data, it was revealed that the greatest influence on the composition of soil microbiota in the soils of central Yakutia is exerted by the presence of moisture in the soil profile. A characteristic feature of these soils is the content of a high number of bacteria throughout the entire profile of the studied soils (Kuzmina et al., 2021). Climatic conditions, the presence of carbonates in the parent rocks, and the proximity of a large river lead to intensive agriculture in the region (Okoneshnikova, 2015). Among oth-

er regions located in the Arctic sector of the Russian Federation, Yakutia is the least urbanized territory, indicating a relatively high proportion of the rural population engaged in agriculture and animal husbandry. In Yakutia, there were 19 446.5 thousand ha of agricultural lands in 2021, but the share is annually decreasing, as far as in 2005 the area of agricultural lands amounted to 24 632.1 thousand ha. The gradual transition of lands into fallows negatively affects the state of soil cover, which leads to soil degradation and loss of fertility (Ahmad et al., 2022; Mitin et al., 2024). As a result of agro-landscape degradation, the soil cover is transformed into natural ecosystems (Desyatkin et al., 2021). Along with the change of leading soil-forming processes, the soil microbiome is changing as well (Santos, Olivares 2021; Zverev et al., 2022). The ecosystem services performed by the soil microbiome are vital for soil carbon sequestration and nutrient supply to plants, so the importance of the soil microbiome in soil conservation cannot be overestimated (Jansson, Hofmockel, 2019).

The soil microbiome plays an important role in ecosystem functioning and is largely responsible for the balance of carbon and other nutrients, the microbiome plays a key role in climate regulation, including the production or consumption of greenhouse gases (Jansson, Hofmockel, 2019). From a fertility perspective, the soil microbiome can influence plant growth, and be used as part of plant defense against pests (Dubey et al., 2019). During secondary succession, plant communities change, and with it the soil microbiome changes (Lin et al., 2021). Afforestation of the area and formation of phytocenoses on the site of former pastures and arable land leads to carbon storage in plant biomass, but the degradation of agricultural soils leads to a decrease in soil organic carbon that was stored here as a result of anthropogenic activities (Suman et al., 2022). Under climate change, pastures and fallow lands will be increasingly exposed to natural events such as fires, droughts, and floods (Jansson, Hofmockel, 2019). Over the last few years, fires have become more frequent in Yakutia, starting in late spring and lasting until late summer (Polyakov et al., 2022). During the upper fires, the upper soil cover, which is exposed to the direct impact of fire, suffers the greatest damage, the litter and the upper humus-accumulative horizon are burned out, and microorganisms eliminate (Chebykina et al., 2022; Desyatkin et al., 2024). Fires result in de-

creased rates of soil carbon sequestration, which is associated with decreased biodiversity of the soil microbiome and disruption of the integrity of internal carbon polymer production links that contribute to soil aggregate formation and carbon sequestration (Jansson, Hofmockel, 2019). The soil microbiome provides key ecosystem services, regulation of water, and nutrients, and is involved in carbon balance, carbon sequestration energy redistribution, and humification (Jansson, Hofmockel, 2019; Suman et al., 2022; Santos, Olivares, 2021). Studying the soil microbiome of Yakutia is important in terms of climate change and food security of the largest region in Russia. Under the conditions of permafrost degradation, natural phenomena, and soil transition to fallow state, it is necessary to study the soil microbiome and its response to landscape transformation, this determines the purpose of this study.

MATERIALS AND METHODS

Study area. Soil sampling was carried out during fieldwork at the end of the summer of 2021 in 3 replicates from each spot. Soils were selected from arable and fallow lands as well as zonal terrestrials. The area of study is shown in Fig.1.

Yakutsk is located in the Tuimaada valley on the left bank of the Lena River, in its middle reaches. It is the largest city located in the permafrost zone. Soil sampling took place on the Prilensky plateau. It is composed of Cambrian and Ordovician gypsiferous and saline limestones and dolomites (Polyakov et al., 2022; Okoneshnikova, Ivanova 2020). The vegetation cover is represented by taiga pine and larch forests. The climate is sharply continental with long frosty, low-snow winters. The temperature drops to -45°C in winter. Summers are moderately warm ($15\text{--}17^{\circ}\text{C}$), during which most precipitation falls. Precipitation is about 350–450 mm per year (Polyakov et al., 2022; Okoneshnikova, Ivanova, 2020).

Soil sampling was conducted in the west of the city. Soil samples were collected from the fallow land (Y1), hayfield formed on fallow land (Y7), land used in modern agriculture (Y13), and zonal soil formation variants (Y3, Y9, Y11) (Fig. 2).

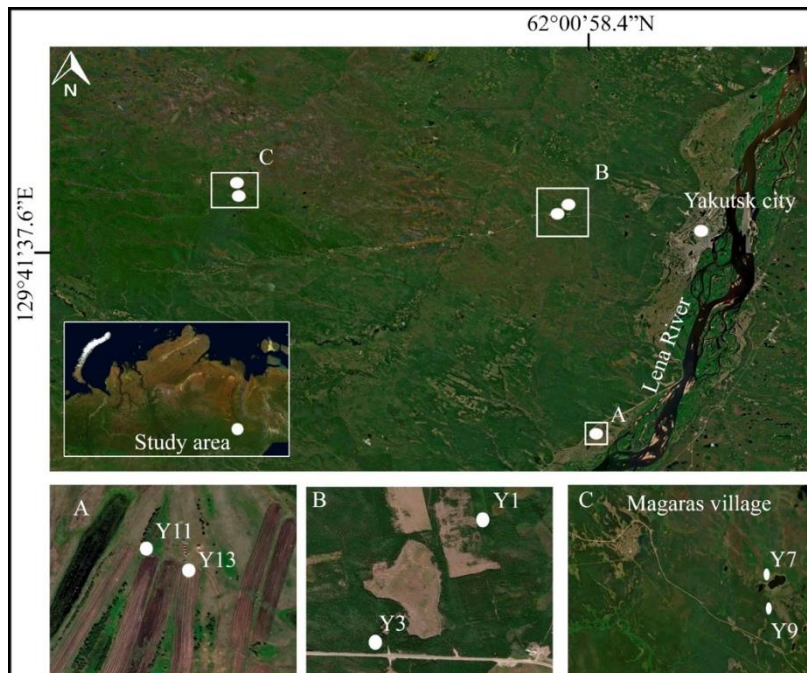


Рис.1. Область исследования в центральной части Якутии.
Fig. 1. The study area of the central part of Yakutia.

The description of soil profiles is presented in Table 1.

Soil samples were frozen at the time of collection and delivered to the Applied Ecology Laboratory of Saint-Petersburg state University. Samples were stored at +4 °C to analyze the main agrochemical parameters and pH. For all samples, the main nutrition parameters were determined: pH, available phosphorus and potassium, ammonium and nitrate nitrogen. The chemical parameters are presented in Table 2.

Microbiome analysis. For the microbiome analysis upper horizon of each soil was chosen. DNA was isolated from six soil samples in three replicates using the NucleoSpin Soil Kit (Macherey-Nagel GmbH & Co. KG, Germany) and a Precellus 24 homogenizer (Bertin, USA). The quality control of the isolation was carried out by PCR and agarose gel electrophoresis.

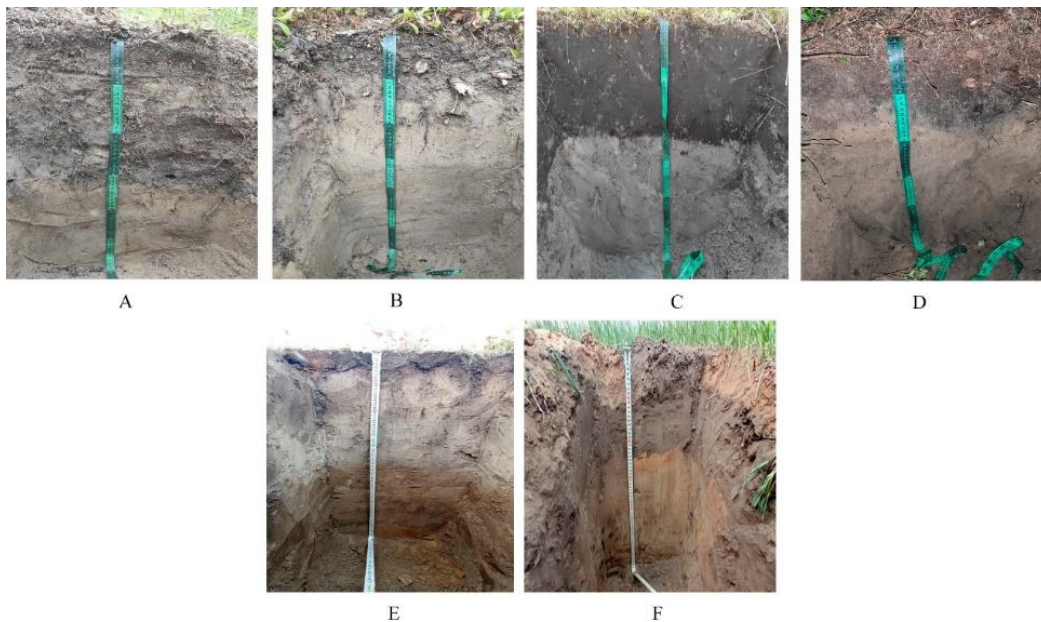


Рис. 2. Изученные почвенные профили. А – залежные почвы Y1; В – зональные палевые почвы Y3; С – залежные почвы, используемые под сенокос Y7; D – зональные палевые почв Y9; E – зональные палевые почвы Y11; F – сельскохозяйственные почвы Y13.

Fig. 2. The studied soil profiles. A – fallow land Y1; B – zonal Calcic Cryosol Y3; C – hayfield formed on fallow land Y7; D – zonal Calcic Cryosol Y9; E – zonal Calcic Cryosol Y11; F – arable land Y13.

Таблица 1. Общая информация о строении почвенного профиля
Table 1. The general information of studied soils

Soil ID	Horizon*	Depth, cm	Description	Color	Location	Coordinates	Soil name**
Y1	Ah	0–6	Horizon with accumulation of organic matter	7.5YR 3/4	Fallow lands, began to overgrow by <i>Betula platyphylla</i>	N 62°06' 07.6" E 129°16'39.9"	Plaggic Anthrosol*** (Loamic)
	Abhp	6–30	Buried ploughing horizon with accumulation of organic matter, inclusion of coal	7.5YR 7/2			
Y3	Ah	4–15	Horizon with accumulation of organic matter	7.5YR 6/1	Background forest with domination of <i>Larix dahurica.</i>	N 62°05'27.7" E 129°15'19.6"	Calcic Cryosol (Loamic)
Y7	Ahp	0–24	Ploughing horizon with accumulation of organic matter	7.5YR 4/1	Fallow land, today it is used as a hayfield.	N 62°08'11.5" E 128°11'41.5"	Plaggic Anthrosol (Loamic)

Продолжение таблицы 1
Table 1 continued

Soil ID	Horizon*	Depth, cm	Description	Color	Location	Coordinates	Soil name**
Y9	Ah	5–13	Horizon with accumulation of organic matter	7.5YR 6/1	Background forest with domination of <i>Larix dahurica</i> .	N 62°07'33.2" E 128°11'38.3"	Calcic Cryosol (Loamic)
	A/Bp	26–55	Transit ploughing horizon	7.5YR 7/2			
Y11	Ah	0–6	Horizon with accumulation	7.5YR 4/2	Background forest with domination of <i>Betula platyphylla</i> .	N 62°41'06.1" E 129°22'46.4"	Calcic Cryosol (Loamic)
Y13	Ahp	0–25	Ploughing horizon with accumulation of organic matter	7.5YR 5/3	Modern arable land with oats.	N 61°41'04.9" E 129°22'50.9"	Plaggic Anthrosol (Loamic)
	Bt	25–40	Horizon with illuvial concentration	7.5YR 6/4			

Note. * Guidelines for soil description (2006); ** WRB (2015); *** Fallow lands.

Таблица 2. Распределение важнейших агрохимических характеристик почв, мг/кг

Table 2. The main agrochemical parameters of studied soils, mg/kg

Soil ID	pH	P ₂ O ₅	K ₂ O	NH ₄	NO ₃
Y1	5.72	40	39	8.07	0.80
Y3	5.23	29	174	18.30	2.74
Y7	5.47	346	43	6.95	2.73
Y9	5.60	40	53	12.60	2.46
Y13	6.08	210	180	33.10	25.5
Y11	6.95	313	35	7.78	5.18
Min	5.23	29	35	6.95	0.8
Max	6.95	346	180	33.10	25.5
Mean	5.84	163	87	14.46	6.56
Standart deviation	0.61	145	69	10.07	9.37
p-value	<0.02				

Due to the well-developed methods of taxonomical annotation and relatively representative sequencing, the v4 variable region (f515/r806) of the 16S rDNA gene was selected for future analysis. Sequencing of the variable region was performed on the Illumina MiSeq sequencer using primers f515 (GTGCCAGCMGCCGCGGTAA) and r806 (GGA CTACVSGGGTATCTAAT) (Bates et al., 2010). The general processing of sequences was carried out on the dada2 (v1.14.1) package (Callahan, 2016). Reads were filtered by length (240 bp for forwards and 180 for reverse) and expected error rate (maxEE = 2) no N was allowed. Reads were paired by the “consensus” method, and annotated using Bayesian Naive classifier using SILVA 138 database as the training set (Quast, 2013). The main diversity analysis of the results was carried out using the phyloseq (v1.30.0) package in R (v3.6.3) (McMurdie, Holmes, 2013). Differential abundance of taxa in pairwise comparisons was estimated using DESeq2 (v1.26.0) (Love, Andres, 2017). The Difference in the abundances (marking phylotype as “variable”) was determined by two thresholds (baseMean >=10 and

$\log_2\text{FoldChange} \geq 2$) and $p\text{-adj}$ (Langfelder, Horvath, 2008). The WGCNA method was used to reveal the main phylotypes, the presence of which in microbiomes was influenced by the chemical parameters of the soil.

RESULTS AND DISCUSSION

The distribution of biogenic elements in the studied soils is presented in Fig. 3.

The highest content of nutrients, as expected, is observed in agricultural soils, this is due to the systematic application of mineral and organic fertilizers to the soil. The fallow lands are characterized by a significant decrease in the content of the main agrochemical indicators, it is associated with the processes of degradation of soil cover, removal of nutrients from soils, and transformation of fallow land soils in the direction of zonal soil formation.

For comparative assessment of the soil microbiome structure, NMDS analysis of beta diversity (Bray-Curtis) was carried out (Fig. 4). Samples were not grouped either by type or geographic location. The greatest differences were observed in the sample Y7 hayfield formed on fallow land, and in the soil sample Y13 taken from modern arable land. According to the NMDS diversity, samples of fallow soil Y1 and zonal soils Y3 and Y9 are in the same cluster, which indicates that the microbiome of fallow soils currently corresponds to the microbiome of zonal soils of Central Yakutia. The transition of Y1 to fallow took place about 30 years ago, since that time, the process of soil cover degradation and soil formation according to zonal type occurred. Significant differences in the microbiome of Y7 hayfield formed on fallow land can be caused by the fact that haying operations have been carried out on the presented soils for a long time. The investigated soils are also characterized by signs of staling starting from 24 cm, which may influence the change in microbiome composition. The microbiome of soils Y11 and Y13 have significant differences compared to other samples, which is related to the underlying parent rocks. These soils have alluvial origin because they are located in the bed of an ancient river.

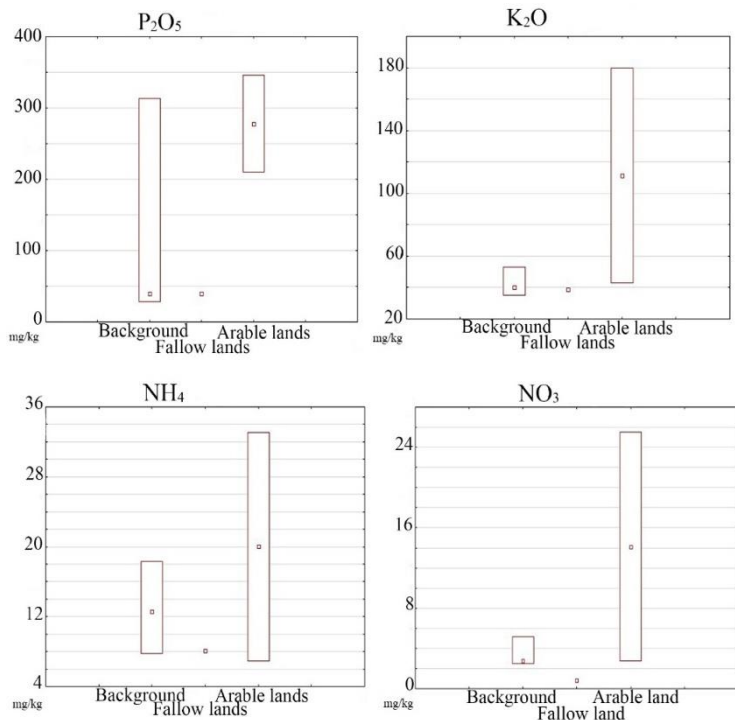


Рис. 3. Распределение важнейших агрохимических характеристик почв.
Fig. 3. The distribution of main agrochemical parameters of studied soils.

The most represented phyla in the microbiomes by relative representation (in descending order) are Acidobacteriota, Actinobacteriota, Verrucomicrobiota, Pseudomonadota (Alphaproteobacteria), Bacteroidota, Planctomycetota (Fig. 5). It is necessary to note that the samples described above are characterized by changes in relative representation already at the level of individual phylum. The hayfield formed on fallow land Y7 shows the most specific taxonomic profile. The relative representation of Archaea and Chloroflexi is higher, and the proportion of Verrucomicrobiota and Acidobacteriota is lower. The high difference in hayfield formed on fallow land Y7, apparently, is the processes of gleying, which take place in the underlying horizons, which leads to the suppression of microorganisms. When comparing fallow soil Y1

and modern agricultural soil, we can note that in fallow soil there is a decrease in such major phyla as Actinobacteriota, Verrucomicrobiota, Chloroflexi, Crenarhaeota and Myxococcota. Among the background soils, the greatest difference is noted in sample Y11. Different types of land use are characterized by the presence of a core set of microorganisms (Fig. 6). At the same time, background soils do not differ qualitatively in contrast to fallow soils. Up to 17.8% of phlotypes are unique to each soil type. Up to 25.7% of phlotypes are common to fallow soils and background plots.

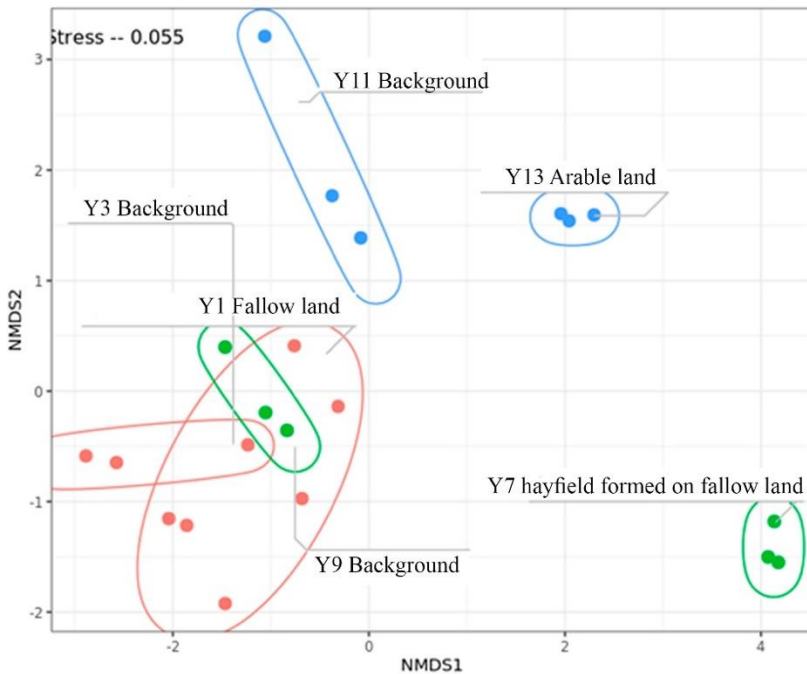


Рис. 4. NMDS для бета-разнообразия (Брей-Кертис). Эллипсы ограничивают повторы в пределах одного образца почвы. Цвет образцов соответствует месту отбора: синий – А (Y11, Y13), красный – В (Y1, Y3), зеленый – С (Y7, Y9).

Fig. 4. NMDS for beta diversity (Bray-Curtis). Ellipses confine replicates within one soil sample. The color of the samples corresponds with the sampling site: blue – А (Y11, Y13), red – В (Y1, Y3), green – С (Y7, Y9).

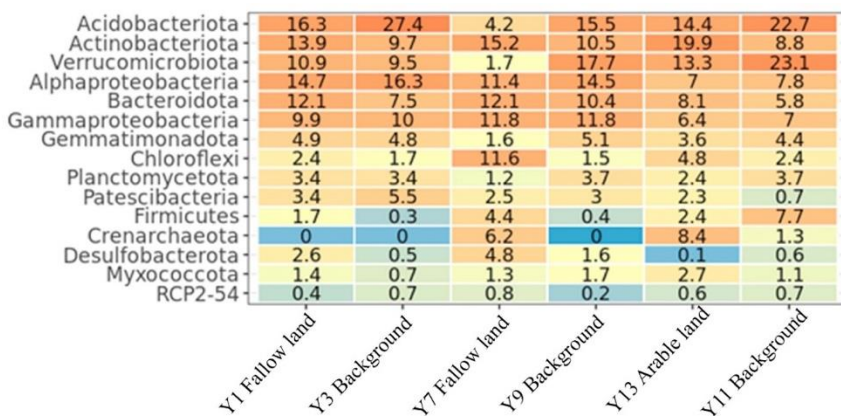


Рис. 5. Мажорные филумы – относительное обилие, от наибольшего (оранжевый) к наименьшему (синий). Представители филума Pseudomonadota показаны на уровне классов.

Fig. 5 Major phyla – relative abundance, from the highest (orange) to the lowest (blue). Pseudomonadota representatives are shown on the class level.

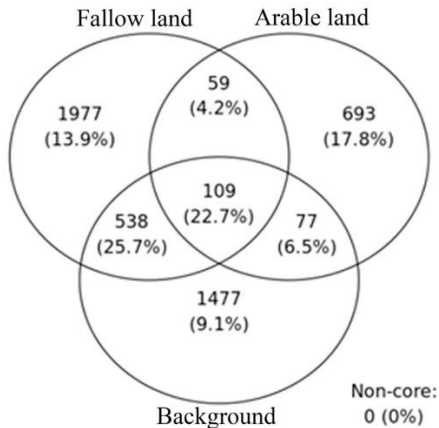


Рис. 6. Диаграмма Венна, показывающая количество уникальных и общих представителей микробных сообществ среди исследованных почв с различными типами использования земель.

Fig. 6. Venn diagram illustrating quantity of the unique and common phylotypes of soil microbial communities for the sampling sites with different types of land use.

Alpha diversity indices show the general pattern except for the sample Y13 (arable land) – there indices characterizing evenness of diversity are higher (Fig. 7). Non-reclaimed soils are characterized by relatively low indices of uniformity of diversity, which may be associated with the lack of organic and mineral fertilizers applied, as well as degradation of soil cover. However, when comparing fallow soils with natural soils, it is noted that the alpha diversity of microorganisms in fallow soils is higher than in natural soils. A significant decrease in the alpha-diversity index in Y13 can be related to the pH value close to neutral, while other samples have an acidic and slightly acidic reaction.

WGCNA analysis was used to identify phlotypes that would be characteristic of the core, yet dynamically respond in similar ways to environmental factors (Fig. 8).

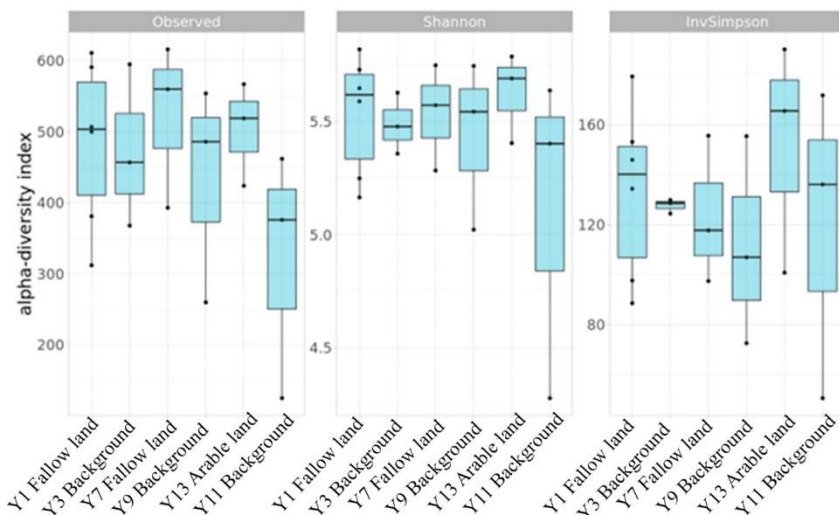


Рис. 7. Альфа-индексы разнообразия, слева направо: Наблюдаемый, Шеннона и инвертированный Симпсона.

Fig. 7. Alpha diversity indices, from left to right: Observed, Shannon and Inverted Simpson.

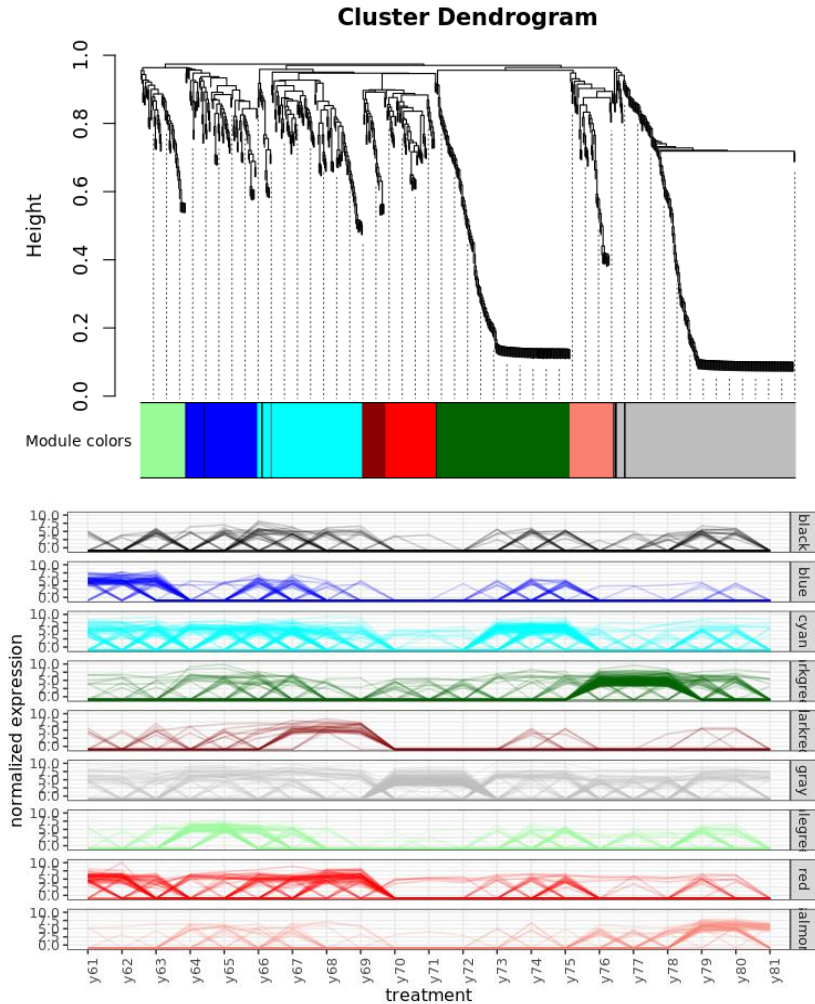


Рис. 8. Анализ WGCNA. Сверху – кластеризация совместно изменяющихся филофитов (использовался неориентированный граф) и выделение значимых кластеров филофитов. Снизу – динамика изменений отдельных кластеров.

Fig. 8. WGCNA analysis. Top – clustering of jointly changing phylotypes (undirected graph was used) and selection of significant clusters of phylotypes. Below – the dynamics of changes in the individual clusters.

A cluster of 223 phylotypes was identified, which varied in abundance together and were present in most of the samples. It should be noted that this cluster is taxonomically uneven. It is characterized by the presence of groups of microorganisms (*Udaeobacter*, *Pirullulaceae*, *Acidobacteriota*) difficult to cultivate and typical of soils of the far north and characterized by complex reactions to such soil properties as pH and complex carbon sources (Fig. 9).

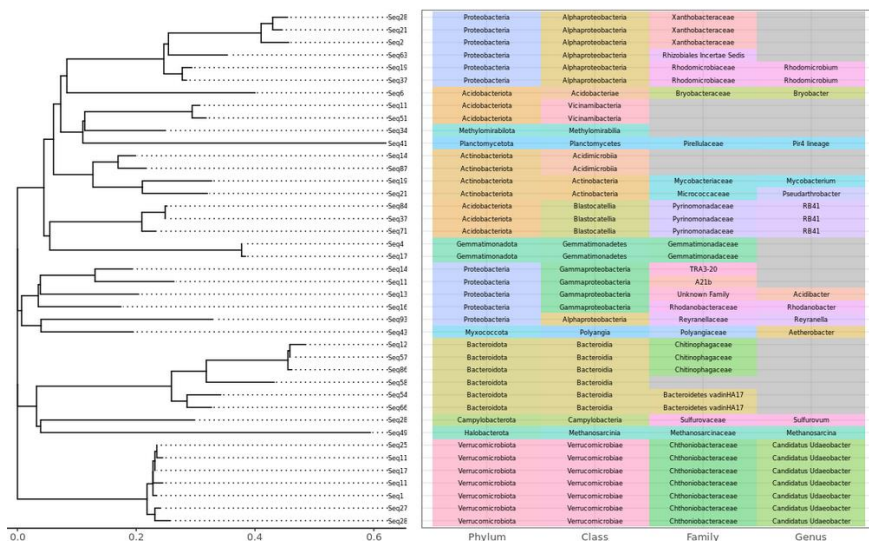


Рис. 9. Филогенетическое положение основных филотипов в “сером” кластере – кластере, содержащем основные филотипы.

Fig. 9. Phylogenetic position of major phylotypes in the “gray” cluster, a cluster containing core phylotypes.

Spearman correlation analysis was used to analyze the statistical relationship between the main agrochemical indicators and major phyla (Table 3). From the obtained data we can note that Acidobacteriota and Actinobacteriota have a strong statistical relationship with pH and NO₃ (r = 1), Verrucomicrobiota c P₂O₅ (r = 0.98), Alphaproteobacteria c K₂O and NH₄ (r = 1), etc. However, these levels of the statistical rela-

tionship differ depending on soil formation conditions, so, for example, on soils affected by fires according to Mantel's test there was no statistical relationship between pH reaction and agrochemical parameters, but there was a strong positive correlation between major phyla and soil substrate-induced respiration. Thus, we can conclude that these indicators only indirectly indicate that although there is a strong positive relationship between phyla, but they do not fully determine the composition of the soil microbiome.

Таблица 3. Коэффициент ранговой корреляции Спирмена основных агрохимических параметров и мажорных филогенетических групп
Table 3. Spearman correlation of main agrochemical parameters and major phyla

Major phyla	pH	P ₂ O ₅	K ₂ O	NH ₄	NO ₃
<i>Acidobacteriota</i>	1	0.19	0.65	0.65	1
<i>Actinobacteriota</i>	1	0.60	0.29	0.65	1
<i>Verrucomicrobiota</i>	0.10	0.98	0.56	0.71	0.56
<i>Alphaproteobacteria</i>	0.13	0.11	1	1	0.13
<i>Bacteroidota</i>	0.54	0.78	0.93	0.54	0.12
<i>Gammaaproteobacteria</i>	0.10	0.88	0.93	0.43	0.20
<i>Chloroflexi</i>	0.72	0.07	0.93	0.50	0.55
<i>Planctomycetota</i>	0.51	0.50	0.46	0.97	0.77
<i>Patescibacteria</i>	0.10	0.07	0.56	0.56	0.17
<i>Firmicutes</i>	0.13	0.01	0.24	0.17	0.41
<i>Crenarchaeota</i>	0.45	0.09	0.73	1	0.16
<i>Desulfobacterota</i>	0.56	0.51	0.17	0.03	0.10
<i>Myxococcota</i>	0.41	0.83	0.41	0.41	1
RCP2-54	0.67	0.26	0.77	0.37	0.43

The obtained data show the specificity of the microbiome of soils of the far north. One of the characteristic features of these soils is the growth of microbiome diversity in agrocenoses with changes in the representation of specific groups of microorganisms between samples.

The studied soils are characterized by non-significant differences between fallow, natural and agricultural soils. However, according to the beta diversity index (Fig. 4), fallow soils that are subject to natural self-restoration are in the same cluster as background soils. This indicates a gradual degradation of fallow soils and their transformation towards zonal Calcic Cryosol. Such dynamics were noted by us during the micromorphological analysis of soils, fallow soils subjected to self-restoration have less developed soil structure, which indicates the process of land degradation (Polyakov et al., 2022). Up to 25.7% of phylotypes are common to fallow soils and background plots, this indicates the fact that fallow soils have been undergoing a significant transformation towards the zonal soil series over the last 30 years, which is confirmed by the beta diversity. Among the background soils, the greatest difference is noted in sample Y11, this is due to the neutral reaction of pH, as well as the formation of soils in the bed of an ancient river. The difference between Y11 and Y13 could be due to the fact that Y13 is annually planted with crops (potatoes) and fertilizers are applied.

The city of Yakutsk and its surroundings are located in the permafrost zone, which affects the composition of the soil microbiome (Ivanova et al., 2014). Thus, three groups of microorganism's characteristics of the northern soil microbiome (*Udaeobacter*, *Pirullulacea*, and *Acidobacteriota*) were found. A similar picture is characteristic of the agrosols of Yamal, here the predominance of these phyla is also noted (Abakumov et al., 2021a). The relatively high proportion of Chloroflexi indicates the process of water-logging of soils since this phylum is an autotrophic anaerobic component of the microbiome (Abakumov et al., 2021a; Abakumov et al., 2021b). Field and background soils are characterized by an increased proportion of nitrogen-fixing microorganisms (Alphaproteobacteria), while in agricultural soils their proportion decreases, indicating that there is a deficit of available nitrogen in agroecosystems (Abakumov et al., 2021b). The dominance of Acidobacteriota indicates arid conditions, which is confirmed by our study, and the significant reduction of this component in Y7 and the predominance of Chloroflexi is a consequence of excessive moistening conditions (Ivanova et al., 2021). Presence of Crenarchaeota may accompany soil-forming processes in the fallow sites of the

sharply continental climate (Nicol et al., 2005). Unusual is the fact that the alpha diversity index revealed the highest number of detected phyla in fallow soil (Y1) and hayfield, formed on fallow land Y7, in typical conditions, however, the highest alpha diversity is supposed to be found in natural (background) soils (Abakumov et al., 2021a). The similar conclusion was reached by researchers in Yamal; apparently, some components of the microbiome, associated with arable soil, remain to some extent in fallow soils, but zonal components of the microbiome are also acquired.

CONCLUSIONS

The soil microbiome is represented by the dominant major phyla Acidobacteriota, Actinobacteriota, Verrucomicrobiota, Alphaproteobacteria, Bacterioidota, Gammaproteobacteria, Chloroflexi, and Planctomycetota. A cluster of 223 phylotypes was identified which co-vary in abundance and yet were present in the majority of the samples. The studied cluster is characterized by the presence of groups of microorganisms (*Udaeobacter*, *Pirullulacea*, Acidobacteriota), which are characteristic groups of microorganisms for the far north. Up to 25.7% of amplicon sequence variants are common to fallow soils and background plots, this may indicate the fact that fallow soils have undergone significant transformation towards zonal soil series over the last 30 years, which is confirmed by the beta diversity analysis. Degradation of fallow land soil cover leads to the reduction of the alpha diversity index, however, when comparing fallow soils with natural soils, it is noted that the alpha diversity of microorganisms in fallow soils is higher than in natural soils.

REFERENCES

1. Abakumov E., Kimeklis A., Gladkov G., Andronov E., Morgun E., Microbiomes of natural and abandoned agricultural soils of the Central part of Yamal region, *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*, No. 941, 2021a, ID 012029, DOI: [10.1088/1755-1315/941/1/012029](https://doi.org/10.1088/1755-1315/941/1/012029).
2. Abakumov E., Zverev A., Kichko A., Kimeklis A., Andronov E., Soil microbiome of different-aged stages of self-restoration of ecosystems on the mining heaps of limestone quarry (Elizavetino, Leningrad region), *Open Agriculture*, 2021b, Vol. 6, No. 1, pp. 57–66, DOI: [10.1515/opag-2020-0207](https://doi.org/10.1515/opag-2020-0207).

3. Ahmad F., Saeed Q., Shah S.M.U., Gondal M.A., Mumtaz S., Chapter 11 – Environmental sustainability: Challenges and approaches, In: *Natural Resources Conservation and Advances for Sustainability*, Elsevier, 2022, pp. 243–270, DOI: [10.1016/B978-0-12-822976-7.00019-3](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822976-7.00019-3).
4. Bates S.T., Berg-Lyons D., Caporaso J.G., Walters W.A., Knight R., Fierer N., Examining the global distribution of dominant archaeal populations in soil, *ISME Journal*, 2010, No. 5, pp. 908–917, DOI: [10.1038/ismej.2010.171](https://doi.org/10.1038/ismej.2010.171).
5. Callahan B.J., McMurdie P.J., Rosen M.J., Han A.W., Johnson A.J.A., Holmes S.P., DADA2: High-Resolution Sample Inference from Illumina Amplicon Data, *Nat. Methods*, 2016, No. 13, pp. 581–583, DOI: [10.1038/nmeth.3869](https://doi.org/10.1038/nmeth.3869).
6. Chebykina E., Polyakov V., Abakumov E., Petrov A., Wildfire Effects on Cryosols in Central Yakutia Region, Russia, *Atmosphere*, 2022, No. 13, ID 1889, DOI: [10.3390/atmos13111889](https://doi.org/10.3390/atmos13111889).
7. Desyatkin R., Filippov N., Desyatkin A., Konyushkov D., Goryachkin S., Degradation of Arable Soils in Central Yakutia: Negative Consequences of Global Warming for Yedoma Landscapes, *Front. Earth Sci.*, 2021 No. 9, ID 683730, DOI: [10.3389/feart.2021.683730](https://doi.org/10.3389/feart.2021.683730).
8. Desyatkin R.V., Nikolaeva M.Ch., Ivanova A.Z., Desyatkin A.R., Okoneshnikova M.V., Filippov N.V., The impact of 2021 large forest fires on vegetation and soils, on the territory of distribution of light soil-forming rocks in Central Yakutia, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2024, Vol. 118, pp. 231–275, DOI: [10.19047/0136-1694-2024-118-231-275](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2024-118-231-275).
9. Dubey A., Malla M.A., Khan F., Soil microbiome: a key player for conservation of soil health under changing climate, *Biodivers Conserv*, 2019, No. 28, pp. 2405–2429, DOI: [10.1007/s10531-019-01760-5](https://doi.org/10.1007/s10531-019-01760-5).
10. *Food and Agriculture Organization of The United Nation*. World reference base for soil resources 2014. Rome, Italy, 2015, 203 p.
11. *Food and agriculture organization of the United Nations*. Guidelines for soil description. Rome, Italy, 2006, 98 p.
12. Ivanova E., Gladkov G., Kimeklis A., Kichko A., Karpova D., Andronov E. Abakumov E., The structure of the prokaryotic communities of the initial stages of soil formation in Antarctic Peninsula, *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*, 2021, No. 862, ID 012056, DOI: [10.1088/1755-1315/862/1/012056](https://doi.org/10.1088/1755-1315/862/1/012056).
13. Ivanova T.I., Kuz'mina N.P., Savvinov D.D., Microbial cenoses of alas soils on the Lena-Amga interfluvium in central Yakutia, *Eurasian Soil Science*, 2013, Vol. 46, No. 4, pp. 417–430, DOI: [10.1134/S1064229313040054](https://doi.org/10.1134/S1064229313040054).

14. Ivanova T.I., Kuzmina N.P., Savvinov D.D., Microbial communities of frozen soils of the Tuimaada valley in Central Sakha, *Biology Bulletin*, 2014, Vol. 41, No. 6, pp. 500–511, DOI: [10.1134/S106235901406003X](https://doi.org/10.1134/S106235901406003X).
15. Jansson, J.K., Hofmockel, K.S., Soil microbiomes and climate change. *Nature Reviews Microbiology*, 2019, No. 18, pp. 35–46, DOI: [10.1038/s41579-019-0265-7](https://doi.org/10.1038/s41579-019-0265-7).
16. Kuzmina N.P., Ermolaeva S.V., Chevychelov A.P., Microbiological activity of permafrost forest soils in Central Yakutia, *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*, 2021, No. 862, ID 012057, DOI: [10.1088/1755-1315/862/1/012057](https://doi.org/10.1088/1755-1315/862/1/012057).
17. Langfelder P., Horvath S., WGCNA: An R Package for Weighted Correlation Network Analysis, *BMC Bioinformatics*, 2008, No. 9, ID 559, DOI: [10.1186/1471-2105-9-559](https://doi.org/10.1186/1471-2105-9-559).
18. Lin Q., Baldrian P., Li L., Novotny V., Heděnc P., Kukla J., Umari R., Meszárošová L., Frouz J., Dynamics of Soil Bacterial and Fungal Communities During the Secondary Succession Following Swidden Agriculture IN Lowland Forests, *Front. Microbiol.*, 2021, No. 12, ID 676251, DOI: [10.3389/fmicb.2021.676251](https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.676251).
19. Love M., Andres S., DESeq2 data package, 2017.
20. McMurdie P.J., Holmes S., Phyloseq: An R Package for Reproducible Interactive Analysis and Graphics of Microbiome Census Data, *PLOS ONE*, 2013, No. 8, ID e61217, DOI: [10.1371/journal.pone.0061217](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0061217).
21. 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: [10.19047/0136-1694-2024-118-276-308](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2024-118-276-308).
22. Nicol GW, Tscherko D, Embley TM, Prosser JI., Primary succession of soil Crenarchaeota across a receding glacier foreland, *Environ Microbiol.*, 2005, Vol. 7(3), pp. 337–347, DOI: [10.1111/j.1462-2920.2005.00698.x](https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2005.00698.x).
23. Okoneshnikova M.V., Gumusnoye sostoyaniye merzlotnykh poymennykh pochv doliny sredney Leny (Humus state of permafrost floodplain soils of the Middle Lena valley), *Nauka i obrazovaniye*, 2015, No. 3(79), pp. 94–97.
24. Okoneshnikova M.V., Ivanova A.Z., Pochvy i tekhnogennyye poverkhnostnyye obrazovaniya odnoy iz promyshlennykh baz goroda Yakutsk (Soils and technogenic surface formations of one of the industrial bases of the city of Yakutsk), *Bulletin of the North-Eastern Federal University. M.K. Ammosov*, 2020, No. 6(80), pp. 5–19.
25. Polyakov V., Petrov A., Abakumov E., Micromorphological Characteristics of Fallow, Pyrogenic, Arable Soils of Central Part of Yakutia, *Soil Systems*, 2022, No. 6, ID 68, DOI: [10.3390/soilsystems6030068](https://doi.org/10.3390/soilsystems6030068).

26. Quast C., Pruesse E., Yilmaz P., Gerken J., Schweer T., Yarza P., Peplies J., Glöckner F.O., The SILVA Ribosomal RNA Gene Database Project: Improved Data Processing and Web-Based Tools, *Nucleic Acids Research*, 2013, No. 41, pp. 590–596, DOI: [10.1093/nar/gks1219](https://doi.org/10.1093/nar/gks1219).
27. Santos L.F., Olivares F.L., Plant microbiome structure and benefits for sustainable agriculture, *Current Plant Biology*, 2021, No. 26, ID 100198, DOI: [10.1016/j.cpb.2021.100198](https://doi.org/10.1016/j.cpb.2021.100198).
28. Suman J., Rakshit A., Ogireddy S.D., Singh S., Gupta C., Chandrakala J., Microbiome as a Key Player in Sustainable Agriculture and Human Health, *Front. Soil Sci.*, 2022, No. 2, ID 821589, DOI: [10.3389/fsoil.2022.821589](https://doi.org/10.3389/fsoil.2022.821589).
29. Zverev A., Kimeklis A., Kichko A., Microbial features of mature and abandoned soils in refractory clay deposits, *BMC Microbiol*, 2022, No. 22, ID 237, DOI: [10.1186/s12866-022-02634-7](https://doi.org/10.1186/s12866-022-02634-7).

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-30-65



Ссылки для цитирования:

Кашулина Г.М., Чуева Н.В., Литвинова Т.И., Никерова К.М. Разложение сидератов и высвобождение питательных элементов в условиях Субарктики, Кольский полуостров // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2024. Вып. 119. С. 30-65. DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-30-65

Cite this article as:

Kashulina G.M., Chueva N.V., Litvinova N.I., Nikerova K.M., Decomposition of green manure and nutrients release in Subarctic, Kola Peninsula, Russia, Dokuchaev Soil Bulletin, 2024, V. 119, pp. 30-65, DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-30-65

Разложение сидератов и высвобождение питательных элементов в условиях Субарктики, Кольский полуостров

© 2024 г. Г. М. Кашулина^{1*}, Н. В. Чуева¹,
Т. И. Литвинова¹, К. М. Никерова²

¹Полярно-альпийский ботанический сад-институт КНЦ РАН, Россия,
184209, Апатиты, Мурманская обл., ул. Ферсмана, 18а,

*<https://orcid.org/0000-0002-2607-7474>, e-mail:
galina.kashulina@gmail.com.

²Институт леса федерального исследовательского центра
“Карельский научный центр Российской академии наук”, Россия,
185910, Республика Карелия, Петрозаводск, ул. Пушкинская, 11.

Поступила в редакцию 01.08.2023, после доработки 18.11.2023,
принята к публикации 04.06.2024

Резюме: В полевом эксперименте изучали интенсивность разложения и высвобождения питательных элементов для шести видов растительных остатков – листьев, метелок и соломы овса (*Avena sativa*), а также целых растений люпина узколистного (*Lupinus angustifolius*), фацелии пижмолистной (*Phacelia tanacetifolia*) и вики посевной (*Vicia sativa*) в пахотном горизонте агроподзола на Кольском полуострове. Образцы в сетчатых капроновых мешочках извлекались по истечении 8, 12 и 24 месяцев экспозиции в почве. В растительных остатках определяли

потерю веса, содержание $C_{\text{орг}}$ и $N_{\text{орг}}$, а также зольных элементов – Si, Al, Fe, K, Ca, Mg, P, S и Mn. Как показали результаты, несмотря на низкие температуры, разложение сидератов в агроподзоле протекало с высокой интенсивностью, сопоставимой с таковой в южной черноземной зоне: после года экспозиции в почве растительные остатки теряли от 47 (солома овса) до 75% (люпин) своего исходного беззольного веса. После двух лет – потери веса достигли 68% у соломы овса и 90% у люпина. Распределение потерь $C_{\text{орг}}$, $N_{\text{орг}}$ и P между видами растительных остатков и по срокам отбора достоверно (при $p \leq 0.01$) коррелировало с распределением потерь веса. Изменения содержания других зольных элементов не зависели от потери веса: в зависимости от вида материала и стадии разложения образцы могли не только терять их (K – все виды; Mn – люпин; S, Ca и Mg – все, кроме соломы и метелок овса), но и накапливать с превышением исходного уровня (Fe – все виды, Mn – все виды, кроме люпина; Ca и Mg – солома и метелки овса). Накопление элементов выше исходного уровня означает, что трансформированные растительные остатки могут удерживать дополнительные количества элементов из почвенного раствора, а нерегулярные смены увеличения и снижения содержания Ca, Mg, S, Fe и Mn свидетельствуют об обратимом характере этого процесса. Благодаря значительным различиям между видами сидератов по химическому составу, скорости и динамике разложения и высвобождения питательных элементов их применение предоставляет большие возможности для управления плодородием почв и интенсивностью круговорота элементов в агроценозах за счет подбора культур.

Ключевые слова: сидераты; углерод; азот; зольные элементы; разложение растительных остатков; агроподзол; Кольский полуостров.

Decomposition of green manure and nutrients release in Subarctic, Kola Peninsula, Russia

© 2024 G. M. Kashulina^{1*}, N. V. Chueva¹,
N. I. Litvinova¹, K. M. Nikerova²

¹*Polar-Alpine Botanical garden-institute of KSC RAS,
18a Fersman st., Murmansk reg., Apatity, 184209, Russian Federation,*
^{*}<https://orcid.org/0000-0002-2607-7474>, e-mail:
galina.kashulina@gmail.com.

²*Forest Research Institute of the Karelian Research Centre of the
Russian Academy of Sciences,
11 Pushkinskaya st., Karelia Petrozavodsk 185910, Russian Federation.*

Received 01.08.2023, Revised 18.11.20243, Accepted 04.06.2024

Abstract: In the field experiment, the intensity of decomposition and release of nutrients was studied for six types of plant residues – leaves, panicles and straw of oats (*Avena sativa*), as well as whole plants of lupine (*Lupinus angustifolius*), phacelia (*Phacelia tanacetifolia*) and vetch (*Vicia sativa*) in the arable horizon of Anthrosols on the Kola Peninsula. Samples in mesh nylon bags were sampled after 8, 12 and 24 months of exposure in soil. The loss of weight, the content of C_{org} and N_{org}, as well as ash elements – Si, Al, Fe, K, Ca, Mg, P, S and Mn were determined in all plant residue samples. As the results showed, despite the low temperatures, the decomposition of green manure in soil occurred with a high intensity, comparable to the southern chernozem zone: after a year of exposure in the soil, plant residues lost from 47% (oat straw) to 75% (lupine) of their initial ash-free weight. After 2 years, weight loss reached 68% in oat straw and 90% in lupine. The distribution of losses of C_{org}, N_{org}, and P between the types of plant residues and decomposition periods correlated significantly (at p≤0.01) with the distribution of weight losses. Changes in the content of other ash elements did not depend on weight loss: depending on the type of material and the stage of decomposition, the samples could not only lose them (K – by all plant residues; Mn – by lupine; S, Ca and Mg – by all plant residues, except straw and oat panicles), but also accumulate them in quantities exceeding the initial ones (Fe – by all species, Mn – by all species except lupine; Ca and Mg – by straw and oat panicles) at certain periods. The accumulation of elements above initial level means that the transformed plant residues can accumulate additional amounts of elements from the soil solution, while the irregular alternation of increases and decreases in Ca, Mg, S, Fe and Mn indicates the reversible nature of the process. Due to the significant differences between the types of green manure in terms of chemical composition, rate and dynamics of decomposition and release of nutrients, their use provides great opportunities for managing soil fertility and the intensity of elements cycling in agrocenoses through the species selection.

Keywords: green manure; carbon; nitrogen; ash elements; decomposition of plant residues; Anthrosols; Kola Peninsula.

ВВЕДЕНИЕ

Разложение растительных остатков является важнейшим

экосистемным процессом, который, в том числе, регулирует круговорот питательных элементов и плодородие почв (Александрова, 1980; Гришина, 1986). Лесные почвы на Кольском полуострове – подзолы – характеризуются очень низким естественным плодородием (Переверзев, 2004) и даже после окультуривания для поддержания их плодородия необходимо ежегодное внесение очень больших доз органических (порядка 40–90 т/га) и минеральных ($N_{120}P_{80}K_{80}$) удобрений (Переверзев, 1993; Елсаков и др., 2001 и др.). Зеленые удобрения считаются наиболее экологичным видом органических удобрений (например, Довбан, 2009; Green manure..., 2011; Лошаков, 2018). Однако исследований по эффективности их применения на Кольском полуострове не проводилось. Одним из факторов, лимитирующих возможности применения сидератов в агроподзолах, могут быть суровые климатические условия. Характерные для региона низкие температуры и недостаток влаги в отдельные периоды (Семко, 1982) могут замедлять разложение, поскольку температура и влажность являются основными внешними факторами, определяющими интенсивность разложения растительных остатков в почве (Zhang et al., 2008; Prescott, 2010; Ларионова и др., 2017; Семенов и др., 2022). Изучение процессов трансформации растительных остатков в окультуренных подзолах на Кольском полуострове представляет не только практический, но и большой теоретический интерес, поскольку для данных почв характерно специфическое сочетание внешних природных факторов, которые контролируют интенсивность разложения: холодный гумидный климат, аэробные условия, кислая среда, легкий гранулометрический состав и кислый состав почвообразующих пород. В данной статье представлены результаты изучения интенсивности разложения и динамики высвобождения питательных элементов в процессе трансформации нескольких видов сидератов в субарктическом агроподзоле при таком специфическом сочетании природных факторов.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Эксперимент по разложению растительных остатков (РО) сидератов проводился в пахотном горизонте агроподзола на опытном участке Полярно-альпийского ботанического сада-института

(ПАБСИ) КНЦ РАН в окрестностях г. Апатиты (67°34'46.0" N; 33°18'01.2" E). Для региона характерен арктически-умеренный климат, смягченный теплым Северо-Атлантическим течением Гольфстрим. Поэтому на большей части территории вечная мерзлота отсутствует, и почвы являются длительно-сезонно-промерзающими. Преобладающими почвообразующими породами здесь являются ледниковые песчаные отложения кислого состава (Переверзев, 2004). Агроподзол сформирован на рыхлых озерно-ледниковых отложениях.

По данным предшествующего обследования 44 площадок (Кашулина и др., 2021; Чуева и др., 2021), пахотный горизонт окультуренного подзола на экспериментальном участке ПАБСИ характеризовался низким содержанием органического углерода (здесь и далее – среднее \pm стандартное отклонение: $2.2 \pm 0.7\%$) и азота ($0.14 \pm 0.03\%$), слабокислой реакцией среды ($\text{pH}_{\text{KCl}} = 5.6 \pm 0.2$), низким содержанием обменных форм Ca (5.6 ± 1.7 смоль(экв)/кг) и Mg (0.39 ± 0.33 смоль(экв)/кг), а также низкой ЕКО (8.1 ± 2.3 смоль(экв)/кг). Пахотный горизонт также характеризуется легким гранулометрическим составом (доля физической глины в мелкоземе составляла $10 \pm 2.4\%$), высокой каменистостью (доля камней и гравия составила $18 \pm 3\%$), рыхлым сложением ($V = 0.92 \pm 0.13$ г/см³) (Кашулина и др., 2021; Чуева и др., 2021), низкой влагоемкостью (ПВ = 58.5%, НВ = 24%) (Семко, 1982) и промывным водным режимом (Семко, 1982; Переверзев, 1987; Переверзев, 1993). Коэффициент увлажнения за 9 лет (с 1971–1979 гг.) составил 1.6 ± 0.33 (Семко, 1982). Погодные условия во время проведения эксперимента, по данным метеостанции Апатиты, расположенной в 4 км от места проведения исследований (<http://www.rp5.ru/>), представлены на рисунке 1.

Участок, где непосредственно проводили эксперимент, 2 предшествующих года не использовался под посадки. Во время эксперимента сорняки регулярно удаляли. Пахотный горизонт на этом участке характеризовался низким содержанием органического вещества (потеря при прокаливании при $t 600\text{ }^\circ\text{C} = 6.4 \pm 0.3\%$ ($N = 6$) приблизительно соответствует 1% $C_{\text{орг}}$), слабокислой реакцией среды ($\text{pH}_{\text{KCl}} = 5.5 \pm 0.04$, $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 6.4 \pm 0.08$), очень высоким содержанием подвижного фосфора по Кирсанову ($\text{P}_2\text{O}_5 =$

62.3 ± 14.1 мг/100 г), средним – подвижного калия ($K_2O = 10 \pm 3$ мг/100 г), очень низким – аммиачного азота ($N-NH_4 = 0.24 \pm 0.08$ мг/100 г, нитратный азот отсутствовал).

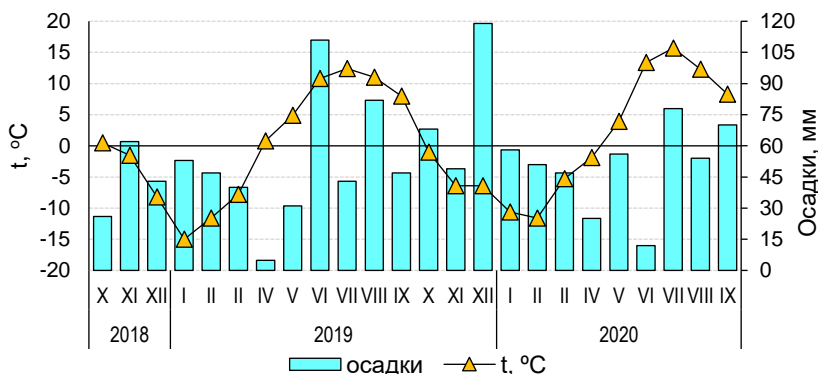


Рис. 1. Количество осадков и средняя за месяц температура воздуха во время проведения эксперимента по разложению.

Fig. 1. The amount of precipitation and the average air temperature for the month during the decomposition experiment.

Влажность пахотного горизонта агроподзола перед началом эксперимента составила 18.5 ± 1.2 весовых %. Однако в процессе трансформации РО поддерживали значительно более высокую влажность по сравнению с окружающей их почвой (рис. 2).

Воздушно-сухие образцы листьев (**ОвЛ**), метелок (**ОвМ**) и соломы овса (**ОвС**) (*Avena sativa*, сорт Хибинский) на стадии молочной спелости, а также целых растений люпина узколистного (*Lupinus angustifolius*, сорт Белозерный 110) – **Лп**, фацелии пижмолистной (*Phacelia tanacetifolia*, сорт Рязанская) – **Фц** и вики посевной (*Vicia sativa*, сорт Льговская-2) – **Вк** на стадии начала цветения разрезали на кусочки по 5 см и помещали в ячеистые капроновые мешочки размером 15×15 см. Мешочки с растительными остатками были заложены горизонтально на глубине 10 см пахотного горизонта 23 сентября 2018 г. и извлекались через 8 месяцев (14 мая 2019 г., I срок), через год (18 сентября 2019 г., II срок) и через 2 года (23 сентября 2020 г., III срок) в 3–10-кратной повтор-

НОСТИ.

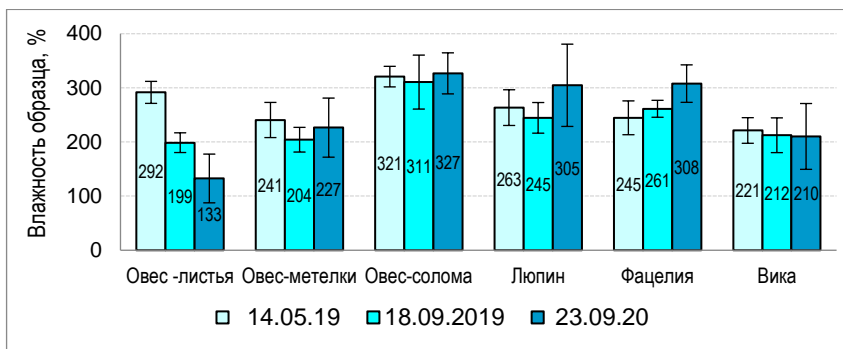


Рис. 2. Влажность экспонированных в почве образцов растительных остатков.

Fig. 2. Moisture level of plant residue exposed in the soil.

Подготовка и химический анализ растительных остатков. Для химического анализа индивидуальные образцы одного вида РО и одного срока отбора объединялись в один смешанный образец. В исходном и в экспонированных смешанных образцах растений определяли зольность (озоление при температуре 450 °С), зольные элементы (Si, Al, Fe, Ca, Mg, K, P, Mn и S) по прописи Поповцевой (Поповцева, 1974), а также $C_{орг}$ по методу Тюрина и $N_{орг}$ по Кьельдалю. Концентрация Si в использованной методике представляла сумму свободных (обработка золы 5%-ной HCl) и аморфных (обработка остатка 5%-ным раствором KOH) форм.

Углеводный состав листьев и стеблей, был определен на научном оборудовании Центра коллективного пользования ФИЦ “Карельский научный центр РАН”. Лигнин и целлюлозу определяли гравиметрическим методом после выделения лигнина 72%-ной серной кислотой, целлюлозы – по методу Кюршнера-Хоффера смесью концентрированной азотной кислоты и этилового спирта в соотношении 1 : 4 (по объему). Глюкозу определяли глюкозооксидазным методом со спектрофотометрическим окончанием; фруктозу, сахарозу – по реакции с резорцином со спектрофотометрическим окончанием; крахмал – по количеству образовавшейся глю-

kozy глюкозооксидазным методом.

Обработка данных была проведена с использованием Microsoft Excel 2010. В тексте приведены только достоверные при $p \leq 0.01$ коэффициенты корреляции. Для оценки достоверности различий между наборами данных использовали *U*-критерий Манна–Уитни (http://www.psychol_ok.ru/statistics/mann_whitney). При обсуждении материала были использованы 2 понятия: концентрация элемента в % или мг/кг на абсолютно-сухой вес (а. с. в.) и содержание элемента в образце в мг (концентрация * вес образца).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Элементный и биохимический состав исходных образцов

Элементный и биохимический состав растений определяется их видовыми особенностями (Ильин, 1985; Markert, 1992; Nelson, Cox, 2005). Сидераты, использованные для эксперимента, значительно различались по химическому (рис. 3, табл. 1) и биохимическому составу (рис. 4), которые в значительной степени влияют на интенсивность их разложения (Александрова, 1980; Гришина, 1986; Шлегель, 1987).

Элементный состав растений. Концентрация $C_{орг}$ (% а. с. в) варьировала от 39 (листья овса) до 44% (солома овса и люпин), $N_{орг}$ – от 2.8 (фацелия) до 6.1% (люпин). Межвидовые различия по содержанию зольных элементов были более значительными (табл. 1): от трех раз по P до 100 раз и более по Mn. Преобладающим зольным элементом во всех видах РО был K. За счет дополнительного извлечения аморфных форм второе место во всех частях овса занял Si. При этом доля его аморфных форм составила 80–90%. У травянистых растений общая концентрация Si была значительно ниже, по сравнению с K, Ca, Mg, P и S, а доля его аморфных форм варьировала от 20% в вике до 50% в люпине, т. е. с растительными остатками в почву поступают не только значительные количества важных питательных – N, K, Ca, Mg, P и S, – но и геогенных элементов, особенно Si.

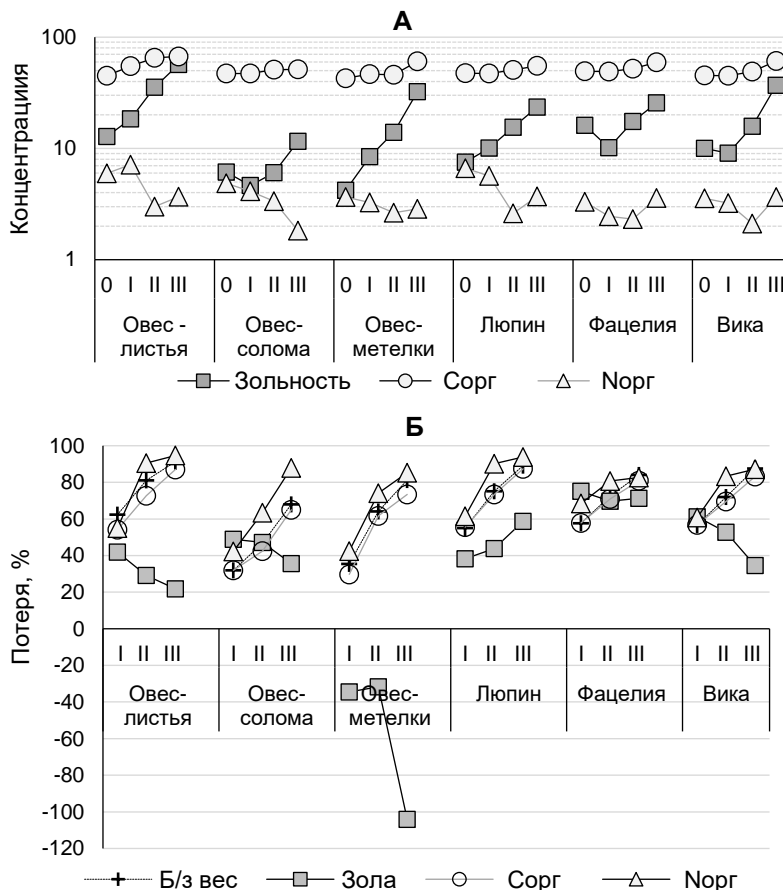


Рис. 3. А – Изменение зольности (% на а. с. в.) и концентрации $C_{\text{орг}}$ и $N_{\text{орг}}$ (% на беззольный вес); **Б** – потери общего веса, золы и $C_{\text{орг}}$ и $N_{\text{орг}}$ (% от исходного) в процессе трансформации растительных остатков в почве: О – исходные образцы, I – после первых 8 месяцев экспозиции в почве, II – после 1 года экспозиции и III – после 2 лет.

Fig. 3. А – Change in ash content (% of dry weight) and concentration of $C_{\text{орг}}$ and $N_{\text{орг}}$ (% of ashless weight); **Б** – loss of total weight, ash and content of $C_{\text{орг}}$ and $N_{\text{орг}}$ (% of initial) in the process of transformation of plant residues in the soil: О – initial samples, I – after the first 8 months of exposure in the soil, II – after 1 year of exposure and III – after 2 years.

Таблица 1. Зольность (% на а. с. в.) и концентрация зольных элементов (г/кг или мг/кг на а. с. в.) в растительном материале, используемом для эксперимента

Table 1. Ash content (% of a. d. w.) and concentration of ash elements (g/kg or mg/kg of a. d. w.) in the plant material used for the experiment

Образец	Зола, %	г/кг							мг/кг	
		К	Ca	Mg	P	S	Si	Al	Fe	Mn
Овес- листья	12.8	28.4	6.4	1.3	2.4	1.8	12.7	5.0	267	0.5
Овес- солома	6.1	14.7	0.7	0.6	1.2	0.3	4.4	2.0	51	23.6
Овес- метелки	4.2	8.7	1.0	1.5	2.9	0.3	7.9	0.8	88	44.0
Люпин	7.5	16.9	3.5	4.1	2.9	1.5	0.7	2.2	278	18.6
Фацелия	16.1	37.0	15.8	1.8	3.6	1.4	1.0	3.5	134	66.0
Вика	10.1	19.8	4.1	3.7	3.3	1.1	1.0	1.5	607	2610
<i>Макс/мин</i>	<i>4</i>	<i>4</i>	<i>22</i>	<i>7</i>	<i>3</i>	<i>7</i>	<i>19</i>	<i>5.9</i>	<i>12</i>	<i>>100</i>

Углеводный состав. Трудно разлагаемые компоненты – целлюлоза и лигнин – были преобладающими компонентами и в стеблях, и в листьях, всех обследованных сидератов (рис. 4). Для всех компонентов, кроме крахмала, было свойственно более высокое содержание в стеблях по сравнению с листьями: целлюлозы – от 1.3 раза (овес и вика) до 2.6 раз (люпин); лигнина – от 1.3 раза (овес) до 3 раз (фацелия); фруктозы – от приблизительно равного (люпин, фацелия и вика) до 3 раз (овес); и глюкозы – от приблизительно равного (вика) до 3 раз (фацелия). Содержание крахмала в листьях фацелии, овса и люпина было выше, чем в стеблях в 10, 3 и 2 раза соответственно. У вики его содержание в стеблях было, наоборот, в 2.5 раза выше, чем в листьях.

Различия между видами сидератов по содержанию некоторых углеводов в стеблях и листьях были более значительны, чем между листьями и стеблями одного вида. Особенно сильно виды различались по содержанию в стеблях фруктозы (в 27 раз) и крахмала (300 раз). Для листьев эти различия составили 5 и 50 раз для фруктозы и крахмала, соответственно. По содержанию преобладающих, трудно разлагаемых компонентов виды сидератов разли-

чались в меньшей степени: по целлюлозе – в 1.2 раза в стеблях и в ≈ 2 раза в листьях, по лигнину – в 1.4 раза в стеблях и в 2.4 раза в листьях.

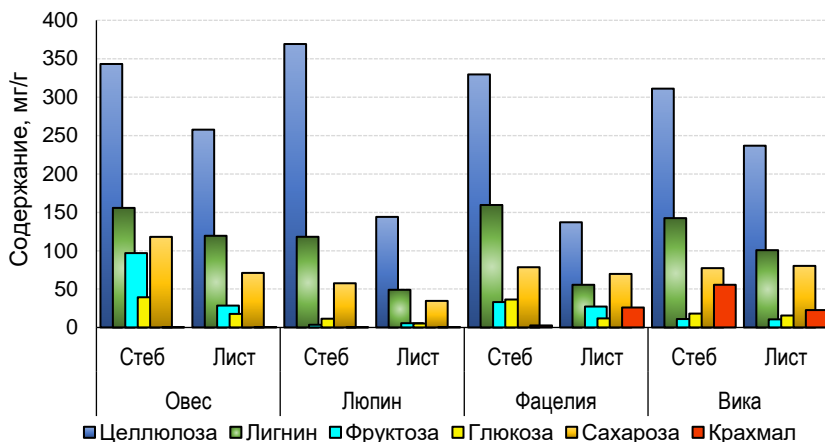


Рис. 4. Углеводный состав листьев и стеблей 5 видов сидератов.

Fig. 4. Carbohydrate composition of leaves and stems of 5 types of green manure.

Трансформация растительных остатков в почве

Из-за специфики биохимического состава различных органов, тканей и компонентов клеток *изменение внешнего вида* РО в процессе их трансформации в почве зависит от морфологического и анатомического сложения растений (Александрова, 1980; Гришина, 1986). Внешние изменения некоторых видов РО в процессе их трансформации в почве представлены на рисунках 5–8. Листья, характеризующиеся менее прочным строением стенок клеток и более низким содержанием труднорастворимых компонентов – целлюлозы и лигнина – разлагались значительно быстрее с постепенным увеличением степени фрагментации до мелкой пыли после 2 лет экспозиции (рис. 7 и 8). Тогда как стебли всех растений сохраняли целостность и объем все 2 года (рис. 5, 7 и 8). При значительной потере веса (рис. 3) это может означать, что объем сохранялся за счет каркаса из стенок клеток, состоящих из более

устойчивых компонентов (Смирнова, Кочетов, 2015), и что, как минимум, преобладающая часть остающегося в почве $C_{орг}$ продолжает находиться в составе органического вещества крупных неразложившихся фрагментов растений.

Наиболее значительное потемнение и разрушение стеблей было приурочено к концам отрезков (рис. 5, 7 и 8). Очевидно, что защита от проникновения патогенов, созданная живым растением, – эпидермис со специфическим биохимическим составом стенок клеток (Смирнова, Кочетов, 2015) – затрудняет проникновение микроорганизмов-деструкторов внутрь растительных остатков при их попадании в почву.



Рис. 5. Внешний вид образцов стеблей овса (*Avena sativa*, Khibiny variety), экспонировавшихся в почве в течение 8 месяцев, 1 года и 2 лет .

Fig. 5. Appearance of oats stems samples (*Avena sativa*, Khibiny variety) exhibited in the soil for 8 months, 1 year and 2 years .



Рис. 6. Внешний вид образцов метелок овса (*Avena sativa*, сорт Хибинский), экспонировавшихся в почве в течение 8 месяцев, 1 года и 2 лет.

Fig. 6. Appearance of samples of oat panicles (*Avena sativa*, Khibiny variety) exhibited in the soil for 8 months, 1 year and 2 years.



Рис. 7. Внешний вид образцов люпина узколистного (*Lupinus angustifolius*, сорт Белозерный 110), экспонировавшихся в почве в течение 8 месяцев, 1 года и 2 лет.

Fig. 7. Appearance of the samples of lupine (*Lupinus angustifolius*, Belozerniy 110 variety) exhibited in the soil for 8 months, 1 year and 2 years.



Рис. 8. Внешний вид образцов фацелии пижмолистной (*Phacelia tanacetifolia*, сорт Рязанская), экспонировавшихся в почве в течение 8 месяцев, 1 года и 2 лет.

Fig. 8. Appearance of samples of phacelia *tanacetifolia* (*Phacelia tanacetifolia*, Ryazanskaya variety) exhibited in the soil for 8 months, 1 year and 2 years.

Измельчение и нарушение целостности растений перед их внесением в почву может быть одним из наиболее эффективных механизмов управления интенсивностью их разложения. Так, увеличение степени измельчения от 20-сантиметровых отрезков до фрагментов размером менее 1 мм в эксперименте с соломой зерновых культур (Ловчиков и др., 2016) сопровождалось 4-кратным увеличением скорости ее разложения в почве, тогда как виды растений по интенсивности разложения различались всего в 2 раза (см. ни-

же).

Изменение зольности растительных образцов в процессе разложения было индивидуальным для каждого вида растительного материала (рис. 3) и зависело от соотношения потерь одних элементов, особенно К (доля K_2O в золе исходных образцов составляет 25–30%), от иммобилизации на месте высвободившихся при разложении элементов (Si, Al, Fe и Ca) и накопления почвенных частиц со временем. В большинстве экспонированных образцов, кроме соломы овса (низкая исходная концентрация К, слабая способность накапливать почвенные частицы из-за обтекаемой формы), фацелии (самая высокая исходная концентрация К) и вики, после первых 8 месяцев экспозиции в почве зольность была значительно ниже исходной.

Потеря веса. Из-за значительного изменения зольности снижение общего веса образцов не совсем адекватно характеризовало интенсивность разложения органического вещества РО. Поэтому в нашем эксперименте скорость его разложения была оценена по беззольной навеске (рис. 3). Согласно результатам многочисленных исследований (Переверзев, 1987; Ушакова, 1983; Cornwell et al., 2008; Дедов и др., 2016; Семенов и др., 2019 и др.), при экспонировании РО в одинаковых условиях вид растений становится ведущим фактором, определяющим скорость их разложения. В данном эксперименте потери беззольного веса соломы и метелками овса во все сроки отбора образцов, согласно *U*-критерию Манна–Уитни (при $p \leq 0.01$), были значимо ниже по сравнению с листьями овса и целыми растениями люпина, фацелии и вики. Межвидовые различия наиболее четко проявились на начальных стадиях разложения и сглаживались со временем. Так, за первые 8 месяцев экспозиции в почве потери беззольного веса варьировали от 30% у соломы овса, до 60% у листьев овса и целых растений фацелии и вики (т. е. в 2 раза). К концу 2-го года потери достигли 68% у соломы овса, и около 90% у листьев овса, люпина и вики, т. е., по кумулятивным потерям за 2 года различия между видами уменьшились до 1.3 раза.

Несмотря на низкие температуры, интенсивность разложе-

ния РО в субарктическом агроподзоле оказалась сопоставима с таковой в южных регионах. Например, солома озимой пшеницы в сходном по методике эксперименте (капроновые мешочки, отрезки 5–7 см) после года разложения в типичном черноземе Воронежской области потеряла только 25% своего исходного веса, люцерна – 66%, а потери после двух лет экспозиции составили 72 и 88% для соломы пшеницы и люцерны, соответственно (Дедев и др., 2016).

Из-за специфичного для каждого вида растений соотношения различных по устойчивости к разложению групп органического вещества (Семенов и др., 2019) виды РО значительно различались и по скорости изменения интенсивности разложения со временем. Как следует из убывающих рядов потерь беззольного веса, (в пересчете на месяц для каждого периода экспозиции, в % от исходного) интенсивность разложения органического вещества между видами РО во все периоды отличалась в 2 раза:

I этап:

ОвЛ (7.8) > Фц (7.2) > Вк (7.1) > Лп (6.9) > ОвМ (4.4) > ОвС (4.0)

II этап:

ОвМ (7.2) > Лп (5.0) > ОвЛ (4.7) > Вк (3.8) ≥ ОвС (3.7) = Фц (3.7)

III этап:

ОвС (1.8) > ОвМ (1.4) > Вк (1.3) > Лп (1.2) > Фц (1.0) > ОвЛ (0.8)

Однако из-за различий между видами в сочетании трудно- и легкоразлагаемых компонентов их распределение по этому показателю менялось со временем. Наиболее интенсивно разложение во всех видах РО, кроме метелок овса, протекало в первые 8 месяцев экспозиции с самыми высокими потерями беззольного веса у листьев овса и травянистых растений, а с наименьшими – у соломы и метелок овса. В последующие четыре летних месяца у листьев овса, целых растений фацелии, вики и люпина интенсивность разложения снизилась незначительно (в 1.5–2 раза), у соломы овса – практически осталась на том же уровне, а у метелок овса, наоборот, увеличилась в 1.6 раза. Последнее было обусловлено тем, что легкоразлагаемые компоненты зерна стали доступны для микроорганизмов только после частичного разложения прочной семенной оболочки в первые 8 месяцев (рис. 6). В летний период самая

высокая интенсивность разложения была свойственна метелкам овса, самая низкая – соломе овса и фацелии.

Наиболее значительное снижение интенсивности разложения, по сравнению с первым периодом, произошло на второй год экспозиции: в 9 раз – у листьев овса, в 7 раз – у фацелии, около 6 раз – у вики и люпина и в 2 раза – у соломы овса. В этот период наиболее высокая интенсивность разложения была свойственна медленно разлагаемым РО (солома и метелки овса), наиболее низкая – быстро разлагающимся (листья овса и травянистые растения).

Изменение концентрации элементов в РО. Эффективность применения сидератов для повышения плодородия почв и экологические последствия применения сидератов зависят от поведения конкретного элемента в процессе трансформации РО в конкретной почвенно-геохимической обстановке. В отличие от лабораторных экспериментов, концентрация элемента в РО в полевом эксперименте зависит не только от свойств элемента и изменения его подвижности, как в связи со сменой окислительно-восстановительных условий, так и со способностью взаимодействовать с продуктами трансформации РО, но и от многих других факторов: например, таких как накопление почвенных частиц и микробной биомассы, значительно отличающихся по химическому составу от РО, а также вынос/поступление элементов с фильтрующимися почвенными растворами. Некоторое представление о поведении элементов при разложении сидератов в пахотном горизонте агроподзола дает анализ изменения их концентрации со временем.

S_{орг}. Из-за значительного повышения зольности направленность и степень изменения концентрации $S_{орг}$ и $N_{орг}$ по мере трансформации РО в почве была охарактеризована в % на беззольный вес (рис. 3). В исходных образцах концентрация $S_{орг}$ варьировала от 42.8 (метелки овса) до 49.3% (фацелия) на б/з вес. Степень и динамика изменения концентрации $S_{орг}$ были индивидуальными для каждого вида РО. Однако в большинстве случаев концентрация $S_{орг}$ в экспонировавшихся образцах РО была выше

исходной. После первых 8 месяцев экспозиции в почве концентрация $C_{орг}$ значительно возросла, по сравнению с исходной, только в листьях и метелках овса (на 10 и 4% на б/з вес, соответственно). На более поздних сроках экспозиции концентрация $C_{орг}$ была выше исходной во всех видах РО, особенно после второго года экспозиции. Всего за 2 года экспозиции концентрация $C_{орг}$ увеличилась на 4% у соломы овса, на 18% у метелок овса и вики и до 22% у листьев овса. Причинами общей тенденции концентрации $C_{орг}$ к увеличению может быть относительное обогащение РО в процессе их трансформации трудно разлагаемым лигнином и вновь образованными гуминовыми кислотами, которые характеризуются более высоким содержанием $C_{орг}$ (Шлегель, 1987; Гришина, 1986).

$N_{орг}$. Различия по исходной концентрации $N_{орг}$ (рис. 3) между видами РО (варьировала от 3.3 у фацелии до 6.6% на б/з вес у люпина) и ее изменения в процессе их трансформации в почве были более значительными (от ≈ 1.5 раз у видов с низкой исходной концентрацией азота – метелки овса, фацелия, вика, до более 2 раз для видов с его высокой исходной концентрацией – люпин, листья и солома овса) по сравнению с $C_{орг}$. После первых 8 осенне-зимних месяцев концентрация $N_{орг}$ незначительно снизилась во всех видах РО, кроме листьев овса: на 0.3% у вики и на 1% у люпина. Во всех частях овса концентрация $N_{орг}$ продолжала уменьшаться до конца эксперимента с наиболее резким снижением (в 2.4 раза) у листьев овса за 4 теплых летних месяца, а у соломы овса (в 1.8 раза) за время второго года экспозиции. У травянистых растений концентрация $N_{орг}$ снизилась до минимума после 1-го года экспозиции и снова увеличилась к концу 2-го года, превысив исходно низкие значения у вики и фацелии. На нерегулярные изменения концентрации азота в РО могло оказать влияние чередование ассимиляции микроорганизмами высвобождающегося при разложении растений азота и его последующее высвобождение при их отмирании (Кузнецова и др., 2006).

Снижение концентрации $N_{орг}$ и обеднение органического вещества РО азотом в процессе их трансформации в почве обусловлено более быстрым разложением белков с высоким содержа-

нием азота и увеличением доли трудно разлагаемых компонентов – лигнина и гуминовых кислот – с высоким содержанием углерода.

Зольные элементы: *P* и *S* также входят в состав молекул органического вещества растений, но в процессе трансформации РО в почве эти элементы вели себя по-разному (рис. 9). Направленность изменения концентрации *P* зависела от вида РО и срока отбора: в 12 образцах из 18 концентрация была равна или выше исходной (во все сроки отбора у вики, листьев и метелок овса, в отдельные сроки у соломы овса и фацелии) и в 6 случаях – ниже (во все сроки отбора у люпина, в отдельные сроки – у соломы овса и фацелии). Однако степень изменения концентрации *P* относительно исходной была незначительной: максимальное повышение было в 1.4 раза (метелки овса после 1-го года экспозиции), максимальное снижение – в 1.3 раза (у люпина после 1-го года).

Изменение концентрации *S* в РО по мере их трансформации в почве были более значительными по сравнению с *P*, а направленность изменений чаще всего зависела от периода экспозиции (рис. 9). После первых 8 осенне-зимних месяцев экспозиции в почве концентрация *S* снизилась во всех видах РО, кроме метелок овса. Наиболее значительное ее снижение произошло у быстро разлагающихся видов с высоким исходным содержанием *S*: в 6 раз у листьев овса, почти в 4 раза у вики и в 2.4 раза у фацелии. За следующие четыре летних месяца во всех видах РО, кроме листьев овса, концентрация *S*, наоборот, существенно увеличилась по сравнению с предыдущим сроком отбора образцов. Наиболее значительное повышение в этот период было отмечено у видов с низким исходным содержанием: в 4 раза в метелках овса и в 2 раза в соломе. В большинстве видов РО, кроме листьев и соломы овса, за время 2-го года экспозиции концентрация *S* вновь снизилась, достигнув минимума в метелках овса и вики.

Наиболее значительно в процессе разложения в образцах РО снижалась концентрация главного зольного элемента – *калия* (*K*).

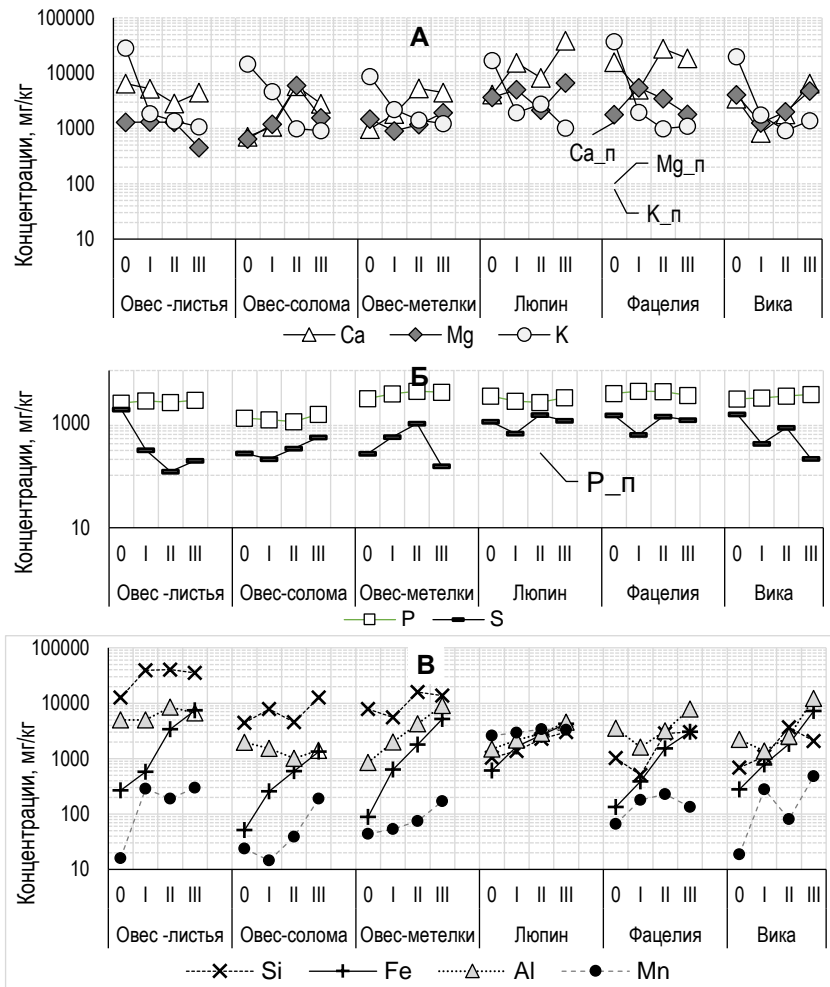


Рис. 9. Изменение концентрации зольных элементов в процессе трансформации растительных остатков в почве: **А** – Ca, Mg и K; **Б** – P и S; **В** – Si, Al, Fe, Mn. Обозначения на оси X см. на рис. 3.

Fig. 9. Changes in the concentration of ash elements during the transformation of plant residues in the soil: **A** – Ca, Mg и K; **Б** – P и S; **В** – Si, Al, Fe, Mn. For the designations of the X-axis, see Fig. 3.

Уже после первых 8 месяцев экспозиции в почве его концентрация в РО снизилась в 3–4 раза у медленно разлагающихся видов с низкой исходной концентрацией (солома и метелки овса) и в 15–19 раз у быстро разлагающихся видов с высокой исходной концентрацией (листья овса и фацелия) (рис. 9). Такое поведение К обусловлено ионной формой его присутствия в растениях и отсутствием механизма у трансформированных РО к его удержанию.

В отличие от К, концентрация *Ca* и *Mg* в разлагающихся РО могла быть как выше, так и ниже исходной. Наиболее значительное снижение концентрации *Ca* было отмечено у вики (в 4 раза) и у фацелии (в 3 раза) после первых 8 месяцев экспозиции в почве. В 1.5–2.3 раза ниже исходной она была в листьях овса на протяжении всего эксперимента. Наоборот, в большинстве экспонированных в почве образцов РО (в 12 из 18) концентрация *Ca* была значительно выше исходной: от 1.5 до 8 раз в соломе овса, от 2 до 5 раз в метелках овса и от 2 до 9 раз в люпине.

Снижение концентрации *Mg* относительно исходной было отмечено в отдельные сроки отбора образцов у вики (в 2–3 раза), у метелок овса (в 1.3–1.6 раза) и у люпина (в 1.7 раза). Наоборот, значительное повышение его концентрации (в 9 раз) было свойственно соломе овса и фацелии (в 3 раза) после первых 8 месяцев экспозиции.

Нерегулярные изменения концентрации и содержания *Ca* и *Mg* в процессе трансформации РО предполагают наличие механизма их временного закрепления в образцах. Таким механизмом для этих элементов может быть обменное связывание карбоксильными группами вновь образующихся при трансформации РО гумусовых веществ (Шлегель, 1987; Мальцева и др., 2013; Столбовой, 2022). Способность трансформированных РО связывать *Ca* и *Mg*, наиболее четко проявившаяся у соломы овса, предотвращает вынос этих важных питательных элементов и сохраняет их в доступной для растений форме.

Сравнение уровней концентраций элементов в РО и в почве участка (рис. 9, пунктирные линии для почв) показало, что даже после 2 лет экспозиции в почве концентрации важных питательных элементов в РО находились на уровне, значительно превосхо-

дях концентрации подвижных форм этих элементов в почве: N_{org} – от 10 раз у листьев и соломы овса до ≈ 20 раз у люпина; доступного P – от 5 у соломы овса до 13 раз у вики; доступного K – от 11 раз у соломы овса ≈ 17 раз у вики; обменного Ca – от 2 у соломы овса до ≈ 30 раз у фацелии; обменного Mg – от 15 раз у соломы овса до >60 раз у фацелии. Однако внесения 200 г/м² воздушно-сухих РО (соответствует средней урожайности с 1 м² в регионе) при массе пахотного горизонта ≈ 200 кг/м² не было бы достаточно, чтобы оказать какое-либо ощутимое влияние на показатели плодородия почвы.

Марганец (Mn) – важный и дефицитный микроэлемент с самым низким содержанием из всех зольных элементов в обследованных растениях, кроме люпина (табл. 1). Учитывая высокую подвижность Mn в большинстве типов почв (Kabata-Pendias, Mukherjee, 2007), также и в почвах региона (Манаков, 1969), предполагалось, что разложение растительного материала в почвах с промывным водным режимом будет сопровождаться снижением его концентрации. Однако во всех образцах, кроме соломы овса, после первых 8 месяцев экспозиции, она была выше исходной (рис. 9). Наиболее значительное повышение концентрации Mn было свойственно растениям с его низкой исходной концентрацией: более чем в 100 раз в листьях овса и в 4–25 раз в вике. У люпина с самой высокой исходной концентрацией это повышение было незначительным – в 1.1–1.3 раза. Только для соломы и метелок овса было характерно постепенное повышение концентрации Mn со временем. У остальных видов РО изменения его концентрации со временем не имели регулярного характера. Что свидетельствует о наличии механизма временной иммобилизации Mn в трансформированных остатках. Повышение концентрации Mn в процессе трансформации РО в почвах региона уже наблюдалось ранее в эксперименте по разложению листьев березы в подстилке подзолов (Ушакова, 1983).

Изменение концентрации Si и Al по мере трансформации РО в почве для большинства видов, кроме Si в люпине и Al в люпине и метелках овса, не имело регулярного характера (рис. 9). Относительно небольшое снижение концентрации Si было отмечено в

метелках овса (в 1.4 раза) и фацелии (в 2 раза) после первых 8 месяцев экспозиции в почве. В образцах остальных видов РО или при большей продолжительности их нахождения в почве концентрация Si была выше исходной: в 5 раз в вики к концу 1-го года и в 3 раза в соломе овса, люпине, фацелии и вики к концу 2-го года. Концентрация Al была ниже исходной в образцах вики (в 1.6 раза) и фацелии (в 2 раза) после первых 8 месяцев экспозиции в почве, а также во всех образцах соломы овса (в 1.3–2 раза). В двух видах РО с низким исходным содержанием Al (табл. 1) его концентрация значительно возрастала с увеличением продолжительности экспозиции: от 2.4 до 11 раз в метелках овса и от 1.5 до 3 раз в люпине.

Для Fe было характерно значительное повышение концентрации в РО относительно исходной с увеличением продолжительности экспозиции образцов в почве: от 2 (листья овса) до 7 раз (метелки овса) после первых 8 месяцев экспозиции и от 7 (люпин) до ≈ 60 раз (метелки овса) к концу 2-го года экспозиции. Такое значительное повышение концентрации Fe в РО может быть обусловлено несколькими обстоятельствами: иммобилизацией на месте разложения за счет окисления Fe^{2+} до малоподвижных оксидов и гидроксидов Fe^{3+} в окислительных условиях, преобладающих в агроподзолах; связыванием железа, высвобождающегося при разложении, и, возможно, дополнительного количества из почвенного раствора в комплексы со вновь образуемыми гумусовыми веществами; “загрязнением” образцов почвенными частицами при очень низкой его исходной концентрации в растениях и более значительным контрастом с уровнями железа в почве.

Потери элементов в процессе трансформации

Из-за разной направленности и/или степени изменения концентрации потери элементов РО при их трансформации в почве не совпадали (рис. 3 и 9) с потерями общего веса для большинства элементов, кроме $C_{орг}$, $N_{орг}$ и фосфора (рис. 3, табл. 2).

Распределение *потерь* $C_{орг}$ между видами растений и сроками отбора образцов достоверно коррелировало с потерями общего и беззольного веса – $r = 0.99$ (рис. 3). Однако из-за увеличения концентрации $C_{орг}$ в РО в процессе их трансформации в почве, по-

тери $C_{\text{орг}}$ относительно исходного содержания были ниже по сравнению с беззольным весом, особенно в более поздние сроки разложения. После 1-го года экспозиции в почве РО потеряли от 42 (солома овса) до 73% (листья овса и люпина) $C_{\text{орг}}$ от его исходного содержания в образце. К концу 2-го года они возросли до 65% у соломы овса и до 87% у листьев овса и люпина.

Таблица 2. Потери зольных элементов в процессе трансформации растительных остатков в почве, % от исходного содержания

Table 2. Losses of ash elements in the process of transformation of plant residues in the soil, % of the initial content

	Сроки	K	Ca	Mg	P	S	Mn	Si	Al	Fe
Овес- листья	I	97	67	60	55	93	-618	-24	60	13
	II	99	89	75	74	98	-203	19	57	-226
	III	99	88	94	80	98	-225	51	77	-388
Овес- солома	I	82	-1	-24	38	48	59	-18	48	-236
	II	97	-337	-394	55	35	12	45	73	-520
	III	98	-34	18	60	31	-172	3	76	-785
Овес- метелки	I	95	-26	59	16	-40	18	52	-60	-384
	II	98	-114	68	45	-48	33	20	-100	-708
	III	99	-21	65	65	85	-3	54	-184	-1479
Люпин	I	97	-72	36	63	73	48	39	32	-25
	II	97	45	84	79	64	64	40	48	-19
	III	100	-23	76	88	86	83	62	60	8
Фацелия	I	97	87	-20	56	83	-7	81	82	-14
	II	99	51	45	69	73	3	22	75	-216
	III	99	79	82	84	85	64	47	61	-309
Вика	I	97	90	87	55	88	-541	32	73	-20
	II	99	84	85	66	83	-30	-61	66	-98
	III	99	67	79	78	97	-358	46	2	-365

В абсолютном выражении величина потери образцами $C_{\text{орг}}$ определялась его исходной концентрацией в РО. По оценкам, сде-

ланным на основе результатов этого эксперимента (рис. 10), из $C_{орг}$, связанного за вегетационный период при создании 200 г сухой биомассы (средняя урожайность с 1 м²) и внесенного в почву осенью, к началу следующего сезона солома овса теряла 28 г, люпин – 49 г. При этом большая часть высвободившегося углерода, предположительно, возвращается в атмосферу в газообразной форме. Поскольку, согласно лизиметрическим исследованиям, потери $C_{орг}$ за счет выноса с водорастворимыми органическими соединениями за пределы профиля в окультуренном подзоле даже при применении органических удобрений составляли только 1–2 г с 1 м²/год (Переверзев, 1993).

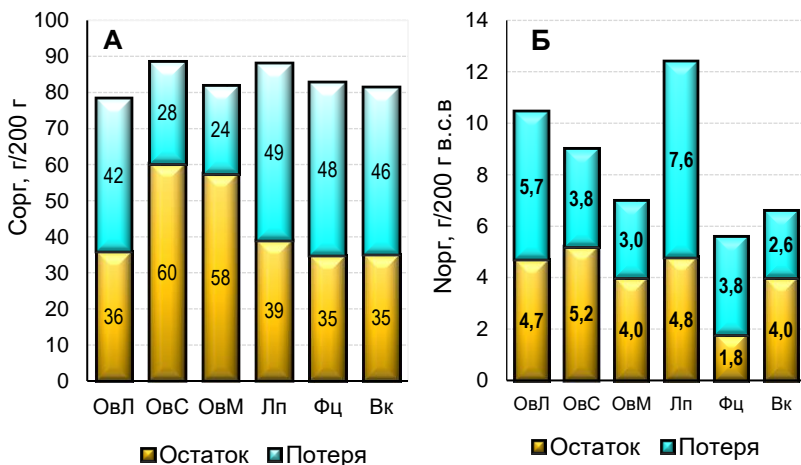


Рис. 10. Распределение между потерей и остатком $C_{орг}$ (А) и $N_{орг}$ (Б) при разложении сидератов в агроподзоле, в г на каждые 200 г внесенных в почву абсолютно сухих растительных остатков.

Fig. 10. Distribution between loss and residue of $C_{орг}$ (А) and $N_{орг}$ (Б) during the decomposition of green manure in the soil, in g per every 200 g of absolutely dry plant residues applied to the soil.

Вместе с тем, несмотря на высокую интенсивность разложения, значительная часть связанного при формировании биомассы

сидератов $C_{орг}$ все же долгое время остается в почве. В годовом балансе (рис. 10) от каждых 200 г внесенных воздушно-сухих РО в почве остается от 35 г (фацелия и вика) до 60 г (солома овса) $C_{орг}$. И даже через 2 года его остаток в почве составляет от 10 (люпин) до 30 г (солома овса). При этом, как следует из внешнего вида (рис. 5–8), большая часть остающегося в почве $C_{орг}$ продолжает находиться в составе крупных неразложившихся фрагментов РО.

Распределение *потерь* $N_{орг}$ по видам РО и срокам отбора достоверно коррелировало с потерей $C_{орг}$ и беззольного веса ($r = 0.93$). Но из-за более резкого снижения концентрации (рис. 3) потери $N_{орг}$ (в % от исходного содержания) для большинства видов растительного материала были выше по сравнению с беззольным весом и $C_{орг}$. Уже к концу 1-го года экспозиции в почве РО потеряли от 63% (солома овса) до более 90% (листья овса и люпин) $N_{орг}$ от его исходного содержания. За 2 года потери достигли 88% у соломы овса и 94% у листьев овса и люпина. Однако в абсолютном выражении и потери $N_{орг}$, и его остаток в почве были значительно ниже, по сравнению с $C_{орг}$, из-за значительно более низкой исходной концентрации (рис. 10).

Поскольку концентрация P изменялась незначительно, его потери при разложении РО (табл. 2) были близки потерям общего веса и $C_{орг}$ по величине и достоверно коррелировали в распределении между видами материала и сроками отбора образцов с этими показателями ($r = 0.92$ для общего веса и 0.91 для $C_{орг}$). Наиболее значительные потери P были свойственны травянистым растениям и листьям овса (быстроразлагающимся видам с высоким исходным содержанием), а самые низкие – соломе овса (сочетание низкой скорости разложения и низкой исходной концентрации).

Несмотря на то, что S , как и фосфор, входит в состав органического вещества, ее потери по величине и динамике не согласовались с потерями беззольного веса, $C_{орг}$ и P (табл. 2). Как и для концентрации, для содержания S в образцах РО было характерно не только снижение, но и незначительное увеличение в отдельные периоды их трансформации. Однако к концу 2-го года экспозиции во всех РО, кроме соломы овса, содержание S в образцах резко снизилось на 85% у метелок овса и на 98% у листьев овса относительно исходных значений. Интенсивный вынос S из окультурен-

ного подзола (до 20 г/м² в год) подтверждается лизиметрическими исследованиями (Переверзев, 1993).

Из-за высокой подвижности и отсутствия механизмов фиксации в данных условиях калий (K) наиболее интенсивно выносятся из растительного материала в процессе разложения в почве. С учетом потери общего веса уже после 8 месяцев экспозиции образцы потеряли от 82 (солома овса) до 97% (листья овса, люпин, фацелия, вика) K от его исходного содержания. За два года экспозиции все растительные образцы потеряли практически весь K.

Кальций (Ca) и магний (Mg) являются элементами, для которых характерны наиболее значительные различия между видами РО и стадиями разложения по направленности и степени изменения содержания в процессе трансформации. По сравнению с исходным, содержание Ca в листьях овса, в фацелии и вике к концу 1-го года экспозиции в почве снизилось на 70–90%, в соломе овса оно, наоборот, повысилось в 4 раза. Содержание Mg в РО также могло не только снизиться (например, в листьях овса оно снизилось на 99% к концу 2-го года экспозиции), но и увеличиться (например, в соломе овса оно увеличилось в 5 раз к концу 2-го года). Нерегулярные изменения содержания Ca и Mg по мере трансформации РО в почве с превышением исходного уровня свидетельствуют не только о наличии механизма их обратимой фиксации трансформированными остатками (предположительно, карбоксильными группами вновь образуемого гумуса), но и о дополнительном их поступлении из окружающей почвы. Таким источником могут быть мигрирующие вниз по профилю растворы с высоким содержанием Ca и Mg (Переверзев, 1993).

Из-за повышения концентрации Mn (рис. 9) разложение РО не всегда сопровождалось снижением его содержания в образцах (табл. 2). Возрастающие со временем потери Mn были свойственны только для люпина с его очень высокой исходной концентрацией. В листьях овса и вике, характеризующихся низкой исходной концентрацией Mn, его содержание в течение всего эксперимента было значительно (на 600% в листьях овса и на 500% в растениях вики после первых 8 месяцев экспозиции) выше исходного. Более высокое содержание Mn, по сравнению с исходным, предполагает его дополнительное поступление из почвы, а свойственные боль-

шинству видов РО нерегулярные смены накопления/снижения свидетельствуют об обратимом механизме его фиксации в разлагающихся РО. Сложность поведения Mn после высвобождения из РО обусловлена не только изменением его подвижности за счет резких изменений окислительно-восстановительных условий (восстановительные в растениях и окислительные в почве), но также и активной ролью микроорганизмов и органического вещества в процессах его трансформации в почве (Водяницкий, 2005).

Изменения содержания Si и Al в процессе разложения РО не имели регулярного характера (табл. 2). Так же, как и для Mn, в процессе трансформации оно могло увеличиваться (иногда с превышением исходного) или снижаться.

Для Fe, с более низкой исходной концентрацией в растениях и значительно большим контрастом с окружающей почвой, было характерно значительное (до 1 500% выше исходного в метелках овса к концу 2-го года экспозиции) повышение содержания со временем во всех видах РО, кроме люпина. В люпине накопленное в первые 8 месяцев экспозиции Fe было вымыто из образцов в процессе дальнейшего разложения РО.

Высвобождение элементов в первый вегетационный период. Как показали результаты, при осеннем внесении сидератов количество высвобождаемых при их разложении питательных элементов в первый вегетационный период после их внесения в почву зависело не только от исходной концентрации в растениях, но и от их поведения в первые 8 месяцев экспозиции РО в почве. В большинстве случаев, за четыре летних месяца первого вегетационного периода высвобождается лишь небольшая доля (табл. 2, разница между II и I отбором) от потребности растений в элементах для формирования нового урожая. Из-за значительной потери в предшествующий осенне-зимний период летом высвободилось только от 0.5 (люпин) до 15% (солома овса) от потребности растений в K. Высвобождающийся летом P мог обеспечить от 11 (вика) до 30% (метелки овса) от потребности сидератов, N – от 12 (фацелия) до 36% (листья овса). Кальций высвобождался летом только при разложении листьев овса и люпина. Трансформированные остатки других видов РО, наоборот, его накапливали. Однако, как обсуж-

далось выше, Са может находиться в них в обменной, т. е. доступной для растений форме.

Только в единичных случаях высвобождающегося летом количества элемента было достаточно для формирования нового урожая того же вида растений: например, Са – для люпина и Мп – для листьев овса и вики. Причем это было обусловлено способностью продуктов трансформации этих видов РО связывать высвобождающиеся при разложении и/или мигрирующие с почвенными растворами элементы в течение предыдущих 8 месяцев.

Вместе с тем сидераты с высоким исходным содержанием элемента (табл. 1), и/или чьи продукты трансформации способны накапливать дополнительные его количества в предшествующий холодный период (табл. 2), могут существенно снизить дефицит или даже полностью обеспечить потребности для формирования нового урожая видов с более низкими потребностями. Например, люпин может существенно снизить дефицит N для других видов сидератов, полностью обеспечить потребности в Са для соломы овса, в Mg – для всех частей овса, в Мп – для всех других видов растений.

Однако на основе эксперимента по разложению можно увидеть только некоторые моменты “работы” сидератов в качестве источников минерального питания для растений. Для более полной картины необходимы полевые эксперименты с внесением сидератов и контролем за уровнями доступных элементов в почвах.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Как показали результаты исследования, при специфическом сочетании холодного гумидного климата, легкого гранулометрического состава почв и аэробных условий, процессы разложения сидератов в агрогенно преобразованных подзолах Субарктики протекали с высокой интенсивностью, сопоставимой с таковой в южной черноземной зоне: после года экспозиции в почве РО теряли от 47 (солома овса) до 75% (люпин) своего исходного беззольного веса. После 2 лет потери веса достигли 68% у соломы овса и 90% у люпина.

Виды сидератов по потерям беззольного веса после первых 8 месяцев экспозиции отличались в 2 раза: от 32% у соломы овса

до $\approx 60\%$ у фацелии. Межвидовые различия со временем сглаживались и по кумулятивным потерям за 2 года варьировали от 68% у соломы овса до около 90% у люпина, т. е. отличались в 1.3 раза.

Распределение потерь $C_{\text{орг}}$ ($r = 0.99$) и $N_{\text{орг}}$ ($r = 0.93$) между видами растительного материала и по срокам отбора достоверно коррелировало с потерями беззольного веса. Однако потери $C_{\text{орг}}$ были существенно ниже, по сравнению с потерей веса, из-за увеличения концентрации $C_{\text{орг}}$ в РО в процессе их разложения, особенно в более поздние сроки экспозиции. За 2 года потери $C_{\text{орг}}$ варьировали от 65% (солома овса) до 87% (люпин). Наоборот, потери $N_{\text{орг}}$ были выше потерь веса и углерода из-за существенно снижения концентрации, особенно после первого года разложения. За 2 года потери $N_{\text{орг}}$ составили 83% у фацелии и 94% у люпина.

Снижение концентрации $N_{\text{орг}}$ и обеднение органического вещества РО азотом в процессе их трансформации в почве может быть обусловлено более быстрым разложением белков с высоким содержанием азота, а повышение концентрации $C_{\text{орг}}$ – увеличением со временем доли трудно разлагаемых компонентов – лигнина и гуминовых кислот – с высоким содержанием углерода.

Как показали расчеты, несмотря на высокую интенсивность разложения, из каждых выращенных летом и внесенных в почву осенью 200 г воздушно-сухих РО сидератов (средняя урожайность с 1 м²), к началу следующего лета в почве может оставаться от 35 г (фацелия и вика) до 60 г (солома овса) $C_{\text{орг}}$ и от 2 г (фацелия) до 5 г (солома овса) $N_{\text{орг}}$. То есть применение сидератов может иметь значительный положительный эффект для баланса С и N в субарктическом агроценозе. При этом большая часть оставшегося в почве $C_{\text{орг}}$ входит в состав крупных неразложившихся фрагментов РО.

Поведение зольных элементов в процессе трансформации РО зависело не только от свойств элемента, но и вида растительного материала. Потери К превысили 90% уже после первых 8 месяцев, S и P – достигли 80–98% у быстроразлагающихся видов РО (листья овса, люпин, фацелия и вика) к концу 2-го года экспозиции. В поведении Ca и Mg при разложении некоторых видов РО были выявлены нерегулярные изменения их содержания с периодическими превышениями исходного уровня. Дополнительным источником этих элементов могут быть фильтрующиеся по про-

филю растворы, а возможным механизмом фиксации – обменное поглощение вновь образуемым гумусом.

Благодаря значительным межвидовым различиям по биохимическому и химическому составу сидератов, по интенсивности и динамике разложения, а также по поведению элементов в процессе трансформации РО в почве, применение сидератов предоставляет большие возможности для управления не только плодородием почв, но и круговоротом элементов в агроценозах за счет подбора культур.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Александрова, Л.Н.* Органическое вещество почвы и процессы его трансформации. Л.: Наука, 1980. 288 с.
2. *Водяницкий Ю.Н.* Оксиды марганца в почвах. М.: ГНУ Почвенный институт им. В.В. Докучаева РАСХН, 2005. 95 с.
3. *Гришина Л.А.* Гумусообразование и гумусное состояние почв. М.: МГУ, 1986. 244 с.
4. *Дедов А.А., Дедов А.В., Несмеянова М.А.* Динамика разложения растительных остатков в черноземе типичном и продуктивность культур севооборота // *Агрохимия*. 2016. № 6. С. 3–8.
5. *Довбан К.И.* Зеленое удобрение в современной земледелии: вопросы теории и практики. Минск: Белорусская наука, 2009. 404 с.
6. *Елсаков Г.В., Горелова А.П., Миронова Р.А.* Роль удобрений при возделывании лекарственных культур в Заполярье // *Агрохимия*. 2001. № 2. С. 40–45.
7. *Ильин В.Б.* Элементарный химический состав растений. Новосибирск: Наука, 1985. 130 с.
8. *Кашулина Г.М., Коробейникова Н.М., Виравчева Л.Л., Чуева Н.В.* Агрохимическая характеристика почв коллекционного питомника интродуцированных лекарственных травянистых растений Полярно-альпийского ботанического сада // *Агрохимия*. 2021. № 9. С. 13–21. DOI: [10.31857/S0002188121090076](https://doi.org/10.31857/S0002188121090076).
9. *Кузнецова Т.В., Ходжаева А.К., Семенова Н.А., Иванникова Л.А., Семенов В.М.* Минерализационно-иммобилизационная оборачиваемость азота в почве при разной обеспеченности разлагаемым органическим веществом // *Агрохимия*. 2006. № 6. С. 5–12.
10. *Ларионова А.А., Мальцева А.Н., Лопес де Гереню В.О., Квиткина А.К., Быховец С.С., Золотарева Б.Н., Кудеяров В.Н.* Влияние температуры и влажности на минерализацию и гумификацию листовного опада в

модельном инкубационном эксперименте // Почвоведение. 2017. № 4. С. 438–448.

11. *Ловчиков А.П., Ловчиков В.П., Поздеев Е.А.* Биологизация земледелия в ресурсосберегающих технологиях возделывания зерновых культур // Международный научно-исследовательский журнал. 2016. № 1(43). DOI: [10.18454/IRJ.2016.43.094](https://doi.org/10.18454/IRJ.2016.43.094).

12. *Лошаков В.Г.* Зеленое удобрение как фактор повышения плодородия почвы, биологизации и экологизации земледелия // Плодородие. 2018. № 2. С. 26–29.

13. *Мальцева А.Н., Золотарева Б.Н., Пинский Д.Л.* Трансформация растительных остатков кукурузы в суглинистом и песчаном субстратах // Почвоведение. 2013. № 10. С. 1239–1252.

14. *Манаков К.Н.* Водная миграция минеральных элементов в северо-таежных ландшафтах Кольского полуострова // Почвенные режимы на Полярном Севере. Л.: Наука, 1969. С. 104–117.

15. *Переверзев В.Н.* Культурное почвообразование на Крайнем Севере. Апатиты: Изд-во Кольского научного центра РАН, 1993. 156 с.

16. *Переверзев В.Н.* Биохимия гумуса и азота почв Кольского полуострова. Л.: Наука, 1987. 303 с.

17. *Переверзев В.Н.* Лесные почвы Кольского полуострова. М.: Наука, 2004. 232 с.

18. *Поповцева А.А.* Методическое руководство по ускоренному анализу золы растений. Сыктывкар: Коми филиал АН СССР. 1974. 84 с.

19. *Семенов В.М., Лебедева, Т.Н., Зинякова Н.Б., Хромьчикина Д.П., Соколов Д.А., Лопес де Гереню В.О., Кравченко И.К., Х. Ли, 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: [10.31857/S0032180X22070085](https://doi.org/10.31857/S0032180X22070085).

20. *Семко А.П.* Агротермический режим почв лесной зоны Кольского полуострова. Апатиты: Изд-во Кольского филиала АН СССР, 1982. 142 с.

21. *Смирнова О.Г., Кочетов А.В.* Клеточная стенка растений и механизмы устойчивости к патогенам // Вавиловский журнал генетики и селекции. 2015. № 19(6). С. 715–723. DOI: [10.18699/VJ15.109](https://doi.org/10.18699/VJ15.109).

22. *Столбовой В.С.* Влияние потепления климата на баланс углерода в лесных почвах России // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2022. Вып. 111. С. 5–29. DOI: [10.19047/0136-1694-2022-111-5-29](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2022-111-5-29).

23. *Шлегель Г.* Общая микробиология. М.: Мир, 1987. 566 с. URL: <https://hlebspb.ru/uf/editor/files/Ne>.

24. *Ушакова Г.И.* Скорость высвобождения химических элементов из

опада и подстилки в двух типах еловых лесов Кольского полуострова // Почвоведение и агрохимия в Мурманской области. Апатиты: Изд-во Кольского филиала АН СССР, 1983. С. 16–27.

25. Чуева Н.В., Кашулина Г.М., Коробейникова Н.М. Агрохимические свойства почв коллекционных питомников Полярно-альпийского ботанического сада // Труды Кольского научного центра РАН. Серия Прикладная экология Севера. 2021. Вып. 9. С. 287–291. DOI: [10.37614/2307-5252.2021.6.12.9.043](https://doi.org/10.37614/2307-5252.2021.6.12.9.043).

26. Cornwell W.K., Cornelissen J.H.C., Amatangelo K., Dorrepaal E., Eviner V.T., Godoy O., Hobbie S.E., Hoorens B., Kurokawa H., Pérez-Harguindeguy N., Quested H.M., Santiago L.S., Wardle D.A., Wright I.J., Aerts R., Allison S.D., van Bodegom P., Brovkin V., Chatain A., Callaghan T.V., Díaz S., Garnier E., Gurevich D.E., Kazakou E., Klein J.A., Read J., Reich P.B., Soudzilovskaia N.A., Vaieretti M.V., Westoby M. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide // Ecology Lett. 2008. Vol. 11. P. 1065–1071. DOI: [10.1111/j.1461-0248.2008.01219](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01219).

27. Green manure/cover crops and crop rotation in conservation agriculture on small farms // *Integrated Crop management*. Rome. 2011. 97 p.

28. Kabata-Pendias A., Mukherjee A.B. Trace Elements from Soil to Human. Springer, Berlin Heidelberg, New York, 2007. 550 p.

29. Markert B. Presence and significance of naturally occurring chemical elements of the periodic system in the plant organism and consequences for future investigations on inorganic environmental chemistry in ecosystems // Vegetatio. 1992. No. 103. P. 1–30.

30. Nelson D.L., Cox M.M. Lehninger. Principles of Biochemistry. Fourth Edition. W.H. Freeman, 2005. 1130 p. URL: <https://handoutset.com/wp-content/uploads/2022/03/Lehninger-Principles-of-Biochemistry-Fourth-Edition-by-David-L.-Nelson-Michael-M.-Cox.pdf>.

31. Prescott C.E. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? // Biogeochemistry. 2010. Vol. 101. P. 133–149. DOI: [10.1007/s10533-010-9439-0](https://doi.org/10.1007/s10533-010-9439-0).

32. Zhang D., Hui D., Luo Y., Zhou G. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors // J. Plant Ecology. 2008. Vol. 1. No. 2. P. 85–93. DOI: [10.1093/jpe/rtn002](https://doi.org/10.1093/jpe/rtn002).

REFERENCES

1. Aleksandrova L.N., *Organicheskoe veshhestvo pochvy i processy ego transformacii* (Soil Organic Matter and Its Transformation Processes), Leningrad: Nauka, 1980, 288 p.

2. Vodyanitskii Yu.N., *Oksidy margantsa v pochvakh* (Manganese oxides in soils), Moscow: GNU Pochvennyi institut im. V.V. Dokuchaeva RASKHN, 2005, 95 p.
3. Grishina L.A., *Gumusoobrazovanie i gumusnoe sostojanie pochv* (Humus formation and humus state of soils), Moscow: MGU, 1986, 244 p.
4. Dedov A.A., Dedov A.V., Nesmeyanova M.A., *Dinamika razlozheniya rastitel'nykh ostatkov v chernozeme tipichnom i produktivnost' kul'tur sevooborota* (Dynamics of decomposition of plant residues in typical chernozem and productivity of crop rotation crops), *Agrokhimiya*, 2016, No. 6, pp. 3–8.
5. Dovban K.I., *Zelenoe udobrenie v sovremennom zemledelii: voprosy teorii i praktiki* (Green fertilizer in modern agriculture: issues of theory and practice), Minsk: Belorusskaya nauka, 2009, 404 p.
6. Elsakov G.V., Gorelova A.P., Mironova R.A., *Rol' udobrenii pri vozdelevanii lekarstvennykh kul'tur v Zapolyar'e* (The role of fertilizers in the cultivation of medicinal plants in the Arctic), *Agrokhimiya*, 2001. No. 2, pp. 40–45.
7. Il'in V.B., *Elementarnyi khimicheskii sostav rastenii* (Elementary plant chemical composition), Novosibirsk: Nauka, 1985, 130 p.
8. Kashulina G.M., Korobeinikova N.M., Viracheva L.L., Chueva N.V., *Agrokhimicheskaya kharakteristika pochv kollektсионного pitomnika introdutsirovannykh lekarstvennykh travyanistykh rastenii Polyarno-al'piiskogo botanicheskogo sada* (Agrochemical characteristics of the soils of the collection of introduced medicinal herbaceous plants of the Polar-Alpine Botanical Garden), *Agrokhimiya*, 2021, No. 9, pp. 13–21, DOI: [10.31857/S0002188121090076](https://doi.org/10.31857/S0002188121090076).
9. Kuznecova T.V., Hodzhaeva A.K., Semenova N.A., Ivannikova L.A., Semenov V.M., *Mineralizacionno-immobilizacionnaja oborachivaemost' azota v pochve pri raznoj obespechennosti razlagaemym organicheskim veshhestvom* (Mineralization-Immobilization Turnover of Nitrogen in Soil at Different Availability of Decomposable Organic Matter), *Agrokhimiya*, 2006, No. 6, pp. 5–12.
10. Larionova A.A., Mal'tseva A.N., Lopes de Gerenyu V.O., Kvitkina A.K., Bykhovets C.S., Zolotareva B.N., Kudayarov V.N., *Vliyanie temperatury i vlazhnosti na mineralizatsiyu i gumifikatsiyu listvennogo opada v model'nom inkubatsionnom eksperimente* (Influence of temperature and humidity on mineralization and humification of deciduous litter in a model incubation experiment), *Pochvovedenie*, 2017, No. 4, pp. 438–448.
11. Lovchikov A.P., Lovchikov V.P., Pozdeev E.A., *Biologizatsiya zemledeliya v resursoberegayushchikh tekhnologiyakh vozdelevaniya zernovykh kul'tur* (Biologization of agriculture in resource-saving

- technologies for the cultivation of grain crops), *Mezhdunarodnyi nauchno-issledovatel'skii zhurnal*, 2016, No. 1(43), DOI: [10.18454/IRJ.2016.43.094](https://doi.org/10.18454/IRJ.2016.43.094).
12. Loshakov V.G., Zelenoe udobrenie kak faktor povysheniya plodorodiya pochvy, biologizatsii i ekologizatsii zemledeliya (Green fertilizer as a factor in increasing soil fertility, biologization and greening of agriculture), *Plodorodie*, 2018, No. 2, pp. 26–29.
13. Mal'tseva A.N., Zolotareva B.N., Pinskiy D.L., Transformatsiya rastitel'nykh ostatkov kukuruzy v suglinistom i peschanom substratakh (Transformation of corn plant residues in loamy and sandy substrates), *Pochvovedenie*, 2013, No. 10, pp. 1239–1252.
14. Manakov K.N., Vodnaya migratsiya mineral'nykh elementov v severo taezhnykh landshaftakh Kol'skogo poluostrova (Water migration of mineral elements in the northern taiga landscapes of the Kola Peninsula), In: *Pochvennye rezhimy na Polyarnom Severe* (Soil regimes in the Polar North), Leningrad: Nauka, 1969, pp. 104–117.
15. Pereverzev V.N., *Kul'turnoe pochvoobrazovanie na Krainem Severe* (Cultural soil formation in the Far North), Apatity: Izd-vo Kol'skogo nauchnogo tsentra RAN, 1993, 156 p.
16. Pereverzev V.N., *Biokhimiya gumusa i azota pochv Kol'skogo poluostrova* (Biochemistry of humus and nitrogen of soils of the Kola Peninsula), Leningrad: Nauka, 1987, 303 p.
17. Pereverzev V.N., *Lesnye pochvy Kol'skogo poluostrova* (Forest soils of the Kola Peninsula), Moscow: Nauka, 2004, 232 p.
18. Popovtseva A.A., *Metodicheskoe rukovodstvo po uskorennomu analizu zoly rastenii* (Guidelines for accelerated analysis of plant ash), Syktyvkar: Komi filial AN SSSR, 1974, 84 p.
19. Semenov V.M., Lebedeva, T.N., Zinyakova N.B., Khromyckina D.P., Sokolov D.A., Lopes de Gerenyu V.O., Kravchenko I.K., Kh. Li, Semenov M.V., Zavisimost' razlozheniya organicheskogo veshchestva pochvy i rastitel'nykh ostatkov ot temperatury i vlazhnosti v dlitel'nykh inkubatsionnykh eksperimentakh (Dependence of the decomposition of soil organic matter and plant residues on temperature and humidity in long-term incubation experiments), *Pochvovedenie*, 2022, No. 7, pp. 860–875, DOI: [10.31857/S0032180X22070085](https://doi.org/10.31857/S0032180X22070085).
20. Semko A.P., *Agrotermicheskii rezhim pochv lesnoi zony Kol'skogo poluostrova* (Agrothermal regime of soils in the forest zone of the Kola Peninsula), Apatity: Izd-vo Kol'skogo filiala AN SSSR, 1982, 142 p.
21. Smirnova O.G., Kochetov A.V., Kletochnaya stenka rastenii i mekhanizmy ustoychivosti k patogenam (Plant cell wall and mechanisms of resistance to pathogens), *Vavilovskii zhurnal genetiki i selektsii*, 2015, Vol., 19(6), pp. 715–723, DOI: [10.18699/VJ15.109](https://doi.org/10.18699/VJ15.109).

22. Stolbovoy V.S., Climate warming impact on the carbon balance in forest soils in Russia, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2022, Vol. 111, pp. 5–29, DOI: [10.19047/0136-1694-2022-111-5-29](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2022-111-5-29).
23. Schlegel. Hans G., *Allgemeine Mikrobiologie*, Stuttgart, New York, 1985, 571 p.
24. Ushakova G.I., Skorost' vysvobozhdeniya khimicheskikh elementov iz opada i podstilki v dvukh tipakh elovykh lesov Kol'skogo poluostrova (The rate of release of chemical elements from litter and litter in two types of spruce forests of the Kola Peninsula), In: *Pochvovedenie i agrokhimiya v Murmanskoi oblasti* (Soil Science and Agrochemistry in the Murmansk Region), Apatity: Izd-vo Kol'skogo filiala AN SSSR, 1983, pp. 16–27.
25. Chueva N.V., Kashulina G.M., Korobeinikova N.M., Agrokhimicheskie svoystva pochv kolleksiionnykh pitomnikov Polyarno-al'piiskogo botanicheskogo sada (Agrochemical properties of soils of collections of the Polar-Alpine Botanical Garden), In: *Trudy Kol'skogo nauchnogo tsentra RAN. Seriya Prikladnaya ekologiya Severa* (Proceedings of the Kola Scientific Center of the Russian Academy of Sciences. Series Applied Ecology of the North), 2021, Vol. 9, pp. 287–291, DOI: [10.37614/2307-5252.2021.6.12.9.043](https://doi.org/10.37614/2307-5252.2021.6.12.9.043).
26. Cornwell W.K., Cornelissen J.H.C., Amatangelo K., Dorrepaal E., Eviner V.T., Godoy O., Hobbie S.E., Hoorens B., Kurokawa H., Pérez-Harguindeguy N., Queded H.M., Santiago L.S., Wardle D.A., Wright I.J., Aerts R., Allison S.D., van Bodegom P., Brovkin V., Chatain A., Callaghan T.V., Diaz S., Garnier E., Gurvich D.E., Kazakou E., Klein J.A., Read J., Reich P.B., Soudzilovskaia N.A., Vaieretti M.V., Westoby M., Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide, *Ecology Lett.*, 2008, Vol. 11, pp. 1065–1071, DOI: [10.1111/j.1461-0248.2008.01219](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01219).
27. Green manure/cover crops and crop rotation in conservation agriculture on small farms, *Integrated Crop management, Rome, 2011*, 97 p.
28. Kabata-Pendias A., Mukherjee A.B., *Trace Elements from Soil to Human*, Springer, Berlin Heidelberg New York, 2007, 550 p.
29. Markert B., Presence and significance of naturally occurring chemical elements of the periodic system in the plant organism and consequences for future investigations on inorganic environmental chemistry in ecosystems, *Vegetatio*, 1992, No. 103, pp. 1–30.
30. Nelson D.L., Cox M.M., Principles of Bio-chemistry. Fourth Edition. W.H. Freeman, Lehninger, 2005, 1130 p., URL: <https://handoutset.com/wp-content/uploads/2022/03/Lehninger-Principles-of-Biochemistry-Fourth-Edition-by-David-L.-Nelson-Michael-M.-Cox.pdf>.
31. Prescott C.E., Litter decomposition: what controls it and how can we alter

it to sequester more carbon in forest soils? *Biogeochemistry*, 2010, Vol. 101, pp. 133–149, DOI: [10.1007/s10533-010-9439-0](https://doi.org/10.1007/s10533-010-9439-0).

32. Zhang D., Hui D., Luo Y., Zhou G., Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors, *J. Plant Ecology*, 2008, Vol. 1, No. 2, pp. 85–93, DOI: [10.1093/jpe/rtn002](https://doi.org/10.1093/jpe/rtn002).

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-66-97



Ссылки для цитирования:

Сайранова П.Ш., Ерёмченко О.З. Свойства псаммоземов камских надпойменных террас и оценка их устойчивости к загрязнению Cu и Cd // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2024. Вып. 119. С. 66-97. DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-66-97

Cite this article as:

Sairanova P.Sh., Eremchenko O.Z., Properties of psammozems of the Kama terraces above the floodplain and assessment of their sustainability to pollution by Cu and Cd, Dokuchaev Soil Bulletin, 2024, V. 119, pp. 66-97, DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-66-97

Благодарность:

Исследование выполнено при поддержке гранта Минобрнауки РФ, проект FSNF-2020-0021.

Acknowledgments:

The study was supported by a grant from the Ministry of Education and Science of the Russian Federation, project FSNF-2020-0021.

Свойства псаммоземов камских надпойменных террас и оценка их устойчивости к загрязнению Cu и Cd

© 2024 г. П. Ш. Сайранова*, О. З. Ерёмченко**

Пермский государственный национальный исследовательский университет, Россия,

614990, Пермь, ул. Букирева, д. 15,

**<https://orcid.org/00000-0003-4121-0859>, e-mail: sairanova.p@gmail.com,*

***<https://orcid.org/0000-0003-3581-0874>, e-mail: eremch@psu.ru.*

*Поступила в редакцию 24.01.2024, после доработки 03.04.2024,
принята к публикации 04.06.2024*

Резюме: Сосновые леса на псаммоземах песчаных камских надпойменных террас в пределах территории г. Перми занимают площадь около 2 тыс. га. В условиях прогрессирующего загрязнения тяжелыми металлами буферная способность псаммоземов является основой устойчивости экосистемы. Представляет интерес изучить морфогенетические свойства псаммоземов и оценить риски накопления в

них Cu и Cd по изменению активности почвенных ферментов (каталазы, уреазы и инвертазы) и появлению фитотоксичности. Псаммоземы Прикамья сформировались на перигляциальном песчаном аллювии, отложенном при таянии ледников в мезозое. Разнообразие псаммоземов гумусовых представлено типичными, оподзоленными, иллювиально-ожезженными и псевдофибровыми подтипами. Почвы характеризуются сильнокислой реакцией среды, очень низкой емкостью поглощения, низкой насыщенностью основаниями и низкой активностью почвенных ферментов. Содержание Cu, Cd, Zn, Pb в псаммоземах существенно ниже региональных кларков почв, в то же время в гумусово-слаборазвитых горизонтах количество этих металлов несколько больше, чем в почвообразующих песках. Эксперимент по определению экотоксикологической нагрузки проводили на смешанных образцах из слоя 0–20 см псаммоземов гумусовых, в которые вносили по отдельности растворы уксуснокислой меди и уксуснокислого кадмия из расчета Cu, Cd от 2.5 до 250 мг/кг почвы. При внесении в почву Cu и Cd из расчета 2.5–10 мг/кг наблюдали снижение активности инвертазы и ухудшение физиолого-биохимических показателей тест-культуры (*Lepidium sativum* L.), а также подавление активности каталазы Cd.

Ключевые слова: псаммоземы; тяжелые металлы; загрязнение Cu и Cd; критическая нагрузка; ферментативная активность; фитотоксичность.

Properties of psammozems of the Kama terraces above the floodplain and assessment of their sustainability to pollution by Cu and Cd

© 2024 P. Sh. Sairanova*, O. Z. Eremchenko**

*Perm State National Research University,
15 Bukireva Str., Perm 614990, Russian Federation,*

*<https://orcid.org/0000-0003-4121-0859>, e-mail: sairanova.p@gmail.com,

**<https://orcid.org/0000-0003-3581-0874>, e-mail: eremch@psu.ru.

Received 24.01.2024, Revised 03.04.2024, Accepted 04.06.2024

Abstract: Pine forests growing on psammozems, found on sandy Kama terraces above the floodplain within the territory of Perm, encompass roughly 2 thousand hectares. The study was conducted on psammozems under the influence of advancing pollution caused by heavy metals, highlighting the significance of soil's buffering capacity in preserving the ecosystem's stability. It is of great interest to investigate the morphogenetic properties of psammozems and evaluate the risks linked to the accumulation of Cu and Cd

in these soils through the analysis of changes in soil enzyme activity (catalase, urease, and invertase) and the occurrence of phytotoxicity. The psammozems found in the Kama region originated from periglacial sandy alluvium, which was deposited during glacial melting in the Mesozoic era. The variety of humus psammozems includes typical, podzolized, illuvial-ferruginous, and pseudofibrous subtypes. These soils are highly acidic, have a very low absorption capacity, low base saturation, and reduced activity of soil enzymes. The contents of Cu, Cd, Zn, and Pb in psammozems are notably lower compared to the regional soil clarks; however, in the underdeveloped humus horizons, the concentrations of these metals are slightly higher than in soil-forming sands. The experiment was conducted to determine the ecotoxicological load, where mixed soil samples from a 0–20 cm layer of humus psammozems were treated with solutions containing copper acetate and cadmium acetate. The application of solutions was done individually, with Cu and Cd ranging from 2.5 to 250 mg/kg of soil. Upon introducing Cu and Cd into the soil at the rate of 2.5–10 mg/kg, a decrease in invertase activity, deterioration of the physiological and biochemical parameters of the test crop (*Lepidium sativum* L.), along with the inhibition of Cd catalase activity, were observed.

Keywords: psammozems; heavy metals; Cu and Cd pollution; critical load; enzymatic activity; phytotoxicity.

ВВЕДЕНИЕ

В условиях загрязнения экосистем тяжелыми металлами (ТМ) особая роль принадлежит почвам, поскольку степень изменения самих почв и количество поллютантов, поступающих в живые организмы, грунтовые и поверхностные воды, определяются их буферными свойствами. Буферность, или устойчивость почв к загрязнению ТМ, зависит от гранулометрического состава, содержания органических веществ, рН, поглонительной способности и т. д. (Ильин, 2012; Heavy metals..., 2013; Хазиев, 2018; Копцик С.В., Копцик Г.Н., 2022).

В северных широтах Земли на протяжении четвертичного периода несколько раз образовывались ледниковые покровы. В межледниковые периоды аллювий р. Камы формировался в основном речными потоками, которые приносили обломки с восточного Урала. В период таяния ледников осадконакопление в речной долине в значительной мере определялось поступлением песчаных отложений мезозоя, поэтому откладывался перигляциальный

песчаный аллювий (Лунев, 2013).

После выделения отдела слабо развитых почв как единого самостоятельного классификационного подразделения (Классификация..., 2004) на песчаных террасах р. Камы под сосновыми лесами диагностированы псаммоземы гумусовые (Еремченко и др., 2010, 2016). Постановлением Правительства Пермского края № 447-п псаммоземы гумусовые включены в перечень редких почв, находящихся под особой охраной Росреестра Пермского края и органов местного самоуправления муниципальных образований (Об утверждении..., 2022). В связи со статусом особо охраняемых почв возникла необходимость дополнить морфогенетическую характеристику и оценить экологическое состояние псаммоземов в природно-рекреационной зоне г. Перми.

Промышленность и городской транспорт являются основными источниками загрязнения почв ТМ. Исследованиями О.З. Еремченко с соавторами (2005; 2018) установлена аккумуляция Zn, Cd, Sn, Pb, Cu в почвах и почвогрунтах районов многоэтажной застройки и парковой зоны. Эколого-биологическая токсичность ТМ зависит от гранулометрического состава, содержания органического вещества, рН и окислительно-восстановительных условий в почве (Копчик, 2004; Waalewijn-Kool et al., 2014; Hale et al., 2017; Поляк, Сухаревич, 2020). В соответствии с концепцией критических/экотоксикологических нагрузок пороговые значения загрязненности почвы ТМ определяют по негативной реакции биологических индикаторов (Heavy metals..., 2013; Копчик и др., 2022; Терехова, 2022).

Цель работы – описать морфогенетические свойства псаммоземов природно-рекреационной зоны г. Перми, а также оценить риски накопления в них Cu и Cd по изменению активности почвенных ферментов (каталазы, уреазы и инвертазы) и появлению фитотоксичности.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объекты исследований – псаммоземы гумусовые, расположенные в охраняемом природном ландшафте местного значения “Закамский бор”, находящемся на правом берегу р. Кама. Почвообразующий аллювий I, II, III камских террас представлен песча-

ными отложениями, которые подстилаются песчано-гравийными породами (рис. 1). В 2022 г. заложены четыре почвенных разреза с координатами: разрез № 1-22 – 58.07420° С; 56.30909° В; разрез № 2-22 – 58.04375° С; 56.25349° В; разрез № 3-22 – 58.061257° С; 56.269182° В; разрез № 4-22 – 58.064438° С; 56.281687° В (рис. 2). Отбор почвенных проб был проведен послойно с шагом 10 см до глубины 100–120 см.

По ранее проведенной оценке предполагаемая площадь псаммоземов на территории Пермского края составляла 913 км² (Еремченко и др., 2016). Ареалы псаммоземов определены оцифровкой картосхемы лесов М 1 : 500 000 с выделением территорий, занятых сосновыми лесами, непосредственно прилегающими к Воткинскому и Камскому водохранилищам.

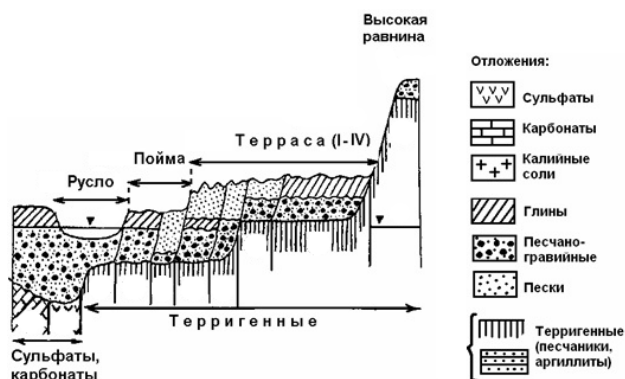


Рис.1. Литолого-геоморфологический профиль долины р. Камы (Лунев, 2013 с изменениями).

Fig. 1. Lithological and geomorphological profile of the Kama River valley (Lunev, 2013, modified).

С помощью программы ArcMap установлено, что сосновые леса на псаммоземах песчаных террас р. Камы в пределах городской территории Перми занимают площадь около 2 тыс. га (рис. 2).

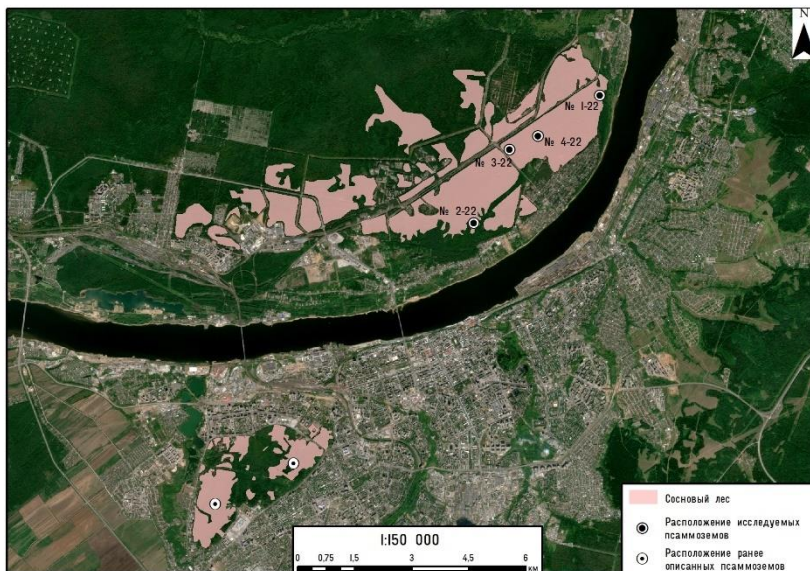


Рис. 2. Схема сосновых лесов на псаммоземах гумусовых на космоснимке г. Перми с расположением почвенных разрезов на псаммоземах.

Fig. 2. A satellite image of pine forests on humus psammozems in Perm with the location of soil pits on psammozems.

Для выделения ареала псаммоземов выполнено дешифрирование соснового леса. Для этого использовались снимки Sentinel-2A зимнего периода (февраль), периода вегетации (июль) и конца вегетации (конец сентября). Выделение сосновых лесов выполнялось с сочетанием снимков всех трех периодов. Снимки осеннего периода информативны в синтезе натуральных цветов для отделения лиственных и хвойных лесов в связи с тем, что лиственные леса на осенних снимках приобретают светло-серый оттенок. Для дешифрирования соснового леса по летним снимкам использовался синтез каналов SWIR-NIR-RED, в результате которого сосновые леса отличаются от темнохвойных специфическим красноватым оттенком. Для зимнего периода аналогично летнему наиболее информативен синтез каналов SWIR-NIR-RED, где сосновые леса

приобретают голубоватый оттенок, а темнохвойные – темно-синий (Шихов и др., 2020). Основной этап выполнялся с использованием снимков зимнего периода. Осенний период использовался для отделения хвойных лесов от лиственных, а летний – для коррекции итоговых результатов.

Ниже перечислены методы определения физико-химических и химических свойств почвенных проб:

- рН водной и солевой вытяжки определялись потенциометрическим методом по ГОСТ 26423-85 и ГОСТ 26483-85;

- органическое вещество ($C_{\text{орг}}$) определялось фотометрическим методом по ГОСТ 26213-2021;

- сумма обменных оснований рассчитана сложением содержания обменного кальция и обменного (подвижного) магния, полученных титриметрическим методом – ГОСТ 26487-85;

- гидролитическую кислотность определяли по методу Каппена в модификации ЦИНАО (ГОСТ 26212-2021);

- гранулометрический состав – пипеточным методом Качинского после разрушения почвенных агрегатов пирофосфатом натрия;

- условно валовое содержание ТМ – методом атомно-абсорбционной спектrophотометрии (разложение “царской водкой”).

Для определения критического уровня загрязненности в почвенные пробы, отобранные с глубины 0–20 см, внесли по отдельности растворы уксуснокислой меди и уксуснокислого кадмия из расчета Cu, Cd 2.5, 5, 10, 25, 50, 100, 250 мг/кг почвы. Незагрязненную почву увлажняли растворами солей перед посадкой семян. Выбор ацетатных солей меди и кадмия обусловлен их растворимостью, и, соответственно, быстрой ответной реакцией организмов на загрязнение в условиях эксперимента. В ряде экспериментальных работ по загрязнению почв ТМ также вносили в составе ацетатной соли (Ананьева, Шпис, 2010; Иовчева, Семенов, 2023; Панова и др., 2017).

Физико-химические и химические свойства смешанного образца: реакция среды кислая ($pH_{\text{вод}} = 4.82$, $pH_{\text{сол}} = 3.94$), $C_{\text{орг}} = 1.63\%$, сумма обменных оснований – 0.51 ммоль/100 г, гидролитическая кислотность – 5.48 ммоль/100 г, содержание физической

глины – 8.7% (песок связный мелкозернистый). Содержание Cu составляло 10.6 мг/кг, Zn – 15.4 мг/кг, Cd – 0.08 мг/кг, Pb – 7.5 мг/кг.

На загрязненных почвенных пробах в течение 7 дней выращивался кресс-салат, затем были определены высота и масса надземной части растений в 25-кратной повторности, а также редокс-активность растительного экстракта по методике О.З. Еремченко и Н.В. Митраковой (2017). После выращивания растений в загрязненной почве была установлена активность металлов (a_{Cu} и a_{Cd}) ионоселективным методом на иономере “Эко-тест” в почвенной суспензии при соотношении почва : вода = 1 : 2.5. Активность каталазы, уреазы и инвертазы в почве изучены в 3-кратной повторности по Ф.Х. Хазиеву (2005).

Сравнение вариантов опыта по ферментативной активности почвы, высоте, массе и редокс-активности тест-культуры проведены дисперсионным методом с применением критерия Краскела–Уоллиса; значимыми считались различия между сравниваемыми средними величинами с доверительной вероятностью 95% и выше ($p < 0.05$). На рисунках приведены средние арифметические биологических повторностей и их стандартные ошибки. Ферментативная активность почвы, данные по высоте, массе и редокс-активности тест-культуры при разном уровне загрязнения Cu и Cd обработаны методом регрессионного анализа; адекватность полученных уравнений оценили при уровне значимости нулевой гипотезы $p < 0.05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Генетические свойства псаммоземов гумусовых в значительной степени обусловлены литогенным фактором – песчаными почвообразующими породами. Профиль почв слабо дифференцирован и представлен горизонтами W и C” (рис. 3).

Верхняя часть гумусово-слаборазвитого горизонта W представлена груборазложившейся хвойно-моховой подстилкой мощностью 2–3 см. Горизонт W с глубины 2(3) до 6(8) см характеризуется темно-серой окраской с охристым оттенком, горизонт слабо оструктуренный, супесчаный, сухой, рыхлый, содержит много растительных остатков разной степени разложения, песчаные и

пылеватые частицы склеены в непрочные комочки диаметром 0.6–1.3 см.

В разрезе № 1-22 на глубине 6–10 см наблюдались признаки селективного оподзоливания, приводящего к удалению железистых пленок с поверхности песчаных частиц (Ce). На глубине 30 см присутствуют желтоватые, желтовато-охристые тона за счет железистых пленок на поверхности песчаных зерен (Cf). В почвенном разрезе № 2-22 в песчаной материнской породе с глубины 50–60 см присутствуют псевдофибры (Cff). Образование псевдофибров и присутствие признаков оподзоленности также отмечено в двух псаммоземах гумусовых, описанных в лесопарке левого берега Камы (Еремченко и др., 2016), и в псаммоземе гумусовом на территории соснового леса, расположенного в долине р. Камы ниже по течению от г. Перми (Еремченко и др., 2010).

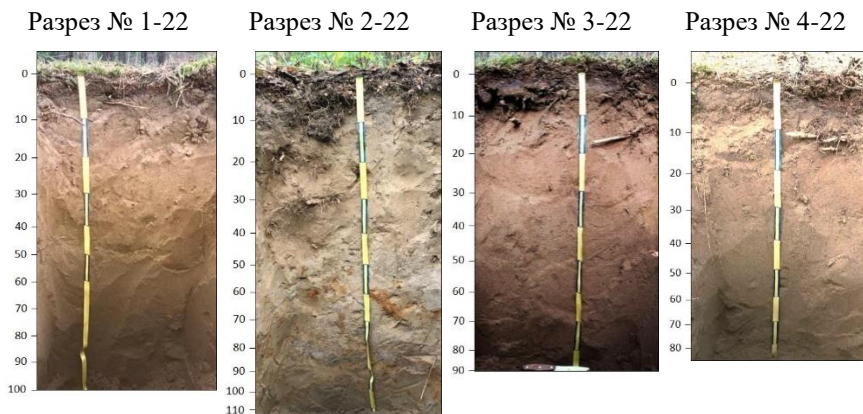


Рис. 3. Внешний вид псаммоземов гумусовых.

Fig. 3. Humus psammozems.

Таким образом, разнообразие псаммоземов гумусовых в сосновых лесах на песчаных террасах Камы представлено типичными (формула профиля W-C⁺), оподзоленными (W-Ce-C⁺), иллювиально-ожелезненными (W-Cf-C⁺) и псевдофибровыми (W-Cff-C⁺) подтипами.

Гранулометрический состав гумусово-слаборазвитого горизонта псаммоземов представлен супесью мелкопесчаной. Гранулометрический состав почвообразующей породы: песок связный мелкозернистый или песок рыхлый среднезернистый (рис. 4).

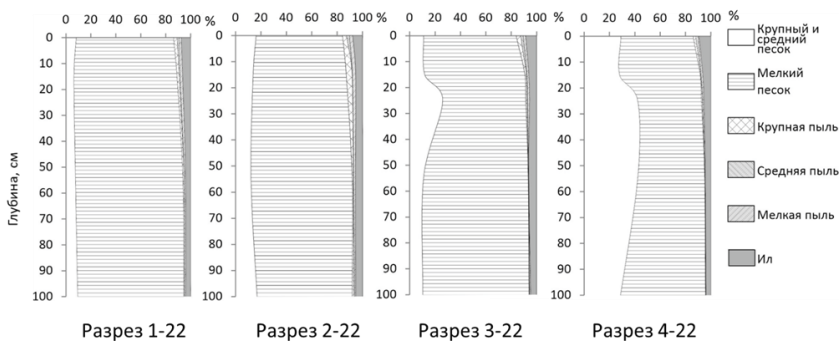


Рис. 4. Гранулометрический состав псаммоземов гумусовых.

Fig. 4. Particle size distribution in humus psammozems.

В гумусово-слаборазвитых горизонтах почв содержание органического углерода составляло от 3.9 до 6.5%; сравнительно с породой характерна наиболее кислая реакция среды, относительно повышенные емкость поглощения и содержание физической глины. Для минеральных горизонтов характерна сильноокислая реакция и низкая насыщенность основаниями, очень низкая емкость поглощения, связанная с низким содержанием физической глины (табл. 1).

Общее содержание Cu, Cd, Zn, Pb в псаммоземах существенно ниже региональных кларков почв (табл. 2), что обусловлено общей обедненностью катионами кварцевых песков аллювиального происхождения. В то же время коэффициенты концентрации (КК), рассчитанные как отношение между содержанием металлов в горизонте и почвообразующей породе, показали, что в гумусово-слаборазвитых горизонтах содержание этих металлов несколько больше, чем в почвообразующих песках. Cu и Zn – питательные элементы и накапливаются в почвах благодаря избира-

тельному поглощению растениями. Содержание Zn, Cd, Pb, Cu в псаммоземах может быть частично обусловлено техногенным загрязнением, т. к. их аккумуляцию отмечали в почвах и почвогрунтах жилой застройки и парковой зоны г. Перми (Еремченко и др., 2005; 2018).

Таблица 1. Физико-химические свойства псаммоземов гумусовых
Table 1. Physico-chemical properties of humus psammosems

Гор.	Глубина, см	n	$S_{орг}, \%$	$pH_{вод}$	$pH_{сол}$	$S,$ ммоль/100 г	$Hг,$ ммоль/100 г	Физическая глина, %
W	3–6	4	5.27 ± 0.85	4.63 ± 0.09	3.43 ± 0.13	1.32 ± 0.32	8.64 ± 1.72	11.93 ± 0.40
WC	10–20	4	1.14 ± 0.12	5.10 ± 0.11	4.33 ± 0.05	0.50 ± 0.06	2.68 ± 0.27	8.32 ± 0.29
C	50–60	4	0.41 ± 0.18	5.43 ± 0.25	4.40 ± 0.06	0.81 ± 0.25	1.59 ± 0.17	5.89 ± 0.57
C	80–90	4	0.33 ± 0.11	5.80 ± 0.15	4.40 ± 0.08	1.32 ± 0.30	1.29 ± 0.25	5.34 ± 0.51

Примечание. n – количество проб; S – сумма оснований; Hг – гидролитическая кислотность.

Note. n – number of samples; S – sum of bases; Hg – hydrolytic acidity.

В почвах ТМ присутствуют в растворенном состоянии и связанном с органическими и минеральными веществами. Наибольшее воздействие на микроорганизмы, растения, почвенных беспозвоночных, а также на ферментативную активность почв оказывают подвижные формы ТМ (Ritchie, Sposito, 2001; Robinson et al., 2005; Rao et al., 2014; Копчик и др., 2022).

Результаты определения активности Cu (a_{Cu}) показали, что в вариантах загрязнения Cu 2.5–50 мг/кг почвы она не имела значимых различий с a_{Cu} в незагрязненной почве (рис. 5). При большем загрязнении почвы a_{Cu} равна 6.9–5.6, и, следовательно, концентрация активной Cu в варианте 100 мг/кг почвы увеличилась на поря-

док, а в варианте 250 мг/кг – более чем на два порядка, по сравнению с незагрязненной почвой.

Таблица 2. Содержание тяжелых металлов в псаммоземах гумусовых
Table 2. Physico-chemical properties of humus psammosems

Горизонт, глубина, см	Cu		Zn		Cd		Pb	
	мг/кг	КК*	мг/кг	КК	мг/кг	КК	мг/кг	КК
W**, 3–6	13.3 ± 1.2	1.6	17.1 ± 3.8	2.1	0.11 ± 0.02	2.7	12.9 ± 4.9	8.2
WC", 10–20	7.9 ± 0.8	0.9	13.7 ± 2.5	1.7	0.06 ± 0.02	1.5	2.1 ± 0.10	1.3
C", 50–60	8.4 ± 1.1	1.0	8.7 ± 1.4	1.1	0.04 ± 0.02	1	1.7 ± 0.09	1.1
C", 80–90	8.4 ± 1.1	1	8.0 ± 1.1	1	–***	–	1.6 ± 0.08	1
Содержание в почвах, мг/кг****	66		82		3		29	

Примечание. *КК – коэффициент концентрации – отношение между содержанием металлов в горизонте и почвообразующей породе; ** – определение проводилось в прокаленном образце; *** – отсутствие значения из-за низкого содержания и недостаточной чувствительности метода; **** – среднее содержание микроэлементов в почвах Пермского края (n = 1 730) (Копылов, 2011).

Note. *КК – concentration coefficient – the relationship between the content of metals in the horizon and the soil-forming rock; ** – determination was carried out in a calcined sample; *** – no value due to low content and insufficient method sensitivity; **** – average content of microelements in soils of Perm Krai (n = 1 730) (Kopylov, 2011).

При внесении Cd в количестве от 2.5 до 25 мг/кг активность Cd (a_{Cd}) в почве не изменилась относительно незагрязненного варианта, но при дальнейшем загрязнении a_{Cd} возросла до 6.7–5.1. Концентрация Cd в варианте 250 мг/кг почвы выше контрольного уровня на 2 порядка.

При равных уровнях загрязнения a_{Cd} в псаммоземе, как правило, выше a_{Cu} . Медь – микроэлемент, участвующий в метаболических процессах, и может поглощаться живыми организмами (Швакова, 2013), поэтому a_{Cu} в псаммоземе, бедном микроэlemen-

тами, понижалась после внесения растворимой соли меди. Кадмий не участвует в ферментативных реакциях, его биологическая роль не выявлена, поэтому его активность в почве выше, чем у меди.

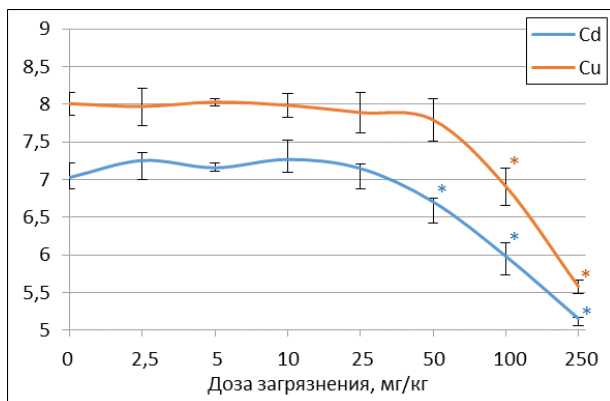


Рис. 5. Активность металлов в зависимости от дозы загрязнения почвы, a_{Cu} , $a_{Cd} = -\lg [Cu, Cd]$. **Примечание.** На этом и других графиках статьи * – значимые различия с контролем.

Fig. 5. Metal activity depending on the degree of soil contamination, a_{Cu} , $a_{Cd} = -\lg [Cu, Cd]$. **Note.** In this and other graphs of the article, * – represents significant differences with the control.

На начальной стадии загрязнения почвы ТМ изменяют состав, численность микроорганизмов и их метаболизм (Gil-Sotres et al., 2005; Минеев и др., 2008; Поляк и др., 2020). Функциональную активность почвенной биоты, ее способности к разным биохимическим реакциям отражает ферментативная активность почв. По активности ферментов с высокой точностью определяют начало загрязнения почв или характер их восстановления (Zhao, Jiang, 2010; Liu et al., 2011; Soldatkin et al., 2012). Ингибирующее воздействие на ферменты ТМ обусловлено их активным комплексобразованием с белками (Общая химия, 2005).

Каталаза – фермент, катализирующий гетеролитическое расщепление пероксида водорода (H_2O_2) с образованием O_2 и, таким образом, предотвращающий повреждение структуры и нарушение функций клеточной мембраны (Mahaseth, Kuzminov, 2017;

Аладьева, Зиматкин, 2022). Внесение в псаммозем Cu из расчета от 2.5 до 100 мг/кг почвы способствовало повышению активности каталазы; при концентрации Cu 5–100 мг она примерно на 17.5% выше, чем в незагрязненной почве (рис. 6). Псаммозем – очень бедная биогенными элементами почва, поэтому добавление меди как питательного элемента стимулирует развитие микроорганизмов, продуцирующих ферменты. В бактериальной клетке медь необходима в качестве кофактора многих белков; Cu участвует в окислительно-восстановительных реакциях, в транспорте электронов, окислительном дыхании и др. (Arguello et al., 2013). Под воздействием меди наблюдали стимуляцию активности каталазы в почвах городских рекреационных территорий (Трифонова, Забелина, 2017).

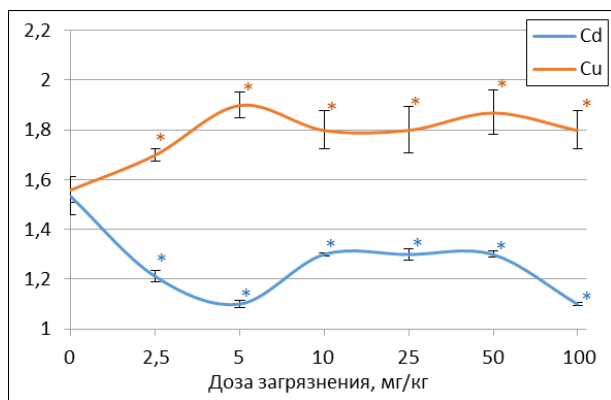


Рис. 6. Активность каталазы в зависимости от дозы загрязнения, мл 0.1 М KMnO_4 /10 г почвы за 20 мин.

Fig. 6. Catalase activity depending on the degree of contamination, ml 0.1 M KMnO_4 /10 g of soil in 20 minutes.

Кадмий в избыточном количестве является мощным токси-кантом для бактерий, водорослей и грибов (Trevors et al., 1986). В отличие от меди, загрязнение псаммозема Cd способствовало существенному снижению активности каталазы, в вариантах с

наименьшим загрязнением Cd из расчета 2.5 и 5 мг/кг понижение активности относительно контроля составляло 21.2 и 28.3% соответственно. В вариантах с Cd 10–100 мг/кг активность каталазы несколько повысилась, но оставалась ниже контрольных значений. Возможно, в условиях определенного уровня загрязнения происходил отбор микроорганизмов по толерантности к кадмию. Бактерии *Burkholderia sp.* и *Bacillus sp.* выработали устойчивость к Cd и поэтому играют важную экологическую роль в загрязненных почвах (Zhao, Jiang, 2010).

Степень воздействия ТМ на почвенные ферменты зависит не только от концентрации металла, но и от свойств фермента (Трифонова, Забелина, 2017). Уреаза – важнейший участник азотного обмена в почве, она катализирует гидролиз мочевины (Щербакова, 1983; Косак, 2020). Согласно шкале обогащенности почв ферментами Д.Г. Звягинцева (Звягинцев, 1978) псаммоземы бедны уреазой. Внесение в псаммозем Cu в количестве 2.5 мг/кг почвы способствовало резкому повышению активности уреазы, однако с дальнейшим ростом загрязнения (Cu 5 и 10 мг/кг) активность фермента уменьшалась, но оставалась выше активности уреазы в незагрязненной почве (рис. 7). Имеются данные о стимуляции активности уреазы при загрязнении медью городских почв (Трифонова, Забелина, 2017). С увеличением концентрации Cu изменялась морфология колоний и клеток микроорганизмов в биогумусе, увеличивалась биохимическая активность силикатных бактерий (Спиридонова, Боур, 2012). Однако избыток Cu в бактериальной клетке проявляется в ингибировании дыхания, синтеза белков, нуклеиновых кислот, глутатионредуктазы и др. (Лебедев, 1998). Поэтому в вариантах Cu 50 и 100 мг/кг почвы активность уреазы снизилась относительно активности фермента в незагрязненном псаммоземе.

При внесении Cd в количестве 2.5–10 мг/кг не наблюдалось заметных изменений активности уреазы по сравнению с ее активностью в незагрязненном псаммоземе. Однако в вариантах Cd 50 и 100 мг/кг почвы активность фермента оказалась выше контрольных значений на 44 и 41% соответственно, что может быть обусловлено отбором и размножением устойчивых форм микроорганизмов. На фоне роста загрязненности Cd в почве отмечалось уве-

личение численности *Proteobacteria* и *Gemmatimonas* (Yo et al., 2021). В слабогумусированной почве под действием ТМ доля резистентных к химическому загрязнению грибов увеличивалась на 45.7% (Терехова и др., 2021).

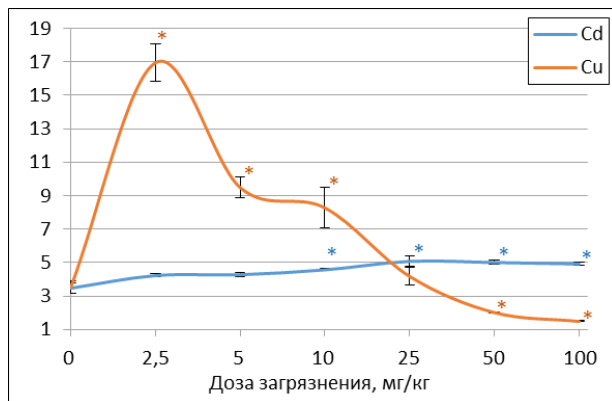


Рис. 7. Активность уреазы в зависимости от дозы загрязнения, мг N-NH₄/10 г почвы за 24 ч.

Fig. 7. Urease activity depending on the degree of contamination, mg N-NH₄/10 g of soil in 24 hours.

Активность фермента инвертазы отражает способность почвы расщеплять сахарозу и свободные простые сахара, которые являются основными источниками энергии почвенных микроорганизмов (Звягинцев, 1978; Frankeberger, Johanson 1983). Снижение активности инвертазы наблюдалось при загрязнении Cu дерново-подзолистой почвы (Минеев и др., 2008). В незагрязненном псаммоземе активность фермента составляла 22–25 мг глюкозы/10 г почвы за 24 ч., что указывает на очень низкую обеспеченность инвертазой по Д.Г. Звягинцеву (1978). Загрязнение ТМ способствовало существенному снижению активности инвертазы в псаммоземе (рис. 8). В вариантах Cu и Cd 2.5 мг/кг активность фермента снизилась на 43%, что свидетельствует о низкой устойчивости псаммозема к загрязнению ТМ; например, в почвах Индии снижение активности инвертазы на 40% зарегистрировано при загрязнении почвы Cd в количестве 1 000 мг/кг почвы (Verma et al., 2010).

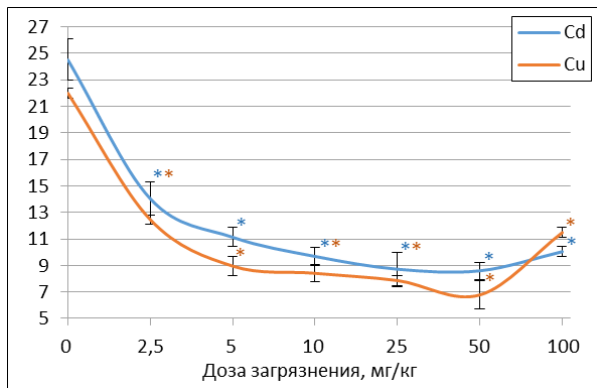


Рис. 8. Активность инвертазы в зависимости от дозы загрязнения, мг глюкозы/10 г почвы за 24 ч.

Fig. 8. Invertase activity depending on the degree of contamination, mg glucose/10 g of soil in 24 hours.

При наибольшем загрязнении почвы Cu и Cd активность инвертазы колебалась в пределах 6.8–11.5 мг глюкозы/10 г почвы за 24 ч. и была ниже контрольных значений на 31–52%.

По E. Baath (1989) для ферментативной активности почв критической/экотоксикологической концентрацией является содержание Cu 25–1 900 мг/кг, а Cd – 1.56 мг/кг почвы. В нашем эксперименте активность ферментов по-разному зависела от дозы загрязнения ТМ. Внесение Cu в количестве 2.5–100 мг/кг активизировало каталазную активность почвы, в количестве 2.5–10 мг/кг – уреазную активность, но активность инвертазы снижалась уже в варианте Cu 2.5 мг/кг почвы. Наименьшее загрязнение псаммозема Cd (2.5 мг/кг почвы) способствовало снижению активности каталазы и инвертазы, но активность уреазы не снижалась при всех уровнях загрязнения почвы.

Для оценки токсичности почв одним из наиболее информативных показателей является реакция высших растений (Терехова, 2022). В растениях Cu является участником многих физиологических и биохимических процессов. При избытке меди наблюдали замедление роста растений, что во многом определяется нарушением процессов, связанных с фотосинтезом (Yruela, 2005). Величина потенциально токсичного валового количества меди превы-

шала 100 мг/кг почвы, но содержание подвижной Cu может быть токсичным при уровне загрязнения 20 мг/кг почвы (Rehman et al., 2019).

Токсическое действие Cd проявляется в торможении роста корня, в угнетении роста надземной части растений, в физиологических и структурных нарушениях фотосинтетического аппарата, а также в замедлении дыхания из-за ингибирования Cd активности ферментов в клетке (Physiology and Biochemistry..., 2002; Казнина, Титов, 2013; Cadmium Toxicity..., 2019).

В нашем эксперименте высота надземной части тест-культуры уменьшалась пропорционально увеличению доз Cu и Cd, внесенных в псаммозем (рис. 9). Заметное снижение высоты растений наблюдали уже в варианте с загрязнением Cu из расчета 2.5 мг/кг, где она ниже на 12% относительно высоты растений на незагрязненной почве. В случае загрязнения Cd значимое снижение высоты растений на 18% обнаружено в варианте Cd 5 мг/кг. При загрязнении Cd и Cu из расчета 100 мг/кг высота тест-культуры ниже на 42% и 63% соответственно по сравнению с контролем. Значимых различий во влиянии этих ТМ на высоту растений не отмечено, лишь в варианте 100 мг/кг растения на фоне загрязнения Cu были несколько ниже, чем при загрязнении Cd.

На массу надземной части тест-культуры низкие дозы Cu и Cd не оказали значимого влияния. Возможно, это связано с уменьшением потери воды растениями на загрязненной почве (рис. 10). При загрязнении Cd наблюдали замедление транспирации у растений ячменя (Казнина и др., 2011).

Отрицательное влияние Cu на сырую массу надземной части тест-культуры наблюдалось при загрязнении 25 мг/кг и выше. В варианте Cu 100 мг/кг масса растений ниже контрольных значений на 35%. Токсическое действие Cd отмечено при меньшем загрязнении (10 мг/кг почвы), а в варианте Cd 100 мг/кг сырая масса растений была ниже на 57%. Уменьшение сырой массы растений может быть связано с уменьшением размера корневой системы и снижением водопотребления (Vassilev et al., 1998; Казнина, Титов, 2013).

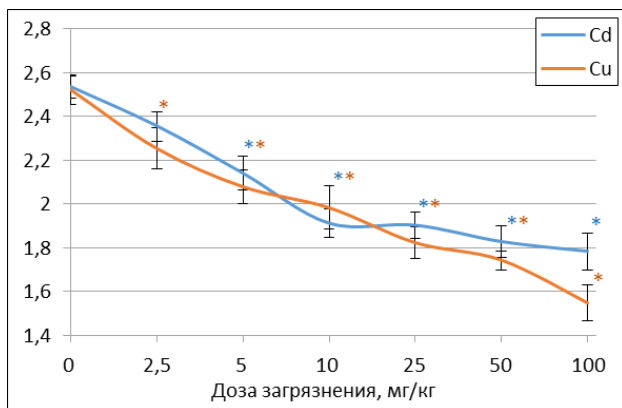


Рис. 9. Высота надземной части кресс-салата в зависимости от дозы загрязнения, см.

Fig. 9. Height of the above-ground parts of watercress depending on the degree of contamination, cm.

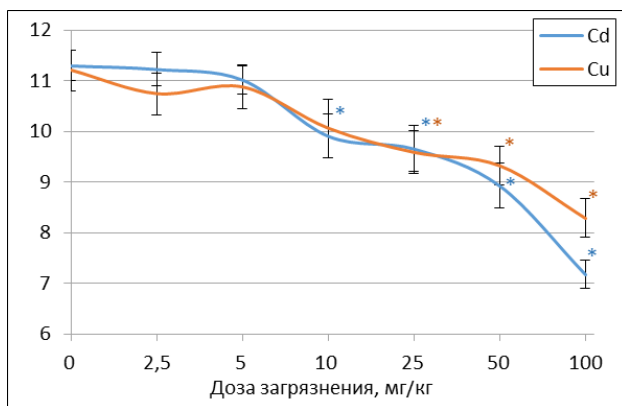


Рис. 10. Масса надземной части кресс-салата в зависимости от дозы загрязнения, мг.

Fig. 10. Weight of the above-ground parts of watercress depending on the degree of contamination, mg.

Избыток Cu и Cd индуцирует развитие окислительного стресса в растениях через увеличение образования активных форм

кислорода (Irfan et al., 2015; Rehman et al., 2019). Степень устойчивости растений к окислительному стрессу зависит от способности активизировать и аккумулировать низко- и высокомолекулярные соединения, характеризующиеся восстановительной активностью. При загрязнении Cu и Cd из расчета 2.5–5 мг/кг почвы редокс-активность растительных экстрактов из кресс-салата не отличалась от контрольных значений (рис. 11). В вариантах ТМ 10 мг/кг и выше редокс-активность растений возрастала, что указывает на активизацию антиоксидантной защиты растений. При загрязнении Cu 100 мг/кг почвы редокс-активность тест-культуры оказалась выше, чем при таком же загрязнении Cd, что, возможно, связано с эффективной адаптацией к менее токсичному металлу.

Регрессионный анализ показал зависимость между активностью Cu и Cd в почве и ответной реакцией тест-культуры, прежде всего корреляцию с изменением надземной массы растений и редокс-активностью растительных экстрактов (табл. 3). Изменение показателей состояния кресс-салата на 57–83% зависели от a_{Cu} в почве. При загрязнении Cd от a_{Cd} масса и редокс-активность растений зависела на 75 и 68% соответственно. Связь активности металлов с ферментативной активностью не обнаружена.

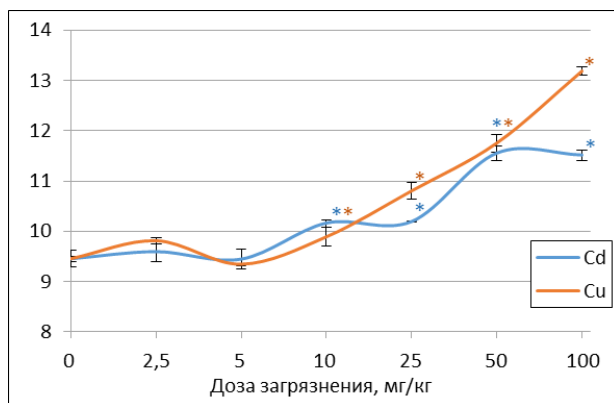


Рис. 11. Редокс-активность экстракта растений в зависимости от дозы загрязнения, мл 0.001 N $KIO_3/10$ г почвы.

Fig. 11. Redox activity depending on the degree of contamination, ml 0.001 N $KIO_3/10$ g of soil.

Согласно обобщенным данным для растений критически/экотоксикологические концентрации Cu находятся в пределах 60–125 мг/кг почвы, а Cd – 3–5 мг/кг (Irwin et al., 1997). По нашим данным, фитотоксичность псаммоземов наблюдалась при загрязнении Cu из расчета 5–10 мг/кг, что указывает на низкую устойчивость псаммоземов гумусовых к загрязнению Cu. Критическая концентрация Cd, при которой отмечена отрицательная реакция тест-культуры, также составляла 5–10 мг/кг, что соответствует указанной выше экотоксикологической концентрации кадмия.

Таблица 3. Зависимость между активностью металла и физиолого-биохимическими показателями кресс-салата

Table 3. Relationship between metal activity and physiological and biochemical parameters of watercress

Зависимость	aCu			aCd		
	Уравнение регрессии	R ² *	p**	Уравнение регрессии	R ²	p
Высота надземной части	y=-2.81+0.62x	0.57	0.00193	—***	—	—
Масса надземной части	y=-7.54+2.26x	0.78	0.00017	y=-9.52+2.80x	0.75	0.00023
Редокс-активность	y=27.8-2.21x	0.83	0.00010	y=21.6-1.64x	0.68	0.00047

Примечание. *R² – коэффициент детерминации; **p – уровень значимости нулевой гипотезы; *** – прочерки обозначают отсутствие зависимости

Note. *R² – coefficient of determination; **p – significance level of the null hypothesis; *** – Dashes indicate no dependence.

Наши данные по экотоксикологической нагрузке Cu и Cd в псаммоземах не соотносятся с отечественными нормативами по содержанию этих элементов в песчаных и супесчаных почвах (СанПиН 1.2.3685–21). ОДК/ПДК тяжелых металлов разрабатывали прежде всего с целью получения безопасной растительной продукции. В наших исследованиях первые признаки фитотоксичности псаммозема отмечены при загрязнении Cu и Cd из расчета 2.5 мг/кг, что ниже ОДК Cu в 13 раз и выше ОДК Cd в 5 раз. Меха-

низмы толерантности растений к избытку ТМ в значительной степени основаны на неспецифических процессах: задержание в клетках и тканях корневой системы, хелатирование и комплексообразование органическими кислотами, пептидами, белками, перемещение в вакуоль и др. (Кузнецов, Дмитриева, 2005). Неспецифичность защитных реакций кресс-салата в отношении ТМ, возможно, является причиной одинаковой экотоксикологической нагрузки для Cu и Cd в псаммоземе.

ВЫВОДЫ

Псаммоземы гумусовые на песчаных террасах р. Камы представлены типичными (формула профиля W-C^{''}), оподзоленными (W-Se-C^{''}), иллювиально-ожелезненными (W-Cf-C^{''}) и псевдофибровыми (W-Cff-C^{''}) подтипами. Гранулометрический состав гумусово-слаборазвитых горизонтов почв: супесь мелкопесчаная; почвообразующая порода – песок связный мелкозернистый или песок рыхлый среднезернистый. Псаммоземы характеризуются сильнокислой реакцией среды, очень низкой емкостью поглощения, низкой насыщенностью основаниями и низкой активностью почвенных ферментов. Содержание в почвах Cu, Cd, Zn, Pb существенно ниже региональных кларков почв, в то же время в гумусово-слаборазвитых горизонтах этих металлов больше, чем в почвообразующих песках, что указывает на некоторое техногенное загрязнение.

Результаты эксперимента показали, что при внесении в псаммозем Cu и Cd из расчета 2.5–10 мг/кг наблюдался экотоксикологический эффект, который проявился в снижении активности инвертазы и появлении фитотоксичности, а также в подавлении активности каталазы Cd.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Аладьева Т.Л., Зиматкин С.М. Каталаза клетки: строение, биогенез, многообразие, функции // Экспериментальная биология и биотехнология. 2022. № 1. С. 12–22.
2. Ананьева Ю.С., Шпис Т.Э. Влияние загрязнения свинцом на биологические свойства чернозема выщелоченного // Вестник

Алтайского государственного аграрного университета. 2010. № 72 (10). С. 29–32.

3. *Еремченко О.З., Артамонова В.С., Бортникова С.Б., Бельшева Н.Е.* Оценка экологического риска в связи с накоплением тяжелых металлов в почвах городских лесов // Вестник Пермского университета. Сер. Биология. 2018. Вып. 1. С. 70–80. DOI: [10.17072/1994-9952-2018-1-70-80](https://doi.org/10.17072/1994-9952-2018-1-70-80).

4. *Еремченко О.З., Митракова Н.В.* Способ оценки биологической активности и токсичности почв и техногенных грунтов: пат. Рос. Федерации № 2620555. 2017.

5. *Еремченко О.З., Москвина Н.В.* Свойства почв и техногенных поверхностных образований в районах многоэтажной застройки г. Пермь // Почвоведение. 2005. № 7. С. 782–789.

6. *Еремченко О.З., Филькин Т.Г., Шестаков И.Е.* Редкие и исчезающие почвы Пермские края // Пермь: ООО “Арт-Дизайн”, 2010. 94 с.

7. *Еремченко О.З., Шестаков И.Е., Москвина Н.В.* Почвы и техногенные поверхностные образования урбанизированных территорий Пермского Прикамья // Пермь: Изд-во Перм. гос. нац. исслед. ун-т, 2016. 252 с.

8. *Звягинцев Д.Г.* Биологическая активность почв и шкалы для оценки некоторых ее показателей // Почвоведение. 1978. № 6. С. 48–54.

9. *Ильин В.Б.* Тяжелые металлы в системе почва – растение // Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2012. 220 с.

10. *Казнина Н.М., Титов А.Ф.* Влияние кадмия на физиологические процессы и продуктивность растений семейства *Poaceae* // Успехи современной биологии. 2013. Т. 133. № 6. С. 588–603.

11. *Иовчева А.Д., Семенов И.Н.* Оценка барьерной функции чернозема и серой почвы в рамках экспериментального загрязнения ионами меди. Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2023. № 116. С. 76–108. DOI: [10.19047/0136-1694-2023-116-76-108](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2023-116-76-108).

12. *Казнина Н.М., Титов А.Ф., Лайдинен Г.Ф., Батова Ю.В.* Влияние кадмия на водный обмен растений ячменя // Тр. КарНЦ РАН. 2011. № 3. С. 57–61.

13. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 341 с.

14. *Копцик Г.Н.* Устойчивость лесных почв к атмосферному загрязнению // Лесоведение. 2004. № 4. С. 61–71.

15. *Копцик С.В., Копцик Г.Н.* Оценка современных рисков избыточного накопления тяжелых металлов в почвах на основе концепции критических нагрузок (обзор) // Почвоведение. 2022. № 5. С. 615–630. DOI: [10.31857/S0032180X22050033](https://doi.org/10.31857/S0032180X22050033).

16. *Копылов И.С.* Особенности геохимических полей и литогеохимические аномальные зоны Западного Урала и Приуралья // Вестник Пермского университета. Сер. Геология. 2011. № 1. С. 26–37.
17. *Кузнецов В.В., Дмитриева Г.А.* Физиология растений: учебник. М.: Высшая школа, 2005. 742 с.
18. *Лебедев В.С.* Первичные физико-химические механизмы токсического действия меди на бактерии: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. М., 1998. 72 с.
19. *Лунев Б.С.* Аллювий Прикамья // Вестник Пермского федерального исследовательского центра. 2013. № 3. С. 79–95.
20. *Минеев В.Г., Лебедева Л.А., Арзамасова А.В.* Последствие различных систем удобрения на ферментативную активность дерново-подзолистой почвы при загрязнении тяжелыми металлами // Агрохимия. 2008. № 10. С. 48–54.
21. Об утверждении Порядка и мер охраны редких и находящихся под угрозой исчезновения почв, занесенных в Красную книгу почв Пермского края, перечня редких и находящихся под угрозой исчезновения почв, занесенных в Красную книгу почв Пермского края: Постановление Правительства Пермского края № 447-п (утв. Губернатором Пермского края 27.05.2022).
22. Об утверждении санитарных правил и норм СанПиН 1.2.3685-21. Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания: Постановление главного государственного санитарного врача РФ (утв. 28.01.2021).
23. Общая химия. Биофизическая химия. Химия биогенных элементов. М.: Высш. шк., 2005. 560 с.
24. *Панова М.И., Пукальчик М.А., Учанов П.В., Терехова В.А.* Влияние нитрата и ацетата свинца на биоиндикационные показатели при внесении в дерново-подзолистую почву // Поволжский экологический журнал. 2017. № 4. С. 382–393. DOI: [10.18500/1684-7318-2017-4-382-393](https://doi.org/10.18500/1684-7318-2017-4-382-393).
25. *Поляк Ю.М., Сухаревич В.И.* Почвенные ферменты и загрязнение почв: биодegradация, биоремедиация, биоиндикация // Агрохимия. 2020. № 3. С. 83–93. DOI: [10.31857/S0002188120010123](https://doi.org/10.31857/S0002188120010123).
26. *Стиридонова Т.Н., Боур О.А.* Определение влияния меди на ферментативную активность силикатных бактерий // Биология будущего: традиции и новации. Екатеринбург, 2012. С. 131–133.
27. *Терехова В.А.* Биотестирование экотоксичности почв при химическом загрязнении: современные подходы к интеграции для оценки экологического состояния (обзор) // Почвоведение. 2022. № 5. С. 586–599. DOI: [10.31857/S0032180X220500](https://doi.org/10.31857/S0032180X220500).

28. Терехова В.А., Федосеева Е.В., Бельфег Ю.В., Кирюшина А.П., Рычагова А.Г., Верховцева Н.В. Структура микробных комплексов при моделировании полиметаллического загрязнения и ремедиации агродерново-подзолистых почв // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. 2021. № 1. С. 38–45.
29. Трифонова Т.А., Забелина О.Н. Изменение биологической активности почвы городских рекреационных территорий в условиях загрязнения тяжелыми металлами и нефтепродуктами // Почвоведение. 2017. № 4. С. 497–505.
30. Хазиев Ф.Х. Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 2005. 252 с.
31. Хазиев Ф.Х. Экологические связи ферментативной активности почв // Экобиотех. 2018. Т. 1. № 2. С. 80–92.
32. Швакова Э.В. Изменение активности уреазы при повышенных содержаниях тяжелых металлов (Pb, Zn, Cu) в почве // Arctic Environmental Research. 2013. № 2. С. 61–66.
33. Шихов А.Н., Герасимов А.П., Пономарчук А.И., Перминова Е.С. Тематическое дешифрирование и интерпретация космических снимков среднего и высокого пространственного разрешения: учебное пособие. Пермь: Изд-во Перм. гос. нац. исслед. ун-т, 2020. 191 с.
34. Щербакова Т.А. Ферментативная активность почв и трансформация органического вещества. Минск, 1983. 222 с.
35. Arguello J.M., Raimunda D., Padilla-Benavides T. Mechanisms of Copper Homeostasis in Bacteria // *Frontiers in Cellular and Infection Microbiology*. 2013. Vol. 3. 73. pp. 1–14. DOI: [10.3389/fcimb.2013.00073](https://doi.org/10.3389/fcimb.2013.00073).
36. Baath E. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review) // *Water Air Soil Pollutants*. 1989. Vol. 47. pp. 335–379. DOI: [10.1007/BF00279331](https://doi.org/10.1007/BF00279331).
37. Cadmium Toxicity and Tolerance in Plants. From Physiology to Remediation / Eds.: Hasanuzzaman M., Prasad M.N.V., Fujita M. Academic Press. 2019. 619 p. DOI: [10.1016/C2017-0-02050-5](https://doi.org/10.1016/C2017-0-02050-5).
38. Frankeberger W.T., Johanson J.B. Method of measuring invertase activity in soils // *Plant and soil*. 1983. Vol. 74. pp. 301–311.
39. Gil-Sotres F., Trasar-Cepeda C., Leirís V.C. Different approaches to evaluate soil quality using biochemical properties // *Soil Biol. Biochem.* 2005. Vol. 37. pp. 877–887. DOI: [10.1016/j.soilbio.2004.10.003](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.10.003).
40. Hale B., Gopalapillai Y., Pellegrino A., Jennett T., Kikkert J., Lau W., Schlekot C., McLaughlin M.J. Validation of site-specific soil Ni toxicity thresholds with independent ecotoxicity and biogeochemistry data for elevated soil Ni // *Environ. Pollut.* 2017. Vol. 231. pp. 165–172. DOI: [10.1016/j.envpol.2017.08.008](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.008).

41. Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability / ed. Alloway B.J. N.Y., Springer Science+Business Media Dordrecht, 2013. 613 p. DOI: [10.1007/978-94-007-4470-7_8](https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7_8).
42. *Irfan M., Hasan S.A., Hayat S., Ahmad A.* Photosynthetic variation and yield attributes of two mustard varieties against cadmium phytotoxicity // Cogent Food & Agriculture. 2015. Vol. 1. 1106186. pp. 1–12. DOI: [10.1080/23311932.2015.1106186](https://doi.org/10.1080/23311932.2015.1106186).
43. *Irwin R.J., Van Mouwerik M., Stevens L., Seese M.D., Basham W.* Environmental Contaminants Encyclopedia. National Park Service, Water Resources Division, Fort Collins, Colorado. 1997. 43 p.
44. *Kocak B.* Importance of urease activity in soil // V International Scientific and Vocational Studies Congress – Science and Health. 2020. pp. 51–60.
45. *Liu J., Niu J., Yin L., Jiang F.* In situ encapsulation of laccase in nanofibers by electrospinning for development of enzyme biosensors for chlorophenol monitoring // Analyst. 2011. Vol. 136. pp. 4802–4808.
46. *Mahaseth T., Kuzminov A.* Potentiation of hydrogen peroxide toxicity: from catalase inhibition to stable DNA-iron complexes. Mutation Research. Reviews in Mutation Research. 2017. Vol. 773. pp. 274–281. DOI: [10.1016/j.mrrev.2016.08.006](https://doi.org/10.1016/j.mrrev.2016.08.006).
47. Physiology and Biochemistry of Metal toxicity and Tolerance in Plants / Eds.: Prasad M.N.V., Strzalka K., Dordrecht: Springer. 2002. 432 p. DOI: [10.1007/978-94-017-2660-3](https://doi.org/10.1007/978-94-017-2660-3).
48. *Rao M.A., Scelza R., Acevedo F., Diez M.C., Gianfreda L.* Enzymes as useful tools for environmental purposes // Chemosphere. 2014. Vol. 107. pp. 145–162.
49. *Rehman M., Liu L., Wang Q., Saleem M.H., Bashir S., Ullah S., Peng D.* Copper environmental toxicology, recent advances, and future outlook (a review) // Environmental Science and Pollution Research. 2019. Vol. 26. pp. 18003–18016. DOI: [10.1007/s11356-019-05073-6](https://doi.org/10.1007/s11356-019-05073-6).
50. *Ritchie G.S.P., Sposito G.* Speciation in soils. Chemical Speciation in the Environment. Oxford: Blackwell, 2001. pp. 237–264. DOI: [10.1002/9780470988312.CH9](https://doi.org/10.1002/9780470988312.CH9).
51. *Robinson B., Bolan N., Mahimairaja S., Clothier B.* Solubility, Mobility, and Bioaccumulation of Trace Elements: Abiotic Processes in the Rhizosphere // Trace Elements in the Environment: Biogeochemistry, Biotechnology, and Bioremediation / ed. Prasad M.N.V. CRC Press. 2005. pp. 93–106. DOI: [10.1201/9781420032048.sec2](https://doi.org/10.1201/9781420032048.sec2).
52. *Soldatkin O.O., Kucherenko I.S., Pyeshkova V.M., Kukla A.L., Jaffrezic-Renault N., Elskaya A.V., Dzyadevych S.V., Soldatkin A.P.* Novel conductometric biosensor based on three-enzyme system for selective

- determination of heavy metal ions // *Bioelectrochem.* 2012. Vol. 83. pp. 25–30. DOI: [10.1016/j.bioelechem.2011.08.001](https://doi.org/10.1016/j.bioelechem.2011.08.001).
53. *Trevors J.T., Stratton G.W., Gadd G.M.* Cadmium transport, resistance, and toxicity in bacteria, algae, and fungi // *Canadian Journal of Microbiology.* 1986. Vol. 32(6). pp. 447–464. DOI: [10.1139/m86-085](https://doi.org/10.1139/m86-085).
54. *Vassilev A., Berova M., Zlatev Z.* Influence of Cd²⁺ on growth, chlorophyll content, and water relations in young barley plants // *Biol. Plant.* 1998. Vol. 41. No. 4. pp. 601–606.
55. *Verma R.K., Yadav D.V., Singh C.P., Archana S., Asha G.* Effects of heavy metals on soil invertase enzyme activity in different soil types // *Land Contamination & Reclamation.* 2010. Vol. 18(2). pp. 175–180.
56. *Waalewijn-Kool P.L., Rupp S., Lofts S., Svendsen C., van Gestel C.A.M.* Effect of soil organic matter content and pH on the toxicity of ZnO nanoparticles to *Folsomia candida* // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2014. Vol. 108. pp. 9–15. DOI: [10.1016/j.ecoenv.2014.06.031](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.06.031).
57. *Yruela I.* Copper in plants // *Brazilian Journal of Plant Physiology.* 2005. Vol. 17. pp. 145–156. DOI: [10.1590/S1677-04202005000100012](https://doi.org/10.1590/S1677-04202005000100012).
58. *Yu X., Zhao J., Liu X., Sun L., Tian J., Wu N.* Cadmium pollution impact on the bacterial community structure of arable soil and the isolation of the cadmium resistant bacteria // *Frontiers in Microbiology.* 2021. Vol. 12. pp. 1–11. DOI: [10.3389/fmicb.2021.698834](https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.698834).
59. *Zhao Z., Jiang H.* Enzyme-based electrochemical biosensors // *Biosensors / Ed. Serra P.A. Croatia: Intech, 2010. pp. 1–22.*

REFERENCES

1. Alad'eva T.L., Zimatkin S.M., Katalaza kletki: stroenie, biogenez, mnogoobrazie, funktsii (Cell catalase: structure, biogenesis, diversity, functions), *Eksperimental'naya biologiya i biotekhnologiya*, 2022, No. 1, pp. 12–22.
2. Anan'eva Yu.S., Shpis T.E., Vliyanie zagryazneniya svintsom na biologicheskie svoistva chernozema vyshchelochennogo (The influence of lead pollution on the biological properties of leached chernozem), *Vestnik Altaiskogo gosudarstvennogo agrarnogo universiteta*, 2010, No. 72(10). pp. 29–32.
3. Eremchenko O.Z., Artamonova V.S., Bortnikova S.B., Belysheva N.E., Otsenka ekologicheskogo riska v svyazi s nakopleniem tyazhelykh metallov v pochvakh gorodskikh lesov (Assessment of environmental risk in connection with the accumulation of heavy metals in soils of urban forests), *Vestnik Permskogo universiteta*, Ser. Biologiya, 2018, Iss. 1, pp. 70–80, DOI: [10.17072/1994-9952-2018-1-70-80](https://doi.org/10.17072/1994-9952-2018-1-70-80).

4. Eremchenko O.Z., Mitrakova N.V., Sposob otsenki biologicheskoi aktivnosti i toksichnosti pochv i tekhnogennykh gruntov (A method for assessing the biological activity and toxicity of soils and technogenic soils): pat. Ros. Federatsii No. 2620555, 2017.
5. Eremchenko O.Z., Moskvina N.V., Svoistva pochv i tekhnogennykh poverkhnostnykh obrazovaniy v raionakh mnogoetazhnoi zastroiki g. Perm' (Properties of soils and technogenic surface formations in areas of multi-storey buildings in Perm), *Pochvovedenie*, 2005, No. 7, pp. 782–789.
6. Eremchenko O.Z., Fil'kin T.G., Shestakov I.E. *Redkie i ischezayushchie pochvy Permskie kraya* (Rare and endangered soils of the Perm region), Perm: OOO “Art-Dizain”, 2010, 94 p.
7. Eremchenko O.Z., Shestakov I.E., Moskvina N.V., *Pochvy i tekhnogennye poverkhnostnye obrazovaniya urbanizirovannykh territorii Permskogo Prikam'ya* (Soils and technogenic surface formations of urbanized territories of the Perm Kama region), Perm: Izd-vo Perm. gos. nats. issled. un-t, 2016, 252 p.
8. Zvyagintsev D.G., Biologicheskaya aktivnost' pochv i shkaly dlya otsenki nekotorykh ee pokazatelei (Biological activity of soils and scales for assessing some of its indicators), *Pochvovedenie*, 1978, No. 6, pp. 48–54.
9. Il'in V.B., *Tyazhelye metally v sisteme pochva – rastenie* (Heavy metals in the soil-plant system), Novosibirsk: Izd-vo SO RAN, 2012, 220 p.
10. Iovcheva A.D., Semenov I.N., Assessment of the barrier function of Chernozem and Luvisol under their experimental contamination by copper ions, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2023, Vol. 116, pp. 76–108, DOI: [10.19047/0136-1694-2023-116-76-108](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2023-116-76-108).
11. Kaznina N.M., Titov A.F., Vliyanie kadmiya na fiziologicheskie protsessy i produktivnost' rastenii semeistva *Poaceae* (The influence of cadmium on physiological processes and productivity of plants of the *Poaceae* family), *Uspekhi sovremennoi biologii*, 2013, Vol. 133, No. 6, pp. 588–603.
12. Kaznina N.M., Titov A.F., Laidinen G.F., Batova Yu.V., Vliyanie kadmiya na vodnyi obmen rastenii yachmenya (The influence of cadmium on the water metabolism of barley plants), *Tr. KarNTs RAN*, 2011, No. 3, pp. 57–61.
13. *Klassifikatsiya i diagnostika pochv Rossi* (Classification and diagnostics of soils in Russia), Smolensk: Oikumena, 2004, 341 p.
14. Koptsik G.N., Ustoichivost' lesnykh pochv k atmosfernomu zagryazneniyu (Resistance of forest soils to atmospheric pollution), *Lesovedenie*, 2004, No. 4, pp. 61–71.
15. Koptsik S.V., Koptsik G.N., Otsenka sovremennykh riskov izbytochnogo nakopleniya tyazhelykh metallov v pochvakh na osnove kontseptsii kriticheskikh nagruzok (obzor) (Assessment of modern risks of excessive accumulation of heavy metals in soils based on the concept of critical loads

(review)), *Pochvovedenie*, 2022, No. 5, pp. 615–630, DOI: [10.31857/S0032180X22050033](https://doi.org/10.31857/S0032180X22050033).

16. Kopylov I.S., Osobennosti geokhimicheskikh polei i litogeokhimicheskie anomal'nye zony Zapadnogo Urala i Priural'ya (Features of geochemical fields and lithochemochemical anomalal zones of the Western Urals and the Urals), *Vestnik Permskogo universiteta*, Ser. Geologiya, 2011, No. 1, pp. 26–37.

17. Kuznetsov V.V., Dmitrieva G.A., *Fiziologiya rastenii: uchebnik* (Plant physiology: textbook), Moscow, Vysshaya shkola, 2005, 742 p.

18. Lebedev V.S., *Pervichnye fiziko-khimicheskie mekhanizmy toksicheskogo deistviya medi na bakterii* (Primary physicochemical mechanisms of the toxic effect of copper on bacteria, Extended abstract of Dr. bio. sci. thesis), Moscow, 1998, 72 p.

19. Lunev B.S., Allyuvii Prikam'ya (Alluvium of the Kama region), *Vestnik Permskogo federal'nogo issledovatel'skogo tsentra*, 2013, No. 3. pp. 79–95.

20. Mineev V.G., Lebedeva L.A., Arzamazova A.V., Posledeistvie razlichnykh sistem udobreniya na fermentativnyuyu aktivnost' dernovo-podzolistoi pochvy pri zagryaznenii tyazhelymi metallami (Aftereffect of various fertilizer systems on the enzymatic activity of soddy-podzolic soil when polluted with heavy metals), *Agrokhimiya*, 2008, No. 10, pp. 48–54.

21. Sobranie zakonodatel'stva Permskogo kraja, 27.05.2022, No. 447-p.

22. Postanovlenie glavnogo gosudarstvennogo sanitarnogo vracha RF, 28.01.2021, No. SanPiN 1.2.3685-21.

23. *Obshchaya khimiya. Biofizicheskaya khimiya. Khimiya biogennykh elementov* (General chemistry. Biophysical chemistry. Chemistry of biogenic elements), Moscow: Vysshaya shkola, 2005, 560 p.

24. Panova M.I., Pukal'chik M.A., Uchanov P.V., Terekhova V.A., Vliyanie nitrata i atsetata svintsa na bioindikatsionnye pokazateli pri vnesenii v dernovo-podzolistuyu pochvu (The influence of lead nitrate and acetate on bioindication indicators when applied to soddy-podzolic soil), *Povolzhskii ekologicheskii zhurnal*, 2017, No. 4. pp. 382–393, DOI: [10.18500/1684-7318-2017-4-382-393](https://doi.org/10.18500/1684-7318-2017-4-382-393).

25. Polyak Yu.M., Sukharevich V.I., Pochvennye fermenty i zagryaznenie pochv: biodegradatsiya, bioremediatsiya, bioindikatsiya (Soil enzymes and soil pollution: biodegradation, bioremediation, bioindication), *Agrokhimiya*, 2020, No. 3, pp. 83–93, DOI: [10.31857/S0002188120010123](https://doi.org/10.31857/S0002188120010123).

26. Spiridonova T.N., Bour O.A., Opredelenie vliyaniya medi na fermentativnyuyu aktivnost' silikatnykh bakterii (Determination of the influence of copper on the enzymatic activity of silicate bacteria), *Biologiya budushchego: traditsii i novatsii*, Ekaterinburg, 2012, pp. 131–133.

27. Terekhova V.A., Biotestirovanie ekotoksichnosti pochv pri khimicheskom zagryaznenii: sovremennye podkhody k integratsii dlya otsenki

ekologicheskogo sostoyaniya (obzor) (Biotesting of soil ecotoxicity under chemical pollution: modern approaches to integration for assessing the ecological state (review)), *Pochvovedenie*, 2022, No. 5, pp. 586–599, DOI: [10.31857/S0032180X220500](https://doi.org/10.31857/S0032180X220500).

28. Terekhova V.A., Fedoseeva E.V., Bel'feg Yu.V., Kiryushina A.P., Rychagova A.G., Verkhovtseva N.V., Struktura mikrobykh kompleksov pri modelirovaniy polimetallicheskogo zagryazneniya i remediatcii agrodernovo-podzolistykh pochv (Structure of microbial complexes in modeling polymetallic pollution and remediation of agrosoddy-podzolic soils), *Vestnik Mosk. un-ta*, Ser. 17, *Pochvovedenie*, 2021, No. 1, pp. 38–45.

29. Trifonova T.A., Zabelina O.N., Izmenenie biologicheskoi aktivnosti pochvy gorodskikh rekreatsionnykh territorii v usloviyakh zagryazneniya tyazhelymi metallami i nefteproduktami (Changes in the biological activity of soil in urban recreational areas under conditions of pollution with heavy metals and petroleum products), *Pochvovedenie*, 2017, No. 4, pp. 497–505.

30. Khaziev F.Kh., *Metody pochvennoi enzimologii* (Methods of soil enzymology), Moscow: Nauka, 2005, 252 p.

31. Khaziev F.Kh., Ekologicheskie svyazi fermentativnoi aktivnosti pochv (Ecological connections of soil enzymatic activity), *Ekobiotekh*, 2018, Vol. 1. No. 2, pp. 80–92.

32. Shvakova E.V., Izmenenie aktivnosti ureazy pri povyshennykh sodержaniyakh tyazhelykh metallov (Pb, Zn, Cu) v pochve (Changes in urease activity at elevated levels of heavy metals (Pb, Zn, Cu) in the soil), *Arctic Environmental Research*, 2013, No. 2, pp. 61–66.

33. Shikhov A.N., Gerasimov A.P., Ponomarchuk A.I., Perminova E.S., Tematicheskoe deshifrirovaniye i interpretatsiya kosmicheskikh snimkov srednego i vysokogo prostranstvennogo razresheniya: uchebnoye posobie (Thematic interpretation and interpretation of satellite images of medium and high spatial resolution), Perm', Izd-vo Perm. gos. nats. issled. un-t, 2020, 191 p.

34. Shcherbakova T.A., *Fermentativnaya aktivnost' pochv i transformatsiya organicheskogo veshchestva* (Enzymatic activity of soils and transformation of organic matter), Minsk, 1983, 222 p.

35. Arguello J.M., Raimunda D., Padilla-Benavides T., Mechanisms of Copper Homeostasis in Bacteria, *Frontiers in Cellular and Infection Microbiology*, 2013, Vol. 3, 73, pp. 1–14, DOI: [10.3389/fcimb.2013.00073](https://doi.org/10.3389/fcimb.2013.00073).

36. Baath E., Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review), *Water Air Soil Pollutants*, 1989, Vol. 47, pp. 335–379, DOI: [10.1007/BF00279331](https://doi.org/10.1007/BF00279331).

37. *Cadmium Toxicity and Tolerance in Plants. From Physiology to Remediation*, eds.: Hasanuzzaman M., Prasad M.N.V., Fujita M., Academic

- Press, 2019, 619 p., DOI: [10.1016/C2017-0-02050-5](https://doi.org/10.1016/C2017-0-02050-5).
38. Frankeberger W.T., Johanson J.B., Method of measuring invertase activity in soils, *Plant and soil*, 1983, Vol. 74, pp. 301–311.
39. Gil-Sotres F., Trasar-Cepeda C., Leirls V.C., Different approaches to evaluate soil quality using biochemical properties, *Soil Biol. Biochem*, 2005, Vol. 37, pp. 877–887, DOI: [10.1016/j.soilbio.2004.10.003](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.10.003).
40. Hale B., Gopalapillai Y., Pellegrino A., Jennett T., Kikkert J., Lau W., Schlekot C., McLaughlin M.J., Validation of site-specific soil Ni toxicity thresholds with independent ecotoxicity and biogeochemistry data for elevated soil Ni, *Environ. Pollut*, 2017, Vol. 231, pp. 165–172, DOI: [10.1016/j.envpol.2017.08.008](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.008).
41. *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*, Ed. Alloway B.J. N.Y., Springer Science+Business Media Dordrecht, 2013, 613 p., DOI: [10.1007/978-94-007-4470-7_8](https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7_8).
42. Irfan M., Hasan S.A., Hayat S., Ahmad A., Photosynthetic variation and yield attributes of two mustard varieties against cadmium phytotoxicity, *Cogent Food & Agriculture*, 2015, Vol. 1, Article 1106186, pp. 1–12, DOI: [10.1080/23311932.2015.1106186](https://doi.org/10.1080/23311932.2015.1106186).
43. Irwin R.J., Van Mouwerik M., Stevens L., Seese M.D., Basham W., *Environmental Contaminants Encyclopedia*, National Park Service, Water Resources Division, Fort Collins, Colorado, 1997, 43 p.
44. Kocak B., Importance of urease activity in soil, *V International Scientific and Vocational Studies Congress – Science and Health*, 2020, pp. 51–60.
45. Liu J., Niu J., Yin L., Jiang F., In situ encapsulation of laccase in nanofibers by electrospinning for development of enzyme biosensors for chlorophenol monitoring, *Analyst*, 2011, Vol. 136, pp. 4802–4808.
46. Mahaseth T., Kuzminov A., Potentiation of hydrogen peroxide toxicity: from catalase inhibition to stable DNA-iron complexes, *Mutation Research. Reviews in Mutation Research*, 2017, Vol. 773, pp. 274–281, DOI: [10.1016/j.mrrev.2016.08.006](https://doi.org/10.1016/j.mrrev.2016.08.006).
47. *Physiology and Biochemistry of Metal toxicity and Tolerance in Plants*, eds.: Prasad M.N.V., Strzalka K., Dordrecht: Springer, 2002, 432 p., DOI: [10.1007/978-94-017-2660-3](https://doi.org/10.1007/978-94-017-2660-3).
48. Rao M.A., Scelza R., Acevedo F., Diez M.C., Gianfreda L., Enzymes as useful tools for environmental purposes, *Chemosphere*, 2014, Vol. 107, pp. 145–162.
49. Rehman M., Liu L., Wang Q., Saleem M.H., Bashir S., Ullah S., Peng D., Copper environmental toxicology, recent advances, and future outlook (a review), *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, Vol. 26, pp. 18003–18016, DOI: [10.1007/s11356-019-05073-6](https://doi.org/10.1007/s11356-019-05073-6).
50. Ritchie G.S.P., Sposito G., Speciation in soils, *Chemical Speciation in the*

- Environment*, Oxford: Blackwell, 2001, pp. 237–264, DOI: [10.1002/9780470988312.CH9](https://doi.org/10.1002/9780470988312.CH9).
51. Robinson B., Bolan N., Mahimairaja S., Clothier B., Solubility, Mobility, and Bioaccumulation of Trace Elements: Abiotic Processes in the Rhizosphere, *Trace Elements in the Environment: Biogeochemistry, Biotechnology, and Bioremediation*, ed. Prasad M.N.V, CRC Press, 2005, pp. 93–106, DOI: [10.1201/9781420032048.sec2](https://doi.org/10.1201/9781420032048.sec2).
52. Soldatkin O.O., Kucherenko I.S., Pyeshkova V.M., Kukla A.L., Jaffrezic-Renault N., Elskaya A.V., Dzyadevych S.V., Soldatkin A.P., Novel conductometric biosensor based on three–enzyme system for selective determination of heavy metal ions, *Bioelectrochem*, 2012, Vol. 83, pp. 25–30, DOI: [10.1016/j.bioelechem.2011.08.001](https://doi.org/10.1016/j.bioelechem.2011.08.001).
53. Trevors J.T., Stratton G.W., Gadd G.M., Cadmium transport, resistance, and toxicity in bacteria, algae, and fungi, *Canadian Journal of Microbiology*, 1986, Vol. 32(6), pp. 447–464. DOI: [10.1139/m86-085](https://doi.org/10.1139/m86-085).
54. Vassilev A., Berova M., Zlatev Z., Influence of Cd²⁺ on growth, chlorophyll content, and water relations in young barley plants, *Biol. Plant*, 1998, Vol. 41, No. 4, pp. 601–606.
55. Verma R.K., Yadav D.V., Singh C.P., Archana S., Asha G., Effects of heavy metals on soil invertase enzyme activity in different soil types, *Land Contamination & Reclamation*, 2010, Vol. 18(2), pp. 175–180.
56. Waalewijn-Kool P.L., Rupp S., Lofts S., Svendsen C., van Gestel C.A.M., Effect of soil organic matter content and pH on the toxicity of ZnO nanoparticles to *Folsomia candida*, *Ecotoxicol. Environ. Saf*, 2014, Vol. 108, pp. 9–15, DOI: [10.1016/j.ecoenv.2014.06.031](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.06.031).
57. Yruela I., Copper in plants, *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 2005, Vol. 17, pp. 145–156, DOI: [10.1590/S1677-04202005000100012](https://doi.org/10.1590/S1677-04202005000100012).
58. Yu X., Zhao J., Liu X., Sun L., Tian J., Wu N., Cadmium pollution impact on the bacterial community structure of arable soil and the isolation of the cadmium resistant bacteria, *Frontiers in Microbiology*, 2021, Vol. 12, pp. 1–11, DOI: [10.3389/fmicb.2021.698834](https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.698834).
59. Zhao Z., Jiang H., Enzyme-based electrochemical biosensors, *Biosensors*, ed. Serra P.A., Croatia: Intech, 2010, pp. 1–22.

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-98-122



Ссылки для цитирования:

Березкин В.Ю., **Коробова Е.М.**, Баранчуков В.С., Костин А.С. Органический углерод как фактор дифференциации йода в почвенном покрове пастбищ Брянской и Орловской областей // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2024. Вып. 119. С. 98-122. DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-98-122

Cite this article as:

Berezkin V.Yu., **Korobova E.M.**, Baranchukov V.S., Kostin A.S., Organic carbon as a factor of iodine differentiation of the soil cover in the Bryansk and Oryol regions by iodine availability, Dokuchaev Soil Bulletin, 2024, V. 119, pp. 98-122, DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-98-122

Благодарность:

Авторы благодарны студентке РУДН А.Г. Ефимовой за участие в определении йода, к. г.-м. н., н. с. ГЕОХИ РАН Л.И. Колмыковой, принимавшей участие в полевых экспедиционных исследованиях 2022 г. Работа выполнена по государственному заданию лаборатории биогеохимии окружающей среды ГЕОХИ РАН.

Acknowledgments:

Authors are grateful to A.G. Efimova, a student of Peoples' Friendship University of Russia, for her participation in iodine determination, and L.I. Kolmykova, a researcher at the Vernadsky Institute of V.I. RAS, PhD. in Geological and Mineralogical sciences, who participated in the field expedition research in 2022. The work was performed under the state assignment of the Laboratory of Environmental Biogeochemistry, GEOHI RAS.

Органический углерод как фактор дифференциации йода в почвенном покрове пастбищ Брянской и Орловской областей

© 2024 г. В. Ю. Березкин^{1,2*}, **Е. М. Коробова¹**,
В. С. Баранчуков^{1**}, А. С. Костин^{1***}

¹Институт геохимии и аналитической химии
им. В.И. Вернадского РАН, Россия,
119991, Москва, ГСП-1, ул. Косыгина, 19,

*<https://orcid.org/0000-0002-1025-638X>, e-mail: victor76@list.ru,

** e-mail: baranchukov@gmail.com,

*** e-mail: alexanderk640@gmail.com.

²Российский университет дружбы народов,
Институт экологии, Россия,
115093 Москва, Подольское шоссе, 8/5.

Поступила в редакцию 23.05.2023, после доработки 10.06.2023,
принята к публикации 04.06.2024

Резюме: Исследовано распределение йода и органического углерода ($C_{\text{орг}}$) в верхнем горизонте (0–20 см) различных типов почв пастбищ Брянской и Орловской областей. Отбор образцов почв проводился ручным тростевым буром послойно в следующем интервале глубин: 0–5 см, 5–10 см и 10–20 см. Содержание йода определялось кинетическим роданидно-нитритным методом, содержание $C_{\text{орг}}$ определено по бихроматному методу Тюрина. В работу включены данные как многолетних исследований содержания йода в почвенном покрове Брянской области (2008–2020 гг.), так и новые данные экспедиционных исследований в Орловской области (2022 г). Показано, что специфика пространственного распределения йода в почвах пастбищ двух областей заключается в росте его содержания в направлении с северо-запада на юго-восток, что в целом отвечает зональной структуре почвенного покрова. Установлено содержание $C_{\text{орг}}$ в почвах и получены статистически значимые коэффициенты корреляции между содержанием йода и $C_{\text{орг}}$ в почвах пастбищ (от $r = 0.28$ в черноземах до $r = 0.49$ в дерново-подзолистых почвах; кроме того, для всей выборки ($n = 48$) коэффициент корреляции колеблется от 0.31 в слое 0–5 см до 0.43 в слое 10–20 см). Установлена связь между содержанием йода и $C_{\text{орг}}$ в верхнем 20-сантиметровом слое в зональных типах почв (черноземы, серые лесные, дерново-подзолистые и подзолистые), а также почв автоморфных и гидроморфных ландшафтов при шаге опробования 5 см по глубине. Выявленные различия в фиксации почвами йода следует учитывать, поскольку они могут влиять на уровни поступления йода в молоко пастбищных животных и местные рационы питания.

Ключевые слова: Брянская и Орловская области; дефицит йода; гумус; почвенный покров.

Organic carbon as a factor of iodine differentiation of the soil cover in the Bryansk and Oryol regions by iodine availability

© 2024 V. Yu. Berezkin^{1,2*}, **E. M. Korobova¹**,
V. S. Baranchukov^{1**}, A. S. Kostin^{1***}

¹*Vernadsky Institute of Geochemistry and Analytical Chemistry,
Russian Academy of Sciences,
19 Kosygina Str., GSP-1, Moscow 119991, Russian Federation,
<https://orcid.org/0000-0002-1025-638X>, e-mail: victor76@list.ru,
*e-mail: baranchukov@gmail.com,
**e-mail: alexanderk640@gmail.com.*

²*RUDN University: Peoples' Friendship University of Russia,
Institute of Ecology,
8/5 Podolskoye shosse, Moscow 115093, Russian Federation.
Received 23.05.2023, Revised 10.06.2023, Accepted 04.06.2024*

Abstract: The distribution of stable iodine and humus in the upper horizon (0–20 cm) of various types of soils of the Bryansk and Oryol regions used as pastures has been studied. Soil sampling was carried out with a hand stick drill in layers in the depth interval: 0–5 cm, 5–10 cm and 10–20 cm. Iodine content was determined by kinetic rhodanide-nitrite method. Corg content was determined by the bichromate method of Tyurin. The work includes data from both long-term studies of the iodine content in the soil cover of the Bryansk region (2008–2020) and new data from expeditionary studies in the Oryol region (2022). It is shown that the soils of the Bryansk pastures are depleted of iodine and organic carbon (OC) in comparison with the Oryol region, which corresponds to the change of soil cover composition from west to east. The humus content in soils was determined and statistically significant correlation between iodine and C org. content in pasture soils were obtained (from $r = 0.28$ in Chernozems to $r = 0.49$ in Haplic Albeluvisols; in addition, for the whole sample ($n = 48$) the correlation coefficient ranged from 0.31 in the 0–5 cm layer to 0.43 in the 10–20 cm layer). The dependence of iodine accumulation on the OC content in different types of soils (Chernozems, Grey-Luvic Phaeozems, Umbric Albeluvisols, Haplic Albeluvisols) and their hydromorphism has been established. The identified differences in soil iodine fixation should be considered as they may influence iodine intake levels in pasture animal milk and local rations.

Keywords: Bryansk and Oryol regions; iodine deficiency; humus; soil cover.

ВВЕДЕНИЕ

Йод – один из биологически важных элементов, необходимый для синтеза гормонов щитовидной железы (ЩЖ). Недостаток

йода в организме человека приводит к умственной и физической утомляемости, снижению иммунитета, развитию эндемичного зоба, дефицит йода может провоцировать и ряд других болезней (Виноградов, 1927; Авцын и др., 1993; Дедов и др., 2000; Кашин, 1987; Конарбаева, 2014; Яхияев и др., 2019).

Источниками поступления йода в организм человека являются продукты питания (трофическая цепь, замкнутая на почвы при употреблении местных продуктов), а также питьевая вода и атмосфера (Доглушин Д.И. и др., 2021). Основным глобальным источником йода на суше является океан (через осадки и другие атмосферные выпадения). Имея значительное сродство к органическому веществу, этот элемент фиксируется и накапливается в верхних генетических горизонтах почв (Виноградов, 1927; Ковальский, 1970; Зырин и др., 1972; Потатуева и др., 1976; Кашин, 1987; Коробова и др., 2019). Таким образом, почвы можно рассматривать как ключевой фактор, определяющий уровень поступления йода в организм человека по местной трофической цепи. Помимо удаленности местности от океанов, содержание йода в почвах зависит от климата, положения в рельефе, физико-химических свойств почв и почвообразующих пород.

Многочисленными исследованиями показано, что, природный йододефицит, приводящий к заболеваниям ЩЖ, является одной из глобальных медико-социальных проблем современного общества (от 1.5 до 2 млрд человек живут в условиях недостатка йода) (Долгушин и др., 2021). Несмотря на то, что дефицит йода можно легко предотвращать ежедневной йодной профилактикой, эти данные свидетельствуют о том, что во многих странах она не проводится либо проводится недостаточно, а наблюдаемая заболеваемость обусловлена недостатком йода в окружающей среде, и прежде всего в почвах, поскольку до 2007 г. сельское население, особенно в развивающихся странах, преобладало над городским, а основные продукты питания импортируются из стран с иными геохимическими условиями. Для Брянской и Орловской областей характерно высокое разнообразие почв и почвообразующих пород, что приводит к разной природной обеспеченности почвенного покрова микроэлементами, в том числе йодом.

Проблему природного дефицита йода усугубляет загрязне-

ние окружающей среды радиоактивными изотопами этого элемента, которые поступают в окружающую среду при испытаниях ядерного оружия и авариях на предприятиях атомной промышленности (Тихомиров, 1983; Makhonko et al., 1992; Звонова и др., 2004; Cardis et al., 2005; Korobova et al., 2014; Judprasong et al., 2015 и др.). В России проблема роста риска заболеваемости ЩЖ в результате “йодного удара” (практически одномоментного выпадения радиоактивных изотопов йода) наиболее актуальна для регионов, пострадавших в результате аварии на Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС, 1986 г.) (Balonov, 1990; Makhonko et al., 1992).

В результате этой аварии наибольшему загрязнению подверглись четыре области: Брянская, Орловская, Тульская и Калужская (Израэль и др., 1990; Герасимов и др., 2006), где возникли зоны относительно кратковременного (до 2 месяцев) загрязнения почв радионуклидами йода. При этом их поведение следовало стабильному аналогу (фиксация в почвенно-растительном покрове и переход в молоко выпасаемых животных с кормовыми травами и почвой, частично захватываемой животными при стравливании пастбищ).

При одном и том же уровне “йодного удара” на фоне йододефицита в некоторых районах области население могло пострадать значительно больше, чем в районах с более высоким содержанием йода вследствие более активного поступления радиойода в щитовидную железу, испытывающую дефицит стабильного йода.

В связи с этим изучение роли геохимических факторов в формировании эндемических заболеваний ЩЖ проводятся в лаборатории биогеохимии окружающей среды ГЕОХИ РАН в Брянской области с 2007 г., а с 2022 г. – в Орловской, учитывая то, что наибольшие выпадения радиоизотопов в результате аварии ЧАЭС характерны для западной части Брянской области, а вклад наиболее плодородных почв (черноземов и серых лесных) – для Орловской области. Важно отметить, что характер питания местного населения отличается значительным вкладом личных подсобных хозяйств и пастбищного животноводства в рационы не только сельских жителей, но и жителей поселков городского типа.

Ранее по результатам экспедиций, проведенных совместно с Брянским клинико-диагностическим центром (2007–2021 гг.) были отобраны образцы почв во всех районах области, подтверждено значительное варьирование йода в почвенном покрове. Показано, что подобная неоднородность обусловлена сочетанием литологических, геохимических и климатических факторов, отражающихся в ландшафтно-геохимической структуре территории.

Целью исследований, результаты которых обсуждаются в данной публикации, была оценка специфики распределения йода в верхнем 20-сантиметровом слое почв пастбищ Брянской и Орловской областей в зависимости от содержания $S_{орг}$, типа почв и ландшафтно-геохимической соподчиненности, определяющей разный режим водной миграции элементов.

Сопряженное исследование содержания стабильного йода и $S_{орг}$ как одного из основных факторов его депонирования в почвенном покрове позволяет оценить пространственную специфику его распределения в этих смежных областях, что важно для последующего уточнения оценок сочетанного воздействия йододефицита и техногенного выпадения радионуклидов йода на здоровье местного населения.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Территории Брянской и Орловской областей характеризуются разнообразием геологического строения, состава четвертичных отложений и структуры почвенного покрова, что обуславливает геохимическую контрастность местных ландшафтов, в том числе на участках выпаса сельскохозяйственных животных.

В Брянской области основной фон в почвенном покрове составляют дерново-подзолистые почвы (50% территории), около 20% занимают серые лесные почвы и 30% остальные типы почв (от аллювиальных и торфяно-болотных до черноземов выщелоченных) (Воробьев, 1993; Воробьев и др., 1975). При этом наиболее плодородные (в том числе богатые $S_{орг}$) типы почв – серые лесные и черноземы выщелоченные – локализованы в центральной (правобережье рек Десна и Судость) и юго-восточной частях области (преимущественно Суземский, Севский и Карачевский районы).

В Орловской области также наблюдается смена почв от дерново-подзолистых до черноземов. В силу климатических особенностей дерново-подзолистые почвы составляют всего 1.6% от общей площади и приурочены к зандровым песчаным равнинам. Большую часть области занимают серые и темно-серые лесные почвы (48%), локализованные в северо-западной и центральной части области, а выщелоченные и оподзоленные черноземы (36%) развиты преимущественно в юго-восточной ее части (Верховец, 2018; Парахин, 2013).

Методы исследования и материалы

Полевые исследования в обеих областях проводились в летний период (июль–август) вблизи населенных пунктов, выбранных предварительно с учетом картографических и медицинских данных.

В Брянской области выбор населенных пунктов осуществлялся с учетом сведений о ренальной экскреции иода и заболеваемости ЩЖ среди местного населения (Дорошенко и др, 2004), а также использовалась дополнительная информация, предоставленная Брянским клинико-диагностическим центром.

В Орловской области выбор населенных пунктов осуществлялся с учетом структуры почвенного покрова, радионуклидного загрязнения и опубликованных медицинских данных по уровням заболеваемости населения в отдельных районах.

На каждом пастбище выбирались тестовые площадки, характеризующие элементарные ландшафты: автономные (суходолы) и сопряженные с ними подчиненные (мезогидрофитные и гидрофитные луга пониженных элементов рельефа). Отбор образцов почв проводился ручным тростевым буром из верхнего слоя мощностью 20 см послойно в следующем интервале глубин: 0–5 см, 5–10 см и 10–20 см. При этом в полевых условиях уточнялся тип почвы, ранее диагностированный по почвенной карте масштаба 1 : 2 500 000 (Иванов и др., 2014). Порядок выбора тестовой площадки и отбора образцов остается неизменным в ходе многолетних полевых исследований авторов, и уже упоминался нами в ранее вышедших публикациях (Коробова и др., 2013; Долгушин и др., 2021; Korobova and al., 2014; Korobova and al., 2019).

Отбору почвы предшествовали: 1) измерение плотности загрязнения почвы радиоцезием с помощью полевого гамма-спектрометра Violinist III (TSA Systems Ltd., США) и определение мощности эквивалентной дозы (мкЗв/ч) прибором MIRA-661 (Genitron Instruments GmbH., Германия); 2) отбор средней пробы луговых трав с площадки 20 × 20 или 40 × 40 см в зависимости от однородности и плотности фитомассы. Для характеристики естественных кормов молочного скота растительные пробы состригались секатором на высоте 2 см от поверхности почвы. Таким образом, исследованию подвергались нижние звенья пищевой цепи “почва–растительность–корова–молоко–человек” (Коробова и др., 2013).

Содержание йода в почвах определялось кинетическим роданидно-нитритным методом (Проскуракова и др., 1976), чувствительность метода – 1–4 нг/мл. Содержание $C_{орг}$ определено по биохроматному методу Тюрина (метод “мокрого” сжигания органического углерода почв). Несмотря на то, что метод Тюрина, как и метод Уолкли–Блэка, в наше время относят к полуколичественным (Когут, 2023), полученные таким образом данные обеспечивают достижение поставленной авторами цели. Пробоподготовка осуществлялась стандартными методами (без модификаций) (Аринушкина, 1970; Никитин, 1983). Все аналитические исследования выполнены в лаборатории биогеохимии окружающей среды института ГЕОХИ РАН (Москва).

Статистическую обработку результатов проводили по классическим методикам в программе MS Excel и TIBCO STATISTICA 13, как и в ранее проводившихся исследованиях в Брянской и Гомельской областях (Долгушин и др., 2021). Массив данных, рассматриваемый в настоящей статье, включает информацию по 48 точкам отбора почв, характеризующих пастбища вблизи 38 населенных пунктов, как ранее обследованных в Брянской области (2008–2021 гг), так и результаты последней экспедиции (Орловская область, 2022 г).

Все полученные результаты заносились в базу данных, интегрированную в геоинформационную среду “Брянск-йод”, созданную на базе ArcGIS 10.8.1. Расположение тестовых участков, на которых были отобраны пробы, проанализированные на содер-

жение органического углерода в 2022 г., представлены на рисунке 1.

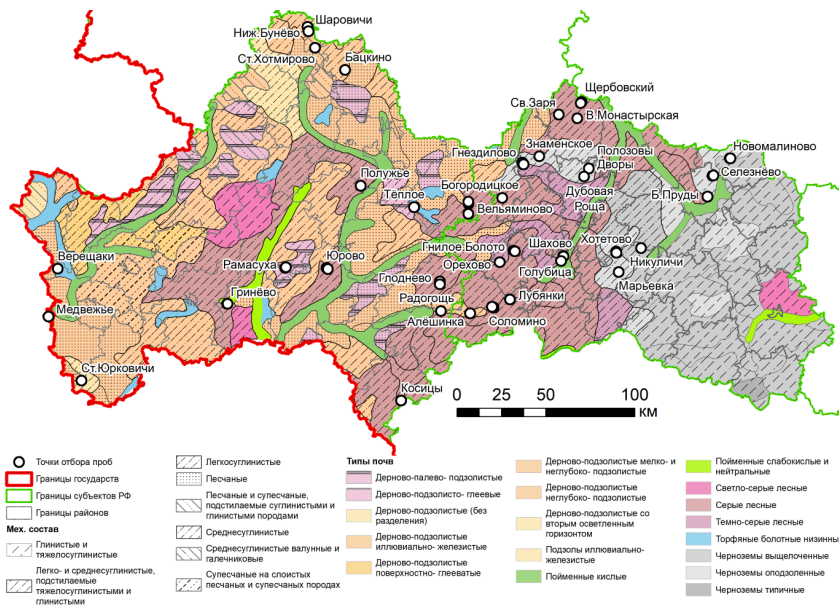


Рис. 1. Карта фактического материала (населенные пункты, в которых осуществлялся отбор почв, проанализированных на содержание органического углерода и йода в 2022 г., картографическая основа – Иванов, Шоба, 2014).

Fig. 1. Map of soil sampling (settlements in which soil sampling was carried out, analyzed for organic carbon and iodine content in 2022, cartographic basis – Ivanov, Shoba, 2014).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Содержание органического углерода в почвах

Содержание органического углерода оказалось закономерно более высоким в черноземах (медиана (Me) = 3.63% в верхнем 5-сантиметровом слое, при варьировании от 2.57 до 4.89%, Me = 3.41% в верхнем 10-сантиметровом слое, при варьировании от

2.23 до 4.36%) и серых лесных почвах (Ме = 3.45% в верхнем 5-сантиметровом слое, при варьировании от 1.00 до 7.71%, Ме = 2.58% в верхнем 10-сантиметровом слое, при варьировании от 1.0 до 5.51%). Далее идут дерново-подзолистые почвы (Ме = 2.46% в верхнем 5-сантиметровом слое, при варьировании от 1.50 до 8.32%, Ме = 2.06% в верхнем 10-сантиметровом слое, при варьировании от 0.89 до 7.07%), на последнем месте подзолистые почвы (Ме = 1.79% в верхнем 5-сантиметровом слое, при варьировании от 1.33 до 10.9%, Ме = 1.59% в верхнем 10-сантиметровом слое, при варьировании от 1.02 до 6.69%) (рис. 2).

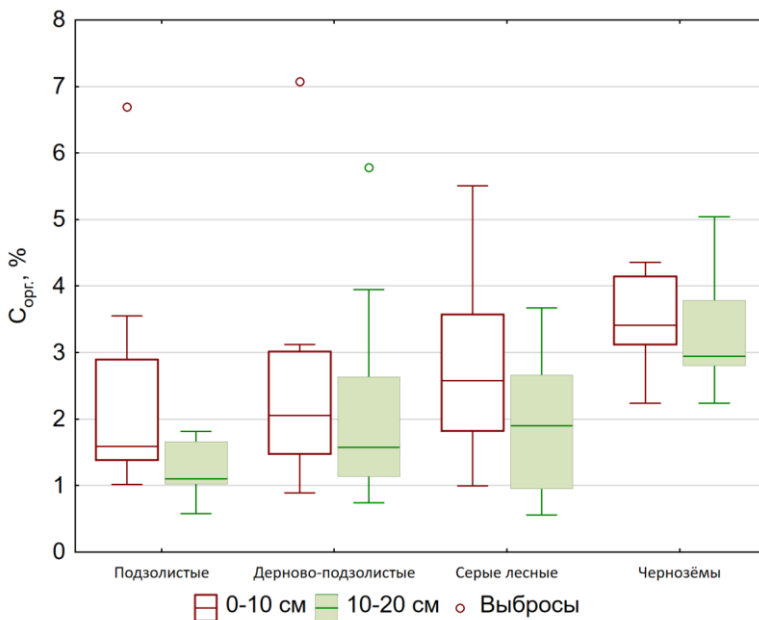


Рис. 2. Показатели варьирования содержания органического углерода в верхних слоях разных типов почв, используемых под выпас скота.

Fig. 2. Indicators of variation of organic carbon content in the upper layers of different soil types used for grazing.

Довольно высокие значения концентрации органического углерода для всех перечисленных типов почв (в особенности для

слабоподзолистых) объясняются, по-видимому, тем, что все пробы были отобраны на пастбищах, дополнительно удобряемых органическим веществом за счет выпаса крупного рогатого скота, что способствует их гумификации.

Для почв гидроморфных ландшафтов (низинные луга) выявлен большой размах варьирования содержания $C_{орг}$ в слое 5–10 см и 10–20 см, и более высокое медианное значение для слоя 0–5 см (рис. 3) в сравнении с почвами автоморфных ландшафтов (суходолы).

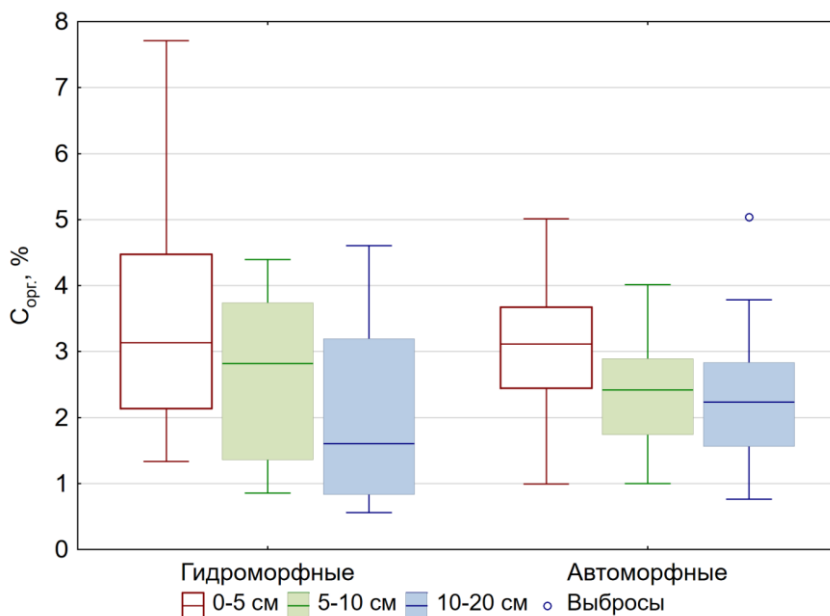


Рис. 3. Показатели варьирования содержания органического углерода в верхних горизонтах почв автоморфных и гидроморфных ландшафтов.

Fig. 3. Indicators of variation of organic carbon content in the upper horizons of soils of automorphic and hydromorphic landscapes.

Содержание йода в почвах

Содержание йода в почвах пастбищ исследованной территории варьировало от 0.18 мг/кг до 10.4 мг/кг воздушно сухой массы

(в. с. м.), достигая максимума в верхнем 5-сантиметровом слое серых лесных почв Брянской области. В Орловской области максимальное значение наблюдалось в верхнем 5-сантиметровом слое черноземов (5.71 мг/кг в. м. с.). Следует отметить, что содержание йода превышало значение в 7 мг/кг только в одной индивидуальной точке опробования (с. Вельяминова) на серых лесных почвах Брянской области, что позволяет предполагать низкую обеспеченность йодом почвенного покрова областей, и искать объяснение максимальных концентраций, скорее, в антропогенном, а не эдафическом факторе.

Медианные величины концентрации йода (рис. 4) подтверждают ведущую роль органического вещества в фиксации йода: максимальные для черноземов (2.36 мг/кг), и закономерно убывающие в ряду черноземы > серые лесные > дерново-подзолистые ≥ подзолистые.

Наибольшее медианное ($Me = 2.66$ мг/кг) содержание йода, как и ожидалось, было характерно для черноземов, в слое 0–10 см, при значительном варьировании йода (в верхнем слое 0–5 см: 0.41–5.71 мг/кг; в слое 5–10 см: 0.48–4.21 мг/кг; в слое 10–20 см: 1.14–4.17 мг/кг). Содержание йода в серых лесных, дерново-подзолистых и слабоподзолистых почвах отличалось не только меньшим разбросом значений, но и более низкими медианными значениями (серые лесные – 1.09 мг/кг, дерново-подзолистые – 0.69 мг/кг, слабоподзолистые – 0.68 мг/кг в слое 0–10 см) (табл. 1).

Для почв гидроморфных ландшафтов (низинные луга), в сравнение с почвами автоморфных ландшафтов (суходолы) выявлен больший размах варьирования йода, и более высокое медианное значение для слоя 0–5 см (Me автоморфные = 1.29 мг/кг; Me гидроморфные = 2.03 мг/кг) (рис. 5).

Большой разброс значений содержания йода, наблюдавшийся во всех исследованных нами типах почв, в особенности для серых лесных почв (крайние точки и выбросы), может быть объяснен влиянием вариабельности гранулометрического состава почв, или же спецификой использования сельскохозяйственных угодий (то есть предшествующей хозяйственной деятельностью).

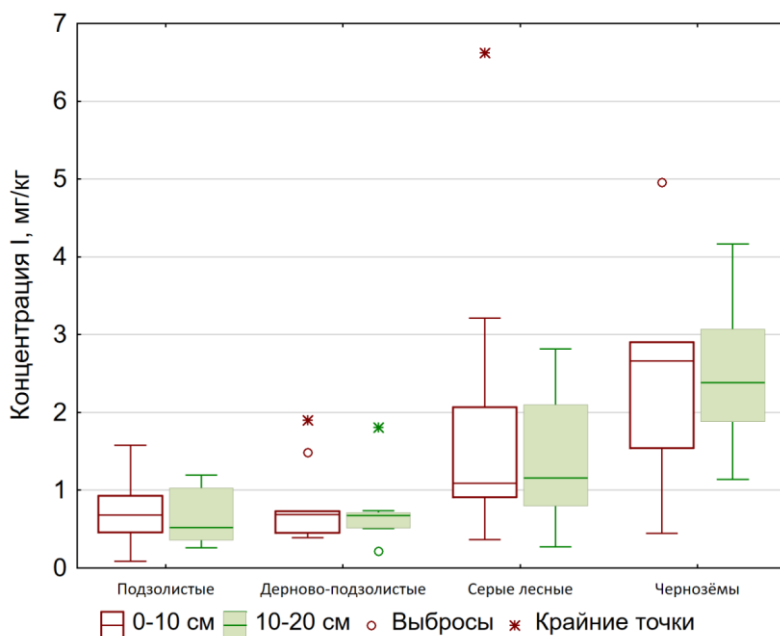


Рис. 4. Показатели варьирования содержания йода в верхних слоях разных типов почв, используемых под выпас скота.

Fig. 4. Indicators of variation of iodine content in the upper layers of different soil types used for grazing.

Влияние органического углерода на содержание йода в почвах

Вне зависимости от рельефа и типа почв, более высокое содержание $C_{\text{орг}}$ и йода отмечены для верхних слоев почв суглинистого и глинистого состава (йод: $M_e = 1.35$ мг/кг, $C_{\text{орг}}$: $M_e = 3.52\%$). По-видимому, это свидетельствует о роли сорбционного барьера в накоплении йода. Почвы супесчаного и песчаного состава характеризуются меньшим содержанием как органического углерода, так и йода в верхних горизонтах (йод: $M_e = 0.63$ мг/кг, $C_{\text{орг}}$: $M_e = 1.83\%$).

Таблица 1. Основные статистические характеристики содержания иода в зональных типах почв Брянской и Орловской областей

Table 1. Main statistical characteristics of iodine content in zonal soil types of Bryansk and Orel oblasts

Глубина отбора:	N	0–10 см			10–20 см		
		Минимум	Максим.	Медиана	Минимум	Максим.	Медиана
Подзолистые	8	0.09	1.58	0.68	0.26	1.19	0.52
Дерново-подзолистые	10	0.39	1.90	0.69	0.22	1.81	0.68
Серые лесные	19	0.36	6.63	1.09	0.28	2.82	1.15
Черноземы	8	0.44	4.96	2.66	1.14	4.17	2.39

Статистически значимые высокие коэффициенты корреляции между содержанием органического углерода и содержанием йода были получены для пастбищ, расположенных в областях распространения подзолистых почв ($r = 0.807$; $n = 8$; $p = 0.015$ для слоя 0–5 см; $r = 0.847$; $n = 8$; $p = 0.008$ для слоя 5–10 см), дерново-подзолистых почв ($r = 0.668$; $n = 8$; $p = 0.070$ для слоя 0–5 см; $r = 0.839$; $n = 8$; $p = 0.018$ для слоя 5–10 см). По пастбищам, расположенным на участках с другими типами почв, достоверной зависимости не выявлено, что может быть связано с большим варьированием сопоставляемых параметров из-за разнообразного гранулометрического состава и разной степени выноса химических элементов и соединений из верхних горизонтов в этих группах почв.

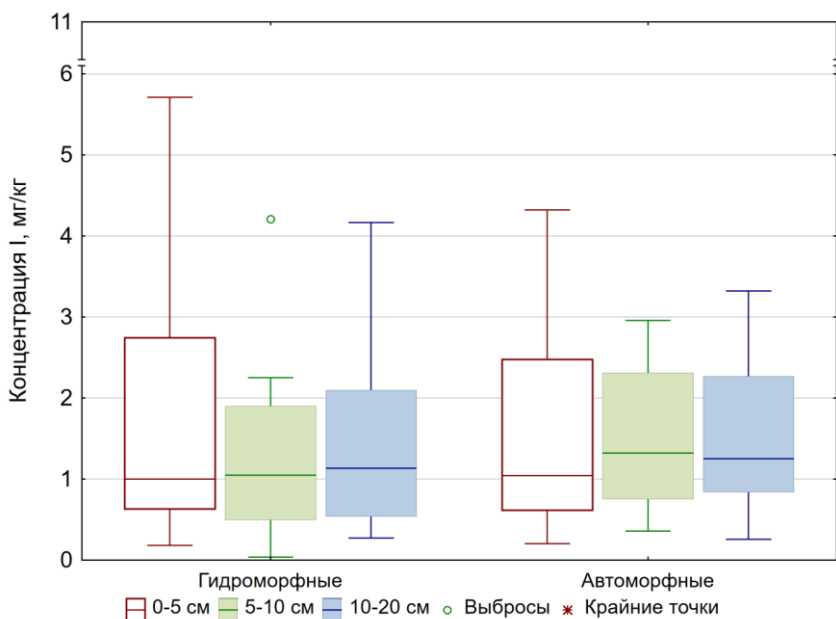


Рис. 5. Показатели варьирования содержания йода в верхних слоях (0–20 см) автоморфных и гидроморфных ландшафтов.

Fig. 5. Indicators of variation of iodine content in the upper layers (0–20 cm) of automorphic and hydromorphic landscapes.

Несмотря на то, что максимальные значения содержания йода были выявлены в Брянской области на серых лесных почвах (как уже упоминалось выше), в целом почвенный покров ее беден йодом по сравнению с Орловской областью.

Медианные значения, верхние и нижние квартили содержания йода в почвах Орловской области стабильно выше, чем в почвах Брянской: в слое 0–5 см – Me (Орел) = 1.58 мг/кг, Me (Брянск) = 0.81 мг/кг; в слое 5–10 см – Me (Орел) = 1.59 мг/кг, Me (Брянск) = 0.83 мг/кг; в слое 10–20 см – Me (Орел) = 1.75 мг/кг; Me (Брянск) = 0.73 мг/кг. Этот факт подтверждает, что уровень фиксации йода почвами во внутриконтинентальных районах может иметь куда большее значение для его содержания в нижних звеньях трофической цепи, нежели удаленность от первичного (морского) источника.

Данное утверждение еще нуждается в экспериментальной проверке. Так, уже упоминалось, что высокие коэффициенты корреляции между содержанием органического углерода и йода отмечены только для низкоорганических зональных и гидроморфных почв.

В то же время распределение органического углерода в верхних слоях (0–5 см, 5–10 см, 10–20 см) гумусового горизонта как гидроморфных, так и автоморфных почв не отличается принципиально, а лишь несущественно значениями размаха, медианы и других статистических показателей. Существенные более высокие медианные значения и размах варьирования содержания йода выявлены только для слоя 0–5 см гидроморфных почв (рис. 5).

Дальнейшие исследования данной проблемы, по-видимому, потребуют не столько увеличения базы данных, сколько учета большего количества факторов, влияющих на содержание йода в почве, в частности хозяйственную деятельность.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенные исследования подтвердили зависимость содержания йода в верхнем горизонте пастбищных почв от содержания органического углерода, обусловленного прежде всего зонально-климатическими факторами и положением пастбищных угодий в рельефе.

Выявлено закономерное убывание медианных и средних значений содержания йода в ряду: черноземы > серые лесные > дерново-подзолистые \geq подзолистые. При этом максимальный размах варьирования содержания как йода, так и $C_{\text{орг}}$ характерен в значительной степени для подзолистых и дерново-подзолистых почв, что может быть объяснено влиянием не учтенных в данной группировке факторов, например, варьированием их гранулометрического состава и вероятного предшествующего удобрения органическими веществами.

Показано, что почвы обследованных пастбищ Брянской области в целом беднее йодом и органическим углеродом в сравнении с Орловской областью, что обусловлено сменой почвенного покрова с северо-запада на юго-восток.

Статистически значимые высокие коэффициенты корреляции между содержанием $C_{\text{орг}}$ и содержанием йода получены для пастбищ, расположенных в зоне подзолистых и дерново-подзолистых почв. Отсутствие значимых корреляций содержания йода и $C_{\text{орг}}$ на участках с другими типами почв, по-видимому, связано с более разнородным составом выборки по причине их интенсивной эксплуатации.

Полученные данные заслуживают внимания при организации мониторинга и при проведении мероприятий по профилактике йододефицитных заболеваний в зонах потенциально возможного радиоактивного загрязнения. При отсутствии йодной профилактики на территории исследуемых областей возможен рост заболеваемости среди населения раком щитовидной железы и другими заболеваниями, связанными как с недостаточной обеспеченностью почв и производимых на них продуктах йодом (явления йододефицита), так и техногенными полями радионуклидов, в том числе изотопов йода, возникающих в результате ядерных испытаний и аварий (при “йодном ударе”).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Авцын А.П., Жаворонков А.А., Риш М.А., Строчкова А.С. Микроэлементозы человека. М.: Медицина, 1993. 496 с.
2. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.: МГУ, 1970. 488 с.

3. *Верховец И.А.* Оценка современного состояния земельных ресурсов Орловской области. Материалы конференции “Паритетность отношений в аграрном секторе экономики: научно-практическое обеспечение и механизмы реализации”, Орел: Орловский ГУ им. И.С. Тургенева, 2018. Ч. 2. С. 138–141.
4. *Виноградов А.П.* Йод в природе // *Природа*. 1927. № 9. С. 670–678.
5. *Воробьев Г.Т.* Почвы Брянской области. Брянск: Грани, 1993. 160 с.
6. *Воробьев Г.Т., Жукова В.К., Коньков Г.Г.* Природное районирование и типы сельскохозяйственных земель Брянской области. Брянск: Приокское кн. изд-во. Брянское отделение, 1975. 611 с.
7. *Герасимов Г.А., Фигге Д.* Чернобыль 20 лет спустя // *Клиническая и экспериментальная тиреоидология*. 2006. № 2(2). С. 5–13.
8. *Дедов И.И., Свириденко Н.Ю., Герасимов Г.А.* Оценка йодной недостаточности в отдельных регионах России // *Проблемы эндокринологии*. 2000. № 46(6). С. 3–7.
9. *Долгушин Д.И., Коробова Е.М., Березкин В.Ю., Баранчуков В.С., Романов С.Л.* Йод в почвах, пастбищной растительности и молоке коров с пастбищ некоторых районов России и Белоруссии, наиболее пострадавших при аварии на ЧАЭС // Материалы международной научной конференции “Современные проблемы радиобиологии – 2021”. Информационно-вычислительный центр Министерства финансов Республики Беларусь, 2021. С. 54–57.
10. *Дорощенко В.Н., Прошин А.Д., Пилюкова Р.И.* Сравнительная характеристика заболеваемости раком щитовидной железы в регионах с различной йодной обеспеченностью на территории Брянской области // *Социально-медицинские аспекты состояния здоровья и среды обитания населения, проживающего в йод-дефицитных регионах России и стран СНГ*. Тверь: Триада, 2004. С. 385–386.
11. *Звонова И.А., Балонов М., Братилова А.А., Данилова И.О., Власов О.К., Щукина Н.В.* Дозы облучения щитовидной железы у населения России вследствие выпадений радиоактивного йода после аварии на Чернобыльской АЭС // *Атомная энергия*. 2004. № 94(4). С. 310–316.
12. *Зырин Н.Г., Зборищук Ю.Н.* Общие закономерности распределения подвижных форм микроэлементов в почвах Европейской части СССР // *Микроэлементы в почвах СССР* / Под ред. Ковды В.А. М.: МГУ, 1981. С. 6–18.
13. *Иванов А.Л., Шоба С.А.* Единый государственный реестр почвенных ресурсов России. Версия 1.0 М.: Почв. Ин-т им. В.В. Докучаева Россельхозакадемии, Тула: Гриф и К, 2014. 768 с.

14. *Израэль Ю.А., Вакуловский С.М., Ветров В.А., Петров В.Н., Ровинский Ф.Я., Стукин Е.Д.* Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред. Л.: Гидрометеиздат, 1990. 387 с.
15. *Кашин В.К.* Биогеохимия, физиология и агрохимия йода. Л.: Наука, 1987. 261 с.
16. *Ковальский В.В.* Микроэлементы в почвах СССР. М.: Наука, 1970. 179 с.
17. *Когут Б.М., Милановский Е.Ю., Хаматнуров Ш.А.* О методах определения содержания органического углерода в почвах (критический обзор) // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2023. Вып. 114. С. 5–28. DOI: [10.19047/0136-1694-2023-114-5-28](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2023-114-5-28).
18. *Конарбаева Г.А.* Фтор и йод в системе почва-растение: биогеохимические и экологические аспекты. Конференция “Биогеохимия химических элементов и соединений в природных средах”. Тюмень, ТГУ, 2014. С. 112–123.
19. *Коробова Е.М., Березкин В.Ю., Данилова В.Н., Головин Л.М., Горохова М.А.* Йод и селен в почвах сопряжённых элементарных ландшафтов долины р. Титовка (Брянская область). VI Международная научно-практическая конференция Экологическая геология: Теория, практика и региональные проблемы. Севастополь – Воронеж, “Цифровая полиграфия”, 2019. С. 109–113.
20. *Коробова Е.М., Березкин В.Ю., Колмыкльва Л.И., Корсакова Н.В.* Изучение распределения йода в почвах и луговой растительности геохимически контрастных ландшафтов в связи с оценкой йодного статуса Брянской области // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: экология и безопасность жизнедеятельности. 2013. № 4. С. 60–67.
21. *Коробова Е.М., Кувылин А.И.* Природные биогеохимические провинции с низким содержанием йода как районы дополнительного экологического риска в зонах воздействия аварии на Чернобыльской АЭС // Материалы V биогеохимических чтений “Биогеохимическая индикация аномалий”. М.: Наука, 2004. С. 156–167.
22. *Никитин Б.А.* Уточнение к методике определения гумуса в почве // Агрохимия. 1983. № 8. С. 18–26.
23. *Парахин Н.В.* Отчет о научно-исследовательской работе по теме: Разработка и практическая реализация биологизированных систем земледелия, обеспечивающих существенное снижение энерго- и ресурсозатрат и экологостабилизирующий эффект в агроэкосистемах. Орел: Орловский государственный аграрный университет, 2013. 220 с.

24. *Потатуева Ю.А., Прокофьева Р.И., Бурак Ю.К., Алексеев Е.Д.* Некоторые особенности поступления в растения йода на торфяных почвах // *Агрохимия*. 1976. № 10. С. 114–119.
25. *Проскуракова Г.Ф., Никитина О.Н.* Ускоренный вариант кинетического роданидно-нитритного метода определения микроколичеств йода в биологических объектах // *Агрохимия*. 1976. № 7. С. 140–143.
26. *Тихомиров Ф.А.* Радиоэкология йода. М.: Энергоатомиздат, 1983. 88 с.
27. Данные по радиоактивному загрязнению территории населенных пунктов Российской Федерации цезием-137, стронцием-90 и плутонием-239+240 / Под ред. Вакуловского С.М., Обнинск, ФГБУ НПО Тайфун, 2020. 224 с.
28. *Яхияев М.А., Салихов Ш.К., Атаев М.Г., Тагирова З.Г., Курбанова З.В.* Эндемический зоб – следствие дефицита йода и селена в природной среде // *Экологическая медицина*. 2019. № 1. С. 66–71.
29. *Balonov M.I.* Radiological consequences of the Chernobyl NPP accident in comparison with those of the Kyshtym and Windscale radiation accidents. Seminar “Comparative assessment of the environmental impact of radionuclides released during three major nuclear accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl”. Luxembourg, 1990. No. 2. P. 749–769.
30. *Cardis E., Kesminiene A., Ivanov V., Malakhova I., Shibata Y., Khrouch V., Drozdovitch V., Maceika E., Zvonova I., Vlassov O., Bouville A., Goulko G., Hoshi M., Abrosimov A., Anoshko J., Astakhova L., Chekin S., Demidchik E., Galanti R., Ito M., Korobova E., Lushnikov E., Maksioutov M., Masyakin V., Nerovnia A., Parshin V., Parshkov E., Piliptsevich N., Pinchera A., Polyakov S., Shabeka N., Suonio E., Tenet V., Tsyb A., Yamashita S., Williams D.* Risk of thyroid cancer after exposure to ¹³¹I in childhood // *J. Nat. Cancer Inst.* 2005. Vol. 97(10). P. 724–732. DOI: [10.1093/jnci/dji129](https://doi.org/10.1093/jnci/dji129).
31. *Judprasong K., Jongjaithet N., Chavasit V.* Comparison of methods for iodine analysis in foods // *Food Chem.* 2016. Vol. 193. P. 12–17. DOI: [10.1016/j.foodchem.2015.04.058](https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2015.04.058).
32. *Korobova E.M., Romanov S.L., Silenok A.V., Kurnosova I.V., Chesalova E.I., Beriozkin V.Yu.* Iodine deficiency in soils and evaluation of its impact on thyroid gland diseases in areas subjected to contamination after the Chernobyl accident // *J. Geochem. Exploration*. 2014. Vol. 142. P. 82–93.
33. *Makhonko K.P., Kozlova E.G., Silantev A.N., Bochkov L.P., Shkuratova I.G., Valetova N.K., Volokitin A.A., Rabotnova F.A.* Local contamination with ¹³¹I after the Chernobyl nuclear power plant accident and estimates of the dose burdens from its radiation // *Atomic Energy*. 1992. No. 4. P. 339–344.

34. *Shakhtarin, V.V., Tsyb A.F., Stepanenko V.F., Orlov M.Y., Kopecky K.J., Davis S.* Iodine deficiency, radiation dose, and the risk of thyroid cancer among children and adolescents in the Bryansk region of Russia following the Chernobyl power station accident // *International Journal of Epidemiology*. 2003. No. 32(4). P. 584–591. DOI: [10.1093/ije/dyg205](https://doi.org/10.1093/ije/dyg205).

REFERENCES

1. Avtsyn A.P., Zhavoronkov A.A., Rish M.A., Strochkova A.S., *Mikroelementozy cheloveka* (Human microelementoses), Moscow: Meditsina, 1993, 496 p.
2. Arinushkina E.V., *Rukovodstvo po khimicheskomu analizu pochv* (Soil Chemical Analysis Guide), Moscow: MGU, 1970, 488 p.
3. Verkhovets I.A., *Otsenka sovremennogo sostoyaniya zemel'nykh resursov Orlovskoi oblasti* (Assessment of the current state of land resources in the Oryol region), *Paritetnost' otnoshenij v agrarnom sektore jekonomiki: nauchno-prakticheskoe obespechenie i mehanizmy realizacii* (Parity of relations in the agricultural sector of the economy: scientific and practical support and implementation mechanisms), 2018, Orel: Orlovskii GU im. I.S. Turgeneva, 2018, Vol. 2, pp. 138–141.
4. Vinogradov A.P., Iod v prirode (Iodine in nature), *Priroda*, 1927, No. 9, pp. 670–678.
5. Vorob'ev G.T., *Pochvy Bryanskoi oblasti* (Soils of the Bryansk region), Bryansk: Grani, 1993, 160 p.
6. Vorob'ev G.T., Zhukova V.K., Kon'kov G.G., *Prirodnoe raionirovanie i tipy sel'skokhozyaistvennykh zemel' Bryanskoi oblasti* (Natural zoning and types of agricultural land in the Bryansk region), Bryansk: Priokskoe kn. izd-vo. Bryanskoe otделение, 1975, 611 p.
7. Gerasimov G.A., Figge D., Chernobyl' 20 let spustya (Chernobyl 20 years later), *Klinicheskaya i eksperimental'naya tireoidologiya*, 2006, Vol. 2, No. 2, pp. 5–13.
8. Dedov I.I., Sviridenko N.Yu., Gerasimov G.A., Otsenka iodnoi nedostatocnosti v otdel'nykh regionakh Rossii (Assessment of iodine deficiency in certain regions of Russia), *Problemy endokrinologii*, 2000, Vol. 46, No. 6, pp. 3–7.
9. Doglushin D.I., Korobova E.M., Berezkin V.Ju., Baranchukov V.S., Romanov S.L., *Jod v pochvah, pastbishhnoj rastitel'nosti i moloke korov s pastbishh nekotoryh rajonov Rossii i Belorussii, naibolee postradavshih pri avarii na ChAJeS* (Iodine in soils, pasture vegetation and milk of cows from pastures in some regions of Russia and Belarus, most affected by the Chernobyl accident), Proc. Int. Conf. "Sovremennye problemy radiobiologii –

2021” (Modern problems of radiobiology – 2021), Infomacionno-vycheslitel'nyj centr Ministerstva finansov Respubliki Belarus', 2021, pp. 54–57.

10. Doroshchenko V.N., Proshin A.D., Pilyukova R.I., *Sravnitel'naya kharakteristika zabolevaemosti rakom shchitovidnoi zhelezy v regionakh s razlichnoi iodnoi obespechennost'yu na territorii Bryanskoj oblasti* (Comparative characteristics of the incidence of thyroid cancer in regions with different iodine availability in the territory of the Bryansk region), In: “*Social'no-medicinskie aspekty sostojanija zdorov'ja i sredy obitanija naselenija, prozhivajushhego v jododeficitnyh regionah Rossii i stran SNG*” (Socio-medical aspects of the state of health and habitat of the population living in iodine-deficient regions of Russia and countries SNG), Tver': Triada, 2004, pp. 385–386.

11. Zvonova I.A., Balonov M., Bratilova A.A., Danilova I.O., Vlasov O.K., Shchukina N.V., Dozy oblucheniya shchitovidnoi zhelezy u naseleniya Rossii vsledstvie vypadenii radioaktivnogo ioda posle avarii na Chernobyl'skoj AES (Exposure doses of the thyroid gland in the population of Russia due to fallout of radioactive iodine after the accident at the Chernobyl nuclear power plant), *Atomnaya energiya*, 2004, Vol. 94, No. 4, pp. 310–316.

12. Zyryn N.G., Zborishchuk Yu.N., Obshchie zakonomernosti raspredeleniya podvizhnykh form mikroelementov v pochvakh Evropejskoj chasti SSSR (General patterns of distribution of mobile forms of microelements in soils of the European part of the USSR), In: *Mikroelementy v pochvakh SSSR* / Ed. Kovda V.A.), Moscow: MGU, 1981, pp. 6–18.

13. Ivanov A.L., Shoba S.A., *Edinyi gosudarstvennyi reestr pochvennykh resursov Rossii* (Unified State Register of Soil Resources of Russia), Vol. 1.0, Moscow: Pochv. In-t im. V.V. Dokuchaeva Rossel'khozakademii, Tula: “Grif i K”, 2014, 768 p.

14. Izrael' Yu.A., Vakulovskii S.M., Vetrov V.A., Petrov V.N., Rovinskii F.Ya., Stukin E.D., *Chernobyl': radioaktivnoe zagryaznenie prirodnykh sred* (Chernobyl: radioactive contamination of natural environments), Leningrad: Gidrometeoizdat, 1990, 387 p.

15. Kashin V.K., *Biogeokhimiya, fitofiziologiya i agrokhimiya ioda* (Biogeochemistry, phytophysiology and agrochemistry of iodine), Leningrad: Nauka, 1987, 261 p.

16. Koval'skii V.V., *Mikroelementy v pochvakh SSSR* (Trace elements in the soils of the USSR), Moscow: Nauka, 1970, 179 p.

17. Kogut B.M., Milanovsky E.Yu., Hamaturov Sh.A., Methods for determining the organic carbon content in soils (critical review), *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2023, Vol. 114, pp. 5–28, DOI: [10.19047/0136-1694-2023-114-5-28](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2023-114-5-28).

18. Konarbaeva G.A., *Ftor i iod v sisteme pochva-rastenie: biogeokhimicheskie i ekologicheskie aspekty* (Fluorine and iodine in the soil-plant system: biogeochemical and ecological aspects), *Proc. All-Russia Conference "Biogeokhimiya himicheskikh jelementov i soedinenij v prirodnykh sredah"* (Biogeochemistry of chemical elements and compounds in natural environments), "Tyumen": TGU, 2014, pp. 112–123.
19. Korobova E.M., Berezkin V.Yu., Danilova V.N., Golovin L.M., Gorokhova M.A., *Iod i selen v pochvakh sopryazhennykh elementarnykh landshaftov doliny r. Titovka Bryanskaya oblast'* (Iodine and selenium in the soils of adjacent elementary landscapes of the valley of the river. Titovka Bryansk region), *Proc. 6nd All-Russia Conference "Ekologicheskaya geologiya: Teoriya, praktika i regional'nye problem"*, 2019, Sevastopol' – Voronezh: "Tsifrovaya poligrafija", 2019, pp. 109–113.
20. Korobova E.M., Berezkin V.Yu., Kolmykova L.I., Korsakova N.V., *Izuchenie raspredelenija joda v pochvah i lugovoj rastitel'nosti geokhimicheski kontrastnykh landshaftov v svyazi s ocenкой jodnogo statusa Brjanskoj oblasti* (Study of the distribution of iodine in soils and meadow vegetation of geochemically contrasting landscapes in connection with the assessment of the iodine status of the Bryansk region), *Journal "Vestnik Rossijskogo universiteta družby narodov"*, Vol. "Ekologija i bezopasnost' zhiznedejatel'nosti", Moscow: RUDN, 2013, No. 4, pp. 60–67.
21. Korobova E.M., Kuvylin A.I., *Prirodnye biogeokhimicheskie provintsii s nizkim soderzhanijem joda kak raiony dopolnitel'nogo ekologicheskogo riska v zonakh vozdeistviya avarii na Chernobyl'skoi AES* (Natural biogeochemical provinces with low iodine content as areas of additional ecological risk in the impact zones of the Chernobyl accident), *Proc. 5nd All-Russia Conference "Biogeokhimicheskaya indikatsiya anomalii"*, Moscow: Nauka, 2004, pp. 156–167.
21. Nikitin B.A., *Utochnenie k metodike opredeleniya gumusa v pochve* (Refinement to the method for determining humus in the soil), *Agrokhimiya*, 1983, No. 8, pp. 18–26.
23. Parakhin N.V., *Otchet o nauchno-issledovatel'skoi rabote po teme: Razrabotka i prakticheskaya realizatsiya biologizirovannykh sistem zemledeliya, obespechivayushchikh sushchestvennoe snizhenie energo- i resursozatrata i ekologostabiliziruyushchii effekt v agroekosistemakh* (Report on research work on the topic: Development and practical implementation of biologized farming systems that provide a significant reduction in energy and resource costs and an environmentally stabilizing effect in agroecosystems), Orel: Orlovskii gosudarstvennyi agrarnyi universitet, 2013, 220 p.
24. Potatueva Yu.A., Prokof'eva R.I., Burak Yu.K., Alekseev E.D., *Nekotorye osobennosti postupleniya v rasteniya joda na torfyanykh pochvakh* (Some

features of iodine intake in plants on peat soils), *Agrokimiya*, 1976, No. 10, pp. 114–119.

25. Proskuryakova G.F., Nikitina O.N., Uskorenniy variant kineticheskogo rodanidno-nitritnogo metoda opredeleniya mikrolichestv ioda v biologicheskikh ob'ektakh (An accelerated version of the kinetic thiocyanate-nitrite method for determining trace amounts of iodine in biological objects), *Agrokimiya*, 1976, No. 7, pp. 140–143.

26. Tikhomirov F.A., *Radioekologiya ioda* (Radioecology of iodine), Moscow: Energoatomizdat, 1983, 88 p.

27. *Dannye po radioaktivnomu zagryazneniyu territorii naseleennykh punktov Rossiiskoi Federatsii tseziem-137, strontsiem-90 i plutoniem-239+240* (Data on radioactive contamination of the territory of settlements of the Russian Federation with cesium-137, strontium-90 and plutonium-239 + 240), Ed. Vakulovskiy S.M., Obninsk: FGBU NPO “Taifun”, 2020, 224 p.

28. Yakhyaev M.A., Salikhov Sh.K., Ataev M.G., Tagirova Z.G., Kurbanova Z.V., Endemicheskii zob – sledstvie defitsita ioda i selena v prirodnoi srede (Endemic goiter is a consequence of iodine and selenium deficiency in the natural environment), *Ekologicheskaya meditsina*, 2019, No. 1, pp. 66–71.

29. Balonov M.I., Radiological consequences of the Chernobyl NPP accident in comparison with those of the Kyshtym and Windscale radiation accidents, *Proc. Conf. “Comparative assessment of the environmental impact of radionuclides released during three major nuclear accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl”*, Luxembourg, 1990, No. 2, pp. 749–769.

30. Cardis E., Kesminiene A., Ivanov V., Malakhova I., Shibata Y., Khrouch V., Drozdovitch V., Maceika E., Zvonova I., Vlassov O., Bouville A., Goulko G., Hoshi M., Abrosimov A., Anoshko J., Astakhova L., Chekin S., Demidchik E., Galanti R., Ito M., Korobova E., Lushnikov E., Maksioutov M., Masyakin V., Nerovnia A., Parshin V., Parshkov E., Piliptsevich N., Pinchera A., Polyakov S., Shabeka N., Suonio E., Tenet V., Tsyb A., Yamashita S., Williams D., Risk of thyroid cancer after exposure to ¹³¹I in childhood, *Journal Nat. Cancer Inst.*, 2005, Vol. 97, No. 10, pp. 724–732, DOI: [10.1093/jnci/dji129](https://doi.org/10.1093/jnci/dji129).

31. Judprasong K., Jongjaithe N., Chavasit V., Comparison of methods for iodine analysis in foods, *Food Chem.*, 2016, Vol. 193, Vol. 12, No. 7, DOI: [10.1016/j.foodchem.2015.04.058](https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2015.04.058).

32. Korobova E.M., Romanov S.L., Silenok A.V., Kurnosova I.V., Chesalova E.I., Beriozkin V.Yu., Iodine deficiency in soils and evaluation of its impact on thyroid gland diseases in areas subjected to contamination after the Chernobyl accident, *Journal Geochem. Exploration*, 2014, No. 142, pp. 82–93.

33. Makhonko K.P., Kozlova E.G., Silantev A.N., Bochkov L.P., Shkuratova I.G., Valetova N.K., Volokitin A.A., Rabotnova F.A., Local contamination with ¹³¹I after the Chernobyl nuclear power plant accident and estimates of the dose burdens from its radiation, *Atomic Energy*, 1992, No. 4, pp. 339–344.
34. Shakhtarin, V.V., Tsyb A.F., Stepanenko V.F., Orlov M.Y., Kopecky K.J., Davis S., Iodine deficiency, radiation dose, and the risk of thyroid cancer among children and adolescents in the Bryansk region of Russia following the Chernobyl power station accident, *International Journal of Epidemiology*, 2003, Vol. 32, No. 4, pp. 584–591, DOI: [10.1093/ije/dyg205](https://doi.org/10.1093/ije/dyg205).

УДК 631.4:546.36

DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-123-138



Ссылки для цитирования:

Силаев А.Л., Смольский Е.В., Сквоикова Л.Д. Поведение ^{137}Cs в системе почва–растение в пойменных ландшафтах бассейна р. Сож // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2024. Вып. 119. С. 123-138.
DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-123-138

Cite this article as:

Silaev A.L., Smolsky E.V., Skovikova L.D., Behavior of ^{137}Cs in the soil–plant system in the floodplain landscapes of the Sozh River basin, Dokuchaev Soil Bulletin, 2024, V. 119, pp. 123-138, DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-123-138

Поведение ^{137}Cs в системе почва–растение в пойменных ландшафтах бассейна р. Сож

© 2024 г. А. Л. Силаев*, Е. В. Смольский**, Л. Д. Сквоикова

Брянский ГАУ, Россия,

243365, Брянская обл., Выгоничский р-н, с. Кокино, ул. Советская 2а,

**<https://orcid.org/0000-0001-7837-4254>, e-mail: kafeap@bgsha.com,*

***<https://orcid.org/0000-0002-7534-5893>, e-mail: sev_84@mail.ru.*

*Поступила в редакцию 05.04.2023, после доработки 16.01.2024,
принята к публикации 04.06.2024*

Резюме: Исследования проводили в наиболее пострадавшей от аварии на Чернобыльской АЭС части Брянской области в экосистеме пойм рек Ипуть, Беседь и Унеча, в разных по плотности загрязнения ^{137}Cs зонах. Цель работы – изучение особенности вертикального распределения ^{137}Cs в системе почва–растение пойменного ландшафта в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС. В результате исследований выявили, что вертикальное распределение ^{137}Cs , в слое 0–20 см, определяется положением в рельефе и генезисом почв пойменных подсистем, и может быть равномерным, убывающим с глубиной, или с концентрированием в отдельных слоях. В пойменной экосистеме концентрация ^{137}Cs в слое 0–20 см возрастает от прирусловой к притеррасной подсистеме. В настоящее время использование территории запада Брянской области с плотностью загрязнения ^{137}Cs выше 555 kBк/м^2 в кормопроизводстве ограничено. Коэффициент перехода

^{137}Cs из почвы в растения снижается от центральной к прирусловой и притеррасной части поймы.

Ключевые слова: аллювиальная почва; пойменная экосистема; удельная активность ^{137}Cs ; естественный травостой; запад Брянской области.

Behavior of ^{137}Cs in the soil–plant system in the floodplain landscapes of the Sozh River basin

© 2024 A. L. Silaev*, E. V. Smolsky**, L. D. Skovikova

*Bryansk State Agrarian University,
2a Sovetskaya Str., Kokino 243365, Vygonichsky district,
Bryansk region, Russian Federation,*

*<https://orcid.org/0000-0001-7837-4254>, e-mail: kafep@bgsha.com,

**<https://orcid.org/0000-0002-7534-5893>, e-mail: sev_84@mail.ru.

Received 05.04.2023, Revised 16.01.2024, Accepted 04.06.2024

Abstract: Studies were carried out in the most affected by the Chernobyl accident part of the Bryansk region, in the ecosystems of floodplains of the Iput, Besed and Unecha rivers, in zones with different ^{137}Cs pollution density. The purpose of the work is to study the peculiarities of the vertical distribution of ^{137}Cs in the soil–plant system of the floodplain landscape long after the Chernobyl accident. As a result of studies, it was revealed that the vertical distribution of ^{137}Cs , in the 0–20 cm layer, is determined by the position on the relief and the genesis of the soils of floodplain subsystems. The distribution character can be uniform, decreasing with depth, or with accumulation in certain layers. In the floodplain ecosystem, the concentration of ^{137}Cs in the 0–20 cm layer increases from the river channel to the terrace above floodplain subsystems. Currently, the use of the territory of the west of the Bryansk region with a ^{137}Cs pollution density above 555 kBq/m² in feed production is strictly limited. The coefficient of ^{137}Cs transition from soil to plants decreases from the central part to the near-channel one and to terrace above floodplain.

Keywords: alluvial soil; floodplain ecosystem; specific activity of ^{137}Cs ; natural herb; west of Bryansk region.

ВВЕДЕНИЕ

Обеспечение радиационной безопасности территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению, способствует экономическому развитию региона, возврату радиоактивно загрязненных естественных кормовых угодий в сельскохозяйственное производ-

ство. Эти факторы особенно важны в сложившихся условиях, когда в зонах радиоактивного загрязнения имеет место неблагоприятная демографическая ситуация (как в результате естественных причин, так и отрицательной миграции населения) и наличие негативных тенденций в экономике. В связи с этим проведение специальных защитных мероприятий остается крайне необходимой и эффективной мерой обеспечения населения нормативно чистыми продуктами питания (Сычев и др., 2016; Панов и др., 2019; Панов и др., 2021).

В результате аварии на Чернобыльской АЭС значительная часть территории юго-запада России оказалась загрязненной радионуклидами, в том числе 491.4 тыс. га естественных сенокосов и пастбищ (Харкевич и др., 2011).

Трудности получения чистой животноводческой продукции на естественных кормовых угодьях обусловлены рядом причин. На лугах и пастбищах, где не проведено коренное улучшение, основная часть ^{137}Cs по-прежнему находится в дернине – в верхнем горизонте почвенного профиля. Кроме того, в дернине сосредоточена основная корневая масса вегетирующих растений, что обуславливает повышенное поглощение радионуклидов травостоем (Алексахин, Лунев, 2011; Белоус и др., 2016).

Несмотря на существенное улучшение радиационной обстановки, до сих пор не удалось полностью решить проблему обеспечения безопасности населения, проживающего на загрязненных радиоактивными веществами территориях России. Наиболее критическими являются западные районы Брянской области (Белоус и др., 2011; Просянный и др., 2021).

В связи с этим выяснение особенностей поведения и концентрации радионуклидов в системе “почва–растение” является актуальным.

Цель исследования – изучить особенности вертикального распределения ^{137}Cs в системе почва–растение пойменного ландшафта в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводили в 2019–2022 гг. в целинных луговых сообществах пойменных ландшафтов рек Унеча, Ипуть и Бе-

сedy, расположенных в западных районах Брянской области, подвергшихся наибольшему радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС (рис. 1).

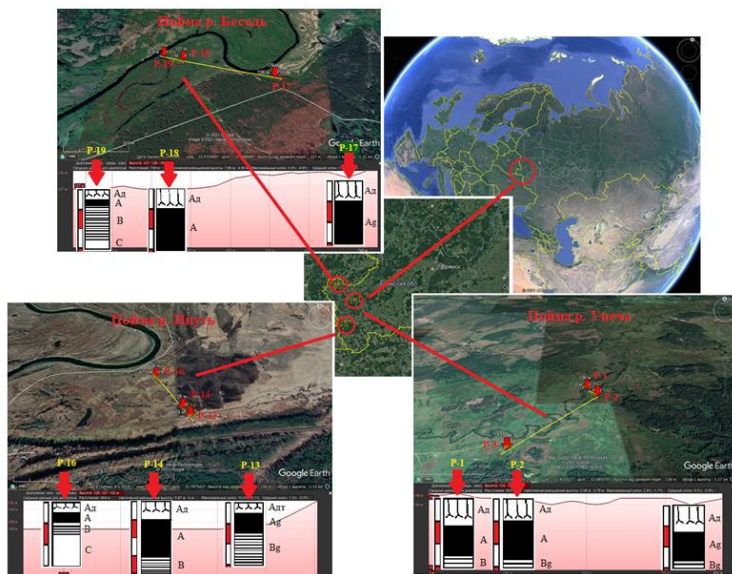


Рис. 1. Ключевые почвенные участки.
Fig. 1. Key soil areas.

Территории исследования находятся в разных зонах по плотности загрязнения ^{137}Cs (Атлас современных..., 2009):

- 185–555 кБк/ m^2 – Клинцовский район, с. Лопатни, р. Унеча;
- 555–1480 кБк/ m^2 – Новозыбковский район, с. Перевоз, р. Ипуть;
- более 1 480 кБк/ m^2 – Красногорский район, с. Батуровка, р. Беседь.

Территория пойменного ландшафта представляет собой естественные сообщества растений и определенный набор природных условий (почвенный покров, тип водного питания (ТВП),

геоморфология, литология участка и т. п.). Различные сочетания подсистем образуют систему конкретной поймы, обуславливающую индивидуальные закономерности поступления, накопления, перемещения и преобразования радионуклидов.

Почвы пойменного ландшафта: прирусловая подсистема – аллювиальная дерновая кислая слоистая примитивная укороченная; центральная подсистема – аллювиальная луговая кислая маломощная укороченная; притеррасная подсистема – аллювиальная лугово-болотная (Классификации и диагностика..., 1977), по Мировой базе почвенных ресурсов (WRB), им соответствуют Fluvisols (International soil..., 2014).

Отбор почвенных образцов для определения удельной активности ^{137}Cs проводили в разных подсистемах пойменного ландшафта методом почвенных ключей. Каждый ключевой почвенный участок представлял собой полнопрофильный разрез и четыре полуямы (рис. 1). Образцы отбирались со стенок разрезов через 5 см лопатой и почвенным ножом, перемешивались и усреднялись методом квартования. К анализам образцы подготавливали общепринятыми методами.

Плотность твердой фазы почвенных образцов по слоям в пределах почвенного профиля изменялась незначительно или средне, коэффициент вариации от 5.92 до 12.48% в зависимости от почвы.

Отбор растительных образцов (корни и надземная часть) естественного травостоя проводили сопряженно с отбором почвенных образцов с пяти учетных площадок. Рамку размером 0.25 м² накладывали на учетные площадки. Скошенную растительную массу с каждой учетной площадки немедленно взвешивали, брали средний результат. После соответствующей подготовки растительные образцы высушивали до воздушно-сухого состояния.

Видовой состав растительности по пойменным подсистемам был представлен соответственно хозяйственно ценными растениями и разнотравьем:

– прирусловая пойма: лисохвост луговой (*Alopecurus pratensis*), щучка дернистая (*Deschampsia caespitosa*), кострец безостый (*Bromopsis inermis*), мятлик болотный (*Poa palustris*) и ща-

вель пирамидальный (*Rumex thyrsoiflorus*), тысячелистник обыкновенный (*Achillea millefolium*), подорожник средний (*Plantago media*), лютик едкий (*Ranunculus acris*).

– центральная пойма: двукисточник тростниковидный (*Digraphis arundinacea*), манник водный (*Glyceria aquatica*) лисохвост луговой (*Alopecurus pratensis*) кострец безостый (*Bromopsis inermis*), осока лисья (*Carex vulpina*) и хвощ полевой (*Equisetum arvense*) и таволга вязолистная (*Filipendula ulmaria*).

– притеррасная пойма: осока лисья (*Carex vulpina*), осока пущыратая (*Carex vesicaria*), осока острая (*Carex acuta*) и хвощ полевой (*Equisetum arvense*) и дербенник иволистный (*Lythrum salicaria*).

Удельную активность ^{137}Cs в образцах определяли на УСК “Гамма Плюс” (Россия), ошибка измерений не превышала 10%, все измерения проводили в центре коллективного пользования научным оборудованием при ФГБОУ ВО Брянский ГАУ.

Коэффициент перехода ^{137}Cs рассчитывали как отношение удельной активности ^{137}Cs почвы к воздушно-сухой массе хозяйственно ценных растений (корни и надземная часть).

Коэффициент корневого барьера рассчитывали как отношение удельной активности ^{137}Cs в корнях к надземной части растения.

Допустимый уровень содержания ^{137}Cs в воздушно-сухой массе до 2017 г. регламентировали “Ветеринарные правила и нормы” ВП 13.5.13/09-00 (400 Бк/кг), а с 2017 г. – по Инструкции о радиологическом контроле качества кормов N13-7-2/216, допускается содержание ^{137}Cs в воздушно-сухой массе 600 Бк/кг.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Аллювиальные почвы по своим характеристикам и происхождению сильно различаются от почв водораздельных территорий, они занимают небольшие по площади территории, но в хозяйственной деятельности человека играют огромную роль (Балабко и др., 2016). В результате аварии на Чернобыльской АЭС и загрязнения территории запада Брянской области искусственными радионуклидами, часть пойменных лугов была исключена из кормопроизводства (Белоус, 2018).

Распределение и концентрация ^{137}Cs в почве подчиняются определенным тенденциям и закономерностям, которые определяются действием множества факторов, и проявляются в виде сложных и разнообразных биогеохимических процессов. Различия в водном режиме, растительности, рельефе, гранулометрическом и минералогическом составах и плодородии в подсистемах поймы обуславливают высокую вариабельность поведения ^{137}Cs в экосистеме (Пакшина и др., 2019).

Ландшафтно-гидрологические условия запада Брянской области по-разному действуют на распределение ^{137}Cs в профиле аллювиальных почв и удельную активность ^{137}Cs отдельных слоев почв. Максимальную удельную активность ^{137}Cs обнаружили в слое почвы 5–10 см (горизонт A_d) в притеррасной подсистеме поймы, в возрастающем по плотности загрязнения ^{137}Cs ряду пойм рек Унеча, Ипуть и Беседь она составила соответственно 3 953, 8 536 и 24 552 Бк/кг (табл. 1).

Это связано с расположением подсистемы в нижней точке рельефа по отношению к другим подсистемам и с высокой обводненностью данной территории. Далее с глубиной наблюдали снижение удельной активности ^{137}Cs слоев почв. В почве притеррасной подсистемы распределение имеет вид резко убывающей кривой, при этом часть радионуклида мигрировала в горизонт Вг.

Максимальная удельная активность ^{137}Cs в наиболее возвышенной на рельефе прирусловой подсистеме выявлена в пойме рек Унеча и Ипуть в слое 0–5 см (горизонт A_d) соответственно 1 147 и 3 704 Бк/кг, а в пойме реки Беседь в слое 5–10 см (горизонт A_d) – 4 605 Бк/кг. Наблюдали активную миграцию ^{137}Cs в горизонт В аллювиальных почв, и далее в горизонт С. По нашему мнению, легкий гранулометрический состав почв прирусловой подсистемы поймы и слаборазвитая корневая система естественного травостоя способствует данному явлению.

В наиболее ценной, с точки зрения кормопроизводства, центральной подсистеме максимальная удельная активность ^{137}Cs была в слое почвы 0–5 см (горизонт A_d) пойм рек Унеча и Беседь соответственно 2 626 и 10 980 Бк/кг, а в пойме реки Ипуть – в слое 5–10 см (горизонт A_d) – 2 712 Бк/кг.

Нами установлены сопоставимые максимумы удельной ак-

тивности ^{137}Cs в почвах центральной подсистемы пойм рек Унеча и Ипать при различной плотности загрязнения ^{137}Cs территории, что, по-видимому, связано с хозяйственным выносом радионуклида с продукцией кормопроизводства в условиях поймы реки Ипать.

Вертикальная миграция в почве центральной подсистемы поймы происходит медленнее, и говорить достоверно о наличии ^{137}Cs в горизонте Bg в настоящее время нельзя, учитывая незначительные значения удельной активности радионуклида (табл. 1).

Определили, что распределение ^{137}Cs в пойменном ландшафте имеет тренд к возрастанию концентрации радионуклида в слое 0–20 см от прирусловой к притеррасной подсистеме, исключение составила пойма р. Ипать, что связано с высокой вовлеченностью данной территории в кормопроизводство (табл. 1).

Наибольшей информативностью в пойменной экосистеме обладает корнеобитаемый слой почв, свойства которого являются чувствительным индикатором техногенного загрязнения и показателем продуктивности пойм и качества получаемого корма.

Изучение распределения ^{137}Cs в почве необходимо для прогнозирования вероятности получения кормов в лугопастбищном хозяйстве с допустимым содержанием ^{137}Cs в них и составления модели миграции радионуклида по трофической цепи (Brechingnac et al., 2017; Fesenko et al., 2018).

По прошествии 36 лет после выпадения искусственных радионуклидов в результате аварии на ЧАЭС в корнеобитаемом слое 0–20 см находится наибольшее количество радионуклида ^{137}Cs , в прирусловой подсистеме в зависимости поймы реки от 91.0 до 96.1%, в центральной подсистеме – от 95.2 до 98.5%, в притеррасной подсистеме – от 92.2 до 99.8%, в нижележащих слоях от 20 до 60 см находилось от 1.5 до 9.0% ^{137}Cs от общего количества (рис. 2).

Анализируя распределение ^{137}Cs по слоям почв поймы реки Унеча, обнаружили, что в центральной пойме более 50% ^{137}Cs находилось в слое 0–5 см, в то время как в прирусловой пойме – 29%, а в притеррасной только 8.8%. По нашему мнению, это связано с различием в генезисе соответствующих почв.

Таблица 1. Удельная активность ^{137}Cs почв по слоям, Бк/кг
Table 1. Specific activity of ^{137}Cs soils by layers, Bq/kg

Слой почвы, см	Прирусловая подсистема		Центральная подсистема		Притеррасная подсистема	
пойма р. Унеча						
0–5	А _л	1 147	А _л	2 626	А _л	577
5–10	А ₁	1 101	А ₁	1 701	А _л	3 953
10–15	В	864		388		А _{1g}
15–20		487		215	736	
20–25		200		84	148	
25–30	С	83		В _g	2	В _g
30–35		55	2		38	
35–40		13	1	С _g	12	
40–45		2	1		4	
45–50		3	2		4	
50–55		1	1		4	
55–60	1	2	1			
пойма р. Ипуть						
0–5	А _л	3 704	А _л	2 204	А _л	8 536
5–10	А ₁	3 282		2 712	А _{1g}	9 523
10–15	В	1 693	А ₁	667		В _g
15–20	С	350		285	4 560	
20–25		240		63	27	
25–30		71	19	6		
30–35		30	4	1		
35–40		4.3	1	2		
40–45		11	1	2		
45–50	3	1	С _g	12		
50–55	2	1		4		
55–60	3	1		3		
пойма р. Беседь						
0–5	А _л	3 003	А _л	10 980	А _л	9 126
5–10		4 605		6 525		24 552
10–15	А ₁	3 493	А ₁	1 241	А _{1g}	19 435
15–20		1 460		397		4 419
20–25		228		154		1 290
25–30	В	228	В _g	102	В _g	735
30–35		114		124		466
35–40		18		171		613
40–45		2		101		572
45–50	С	9	С _g	124	С _g	540
50–55		4		114		385
55–60		6		69		282

Высокая обводненность, легкий гранулометрический состав, слаборазвитая корневая система травостоя снижают закрепление радионуклида в верхнем слое почвы 0–5 см.

В распределении ^{137}Cs по слоям почв поймы рек Ипать и Беседь выявили аналогичные тенденции концентрации радионуклида, при этом нами установлено, что хозяйственная деятельность человека и состояние мелиорации конкретной поймы, являются действующими факторами в поведении ^{137}Cs экосистеме поймы (рис. 2).

Радиационная обстановка по истечению 36 лет после аварии на ЧАЭС стабилизировалась в результате проведения комплекса защитных мероприятий на территории выпадения чернобыльских осадков. При этом на территории запада Брянской области, где плотность загрязнения ^{137}Cs выше 555 kBк/м^2 , как показывают наши исследования, до сих пор остается риск получения кормов, не отвечающих допустимым уровням по содержанию ^{137}Cs в них.

Только в пойме реки Унеча (приустьевая и центральная подсистема) получены корма, соответствующие нормативу по допустимому содержанию ^{137}Cs в продукции кормопроизводства.

Переход ^{137}Cs из почвы в растения в пойменной экосистеме зависел от генезиса аллювиальной почвы, биологических особенностей растений естественного травостоя, а также от водного режима территории. Так наибольший (1.11–2.50) коэффициент перехода из почвы в корни растений был выявлен для условий центральной подсистемы пойм рек Унеча, Ипать и Беседь, а наименьший (0.11–0.63) – для притеррасной подсистемы (табл. 2).

Установили увеличение коэффициента перехода ^{137}Cs из почвы в растение от центральной к приустьевой и притеррасной подсистемам пойм рек Унеча и Ипать. Полученные корма в условиях притеррасной части поймы не соответствовали нормативу по допустимому содержанию ^{137}Cs даже спустя 36 лет после аварии на ЧАЭС. Использование приустьевой и центральной частей пойм в хозяйственной деятельности без применения защитных мероприятий возможно только в пойме реки Унеча.

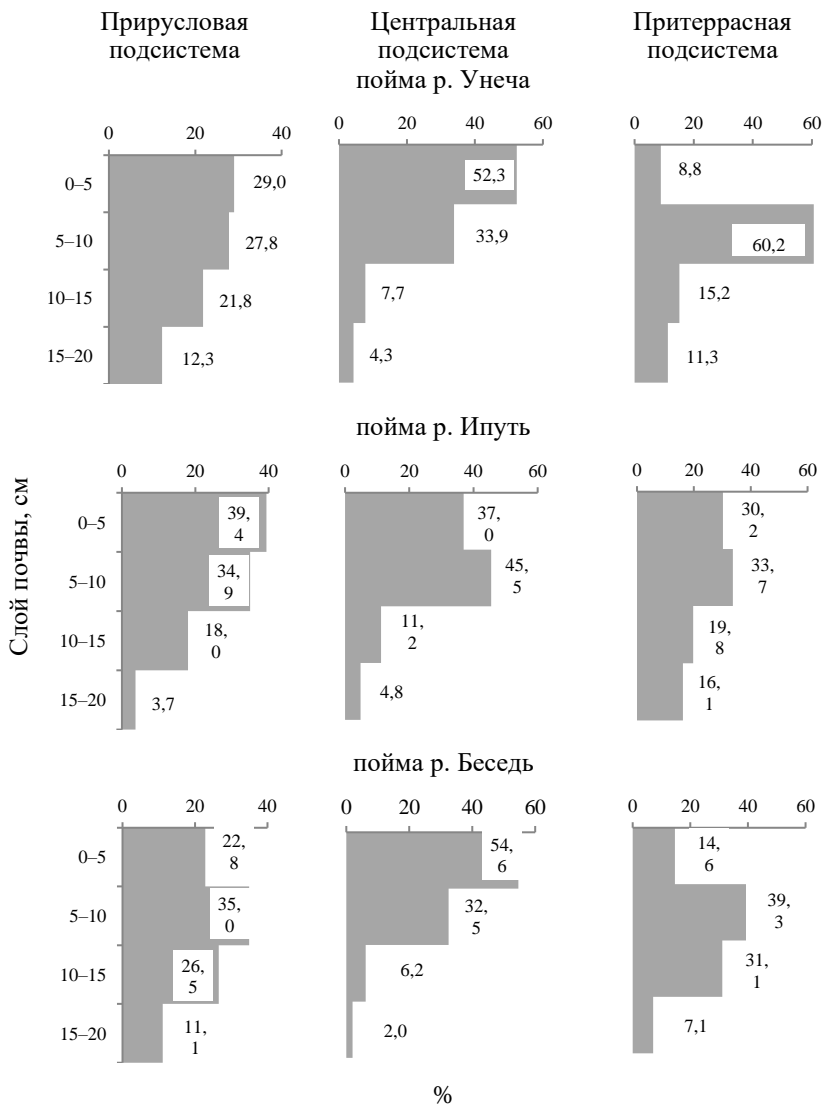


Рис. 2. Распределение ^{137}Cs по профилю аллювиальных почв, % от общего количества в слое 0–60 см.

Fig. 2. Distribution of ^{137}Cs along the alluvial soil profile, % of total quantity in 0–60 cm layer.

Таблица 2. Поведение ^{137}Cs в системе “почва–растение”

Table 2. ^{137}Cs behavior in the soil-plant system

Показатель		Приустьевая подсистема	Центральная подсистема	Притеррасная подсистема
пойма р. Унеча				
Удельная активность ^{137}Cs , Бк/кг	почва (корнеобитаемый слой)	900	1 233	1 565
	корни растений	560	1 705	981
	надземная масса растений	501	580	968
Коэффициент перехода ^{137}Cs	почва → корни	0.62	1.38	0.63
	почва → корм	0.56	0.47	0.62
Коэффициент корневого барьера		1.12	2.94	1.01
пойма р. Ипуть				
Удельная активность ^{137}Cs , Бк/кг	почва (корнеобитаемый слой)	2 257	1 467	7 053
	корни растений	2 594	3 664	2 448
	надземная масса растений	2 233	2 610	1 571
Коэффициент перехода ^{137}Cs	почва → корни	1.15	2.50	0.35
	почва → корм	0.99	1.78	0.22
Коэффициент корневого барьера		1.16	1.40	1.56
пойма р. Беседь				
Удельная активность ^{137}Cs , Бк/кг	почва (корнеобитаемый слой)	3 140	4 785	14 383
	корни растений	2 448	5 315	1 511
	надземная масса растений	754	2 746	1 173
Коэффициент перехода ^{137}Cs	почва → корни	0.78	1.11	0.11
	почва → корм	0.24	0.57	0.08
Коэффициент корневого барьера		3.64	1.94	1.29

Анализ коэффициента корневого барьера (отношения удельной активности ^{137}Cs в корне к надземным органам) выявил барьерный тип накопления ^{137}Cs естественным травостоем ($\text{Ккб} > 1$).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Вертикальное распределение ^{137}Cs может быть равномерно убывающим или с концентрированием в отдельных слоях на биогеохимических барьерах. В пойменной экосистеме концентрация ^{137}Cs в слое 0–20 см возрастает от приусловой подсистемы к притеррасной. В настоящее время использование территории запада Брянской области с плотностью загрязнения ^{137}Cs выше 555 кБк/м² в кормопроизводстве недопустимо, корма получаемые не соответствуют нормативам по допустимому содержанию ^{137}Cs . Коэффициент перехода ^{137}Cs из почвы в растения снижается от центральной части к приусловой и притеррасной частям поймы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алексахин Р.М., Лунев М.И.* Техногенное загрязнение сельскохозяйственных угодий (исследования, контроль и реабилитация территорий) // Плодородие. 2011. № 3. С. 32–35.
2. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси (АСПА Россия – Беларусь) / Под ред. Ю.А. Израэля и И.М. Богдевича. Москва – Минск: Фонд “Инфосфера”, НИИ-Природа, 2009, 140 с.
3. *Балабко П.Н., Снег А.А., Локалина Т.В., Щедрин В.Н.* Почвы мелиорированной поймы верхнего течения реки Оки, используемые в интенсивном земледелии // Научный журнал Российского НИИ проблем мелиорации. 2016. № 3. С. 116–137
4. *Белоус И.Н., Анишина Ю.А., Прищеп Д.Н., Смольский Е.В.* Эколого-экономическая эффективность применения минеральных удобрений на радиационно-загрязненных естественных лугах Брянской области // Достижения науки и техники АПК. 2011. № 12. С. 43–46.
5. *Белоус Н.М.* Развитие радиоактивно загрязненных территорий Брянской области в отдельный период после аварии на Чернобыльской АЭС // Вестник Брянской ГСХА. 2018. № 1. С. 3–11.
6. *Белоус Н.М., Подоляк А.Г., Карпенко А.Ф., Смольский Е.В.* Эффективность защитных мероприятий при реабилитации кормовых угодий России и Беларуси, загрязненных после катастрофы на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 2016. Т. 56. № 4. С. 405–413.
7. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 223 с.

8. *Пакишина С.М., Харкевич Л.П., Белоус Н.М., Смольский Е.В.* Закономерности миграции ^{137}Cs в аллювиальной почве // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2019. Вып. 97. С. 165–180. DOI: [10.19047/0136-1694-2019-97-165-180](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2019-97-165-180).
9. *Панов А.В., Исамов Н.Н., Губарева О.С., Цыгвинцев П.Н., Ратников А.Н., Алешикина Е.Н.* Технологии ведения животноводства при масштабном радиоактивном загрязнении (к 35-летию аварии на Чернобыльской АЭС) // Вестник российской сельскохозяйственной науки. 2021. № 4. С. 58–63.
10. *Панов А.В., Прудников П.В., Титов И.Е., Кречетников В.В., Ратников А.Н., Шубина О.А.* Радиоэкологическая оценка сельскохозяйственных земель и продукции юго-западных районов Брянской области, загрязненных радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная гигиена. 2019. Т. 12. № 1. С. 25–35.
11. *Просьянников Е.В., Зверева Л.А., Силаев А.Л.* 35 лет после аварии на Чернобыльской АЭС – нужны ли реабилитационные мероприятия на сельскохозяйственных угодьях? // Радиация и риск. 2021. Т. 30. № 4. С. 131–142.
12. *Сычев В.Г., Лунев В.И., Орлов П.М., Белоус Н.М.* Чернобыль: радиационный мониторинг сельскохозяйственных угодий и агрохимические аспекты снижения последствий радиоактивного загрязнения почв (к 30-летию техногенной аварии на Чернобыльской АЭС). М.: ВНИИА, 2016. 184 с.
13. *Харкевич Л.П., Белоус И.Н., Анишина Ю.А.* Реабилитации радиоактивно загрязненных сенокосов и пастбищ. Брянск, 2011. 211 с.
14. *Brechignac F., Alexakhin R., Bollhöfer A., Frogg K.E., Hardeman F., Higley K., Hinton T.G., Kapustka L.A., Kuhne W., Leonard K., Masson O., Nanba K., Smith G., Smith K., Strand P., Vandenhove H., Yankovich T., Yoshida S.* The iur forum: worldwide harmonisation of networks to support integration of scientific knowledge and consensus development in radioecology // Radiation Protection Dosimetry. 2017. Vol. 173. No. 1–3. P. 36–42.
15. *Fesenko S., Isamov N., Howard B. J., Sanzharova N., Wells C.* Review of Russian language studies on radionuclide behaviour in agricultural animals: Transfer to animal tissues // Journal of Environmental Radioactivity. 2018. Vol. 192. P. 233–249.
16. *IUSS Working Group WRB.* 2014. 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.

REFERENCES

1. Aleksakhin R.M., Lunev M.I., Tehnogennoe zagtrjaznenie sel'skohozjajstvennyh ugodij (issledovanija, kontrol' i reabilitacija territorij) (Technogenic pollution of agricultural land (research, control and rehabilitation of territories)), *Plodorodie*, 2011, No. 3, pp. 32–35.
2. *Atlas sovremennyh i prognoznyh aspektov posledstvij avarii na CHernobyl'skoj AES na postradavshih territoriyah Rossii i Belarusi* (Atlas of modern and expected aspects of consequences of the Chernobyl accident in affected territories of Russia and Belarus), Moscow – Minsk, 2009, 140 p.
3. Balabko P.N., Sneg A.A., Lokalina T.V., Shchedrin V.N., Pochvy meliorirovannoj pojmy verhnego techeniya reki Oki, ispol'zuemye v intensivnom zemledelii (Soils of the melirated floodplain of the upper reaches of the Oka River, used in intensive agriculture), *Scientific journal of Russian Scientific Research Institute of land improvement problems*, 2016, No. 3, pp. 116–137.
4. Belous I.N., Anishina Yu.A., Prishchep D.N., Smolsky E.V., Ekologo-jekonomicheskaja jeffektivnost' primeneniya mineral'nyh udobrenij na radiacionno-zagtrjaznennyh estestvennyh lugah Brjanskoj oblasti (Ecological and economic efficiency of using mineral fertilizers in radiation-contaminated natural meadows of the Bryansk region), *Achievements in science and technology of the agro-industrial complex*, 2011, No. 12, pp. 43–46.
5. Belous N.M., Razvitie radioaktivno zagryznennyh territorij Bryanskoj oblasti v otdalennyj period posle avarii na CHernobyl'skoj AES (Development of radioactively contaminated territories of the Bryansk region in a distant period after the Chernobyl accident), *Bulletin of the Bryansk State Agricultural Academy*, 2018, No. 1, pp. 3–11.
6. Belous N.M., Podolyak A.G., Karpenko A.F., Smolsky E.V., Effektivnost' zashchitnyh meropriyatij pri reabilitacii kormovyh ugodij Rossii i Belarusi, zagryznennyh posle katastrofy na CHernobyl'skoj AES (Effectiveness of protective measures in the rehabilitation of the feed lands of Russia and Belarus contaminated after the Chernobyl disaster), *Radiation biology. Radioecology*, Vol. 56, No. 4, pp. 405–413.
7. *Klassifikaciya i diagnostika pochv SSSR* (Classification and diagnostics of soils of the USSR), Moscow: Kolos, 1977, 223 p.
8. Pakshina S.M., Harkevich L.P., Belous N.M., Smolsky E.V., Zakonomernosti migracii ^{137}Cs v alljuvial'noj pochve (Regularities of migration ^{137}Cs in the alluvial soil), *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2019, Vol. 97, pp. 165–180, DOI: [10.19047/0136-1694-2019-97-165-180](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2019-97-165-180).
9. Panov A.V., Isamov N.N., Gubareva O.S., Tsygvintsev P.N., Ratnikov A.N., Aleshkina E.N., Tehnologii vedenija zhivotnovodstva pri

masshtabnom radioaktivnom zagrjaznenii (k 35-letiju avarii na Chernobyl'skoj AJeS) (Technologies for animal husbandry in case of large-scale radioactive pollution (to the 35th anniversary of the Chernobyl accident), *Bulletin of Russian Agricultural Science*, 2021, No. 4. pp. 58–63.

10. Panov A.V., Prudnikov P.V., Titov IE, Krechetnikov V.V., Ratnikov A.N., Shubina O.A., Radiojelogicheseskaja ocenka sel'skohozjajstvennyh zemel' i produkcii jugo-zapadnyh rajonov Brjanskoj oblasti, zagrjaznennyh radionuklidami v rezul'tate avarii na Chernobyl'skoj AJeS (Radioecological assessment of agricultural land and products of the southwestern regions of the Bryansk region contaminated with radionuclides as a result of the Chernobyl accident), *Radiation hygiene*, 2019, Vol. 12, No. 1. pp. 25–35.

11. Prosyannikov E.V., Zvereva L.A., Silaev A.L., 35 let posle avarii na Chernobyl'skoj AJeS – nuzhny li reabilitacionnye meroprijatija na sel'skohozjajstvennyh ugod'jah? (35 years after the Chernobyl accident - are rehabilitation measures needed on agricultural land?), *Radiation and risk*, 2021, Vol. 30, No. 4, pp. 131–142.

12. Sychev V.G., Lunev V.I., Orlov PM, Belous N.M., *Chernobyl': radiacionnyj monitoring sel'skohozjajstvennyh ugodij i agrohimicheskie aspekty snizhenija posledstvij radioaktivnogo zagrjaznenija pochv (k 30-letiju tehnogennoj avarii na Chernobyl'skoj AJeS)* (Chernobyl: radiation monitoring of agricultural land and agrochemical aspects of reducing the consequences of radioactive soil pollution (to the 30th anniversary of the man-made accident at the Chernobyl nuclear power plant)), Moscow: VNIIA, 2016, 184 p.

13. Kharkevich L.P., Belous I.N., Anishina Yu.A., *Reabilitacii radioaktivno zagrjaznjonnyh senokosov i pastbishh* (Rehabilitation of radioactively contaminated hayfields and pastures: monograph), Bryansk, 2011, 211 p.

14. Brechignac F., Alexakhin R., Bollhöfer A., Frogg K.E., Hardeman F., Higley K., Hinton T.G., Kapustka L.A., Kuhne W., Leonard K., Masson O., Nanba K., Smith G., Smith K., Strand P., Vandenhove H., Yankovich T., Yoshida S., The iur forum: worldwide harmonisation of networks to support integration of scientific knowledge and consensus development in radioecology, *Radiation Protection Dosimetry*, 2017, Vol. 173, No. 1–3, pp. 36–42.

15. Fesenko S., Isamov N., Howard B. J., Sanzharova N., Wells C., Review of Russian language studies on radionuclide behaviour in agricultural animals: Transfer to animal tissues, *Journal of Environmental Radioactivity*, 2018, Vol. 192, pp. 233–249.

16. IUSS Working Group WRB. 2014. *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.

УДК 633.11:631.8

DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-139-171



Ссылки для цитирования:

Волкова Е.С., Шайкова Т.В., Дятлова М.В. Эффективность азотных удобрений и биопрепаратов под озимую рожь на дерново-подзолистой почве разной степени окультуренности // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2024. Вып. 119. С. 139-171. DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-139-171

Cite this article as:

Volkova E.S., Shaykova T.V., Dyatlova M.V., Efficiency of nitrogen fertilizers and biological preparations for winter rye on soddy-podzolic soil of different cultivation status, Dokuchaev Soil Bulletin, 2024, V. 119, pp. 139-171, DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-139-171

Благодарность:

Работа выполнена при поддержке Минобрнауки РФ в рамках Государственного задания ФНБНУ “Федеральный научный центр лубяных культур” (тема № FGSS-2019-0010).

Acknowledgments:

The studies were carried out with the financial support of the Ministry of Education and Science of the Russian Federation within the framework of the State Assignment of FNBNU “Federal Scientific Centre of Bast Fiber Crops” (theme No. FGSS-2019-0010).

Эффективность азотных удобрений и биопрепаратов под озимую рожь на дерново-подзолистой почве разной степени окультуренности

© 2024 г. Е. С. Волкова*, Т. В. Шайкова**, М. В. Дятлова***

*ФГБНУ “Федеральный научный центр лубяных культур”, Россия,
170041, г. Тверь, Комсомольский пр-т, д. 17/56,*

*<https://orcid.org/0000-0002-1762-0957>, e-mail: e.volkova.psk@fncl.ru,

**<https://orcid.org/0000-0001-7309-5328>, e-mail: t.shaykova.psk@fncl.ru,

***<https://orcid.org/0000-0003-4651-1263>, e-mail: m.dyatlova.psk@fncl.ru.

*Поступила в редакцию 23.06.2023, после доработки 05.12.2023,
принята к публикации 04.06.2024*

Резюме: Изучали влияние окультуренности дерново-подзолистой легкосуглинистой почвы на агрономическую эффективность минеральных удобрений с различными дозами азота, а также биопрепаратов, применяемых на минеральном фоне, в Псковской области. На освоенной почве и почве средней окультуренности установлена прямолинейная зависимость урожайности зерна от доз азота. Повышение доз азота с 20 до 80 кг д. в./га сопровождалось получением дополнительного урожая различной величины относительно контрольного варианта в зависимости от рН почвы: с 6% до 42% – на почве с рН 5.6; с 8% до 73% – на почве с рН 5.3; с 32% до 69% – на почве с рН 5.2; с 66% до 175% – на почве с рН 4.8. Окупаемость удобрений возрастала с повышением дозы азота. Свойства почвы также оказывали на нее влияние. Максимальная окупаемость (12 кг зерна за 1 кг NPK) установлена при внесении $N_{80}P_{40}K_{70}$ с дробным внесением азота в почву при рН 4.8. Применение биопрепаратов способствовало получению прибавок зерна дополнительно к минеральному фону ($N_{20}P_{40}K_{70} + N_{20}$): при внесении микробиологического препарата Бисолбифит – 8%; при проведении листовых подкормок биопрепаратами – 4–9%. На высокоокультуренной почве зависимость урожайности от доз внесенного азота в диапазоне от 20 до 80 кг д. в./га имела вид полинома с максимумом урожайности в разные годы при внесении 40 и 60 кг д.в./га. Увеличение доз азота с 20 до 40 кг действующего вещества (д. в./га) сопровождалось в 2019 г. повышением урожая зерна с 11 до 23%. Повышение доз азота с 20 до 60 кг в последующие два года увеличивало урожай зерна с 20% до 65% соответственно. Окупаемость удобрений при внесении максимально эффективных доз азота составляла в 2019 г. – 5 кг, в 2020 г. – 7 кг и в 2021 г. – 10 кг зерна на 1 кг NPK. На высокоокультуренной почве под действием листовых подкормок биопрепаратами Кодамин В-Мо и К-Гумат-На дополнительно к минеральному фону не было отмечено значительного увеличения урожайности (3–3.5%).

Ключевые слова: урожайность; удобрения; эффективность; окупаемость; Бисолбифит; листовые подкормки; степень окультуренности почвы.

Efficiency of nitrogen fertilizers and biological preparations for winter rye on soddy-podzolic soil of different cultivation status

© 2024 E. S. Volkova*, T. V. Shaykova**, M. V. Dyatlova***

*Federal Research Center for Bast Fiber Crops,
17/56 Komsomolsky Ave., Tver 170041, Russian Federation,*

*<https://orcid.org/0000-0002-1762-0957>, e-mail: e.volkova.psk@fncl.k.ru,

**<https://orcid.org/0000-0001-7309-5328>, e-mail: t.shaykova.psk@fncl.k.ru,

***<https://orcid.org/0000-0003-4651-1263>, e-mail: m.dyatlova.psk@fncl.k.ru.

Received 23.06.2023, Revised 05.12.2023, Accepted 04.06.2024

Abstract: There was studied the influence of soddy-podzolic light loamy soil of different cultivation status on the agronomic efficiency of mineral fertilizers application with varying doses of nitrogen and biological preparations applied against the mineral background, in Pskov region. On moderately cultivated soil the linear dependence of grain yield on nitrogen rates was established. An increase in nitrogen doses from 20 to 80 kg a. i./ha resulted in obtaining an additional yield compared to the control variant, which is dependent on soil pH: yield growth by 6% to 42% was recorded on soil with pH of 5.6; from 8% to 73% – on soil with pH of 5.3; from 32% to 69% – on soil with pH of 5.2; from 66% to 175% – on soil with pH of 4.8. Payback from applied fertilizers rose with increasing doses of nitrogen. Soil properties also influenced the payback value. The maximum payback, 12 kg of grain per 1 kg of NPK, was recorded when $N_{80}P_{40}K_{70}$ with split nitrogen fertilizing was applied to the soil with pH = 4.8. The introduction of biological products to the variant with mineral fertilizers ($N_{20}P_{40}K_{70} + N_{20}$) contributed to an increase in grain yield : the introduction of microbiological preparation Bisolbifitis provided additional 7.6%; spraying of foliar fertilizers – 3.7%–8.8%. On the soil with long-term cultivation status the dependence of yield on the doses of applied nitrogen in the range from 20 to 80 kg a. i./ha looked like a polynomial. Maximum yield was obtained in different years when nitrogen was applied at rates from 40 and 60 kg a. i./ha. An increase in the dose of nitrogen from 20 to 40 kg was accompanied in 2019 by an increase in the yield of grain from 11.2% to 22.6%. An increase in nitrogen rates from 20 to 60 kg in 2020 and 2021 resulted in the growth of grain yield from 20% to 65%. Respectively. When the most effective doses of nitrogen were applied the payback from fertilizers was 5 kg of grain per 1 kg of NPK in 2019; 7 kg of grain per 1 kg of NPK in 2020; and 10 kg of grain per 1 kg of NPK in 2021. On the soil cultivated and improved for a long-term the effect of foliar fertilizers with biological preparations Kodamine B-Mo and K-Humate-Na was less significant (3–3.5%).

Keywords: crop capacity; fertilizers; efficiency; payback; Bisolbifit; foliar fertilizers; degree of soil cultivation.

ВВЕДЕНИЕ

Почва обладает существенным качественным свойством – плодородием и вследствие этого является в сельском хозяйстве основным средством производства. Плодородие – способность почвы обеспечивать растения элементами питания, водой, благоприятной физико-химической средой для нормального роста и развития – возникло в результате природных почвообразовательных процессов как совокупность биосферных функций (Кирюшин, 2021). В ходе сельскохозяйственного использования, под направленным воздействием антропогенных факторов, таких как обработка почвы, применение средств химизации, севооборот, развивается культурный почвообразовательный процесс. Культурное почвообразование в свою очередь обеспечивает свойства и режимы, обуславливающие определенные уровни плодородия почвы и продуктивности растений. По степени развития культурного почвообразовательного процесса дерново-подзолистые почвы на суглинистых и глинистых почвообразующих породах подразделяют на освоенные (слабоокультуренные), окультуренные (среднеокультуренные) и культурные (высокоокультуренные); дерново-подзолистые почвы на песках и супесях – на освоенные и окультуренные. К числу показателей для оценки степени окультуренности почвы относят: мощность пахотного горизонта, содержание гумуса, показатели питательного и кислотнo-щелочного режимов, насыщенности основаниями, нитратообразующей способности (Кирюшин, Кирюшин, 2015).

В Нечерноземной зоне одним из основных факторов, оказывающих влияние на окультуренность и продуктивность сельскохозяйственных земель, является применение удобрений. Систематическое внесение средств химизации в годы интенсивного развития сельского хозяйства способствовало значительному повышению плодородия: снизилась доля кислых почв, увеличилось содержание подвижных соединений фосфора и калия. Благодаря достигнутым показателям, нормативная урожайность зерновых без внесения удобрений в 1996 г. составляла 22.7 ц/га (Сычев, Шафран, 2019). Как показали дальнейшие исследования, продуктивность хорошо окультуренных почв оставалась на высоком уровне дли-

тельное время и при систематическом применении удобрений сохранялась (Мерзлая, Афанасьев, 2019). Комплексное агрохимическое окультуривание полей, проводимое в Псковской области, способствовало увеличению сельскохозяйственных земель с хорошими показателями плодородия почвы: из 300 тыс. га обследуемой площади в настоящее время 40% занимают земли с высоким содержанием подвижного фосфора (более 150 мг/кг); среднее содержание имеют 26%; выше среднего – 17% сельскохозяйственных угодий. Повышенное и высокое содержание подвижного калия установлено на 15 и 12% обследованных земель соответственно. Средневзвешенный показатель содержания гумуса составляет 2.3%. В регионе преобладают слабо- и среднеокультуренные почвы, но имеются и угодья с высокой степенью окультуренности, использовавшиеся ранее под кормовые и овощные севообороты (Шайкова и др., 2019). Имеются данные о влиянии степени окультуренности на азотный режим почвы (Никитишен, 2008). Слабоокультуренные почвы обладают меньшими запасами общего азота и низкой нитратообразующей способностью. На окультуренных почвах, с реакцией среды близкой к нейтральной, нитратообразующая способность существенно возрастает (Волкова, 2019).

Северо-Западный регион характеризуется умеренно холодным климатом с избыточным количеством осадков. Территория относится к так называемой “зоне рискованного земледелия”, для которой характерны резкие и частые изменения климатических условий, приводящие к значительным колебаниям урожайности и валовых сборов зерновых культур. Поэтому озимая рожь занимает в зерновом хозяйстве Северо-Запада особое место. Данная культура отличается повышенной засухо- и зимостойкостью, устойчивостью к кислотности почвы, способностью формировать стабильный урожай в неблагоприятные по метеоусловиям годы, что длительное время обеспечивало успешное ее выращивание (Сысуев и др., 2015). Зерно озимой ржи используется для пищевых, кормовых и технических целей. Причиной, ограничивающей его использование на кормовые цели, было повышенное содержание высокомолекулярных водорастворимых арабиноксиланов (ВАК), снижающих питательные свойства корма. В настоящее время выведены новые сорта озимой ржи универсального использования с по-

ниженным содержанием ВАК (Кобьялянский, 2014). С одним из таких инновационных сортов – “Новая Эра” – на дерново-подзолистой легкосуглинистой почве различной степени окультуренности проводятся исследования по изучению эффективности азотных удобрений и биопрепаратов.

Вследствие гидротермических условий и слабо-, и хорошо-окультуренные дерново-подзолистые почвы в начале весенней вегетации озимых имеют очень низкое содержание нитратного азота, о чем свидетельствуют результаты ранневесенней диагностики азотного питания. Низкое содержание нитратного азота в почве можно объяснить слабой биологической активностью почвы. В литературе имеются данные о тесной зависимости между биологической активностью почвы и содержанием нитратов в ней на протяжении вегетационного периода (Новиков, 2020).

Традиционная система удобрений под озимую рожь предусматривает дробное внесение азотных удобрений на фоне основного фосфорно-калийного с обязательной ранневесенней подкормкой азотом. Однако избыточное питание азотом приводит к полеганию растений. В поисках решения этой проблемы проводятся исследования влияния комплексных биопрепаратов, которые содержат корректирующие дозы макро и микроэлементов, на урожайность и качество сельскохозяйственных культур. Наиболее распространенным способом применения является внесение их в виде листовых подкормок (Fernandez et al., 2013), (Осипов, Шкрабак, 2019). Одним из способов применения микробиологических препаратов (МБП) является их внесение в качестве модификаторов минеральных удобрений. Биопрепараты способствуют увеличению урожайности сельскохозяйственных культур, повышают эффективность удобрений, снижают потери питательных веществ (Суров, 2017; Чеботарь, 2014; Marenychatal., 2019). В настоящей работе изучено влияние полного минерального удобрения с разными дозами азота, а также биопрепаратов, вносимых на фоне пониженных доз азотных удобрений на урожайность зерна озимой ржи и на окупаемость действующего вещества удобрений в зависимости от окультуренности почвы.

Исследуемые биопрепараты: Гумат калия-натрия, Кодамин В-Мо, Агрофлорин и Ауксинолен, Бисолбифит.

Гумат калия-натрия произведен на основе гуминовых кислот. Содержание азота – 3.5%, фосфора и калия в органической форме – 0.5% и 2.5%. Удобрение содержит микроэлементы Mg (0.1%), B (0.1%), Co (0.01%), Cu (0.05%), Fe (0.12%), Mn (0.1%), Mo (0.025%), Zn (0.12%) в форме комплексных органо-минеральных соединений, гуминовые (7%) и карбоновые (глюконовую, лимонную, янтарную, молочную – в сумме 0.6%) кислоты, которые являются хелатирующими агентами, аминокислоты (2.4%) (<http://www.silazhizni.ru/>).

Кодамин В-Мо – комплексное удобрение, содержит 6.4% азота, 6.5% бора, 0.22% молибдена и 12.48% свободных аминокислот (<https://sevzapagro.ru/>).

Агрофлорин содержит ферменты, аминокислоты, 10.9 г/л органических кислот (фумаровую, янтарную, щавелево-уксусную, уксусную), витамины группы В, фолиевую и никотиновую кислоты, 26 макро- и микроэлементов (<http://агрофлорин.рф/>). В состав Ауксинолена входят фитогормоны (ауксины, глифосин, гибберелловая кислота, цитокинины), ферменты, аминокислоты, а также макро и микроэлементы, витамины группы В, фолиевая и никотиновая кислоты (<http://vsevsnab.ru/>).

Некорневые подкормки жидкими комплексными удобрениями, исследованиям эффективности которых в настоящее время уделяется большое внимание, обеспечивают непосредственно органы и ткани растений необходимыми элементами питания. Это обстоятельство дает возможность избежать потерь питательных веществ в результате отрицательного влияния почвенных факторов, таких как выщелачивание, прочное закрепление в почвенном поглощающем комплексе и перевод в труднодоступные для питания растений соединения (Битюцкий, 2011).

Бисолбифит – микробный препарат, созданный во ВНИИ сельскохозяйственной микробиологии, активным биоагентом которого является штамм бактерий *Bacillus subtilis* Ч-13 и его метаболиты, с титром живых клеток не менее 100 млн КОЕ/г препарата. Препарат обладает хорошей сыпучестью и адгезией и предназначен для биологической модификации минеральных удобрений. Норма расхода модификатора составляет 4–5 кг/т минеральных удобрений. В результате нанесения бактерий на поверхность гра-

нул удобрений образуется “биокапсула”, которая одновременно может выполнять сразу несколько функций: удобрительную, защитную и стимулирующую (<http://bisolbiplus.ru>; Завалин и др., 2015). Бактерии за счет колонизации корней и продуцирования фитогормонов улучшают развитие корневых волосков и их поглонительную способность, в результате чего повышается эффективность минерального питания растений.

Изучение эффективности азотных удобрений и биопрепаратов под озимую рожь, в зависимости от степени окультуренности почвы, позволит при планировании урожайности не только восполнять вынос азота, фосфора и калия из почвы, но и экономить материальные ресурсы для получения максимального экономического эффекта от внесенных удобрений (Кирюшин, Кирюшин, 2015; Чухина и др., 2019). Для оценки эффективности принято рассчитывать окупаемость действующего вещества вносимых удобрений единицей сельскохозяйственной продукции. В ходе проведения Географической сети опытов с удобрениями установлено, что в условиях Нечерноземной зоны окупаемость минеральных удобрений на посевах зерновых изменялась от 5.6 кг зерна на 1 кг NPK при недостаточном увлажнении и избытке тепла до 10.4 кг зерна на 1 кг NPK при оптимальном уровне климатических факторов (Сычев, Ефремов, 2018; Сычев и др., 2018). Соблюдение доз, сроков, способов внесения агрохимикатов, сбалансированное питание макро- и микроэлементами, соблюдение агротехнических требований, позволяет повысить окупаемость NPK прибавкой урожая, преодолевая предел рентабельности в 2–3 раза (Методическое руководство по проектированию..., 2008).

Цель проведенных исследований – на основании полученных данных установить эффективность азотных удобрений и биопрепаратов в зависимости от окультуренности дерново-подзолистой легкосуглинистой почвы для разработки ресурсосберегающей технологии возделывания инновационной озимой ржи универсального назначения с низким содержанием водорастворимых арабиноксиланов (ВАК).

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Научно-исследовательская работа проводилась в 2019–2022

гг. на полях лаборатории агротехнологий ФГБНУ “Федеральный центр лубяных культур” обособленного подразделения Псковский НИИСХ в соответствии с методическими указаниями “Методика полевого опыта”, с использованием современных методов исследований почв и растений (Доспехов, 1985).

Почва опытных участков – дерново-подзолистая легкосуглинистая. Исходная агрохимическая характеристика почвы приведена в таблице 1.

Агрохимическое обследование почвы опытных участков показало, что в пределах территории опытного поля обособленного подразделения Псковского НИИСХ имеются участки, различающиеся по степени кислотности, составу почвенного поглощающего комплекса, содержанию гумуса, нитратообразующей способности. Группировку почвенных участков по степени окультуренности провели согласно классификации дерново-подзолистых почв, развитых на глинистых и суглинистых почвообразующих породах.

Схема опыта включала следующие варианты: 0 – контроль без удобрений; $N_{20}P_{40}K_{70}$; $N_{40}P_{40}K_{70}$; $N_{20}P_{40}K_{70} + N_{20}$ (весной в фазу кущения); $N_{20}P_{40}K_{70} + N_{40}$ (весной в фазу кущения) – фон для биопрепаратов; $N_{20}P_{40}K_{70} + N_{40}$ (весной в фазу кущения) + N_{20} (в фазу выхода в трубку); фон + Агрофлорин и Ауксинолен (дважды: в фазы кущения и выхода в трубку); фон + Кодамин В-Мо (дважды: в фазы кущения и выхода в трубку); фон + К-Гумат-На (дважды: в фазы кущения и выхода в трубку); фон + Бисолбифит. Опыт заложен в 4-кратной повторности. Общая площадь делянки – 37.5 м^2 , учетная площадь – 30 м^2 , повторность 4-кратная.

Объекты исследования: озимая рожь сорта “Новая Эра”, дозы азотных удобрений, биопрепараты, участки дерново-подзолистой легкосуглинистой почвы разной степени окультуренности.

Агротехнические приемы и сроки проведения исследований – общепринятые для зоны возделывания озимой ржи. Минеральные удобрения внесены под предпосевную культивацию в виде азофоски, суперфосфата и калия хлористого в качестве основного удобрения. Подкормки аммиачной селитрой и листовые подкормки биопрепаратами проведены в соответствии со схемой опыта.

Таблица 1. Агрохимическая характеристика почвы опытных участков
Table 1. Agrochemical characteristics of the soil of experimental plots

Почва	Год	рН	Нг	S	P ₂ O ₅	K ₂ O	Гумус, %	NO ₃ ⁻ накопление, мг/кг	Степень насыщенности основаниями, %
			мг-экв/100 г		мг/кг				
(ВО) высоко- окультуренная	*	5.5– 6.5	1.5– 2.0		250– 300	220– 250	3.0–5.0	40–50	>80.0
	2019	6.2	1.8	12.1	>350	133		43.0	87.1
	2020	6.2	1.7	11.4	300	237	3.2	45.0	87.0
	2021	6.1	1.8	14.0	>350	200	2.8	47.4	88.6
(СО) средне- окультуренная	*	5.0– 5.5	3.0– 5.0		100– 250	100– 220	2.0–3.5	30–40	60–80
	2019	5.6	3.3	4.9	260	179		34.0	59.8
	2020	5.3	3.6	5.3	220	167	2.1	31.0	59.6
	2021	5.2	3.5	5.0	300	200	2.2	29.1	58.8
(Ос) освоенная	*	4.3– 4.7	>5.0		30– 100	100– 200	1.5–2.5	20–30	30–60
	2022	4.8	5.7	3.5	220	180	2.0	9.0	38.0

Примечание. * – группировка дерново-подзолистых почв по агрохимическим показателям, согласно классификации по степени окультуренности (Кирюшин, 2015).

Note. * – grouping of sod-podzolic soils by agrochemical indicators, according to the classification by cultivation status (Kiryushin, 2015).

Бисолбифит внесен в почву перед посевом с минеральными удобрениями из расчета 4 кг порошка на 1 т удобрений.

Аналитические работы выполнены в лаборатории агротехнологий ФГБНУ ФНЦ ЛК ОП Псковский НИИСХ в соответствии с ГОСТ 26483-85, ГОСТ Р 54650-2011, ГОСТ 26212-2021, ГОСТ 27821-2020. Математическую обработку полученных данных проводили дисперсионным методом по Б.А. Доспехову.

Величина затрат минеральных удобрений с разными дозами азота для формирования 1 т зерна рассчитана по формуле:

$$З = Д / У + П,$$

где З – затраты минеральных удобрений с разными дозами азота для формирования 1 т урожая, кг/т; Д – доза удобрения, кг/га; У – урожайность без внесения удобрений, т/га; П – прибавка урожая от удобрений, ц/га (Шафран, 2022).

Гидротермические условия НИР, представленные на рисунке 1, имели свои особенности. Температурный режим осенних периодов вегетации в целом был благоприятным и существенно не отличался от средних многолетних данных. Выпадение осадков обеспечивало озимой ржи достаточные запасы влаги. Температурный режим в осенний период был несколько выше многолетних показателей. В ноябре положительные температуры днем и небольшие заморозки ночью способствовали закалке растений.

Зимние периоды имели резкие различия по годам исследований. К началу декабря во все годы наблюдений, за исключением 2019, отмечен устойчивый переход от положительных температур к отрицательным, что соответствовало окончанию осенней вегетации растений. В декабре 2018 г. выпало 77% осадков от нормы. Снежный покров установился только в январе 2019 г., что предотвратило вымерзание растений в конце января, когда были отмечены морозы до -21.6°C . Февраль характеризовался теплой погодой с температурами воздуха существенно выше средних многолетних значений.

Зиму 2019–2020 гг. можно охарактеризовать как аномально теплую, нетипичную для Псковской области. В декабре–январе наблюдались положительные температуры, в отдельные ночи были небольшие заморозки.

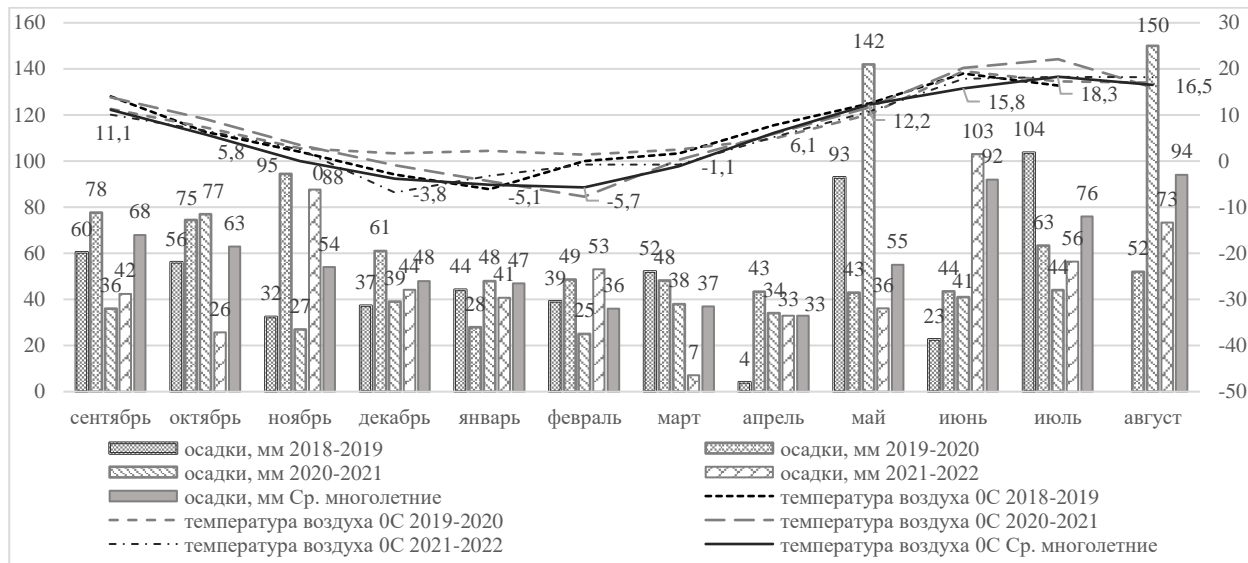


Рис. 1. Гидротермические условия проведения исследований.
Fig. 1. Hydrothermal conditions for research.

Климатическая зима наступила в III декаде февраля: отрицательные температуры воздуха и снежный покров установились 27 февраля. Зимний период 2020–2021 гг. не имел особенностей, в отличие от зимы 2021–2022 гг., которая отличалась рано установившимися отрицательными температурами и снежным покровом, а также многочисленными оттепелями во второй половине зимы, способствующими образованию ледяной корки и вымоканию растений.

Различия по температуре воздуха и количеству осадков весной на начало вегетации растений существенного влияния не оказывали. Начало вегетации озимой ржи все годы отмечалось в III декаде апреля. Майские месяцы в 2019 и 2021 гг. характеризовались избыточным количеством осадков, в 2–3 раза превышающим многолетние показатели.

Летние периоды по температуре воздуха в июне превосходили многолетние показатели. Сумма осадков в 2019, 2020 и 2021 гг. составляла 25% и 50% от нормы, гидротермические коэффициенты (ГТК) были равны 0,4, 0,74, 0,68 и 1,92, что характеризовало июнь этих лет, как засушливый. Июль был прохладнее, за исключением 2020 г. В июле ГТК 0,64 был установлен в 2021 г.

Суммы температур воздуха выше 10 °С за вегетационный период озимой ржи, включая осень, по годам составили 2 376, 2 138, 2 536 и 2 196 °С соответственно.

Погодные условия оказывали определенное влияние на урожайность. В то же время, выявлены закономерности в развитии растений при внесении минеральных удобрений и биопрепаратов на протяжении четырех лет исследований.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Влияние различных доз азотных удобрений на урожайность зерна озимой ржи, в зависимости от степени окультуренности почвы, отражено на рисунке 2.

Степень окультуренности почвы оказывала существенное влияние на урожайность зерна озимой ржи, что согласуется с литературными данными (Савич и др., 2021; Савин и др., 2022).

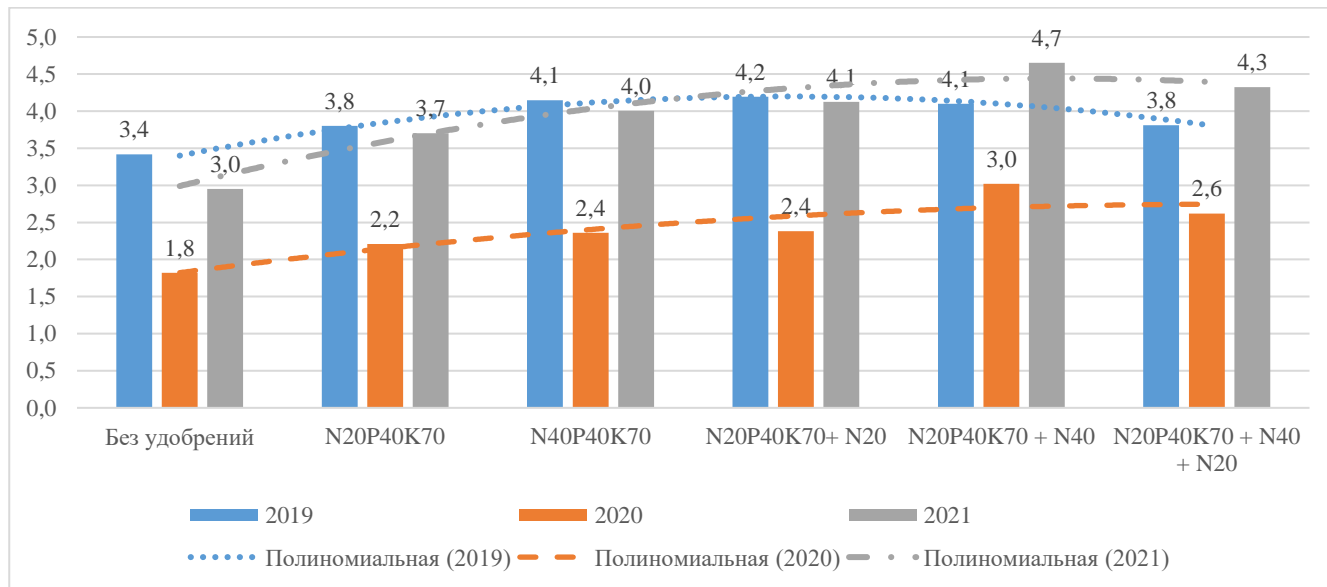


Рис. 2. Влияние различных доз азотных удобрений на урожайность зерна озимой ржи на дерново-подзолистой почве высокой степени окультуренности, т/га.

Fig. 2. Influence of various doses of nitrogen fertilizers on the yield of winter rye grain on soddy-podzolic soil with long-term cultivation status, t/ha.

Снижение агрохимических показателей (увеличение кислотности почвы, снижение степени насыщенности основаниями, уменьшение нитратообразующей способности и гумуса) приводило к снижению урожайности зерна контрольного варианта, в среднем за три года исследований, на 0.5 т/га на среднеокультуренной почве и на 1.4 т/га на освоенной.

На высокоокультуренной дерново-подзолистой почве урожайность в контроле составляла 3.4 и 3.0 т/га в 2019 и 2021 гг. соответственно. В 2020 г. получено существенно меньше зерна, что можно объяснить стрессовыми условиями в период аномально теплой зимы. Максимальная урожайность в 2019 г. (4.2 т/га) установлена при внесении $N_{20}P_{40}K_{70}$ в основное удобрение и N_{20} в ранневесеннюю подкормку; в 2020 и 2021 гг. наибольшая урожайность получена при дробном внесении 60 кг д. в. азота на гектар: 20 кг – в основное удобрение осенью и 40 кг – в ранневесеннюю подкормку. Дальнейшее повышение доз азота сопровождалось снижением урожайности зерна – наблюдался “закон убывающей отдачи” при внесении 80 кг д. в. азота.

Зависимость урожайности зерна озимой ржи от доз азота, представленная в таблице 2, подчиняется уравнениям полинома с высокой величиной достоверности аппроксимации.

Таблица 2. Уравнения полиномиальной зависимости урожайности зерна озимой ржи от доз азотных удобрений на почве высокой степени окультуренности

Table 2. Equations of the polynomial dependence of the yield of winter rye grain from the doses of nitrogen fertilizers on soil with a high degree of cultivation

Год	Уравнение	Величина достоверности аппроксимации
2019	$Y = -0.0913X^2 + 0.7219X + 1.7699$	0.9921
2020	$Y = -0.0355X^2 + 0.433X + 1.425$	0.7946
2021	$Y = -0.0801X^2 + 0.8416X + 2.2289$	0.9401

Результаты проведенного дисперсионного анализа данных эффективности азотных удобрений под озимую рожь на высокоокультуренной почве, приведенные в таблице 3, показали, что влияние различных доз азота (фактора А) и влияние почвенно-климатических условий (фактора В) были существенны.

Изменение урожайности под влиянием азотных удобрений под озимую рожь на участках освоенной почвы и почвы средней степени окультуренности показано на рисунке 3. Установлена прямолинейная зависимость урожайности озимой ржи от доз азота. Благоприятные климатические условия 2019 г. способствовали получению хорошего урожая зерна. Высокой была и отзывчивость культуры на азотные удобрения. Аномально теплая зима в 2020 г. привела к истощению растений и отразилась на урожайности. Самая низкая урожайность зерна без внесения удобрений установлена в 2022 г. на освоенной почве с рН 4.7–4.9 и низкой нитратообразующей способностью, что послужило основанием для высокой отзывчивости озимой ржи на применение азотных удобрений.

Линейные уравнения зависимости урожайности зерна от доз азота, представленные в таблице 4, имеют высокую величину достоверности аппроксимации.

Результаты дисперсионного анализа данных эффективности азотных удобрений под озимую рожь на почве средней степени окультуренности приведены в таблице 5. Влияние различных доз азота (фактора А) и влияние почвенно-климатических условий (фактора В) были существенны, что подтверждается определением статистических критериев:

$$F_{\text{фактич}} > F_{\text{критич}}; p\text{-value} < 0.05.$$

На рисунке 4 отображено влияние листовых подкормок и МБП Бисолбифит на урожайность зерна озимой ржи в зависимости от окультуренности почвы, в среднем за 2019–2021 гг.

На почве средней степени окультуренности наибольшая прибавка к минеральному фону получена при внесении МБП Бисолбифит, которая составила 0.22 т/га или 7.6%.

Таблица 3. Результаты дисперсионного анализа данных эффективности азотных удобрений под озимую рожь на почве высокой степени окультуренности
Table 3. Results of dispersion analysis of data on the effectiveness of nitrogen fertilizers applied under winter rye on soil cultivated for a long-term

Источник разброса		SS	df	MS	F	p-value	F критич
Фактор А		2.777969	9.00	0.31	7.7295	0.000130	2.45628
Фактор В		17.02759	2.00	8.51	213.201	0.000000	3.55456
Ошибка модели		0.718796	18.00	0.04			
Всего		20.52436	29.00				
Вывод 1	ИСТИНА	Нулевая гипотеза об отсутствии влияния уровней Фактора А отклонена. Различие средних значений выборок не может быть объяснено лишь случайностью					
Вывод 2	ИСТИНА	Нулевая гипотеза об отсутствии влияния уровней Фактора В отклонена. Различие средних значений выборок не может быть объяснено лишь случайностью					

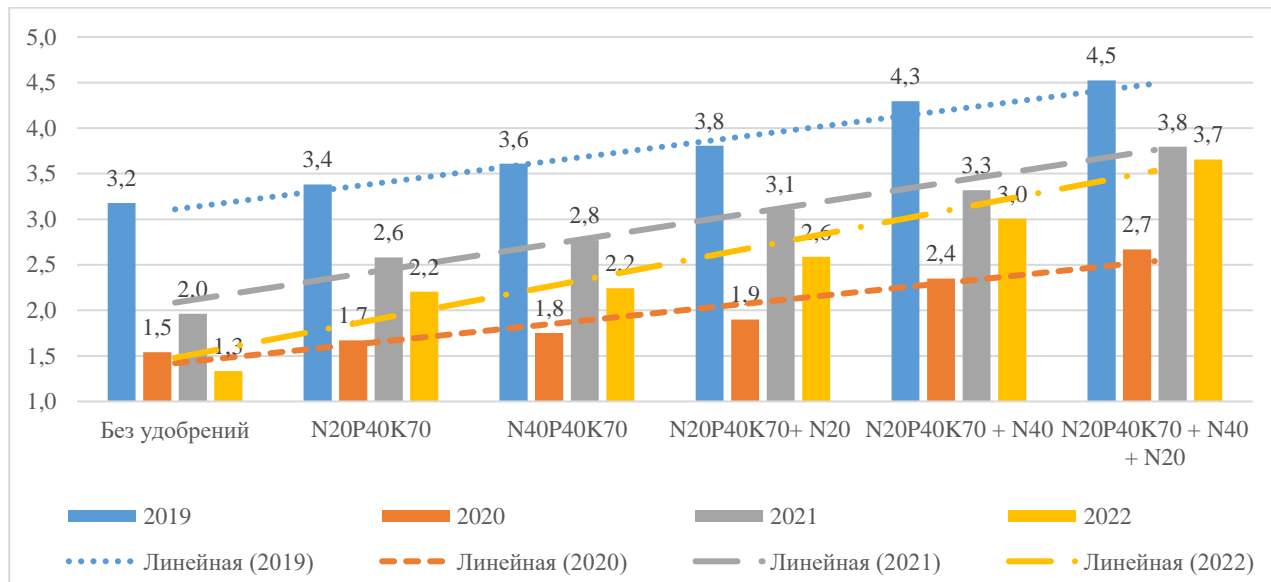


Рис. 3. Влияние различных доз азотных удобрений на урожайность зерна озимой ржи на дерново-подзолистой почве средней степени окультуренности и на освоенной дерново-подзолистой почве, т/га.

Fig. 3. Influence of various doses of nitrogen fertilizers on the yield of winter rye grain on moderately cultivated soddy-podzolic soil and on long-term cultivated soddy-podzolic soil, t/ha.

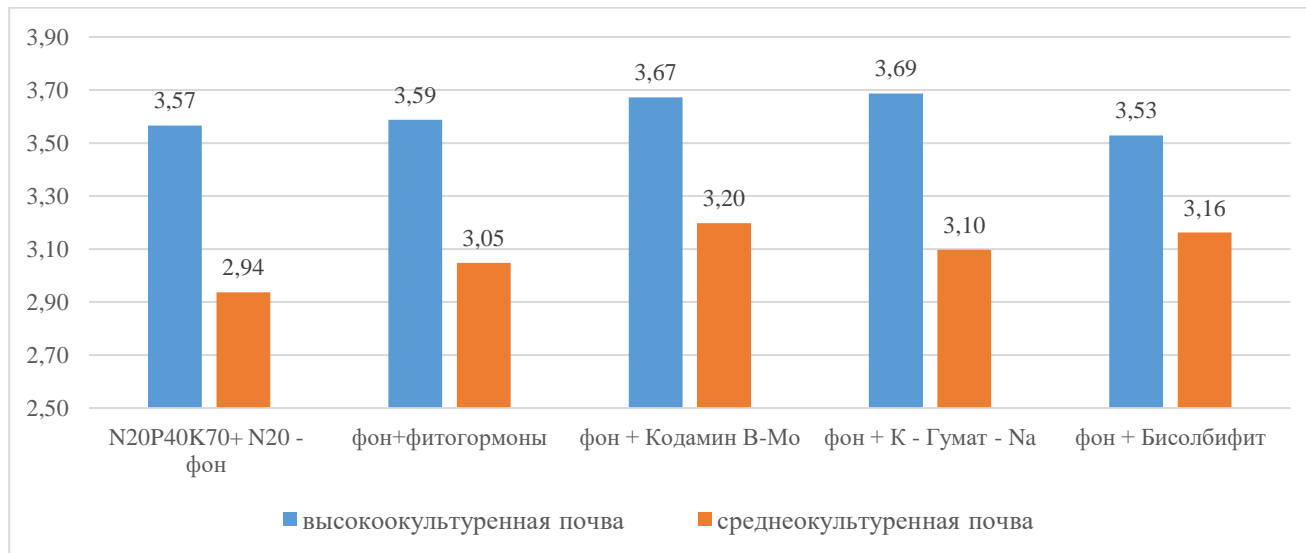


Рис. 4. Влияние окультуренности почвы и биопрепаратов на урожайность зерна озимой ржи, в среднем, т/га.
Fig. 4. Influence of soil cultivation status and biological preparations on the yield of winter rye grain, on average, t/ha.

Таблица 4. Уравнения линейной зависимости урожайности зерна озимой ржи от доз азотных удобрений на почве средней степени окультуренности и на освоенной почве

Table 4. The equation of the linear dependence of the yield of winter rye from the dose of nitrogen fertilizers on the soil of an average degree of cultivation and on mastered soddy-podzolic soil

Год	Уравнение	Величина достоверности аппроксимации
2019	$Y = 0.2758X + 2.8329$	0.9764
2020	$Y = 0.224X + 1.196$	0.9128
2021	$Y = 0.3352X + 1.7489$	0.9734
2022	$Y = 0.4103X + 1.0687$	0.9458

Обработка растений Агрофлорином и Ауксиноленом обеспечивала дополнительно к минеральному фону 0.11 т/га зерна или 3.67%, биопрепаратом Кодамин В-Мо – 0.26 т/га или 8.78% и гуминовым удобрением К-Гумат-На – 0.16 т/га или 5.36%. На высокоокультуренной почве действие биопрепаратов было выражено существенно меньше. Проведение листовых подкормок биопрепаратами Кодамин В-Мо и К-Гумат-На повышало урожайность, в сравнении с минеральным фоном, на 0.1 т/га и 0.12 т/га или 2.8% и 3.4% соответственно. Несмотря на более выраженный эффект от биопрепаратов на среднеокультуренном участке, на участке с высокой степенью окультуренности урожайность зерна была выше на 0.37–0.59 т/га.

Агрономическая эффективность средств химизации, определяемая величиной прибавки урожая и окупаемостью вносимых удобрений, представлена в таблице 6. Анализ данных таблицы показал, что степень окультуренности почвы оказывала заметное влияние на величину получаемых прибавок и окупаемость действующего вещества удобрений. На высокоокультуренной (ВО) почве проведение азотных подкормок в различных дозах обеспечивало в годы исследований прибавки урожая зерна в пределах 0.38–1.7 т/га или 11.2–65.9% к контролю при окупаемости 2.1–10.0 кг зерна за 1 кг NPK.

Таблица 5. Результаты дисперсионного анализа данных эффективности азотных удобрений под озимую рожь на почве средней степени окультуренности
Table 5. Results of dispersion analysis of data on the effectiveness of nitrogen fertilizers applied under winter rye on the moderately cultivated soil

Источник разброса		SS	df	MS	F	p-value	F критич
Фактор А		7.0731002	9	0.7859	19.73221	0.000000	2.250131
Фактор В		18.720118	3	6.240039	156.6736	0.000000	2.960351
Ошибка модели		1.0753638	27	0.039828			
Всего		26.868582	39				
Вывод 1	ИСТИНА	Нулевая гипотеза об отсутствии влияния уровней Фактора А отклонена. Различие средних значений выборок не может быть объяснено лишь случайностью					
Вывод 2	ИСТИНА	Нулевая гипотеза об отсутствии влияния уровней Фактора В отклонена. Различие средних значений выборок не может быть объяснено лишь случайностью					

Таблица 6. Влияние окультуренности почвы на агрономическую эффективность азотных удобрений под озимую рожь и затраты азота на производство продукции
Table 6. Influence of soil cultivation on the agronomic efficiency of nitrogen fertilizers under winter rye and nitrogen costs for production

Почва	Дозы азота, кг/га									
	20	40	20+20	20+40	20+40+ 20	20	40	20+20	20+40	20+40+ 20
	Прибавки, (в числителе – т/га, в знаменателе – %)					Затраты N, кг/т – в числителе; Окупаемость, кг зерна/кг NPK – в знаменателе				
ВО 2019	<u>0.38</u> 11.2	<u>0.73</u> 21.2	<u>0.77</u> 22.6	<u>0.68</u> 19.9	<u>0.39</u> 11.5	<u>5.3</u> 2.9	<u>9.6</u> 4.8	<u>9.5</u> 5.2	<u>14.6</u> 4.0	<u>21.0</u> 2.1
ВО 2020	<u>0.39</u> 21.4	<u>0.54</u> 29.7	<u>0.56</u> 30.8	<u>1.2</u> 65.9	<u>0.8</u> 44.0	<u>9.0</u> 3.0	<u>16.9</u> 3.6	<u>16.8</u> 3.7	<u>19.9</u> 7.1	<u>30.5</u> 4.2
ВО 2021	<u>0.75</u> 25.5	<u>1.05</u> 35.7	<u>1.17</u> 39.8	<u>1.70</u> 57.8	<u>1.37</u> 46.6	<u>5.4</u> 5.8	<u>10.0</u> 7.0	<u>9.7</u> 7.8	<u>12.9</u> 10.0	<u>18.5</u> 7.2
ВО среднее за 3 г.	<u>0.51</u> 19.4	<u>0.77</u> 28.9	<u>0.84</u> 31.1	<u>1.19</u> 47.9	<u>0.86</u> 34.0	<u>6.6</u> 3.9	<u>12.2</u> 5.2	<u>12.0</u> 5.6	<u>15.8</u> 7.0	<u>23.4</u> 4.5

Продолжение таблицы 6
Table 6 continued

Почва	Дозы азота, кг/га									
	20	40	20+20	20+40	20+40+ 20	20	40	20+20	20+40	20+40+ 20
	Прибавки, (в числителе – т/га, в знаменателе – %)					Затраты N, кг/т – в числителе; Окупаемость, кг зерна/кг NPK – в знаменателе				
СО 2019	<u>0.20</u> 6.3	<u>0.43</u> 13.5	<u>0.63</u> 19.7	<u>1.11</u> 35	<u>1.34</u> 42.2	<u>5.9</u> 1.5	<u>11.1</u> 2.9	<u>10.5</u> 4.2	<u>14.0</u> 6.5	<u>17.7</u> 7.1
СО 2020	<u>0.13</u> 8.4	<u>0.21</u> 13.6	<u>0.36</u> 23.4	<u>0.81</u> 52.6	<u>1.13</u> 73.4	<u>12.0</u> 1.0	<u>22.9</u> 1.4	<u>21.1</u> 2.4	<u>25.5</u> 4.8	<u>30.0</u> 5.9
СО 2021	<u>0.62</u> 31.6	<u>0.81</u> 41.3	<u>1.15</u> 58.5	<u>1.36</u> 69.3	<u>1.84</u> 93.7	<u>7.8</u> 4.8	<u>14.4</u> 5.4	<u>12.9</u> 7.6	<u>18.1</u> 8.0	<u>21.1</u> 9.7
СО среднее за 3 г.	<u>0.32</u> 15.4	<u>0.48</u> 22.8	<u>0.71</u> 33.9	<u>1.09</u> 52.3	<u>1.44</u> 69.8	<u>8.5</u> 2.4	<u>16.1</u> 3.2	<u>14.8</u> 4.7	<u>19.2</u> 6.4	<u>22.9</u> 7.5
Ос 2022	<u>0.88</u> 65.8	<u>0.91</u> 68.6	<u>1.26</u> 94.5	<u>1.67</u> 125.9	<u>2.33</u> 174.9	<u>9.0</u> 6.7	<u>17.9</u> 6.1	<u>15.4</u> 8.4	<u>20.0</u> 9.9	<u>21.9</u> 12.2

В среднем за три года исследований установлена наиболее эффективная доза азота для озимой ржи, возделываемой на дерново-подзолистой почве высокой степени окультуренности, равная 60 кг/га, внесенная дробно: 20 кг/га в основное удобрение и 40 кг/га в фазу кущения весной. Внесение указанной дозы азота способствовало получению наибольшей прибавки – 1.19 т/га или 47.9% к контролю при окупаемости 7.0 кг зерна за 1 кг NPK. Наибольшая окупаемость удобрений – 10.0 кг зерна за 1 кг NPK – получена в 2021 г.

На участках почвы, имеющей среднюю степень окультуренности (СО), различные дозы азотных подкормок способствовали получению прибавок урожая зерна от 0.13 до 1.84 т/га или 6.3–93.7% к контролю при окупаемости 1.0–9.7 кг зерна за 1 кг NPK. Наиболее эффективная доза азота для озимой ржи, возделываемой на дерново-подзолистой почве средней степени окультуренности, составила 80 кг/га: 20 кг/га было внесено с основным удобрением, 40 кг/га – в фазу кущения весной и 20 кг/га – в фазу выхода в трубку. В среднем по годам при внесении указанной дозы азота прибавка зерна была равна 1.44 т/га или 69.8% к контролю, с окупаемостью 7.5 кг зерна за 1 кг NPK. Благоприятные условия 2021 г. на среднеокультуренном участке позволили окупить 1 кг NPK 9.7 кг зерна.

На освоенной почве прибавки урожая зерна были наибольшими, что объясняется низким уровнем плодородия и высокой отзывчивостью растений на применение удобрений. В зависимости от дозы внесенного азота они находились в пределах от 0.88 т/га или 65.8% к контролю до 2.33 т/га или 174.9% соответственно. Окупаемость удобрений возрастала с повышением дозы азота. Максимальная окупаемость – 12.2 кг зерна за 1 кг NPK – установлена при внесении $N_{80}P_{40}K_{70}$ с дробным внесением азота.

В таблице 6 представлены данные о затратах азота на производство 1 т зерна озимой ржи. В среднем за три года исследований на почве с высокой степенью окультуренности затраты азота на производство зерна возрастали в зависимости от дозы элемента с 6.6 кг/т при внесении минимальной дозы (равной 20 кг/га) до 23.4 кг/т при внесении 80 кг азота/га. На почве со средней степенью окультуренности при внесении всех исследуемых доз азота,

за исключением 80 кг/га, наблюдается повышение затрат элемента, в сравнении с высокоокультуренным участком, до 8.5 кг/т при внесении 20 кг/га. При внесении 40 кг/га (в первом случае внесено 40 кг/га с осени, во втором – 20 кг/га с осени и 20 кг/га в подкормку рано весной) затраты азота возрастали до 16.1 и 14.8 кг/т, а при внесении 60 кг/га – до 19.2 кг/т зерна. На освоенной почве затраты азота удобрений составляли 9.0 кг/т зерна при внесении 20 кг/га, 17.9 кг/т при внесении 40 кг/га осенью. Отмечено, что дробное внесение 40 кг/га азота (20 кг/га с осени и 20 кг/га в подкормку) способствовало снижению затрат элемента – до 15.4 кг/т зерна.

Установлена закономерность, при которой с повышением окультуренности дерново-подзолистой почвы снижались затраты азота на производство зерна. Исключение составляет величина исследуемого показателя при внесении дозы азота, равной 80 кг/га. Отсутствие закономерного снижения затрат элемента на производство зерна при повышении плодородия почвы обусловлено снижением урожайности на высокоокультуренном участке, вследствие избыточного азотного питания и полегания растений.

Одним из способов повышения эффективности минеральных удобрений при возделывании озимой ржи является применение биопрепаратов. Результаты изучения эффективности минеральных удобрений под влиянием биопрепаратов на почве с различной степенью окультуренности представлены на рисунке 5.

Установлено, что применение биопрепаратов повышало эффективность минеральных удобрений. На высокоокультуренной почве на каждый 1 кг NPK дополнительно к минеральному фону получено 0.15, 0.75 и 0.83 кг зерна при проведении листовых подкормок растворами препаратов Агрофлорин и Ауксинолен, Кодамин В-Мо, К-Гумат-На соответственно.

На среднеокультуренной почве дополнительно получено 0.74, 1.74 и 1.09 кг зерна от листовых подкормок биопрепаратами Агрофлорин и Ауксинолен, Кодамин В-Мо, К- Гумат-На соответственно и 1.51 кг зерна за 1 кг NPK при внесении МБП Бисолбифит.

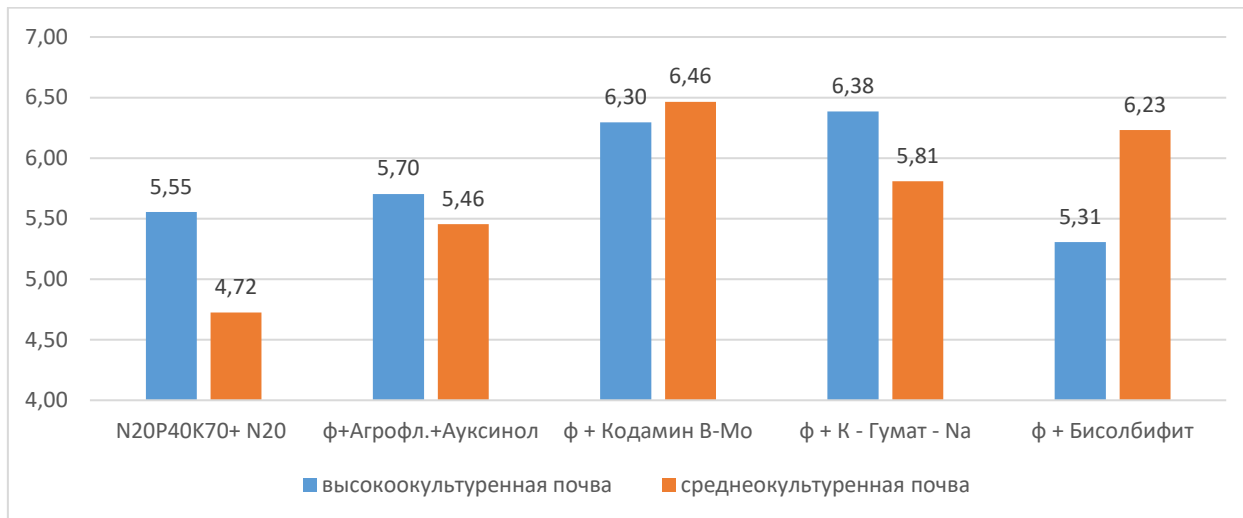


Рис. 5. Влияние степени окультуренности почвы и биопрепаратов на агрономическую эффективность азотных удобрений под озимую рожь, кг зерна за 1 кг NPK (в среднем за 2019–2021 гг.).

Fig. 5. Influence of soil cultivation status and biological preparations on the agronomic efficiency of nitrogen fertilizers applied for winter rye, kg of grain per 1 kg of NPK (average for 2019–2021).

Применение биопрепаратов на высокоокультуренной почве оказало меньшее действие вследствие большей обеспеченности растений элементами питания. В то время как на среднеокультуренной почве присутствовал ограничивающий урожайность фактор, который был скорректирован биопрепаратами.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

По результатам исследований, проводимых на дерново-подзолистой легкосуглинистой почве разной степени окультуренности, установлены основные закономерности действия минеральных удобрений с разными дозами азота, а также биопрепаратов на фоне $N_{20}P_{40}K_{70}+N_{20}$, на урожайность зерна озимой ржи и окупаемость удобрений в Псковской области.

Степень окультуренности почвы оказывала существенное влияние на урожайность зерна озимой ржи. В контрольном варианте среднеокультуренной почвы недополучено 0.5 т/га зерна, на освоенной – 1.4 т/га, в сравнении с высокоокультуренной почвой. Затраты азотных удобрений для получения максимального эффекта на высокоокультуренной почве были ниже в разные годы на 20–40 кг/га.

На дерново-подзолистой освоенной почве внесение минеральных удобрений обеспечивало более высокое действие на урожайность зерна. Максимальный агрономический эффект оказало внесение минеральных удобрений $N_{80}P_{40}K_{70}$ с дробным внесением азота: в основное удобрение, ранневесеннюю подкормку и подкормку в фазу выхода в трубку. Прибавка урожая от удобрений достигла 2.33 т/га или 174.9% к контролю с окупаемостью 12.2 кг зерна за 1 кг NPK.

На среднеокультуренной почве для получения максимального урожая потребовалось в составе полного минерального удобрения 80 кг азота на гектар, при этом окупаемость достигла 5.9–9.7 кг зерна за 1 кг NPK.

На почве с высокой степенью окультуренности максимальный эффект получен при внесении полного минерального удобрения с дозой азота 40 кг д. в. в 2019 г. и 60 кг д. в. в 2020 и 2021 гг. Окупаемость удобрений при внесении максимально эффективных доз азота составляла 5.2–10.0 кг зерна за 1 кг NPK.

Совместное применение минеральных удобрений с невысокими дозами азота и биопрепаратов на почве средней степени окультуренности повышало окупаемость удобрений. Агрономическая эффективность биопрепаратов была эквивалентна 3.7–8.8% прибавки урожая относительно минерального фона. На высокоокультуренной почве действие биопрепаратов было выражено слабее, что можно объяснить более высоким уровнем плодородия почвы.

Исследования показали, что в границах одного сельскохозяйственного предприятия имеются участки почвы с разной степенью окультуренности и разной потребностью растений в элементах питания, что определяет необходимость проведения агрохимических изысканий на каждом конкретном поле для расчета экономически обоснованных затрат при разработке ресурсосберегающих технологий возделывания сельскохозяйственных культур.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агрофлорин. URL: <http://агрофлорин.рф/> (Дата обращения 29.11.23).
2. Бисолбиплюс. URL: <http://bisolbiplus.ru> (Дата обращения 29.11.23).
3. *Битюцкий Н.П.* Микроэлементы высших растений. СПб.: изд-во СПб ун-та, 2011. 368 с.
4. *Волкова Е.С.* Резервы азотного питания кормовой озимой ржи, возделываемой на дерново-подзолистой легкосуглинистой почве // Материалы 53 Междунар. науч.-практ. конф-и, посвящ. 115-летию со дня рождения профессора А.В. Петербургского / Под ред. Академика РАН В.Г. Сычева. М.: ВНИИА им. Д.Н. Прянишникова, 2019. С. 192.
5. Всевснаб. URL: <https://vsevsnab.ru/> (Дата обращения 29.11.23).
6. *ГОСТ 26212-2021 Почвы.* Определение гидролитической кислотности по методу Каппена в модификации ЦИНАО.
7. *ГОСТ 26483-85 Почвы.* Приготовление солевой вытяжки и определение ее рН по методу ЦИНАО.
8. *ГОСТ 27821-2020 Почвы.* Определение суммы поглощенных оснований по методу Каппена.
9. *ГОСТ Р 54650-2011 Почвы.* Определение подвижных соединений фосфора и калия по методу Кирсанова в модификации ЦИНАО.
10. *Доспехов Б.А.* Методика полевого опыта (с основами статистической обработки результатов исследований). М.: Колос, 1985. 416 с.
11. *Завалин А.А., Чернова Л.С., Гаврилова А.Ю., Чеботарь В.К.* Влияние минеральных удобрений, биомодифицированных микробным

препаратом Бисолбифит, на урожай ярового ячменя // *Агрохимия*. 2015. № 4. С. 21–33.

12. *Кирюшин В.И.* Развитие парадигмы сельскохозяйственного природопользования (к 175-летию В.В. Докучаева) // *Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева*. 2021. Специальный выпуск. С. 5–26. DOI: [10.19047/0136-1694-2021-D-5-26](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2021-D-5-26).

13. *Кирюшин В.И., Кирюшин С.В.* *Агротехнологии*. СПб.: Изд-во “Лань”, 2015. 464 с.

14. *Кобылянский В.Д., Солодухина О.В., Потапова Г.Н., Ткаченко И.В., Галимов К.А.* Изучение инновационной зернофуражной низкопентозановой озимой ржи // *Пермский аграрный вестник*. 2014. № 1(5). С. 10–16.

15. *Мерзлая Г.Е., Афанасьев Р.А.* Эффекты последействия минеральных и органических удобрений на дерново-подзолистой почве // *Плодородие*. 2019. № 1. С. 15–17.

16. Методическое руководство по проектированию применения удобрений в технологиях адаптивно-ландшафтного земледелия / Под ред. *А.Л. Иванова, Л.М. Державина*. М.: Минсельхоз РФ, РАСХН, 2008. 392 с.

17. *Никитишен В.И.* Оптимизация азотного режима почв с использованием агрохимических средств / Сборник всероссийского совещания “Экологические функции агрохимии в современном земледелии”. М.: ВНИИА им. Д.Н. Прянишникова, 2008. С. 152–156.

18. *Новиков М.Н.* Биологические приемы эффективного использования азота почвы, удобрений, симбиотической азотфиксации в полевых агроценозах // *Агрохимия*. 2020. № 8. С. 60–69.

19. *Оситов А.И., Шкрабак Е.С.* Роль некорневого питания в повышении продуктивности сельскохозяйственных культур // *Известия Санкт-Петербургского государственного аграрного университета*. 2019. № 54. С. 44–52.

20. *Савин И.Ю., Бербеков С.А., Тутукова Д.А.* Комплексная оценка неоднородности почвенного покрова по состоянию посевов // *Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева*. 2022. Вып. 113. С. 31–57. DOI: [10.19047/0136-1694-2022-113-31-57](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2022-113-31-57).

21. *Савич В.И., Гукалов В.В., Сорокин А.Е., Конах М.Д.* Агроэкологическая оценка взаимосвязей свойств почв во времени и в пространстве // *Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева*. 2021. Вып. 106. С. 163–175. DOI: [10.19047/0136-1694-2021-106-163-175](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2021-106-163-175).

22. СевЗапАгро. URL: <https://sevzapagro.ru/> (Дата обращения 29.11.23).

23. Сила жизни. URL: <http://www.silazhizni.ru/> (Дата обращения 29.11.23).

24. *Суров В.В.* Продуктивность озимой ржи на дерново-подзолистой легкосуглинистой почве при применении удобрений и микробиологического препарата // Молочнохоз. вестник. 2017. № 4(28). С. 93–99.
25. *Сысуев В.А., Кедрова Л.И., Рубцова Н.Е., Русаков Р.В., Устюжанин И.А., Уткина Е.И.* Концептуальные направления развития научно-инновационного проекта “Рожь России” // Достижения науки и техники АПК. 2015. Т. 29. № 11. С. 28–31.
26. *Сычев В.Г., Шафран С.А.* Прогноз плодородия почв Нечерноземной зоны в зависимости от уровня применения удобрений // Плодородие. 2019. № 2. С. 22–25.
27. *Сычев В.Г., Ефремов Е.Н.* Агрохимия в решении задач продовольственной безопасности // Мат-лы Всероссийской науч. конф. с междунар. уч., посвященной памяти академика РАН В.Г. Минеева “АГРОХИМИЯ В XXI ВЕКЕ” / Под ред. *В.А. Романенкова*. М.: Изд-во ВНИИА им. Д.Н. Прянишникова, 2018. С. 35–41.
28. *Сычев В.Г., Беличенко М.В., Романенков В.А.* Этапы развития, результаты исследований и актуальные проблемы длительных агрохимических полевых опытов Географической сети опытов с удобрениями // Агрохимия. 2018. № 1. С. 3–16.
29. *Чеботарь В.К.* Применение биомодифицированных минеральных удобрений: монография / *В.К. Чеботарь, А.А. Завалин, А.Г. Ариткин*. М.: ВНИИА. Ульяновск: УлГУ, 2014. 142 с.
30. *Чухина О.В., Обряева О.Д., Кулакова И.Е., Смирнов Д.Е.* Урожайность зерна озимой ржи и вынос культурой элементов питания при применении удобрений в Вологодской области // Молочнохоз. вестник. 2019. № 2(34). С. 62–71.
31. *Шайкова Т.В., Рысев М.Н., Волкова Е.С., Степанова И.А.* Земельные ресурсы Псковской области и пути повышения плодородия пахотных угодий // Известия Великолукской ГСХА. 2019. № 3. С. 34–44.
32. *Шафран С.А.* Баланс азота в земледелии России и его регулирование в современных условиях // Агрохимия. 2020. № 6. С. 14–21.
33. *Шафран С.А.* Затраты азотных удобрений на формирование урожайности зерновых культур в зависимости от агрохимической окультуренности почв // Агрохимия. 2022. № 5. С. 38–46.
34. *Fernandez V., Sotiropoulos T., Brown P.* Foliar Fertilization: Scientific Principles and Field Practices. First edition. IFA. Paris, 2013. 144 p.
35. *Marenych M.M., Hanhur V.V., Len O.I., HanhurYu.M., Zhornyk I.I., Kalinichenko A.V.* The efficiency of humic growth stimulators in pre-sowing seed treatment and foliar additional fertilizing of sown areas of grain and

industrial crops. // *Agronomy Research*. 2019. No. 17(1). P. 194–205. DOI: [10.15159/AR.19.023](https://doi.org/10.15159/AR.19.023).

REFERENCES

1. *Agroflorin*, URL: <http://agroflorin.rf/> (accessed on 29.11.23).
2. *Bisolbiplus*, URL: <http://bisolbiplus.ru> (accessed on 29.11.23).
3. Bityutsky N.P., *Mikrojelementy vysshih rastenij* (Microelements of higher plants), St. Petersburg: St. Petersburg University Press, 2011, 368 p.
4. Volkova E.S., Rezervy azotnogo pitaniya kormovoj ozimoj rzhi, vozdeleyaemoj na dernovo-podzolistoj legkosuglinistoj pochve (Reserves of nitrogen nutrition for fodder winter rye cultivated on soddy-podzolic light loamy), In: *Materialy 53 Mezhdunar. nauch.-prakt. konf-i, posvjashh. 115-letiju so dnja rozhdenija professora A.V. Peterburgskogo* (Proc. of the 53rd Int. Sci. and Pract. Conf. devoted to the 115th anniversary of the birth of Professor A.V. Peterburgsky), V.G. Sychev (Ed.), Moscow: VNIIA im. D.N. Prjanishnikova, 2019, pp. 192.
5. *Vsevsnab*, URL: <https://vsevsnab.ru/> (accessed on 29.11.23).
6. State Standard GOST 26212-2021 *Soils. Determination of hydrolytic acidity by the Kappen method modified by CINAO*.
7. State Standard GOST 26483-85 *Soils. Preparation of salt extract and determination of its pH according to the CINAO method*.
8. State Standard GOST 27821-2020 *Soils. Determination of the sum of absorbed bases by the Kappen method*.
9. State Standard GOST R 54650-2011 *Soils. Determination of mobile phosphorus and potassium compounds by Kirsanov method modified by CINAO*.
10. Dospekhov B.A., *Metodika polevogo opyta (s osnovami statisticheskoy obrabotki rezul'tatov issledovanij)* (Methods of field experiment (with the basics of statistical processing of research results)), Moscow: Kolos, 1985, 416 p.
11. Zavalin A.A., Chernova L.S., Gavrilova A.Ju., Chebotar' V.K., Vlijanie mineral'nyh udobrenij, biomodifirovannyh mikrobnym preparatom Bisolbifit, na urozhaj jarovogo jachmenja (Effect of mineral fertilisers, biomodified by microbial preparation Bisolbifit, on the yield of spring barley), *Agrohimija*, 2015, No. 4, pp. 21–33.
12. Kiryushin V.I., Developing the paradigm of environmental management in agriculture (to the 175-th anniversary of V.V. Dokuchaev), *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2021, pp. 5–26, DOI: [10.19047/0136-1694-2021-D-5-26](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2021-D-5-26).
13. Kiryushin V.I., Kiryushin S.V., *Agrotechnologies*, St. Petersburg: Izdvo "Lan", 2015, 464 p.

14. Kobylansky V.D., Solodukhina O.V., Potapova G.N., Tkachenko I.V., Galimov K.A., Izuchenie innovacionnoj zernofurazhnoj nizkoptozanovoj ozimoj rzhi (Study of innovative grain-forage low-pentose winter rye), *Permskij agrarnij vestnik*, 2014, No. 1(5), pp. 10–16.
15. Merzlaja G.E., Afanas'ev R.A., Jeffekty posledejstvija mineral'nyh i organicheskikh udobrenij na dernovo-podzolistoj pochve (Effects of the after-effects of mineral and organic fertilisers on sod-podzolic soil), *Plodorodie*, 2019, No. 1, pp. 15–17.
16. Ivanov A.L., L.M. Derzhavin (Eds), *Metodicheskoe rukovodstvo po proektirovaniju primeneniya udobrenij v tehnologijah adaptivno-landshaftnogo zemledelija* (Methodical guide for the design of fertiliser application in technologies of adaptive-landscape farming), Moscow: Minsel'hoz RF, RASHN, 2008, 392 p.
17. Nikitishen V.I., Optimizacija azotnogo rezhima pochv s ispol'zovaniem agrohimicheskikh sredstv (Optimisation of a nitrogen regime of soils with the use of agrochemical means), In: *Sbornik vsersijskogo soveshhanija "Ekologicheskie funkicii agrohimii v sovremennom zemledelii"* (Collection of the All-Russian meeting "Ecological functions of agrochemistry in modern farming"), Moscow: VNIIA im. D.N. Prjanishnikova, 2008, pp. 152–156.
18. Novikov M.N., Biologicheskie priemy jeffektivnogo ispol'zovanija azota pochvy, udobrenij, simbioticheskoj azotfiksacii v polevyh agrocenozah (Biological methods of effective use of soil nitrogen, fertilisers, symbiotic nitrogen fixation in field agrocenoses), *Agrohimija*, 2020, No. 8, pp. 60–69.
19. Osipov A.I., Shkrabak E.S., Rol' nekerneвого pitanija v povyshenii produktivnosti sel'skohozjajstvennyh kul'tur (Role of foliar nutrition in increasing the productivity of agricultural crops), *Izvestija Sankt-Peterburgskogo gosudarstvennogo agrarnogo universiteta*, 2019, No. 54, pp. 44–52.
20. Savin I.Yu., Berbekov S.A., Tutukova D.A., Comprehensive assessment of soil heterogeneity by crop canopy status, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2022, Vol. 113, pp. 31–57, DOI: [10.19047/0136-1694-2022-113-31-57](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2022-113-31-57).
21. Savich V.I., Gukalov V.V., Sorokin A.E., Konakh M.D., Agroecological evaluation of interrelationships of soil properties in time and space, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2021, Vol. 106, pp. 163–175, DOI: [10.19047/0136-1694-2021-106-163-175](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2021-106-163-175).
22. *SevZapAgro*, URL: <https://sevzapagro.ru/> (accessed on 29.11.23).
23. *Sila zhizni*, URL: <http://www.silazhizni.ru/> (accessed on 29.11.23).
24. Surov V.V., Produktivnost' ozimoj rzhi na dernovo-podzolistoj legkosuglinistoj pochve pri primenenii udobrenij i mikrobiologicheskogo preparata (Productivity of winter rye on sod-podzolic light loamy soil under application of fertilizers and microbiological preparation), *Molochnohoz. Vestnik*, 2017, No. 4(28), pp. 93–99.
25. Sysuev V.A., Kedrova L.I., Rubcova N.E., Rusakov R.V., Ustjuzhanin I.A., Utkina E.I. Konceptual'nye napravlenija razvitija nauchno-innovacionnogo proekta "Rozh' Rossii" (Conceptual directions for the development of scientific and innovation project "Rye of Russia"), *Dostizhenija nauki i tehniki APK*, 2015, Vol. 29, No. 11, pp. 28–31.
26. Sychev V.G., Shafran S.A., Prognoz plodorodija pochv Nechernozemnoj zony v zavisimosti ot urovnja primeneniya udobrenij (Forecast of soil fertility of the Non-Chernozem zone depending on the level of fertiliser application), *Plodorodie*, 2019, No. 2, pp. 22–25.

27. Sychev V.G., Efremov E.N., *Agrohimija v reshenii zadach prodovol'stvennoj bezopasnosti (Agrochemistry in solving the problems of food security)*, In: *Mat-ly Vserossijskoj nauch. konf. s mezhdunar. uch., posvjashhennoj pamjati akademika RAN V.G. Mineeva "AGROHIMIJa V XXI VEKE"* (Proc. of the All-Russian Sci. Conf. with international studies in memory of Academician RAS V.G. Mineev "AGROCHEMIA IN XXI VEK"), V.A. Romanenkov (Ed.), Moscow: Izd-vo VNIIA im. D.N. Prjanishnikova, 2018, pp. 35–41.
28. Sychev V.G., Belichenko M.V., Romanenkov V.A., *Etapy razvitija, rezul'taty issledovanij i aktual'nye problemy dlitel'nyh agrohimicheskikh polevyh opytov Geograficheskoy seti opytov s udobrenijami (Stages of development, research results and current problems of long-term agrochemical field experiments of the Geographical network of experiments with fertilisers)*, *Agrohimija*, 2018, No. 1, pp. 3–16.
29. Chebotar' V.K., Zavalin A.A., Aritkin A.G., *Primenenie biomodificirovannyh mineral'nyh udobrenij: monografija (Application of biomodified mineral fertilisers: a monograph)*, Moscow: VNIIA. Ul'janovsk: UIGU, 2014, 142 p.
30. Chuhina O.V., Obrjaeva O.D., Kulakova I.E., Smirnov D.E., *Urozhajnost' zerna ozimoj rzhi i vynos kul'turoj jelementov pitanija pri primenenii udobrenij v Vologodskoj oblasti (Grain yield of winter rye and crop nutrient element removal under fertiliser application in the Vologda Oblast)*, *Molochnohoz. Vestnik*, 2019, No. 2(34), pp. 62–71.
31. Shajkova T.V., Rysev M.N., Volkova E.S., Stepanova I.A., *Zemel'nye resursy Pskovskoj oblasti i puti povyshenija plodorodija pahotnyh ugodij (Land resources of the Pskov region and ways to improve the fertility of arable land)*, *Izvestija Velikolukskoj GSHA*, 2019, No. 3, pp. 34–44.
32. Shafran S.A., *Balans azota v zemledelii Rossii i ego regulirovanie v sovremennyh uslovijah (Nitrogen balance in Russian agriculture and its regulation in modern conditions)*, *Agrohimija*, 2020, No. 6, pp. 14–21.
33. Shafran S.A., *Zatraty azotnyh udobrenij na formirovanie urozhajnosti zernovyh kul'tur v zavisimosti ot agrohimicheskoy okul'turennosti pochv (Nitrogen fertiliser inputs for the formation of grain crop yields depending on the agrochemical cultivation of soils)*, *Agrohimija*, 2022, No. 5, pp. 38–46.
34. Fernandez V., Sotiropoulos T., Brown P., *Foliar Fertilization: Scientific Principles and Field Practices*, First edition, IFA, Paris, 2013, 144 p.
35. Marenych M.M., Hanhur V.V., Len O.I., Hanhur Yu.M., Zhornyk I.I., Kalinichenko A.V., *The efficiency of humic growth stimulators in pre-sowing seed treatment and foliar additional fertilizing of sown areas of grain and industrial crops*, *Agronomy Research*, 2019, No. 17(1), pp. 194–205, DOI: [10.15159/AR.19.023](https://doi.org/10.15159/AR.19.023).

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-172-210



Ссылки для цитирования:

Котельникова А.Д., Борисочкина Т.И., Колчанова К.А., Шишкин М.А., Егоров Ф.С., Окорков В.В., Рогова О.Б. Изменение элементного состава компонентов агроценоза на серой лесной почве при длительном применении минеральных и органических удобрений // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2024. Вып. 119. С. 172-210. DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-172-210

Cite this article as:

Kotelnikova A.D., Borisochkina T.I., Kolchanova K.A., Shishkin M.A., Egorov F.S., Okorkov V.V., Rogova O.B., Changes in the elemental composition of agrocenosis components on gray forest soil under long-term application of mineral and organic fertilizers, Dokuchaev Soil Bulletin, 2024, V. 119, pp. 172-210, DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-172-210

Благодарность:

Часть работы выполнена по теме НИР № 0439-2022-0010 “Изучить элементный состав системы почва – растение как фактор-индикатор состояния агроценоза и дисбаланс как критерий рисков химической деградации почв” (отбор образцов, анализ элементного состава образцов, обработка данных), и часть работ выполнена за счет гранта Российского научного фонда № 22-74-00003, <https://rscf.ru/project/22-74-00003/> (пробоподготовка образцов, определение агрохимических характеристик образцов).

Acknowledgments:

Part of the work was carried out under the R&D plan No. 0439-2022-0010 “To study the elemental composition of the system soil – plant as a factor-indicator of the state of the agrocenosis and imbalance as a criterion of the risks of soil chemical degradation” (sampling, analysis of the elemental composition of samples, data processing), and part of the work was supported by the Russian Science Foundation № 22-74-00003, <https://rscf.ru/project/22-74-00003/> (sample preparation, determination of agrochemical characteristics of samples).

Изменение элементного состава компонентов агроценоза на серой лесной почве при длительном применении минеральных и органических удобрений

© 2024 г. А. Д. Котельникова^{1*}, Т. И. Борисочкина¹,
К. А. Колчанова¹, М. А. Шишкин¹, Ф. С. Егоров¹,
В. В. Окорков², О. Б. Рогова¹

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

*<https://orcid.org/0000-0002-0515-6114>, e-mail: a.d.kotelnikova@gmail.com.

²Верхневолжский федеральный аграрный научный центр, Россия,
601261, Владимирская обл., Суздальский р-н, пос. Новый.

Поступила в редакцию 14.09.2023, после доработки 10.11.2023,
принята к публикации 04.06.2024

Резюме: Проанализирован элементный состав почв и растений агроценоза на серой лесной почве Владимирского Ополья при длительном применении минеральных и органических удобрений. Оценивалось валовое содержание и содержание подвижных форм Ni, Cu, Zn, Co, Mn, Fe, содержание этих элементов в надземных органах растений, а также изменения основных агрохимических характеристик, способных влиять на доступность элементов для растений. Показано, что внесение минеральных удобрений способствует подкислению почвы, увеличению содержания органического углерода, подвижных форм фосфора. При этом варианты с совместным внесением минеральных и органических удобрений подвержены меньшему изменению данных характеристик, что может быть обусловлено увеличением буферной способности почвы в отношении компонентов, поступающих с минеральными солями, за счет вносимого органического вещества. Привнос в агроценоз Ni, Cu, Zn, Co, Mn, Fe с удобрениями (органическими и минеральными) не отразился на валовом содержании металлов в почве. Произошло изменение содержания подвижных форм металлов в почве, обусловленное изменением агрохимических параметров почв. Зафиксировано изменение содержания микроэлементов в растительной продукции. Снижение содержания Zn, Cu в растениях в вариантах с более интенсивным использованием удобрений (и с более высокой урожайностью) объясняется “эффектом разбавления”. Требуется контроль низкого содержания Co в почве и недостаточное его поступление в растения. Совместное использование данных позволяет лучше дифференцировать варианты опыта в пространстве главных компонент при анализе этим методом и перспективно для мониторинга последствий агрогенной нагрузки разной степени. Полученные результаты могут учитываться при формировании критериев оценки минерального питания растений и норм внесения удобрений.

Ключевые слова: микроэлементы; полевой опыт; оптико-эмиссионная спектроскопия с индуктивно-связанной плазмой; метод главных компонент.

Changes in the elemental composition of agrocenosis components on gray forest soil under long-term application of mineral and organic fertilizers

© 2024 A. D. Kotelnikova^{1*}, T. I. Borisochkina¹,
K. A. Kolchanova¹, M. A. Shishkin¹, F. S. Egorov¹,
V. V. Okorkov², O. B. Rogova¹

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

^{*}<https://orcid.org/0000-0002-0515-6114>, e-mail: a.d.kotelnikova@gmail.com.

²*State Scientific Institution Vladimir Research Institute of Agriculture,
p. Novi 601261, Suzdalskiy rayon, Vladimirskaya oblast, Russian Federation.*

Received 14.09.2023, Revised 10.11.2023, Accepted 04.06.2024

Abstract: The paper analyzes the elemental composition of soils and plants of agrocenosis on the gray forest soil of Vladimir opolye under long-term application of mineral and organic fertilizers. The content of total and mobile forms of Ni, Cu, Zn, Co, Mn, Fe and the content of these elements in aboveground plant organs, as well as changes in the main agrochemical characteristics that can affect the availability of elements to plants were evaluated. It is shown that the application of mineral fertilizers contributes to soil acidification, increase in the content of organic carbon, mobile forms of phosphorus. At the same time, the variants with joint application of mineral and organic fertilizers are subject to less change of these characteristics, which may be due to the increased buffering capacity of the soil with respect to the components coming with mineral salts, due to the applied organic matter. Introduction of Ni, Cu, Zn, Co, Mn, Fe into agrocenosis with fertilizers (organic and mineral) did not affect the gross content of metals in soil. There was a change in the content of mobile forms of metals in the soil due to changes in agrochemical parameters of soils. Changes in the content of trace elements in plant products were recorded. The reduction of Zn, Cu content in plants on the variants with more intensive use of fertilizers (and with higher yield) is explained by "dilution effect". The low content of Co in the soil and its insufficient supply to the plants must be controlled. The joint use of data on changes in the elemental composition of soils and plants allows better

differentiation of experimental variants in the space of principal components when analyzed by this method and is promising for monitoring the consequences of agrogenic load of different degrees. The results obtained can be taken into account in the formation of criteria for assessing the mineral nutrition of plants and fertilizer application rates.

Keywords: trace elements; field experiment; inductively coupled plasma optical emission spectrometry; principal component analysis.

ВВЕДЕНИЕ

Агроценозы – экосистемы, искусственно формируемые и поддерживаемые человеком, – находятся под длительным воздействием различных антропогенных факторов. Почвы в таких условиях подвергаются риску химической деградации, под которой понимают, в том числе, изменения содержания макро и микроэлементов (Molchanov et al., 2015). С элементным составом почвы связаны основные экологические функции почвы: функция источника элементов питания и функция буферного, защитного биогеоценотического экрана (Добровольский, 2008). Поддержание этих функций, выполняемых почвой, требует мониторинга и оценки происходящих изменений. Актуальность изучения элементного состава почв и системы почва–растение обосновывается необходимостью обеспечения сбалансированного минерального питания растений в агроценозах и получения безопасной продукции, обладающей соответствующим качеством. Оба аспекта требуют контроля рисков химической деградации почвы для исключения высоких уровней содержания элементов, обуславливающих токсичность, или дефицитов, способных приводить к неполноценности питания животных и человека и возникающих при этом болезням.

Современные подходы к оценке содержания микроэлементов в почве, как в отношении минерального питания растений (градации обеспеченности почв микроэлементами), так и в отношении потенциальной токсичности этих элементов (соответствие значениям предельно допустимых концентраций), основаны на оценке данных о содержании подвижных форм элементов в почве (Vorisochnikina et al., 2022). Все существующие методы экстракции подвижных форм элементов имеют свои ограничения, не во всех случаях способны достоверно отражать доступность элементов

для растений (Siromlya, 2009). На настоящий момент не существует метода экстракции, который возможно было бы адекватно применять для всех типов почв (Reimann et al., 2015). В свою очередь, методы оценки сбалансированности содержания микроэлементов, основанные на изучении элементного состава растений (листовая диагностика), также имеют свои ограничения. При применении такого подхода нет возможности различить истинный дефицит элемента в почве от дефицита, обусловленного антагонистическими отношениями с другими элементами (Ильин, 1985). По-видимому, дальнейшее развитие подходов к оценке элементного состава почв как компонентов агроценозов должно включать совмещение анализа почв и растений в целостную систему.

Почвы Нечерноземной зоны особенно нуждаются в оценке изменений, происходящих при интенсивной агротехнической нагрузке. Плодородие почв данной зоны снижается, что приводит к постепенному переходу их в разряд малоплодородных и загрязненных земель (Уткин, 2022). Серые лесные почвы составляют 33% пашни Владимирской области и на них выращивается >70% валовой сельскохозяйственной продукции (Уткин, Лукьянов, 2022). Тяжелые металлы, многие из которых являются микроэлементами, входят в состав ферментов и их недостаток (или избыток) вызывает неблагоприятные последствия не только для роста и урожайности сельскохозяйственных культур, но и для обеспечения животных и человека полноценным питанием. На незагрязненных территориях поступление металлов в почвы с удобрениями и мелиорантами является основным источником прихода металлов и составляет от 72% до 98% от общего потока (Попова, 1992). Наибольшие количества примесей содержат фосфорные удобрения. Содержание примесей в фосфорных удобрениях зависит от состава исходного сырья и технологии производства (Карпова, 2003). Органические удобрения в большинстве случаев приводят к положительному балансу микроэлементов в агросистеме и также могут быть значимым источником их поступления (Карпова, Минеев, 2015; Hua et al., 2023). Особенно существенен вклад органических удобрений в поступление Zn, Cu, Ni (Adriano, 2001). Таким образом, длительное применение удобрений может приводить к изменению элементного состава почвы и растительной

продукции. Поэтому проблема оценки обеспеченности растений микроэлементами и разработка критериев их оптимальных содержаний в почвах агроценозов остается достаточно актуальной.

Целью данной работы стала оценка изменений элементного состава компонентов агроценоза (почв и растений) при длительном внесении в серые лесные почвы минеральных и органических удобрений на примере длительного полевого опыта на территории Владимирского ополья.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объектами исследования послужили образцы почвы и растений, отобранные на территории опытных полей Владимирского ополья (Верхневолжский ФАНЦ). Длительный полевой опыт заложен в 1991 г. Исследовали пахотный (0–20 см) слой серых лесных тяжелосуглинистых почв (Luvic Retic Greyzemic Phaeozem (Loamic, Aric)). Чередование культур в севообороте: однолетние травы (смесь гороха с овсом); озимая пшеница; овес с подсевом трав; травы первого года; травы второго года; озимая пшеница; ячмень. Исследовали пробы девяти вариантов опыта: фон, РК, 1 доза NPK, 2 дозы NPK, навоз, навоз + РК, навоз + 1 доза NPK, навоз + 2 дозы NPK. Далее будут использованы соответствующие сокращенные названия вариантов опыта: фон, РК, 1NPK, 2NPK, навоз, навоз+РК, навоз+1NPK, навоз+2NPK. Применяемые удобрения: навоз КРС (60 т/га, в 1 т навоза – 6.2 кг азота, 3.2 кг P_2O_5 , 6.1 кг K_2O), двойной суперфосфат (P_2O_5 , одинарная доза 340 кг/га за ротацию, двойная – 680 кг/га), калийная соль (KCl, 360 кг/га и 720 кг/га), аммиачная селитра (NH_4NO_3 , 340 и 680 кг/га). Площадь делянки 100 м². Смешанные образцы в трехкратной повторности отбирались с каждой делянки в июле 2021 г., в начале 4-ой ротации. Для анализа растительного материала были отобраны образцы гороха и овса.

Отобранные образцы почв высушивались при комнатной температуре до воздушно-сухого состояния, измельчались в фарфоровой ступке и просеивались через сито с диаметром отверстий 1 мм, в последующем хранились в пластиковых пакетах. Для получения общей агрохимической характеристики отобранных образцов почв определяли следующие показатели: рН водный и со-

левой, содержание органического углерода, содержание обменного фосфора. Водный pH образцов (H_2O) и солевой (1 М KCl) определяли потенциометрически (Sartorius PB-11, Sartorius AG, Финляндия) при соотношении раствора к образцу почвы 1 : 2.5 (ГОСТ 26423-85). Содержание органического углерода определяли окислением по методу Тюрина в модификации ЦИНАО с фотометрическим окончанием (ГОСТ 26213-91), спектрофотометр UNICO-1201 (UNICO, США). Содержание обменного фосфора определяли по Кирсанову (ГОСТ 26207-91, также с применением UNICO-1201).

Для определения валового содержания элементов в образцах почв проводилось полное кислотное вскрытие образцов смесью азотной, хлорной и плавиковой кислот (Методика количественного химического анализа..., 2011). Подвижные формы элементов извлекали ацетатно-аммонийным буфером pH 4.8 (ААБ) при соотношении почвы к раствору 1 : 10 (5 г почвы, 50 мл раствора).

Отобранные на делянках полевых опытов образцы растений высушивались при комнатной температуре. Высушенные растения разделяли на отдельные органы: листья, стебли, репродуктивные органы (плоды). Образцы растений измельчали и подвергали кислотному разложению в смеси азотной кислоты и дистиллированной воды (8 мл концентрированной HNO_3 + 2 мл H_2O) в системе микроволнового разложения проб ETHOS EASY (Milestone, Италия). Полученные растворы переливали в пробирки на 10 мл.

Элементный анализ полученных растворов осуществлялся методом оптико-эмиссионной спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-ОЭС) (5800 ICP-OES, Agilent Technologies, USA). Определяли содержание в образцах следующих элементов: Ni, Cu, Zn, Co, Mn, Fe.

Результаты исследования обработаны методами непараметрической статистики с использованием STATISTICA 10.0 и языка программирования R в среде R Studio. Различия считались статистически значимыми при $p < 0.05$ для всех тестов. Критерий Краскела–Уоллиса применялся для определения наличия различий между группами (Kruskal, Wallis, 1952). Если тест показывал наличие статистически значимых различий между группами, применяли тест Гао для множественного сравнения групп (Gao et al.,

2008). Доверительные интервалы для средних значений рассчитывали при величине доверительной вероятности 95%. Для выявления взаимосвязей между показателями рассчитывали коэффициент корреляции Спирмена. Также в анализе данных использован метод главных компонент (МГК).

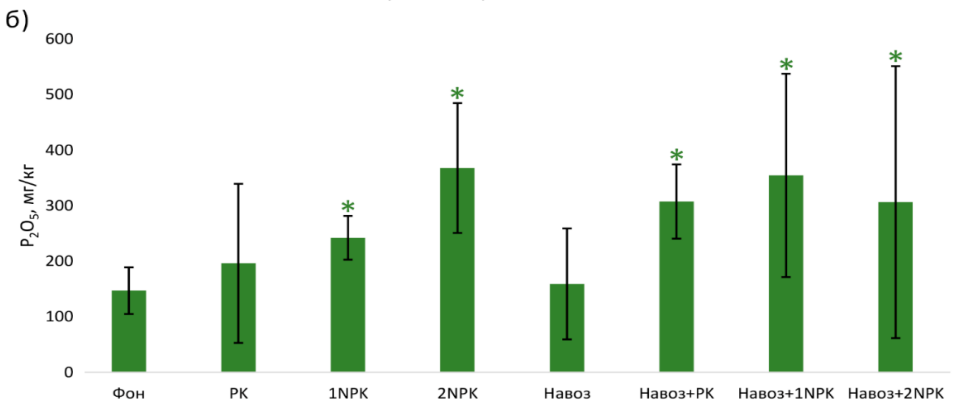
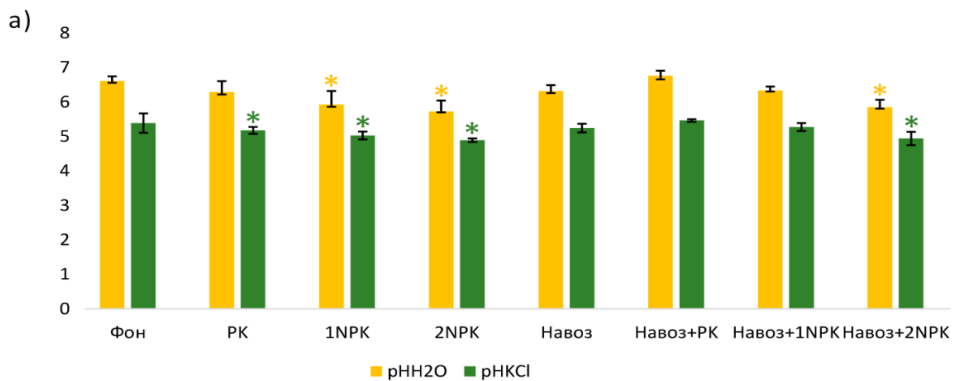
РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Изменение агрохимических показателей

Анализ агрохимических показателей выявляет изменения почв изучаемого опыта, происходящие под воздействием внесения удобрений – минеральных, органических и их сочетания. Эти показатели – pH, содержание органического углерода и подвижных форм фосфора – во многом способны обуславливать изменение подвижности элементов в почве, а также их поступление в растения (Клевлина, 2010, Shopina et al., 2020).

Внесение минеральных удобрений, а также навоза в сочетании с двойной дозой NPK приводит к подкислению почвы (рис. 1а). По величине обменной кислотности большинство опытных делянок относится к слабокислым почвам (диапазон значений pH_{KCl} для данной группы 5.1–5.5). Выделяются варианты с наиболее высокими дозами внесения минеральных удобрений – 2NPK и навоз+2NPK, они относятся к среднекислым почвам (диапазон значений pH_{KCl} для данной группы 4.6–5.0). Ранее на данном объекте были показаны различия в степени изменения кислотности между вариантами опыта (Окорков и др., 2021). Внесение органических удобрений способствовало уменьшению роста гидролитической кислотности, что авторы связывают с процессами аммонификации и образования аммиака. Снижение роста гидролитической кислотности обуславливалось как взаимодействие удобрений между собой, так и со свойствами поглощающего комплекса. pH почвы напрямую связан с доступностью микроэлементов, поскольку влияет на их растворимость и способность образовывать хелаты в почве (Vanuelos, Ajwa, 1999).

В этих же вариантах опыта отмечается тренд на увеличение содержания органического углерода (рис. 1в), однако, изменения статистически недостоверны.



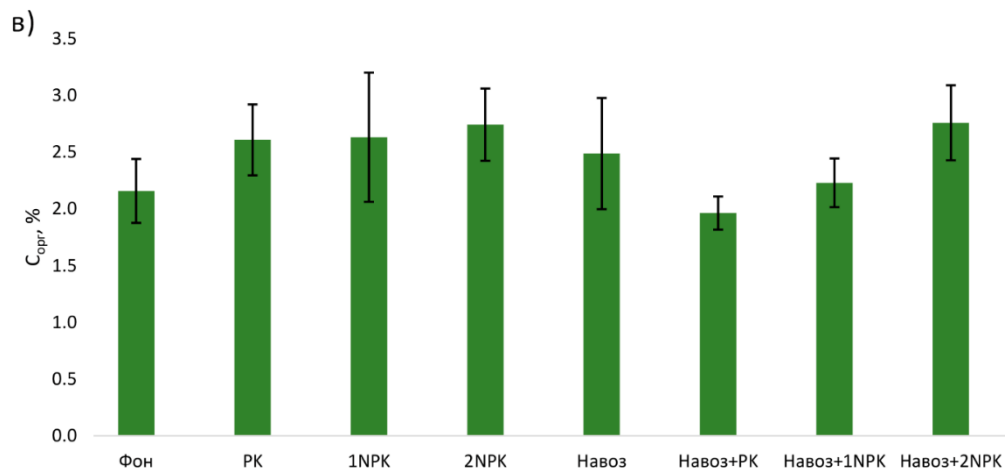


Рис. 1. Основные агрохимические характеристики почв длительного полевого опыта: **а)** актуальная ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) и обменная (pH_{KCl}) кислотность, **б)** содержание подвижных форм фосфора, **в)** содержание органического углерода. Показаны средние значения показателя ($n = 3$) и 95%-ный доверительный интервал, *отмечены варианты опыта статистически значимо отличающиеся от варианта “Фон” согласно тесту Гао ($p < 0.05$).

Fig. 1. Main agrochemical characteristics of soils of the long-term field experiment: **a)** actual ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) and exchangeable (pH_{KCl}) acidity, **б)** content of mobile forms of phosphorus, **в)** organic carbon content. Average values of the indicator ($n = 3$) and 95%-confidence interval are shown, *marked experimental groups statistically significantly different from the “Background” variant according to the Gao test ($p < 0.05$).

Накопление органического вещества в почвах агроценозов связывают с остающимися в почве после уборки урожая пожнивными остатками культур, а также их трансформацией под действием микроорганизмов (Чеботарев, Броварова, 2022). Эти процессы происходят наиболее активно в вариантах опыта с высокой урожайностью.

Под влиянием внесения удобрений возросло содержание подвижных форм фосфора (рис. 1б). Образцы вариантов опыта фон, РК, 1NPK и навоз характеризуются высоким содержанием доступного фосфора в почве (содержание доступного фосфора по методу Кирсанова в этой градации составляет 15.1–25.0 мг $P_2O_5/100г$), а вариантов опыта 2NPK, навоз+РК, навоз+1NPK и навоз+2NPK – очень высоким содержанием (> 25 мг $P_2O_5/100г$). Влияние фосфора на потребление растениями микроэлементов может быть крайне разнообразным и связано не только с иммобилизацией их в форме труднорастворимых фосфатов, обуславливая их дефицит, что, в частности, показано для Zn (Ермаков, Дышко, 2008; Aboyeji et al., 2020). При высоком уровне обеспеченности фосфором снижается выработка экссудатов растениями по сравнению с дефицитными условиями, что также может быть причиной снижения поступления микроэлементов (Chang et al., 2002).

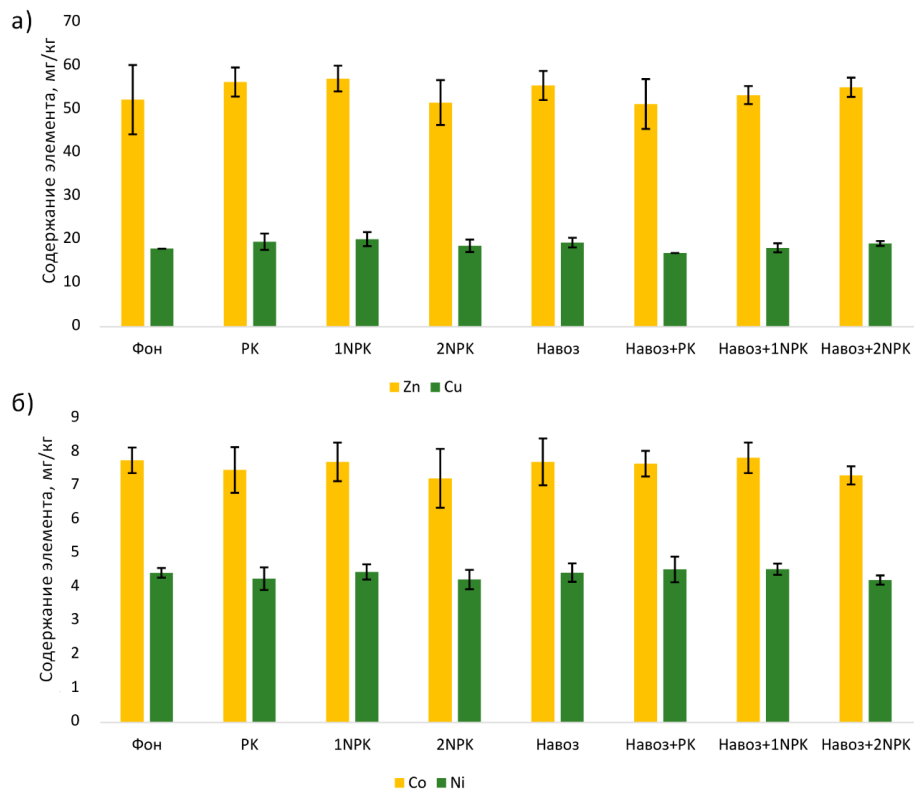
Изменения элементного состава почвы

В образцах длительного полевого опыта было оценено содержание ряда металлов – Ni, Cu, Zn, Co, Mn, Fe, – которые входят в группу микроэлементов, наиболее изучаемых в последние десятилетия (He et al., 2005). Выбранные для анализа элементы могут рассматриваться одновременно как микроэлементы, необходимые и значимые для роста и развития растений, и элементы, низкое содержание которых может являться лимитирующим фактором, а с другой стороны – как тяжелые металлы (ТМ), потенциально токсичные элементы, при высоких уровнях содержания которых возможны негативные последствия для живых организмов (Shaheen, et al., 2014). Таким образом, с точки зрения оценки возможной деградации агроценозов, находящихся под длительным воздействием антропогенных факторов, крайне важно проводить оценку изменений содержания данных элементов в компонентах агроцено-

за. При этом данные о возможности накопления элементов в почвах агроценозов остаются противоречивыми. Отдельными авторами отмечается как рост содержания ТМ в почве при длительном применении удобрений, так и снижение, это касается и валового содержания, и подвижных форм элементов (Якименко, Конарбаева, 2016). Такие противоречия, по-видимому, обуславливаются широким разнообразием почвенно-климатических условий и используемых агротехнологий (Конарбаева, Якименко, 2017).

По результатам определения валового содержания ряда элементов в образцах почвы отсутствовали статистически значимые различия между вариантами внесения удобрений и фоном. При этом средние значения содержания ряда элементов – Cu, Zn, Mn – в вариантах внесения удобрений были выше, чем на фоновой делянке. Также можно отметить тренд на увеличение содержания микроэлементов с ростом внесенной дозы минеральных удобрений. Особенно выражен этот тренд для Mn при совместном внесении минеральных удобрений и навоза. Валовое содержание Mn в варианте навоз+ПК (566.7 ± 75.9 мг/кг) статистически значимо ниже, чем в варианте навоз+2NPK (686.0 мг/кг ± 57.9 мг/кг). Таким образом, внесение минеральных удобрений в сочетании с навозом привело к росту содержания Mn в варианте с внесением повышенной дозы по сравнению с более низкими дозами внесения удобрений. При этом полученные значения остаются в пределах установленных значений ПДК для всех элементов.

В работе (Уткин, Лукьянов, 2022) приведены данные по содержанию валовых и подвижных форм микроэлементов в серых лесных почвах районов Владимирской области. Полученные нами данные оказываются выше приводимых значений для Cu, Zn, Ni и Mn (среднее валовое содержание в 2019 г. – 13.3, 36.1, 22.8, 261 мг/кг соответственно, среднее содержание подвижных форм – 0.27, 1.14, 0.18 мг/кг). Более высокие значения, полученные нами, объясняются различиями методик – в приведенной работе используется экстракция 5 н. HNO_3 , что считается методом определения “условно валового” содержания (рис. 2 и 3). Таким образом, по-видимому, полученные нами данные в целом соответствуют значениям для серых лесных почв данного региона.



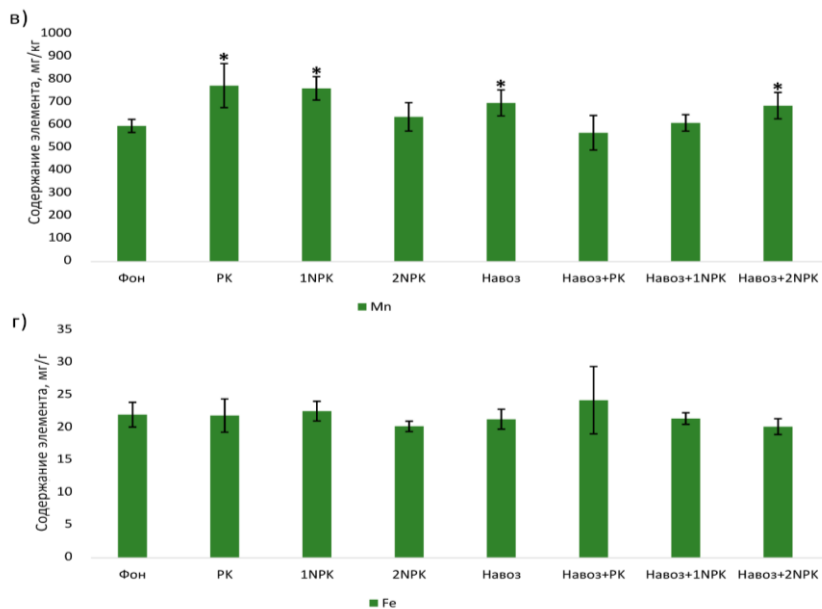
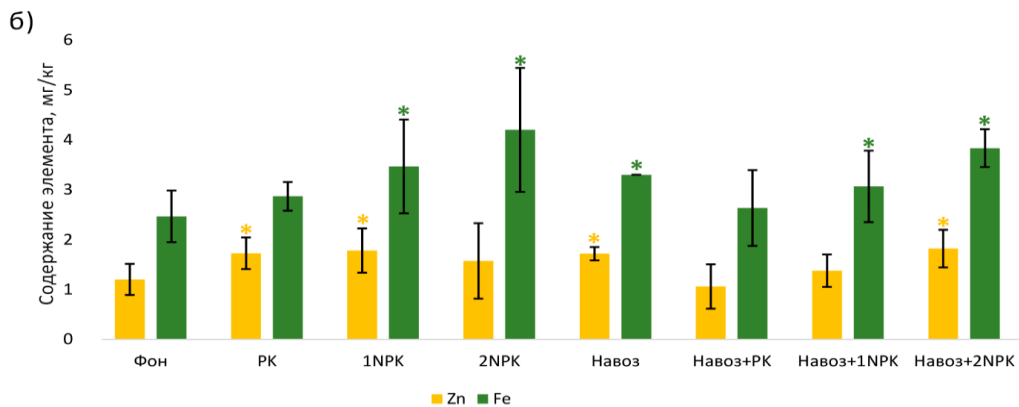
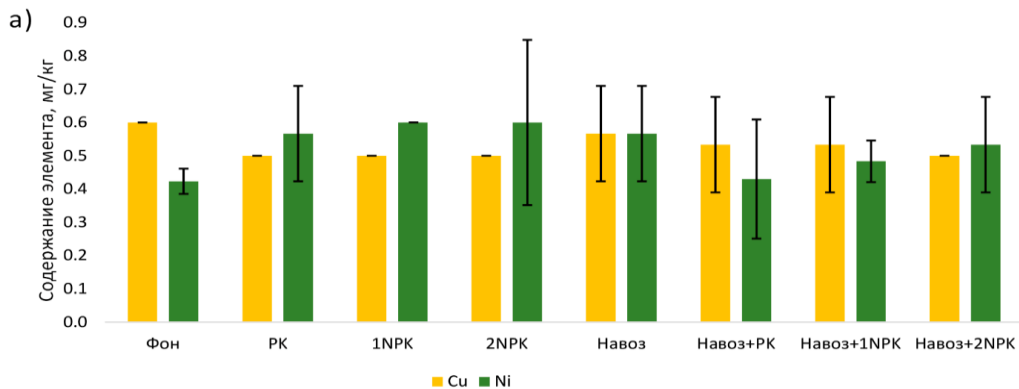


Рис. 2. Валовое содержание элементов в образцах почвы. Показаны средние значения ($n = 3$) и 95%-ные доверительные интервалы. Группы, не имеющие общих букв, статистически достоверно различаются согласно тесту Гао ($p \leq 0.05$).

Fig. 2. Total content of elements in soil samples. Mean values ($n = 3$) and 95%-confidence intervals are shown. Groups without common letters are statistically significantly different according to the Gao test ($p \leq 0.05$).



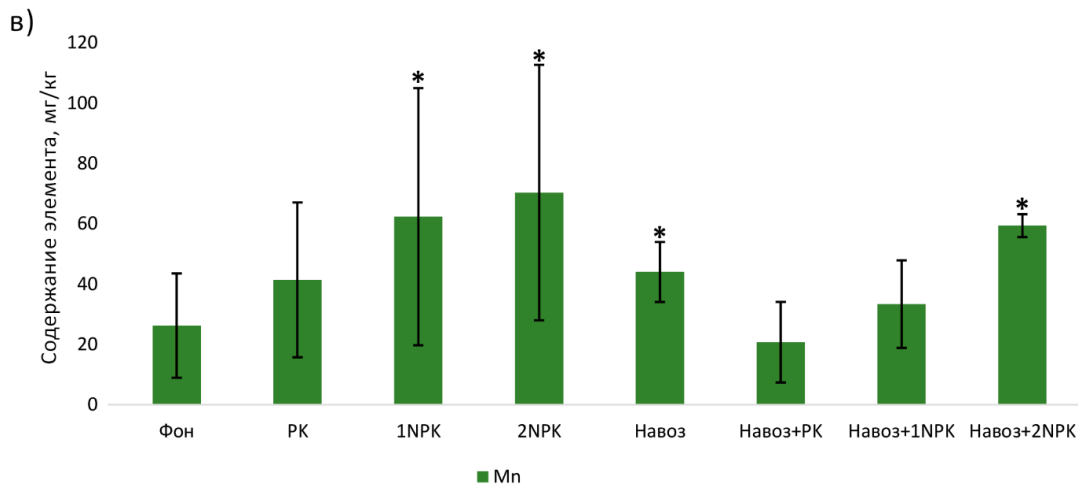


Рис. 3. Содержание подвижных форм элементов в образцах почвы. Показаны средние значения ($n = 3$) и 95%-ные доверительные интервалы. Группы, не имеющие общих букв, статистически достоверно различаются согласно тесту Гао ($p \leq 0.05$).

Fig. 3. Content of mobile forms of elements in soil samples. Mean values ($n = 3$) and 95%-confidence intervals are shown. Groups without common letters are statistically significantly different according to the Gao test ($p \leq 0.05$).

Экстрагирование подвижных форм элементов может проводиться с использованием различных растворов. Принято считать, что ацетатно-аммонийный буфер с pH 4.8 (ААБ) экстрагирует главным образом водорастворимые и обменные формы микроэлементов, содержание которых в вытяжке характеризует обеспеченность (или необеспеченность) почв этими элементами питания для произрастания растений (Siromlya, 2009; Кузнецов и др., 2012). Данный экстрагент был использован при формировании современных российских нормативов содержания элементов в почве и градаций обеспеченности почв микроэлементами. Содержание подвижных форм Mn статистически достоверно выше фонового значения (26.2 ± 17.3 мг/кг) в вариантах опыта 1NPK (62.3 ± 42.6 мг/кг), 2NPK (70.3 ± 42.3 мг/кг), навоз (44.0 ± 9.94 мг/кг), навоз+2NPK (59.3 ± 3.8 мг/кг). Содержание подвижных форм Zn достоверно выше фонового варианта (1.20 ± 0.31 мг/кг) в образцах РК (1.73 ± 0.32 мг/кг), 1NPK (1.78 ± 0.44 мг/кг), навоз (1.72 ± 0.13 мг/кг), навоз+2NPK (1.82 ± 0.38 мг/кг). Содержание подвижных форм Fe также достоверно возростала при внесении удобрений, по сравнению с фоном (2.47 ± 0.52 мг/кг), что показано для вариантов 1NPK (3.47 ± 0.94 мг/кг), 2NPK (4.20 ± 1.24 мг/кг), навоз+1NPK (3.07 ± 0.72 мг/кг), навоз+2NPK (3.83 ± 0.38 мг/кг). Содержание подвижных форм Co ниже предела обнаружения (0.01 мг/кг).

Оценку обеспеченности почвы микроэлементами принято проводить по содержанию подвижных форм, определяемых различными экстрагентами. Принимая градацию обеспеченности почв по Важенину, разработанную для экстракции ацетатно-аммонийным буфером, можно отметить высокую обеспеченность почв всех вариантов опыта по Cu (>0.20 мг/кг) и Mn (>10 мг/кг), среднюю для Zn (1–2 мг/кг) (для группы растений с невысоким уровнем выноса микроэлементов – зерновые и зернобобовые культуры) (Важенин, 1985). Зафиксирована низкая обеспеченность почв кобальтом. Таким образом, длительное внесение удобрений не повлияло на обеспеченность почв данными элементами. Здесь были возможны разнонаправленные процессы, влияющие на обеспеченность почвы микроэлементами, с одной стороны, внесение дополнительных элементов с удобрениями, а также увеличение их подвижности за счет подкисления почвы, с другой сторо-

ны, вынос этих элементов из почвы с отчуждаемой растительной продукцией.

В таблице 1 представлены коэффициенты корреляции Спирмена, рассчитанные для данных по содержанию подвижных форм элементов в почве и агрохимическими характеристиками.

Таблица 1. Коэффициенты корреляции Спирмена между содержанием подвижных форм элементов в почве и агрохимическими характеристиками почвы, содержанием микроэлементов в растениях.
Table 1. Spearman correlation coefficients between the content of mobile forms of elements in soil and agrochemical characteristics of soil, content of trace elements in plants.

Показатель	Содержание подвижных форм				
	Cu	Mn	Ni	Fe	Zn
pH _{H2O}	0.54	-0.87	-0.72	-0.84	-0.64
pH _{KCl}	0.55	-0.82	-0.67	-0.81	-0.58
C _{орг}	-0.37	0.89	0.67	0.71	0.81
P ₂ O ₅	-0.24	0.14	0.11	0.28	-0.11
Содержание элемента в надземных органах овса	0.52	0.25	0.37	0.59	0.24
Содержание элемента в надземных органах гороха	0.46	0.75	0.76	0.65	0.42

Примечание. Жирным отмечены коэффициенты статистически достоверные при $p \leq 0.05$.

Note. Coefficients statistically significant at $p \leq 0.05$ are marked in bold.

Из таблицы видно, что содержание в почве подвижных форм большинства изученных элементов находится в тесной связи с показателями почвенной кислотности и содержания органического углерода. Для Mn, Ni, Fe и Zn характерны одинаковые зависимости – отрицательная корреляция с pH и положительная с C_{орг}

– увеличение кислотности почвы и содержания органического углерода обуславливает рост содержания подвижных форм данных элементов. Взаимосвязи содержания подвижных форм микроэлементов с содержанием подвижных форм фосфора в нашем случае не показано.

Таким образом, увеличение кислотности почвы при внесении удобрений привело к увеличению подвижности Mn, Ni и Zn, что в свою очередь может приводить к увеличению поступления в растения и выносу элементов из агроценоза с урожаем. Увеличение доли подвижных микроэлементов в почве при внесении удобрений также видно по росту значений коэффициентов подвижности (рис. 4), что наиболее выражено для Mn. Коэффициенты подвижности были рассчитаны как отношение содержания подвижной формы элемента к валовому содержанию элемента. Часть элементов при этом может закрепляться корнями растений и оставаться в почве. Эти процессы, по-видимому, обусловили отсутствие значительных изменений валового содержания элементов в почве при длительном их поступлении с удобрениями.

Изменения элементного состава растений

Для ряда изученных элементов – Ni, Mn, Fe – отмечается увеличение содержания в органах растений при внесении удобрений (рис. 5, 6). Исключение составляют Cu и Zn. Содержание Cu достоверно ниже фона в зерне гороха (варианты 2NPK, навоз+2NPK) и овса (варианты 1NPK, 2NPK, навоз+1NPK, навоз+2NPK), а также в стеблях овса (варианты 1NPK, 2NPK, навоз+1NPK, навоз+2NPK). Содержание Zn достоверно ниже фоновой в листьях гороха в варианте навоз+1NPK и в листьях овса в варианте навоз+PK. Снижение содержания Zn, Cu в вариантах с более интенсивным использованием удобрений (и с более высокой урожайностью (рис. 7)), по всей видимости, связано с “эффектом разбавления” (Карпова, Минеев, 2015).

Можно отметить большую чувствительность овса, по сравнению с горохом, по изменению элементного состава отдельных органов растений.

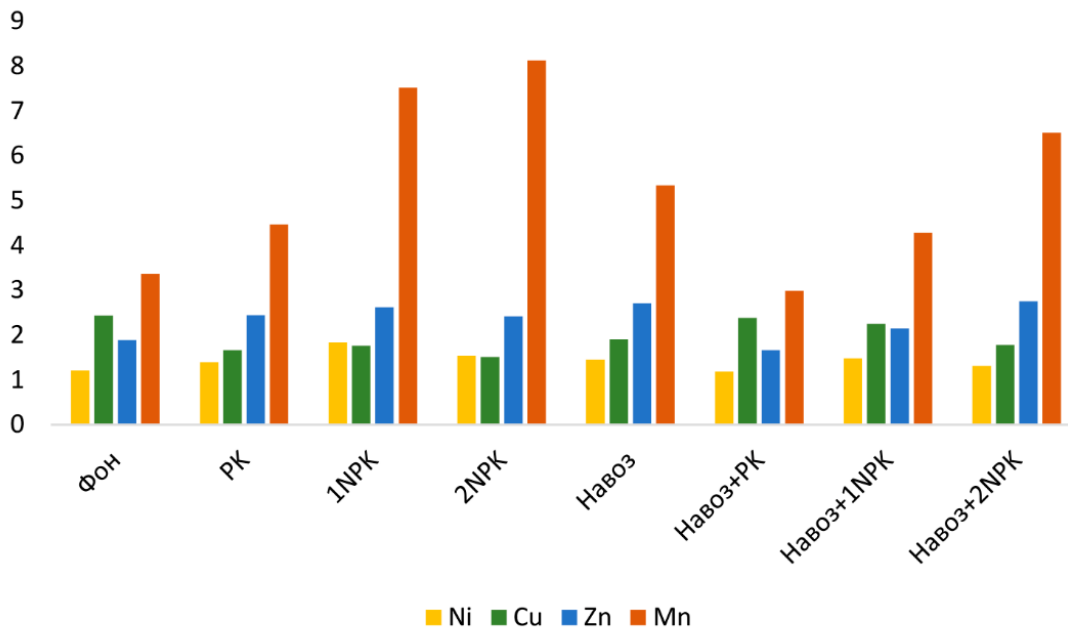
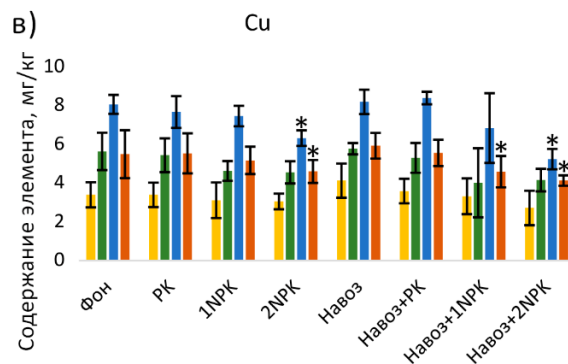
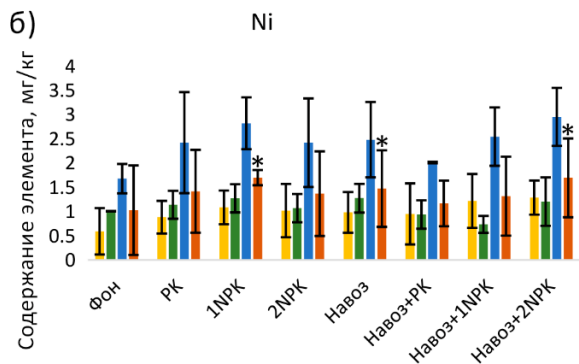
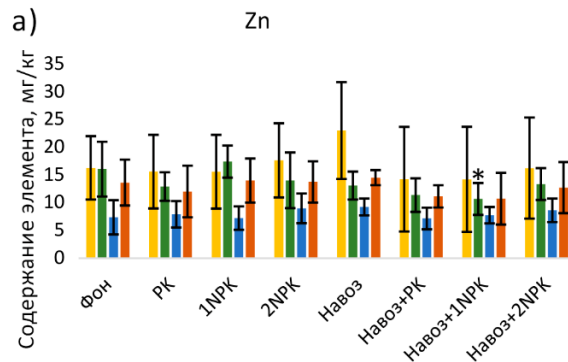
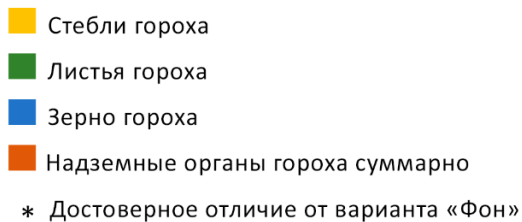


Рис. 4. Коэффициенты подвижности микроэлементов в почве.
Fig. 4. Mobility coefficients of trace elements in soil.



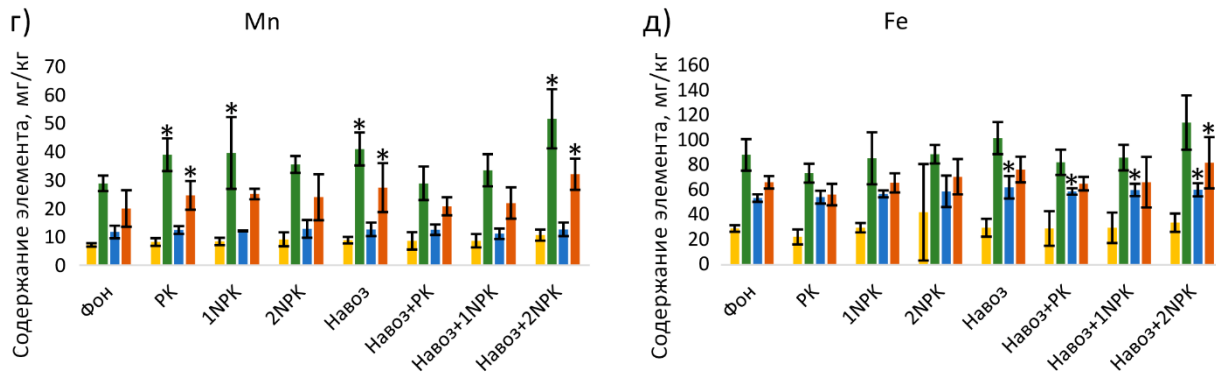
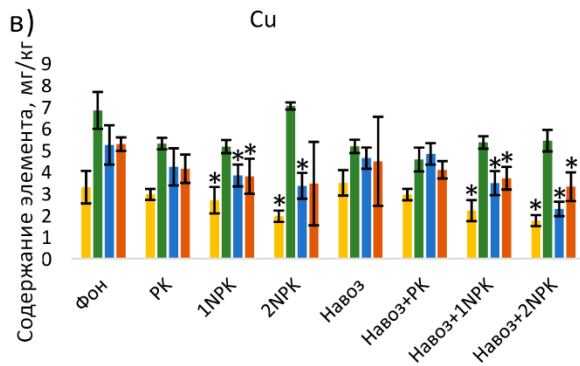
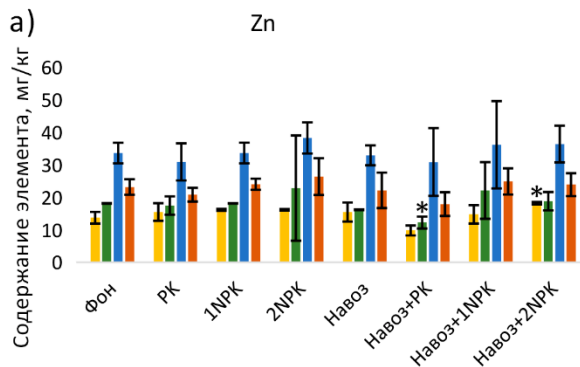
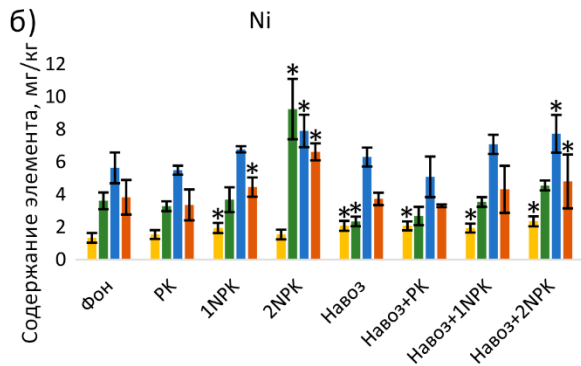


Рис. 5. Содержание элементов в образцах растений гороха по отдельным органам. Показаны средние значения ($n = 3$) и 95%-ные доверительные интервалы. Показаны средние значения показателя ($n = 3$) и 95%-ный доверительный интервал, * отмечены варианты опыта статистически значимо отличающиеся, согласно тесту Гао ($p < 0.05$).

Fig. 5. Content of elements in pea plant samples by individual organs. Mean values ($n = 3$) and 95%-confidence intervals are shown, * marked experiment groups statistically significantly different according to the Gao test ($p < 0.05$).

- Стебли овса
 - Листья овса
 - Зерно овса
 - Надземные органы овса суммарно
- * Достоверное отличие от варианта «Фон»



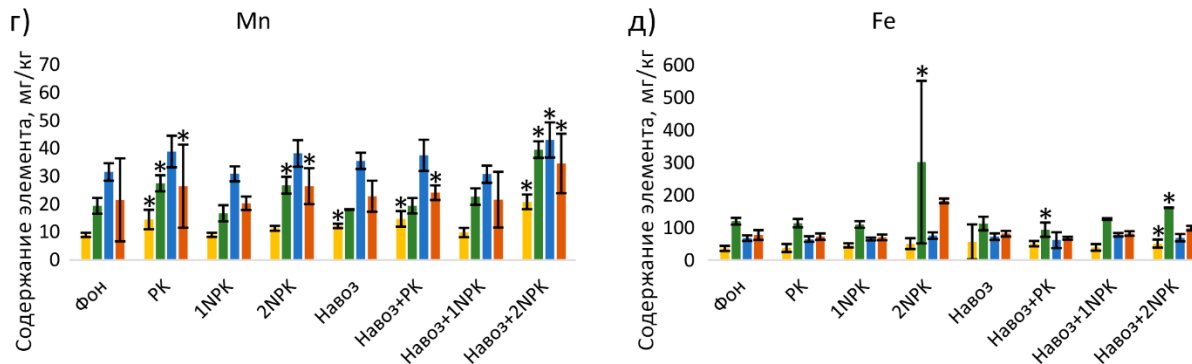


Рис. 6. Содержание элементов в образцах растений овса по отдельным органам, мг/кг. Показаны средние значения ($n = 3$) и 95%-ные доверительные интервалы. Показаны средние значения показателя ($n = 3$) и 95%-ный доверительный интервал, * отмечены варианты опыта статистически значимо отличающиеся согласно тесту Гао ($p < 0.05$).

Fig. 6. Content of elements in oat plant samples by individual organs. Mean values ($n = 3$) and 95%-confidence intervals are shown, * marked experiment groups statistically significantly different according to the Gao test ($p < 0.05$).

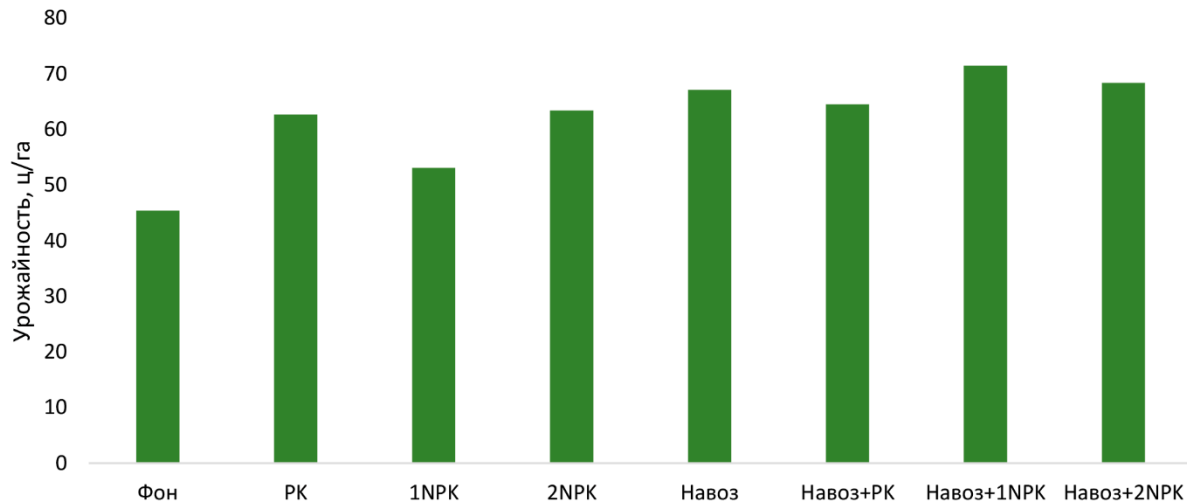


Рис. 7. Урожайность растений на делянках длительного полевого опыта.
Fig. 7. Plant yields in plots of a long-term field experiment.

Достоверные различия вариантов опыта с фоновым вариантом для органов овса отмечаются в большем числе случаев, по сравнению с горохом, что может объясняться более широким разбросом значений для гороха, что не позволяет выявить достоверных изменений.

Оценка возможности использования полученных данных для индикации состояния агроценоза

Для детального анализа изменений, произошедших в микроэлементном составе агроценоза при длительном применении удобрений, мы проанализировали полученные данные методом главных компонент (МГК). МГК как метод многомерного статистического анализа позволяет сократить число переменных исходного массива данных, преобразовав их в главные компоненты (ГК). ГК сохраняют большую часть вариации исходных переменных и позволяют наглядно проанализировать расположение изучаемых образцов в пространстве главных компонент (Kuz'mina et al., 2009; Singh et al., 2011). Анализ был проведен для пяти групп данных: 1) валовое содержание элементов в почве, 2) содержание подвижных форм элементов в почве, 3) содержание элементов в надземных органах овса, 4) содержание элементов в надземных органах гороха, 5) общая совокупность полученных данных – содержание валовых и подвижных форм элементов в почве, содержание в надземных органах растений двух видов.

Для нахождения ГК были использованы корреляционные матрицы. Для анализа были использованы две первых главных компоненты, суммарно определяющие свыше 50% дисперсии в каждом из пяти наборов данных. Результаты анализа, отражающие расположение вариантов опыта в пространстве главных компонент, представлены на рисунках. На рисунках также отражены вклады отдельных показателей (содержание микроэлементов), использованных при анализе, в нагрузку ГК.

По диаграммам, построенным как для содержания микроэлементов в почве, так и для содержания микроэлементов в растениях (рис. 8, 9) видно, что образцы вариантов опыта мало разделяются в пространстве главных компонент.

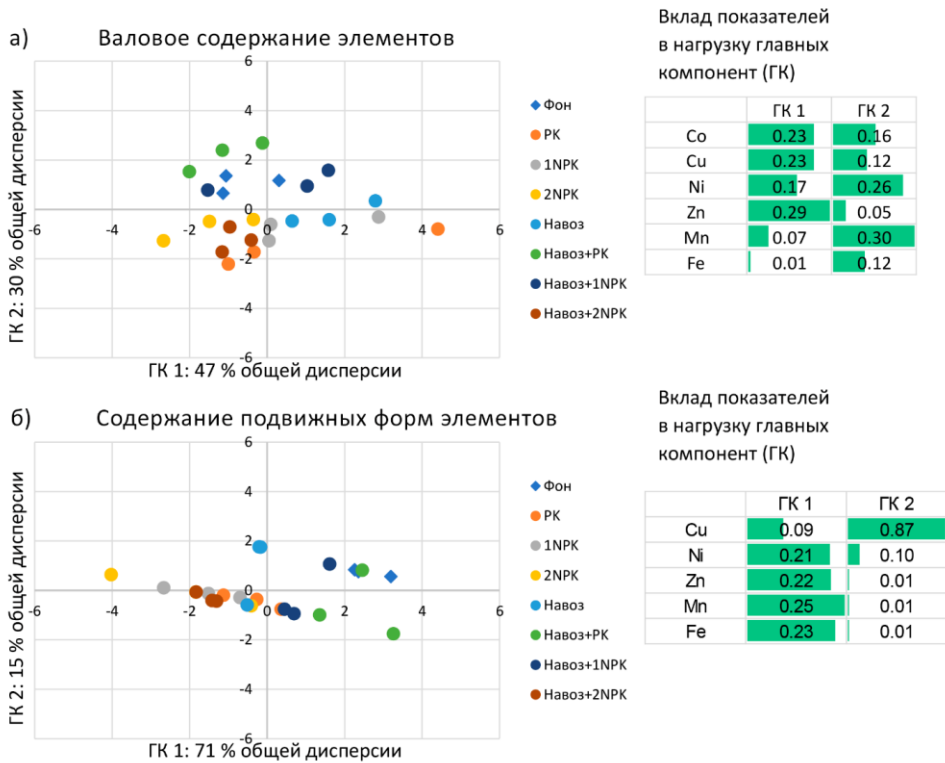
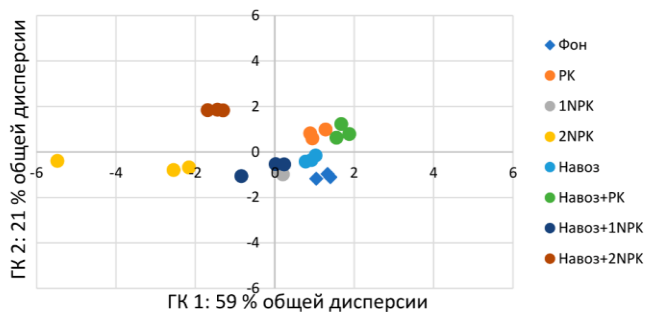


Рис. 8. Ординация вариантов полевого опыта в пространстве главных компонент, построено по данным валового содержания элементов в почве (а) и содержания подвижных форм элементов в почве (б).

Fig. 8. Ordination of field experiment groups in the space of principal components, constructed from the data of total content of elements in soil (а) and content of mobile forms of elements in soil (б).

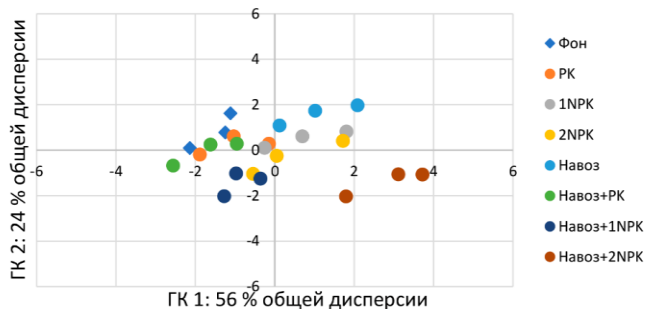
а) Содержание элементов в надземных органах овса



Вклад показателей в нагрузку главных компонент (ГК)

	ГК 1	ГК 2
Cu	0.17	0.12
Ni	0.29	0.04
Zn	0.20	0.20
Mn	0.07	0.64
Fe	0.28	0.01

б) Содержание элементов в надземных органах гороха



Вклад показателей в нагрузку главных компонент (ГК)

	ГК 1	ГК 2
Cu	0.06	0.58
Ni	0.26	0.00
Zn	0.12	0.42
Mn	0.31	0.00
Fe	0.25	0.00

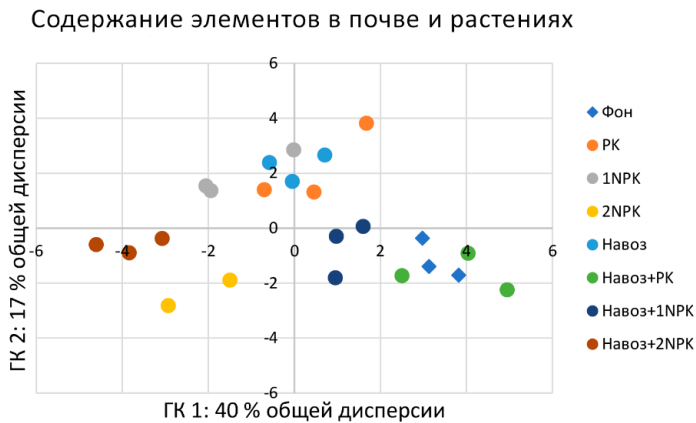
Рис. 9. Ординация вариантов полевого опыта в пространстве главных компонент, построено по данным содержания элементов в надземных органах овса (а) и содержания элементов в надземных органах гороха (б).

Fig. 9. Ordination of field experiment groups in the space of principal components, constructed from the data of element content in aboveground organs of oat (a) and element content in aboveground organs of pea (б).

В основном разделение происходит вдоль оси ГК 1, отражающей степень нагрузки на агроценоз при внесении удобрений, где выделяются варианты опыта с наиболее высокими дозами внесения минеральных удобрений – 2NPK и навоз+2NPK (в большей степени для данных по содержанию микроэлементов в растениях).

Наиболее явное разделение вариантов опыта в пространстве главных компонент было получено при совместном использовании данных по содержанию элементов в почве и растениях (рис. 10). В данном случае также выделяется группа вариантов опыта с наиболее высокой агрогенной нагрузкой на агроценоз – 2NPK и навоз+2NPK, группа вариантов с менее интенсивной нагрузкой – варианты с более низкой дозой минеральных удобрений (1NPK, PK) и навоз, и группа вариантов опыта, в которую входит фон и варианты опыта с более сбалансированной нагрузкой на агроценоз (навоз+PK, навоз+1NPK). Известно, что совместное применение минеральных и органических удобрений оказывается более благоприятным вариантом, по сравнению с длительным применением этих удобрений в отдельности, в отношении содержания органического вещества в почве, активности микробиоты, и других характеристик (Semenov et al., 2023), которые в совокупности могут определять доступность микроэлементов в почве для растений. Это было показано и для серых лесных почв Владимирского ополья: наиболее сильные негативные изменения в биологической активности происходили на высокоинтенсивном минеральном фоне, а внесение навоза способствовало сглаживанию негативных последствий применения высоких доз минеральных удобрений (Зинченко, 2009).

Вклад использованных для анализа показателей в нагрузку главных компонент позволяет выявить значимость отдельных показателей в изменениях элементного состава агроценоза. На рисунке видно, что в ГК 1 вносят сопоставимый вклад как показатели содержания подвижных форм микроэлементов в почвах (Ni, Zn, Mn, Fe), так и показатели содержания элементов в растениях (Cu и Ni в растениях овса, Ni и Mn в растениях гороха). При этом для ГК 2 показан существенный вклад показателей валового содержания микроэлементов в почвах (Cu, Zn, Mn).



Вклад показателей
 в нагрузку главных компонент (ГК)

	ГК 1	ГК 2
Со вал	0.03	0.06
Си вал	0.01	0.17
Ni вал	0.04	0.03
Zn вал	0.00	0.23
Mn вал	0.01	0.16
Fe вал	0.05	0.01
Cu ААБ	0.03	0.00
Ni ААБ	0.07	0.03
Zn ААБ	0.07	0.07
Mn ААБ	0.10	0.00
Fe ААБ	0.10	0.00
Cu овес	0.06	0.00
Ni овес	0.06	0.06
Zn овес	0.04	0.00
Mn овес	0.03	0.01
Fe овес	0.05	0.06
Cu горох	0.04	0.04
Ni горох	0.07	0.04
Zn горох	0.03	0.01
Mn горох	0.07	0.02
Fe горох	0.04	0.01

Рис. 10. Ординация образцов в пространстве главных компонент, построено при совместном использовании данных элементного состава почв и растений.

Fig. 10. Ordination of samples in principal component space, constructed by combining soil and plant elemental composition data.

Таким образом, при отсутствии статистически значимых различий между вариантами опыта по валовому содержанию в почве Cu и Zn, эти показатели играют роль в проявлении различий между вариантами опыта и также могут иметь значение при оценке рисков химической деградации агроценоза.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Внесение минеральных и органических удобрений, а также их смеси привело к изменению агрохимических характеристик серых лесных почв длительного полевого опыта: внесение минеральных удобрений способствует подкислению почвы, увеличению содержания органического углерода, подвижных форм фосфора. При этом варианты с совместным внесением минеральных и органических удобрений подвержены меньшему изменению данных характеристик, что может быть обусловлено увеличению буферной способности почвы в отношении компонентов, поступающих с минеральными солями, за счет вносимого органического вещества.

Изменения почвенных характеристик, главным образом подкисление почвы, во многом обуславливают изменение подвижности изучаемых микроэлементов, что способствует поступлению их в растения и увеличению выноса из агроценоза с урожаем, что может являться фактором риска химической деградации агроценоза. При этом рост содержания подвижных форм более выражен в вариантах внесения минеральных удобрений по сравнению с совместным внесением с навозом.

Ацетатно-аммонийная вытяжка отражает обеспеченность почв микроэлементами, то есть характеризует такие содержания микроэлементов в почве, при которых возможно (или невозможно) нормальное произрастание растений. Содержание ТМ в почвенной вытяжке не имеет четких корреляционных связей с содержанием ТМ в растении, так как на поступление в растение влияет огромное количество факторов, прежде всего индивидуальные особенности самого растения, а также климатические условия, химические и физические свойства почв, окислительно-восстановительные условия. Снижение содержания Zn, Cu в растениях в вариантах с более интенсивным использованием удобрений

ний (и с более высокой урожайностью) можно объяснить “эффектом разбавления” (Карпова, Минеев, 2015). На исследованной территории необходимо контролировать низкое содержание Со в почве и недостаточное его поступление в растения. Кобальт присутствует в молекуле витамина В₁₂, который регулирует азотистый, нуклеиновый и углеводный обмен. Недостаточный уровень содержания кобальта в кормовых культурах вызывают серьезные заболевания животных (Ковальский, 1974), поэтому сведения о химическом составе растений крайне важны для сбалансированного питания человека и животных.

Таким образом, окультуривание серых лесных почв в вариантах опыта с применением различных доз минеральных удобрений и навоза повлекло за собой изменение ряда агрохимических показателей. Существенных изменений в валовом содержании в почве таких металлов как Ni, Cu, Zn, Co, Mn, Fe не произошло, несмотря на их поступление в почву с минеральными и органическими удобрениями. При этом были зафиксированы изменения в содержании подвижных форм элементов в почве и их содержании в растительной продукции (по сравнению с контрольным вариантом). Эти изменения требуют дополнительного мониторинга элементного состава различных компонентов агроценоза. Полученные результаты могут учитываться при формировании критериев оценки минерального питания растений и норм внесения удобрений.

Совместное использование данных по изменению элементного состава почв и растений позволяет лучше дифференцировать варианты опыта в пространстве главных компонент. Анализ агроценозов этим методом перспективен при проведении мониторинга последствий агрогенной нагрузки на почвы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Важенин И.Г.* О нормировании загрязненности почвы выбросами промышленных предприятий // Химия в сельском хозяйстве. Т. 23. № 6. 1985. С. 42–45.
2. *Ермаков А.А., Дышко В.Н.* Цинк и медь в агроценозе с разным уровнем обеспеченности подвижным фосфором // Проблемы агрохимии и экологии. 2008. № 2. С. 23–25.

3. *Зинченко М.К.* Экологическое состояние агроценозов серых лесных почв // *Агрохимический вестник*. 2009. № 4. С. 15–18.
4. *Ильин В.Б.* Элементарный химический состав растений. Новосибирск: Наука, 1985. 129 с.
5. *Карпова Е.А.* Состояние микроэлементов в агроэкосистемах // *Техногенез и биогеохимическая эволюция таксонов биосферы*. М.: Наука, 2003. С. 76–87.
6. *Карпова Е.А., Минеев В.Г.* Тяжелые металлы в агроэкосистеме. М., 2015. 215 с.
7. *Клевелина Т.П.* Микроэлементы в черноземах выщелоченных лесостепи Кузнецкой котловины и их влияние на продуктивность и качество яровой пшеницы: Автореф. дис. ... канд. с-х. наук. Кемерово, 2010. 19 с.
8. *Ковальский В.В.* Геохимическая экология. М.: Наука, 1974. 300 с.
9. *Конарбаева Г.А., Якименко В.Н.* Эколого-агрохимическая оценка содержания тяжелых металлов в почве и растениях агроценоза // *Проблемы агрохимии и экологии*. 2017. №. 1. С. 16–21.
10. *Кузнецов М.Н., Леоничева Е.В., Роева Т.А., Мотылева С.М., Малякко Г.П., Сычев, С.М.* Содержание подвижных форм тяжелых металлов в почве садовых агроценозов юга Нечерноземья // *Современное садоводство – Contemporary horticulture*. 2012. № 1(4). С. 24–33.
11. Методика количественного химического анализа. Определение примесных элементов в образцах Be, Mg, Al, Si, Ca, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, As, Se, Sr, Y, Zr, Nb, Mo, Pd, Ag, Cd, In, Sn, Sb, Te, Ba, La и других РЗЭ, Hf, Ta, W, Re, Os, Pb, Th и U, а также в образцах их оксидов и солей методом ИСП-МС. НСАМ № 501-МС // *Отраслевая методика III категории точности*. М.: РИС ВИМС, 2011. 36 с.
12. *Окорков В.В., Окоркова Л.А., Фенова О.А.* Влияние длительного применения удобрений на изменение физико-химических свойств серой лесной почвы Верхневолжья // *Владимирский земледелец*. 2021. № 2. С. 27–34. DOI: [10.24412/2225-2584-2021-2-27-34](https://doi.org/10.24412/2225-2584-2021-2-27-34).
13. *Попова А.А.* Сезонная динамика и баланс тяжелых металлов в дерново-подзолистой почве: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1992. 24 с.
14. *Уткин А.А.* Плодородие и экотоксикологическое состояние реперных участков дерново-подзолистых суглинистых почв Владимирской области // *Агрохимия*. 2022. № 6. С. 3–13. DOI: [10.31857/S0002188122060126](https://doi.org/10.31857/S0002188122060126).
15. *Уткин А.А., Лукьянов С.Н.* Плодородие и экотоксикологическое состояние реперных участков серых лесных почв Владимирской области // *Агрохимия*. 2022. № 3. С. 12–21. DOI: [10.31857/S0002188122060126](https://doi.org/10.31857/S0002188122060126).
16. *Чеботарев Н.Т., Броварова О.В.* Влияние систематического

- применения органических и минеральных удобрений на агрохимические свойства дерново-подзолистой почвы и продуктивность картофеля в кормовом севообороте в длительном опыте европейского севера // *Агрохимия*. 2022. № 8. С. 10–16. DOI: [10.31857/S0002188122080038](https://doi.org/10.31857/S0002188122080038).
17. *Якименко В.Н., Конарбаева Г.А.* Трансформация фонда тяжелых металлов серой лесной почвы в агроценозе // *Агрохимия*. 2016. № 4. С. 61–69.
18. *Aboyeji C.M., Dunsin O., Adekiya A.O., Suleiman K.O., Chinedum C., Okunlola F.O., Joseph, Abiodun, Ejue S.W., Adesola O.O., Olofintoye T.A.J., Owolabi I.O.* Synergistic and antagonistic effects of soil applied P and Zn fertilizers on the performance, minerals and heavy metal composition of groundnut // *Open Agriculture*. 2020. Vol. 5. No. 1. P. 1–9. DOI: [10.1515/opag-2020-0002](https://doi.org/10.1515/opag-2020-0002).
19. *Adriano D.C.* Trace Elements in Terrestrial Environments. Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. New York: Springer, 2001. 867 p.
20. *Banuelos G.S., Ajwa H.A.* Trace elements in soils and plants: an overview // *Journal of Environmental Science & Health Part A*. 1999. Vol. 34. No. 4. P. 951–974. DOI: [10.1080/10934529909376875](https://doi.org/10.1080/10934529909376875).
21. *Borisochkina T.I., Kotelnikova A.D., Rogova O.B.* The mass transfer of chemical elements and of their compounds in agroecosystems // *Dokuchaev Soil Bulletin*. 2022. No. 110. P. 114–147. DOI: [10.19047/0136-1694-2022-110-114-147](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2022-110-114-147).
22. *Chang A.C., Page A.L., Koo B.J.* Biogeochemistry of phosphorus, iron, and trace elements in soils as influenced by soil-plant-microbial interactions // *Developments in Soil Science*. 2002. Vol. 28. P. 43–57. DOI: [10.1016/S0166-2481\(02\)80007-1](https://doi.org/10.1016/S0166-2481(02)80007-1).
23. *Gao X., Alvo M., Chen J., Li G.* Nonparametric multiple comparison procedures for unbalanced one-way factorial designs // *J. Stat. Plann. Inference*. 2008. Vol. 138. No. 8. P. 2574–2591. DOI: [10.1016/j.jspi.2007.10.015](https://doi.org/10.1016/j.jspi.2007.10.015).
24. *He Z.L., Yang X.E., Stoffella P.J.* Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment // *Journal of Trace elements in Medicine and Biology*. 2005. Vol. 19. No. 2–3. P. 125–140. DOI: [10.1016/j.jtemb.2005.02.010](https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2005.02.010).
25. *Hua K., Wang T., Guo Z., Zhan L., He C., Wang D.* Accumulation of potentially toxic elements under long-term application of different organic amendments // *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 2023. P. 1–17. DOI: [10.1007/s10705-023-10293-x](https://doi.org/10.1007/s10705-023-10293-x).
26. *Kruskal W.H., Wallis W.A.* Use of ranks in one-criterion variance analysis // *J. Am. Stat. Assoc.* 1952. Vol. 47. P. 583–621.

27. Kuz'mina T.G., Lein A.Y., Luchsheva L.N., Murdmaa I.O., Novigatskii A.S., Shevchenko V.P. Chemical composition of surface sediments of the White Sea // *Lithology and Mineral Resources*. 2009. Vol. 44. No. 2. P. 103–119. DOI: [10.1134/S0024490209020011](https://doi.org/10.1134/S0024490209020011).
28. Molchanov E.N., Savin I.Y., Bulgakov D.S.I., Yakovlev A.S., Makarov O.A. National approaches to evaluation of the degree of soil degradation // *Eurasian soil science*. 2015. Vol. 48. P. 1268–1277. DOI: [10.1134/S1064229315110113](https://doi.org/10.1134/S1064229315110113).
29. Reimann C., Englmaier P., Fabian K., Gough L., Lamothe P., Smith D. Biogeochemical plant–soil interaction: variable element composition in leaves of four plant species collected along a south–north transect at the southern tip of Norway // *Science of the Total Environment*. 2015. Vol. 506. P. 480–495. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2014.10.079](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.079).
30. Semenov M.V., Ksenofontova N.A., Nikitin D.A., Tkhakakhova A.K., Lukin S.M. Microbiological Parameters of Soddy-Podzolic Soil and Its Rhizosphere in a Half-Century Field Experiment with Different Fertilizer Systems // *Eurasian Soil Science*. 2023. Vol. 56. No. 6. P. 756–768. DOI: [10.1134/S1064229323600070](https://doi.org/10.1134/S1064229323600070).
31. Shaheen S.M., Hooda P.S., Tsadilas C.D. Opportunities and challenges in the use of coal fly ash for soil improvements – a review // *J. Environ. Manag.* 2014. No. 145. P. 249–267. DOI: [10.1016/j.jenvman.2014.07.005](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.005).
32. Shopina O.V., Semenov I.N., Paramonova T.A., Komissarova O.L. The balance of elements in the system “Luvic Chernozems–agricultural plants” on the Plavsk upland (Tula region of Russia) // *Dokuchaev Soil Bulletin*. 2020. No. 105. P. 91–108. DOI: [10.19047/0136-1694-2020-105-91-108](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-105-91-108).
33. Singh V., Agrawal H.M., Joshi G.C., Sudershan M., Sinha A.K. Elemental profile of agricultural soil by the EDXRF technique and use of the Principal Component Analysis (PCA) method to interpret the complex data // *Applied Radiation and Isotopes*. 2011. Vol. 69. No. 7. P. 969–974. DOI: [10.1016/j.apradiso.2011.01.025](https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2011.01.025).
34. Siromlya T.I. On available forms of chemical compounds in soils // *Contemporary Problems of Ecology*. 2009. Vol. 2. P. 678–685. DOI: [10.1134/S1995425509060307](https://doi.org/10.1134/S1995425509060307).

REFERENCES

1. Vazhenin I.G., O normirovanii zagryaznennosti pochvy vybrosami promyshlennykh predpriyatii (On regulation of soil pollution by emissions of industrial enterprises), *Khimiya v sel'skom khozyaistve*, 1985, Vol. 23, No. 6. pp. 42–45.

2. Ermakov A.A., Dyshko V.N., Tsink i med' v agrotsenoze s raznym urovnem obespechennosti podvizhnym fosforom (Zinc and copper in agrocenosis with different levels of mobile phosphorus supply), *Problemy agrokhimii i ekologii*, 2008, No. 2, pp. 23–25.
3. Zinchenko M.K., Ekologicheskoe sostoyanie agrotsenzov serykh lesnykh pochv (Ecological state of agrocenoses of gray forest soils), *Agrokhimicheskii vestnik*, 2009, No. 4, pp. 15–18.
4. Il'in V.B., Elementarnyi khimicheskii sostav rastenii (Elemental chemical composition of plants), Novosibirsk: Nauka, 1985, 129 p.
5. Karpova E.A., Sostoyanie mikroelementov v agroekosistemakh (Status of trace elements in agroecosystems), *Tekhnogenez i biogeokhimicheskaya evolyutsiya taksonov biosfery*, Moscow: Nauka, 2003, pp. 76–87.
6. Karpova E.A., Mineev V.G., *Tyazhelye metally v agroekosisteme* (Heavy metals in agroecosystems), Moscow, 2015, 215 p.
7. Klevlina T.P., *Mikroelementy v chernozemakh vyshchelochennykh lesostepi Kuznetskoi kotloviny i ikh vliyanie na produktivnost' i kachestvo yarovoi pshenitsy: Avtoref. dis. ... kand. s.-kh. nauk* (Microelements in chernozem leached forest-steppe chernozems of the Kuznetsk Basin and their influence on productivity and quality of spring wheat, Extended abstract of cand. agric. sci. thesis), Kemerovo, 2010, 19 p.
8. Koval'skii V.V., *Geokhimicheskaya ekologiya* (Geochemical ecology), Moscow: Nauka, 1974, 300 p.
9. Konarbaeva G.A., Yakimenko V.N., Ekologo-agrokhimicheskaya otsenka sodержaniya tyazhelykh metallov v pochve i rasteniyakh agrotsenoza (Ecological and agrochemical assessment of heavy metal content in soil and plants of agrocenosis), *Problemy agrokhimii i ekologii*, 2017, No. 1, pp. 16–21.
10. Kuznetsov M.N., Leonicheva E.V., Roeva T.A., Motyleva S.M., Malyavko G.P., Sychev S.M., Soderzhanie podvizhnykh form tyazhelykh metallov v pochve sadovykh agrotsenzov yuga Nechernozem'ya (Content of mobile forms of heavy metals in the soil of garden agrocenoses in the south of the Non-Chernozem region), *Sovremennoe sadovodstvo – Contemporary horticulture*, 2012, No. 1(4), pp. 24–33.
11. Metodika kolichestvennogo khimicheskogo analiza. Opredelenie primesnykh elementov v obraztsakh Be, Mg, Al, Si, Ca, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, As, Se, Sr, Y, Zr, Nb, Mo, Pd, Ag, Cd, In, Sn, Sb, Te, Ba, La i drugikh RZE, Hf, Ta, W, Re, Os, Pb, Th i U, a takzhe v obraztsakh ikh oksidov i solei metodom ISP-MS (Methods of quantitative chemical analysis. Determination of impurity elements in samples of Be, Mg, Al, Si, Ca, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, As, Se, Sr, Y, Zr, Nb, Mo, Pd, Ag, Cd, In, Sn, Sb, Te, Ba, La and other REE, Hf, Ta, W, Re, Os, Pb, Th and U, as well as

in samples of their oxides and salts by ICP-MS method), *Otraslevaya metodika III kategorii tochnosti*, Moscow: RIS VIMS, 2011, 36 p.

12. Okorkov V.V., Okorkova L.A., Fenova O.A., Vliyanie dlitel'nogo primeneniya udobrenii na izmenenie fiziko-khimicheskikh svoystv seroi lesnoi pochvy Verkhnevolzh'ya (Effect of long-term fertilizer application on changes in physicochemical properties of gray forest soil of the Upper Volga region), *Vladimirskii zemledelets*, 2021, No. 2, pp. 27–34, DOI: [10.24412/2225-2584-2021-2-27-34](https://doi.org/10.24412/2225-2584-2021-2-27-34).

13. Popova A.A., *Sezonnaya dinamika i balans tyazhelykh metallov v dernovo-podzolistoi pochve: Avtoref. dis. ... kand. biol. nauk* (Seasonal dynamics and balance of heavy metals in sod-podzolic soil, Extended abstract of cand. biol. sci. thesis), Moscow, 1992, 24 p.

14. Utkin A.A., Plodorodie i ekotoksikologicheskoe sostoyanie repernykh uchastkov dernovo-podzolistykh suglinistykh pochv Vladimirskoi oblasti (Fertility and ecotoxicological condition of reference sites of sod-podzolic loamy soils of Vladimir region), *Agrokimiya*, 2022, No. 6, pp. 3–13, DOI: [10.31857/S0002188122060126](https://doi.org/10.31857/S0002188122060126).

15. Utkin A.A., Luk'yanov S.N., Plodorodie i ekotoksikologicheskoe sostoyanie repernykh uchastkov serykh lesnykh pochv Vladimirskoi oblasti (Fertility and ecotoxicological condition of reference sites of gray forest soils of Vladimir region), *Agrokimiya*, 2022, No. 3, pp. 12–21, DOI: [10.31857/S0002188122060126](https://doi.org/10.31857/S0002188122060126).

16. Chebotarev N.T., Brovarova O.V., Vliyanie sistematicheskogo primeneniya organicheskikh i mineral'nykh udobrenii na agrokhimicheskie svoystva dernovo-podzolistoi pochvy i produktivnost' kartofelya v kormovom sevooborote v dlitel'nom opyte evropeiskogo severa (Influence of systematic application of organic and mineral fertilizers on agrochemical properties of sod-podzolic soil and potato productivity in forage crop rotation in a long-term experiment in the European North), *Agrokimiya*, 2022, No. 8, pp. 10–16, DOI: [10.31857/S0002188122080038](https://doi.org/10.31857/S0002188122080038).

17. Yakimenko V.N., Konarbaeva G.A., Transformatsiya fonda tyazhelykh metallov seroi lesnoi pochvy v agrotsenoze (Transformation of heavy metals fund of gray forest soil in agrocenosis), *Agrokimiya*, 2016, No. 4, pp. 61–69.

18. Aboyeji C.M., Dunsin O., Adekiya A.O., Suleiman K.O., Chinedum C., Okunlola F.O., Joseph, Abiodun, Ejue S.W., Adesola O.O., Olofintoye T.A.J., Owolabi I.O., Synergistic and antagonistic effects of soil applied P and Zn fertilizers on the performance, minerals and heavy metal composition of groundnut, *Open Agriculture*, 2020, Vol. 5, No. 1, pp. 1–9, DOI: [10.1515/opag-2020-0002](https://doi.org/10.1515/opag-2020-0002).

19. Adriano D.C., Trace Elements in Terrestrial Environments. Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals, New York: Springer, 2001, 867 p.
20. Banuelos G.S., Ajwa H.A., Trace elements in soils and plants: an overview, *Journal of Environmental Science & Health Part A*, 1999, Vol. 34, No. 4, pp. 951–974, DOI: [10.1080/10934529909376875](https://doi.org/10.1080/10934529909376875).
21. Borisochkina T.I., Kotelnikova A.D., Rogova O.B., The mass transfer of chemical elements and of their compounds in agroecosis, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2022, No. 110, pp. 114–147, DOI: [10.19047/0136-1694-2022-110-114-147](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2022-110-114-147).
22. Chang A.C., Page A.L., Koo B.J., Biogeochemistry of phosphorus, iron, and trace elements in soils as influenced by soil-plant-microbial interactions, *Developments in Soil Science*, 2002, Vol. 28, pp. 43–57, DOI: [10.1016/S0166-2481\(02\)80007-1](https://doi.org/10.1016/S0166-2481(02)80007-1).
23. Gao X., Alvo M., Chen J., Li G., Nonparametric multiple comparison procedures for unbalanced one-way factorial designs, *J. Stat. Plann. Inference*, 2008, Vol. 138, No. 8, pp. 2574–2591, DOI: [10.1016/j.jspi.2007.10.015](https://doi.org/10.1016/j.jspi.2007.10.015).
24. He Z.L., Yang X.E., Stoffella P.J., Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment, *Journal of Trace elements in Medicine and Biology*, 2005, Vol. 19, No. 2–3, pp. 125–140, DOI: [10.1016/j.jtemb.2005.02.010](https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2005.02.010).
25. Hua K., Wang T., Guo Z., Zhan L., He C., Wang D., Accumulation of potentially toxic elements under long-term application of different organic amendments, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2023, pp. 1–17, DOI: [10.1007/s10705-023-10293-x](https://doi.org/10.1007/s10705-023-10293-x).
26. Kruskal W.H., Wallis W.A., Use of ranks in one-criterion variance analysis, *J. Am. Stat. Assoc.*, 1952, Vol. 47, pp. 583–621.
27. Kuz'mina T.G., Lein A.Y., Luchsheva L.N., Murdmaa I.O., Novigatskii A.S., Shevchenko V.P., Chemical composition of surface sediments of the White Sea, *Lithology and Mineral Resources*, 2009, Vol. 44, No. 2, pp. 103–119, DOI: [10.1134/S0024490209020011](https://doi.org/10.1134/S0024490209020011).
28. Molchanov E.N. Savin I.Y., Bulgakov D.S.1, Yakovlev A.S., Makarov O.A., National approaches to evaluation of the degree of soil degradation, *Eurasian soil science*, 2015, Vol. 48, pp. 1268–1277, DOI: [10.1134/S1064229315110113](https://doi.org/10.1134/S1064229315110113).
29. Reimann C., Englmaier P., Fabian K., Gough L., Lamothe P., Smith D., Biogeochemical plant–soil interaction: variable element composition in leaves of four plant species collected along a south–north transect at the southern tip of Norway, *Science of the Total Environment*, 2015, Vol. 506, pp. 480–495, DOI: [10.1016/j.scitotenv.2014.10.079](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.079).

30. Semenov M.V., Ksenofontova N.A., Nikitin D.A., Tkhakakhova A.K., Lukin S.M., Microbiological Parameters of Soddy-Podzolic Soil and Its Rhizosphere in a Half-Century Field Experiment with Different Fertilizer Systems, *Eurasian Soil Science*, 2023, Vol. 56, No. 6, pp. 756–768, DOI: [10.1134/S1064229323600070](https://doi.org/10.1134/S1064229323600070).
31. Shaheen S.M., Hooda P.S., Tsadilas C.D., Opportunities and challenges in the use of coal fly ash for soil improvements – a review, *J. Environ. Manag.*, 2014, No. 145, pp. 249–267, DOI: [10.1016/j.jenvman.2014.07.005](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.005).
32. Shopina O.V., Semenov I.N., Paramonova T.A., Komissarova O.L., The balance of elements in the system “Luvic Chernozems–agricultural plants” on the Plavsk upland (Tula region of Russia), *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2020, No. 105, pp. 91–108, DOI: [10.19047/0136-1694-2020-105-91-108](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-105-91-108).
33. Singh V., Agrawal H.M., Joshi G.C., Sudershan M., Sinha A.K., Elemental profile of agricultural soil by the EDXRF technique and use of the Principal Component Analysis (PCA) method to interpret the complex data, *Applied Radiation and Isotopes*, 2011, Vol. 69, No. 7, pp. 969–974, DOI: [10.1016/j.apradiso.2011.01.025](https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2011.01.025).
34. Siromlya T.I., On available forms of chemical compounds in soils, *Contemporary Problems of Ecology*, 2009, Vol. 2, pp. 678–685, DOI: [10.1134/S1995425509060307](https://doi.org/10.1134/S1995425509060307).

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-211-241



Ссылки для цитирования:

Тимофеева М.В., Гончарова О.Ю., Матышак Г.В., Бочкова С.Д., Кадулин М.С. Вынос углерода из торфяных почв севера Западной Сибири в разных гидрологических условиях // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2024. Вып. 119. С. 211-241. DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-211-241

Cite this article as:

Timofeeva M.V., Goncharova O.Yu., Matyshak G.V., Bochkova S.D., Kadulin M.S., Carbon leaching from peat soils of the north of Western Siberia under different hydrological conditions, Dokuchaev Soil Bulletin, 2024, V. 119, pp. 211-241, DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-211-241

Благодарность:

Исследование выполнено при поддержке гранта РФФИ 22-24-00408 “Соединения углерода в системе почва–вода–атмосфера сопряженных ландшафтов криолитозоны Западной Сибири”.

Acknowledgments:

The studies were carried out with the financial support of the Russian Scientific Foundation research grant No. 22-24-00408 “Carbon compounds in the soil–water–atmosphere system of conjugated landscapes of the cryolithozone of Western Siberia”.

Вынос углерода из торфяных почв севера Западной Сибири в разных гидрологических условиях

© 2024 г. М. В. Тимофеева^{1,2*}, О. Ю. Гончарова²,
Г. В. Матышак², С. Д. Бочкова², М. С. Кадулин²

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

* e-mail: mtimofeeva02@gmail.com.

²МГУ им. М.В. Ломоносова, Россия,
119991, Москва, Ленинские горы, 1.

Поступила в редакцию 17.09.2023, после доработки 07.12.2023,
принята к публикации 04.06.2024

Резюме: Мерзлые торфяные почвы севера Западной Сибири уязвимы к наблюдаемым в настоящее время изменениям климата. Повышение температуры, оказывающее влияние на протаивание многолетнемерзлых пород (ММП), способствует возвращению законсервированных запасов углерода в глобальный цикл элементов. Его экспорт в виде растворенного органического вещества с торфяников определяется рядом факторов, среди которых гидрологические условия наименее изучены. В лабораторных условиях исследовано влияние гидрологических режимов на вынос углерода из торфяных олиготрофных почв экосистем криолитозоны. Модельный колоночный опыт позволил оценить выход углерода из ненарушенных (монолитных) торфяных образцов разной степени разложения. Использовано три типа мезокосмов: ненарушенные образцы горизонта ТО с торфяным материалом разной степени разложения, а также горизонт ТО с подстилающим грунтом разного гранулометрического состава (песок и суглинок). Для слаборазложившегося торфа содержание водорастворимого углерода в полученных лизиметрических водах при имитации режимов “осадки” и “снеготаяние” не отличается, а в режиме “застой” меньше в 1.4 раза. Для среднеразложившегося торфа в рамках одного типа мезокосмов отличий при разных гидрологических режимах не выявлено. Суммарный вынос органического углерода за три последовательные экстракции из слаборазложившегося торфа на 32% выше, чем из среднеразложившегося. Выявлено увеличение содержания углерода в песчаном грунте после трех циклов эксперимента, суглинистый грунт не показал достоверных различий в содержании углерода до и после эксперимента. Сорбция углерода минеральными грунтами исследуемой территории может выступать в качестве защитного механизма, препятствующего повышенному стоку из почвенной толщи.

Ключевые слова: РОУ; модельный колоночный опыт; Западная Сибирь; криолитозона.

Carbon leaching from peat soils of the north of Western Siberia under different hydrological conditions

© 2024 M. V. Timofeeva^{1,2*}, O. Yu. Goncharova², G. V. Matyshak²,
S. D. Bochkova², M. S. Kadulin²

¹*Federal Research Centre “V.V. Dokuchaev Soil Science Institute”,
7 Bld. 2 Pyzhevskiy per., Moscow 119017, Russian Federation,
e-mail: mtimofeeva02@gmail.com.

²*Lomonosov Moscow State University,
1 Leninskie Gori, Moscow 119234, Russian Federation.*

Received 17.09.2023, Revised 07.12.2023, Accepted 04.06.2024

Abstract: Frozen peat soils in the north of Western Siberia are vulnerable to the on-going climate changes. The increase in temperature which affects the permafrost thaw returns the huge carbon stocks to the global element cycle. Its export in the form of dissolved organic matter from peatlands is determined by a number of factors, among which hydrological conditions are the least studied. The influence of hydrological regimes on carbon export from oligotrophic peat soils in discontinuous permafrost zone was investigated in laboratory conditions. The model column experiment allowed estimating the carbon yield from undisturbed (monolithic) peat samples of different degrees of decomposition. Three types of mesocosms were considered: undisturbed samples of the TO horizon, as well as the TO horizon with underlying material of different texture (sand and loam). The concentration of dissolved organic carbon in the lysimetric waters of a fibric peat does not differ for the “precipitation” and “snowmelt” simulating modes, and in the “stagnation” mode it is 1.4 times less. Sapric peat lysimetric waters show no differences under simulating hydrological regimes. The total export of organic carbon for three successive extractions for fibric peat is 32% higher than for sapric peat. An increase in carbon in the sandy material after three cycles of the experiment was revealed, the loamy material did not show significant differences. The carbon adsorption by mineral soil layers of the study area can be a protective mechanism that prevents increased runoff from the soils.

Keywords: DOC, column experiment, Western Siberia, permafrost.

ВВЕДЕНИЕ

Площадь, занятая торфяниками, составляет около 4×10^6 км² по всему миру (Tarnocai et al., 2009; Yu et al. 2010; Page et al., 2011), 80 % из них находится в холодном климате северного полушария (Tarnocai, 2006; Smith et al., 2007; Hugelius et al., 2020). Северные широты характеризуются наиболее высокими, относительно других областей земного шара, темпами изменения климата (Callaghan et al., 2013; Meredith et al., 2019). Со второй половины XX в. торфяные почвы, характеризующиеся наличием ММП,

находящихся близко к поверхности, постепенно оттаивают, высвобождая запасы депонированного в этих почвах органического углерода (Payette et al., 2004; Camill, 2005; Åkerman, Johansson, 2008; Selvam et al., 2017; Wright et al., 2022). Данный углерод экспортируется из почв торфяников атмосферными (минерализованный до CO_2 бактериями) и водными (в виде органических ароматических и алифатических молекул) потоками (Freeman et al., 2001; Evans et al., 2005; Limpens et al., 2008; Gentsch et al., 2015). Возвращение запасов углерода в глобальный цикл элементов может иметь последствия в разных масштабах – от локальных экосистем до биосферы в целом (Hinzman et al., 2005; Kim et al., 2012; Васильев и др., 2020).

Начальным звеном в формировании глобального гидрохимического стока с торфяников и болот являются почвенные воды (Raudina et al., 2017), качественный и количественный состав органического вещества в которых отражает скорость ответной реакции торфяных почв на изменения окружающей среды. Водорастворимый органический углерод (РОУ), определяемый как углерод молекул, проходящих через фильтр с размером пор 0.45 мкм (Kalbitz et al., 2000), играет важную роль в функционировании наземных и водных экосистем, т. к. формирует химический состав почв и почвенных растворов, обеспечивает транспорт веществ за счет высокого сродства к элементам, выступает субстратом для почвенной микрофлоры и растительности. Экспорт РОУ из торфяников определяется климатическими параметрами, химическими и физическими свойствами почв, биохимическими условиями окружающей среды (Glatzel, 2003; Jennings et al., 2010). Интенсивность и направленность процессов разложения органического материала сильно зависит от гидрологического режима, так как нисходящий ток влаги обеспечивает миграцию углерода по почвенному профилю (Прокушкин и др., 2008; Limpens et al., 2008; Wen et al., 2020).

Препятствовать повышенному стоку углерода с торфяников в сопряженные водотоки может сорбция органического вещества минеральными подстилающими торфа грунтами. Сорбционные возможности их зависят от ряда факторов: минералогического состава почв, состава и ионной силы раствора (Shen, 1999), грануло-

метрического состава и преобладающего механизма сохранения органического вещества (ОВ) в профиле. Помимо вещественного состава почвенных горизонтов и условий поглощения, сорбция зависит от качественного состава самого ОВ (Kaiser, Kalbitz, 2002). В криолитозоне, характеризующейся маломощным деятельным слоем с низкой сорбционной способностью, а также залеганием на относительно небольшой глубине (до 1 м) ММП, выступающих водоупорным слоем, сорбция может быть уменьшена по сравнению с автоморфными ландшафтами (Прокушкин и др., 2008). В последние годы выявили, что поглощательная способность минеральных горизонтов почв севера Западной Сибири сопоставима с количеством растворенного органического вещества, которое может быть из них вынесено (Lim et al., 2022).

Несмотря на значительное количество работ по моделированию, сегодня не существует единого сценария развития событий при изменении климата и оттаивании ММП – все еще не до конца ясен каскадный механизм влияния гидрохимических параметров плоскобугристых торфяников и болот на параметры прямо и косвенно сопряженных водотоков. Пути трансформации и глобальная роль органического углерода, высвобождаемого из мерзлых торфяных и минеральных отложений при изменении климата, остается актуальным вопросом современной биогеохимии (Freu, McClelland, 2009; Feng et al., 2013).

Цель данной работы – оценить интенсивность выноса РОУ из торфяных олиготрофных почв при создании разных гидрологических условий, а также определить роли минеральных горизонтов в сорбции выносимого органического вещества. Гипотеза состоит в том, что гидрологические условия территории контролируют скорость разложения органического вещества в торфяных почвах и вынос РОУ в сопряженные водотоки, а минеральные горизонты, способные к сорбции органического вещества, уменьшают общий сток.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Район исследования и отбор образцов. Монолитные (нарушенные) образцы торфяных горизонтов отобраны в августе 2022 г. на территории полевого стационара “Надым”, который

расположен на севере Западной Сибири, в зоне прерывистого распространения ММП (ЯНАО). Среднегодовое количество осадков 450–600 мм, преобладающая часть выпадает в теплый период года (май–октябрь). Среднегодовая температура (до -6°C) характеризуется крайне резкими перепадами (годовая амплитуда колебаний может достигать 95°C). Низкое испарение обеспечивает избыточное увлажнение (коэффициент увлажнения >1) территории и развитие высокой заозеренности и заболоченности местности. Почвообразующие породы представлены высокольдистыми грунтами песчано-супесчаного состава, повсеместно покрытыми торфяными отложениями переменной мощности 0.5–1.5 м (Мельников и др., 1983). Наиболее характерным типом полугидроморфных экосистем территории являются торфяно-болотные комплексы, представленные экосистемами тесно связанных мерзлых бугристых торфяников с ММП на глубинах до 1 м и окружающих их верховых олиготрофных болот, на которых ММП не прослеживаются в толще 2 м (Матышак и др., 2017). В растительном покрове верховых болот преобладают осоково-сфагновые сообщества, бугристые торфяники характеризуются развитием преимущественно кустарничково-лишайниковых сообществ (Москаленко, 2012). Почвенный покров бугристых торфяников крайне неоднороден, представлен комбинациями развивающихся при влиянии мерзлоты органогенных и криотурбированных типов почв: торфяных олиготрофных (Fibric Histosols), торфяных олиготрофных мерзлотных/деструктивных (Cryic Histosols), торфяно-криоземов (Histic Cryosols (Dystric)) и торфяно-глееземов (Histic Cryosol (Loamic)) (Шишов и др., 2004; FAO, 2014; Матышак и др., 2017).

В качестве объекта исследования послужила торфяная олиготрофная мерзлотная почва: TO1–TO2–TT₁, мерзлота с 80 см. Отбор образцов проводили из надмерзлотных горизонтов в пределах одного плоскобугристого торфяника под моховой растительностью. Ненарушенные (природного сложения) образцы – монолиты – в форме призмы размером $40 \times 40 \times 40$ см отбирали в пластиковые сосуды с двух участков. Образцы подобраны так, чтобы были отличия по степени разложения, которую в поле определяли методом фон Поста (Stanek, Silc, 1977). Образец А – слаборазложившийся олиготрофный сфагновый слабослоистый торфяный

образец с единичными корнями кустарничков. Образец Б – среднеразложившийся олиготрофный осоково-сфагновый с примесью гипновых (зеленых) мхов, слоистый, сильноволокнистый с небольшим количеством корней кустарничков. Для оценки сорбционной способности минеральных горизонтов, встречающихся на исследуемой территории, были отобраны образцы супесчаного и суглинистого гранулометрического состава.

До проведения эксперимента торфяные образцы хранили при естественной влажности и постоянной температуре 4 °С.

Дизайн эксперимента. Эксперимент по определению закономерностей выноса органического вещества из торфяных почв проводили в контролируемых условиях с образцами ненарушенного строения. Схема эксперимента заключается в инкубации образцов-мезокосмов при постоянной температуре (22 °С) с добавлением разного количества воды и периодическим получением лизиметрических вод.

Отобранные в поле большие образцы разделяли на монолиты в форме призмы с площадью поверхности 5.5 × 5.5 см и помещали в пластиковые емкости в форме параллелепипеда объемом 500 см³. В нижнюю часть сосудов помещали сетчатый фильтр, а также бумажные фильтры типа “белая лента” для избегания попадания крупнодисперсных частиц в собираемые воды. Корни из образцов аккуратно удаляли, стараясь не нарушить сложение монолитов. При сборке мезокосмов были определены влажность и вес органогенной и минеральной составляющей. Перед запуском эксперимента образцы промывали дистиллированной водой для создания идентичных начальных условий.

Сформировано 6 вариантов мезокосмов (рис. 1): олиготрофный слаборазложившийся (А1), олиготрофный слаборазложившийся с подстилающей минеральной составляющей в виде песка (А2) и суглинка (А3) торф, а также олиготрофный среднеразложившийся (Б1), олиготрофный среднеразложившийся с минеральной составляющей – песком (Б2) и суглинком (Б3) торф. Высота торфяного слоя почв в вариантах 1 составляла – 13.5 см, в вариантах 2 – 12.0 см, а в вариантах 3 – 13.0 см. Каждый вариант собран в трехкратной повторности.

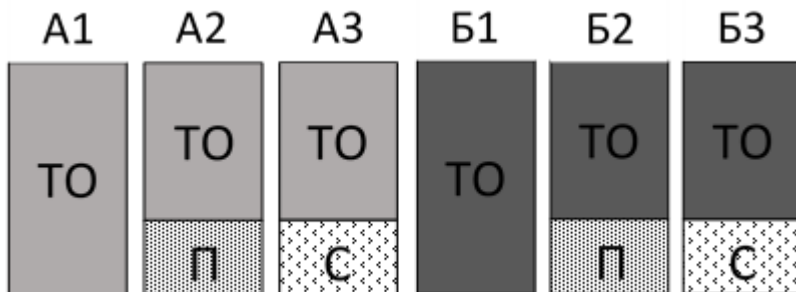


Рис. 1. Мезокосмы, использованные в лабораторном колоночном опыте. П – песок, С – суглинок.

Fig. 1. The experiment mesocosms. П – sand, С – loam.

Объем воды, добавляемой к монолитам, был выбран на основе среднемесячного количества осадков на данной территории в августе за 20 лет (с 1990 по 2021 гг.) – 80 мм. Зная, что численно количество осадков в миллиметрах равно 1 кг вылившейся на площадку в 1 м² воды, высчитываем, что на площадь 30.25 см² (5.5 × 5.5 см) за 31 сутки поступает (формула 1):

$$V_{H_2O} = \frac{30.25 \text{ см}^2 \times 80 \text{ л}}{10\,000 \text{ см}^2} \times 1000 = 203 \text{ мл} \quad (1)$$

Для имитационного опыта использовали небольшой (+25%) избыток. Он необходим, т. к. возможны потери влаги при удержании части воды торфом (торфяные почвы отличаются чрезвычайно высокой влагоемкостью – до 3 500%) и транспирации. Рассчитанный объем использовали для имитации трех вариантов поступления влаги в почву.

1. “Осадки”. Периодическое постепенное добавление среднемесячной нормы осадков за 6 дней – поступление осадков в ускоренном режиме.
2. “Снеготаяние”. Единовременное поступление среднемесячной нормы, имитирующее продолжительные ливни или весеннее снеготаяние.
3. “Застой”. Непродолжительный застойный режим – зали-

вали монолиты до полного водонасыщения на 14 суток, перекрывая сток. Здесь был использован разный объем воды.

Во избежание стока воды вдоль стенок сосуда при поливе, монолиты вырезали точно по размеру сосудов, а полив проводили строго по центру монолитов. Для уменьшения транспирации во время инкубации монолиты прикрывали пластиковой крышкой. Весь эксперимент длился около месяца.

Установлено, что способ получения почвенного раствора влияет на его химические свойства (Schlotter et al., 2012; Раудина и др., 2016). Так как отбор проб болотных вод в большинстве исследований проводится путем заложения шурфов и скважин, в анализируемые образцы попадает гравитационная и частично капиллярная влага (Раудина и др., 2016). Мы собирали лизиметрические воды, что соответствует гравитационной влаге, поэтому считаем правомерным сравнение природных и извлеченных нами вод. Полученные растворы отфильтровывали через “синюю ленту”, затем через мембранный фильтр. В получившихся образцах определяли содержание РОУ (мгС/л раствора) и пересчитывали на вес органической части мезокосма (мгС/кг органической части почвы) согласно формуле (2):

$$\text{РОУ, } \frac{\text{мг}}{\text{кг}} = \frac{C_{\text{РОУ}} \times V_{\text{H}_2\text{O}}}{m_c} \times 1000, \quad (2)$$

где $C_{\text{РОУ}}$ – концентрация углерода в полученных водах, мг/л;
 m – абсолютно-сухая масса органической части мезокосма, г;
 V – объем добавленной при поливе воды, л.

Следует отметить, что как РОУ рекомендуется обозначать исключительно те вещества, что присутствуют в жидкой фазе почв *in situ* (Zsolnay, 2003). Органическое вещество в растворе, полученном в лаборатории путем экстракции углерода из заданной массы почвы, необходимо определять как водноэкстрагируемое. На наш взгляд, в данном эксперименте более показательным является величина мг С/кг почвы, однако полученный нами углерод не является водноэкстрагируемым в строгом смысле, поэтому в дальнейшем будем оперировать величиной мг С/кг органической

части почвы, однако называть это РОУ.

Определение физических и химических свойств торфов.

Определение плотности проводили на основе значений объема ненарушенной части монолита, веса и влажности. Значения рассчитывали по формуле (3):

$$P = \frac{m}{V}, \quad (3)$$

где m – абсолютно-сухая масса образца, г;
 V – объем образца, см^3 .

Определение влажности почвенных образцов проводили с помощью измерителя влажности весового ОНАУС МВ-35.

Зольность торфяных образцов определяли по стандартной методике (Воробьева, 2006).

Определение степени разложения торфов проводили по степени дисперсности, т.е. содержанию фракции размером менее 250 мкм (Базин и др., 1992). Для этого использовали сокращенный ситовой анализ. Навеску торфа массой ~15 г на сутки заливали дистиллированной водой, затем количественно переносили в двухлитровую колбу и взбалтывали вручную в течение 10 минут до получения однородной суспензии. Суспензию сливали через сито 0.25 мм, остаток на сите промывали до отсутствия в промывной воде мути. Промытый остаток количественно переносили в чашку Петри и высушивали до постоянной массы при температуре 105 °С. Степень разложения R рассчитывали по формуле (4):

$$R = e^{0.5285 \times p_{250}^{0.43}}, \quad (4)$$

где p_{250} , % – показатель содержания фракции размером менее 250 мкм, высчитывается по формуле (5):

$$p_{250} = \frac{(m_c - m_{\text{ост}})}{m_c} \times 100, \quad (5)$$

где m_c – абсолютно-сухая масса навески образца, г;
 $m_{\text{ост}}$ – абсолютно-сухая масса торфа, оставшегося после ситового анализа, г.

Концентрацию растворенного органического углерода (C_{POU}) в полученных водах определяли на автоматическом анализаторе углерода $TOC - V_{CPN}$ (Shimadzu, Япония).

Определение содержания общего углерода ($C_{общ}$) в минеральных образцах проводили методом Тюрина в модификации Никитина (Воробьева, 2006).

Гранулометрический состав (ГС) минеральных образцов определяли на лазерном анализаторе размеров частиц Microtrac Bluewave (Microtrac, США). Пробоподготовку к ГС осуществляли озвучиванием суспензии на диспергаторе зондового типа Digital Sonifier S-250D (Branson Ultrasonics, США) (Yudina et al., 2022; Sonifier S-250D (Branson Ultrasonics, США) (Yudina et al., 2022; Юдина, Фомин, 2023).

Статистическая обработка данных. Анализ полученных данных проведен в программном пакете Statistica 7.0 с помощью методов параметрической статистики. Достоверность различий оценивали методом многофакторного дисперсионного анализа (ANOVA). Выбранный уровень значимости $\alpha = 0.05$. Данные в таблицах и в тексте указаны в формате среднее \pm стандартное отклонение. Визуализация данных проведена в среде R 4.2.1. с использованием пакета ggplot2 (Wickham et al., 2016).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Характеристика физических и химических свойств, использованных в колоночном опыте торфяных и минеральных образцов. Использованные в эксперименте торфяные образцы отличаются по ряду характеристик – плотности, зольности и, принципиальное для нас – степени разложения (табл. 1). Строго говоря, оба образца являются слаборазложившимися, т. к. $R < 25\%$. Однако относительно друг друга они сильно отличаются, поэтому здесь мы условно будем называть их слаборазложившийся и среднеразложившийся.

Исследованные минеральные образцы отличаются по гранулометрическому составу (табл. 2) Содержание илистой фракции (<0.001 мм) в минеральных образцах невелико и составляет $0.6 \pm$

0.6% и $3.4 \pm 2.9\%$ для песка и суглинка соответственно. Преобладающей фракцией в песчаном образце является собственно песок (0.05–2.00 мм), содержание которого $90.88 \pm 1.53\%$. Для суглинистого образца характерно преобладание фракции крупной пыли (0.01–0.05 мм), т. е. $36.3 \pm 4.0\%$.

Таблица 1. Некоторые свойства исследованных торфяных образцов
Table 1. Some properties of the studied peat soils

Показатель	Слаборазложившийся торф (образец А)	Среднеразложившийся торф (образец Б)
Плотность, г/см ³	0.045 ± 0.003	0.164 ± 0.004
Степень разложения, %	4.63	18.28
Зольность, %	2.26 ± 0.30	6.91 ± 1.31

Таблица 2. Гранулометрический состав минеральных образцов
Table 2. Particle size distributions of the mineral samples

Образец	Содержание фракций, %; размер частиц, мм					
	2.0–0.25	0.25–0.05	0.05–0.01	0.01–0.005	0.005–0.001	<0.001
Песок	$36.6 \pm 1.8^*$	54.3 ± 3.3	4.7 ± 0.2	1.6 ± 0.1	2.2 ± 0.8	0.6 ± 0.6
Суглинок	4.4 ± 0.4	34.4 ± 1.6	36.3 ± 4.0	9.1 ± 0.8	12.5 ± 3.0	3.4 ± 2.9

Примечание. *Среднее \pm стандартное отклонение ($n = 3$ для каждого образца).

Note. *Average \pm standard deviation ($n = 3$ for each sample).

Влияние типа торфа на концентрацию углерода в полученных водах. Содержание растворенного углерода в полученных фильтрах составляет от 90 до 345 мг/кг (рис. 2). Имитация гидрологических условий показала, что во всех вариантах содержание углерода в полученных водах выше для слаборазложившегося образца.

Полученный результат согласуется с данными Moore & Dalva (2001), где за 60 дней инкубирования торфяных образцов при

22 °С с периодическим сбором лизиметрических вод концентрация углерода для раствора слаборазложившегося торфа была в 1.5 раза выше.

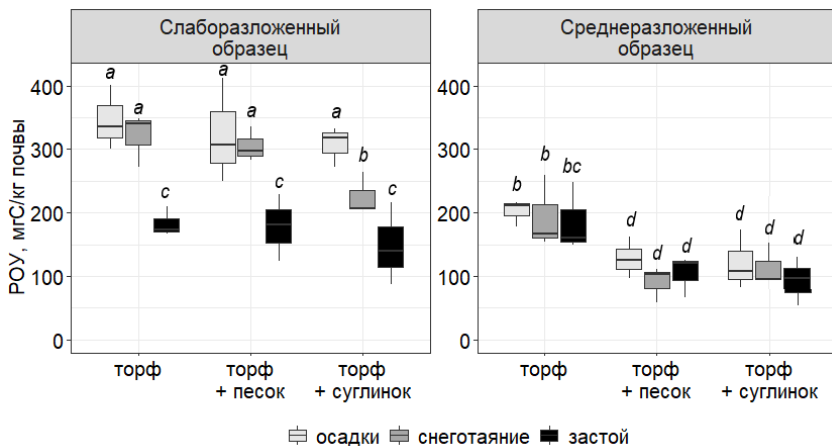


Рис. 2. Содержание органического углерода в растворах из монолитов с разной конструкцией при имитации гидрологических режимов. Буквы a-d показывают достоверные различия между вариантами (там, где буквы одинаковые, различия отсутствуют).

Fig. 2. Organic carbon content leached from monoliths with different construction for the experiment. Means with different letters are significantly different.

Kalbitz & Geyer (2002), проанализировав данные по торфяным почвам Германии, получили отрицательную корреляцию между концентрациями РОУ и степенью разложения торфов. К аналогичному выводу пришли Biester et al. (2006), которые на примере олиготрофных болот Чили выявили, что больше РОУ высвобождается из торфа с высоким значением С : N. Соотношение С : N исследователи используют как индикатор степени разложения (гумификации) торфов и подстилок – низкие коэффициенты указывают на высокую гумификацию и наоборот. Чуть позже Broder et al. (2012) на примере других участков тех же болот Чили получили положительную корреляцию между концентрациями

РОУ и индексом гумификации. Более точные зависимости и связи между содержанием РОУ в природных водах и почвенных растворах и степенью гумификации органогенных почв разных типов экосистем еще предстоит выяснить.

Полученные результаты можно рассмотреть с точки зрения методических аспектов постановки самого эксперимента. Так как мы ориентировались на количество осадков и использовали ненарушенные образцы, соотношение почва : вода в нашем эксперименте отличалось (табл. 3). Закономерно, что при таких исходных данных были выявлены различия. Увеличение выхода РОУ при увеличении объема воды при работе с суспензиями получили Kaiser et al. (2001), Токарева, Прокушкин и Прокушкин (2008), которые связывают такой эффект с возможным уменьшением диффузии и мобилизации органического вещества при недостаточном количестве влаги.

Таблица 3. Соотношение объемов почва : вода в рассматриваемых мезокосмах 1 – торф, 2 – торф + песок, 3 – торф + суглинок.

Table 3. The soil : water ratio the experimental mesocosms. 1 – peat, 2 – peat with the sand, 3 – peat with loam

Режим	“осадки” и “снеготаяние”			“застой”		
	1	2	3	1	2	3
Тип торфа						
Слаборазложившийся	1 : 11	1 : 17	1 : 13	1 : 6	1 : 8	1 : 5
Сильноразложившийся	1 : 3	1 : 4	1 : 3	1 : 1	1 : 1	1 : 1

Если рассматривать полученные фильтраты в величинах концентрации лизиметрических вод (мг/л), как это делают Müller, Alewell & Hagedorn (2009) и Wang et al. (2016) при работе с монолитными образцами, мы имеем прямо противоположную картину. Концентрация органического углерода выше для среднеразложившегося торфа и составляет от 24.7 мг/л до 168.6 мг/л при разных режимах. Для слаборазложившегося величины меньше в 2–5

раз и составляют от 17.2 мг/л до 34.0 мг/л. Такие данные получаются за счет объемного веса – среднеразложившийся образец в 3.7 раза более плотный, чем слаборазложившийся и при равных объемах исходно содержит больше углерода. При одинаковых условиях экстракции в собираемые воды из монолита с большим запасом углерода выносятся больше РОУ по сравнению с тем, где масса монолита (а значит и масса углерода) меньше.

Влияние типа водного режима на концентрацию углерода в полученных водах. Для слаборазложившегося торфа не выявлены отличия по концентрации РОУ для режимов “осадки” и “снеготаяние”, за исключением варианта 3 (торф с суглинком), где при “снеготаянии” концентрации углерода меньше в 1.4 раза (рис. 2). При этом во всех вариантах при режиме “застой” концентрация РОУ в полученных фильтрах ниже в 2 раза. Для среднеразложившегося торфа варианты с минеральным горизонтом не отличаются между собой при разных гидрологических режимах, в то время как вариант “торф” выше почти в 2 раза при всех режимах.

Уменьшение выхода углерода в фильтраты при “застойном” водном режиме может быть связано с развитием анаэробных условий, ингибирующих микробное разложение. Такое объяснение, однако, противопоставляется результатам Preston & Basiliko (2016), которые утверждают, что микробиоценоз торфяных почв характеризуется высокой адаптацией к краткосрочным и долгосрочным изменениям окружающей среды. Раудина и др. (2016) отмечают, что время пребывания воды в торфе увеличивает выход РОУ в водотоки. Согласно этой логике за 14 дней тесного контакта воды и почвы выход углерода должен увеличиться, что не соответствует нашим данным. В то же время сообщается об увеличении концентрации РОУ при насыщении торфа водой (Clark et al., 2009; Dieleman et al., 2016). При режиме “застой” мезокосмы инкубировались при естественном освещении в течение 14 суток – возможно, имела место фотодеградация, инициирующая в свою очередь биodeградацию благодаря трансформации молекулярных структур РОВ в более доступные формы (Cory, 2018). В этом случае часть РОУ может разлагаться до CO_2 , увеличивая атмосфер-

ный поток углерода.

В рамках нашего эксперимента была использована последовательная экстракция, т. е. гидрологические режимы были симулированы на одних и тех же монолитах. Мы постарались нивелировать это влияние путем первичной промывки всех образцов дистиллированной водой. Лабораторными экспериментами на разных типах почв показано, что первая экстракция характеризуется максимальным выносом углерода (Прокушкин и др., 2008). Можно было бы предположить, что поэтому при “осадках” и “снеготаянии”, которые соответствовали первой и второй экстракции соответственно, концентрация РОУ выше. Однако вынос при первой и второй экстракция достоверно не отличается как для средне-разложившегося, так и для слабо-разложившегося торфов – снижение содержания углерода в данном случае вряд ли можно интерпретировать через методические аспекты. Таким образом, трудно выделить преимущественный фактор, который оказал влияние на уменьшение количества вынесенного углерода в режиме “застой”.

Отсутствие различий в содержании РОУ при режимах “осадки” и “снеготаяние” не противоречит тому факту, что увеличение количества осадков приводит, как правило, к снижению концентрации РОУ за счет разбавления растворов (Прокушкин и др., 2005). Несмотря на отсутствие достоверных различий тенденция к уменьшению концентрации в режиме “снеготаяние” все же есть.

Влияние подстилающего материала на вынос углерода из торфяных почв. До обсуждения вопросов выноса углерода хочется внести ясность по некоторым понятиям, которые будут использованы в работе далее. *Суммарный вынос* – количество углерода (мг), которое реально было вынесено из мезокосма за эксперимент при трех последовательных имитациях водных режимов. *Удельный вынос* – количество углерода (мг/г), которое было вынесено из мезокосма в пересчете на 100 г абсолютно-сухого органического материала за эксперимент при трех последовательных имитациях водных режимов. Удельный вынос органического углерода в индивидуальных образцах составил от 23 до 92 мг С/100 г торфа (рис. 3). Для слабо-разложившегося торфяного образца ха-

рактерно уменьшение количества вынесенного углерода в варианте с суглинком в качестве подстилающего материала, по сравнению с чистым торфом, на 20%. Отличий между вариантами “торф” и “торф с песком” для слаборазложившегося торфа выявлено не было. Для среднеразложившегося торфа выявлено уменьшение удельного выноса углерода в вариантах и с песком, и с суглинком в качестве подстилающего материала на 45% по сравнению с чистым торфом.

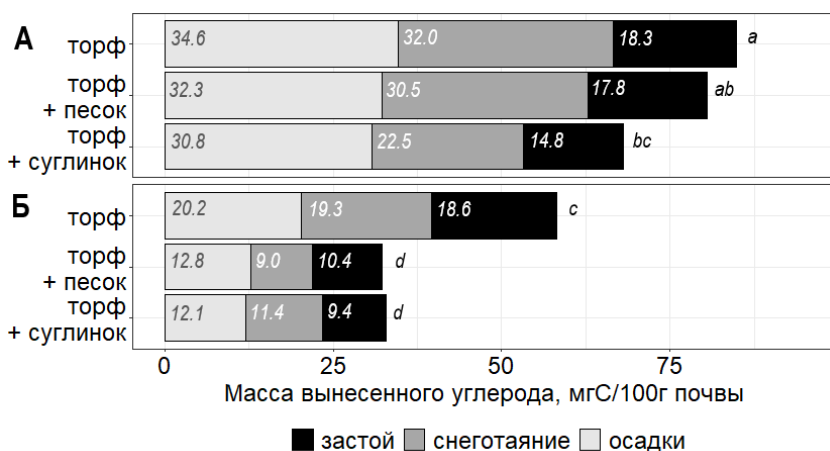


Рис. 3. Удельный вынос органического углерода за весь опыт. **А** – слаборазложившийся торф, **Б** – среднеразложившийся торф. Цифрами обозначена величина выноса при имитации одного режима. Буквы **a–d** показывают достоверные различия между вариантами.

Fig. 3. Organic carbon leaching from monoliths for the experiment. **A** – peat with low decomposition degree, **B** – peat with medium decomposition degree. The numbers within barplot indicate the amount of organic carbon content leached for the only one simulating hydrological regime. Means with different letters are significantly different.

Рассмотрим суммарный вынос углерода. При проведении региональных расчетов по экспорту углерода с заданной территории оперируют, как правило, величиной $t \text{ C} \cdot \text{га}^{-1} \cdot \text{год}^{-1}$ и рассчитывают на указанную толщ (0.2, 0.5 или 1.0 м). В нашем случае

ввиду того, что объемы монолитов в трех вариантах отличались, можно сравнивать между собой только монолиты одного варианта т. е. “торф” слаборазложившийся с “торфом” среднеразложившимся, “торф + песок” слаборазложившегося образца с “торф + песок” среднеразложившегося образца и т. д. Из монолитов со слаборазложившимся и среднеразложившимся торфом суммарно за три цикла имитации водного режима было вынесено 19.2 ± 3.2 и 47.6 ± 5.1 мг С соответственно. При этом закономерности влияния водных режимов сохраняются.

Несмотря на уменьшение выноса углерода из торфов в вариантах с минеральным горизонтом в нижней части монолита, закрепление (статистически достоверное увеличение содержания углерода) выявлено только в песке, использованном в комбинации со среднеразложившимся торфом (табл. 4). В варианте “торф с суглинком” для среднеразложившегося торфа достоверных отличий не выявлено, но наблюдается тенденция к закреплению углерода.

Таблица 4. Содержание органического углерода в минеральных образцах до и после манипуляционного опыта

Table 4. The total organic carbon in mineral samples before and after the manipulation experiment

Тип монолита	Сдо, г/100г	Спосле, г/100г
Слаборазложившийся с песком	$0.39 \pm 0.05a$	$0.37 \pm 0.11a$
Слаборазложившийся с суглинком	$0.26 \pm 0.07a$	$0.20 \pm 0.05a$
Среднеразложившийся с песком	$0.39 \pm 0.05a$	$0.64 \pm 0.16b$
Среднеразложившийся с суглинком	$0.26 \pm 0.07a$	$0.31 \pm 0.09a$

Примечание. *Среднее \pm стандартное отклонение.

Note. *Average \pm standard deviation.

Сорбционная емкость почвы в отношении растворенного органического вещества напрямую зависит от содержания или-

стой фракции (Shen, 1999; Kahle et al., 2003), которая поглощает большую часть поступающего в почву материала – до 95% (Freeman et al., 2004). Однако минеральные почвы обладают не только сорбционными свойствами в отношении органического вещества, но и сами могут быть его источником. Lim, Loiko, Pokrovsky (2022) установили, что поглотительная способность минеральных горизонтов севера Западной Сибири сопоставима с количеством РОВ, которое может быть вымыто из перекрывающих торфяных горизонтов. Углерод в минеральных горизонтах может также легко десорбироваться, в том числе и при увеличении глубин деятельного слоя.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Степень разложения торфа и гидрологические условия территории определяют величины выноса соединений углерода с водами из плоскобугристых торфяников. Удельно большее количество РОУ, как показал эксперимент, выносятся из менее разложившихся материалов, но суммарный вынос из объема торфа для среднеразложившегося выше в 2.5 раза. Параметром, который может способствовать уменьшению общего выноса органического вещества за пределы профиля в сопряженные воды выступает наличие минерального грунта непосредственно под торфяными горизонтами. За счет сорбции органического вещества минеральная часть почвенного профиля может закрепить выносимый углерод. Однако есть вероятность выноса углерода и из самого минерального грунта, поэтому оценивать данную величину нужно принимая во внимание локальные особенности территории.

Таким образом, учитывая тенденции последних лет к увеличению количества осадков и повышению температуры воздуха (Гончарова и др., 2023) как последствий глобального изменения климата, стоит ожидать увеличения мощности деятельного слоя на мерзлых торфяниках. Экспорт соединений углерода за счет вовлечения новых глубинных торфяных слоев может увеличиться. Однако оттаивание ММП может вскрыть минеральные горизонты, способные к сорбции органического вещества, что позволит уменьшить общие потери углерода из почвенной толщи.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Базин Е.Т., Копенкин В.Д., Косов В.И., Корчунов С.С., Петрович В.М.* Технический анализ торфа. М.: Недра, 1992. 431 с.
2. *Васильев А.А., Гравис А.Г., Губарьков А.А., Дроздов Д.С., Коростелев Ю.В., Малкова Г.В., Облогов Г.Е., Пономарева О.Е., Садуртдинов М.Р., Стрелецкая И.Д., Стрелецкий Д.А., Устинова Е.В., Широков Р.С.* Деградация мерзлоты: результаты многолетнего геокриологического мониторинга в западном секторе российской Арктики // Криосфера Земли. 2020. Т. 24. № 2. С. 15. DOI: [10.21782/KZ1560-7496-2020-2\(15-30\)](https://doi.org/10.21782/KZ1560-7496-2020-2(15-30)).
3. *Воробьева Л.А.* Теория и практика химического анализа почв. М.: ГЕОС, 2006. 400 с.
4. *Матышак Г.В., Богатырев Л.Г., Гончарова О.Ю., Бобрик А.А.* Особенности развития почв гидроморфных экосистем северной тайги Западной Сибири в условиях криогенеза // Почвоведение. 2017. № 10. С. 1155–1164. DOI: [10.7868/S0032180X17100069](https://doi.org/10.7868/S0032180X17100069).
5. *Мельников Е.С., Тагунова Л.Н., Лазарева Н.А., Москаленко Н.Г.* Ландшафты криолитозоны Западно-Сибирской газоносной провинции. Н.: Наука, Сибирское отд., 1983. 165 с.
6. *Москаленко Н.Г.* Изменения криогенных ландшафтов северной тайги Западной Сибири в условиях меняющегося климата и техногенеза // Криосфера Земли. 2012. Т. 16. № 2. С. 38–42.
7. *Прокушкин А.С., Гавриленко И.В., Прокушкин С.Г., Абаимов А.П.* Поступление растворенного органического углерода в почву листовничников в условиях сплошной мерзлоты Средней Сибири // Лесоведение. 2005. № 5. С. 41–48.
8. *Прокушкин А.С., Токарева И.В., Прокушкин С.Г., Абаимов А.П., Гуггенбергер Г.* Потоки растворенного органического вещества в листовничниках криолитозоны Средней Сибири // Экология. 2008. № 3. С. 163–172.
9. *Раудина Т.В., Лойко С.В., Крицков И.В., Лим А.Г.* Сравнение состава почвенных вод мерзлых болот Западной Сибири, полученных различными методами // Вестник Томского государственного университета. Биология. 2016. № 3(35). С. 26–42. DOI: [10.17223/19988591/35/2](https://doi.org/10.17223/19988591/35/2).
10. *Токарева И.В., Прокушкин А.С., Прокушкин С.Г.* Роль гидрологических условий в мобилизации органического вещества мерзлотных почв Центральной Эвенкии // Лесоведение. 2008. №. 3. С. 39–46.
11. *Шишов Л.Л., Тонконогов В.Д., Лебедева И.И., Герасимова М.И.*

Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.

12. *Юдина А.В., Фомин Д.С.* Энергия диспергации суглинистых почв до элементарных почвенных частиц с помощью ультразвука // Бюллетень Почвенного института имени ВВ Докучаева. 2023. Вып. 115. С. 87–106. DOI: [10.19047/0136-1694-2023-115-87-106](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2023-115-87-106).

13. *Åkerman H.J., Johansson M.* Thawing permafrost and thicker active layers in sub-arctic Sweden // Permafr. Periglac. Process. 2008. Vol. 19. P. 279–292. DOI: [10.1002/ppp.626](https://doi.org/10.1002/ppp.626).

14. *Biester H., Selimović D., Hemmerich S., Petri M.* Halogens in pore water of peat bogs – the role of peat decomposition and dissolved organic matter // Biogeosciences. 2006. Vol. 3. No. 1. P. 53–64. DOI: [10.5194/bg-3-53-2006](https://doi.org/10.5194/bg-3-53-2006).

15. *Broder T., Blodau C., Biester H., Knorr K.H.* Peat decomposition records in three pristine ombrotrophic bogs in southern Patagonia // Biogeosciences. 2012. Vol. 9. No. 4. P. 1479–1491. DOI: [10.5194/bg-9-1479-2012](https://doi.org/10.5194/bg-9-1479-2012).

16. *Callaghan T.V., Jonasson C., Thierfelder T., Yang Z., Hedenås H., Johansson M., Molau U., Van Bogaert R., Michelsen A., Olofsson J., Gwynn-Jones, D., Bokhorst S., Phoenix G., Bjerke J.W., Tømmervik H., Christensen T.R., Hanna E., Koller E.K., Sloan V.L.* Ecosystem change and stability over multiple decades in the Swedish subarctic: complex processes and multiple drivers // Philos. Trans. R. Soc. B. Biol. Sci. 2013. Vol. 368. No. 1624. P. 20120488. DOI: [10.1098/rstb.2012.0488](https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0488).

17. *Camill P.* Permafrost thaw accelerates in boreal peatlands during late-20th century climate warming // Clim. Change. 2005. Vol. 68. P.135–152. DOI: [10.1007/s10584-005-4785-y](https://doi.org/10.1007/s10584-005-4785-y).

18. *Clark J.M., Ashley D., Wagner M., Chapman P.J., Lane S.N., Evans C.D., Heathwaite A.L.* Increased temperature sensitivity of net DOC production from ombrotrophic peat due to water table draw-down // Glob. Change Biol. 2009. Vol. 15. No. 4. P. 794–807. DOI: [10.1111/j.1365-2486.2008.01683.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01683.x).

19. *Cory R.M., Kling G.W.* Interactions between sunlight and microorganisms influence dissolved organic matter degradation along the aquatic continuum // Limnol. Oceanogr. Lett. 2018. Vol. 3. No. 3. P. 102–116. DOI: [10.1002/lol2.10060](https://doi.org/10.1002/lol2.10060).

20. *Dieleman C.M., Lindo Z., McLaughlin J.W., Craig A.E., Branfireun B.A.* Climate change effects on peatland decomposition and porewater dissolved organic carbon biogeochemistry // Biogeochemistry. 2016. Vol. 128. P. 385–396. DOI: [10.1007/s10533-016-0214-8](https://doi.org/10.1007/s10533-016-0214-8).

21. *Evans C., Monteith D., Cooper D.* Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: observations, possible causes and environmental impacts // Environ. Pollut. 2005. Vol. 137. P. 55–71. DOI: [10.1016/j.envpol.2004.12.031](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.12.031).

22. FAO. 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. 2014. No. 106.
23. Feng X., Vonk J.E., Van Dongen B.E., Gustafsson Ö., Semiletov I.P., Dudarev O.V., Wang Z., Montluçon D.B., Wacker L., Eglinton T.I. Differential mobilization of terrestrial carbon pools in Eurasian Arctic River basins // Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 2013. Vol. 110. P. 14168–14173. DOI: [10.1073/pnas.1307031110](https://doi.org/10.1073/pnas.1307031110).
24. Frey K.E., McClelland J.W. Impacts of permafrost degradation on arctic river biogeochemistry // Hydrol. Process. 2009. Vol. 23. P. 169–182. DOI: [10.1002/hyp.7196](https://doi.org/10.1002/hyp.7196).
25. Freeman C., Evans C.D., Monteith D.T., Reynolds B., Fenner N. Export of organic carbon from peat soils // Nature. 2001. Vol. 412. No. 6849. P. 785. DOI: [10.1038/35090628](https://doi.org/10.1038/35090628).
26. Gentsch N., Mikutta R., Alves R.J.E., Barta J., Čapek P., Gittel A., Hugelius G., Kuhry P., Lashchinskiy N., Palmtag J., Richter A., Šantrůčková H., Schnecker J., Shibistova O., Urich T., Wild B., Guggenberger G. Storage and transformation of organic matter fractions in cryoturbated permafrost soils across the Siberian Arctic // Biogeosciences. 2015. Vol. 12. No. 14. P. 4525–4542. DOI: [10.5194/bg-12-4525-2015](https://doi.org/10.5194/bg-12-4525-2015).
27. Glatzel S., Kalbitz K., Dalva M., Moore T. Dissolved organic matter properties and their relationship to carbon dioxide efflux from restored peat bogs // Geoderma. 2003. Vol. 113. No. 3–4. P. 397–411. DOI: [10.1016/S0016-7061\(02\)00372-5](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00372-5).
28. Hinzman L.D., Bettez N.D., Bolton W.R., Chapin F. S., Dyurgerov M.B., Fastie C.L., Griffith B., Hollister R.D., Hope A., Huntington H.P., Jensen A.M., Jia G.J., Jorgenson T., Kane D.L., Klein D.R., Kofinas G., Lynch A.H., Lloyd A.H., McGuire A.D., Nelson F.E., Nolan M., Oechel W.C., Osterkamp T.E., Racine C.H., Romanovsky V.E., Stone R.S., Stow D.A., Sturm M., Tweedie C.E., Vourlitis G.L., Walker M.D., Walker D.A., Webber P.J., Welker J.M., Winker K.S., Yoshikawa K. Evidence and implications of recent climate change in northern Alaska and other Arctic regions // Clim. Change. 2005. Vol. 72. P. 251–298. DOI: [10.1007/s10584-005-5352-2](https://doi.org/10.1007/s10584-005-5352-2).
29. Hugelius G., Loisel, J., Chadburn S., Jackson R.B., Jones M., MacDonald G., Marushchak M., Olefeldt D., Packalen M., Siewert M. B., Treat C., Turetsky M., Voigt C., Yu Z. Large stocks of peatland carbon and nitrogen are vulnerable to permafrost thaw // Proc. Natl. Acad. Sci. USA. 2020. Vol. 117. No. 34. P. 20438–20446. DOI: [10.1073/pnas.1916387117](https://doi.org/10.1073/pnas.1916387117).
30. Jennings E., Järvinen M., Allott N., Arvola L., Moore K., Naden P., Aonghusa C.N., Nöges T., Weyhenmeyer G.A. Impacts of climate on the flux of dissolved organic carbon from catchments // The impact of climate change

- on European lakes. Aquatic Ecology Series. D.: Springer. 2010. Vol. 4. P. 199–220. DOI: [10.1007/978-90-481-2945-4_12](https://doi.org/10.1007/978-90-481-2945-4_12).
31. Kaiser K., Guggenberger G., Haumaier L., Zech W. Seasonal variations in the chemical composition of dissolved organic matter in organic forest floor layer leachates of old-growth Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) stands in northeastern Bavaria, Germany // Biogeochemistry. 2001. Vol. 55. P. 103–143. DOI: [10.1023/A:1010694032121](https://doi.org/10.1023/A:1010694032121).
32. Kaiser K., Kalbitz K. Cycling downwards – dissolved organic matter in soils // Soil Biol. Biochem. 2012. Vol. 52. P. 29–32. DOI: [10.1016/j.soilbio.2012.04.002](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.04.002).
33. Kleber M., Jahn R. Retention of dissolved organic matter by illitic soils and clay fractions: influence of mineral phase properties // J. of Plant Nutr. and Soil Sci. 2003. Vol. 166. No. 6. P. 737–741. DOI: [10.1002/jpln.200321125](https://doi.org/10.1002/jpln.200321125).
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 Sci. 2000. Vol. 165. P. 277–304.
35. Kalbitz K., Geyer S. Different effects of peat degradation on dissolved organic carbon and nitrogen // Org. Geochem. 2002. Vol. 33. No. 3. P. 319–326. DOI: [10.1016/S0146-6380\(01\)00163-2](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(01)00163-2).
36. Kim H.M., Webster P.J., Curry J.A. Evaluation of short-term climate change prediction in multi-model CMIP5 decadal hindcasts // Geophys. Res. Lett. 2012. Vol. 39. No. 10. DOI: [10.1029/2012GL051644](https://doi.org/10.1029/2012GL051644).
37. Lim A.G., Loiko S.V., Pokrovsky O.S. Sizable pool of labile organic carbon in peat and mineral soils of permafrost peatlands, western Siberia // Geoderma. 2022. Vol. 409. P. 115601. DOI: [10.1016/j.geoderma.2021.115601](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115601).
38. Limpens J., Berendse F., Blodau C., Canadell J.G., Freeman C., Holden J., Roulet N., Rydin H., Schaepman-Strub G. Peatlands and the carbon cycle: from local processes to global implications – a synthesis // Biogeosciences. 2008. Vol. 5. No. 5. P. 1475–1491. DOI: [10.5194/bg-5-1475-2008](https://doi.org/10.5194/bg-5-1475-2008).
39. Meredith M., Sommerkorn M., Cassotta S., Derksen C., Ekaykin A., Hollowed A., Kofinas G., Mackintosh A., Melbourne-Thomas J., Muelbert M.M.C., Ottersen G., Pritchard H., Schuur E.A.G. Polar regions. Chapter 3 // IPCC special report on the ocean and cryosphere in a changing climate. 2019. URL: <https://hdl.handle.net/102.100.100/23122904.v1>.
40. Moore T. R., Dalva M. Some controls on the release of dissolved organic carbon by plant tissues and soils // Soil Sci. 2001. Vol. 166. No. 1. P. 38–47.
41. Müller M., Alewell C., Hagedorn F. Effective retention of litter-derived dissolved organic carbon in organic layers // Soil Biol. Biochem. 2009.

- Vol. 41. No. 6. P. 1066–1074. DOI: [10.1016/j.soilbio.2009.02.007](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.02.007).
42. *Payette S., Delwaide A., Caccianiga M., Beauchemin M.* Accelerated thawing of subarctic peatland permafrost over the last 50 years // *Geophys. Res. Lett.* 2004. Vol. 31. No.18. DOI: [10.1029/2004GL020358](https://doi.org/10.1029/2004GL020358).
43. *Preston M.D., Basiliko N.* Carbon mineralization in peatlands: does the soil microbial community composition matter? // *Geomicrobiol. J.* 2016. Vol. 33. No. 2. P. 151–162. DOI: [10.1080/01490451.2014.999293](https://doi.org/10.1080/01490451.2014.999293).
44. *Raudina T.V., Loiko S.V., Lim A.G., Krickov I.V., Shirokova L.S., Istigechev G.I., Kuzmina D.M., Kulizhsky S.P., Vorobyev S.N., Pokrovsky O.S.* Dissolved organic carbon and major and trace elements in peat porewater of sporadic, discontinuous, and continuous permafrost zones of western Siberia // *Biogeosciences.* 2017. Vol. 14. No. 14. P. 3561–3584. DOI: [10.5194/bg-2017-24](https://doi.org/10.5194/bg-2017-24).
45. *Schlotter D., Schack-Kirchner H., Hildebrand E.E., Wilpert K.* Equivalence or complementarity of soil-solution extraction methods // *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2012. Vol. 175. P. 236–244. DOI: [10.1002/jpln.201000399](https://doi.org/10.1002/jpln.201000399).
46. *Selvam B.P., Lapierre J.F., Guillemette F., Voigt C., Lamprecht R.E., Biasi C., Christensen T.R., Martikainen P.J., Berggren M.* Degradation potentials of dissolved organic carbon (DOC) from thawed permafrost peat // *Sci. Rep.* 2017. Vol. 7. No. 1. P. 45811. DOI: [10.1038/srep45811](https://doi.org/10.1038/srep45811).
47. *Shen Y.H.* Sorption of natural dissolved organic matter on soil // *Chemosphere.* 1999. Vol. 38. No. 7. P. 1505–1515. DOI: [10.1021/jp9902452](https://doi.org/10.1021/jp9902452).
48. *Smith L.C., Sheng Y., MacDonald G.M.* A first pan-Arctic assessment of the influence of glaciation, permafrost, topography and peatlands on northern hemisphere lake distribution // *Permafrost. Periglacial Process.* 2007. Vol. 18. No. 2. P. 201–208. DOI: [10.1002/ppp.581](https://doi.org/10.1002/ppp.581).
49. *Stanek W., Silc T.* Comparisons of four methods for determination of degree of peat humification (decomposition) with emphasis on the von Post method // *Can. J. Soil Sci.* 1977. Vol. 57. P. 109–117. DOI: [10.4141/cjss77-015](https://doi.org/10.4141/cjss77-015).
50. *Tarnocai C.* The effect of climate change on carbon in Canadian peatlands // *Glob. Planet. Change.* 2006. Vol. 53. No. 4. P. 222–232. DOI: [10.1016/j.gloplacha.2006.03.012](https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2006.03.012).
51. *Tarnocai C., Canadell J.G., Schuur E.A., Kuhry P., Mazhitova G., Zimov S.* Soil organic carbon pools in the northern circumpolar permafrost region // *Global Biogeochem. Cycles.* 2009. Vol. 23. No. 2. DOI: [10.1029/2008GB003327](https://doi.org/10.1029/2008GB003327).
52. *Page S.E., Rieley J.O., Banks C.J.* Global and regional importance of the tropical peatland carbon pool // *Glob. Chang. Biol.* 2011. Vol. 17. No. 2. P. 798–818. DOI: [10.1111/j.1365-2486.2010.02279.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02279.x).
53. *Wang H., Richardson C.J., Ho M., Flanagan N.* Drained coastal peatlands:

- A potential nitrogen source to marine ecosystems under prolonged drought and heavy storm events – A microcosm experiment // *Sci. Total Environ.* 2016. Vol. 566. P. 621–626. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2016.04.211](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.211).
54. Wen H., Perdrial J., Abbott B.W., Bernal S., Dupas R., Godsey S.E., Harpold A., Rizzo D., Underwood K., Adler T., Sterle G., Li L. Temperature controls production but hydrology regulates export of dissolved organic carbon at the catchment scale // *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 2020. Vol. 24. No. 2. P. 945–966. DOI: [10.5194/hess-24-945-2020](https://doi.org/10.5194/hess-24-945-2020).
55. Wickham H., Chang W., Wickham M.H. Package “ggplot2” // Create elegant data visualizations using the grammar of graphics. 2016. Vol. 2. No. 1. P. 1–189.
56. Wright S.N., Thompson L. M., Olefeldt D., Connon R. F., Carpino O.A., Beel C.R., Quinton W.L. Thaw-induced impacts on land and water in discontinuous permafrost: A review of the Taiga Plains and Taiga Shield, northwestern Canada // *Earth Sci. Rev.* 2022. Vol. 32. P. 104104. DOI: [10.1016/j.earscirev.2022.104104](https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2022.104104).
57. Yu Z., Loisel J., Brosseau D.P., Beilman D.W., Hunt S.J. Global peatland dynamics since the Last Glacial Maximum // *Geophys. Res. Lett.* 2010. Vol. 37. No. 13. DOI: [10.1029/2010GL043584](https://doi.org/10.1029/2010GL043584).
58. Yudina A.V., Klyueva V.V., Romanenko K.A., Fomin D.S. Micro-within macro: How micro-aggregation shapes the soil pore space and water-stability // *Geoderma.* 2022. Vol. 415. P. 115771. DOI: [10.1016/j.geoderma.2022.115771](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115771).
59. Zsolnay A. Dissolved organic matter: artefacts, definitions and functions // *Geoderma.* 2003. Vol. 113. P. 187–209. DOI: [10.1016/S0016-7061\(02\)00361-0](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00361-0).

REFERENCES

1. Bazin E.T., Kopenkin V.D., Kosov V.I., Korchunov S.S., Petrovich V.M., *Tekhnicheskii analiz torfa* (Technical analysis of peat), Moscow: Nedra, 1992. 431 p.
2. Vasil'ev A.A., Gravis A.G., Gubar'kov A.A., Drozdov D.S., Korostelev Yu.V., Malkova G.V., Oblogov G.E., Ponomareva O.E., Sadurtdinov M.R., Streletskaya I.D., Streletskii D.A., Ustinova E.V., Shirokov R.S., Degradatsiya merzloty: rezul'taty mnogoletnego geokriologicheskogo monitoringa v zapadnom sektore rossiiskoi Arktiki (Permafrost degradation: results of the long-term geocryological monitoring in the western sector of Russian Arctic), *Kriosfera Zemli*, 2020, Vol. 24, No. 2, p. 15, DOI: [10.21782/KZ1560-7496-2020-2\(15-30\)](https://doi.org/10.21782/KZ1560-7496-2020-2(15-30)).
3. Vorob'eva L.A., *Teoriya i praktika khimicheskogo analiza pochv* (Theory

- and practice chemical analysis of soils), Moscow: GEOS, 2006. 400 p.
4. Matyshak G.V., Bogatyrev L.G., Goncharova O.Yu., Bobrik A.A. Osobennosti razvitiya pochv gidromorfnykh ekosistem severnoi taigi Zapadnoi Sibiri v usloviyakh kriogeneza (Specific features of the development of soils of hydromorphic ecosystems in the northern taiga of Western Siberia under conditions of cryogenesis), *Pochvovedenie*, 2017, No. 10, pp. 1155–1164, DOI: [10.7868/S0032180X17100069](https://doi.org/10.7868/S0032180X17100069).
 5. Mel'nikov E.S., Tagunova L.N., Lazareva N.A., Moskalenko N.G., *Landshafty kriolitozony Zapadno-Sibirskoi gazonosnoi provintsii* (Landscapes of the permafrost zone of the West Siberian gas-bearing province), Novosibirsk: Nauka, Sibirskoe otd., 1983. 165 p.
 6. Moskalenko N.G., *Izmeneniya kriogennykh landshaftov severnoi taigi Zapadnoi Sibiri v usloviyakh menyayushchegosya klimata i tekhnogeneza* (Cryogenic landscape changes in the West Siberian northern taiga in the conditions of climate change and human-induced disturbances), *Kriosfera Zemli*, 2012, Vol. 16, No. 2, pp. 38–42.
 7. Prokushkin A.S., Gavrilenko I.V., Prokushkin S.G., Abaimov A.P., *Postuplenie rastvorenного organicheskogo ugleroda v pochvu listvennichnikov v usloviyakh sploshnoi merzloty Srednei Sibiri* (The flux of dissolved organic carbon to soil under larch forests in conditions of permafrost in Central Siberia), *Lesovedenie*, 2005, No. 5., pp. 41–48.
 8. Prokushkin A.S., Tokareva I.V., Prokushkin S.G., Abaimov, A.P., Guggenberger G., *Potoki rastvorenного organicheskogo veshchestva v listvennichnikakh kriolitozony Srednei Sibiri* (Flux of dissolved organic matter in larch forests in the cryolithozone of Central Siberia), 2008, *Ekologiya*, No. 3. pp. 163–172.
 9. Raudina T.V., Loiko S.V., Kritskov I.V., Lim A.G., *Sravnenie sostava pochvennykh vod merzlykh bolot Zapadnoi Sibiri, poluchennykh razlichnymi metodami* (Comparing the composition of soil waters of West Siberian frozen mires sampled by different methods), *Vestnik Tomskogo gosudarstvennogo universiteta. Biologiya*, 2016, No. 3(35), pp. 26–42. DOI: [10.17223/19988591/35/2](https://doi.org/10.17223/19988591/35/2).
 10. Tokareva I.V., Prokushkin A.S., Prokushkin S.G., *Rol' gidrologicheskikh uslovii v mobilizatsii organicheskogo veshchestva merzlotnykh pochv Tsentral'noi Evenkii* (The Role of hydrological conditions in the mobilization of organic matter in cryogenic soils of Central Evenkia), *Lesovedenie*, 2008, No. 3., pp. 39–46.
 11. Shishov L.L., Tonkonogov V.D., Lebedeva I.I., Gerasimova M.I., *Klassifikatsiya i diagnostika pochv Rossii* (Classification and diagnostics of soils in Russia), Smolensk: Oikumena, 2004. 342 p.
 12. 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: [10.19047/0136-1694-2023-115-87-106](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2023-115-87-106).
13. Åkerman H.J., Johansson M., Thawing permafrost and thicker active layers in sub-arctic Sweden, *Permafr. Periglac. Process.*, 2008, Vol. 19, pp. 279–292, DOI: [10.1002/ppp.626](https://doi.org/10.1002/ppp.626).
14. Biester H., Selimović D., Hemmerich S., Petri M., Halogens in pore water of peat bogs – the role of peat decomposition and dissolved organic matter, *Biogeosciences*, 2006, Vol. 3, No. 1, pp. 53–64, DOI: [10.5194/bg-3-53-2006](https://doi.org/10.5194/bg-3-53-2006).
15. Broder T., Blodau C., Biester H., Knorr K.H., Peat decomposition records in three pristine ombrotrophic bogs in southern Patagonia, *Biogeosciences*, 2012, Vol. 9, No. 4, pp. 1479–1491, DOI: [10.5194/bg-9-1479-2012](https://doi.org/10.5194/bg-9-1479-2012).
16. Callaghan T.V., Jonasson C., Thierfelder T., Yang Z., Hedenås H., Johansson M., Molau U., Van Bogaert R., Michelsen A., Olofsson J., Gwynn-Jones, D., Bokhorst S., Phoenix G., Bjerke J.W., Tømmervik H., Christensen T.R., Hanna E., Koller E.K., Sloan V.L., Ecosystem change and stability over multiple decades in the Swedish subarctic: complex processes and multiple drivers, *Philos. Trans. R. Soc. B. Biol. Sci.*, 2013, Vol. 368, No. 1624, article ID 20120488, DOI: [10.1098/rstb.2012.0488](https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0488).
17. Camill P., Permafrost thaw accelerates in boreal peatlands during late-20th century climate warming, *Clim. Change*, 2005, Vol. 68, pp. 135–152, DOI: [10.1007/s10584-005-4785-y](https://doi.org/10.1007/s10584-005-4785-y).
18. Clark J.M., Ashley D., Wagner M., Chapman P.J., Lane S.N., Evans C.D., Heathwaite A.L., Increased temperature sensitivity of net DOC production from ombrotrophic peat due to water table draw-down, *Glob. Change Biol.*, 2009, Vol. 15, No. 4, pp. 794–807, DOI: [10.1111/j.1365-2486.2008.01683.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01683.x).
19. Cory R.M., Kling G.W., Interactions between sunlight and microorganisms influence dissolved organic matter degradation along the aquatic continuum, *Limnol. Oceanogr. Lett.*, 2018, Vol. 3, No. 3, pp. 102–116, DOI: [10.1002/lol2.10060](https://doi.org/10.1002/lol2.10060).
20. Dieleman C.M., Lindo Z., McLaughlin J.W., Craig A.E., Branfireun B.A., Climate change effects on peatland decomposition and porewater dissolved organic carbon biogeochemistry, *Biogeochemistry*, 2016, Vol. 128, pp. 385–396, DOI: [10.1007/s10533-016-0214-8](https://doi.org/10.1007/s10533-016-0214-8).
21. Evans C., Monteith D., Cooper D., Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: observations, possible causes and environmental impacts, *Environ. Pollut.*, 2005, Vol. 137, pp. 55–71, DOI: [10.1016/j.envpol.2004.12.031](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.12.031).
22. FAO. 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, 2014, No. 106.
23. Feng X., Vonk J.E., Van Dongen B.E., Gustafsson Ö., Semiletov I.P.,

Dudarev O.V., Wang Z., Montluçon D.B., Wacker L., Eglinton T.I., Differential mobilization of terrestrial carbon pools in Eurasian Arctic River basins, *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 2013, Vol. 110, pp. 14168–14173, DOI: [10.1073/pnas.1307031110](https://doi.org/10.1073/pnas.1307031110).

24. Frey K.E., McClelland J.W., Impacts of permafrost degradation on arctic river biogeochemistry, *Hydrol. Process.*, 2009, Vol. 23, pp. 169–182, DOI: [10.1002/hyp.7196](https://doi.org/10.1002/hyp.7196).

25. Freeman C., Evans C.D., Monteith D.T., Reynolds B., Fenner N., Export of organic carbon from peat soils, *Nature*, 2001, Vol. 412, No. 6849, pp. 785, DOI: [10.1038/35090628](https://doi.org/10.1038/35090628).

26. Gentsch N., Mikutta R., Alves R.J.E., Barta J., Čapek P., Gittel A., Hugelius G., Kuhry P., Lashchinskiy N., Palmtag J., Richter A., Šantrůčková H., Schneckner J., Shibistova O., Urich T., Wild B., Guggenberger G., Storage and transformation of organic matter fractions in cryoturbated permafrost soils across the Siberian Arctic, *Biogeosciences*, 2015, Vol. 12, No. 14, pp. 4525–4542, DOI: [10.5194/bg-12-4525-2015](https://doi.org/10.5194/bg-12-4525-2015).

27. Glatzel S., Kalbitz K., Dalva M., Moore T., Dissolved organic matter properties and their relationship to carbon dioxide efflux from restored peat bogs, *Geoderma*, 2003, Vol. 113, No. 3–4, pp. 397–411, DOI: [10.1016/S0016-7061\(02\)00372-5](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00372-5).

28. Hinzman L.D., Bettez N.D., Bolton W.R., Chapin F. S., Dyrgerov M.B., Fastie C.L., Griffith B., Hollister R.D., Hope A., Huntington H.P., Jensen A.M., Jia G.J., Jorgenson T., Kane D.L., Klein D.R., Kofinas G., Lynch A.H., Lloyd A.H., McGuire A.D., Nelson F.E., Nolan M., Oechel W.C., Osterkamp T.E., Racine C.H., Romanovsky V.E., Stone R.S., Stow D.A., Sturm M., Tweedie C.E., Vourlitis G.L., Walker M.D., Walker D.A., Webber P.J., Welker J.M., Winker K.S., Yoshikawa K., Evidence and implications of recent climate change in northern Alaska and other Arctic regions, *Clim. Change*, 2005, Vol. 72, pp. 251–298, DOI: [10.1007/s10584-005-5352-2](https://doi.org/10.1007/s10584-005-5352-2).

29. Hugelius G., Loisel J., Chadburn S., Jackson R.B., Jones M., MacDonald G., Marushchak M., Olefeldt D., Packalen M., Siewert M. B., Treat C., Turetsky M., Voigt C., Yu Z., Large stocks of peatland carbon and nitrogen are vulnerable to permafrost thaw, *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 2020, Vol. 117, No. 34, pp. 20438–20446, DOI: [10.1073/pnas.1916387117](https://doi.org/10.1073/pnas.1916387117).

30. Jennings E., Järvinen M., Allott N., Arvola L., Moore K., Naden P., Aonghusa C.N., Nöges T., Weyhenmeyer G.A., Impacts of climate on the flux of dissolved organic carbon from catchments, The impact of climate change on European lakes, In: *Aquatic Ecology Serie*, D.: Springer, 2010, Vol. 4, pp. 199–220, DOI: [10.1007/978-90-481-2945-4_12](https://doi.org/10.1007/978-90-481-2945-4_12).

31. Kaiser K., Guggenberger G., Haumaier L., Zech W., Seasonal variations in the chemical composition of dissolved organic matter in organic forest floor

- layer leachates of old-growth Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) stands in northeastern Bavaria, Germany, *Biogeochemistry*, 2001, Vol. 55, pp. 103–143, DOI: [10.1023/A:1010694032121](https://doi.org/10.1023/A:1010694032121).
32. Kaiser K., Kalbitz K., Cycling downwards – dissolved organic matter in soils, *Soil Biol. Biochem.*, 2012, Vol. 52, pp. 29–32, DOI: [10.1016/j.soilbio.2012.04.002](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.04.002).
33. Kleber M., Jahn R., Retention of dissolved organic matter by illitic soils and clay fractions: influence of mineral phase properties, *J. of Plant Nutr. and Soil Sci.*, 2003, Vol. 166, No. 6, pp. 737–741, DOI: [10.1002/jpln.200321125](https://doi.org/10.1002/jpln.200321125).
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 Sci.*, 2000, Vol. 165, pp. 277–304.
35. Kalbitz K., Geyer S., Different effects of peat degradation on dissolved organic carbon and nitrogen, *Org. Geochem.*, 2002, Vol. 33, No. 3, pp. 319–326, DOI: [10.1016/S0146-6380\(01\)00163-2](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(01)00163-2).
36. Kim H.M., Webster P.J., Curry J.A., Evaluation of short-term climate change prediction in multi-model CMIP5 decadal hindcasts, *Geophys. Res. Lett.*, 2012, Vol. 39, No. 10, DOI: [10.1029/2012GL051644](https://doi.org/10.1029/2012GL051644).
37. Lim A.G., Loiko S.V., Pokrovsky O.S., Sizable pool of labile organic carbon in peat and mineral soils of permafrost peatlands, western Siberia, *Geoderma*, 2022, Vol. 409, pp. 115601, DOI: [10.1016/j.geoderma.2021.115601](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115601).
38. Limpens J., Berendse F., Blodau C., Canadell J.G., Freeman C., Holden J., Roulet N., Rydin H., Schaepman-Strub G., Peatlands and the carbon cycle: from local processes to global implications – a synthesis, *Biogeosciences*, 2008, Vol. 5, No. 5, pp. 1475–1491, DOI: [10.5194/bg-5-1475-2008](https://doi.org/10.5194/bg-5-1475-2008).
39. Meredith M., Sommerkorn M., Cassotta S., Derksen C., Ekaykin A., Hollowed A., Kofinas G., Mackintosh A., Melbourne-Thomas J., Muelbert M.M.C., Ottersen G., Pritchard H., Schuur E.A.G., Polar regions. Chapter 3, *IPCC special report on the ocean and cryosphere in a changing climate*, 2019, URL: <https://hdl.handle.net/102.100.100/23122904.v1>.
40. Moore T. R., Dalva M., Some controls on the release of dissolved organic carbon by plant tissues and soils, *Soil Sci.*, 2001, Vol. 166, No. 1, pp. 38–47.
41. Müller M., Alewell C., Hagedorn F., Effective retention of litter-derived dissolved organic carbon in organic layers, *Soil Biol. Biochem.*, 2009, Vol. 41, No. 6, pp. 1066–1074, DOI: [10.1016/j.soilbio.2009.02.007](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.02.007).
42. Payette S., Delwaide A., Caccianiga M., Beauchemin M., Accelerated thawing of subarctic peatland permafrost over the last 50 years, *Geophys. Res. Lett.*, 2004, Vol. 31, No.18, DOI: [10.1029/2004GL020358](https://doi.org/10.1029/2004GL020358).
43. Preston M.D., Basiliko N., Carbon mineralization in peatlands: does the

- soil microbial community composition matter? *Geomicrobiol. J.*, 2016, Vol. 33, No. 2, pp. 151–162, DOI: [10.1080/01490451.2014.999293](https://doi.org/10.1080/01490451.2014.999293).
44. Raudina T.V., Loiko S.V., Lim A.G., Krickov I.V., Shirokova L.S., Istigechev G.I., Kuzmina D.M., Kulizhsky S.P., Vorobyev S.N., Pokrovsky O.S., Dissolved organic carbon and major and trace elements in peat porewater of sporadic, discontinuous, and continuous permafrost zones of western Siberia, *Biogeosciences*, 2017, Vol. 14, No. 14, pp. 3561–3584, DOI: [10.5194/bg-2017-24](https://doi.org/10.5194/bg-2017-24).
45. Schlotter D., Schack-Kirchner H., Hildebrand E.E., Wilpert K., Equivalence or complementarity of soil-solution extraction methods, *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 2012, Vol. 175, pp. 236–244, DOI: [10.1002/jpln.201000399](https://doi.org/10.1002/jpln.201000399).
46. Selvam B.P., Lapierre J.F., Guillemette F., Voigt C., Lamprecht R.E., Biasi C., Christensen T.R., Martikainen P.J., Berggren M., Degradation potentials of dissolved organic carbon (DOC) from thawed permafrost peat, *Sci. Rep.*, 2017, Vol. 7, No. 1, pp. 45811, DOI: [10.1038/srep45811](https://doi.org/10.1038/srep45811).
47. Shen Y.H., Sorption of natural dissolved organic matter on soil, *Chemosphere*, 1999, Vol. 38, No. 7, pp. 1505–1515, DOI: [10.1021/jp9902452](https://doi.org/10.1021/jp9902452).
48. Smith L.C., Sheng Y., MacDonald G.M., A first pan-Arctic assessment of the influence of glaciation, permafrost, topography and peatlands on northern hemisphere lake distribution, *Permafr. Periglac. Process*, 2007, Vol. 18, No. 2, pp. 201–208, DOI: [10.1002/ppp.581](https://doi.org/10.1002/ppp.581).
49. Stanek W., Silc T., Comparisons of four methods for determination of degree of peat humification (decomposition) with emphasis on the von Post method, *Can. J. Soil Sci.*, 1977, Vol. 57, pp. 109–117, DOI: [10.4141/cjss77-015](https://doi.org/10.4141/cjss77-015).
50. Tarnocai C., The effect of climate change on carbon in Canadian peatlands, *Glob. Planet Change*, 2006, Vol. 53, No. 4, pp. 222–232, DOI: [10.1016/j.gloplacha.2006.03.012](https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2006.03.012).
51. Tarnocai C., Canadell J.G., Schuur E.A., Kuhry P., Mazhitova G., Zimov S., Soil organic carbon pools in the northern circumpolar permafrost region, *Global Biogeochem. Cycles*, 2009, Vol. 23, No. 2, DOI: [10.1029/2008GB003327](https://doi.org/10.1029/2008GB003327).
52. Page S.E., Rieley J.O., Banks C.J., Global and regional importance of the tropical peatland carbon pool, *Glob. Chang. Biol.*, 2011, Vol. 17, No. 2, pp. 798–818, DOI: [10.1111/j.1365-2486.2010.02279.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02279.x).
53. Wang H., Richardson C.J., Ho M., Flanagan N., Drained coastal peatlands: A potential nitrogen source to marine ecosystems under prolonged drought and heavy storm events – A microcosm experiment, *Sci. Total Environ.*, 2016, Vol. 566, pp. 621–626, DOI: [10.1016/j.scitotenv.2016.04.211](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.211).
54. Wen H., Perdrial J., Abbott B.W., Bernal S., Dupas R., Godsey S.E., Harpold A., Rizzo D., Underwood K., Adler T., Sterle G., Li L., Temperature

controls production but hydrology regulates export of dissolved organic carbon at the catchment scale, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 2020, Vol. 24, No. 2, pp. 945–966, DOI: [10.5194/hess-24-945-2020](https://doi.org/10.5194/hess-24-945-2020).

55. Wickham H., Chang W., Wickham M.H., *Package “ggplot2”*, Create elegant data visualizations using the grammar of graphics, Version. 2016, Vol. 2, No. 1, pp. 1–189.

56. Wright S.N., Thompson L. M., Olefeldt D., Connon R. F., Carpino O.A., Beel C.R., Quinton W.L., Thaw-induced impacts on land and water in discontinuous permafrost: A review of the Taiga Plains and Taiga Shield, northwestern Canada, *Earth Sci. Rev.*, 2022, Vol. 32, pp. 104104, DOI: [10.1016/j.earscirev.2022.104104](https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2022.104104).

57. Yu Z., Loisel J., Brosseau D.P., Beilman D.W., Hunt S.J., Global peatland dynamics since the Last Glacial Maximum, *Geophys. Res. Lett.*, 2010, Vol. 37, No. 13. DOI: [10.1029/2010GL043584](https://doi.org/10.1029/2010GL043584).

58. Yudina A.V., Klyueva V.V., Romanenko K.A., Fomin D.S., Micro-within macro: How micro-aggregation shapes the soil pore space and water-stability, *Geoderma*, 2022, Vol. 415, pp. 115771, DOI: [10.1016/j.geoderma.2022.115771](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115771).

59. Zsolnay A., Dissolved organic matter: artefacts, definitions and functions, *Geoderma*, 2003, Vol. 113, pp. 187–209, DOI: [10.1016/S0016-7061\(02\)00361-0](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00361-0).

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-242-260



Cite this article as:

Akhavan Ghalibaf M., Masoodi S., Shirazi-Chalashтары M., Delavarkhalafi A., Identification of Technosols formed from industrial dust in the area of Yazd city (Central Iran) by ground-based radiometry, Dokuchaev Soil Bulletin, 2024, V. 119, pp. 242-260, DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-242-260

Identification of Technosols formed from industrial dust in the area of Yazd city (Central Iran) by ground-based radiometry

© 2024 Akhavan Ghalibaf* M., Masoodi** S.,
Shirazi-Chalashтары*** M., Delavarkhalafi**** A.

Yazd university,

Crossroads of Research (Pajoohesh), 8915818411 Yazd, Iran,

* <https://orcid.org/0000-0002-1386-3214>, e-mail:

makhavanghalibaf@gmail.com,

** e-mail: saeid.masoudi57@gmail.com,

*** <https://orcid.org/0009-0007-9894-450x>, e-mail: mtr_shirazi@yahoo.com,

**** e-mail: delavarkh@yazd.ac.ir.

Received 13.08.2023, Revised 04.09.2024, Accepted 04.06.2024

Abstract: Intensive industrial development in the form of metallurgical plants and quarries for mining of mineral resources in the vicinity of the city of Yazd resulted in significant dustiness of the ground layer of atmosphere and accumulation of industrial dust on the soil surface. At the locations of alloy steel production facilities, dust composition was dominated by particulate matter less than 1 μm (PM1), while near sand quarries, dust particles less than 10 μm (PM10) were predominant. The dust from these sources also differs in chemical composition (iron/silicon content ratio, pH). Registration with a pyranometer with a dark green filter with transmittance at a wavelength of 550 nanometers with a time interval of 20 seconds at a speed of 30 km/h during the movement along the specified routes allowed authors to identify zones with a stable increased content of particles of different sizes in the near-surface atmosphere. Sampling soil pits in these zones confirmed the presence on their surface of layers of dust deposits with a thickness of more than 5 cm, which allows them to be attributed to Technosols in accordance with the WRB soil classification. The soil map of the research area was compiled at a scale of

1 : 25 000 with the reflection of Technosols participation in the soil patterns. According to the map, more than three quarters of the study area are soil complexes including Technosols. Arid climatic conditions of the region lead to the accumulation of dust on the soil surface, which are practically not transformed and not removed from the soil, which results in their degradation and deterioration of the environmental conditions. Dust accumulation on the soil surface affects the state of vegetation cover of the region, which serves as a basis for indirect satellite indication of dusting zones. The method of revealing the dust layer on the soil surface based on the assessment of dustiness of the near-surface atmosphere using pyranometer can serve as a good complement to remote sensing methods.

Keywords: industrial dusts; pyranometer; Yazd city; desert; Technosols.

Выявление техносолей, сформировавшихся из промышленной пыли в районе города Йезд (Центральный Иран), с помощью наземной радиометрии

Резюме: Интенсивное развитие промышленности в виде металлургических предприятий и карьеров по добыче полезных ископаемых в окрестностях города Йезд привело к значительной запыленности приземной атмосферы и накоплению промышленной пыли на поверхности почв. В местах расположения предприятий по производству легированной стали, в составе пыли преобладали твердые частицы размером менее 1 мкм (PM1), в то время как около песчаных карьеров – частицы пыли размером менее 10 мкм (PM10). Пыль от этих источников отличается также и по химическому составу (соотношению содержания железа и кремния, рН). Регистрация пиранометром с темно-зеленым фильтром с пропусканием на длине волны 550 нанометров с временным интервалом в 20 секунд на скорости 30 км/час во время движения по заданным маршрутам позволила выделить зоны с устойчивым повышенным содержанием в приземной атмосфере частиц разного размера. Выборочные разрезы почв в этих зонах подтвердили наличие на их поверхности слоев пылевых отложений мощностью более 5 см, что позволяет их отнести, согласно классификации WRB, к техносолям (Technosol). Построена почвенная карта района исследований в масштабе 1 : 25 000 с отражением участия в почвенном покрове техносолей. В соответствии с картой, более трех четвертей исследуемой территории составляют почвенные комплексы, включающие техносоли. Засушливые климатические условия региона

приводят к накоплению пылевых выбросов на поверхности почв, которые практически не трансформируются и не удаляются из почвы, что приводит к их деградации и ухудшению экологической обстановки. Накопление пыли на поверхности почв влияет на состояние растительного покрова региона, что служит основанием для косвенной спутниковой индикации зон запыления. Метод выявления слоя пыли на поверхности почв по оценке запыленности приземной атмосферы с использованием пиранометра может служить хорошим дополнением к дистанционным методам.

Ключевые слова: промышленная пыль; пиранометр; город Йезд; пустыня; техносоли.

INTRODUCTION

Dust absorbs solar radiation and scatters it to space and the balance between dust absorption and scattering (Fraser, Kaufman, 1985) determines its ability to counteract greenhouse warming and atmospheric heating, but at present the amount of radiation to be absorbed by dust is uncertain (Sokolik, Toon, 1996; Alpert et al., 1998). According to Kaufman et al. (2001), dust absorption is expressed by its imaginary index of refraction, which had been recommended by the world meteorological organization (WMO, 1983). Cattle et al. (2009) in a semiarid zone of Australia, at the central location, where a Calcisol has formed in lacustrine lunette sediment, found that local dust of the same size as the dominant silt of the topsoil continues to be deposited, while minor topsoil is represented by very fine-grained silt matching regional and long-distance dust deposited at the site. Any suspended material with different size and shape in the air has defined as particles. Among all particles suspended in the atmosphere, the particles with diameters of 10, 2.5 and 1 micron and less are considered as air pollutants and environment health threat (DEQ, 2014). Zia-Khan et al. (2015) during the experiment found that dust deposits could block the stomata on the top of the leaf surface of a cultivated cotton, and, in addition, the canopy temperature of the dust-covered leaves was always higher than the control treatment. There are many factors provoking the emergence of the phenomenon of dust, so they can be classified into two major categories: natural and human factors. Natural factors include climate change, volcanic activity etc., and human or man-made factors include drying up of wetlands, desertification, the loss of underground water

and industrial activities such as metal and non-metal industries, mining, urban activities like as civil engineering and road construction. Due to the important influence of the dust pollution on soil, which is an essential parameter of environment, and on human health, identification and control of dust pollution is necessary. According to the report of Beine et al. (2017) ambient particulate matter is a major health hazard, causing ~3 million premature deaths annually. It is also widely known that PM affects incoming solar radiation, and hence, it is routinely included in assessment of climate change. It logically follows that PM will also affect solar energy generation, yet there have been only a few local studies of the effect of PM deposited on solar panel surfaces, and none that have explored the impact of ambient and deposited PM, including dust and anthropogenically produced particles. According to International Standard ISO 9060:1990 and the World Meteorological Organisation (WMO) a pyranometer is the designed type of instrument of hemispherical form to measure global or diffuse solar radiation integrated over the wavelength range from 0.3 to 3 μm (300 to 3 000 nm) (Kipp, Zonen, 2016). Gu et al. (2019) studied the perturbation of phosphorous elements from dust sediments to soil surface, and according to their study, dust contained abundant amount of Ca-P, which is consistent with its alkaline and calcareous nature and with previous studies on dust, derived from dry-lands. Karta (2020) after experiment showed the impacts of soil disturbances by human activities on the soil aggregation and dust fluxes and provided quantitative estimates of soil loss over time, thus, substantial loss of PM₁₀ (particulate matter, that is less than 10 micrometers in diameter) was recorded in most experimental conditions. According to Giltrap et al. (2021), harmful emissions from soil can be increased or decreased by anthropogenic activity, while climate change is likely to modify future emissions patterns, both directly and in response to human mitigation and adaptation actions. It corresponded to the scattering albedo (ratio of scattering to scattering + absorption). Khalesi Doost and Akhlaghi (2014) in estimation and comparison of solar radiation intensity by some models in a region of Iran mentioned the effect of factors such as altitude above sea level, the number of dusty days during month and seasonal changes of Sun–Earth distance. Eger (2011) in the research on the super humid and tropical soils revealed, that the increase of ecosystem fertility in correlation with aeoli-

an processes was reflected by an increase of fertility-demanding species with dust flux, which was, however, not capable of maintaining vegetation suites characteristic of earlier stages of dust-free succession. Rashki (2012) emphasized the role of dust aerosols in atmospheric processes, i. e. the Earth's radiation balance and cloud microphysics, that strongly depends on a variety of physico-chemical parameters, such as size distribution and dust sources. Javadi and Moeini (2019) in Iran, by using the pyranometric stations solar radiation data and the daily sunshine hours and also by Angström equations classified five climate regions, that in our research the area related to the total solar radiation (TSR) according to sunshine hours located in the highest class of TSR. Mohammadi et al., Aghasi et al. (2019) in relationships of soil physical and chemical properties with seasonal and annual dust deposition rate in Gavkhouni swamp sub-basin, Central Iran, found areas with high ecological complexity and complex nonlinear relationships among input and output data, the nonlinear methods were superior to linear methods. Adebisi et al. (2021) showed that the cement dust particles entering the soil increased the pH of the soil, it is more alkaline on a forest tropical topsoil. Mohammadi et al. (2022) in their research aimed to identify and prioritize suitable locations for constructing photovoltaic power plants from the perspective of dust in some of the cities in Iran. Due to the geographical location and cold and dry climate of Mashhad, the city is exposed to the dust of the deserts of Turkmenistan. But due to high temperature in Abadan, as one of the tropical regions in Iran, the dust affects the performance of solar systems and significantly reduces the output power. Also, Mohammadi et al. (2022) reported that in Rasht city, near the Caspian Sea, with a temperate and humid climate the dust was negligible and in Sanandaj, in north-west of Iran, due to its cold and humid climate and with significant number of snowy days, dust load was low and insignificant. This study was conducted to investigate the effect of dust on the soils in the industrial zone of Yazd with desert and semidesert climate.

MATERIALS AND METHODS

For determination of dust effects on sun irradiation the sun pyranometer Kipp & Zonen model of CMP 3 with dark green filter with transmissions at 550 nanometers was used. After installation of the py-

ranometer on the roof of a car, data were collected with data logger model of combilog LT 1021 manufactured by Teodor Friendrichs & Co. Data were collected within 20 seconds of time intervals (equal to ground distances of about 167 meters), when the car was moving with 30 km/h speed. The concentration and diameter of dust in PM10, PM2.5 and PM1 were analyzed with Haz-Dust portable instrument, model: epam-5000, manufactured by environmental device corporation. Sampling flow rate in Haz-Dust was 5 liters/minute. Sampling program was planned for rate of 1 minute, and the averaging was continued up to one hour with every PM filter and for each measured point. The accuracy of Haz-Dust, dust analyser, was $\pm 10\%$ for filter gravimetric SAE fine test dust (Figure1).



Fig. 1. Pyranometer installation on the car and the used Haz-Dust instrument.

On the collected dust from topsoils, x-ray imagery and total elements analyses were performed with scanning emission microscopy (SEM) with a SEM TESCAN instrument and combination with EDS mapping, Bruker X Flash. The location of study area, about 400 km², was shown in Figure 2. Soil description in the field included morpho-

logical parameters and such routine physical and chemical analyses as vegetation status, soil color, soil structure, soil texture, soil reaction and organic matter percentage. The soils were classified according to WRB 2014 (FAO, 2015).

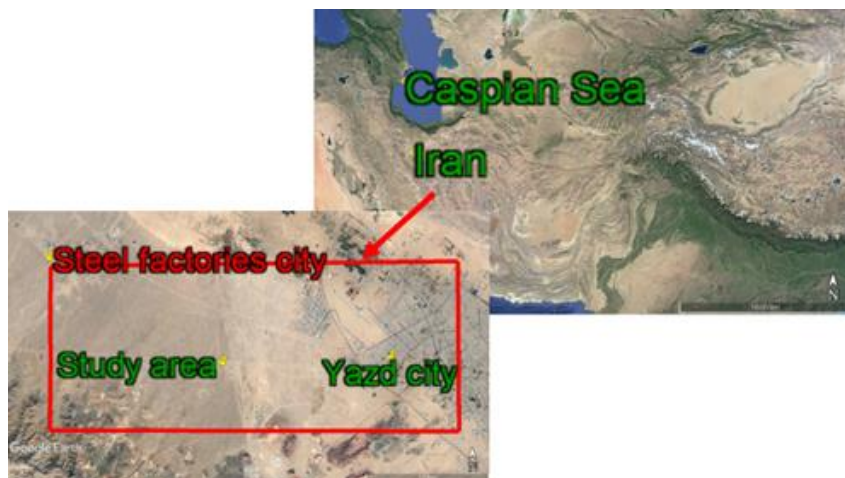


Fig. 2. The red rectangle shows research area in southwest of Yazd City.

According to Schad (2018), the Technosols as a Reference Soil Group in the WRB, after the version in 2014/15, seem to have provided a satisfactory scheme for classifying technogenic soils. In 2014 version of WRB, only little changes were made to the definition of the artefacts: “deposits in an environment, where they do not commonly occur” and “properties” were changed into “chemical and mineralogical properties”. Also, in third version of WRB, related to its previous version, the technic hard rock was renamed technic hard material, because it is substantially different from natural rock.

RESULTS AND DISCUSSION

In Figures 3 and 4 Google images in the time series from 2005 till 2023 and an exponential curve of spatial expansion of steel town in the northwest of the study area were shown.



Fig. 3. The monitoring of steel town development on the Google images in 2005, 2015 and 2022.

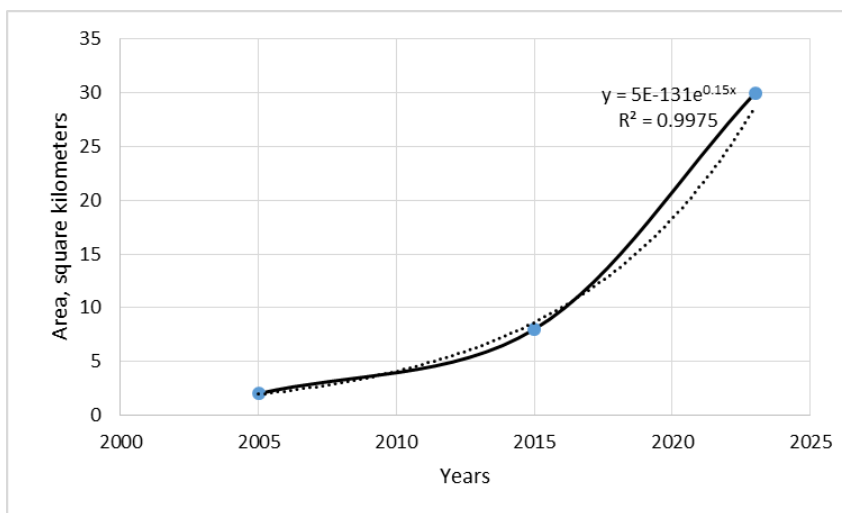


Fig. 4. The curve of steel town development from 2005 till 2023.

For comparison of two types of dust derived from steel and gravel industries the SEM images of dust, collected from topsoils, were shown in Figure 5. The left image in Figure 5 showed PM of bigger size in gravel mining areas in relation to the right image, demonstrating dust formed near steel combination industries. The EDS analyses of dust revealed that the samples taken near steel industries contained more Fe and less Si compared to the ones taken near gravel industries (Figure 6).

Moreover, dust quantitative analyses, performed by means of Haz-Dust portable instrument (Figure 7), confirmed the increase in fine particles (PM1) content near steel industries, where the ratio of Fe/Si (based on EDS analyses) increased as well.

The location of dust sampling points and track line of irradiance data using mobile pyranometer within the study area are shown in Figure 8.

Figure 9 shows variation of the irradiance intensity at track points with a Max. 619.44, a Min. 362.27, an Ave. 587.32 and a St. Dev. 26.62 values.

The results of Kriging analysis in Arcmap 10.4.1 of recorded pyranometer data are shown in Figure 10.

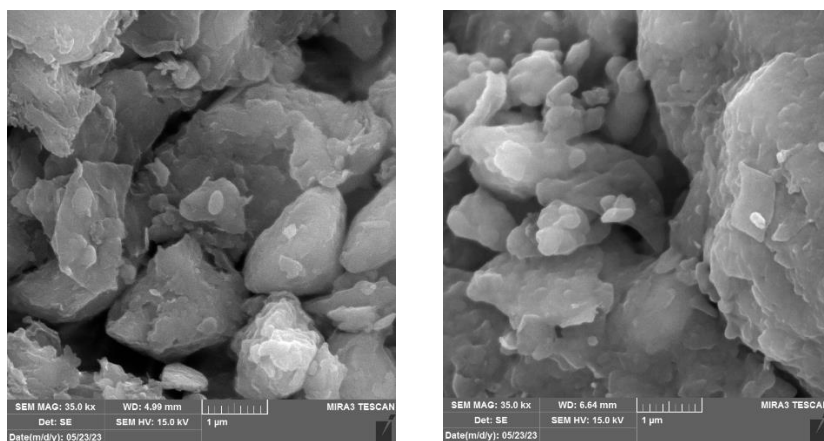


Fig. 5. SEM images of dust derived from two sources: steel (right) and gravel (left) industries.

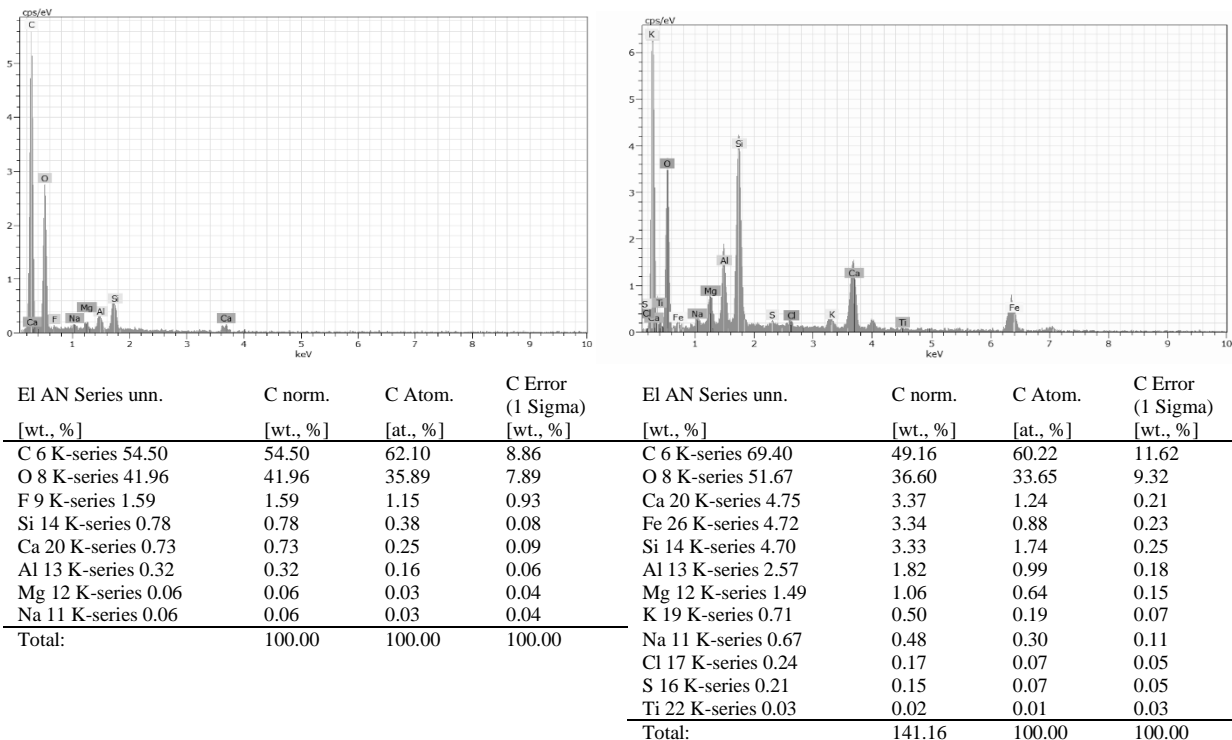


Fig 6. EDS analyses of dust derived from two sources: steel (right) and gravel (left) industries.

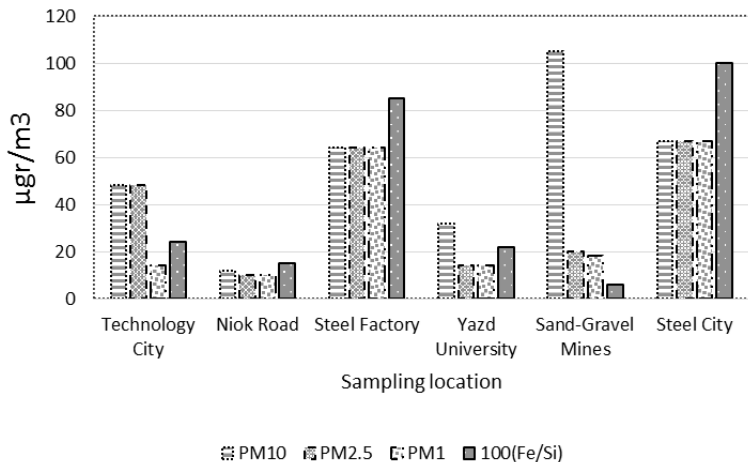


Fig. 7. Dust quantitative results, obtained by means of Haz-Dust portable instrument, and Fe/Si ratio resulting from EDS analyses.

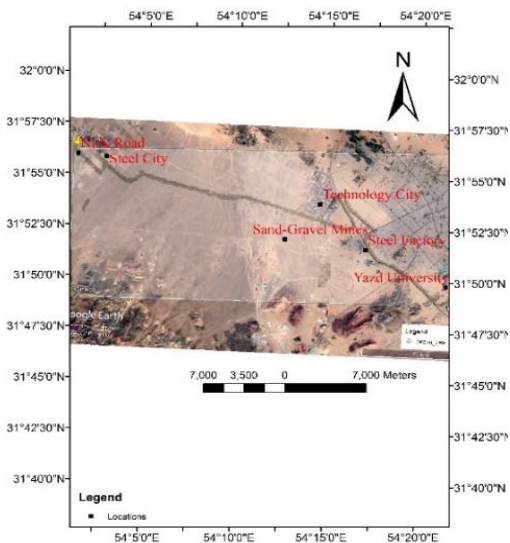


Fig. 8. The study area with location of dust analyses points and the track line of pyranometry.

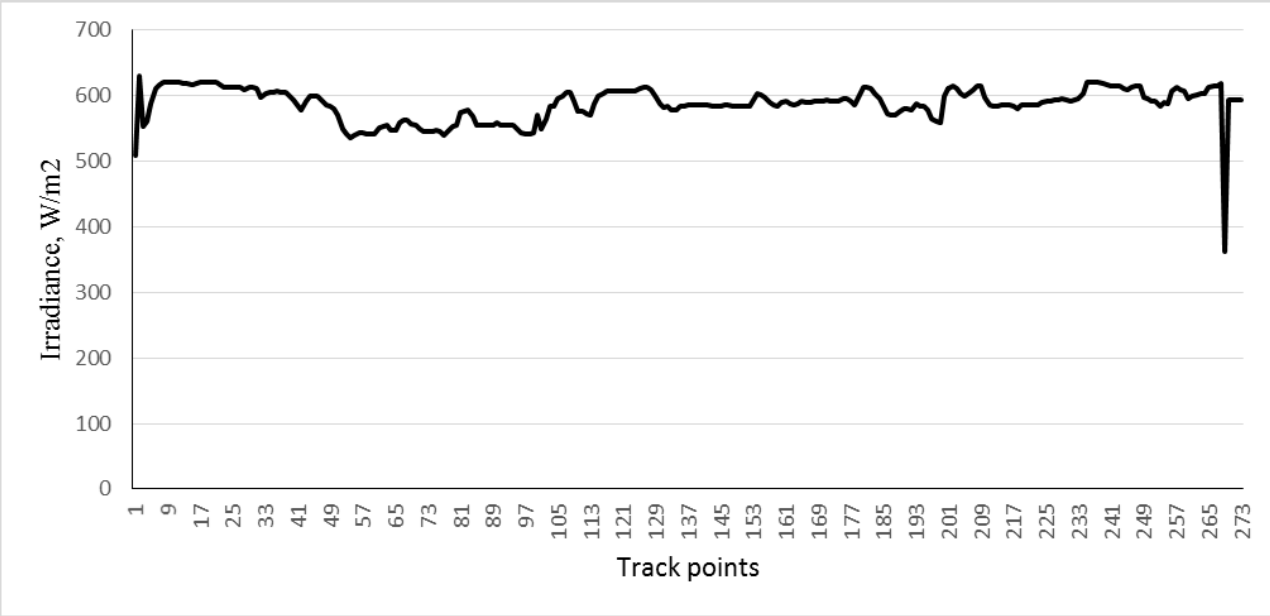


Fig. 9. Variation of the irradiance intensity at track points in study area.

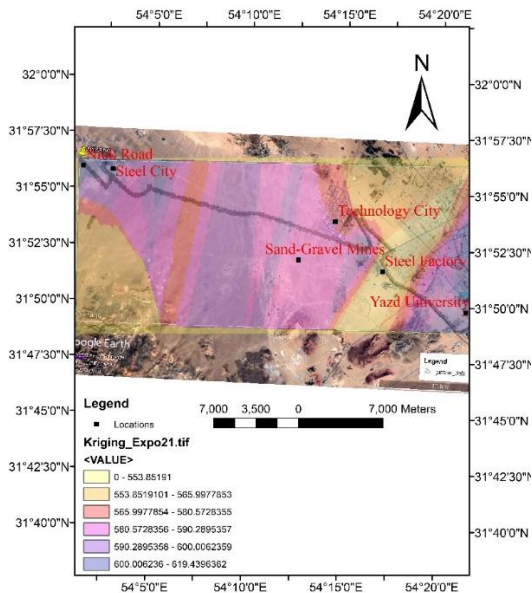


Fig. 10. Geostatistical analysis of radiation fluxes (W/m^2) by Kriging method in Arcmap 10.4.1, recorded by pyranometer on the tracking GPS line.

Due to the changes in the chemical composition of the sediments that came from the dust of metal industries or sand mines, the color of the soil surface had also changed. All soils had the same Munsell Hue 10YR. All natural soils had Munsell color of 10YR 6/3 or pale brown. In the area affected by sand and gravel mines, color value 1 degree increased and Munsell color changed to 10YR 7/3 or very pale brown. The steel and complex industries changed Munsell color of topsoils to 10YR 7/1 or light gray. The semidesert plant coverage, where affected by industrial and mining activities, decreased to 50% (from 30% on the natural soils to 15% on the Technosols). The surface horizon of the soils near the metal industries had a slightly acidic soil reaction ($pH = 6.5$) in contrast to the soil reaction of other natural or sand mine areas ($pH = 7.5$). This difference in hydrogen ion concentration of the soil could be due to acid rain or the presence of acid chemical com-

pounds in the dust of these areas. The percentage of organic matter in the surface horizon of industrially affected soils was reduced to less than 0.1%, compared to organic matter content in the surface horizon of natural desert soils, which is about 0.6–0.8%. The texture of all surface soils was sandy loam, and noticeable changes were not observed in them. The structure of the soils in the areas affected by the industry had changed from a weak medium size blocky to a massive unstructured soils. The usual natural soil great groups were: Fluvisols on the alluvial depositions in desert zone with gentle slope (4–8%); and at upper slopes: Leptosols on highlands to the pedimonts direction in semidesert (Sirezems) zone with moderate slope (8–12%). In study area consolidated and relatively continuous material was found, resulting from industrial process, and identified as technic hard material called ‘Technogenic diagnostic materials of WRB (2015)’. Therefore, according to the definition of Ekranic (ek): having technic hard material starting ≤ 5 cm from the soil surface (in Technosols only); in Figure 11 it is possible to determine the Ekran layer on the soil surface, which confirm the identification of Technosols in the study area.



Fig. 11. The example of profile of Technosol (soil pit) nearby the steel factory in the study area.

In the study area the soil great groups (Table 1) were classified

according to WRB (FAO, 2015).

Table 1. The soil great groups in the study area (FAO, 2015)

Soil code	Description
FL	Fluvisols
TCFLCI	Technosols-Fluvisols-Complex industry
TCFLGI	Technosols-Fluvisols-Gravel industry
TCFLSI	Technosols-Fluvisols-Steel industry
TCLPGI	Technosols-Leptosols-Gravel industry
TCLPSI	Technosols- Leptosols -Steel industry

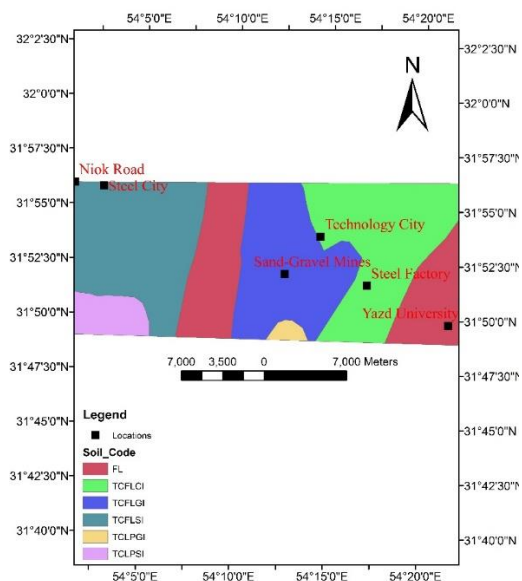


Fig. 11. The soil great groups, formed after industrial activities in the desert to semidesert areas, Yazd, Iran.

According to the dust (Figure 7) and irradiation (Figure 10) data the industry affected soils were classified (Table 1 and Figure 11).

Although the industrial sediments have had a chemical and physical effect on the surface horizon, it is not possible to determine the thickness of a new horizon layer, which is supposed to bury the underlying profile. The reason for this can be due to the wind erosion, which takes place at the same time as the wind blown materials are accumulated in the studied area. The main indicators, which helped to distinguish metal industry dust from sand mines one, were smaller size of the particles and greater Fe/Si ratio recorded near metal industries. These differences can be due to the escape of smaller dust particles from the filters of metal industries and the type of processes carried out in alloy steel industries compared to sand mines. However, the dust formed in the air remained suspended and with light breezes from the plain to the mountain during the day and from the mountain to the plain at night covered the entire area. The role of fine dust in reducing the emission of solar radiation to the earth in Iran was also reported by Rashki (2012) and Javadi and Moeini (2019). Yazd, belonging to subtropical and dry climate, could be a region with high potential for dusty air similar to Abadan in the research of Mohammadi et al. (2022). Although the pyranometer is designed to be installed at synoptic meteorological stations, in this research it was used as a mobile device to perform the relative comparison of radiation levels around polluting industries. Because of a variety of physico-chemical parameters such as size distribution (PM10 and PM 2.5 vs PM1) and dust sources, adapted to Rashki (2012), a dark green filter (550 nm) was used in the pyranometer to distinguish and separate relatively the areas with different types of dust in the study area (Figure 10). Dust deposits on native vegetation may reduce the percentage of green cover, which was found by Zia-Khan et al. (2015), because dust can block the stomata on the top of leaves. As far as vegetation is one of the main factors of soil formation and evolution, this effect can lead to changes in the type of soil compared to its natural state. Also, according to the research of Adebisi et al. (2021) about dust effects on the chemical properties of soils, the soils of the study area were classified on the basis of the collected radiation data (Figure 11). As a result, in the area affected by the industry, more than three quarters of soil cover is represented by soil complexes, including

Technosols. Finally, the soil map was designed at the scale 1 : 25 000, where the accuracy of soil groups boundaries was ensured and verified by the field study results.

CONCLUSIONS

The rapid industrial development in the study area has exceeded the environmental capacity in the desert and semi-desert regions of Yazd. The use of a mobile pyranometer contributed to distinguishing high-risk areas from low-risk areas in terms of environmental pollution, including soils affected by industry. It is necessary to prevent the intensity of pressure on the environment through industrial development or even to relocate it to other areas, characterized by lower risks. If the industrial dust in some regions have been able to increase the vegetation by increasing some nutrients concentration (Eger, 2011), but in the same regions, the change in the environmental conditions has led to a change in the type of vegetation, and, as a result, they have transformed the natural soils into Technosols. The relative increase of Technosols area, like what happened in Yazd, is a proof of unsustainable development in the considered region, because with the reduction of natural soil areas, the plant and animal species dependent on them are likely to be destroyed. This method can be used as a supplementary one to the satellite remote sensing method. For example, Landsat 9 satellite is able to image the entire Earth every 16 days, and when combined with Landsat 8 the entire planet can be scanned in 8 days. Therefore, when there is an information gap in the high-resolution satellite remote sensing data, additional information can be obtained through pyranometer as a complementary method. Using this method, it will be possible to be informed about the state of fine dust in the protected areas every hour of a sunny day under the supervision of an environmental expert.

REFERENCES

1. Adebisi A.P., Adigun H.O., Lawal K.J., Salmal K.D., Adekunle V.A.J., Oyekakin J.A., Impact of Cement Dust on Physical and Chemical Nutrients Properties of Forest Topsoil, *J. Appl. Sci. Environ. Manage.*, 2021, Vol. 25(5), pp. 695–700.
2. Bahareh Aghasi B., Jalalian A., Khademi H., Besalatpour A.A., Relationship between dust deposition rate and soil characteristics in an arid region of Iran,

- Atmósfera, 2019, Vol. 32, No. 2., pp. 115–128, DOI: [10.20937/atm.2019.32.02.03](https://doi.org/10.20937/atm.2019.32.02.03).
3. Alpert P., Kaufman Y.J., Shay-El Y., Tame D., Da Silva A., Schubert S., Joseph Y.H., Quantification of Dust-Forced heating of the Lower Troposphere, *Nature*, 1998, Vol. 395, pp. 367–370.
 4. Bergin M.H., Goroi C., Dixit D., Schauer J.J., Shindell D.T., Large Reductions in Solar Energy Production Due to Dust and Particulate Air Pollution, *Environ. Sci. Technol. Lett.*, 2017, Vol. 4, pp. 339–344.
 5. Cattle S.R., Mctainsh G.H., Elias S., Aeolian dust deposition rates, particle-sizes and contributions to soils along a transect in semi-arid New South Wales, Australia, *Sedimentology*, 2009, DOI: [10.1111/j.1365-3091.2008.00996.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-3091.2008.00996.x).
 6. Eger A., *The effectiveness of actively accumulating dust in rejuvenating soils and ecosystems in a super-humid, high weathering and leaching environment, West Coast, South Island, New Zealand*, PhD thesis, 2011, Lincoln University, 204 p.
 7. *World Reference Base for soil resources 2014*, International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps, FAO, Rome, 2015, 203 p.
 8. Fraser R.S., Kaufman Y.J., The Relative Importance of Aerosol Scattering and sorption in Remote Sensing, *IEEE J. Geosc. Rem. Sens.*, 1985, GE23, pp. 525–633.
 9. Giltrap D., Cavanagh J., Stevenson B., Ausseil A-G., The role of soils in the regulation of air quality, *Phil. Trans. R. Soc.*, 2021, B 376: 20200172, DOI: [10.1098/rstb.2020.0172](https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0172).
 10. Gu C., Hart, S.C., Turner B.L., Hu Y., Meng Y., Zhu M., Aeolian dust deposition and the perturbation of phosphorus transformations during long-term ecosystem development in a cool, semi-arid environment, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2019, Vol. 246, pp. 498–514.
 11. Javadi S., Moeini S., A new solar radiation models for Iran, *Conference paper*, 2019, URL: <https://www.researchgate.net/publication/262172482>.
 12. Karta I., Soil Erosion by Wind and Dust Emission in Semi-Arid Soils Due to Agricultural Activities, *Agronomy*, 2020, Vol. 10(1), 89, DOI: [10.3390/agronomy10010089](https://doi.org/10.3390/agronomy10010089).
 13. Kaufman Y.J., Dubovik A., Karnieli L., Remer A., Absorption of sunlight by dust as inferred from satellite and ground-based remote sensing, *Geographical research letters*, 2001, Vol. 28, No. 8, pp. 1479–1482.
 14. Khalesi Doost A., Akhlaghi M., Estimation and Comparison of Solar Radiation Intensity by Some Models in a Region of Iran, *Journal of Power and Energy Engineering*, 2014, Vol. 2, pp. 345–351.

15. Kipp & Zonen B.V., *Instruction manual*, 2016, Manual document number: V1610, Netherland, 44 p.
16. Mohammadi F., Hajinezhad A., Kasaeian A., Moosavian S.F., Effect of dust accumulation on performance of the photovoltaic panels in different climate zones, *International Journal of Sustainable Energy and Environmental Research*, 2022, Vol. 11, No. 1, pp. 43–56.
17. Prospero J.M., *Eolian transport to the world ocean*, The sea: Vol VII, The Oceanic Lithosphere, Ed. Emiliani, C. Wiley, New-York, 1981, pp. 801–874.
18. Rashki A., *Seasonality and mineral, chemical and optical properties of dust storms in the Sistan region of Iran, and their influence on human health*, PhD thesis, University of Pretoria, 2012, 197 p.
19. Schad P., Technosols in the World Reference Base for Soil Resources – history and definition, *Soil Science and Plant Nutrition*, 2018, Vol. 64, No. 2, pp. 138–144.
20. Sokolik I.N., Toon O.B., Direct radiative forcing by anthropogenic airborne mineral aerosol, *Nature*, 1996, Vol. 381, pp. 681–683.
21. WMO, Radiation commission of IAMAP meeting of experts on aerosol and their climatic effects, WCP55, Williamsburg VA, 1983, pp. 28–30.
22. Zia-Khan S., Spreer W., Pengnian Y., Zhao X. Othmanli H., He X., Effect of Dust Deposition on Stomatal Conductance and Leaf Temperature of Cotton in Northwest China, *Water*, 2015, Vol. 7(1), pp. 116–131, DOI: [10.3390/w7010116](https://doi.org/10.3390/w7010116).

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-261-305



Cite this article as:

Novais J.J.M., Rosin N.A., Rosas J.T.F., Poppiel R.R., Dotto A.C., Paiva A.F.S., Bellinaso H., Albarracín H.S.R., Amorim M.T.A., Bartsch B. dos A., Vogel L.G., Mello D.C., Francelino M.R., Alves M.R., Falcioni R., Demattê J.A.M., The Brazilian Soil Spectral Library data opening, Dokuchaev Soil Bulletin, 2024, V. 119, pp. 261-305, DOI: 10.19047/0136-1694-2024-119-261-305

Highlights:

Now the Brazilian Soil Spectral Library is open to the community.

The BSSL has been a diffuser of technology in Brazil and the world.

Soil spectroscopy is a method that brings together several disciplines.

Soil satellite images can be validated using the BSSL database.

BSSL has served many purposes, from research to public policy and private initiatives.

Acknowledgments:

Geotechnologies in Soil Sciences Research Group – GeoCiS; Brazilian Society of Soil Science (Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – SBSCS); Research Support Foundation of the State of São Paulo (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP) grant number #2021/05129-8; Higher Education Personal Improvement Coordination (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES); National Council for Scientific and Technological Development (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq); and the Department of Soil Science, Luiz de Queiroz College of Agriculture, University of São Paulo.

The Brazilian Soil Spectral Library data opening

© 2024 J. J. M. Novais^{1*}, N. A. Rosin^{1**}, J. T. F. Rosas^{1***},
R. R. Poppiel^{1****}, A. C. Dotto^{1*****}, A. F. S. Paiva^{1*****},
H. Bellinaso^{2*}, H. S. R. Albarracín^{1*****}, M. T. A. Amorim^{1*****},
B. dos A. Bartsch^{1*****}, L. G. Vogel^{1*****}, D. C. Mello^{3*},
M. R. Francelino^{3**}, M. R. Alves^{4*}, R. Falcioni^{5*},
J. A. M. Demattê^{1*****} (*corresponding author*)

¹University of Sao Paulo, Luiz de Queiroz College of Agriculture,
Department of Soil Science,

11 Av. Pádua Dias, Piracicaba/SP 13418-900, Brazil,

*<https://orcid.org/0000-0001-6792-1208>, e-mail: jeannovais@usp.br,

**<https://orcid.org/0000-0002-3439-4701>, e-mail: narosin@usp.br,

***<https://orcid.org/0000-0002-3244-4816>, e-mail: jorge.fimrosas@usp.br,

****<https://orcid.org/0000-0002-1628-4154>, e-mail: raulpoppiel@usp.br,

*****<https://orcid.org/0000-0002-3462-1556>, e-mail: andrecdot@gmail.com,

*****<https://orcid.org/0000-0002-8075-0914>,

e-mail: arianefr.silveira@gmail.com,

*****<https://orcid.org/0000-0002-6924-0948>, e-mail: hsrodriguez@usp.br,

*****<https://orcid.org/0000-0003-4901-6962>,

e-mail: merilyn.accorsi@usp.br,

*****<https://orcid.org/0000-0003-0987-9050>, e-mail: brunobartsch@usp.br,

*****<https://orcid.org/0000-0002-9794-1135>, e-mail: leticia.vogel@usp.br,

*****<https://orcid.org/0000-0001-5328-0323>, e-mail: jamdemat@usp.br.

²State of São Paulo, Department of Agriculture and Supply,

2340, Av. Brasil, Campinas/SP 13070-178, Brazil,

*<https://orcid.org/0000-0002-0521-8864>,

e-mail: henriquebellinaso@gmail.com.

³Federal University of Viçosa, Department of Soil Science,

Av. P.H. Rolfs, Viçosa/MG, 36571-900, Brazil,

*<https://orcid.org/0000-0002-5398-9313>, e-mail: danieloc.demello@gmail.com.

**<https://orcid.org/0000-0001-8837-1372>, e-mail: marcio.francelino@ufv.br.

⁴Western Sao Paulo University,

700, st. José Bongiovani, Presidente Prudente/SP 19050-920, Brazil,

*<https://orcid.org/0000-0001-6772-2831>, e-mail: marceloalves@unoeste.br.

⁵State University of Maringá, Department of Agronomy,

5790, Av. Colombo, Maringá/PR 87020-900, Brazil,

*<https://orcid.org/0000-0002-2343-5045>, e-mail: renanfalcioni@gmail.com.

Received 09.12.2023, Revised 01.02.2024, Accepted 04.06.2024

Abstract: Among the various repositories of soil spectral data, the Brazilian Soil Spectral Library (BSSL, <https://bibliotecaespectral.wixsite.com/english>), created and maintained by the GeoCiS research group, is representative of the pedodiversity of the region, since it combines soil spectra from agricultural and environmental research. The BSSL database contains 16,084 observations with soil-harmonized surface layer physicochemical and spectral data in the visible, near-infrared, short-wave infrared (Vis-NIR-SWIR, 350–2,500 nm) and mid-infrared (MIR, 4,000–600 cm⁻¹) ranges from all 26 Brazilian states and the Federal District. The idea of creating the BSSL was born in 1995,

completed in 2019 and opened to users in 2023. This database is currently available online at <https://zenodo.org/records/8361419>. During opening process, data filtering was performed to ensure reliable and valuable information provided to society. Then consistency and quality assessments were executed using Pearson's correlation and the Cubist algorithm in the R environment. Modeling analysis revealed the robust predictive power of the spectral database, facilitating the modeling of key soil attributes. An open-access BSSL will help researchers validate their results by comparing measured data with predicted data, enabling the development of new models or the improvement of existing ones. The BSSL is a globally significant spectral library due to its broad coverage and representation of different tropical soil classes. Soil spectral data can help governments and corporations by providing information to decision-makers regarding the conservation or exploitation of natural resources to monitor soil health.

Keywords: soil spectroscopy; soil database; pedometry; hybrid laboratory; soil attributes analysis.

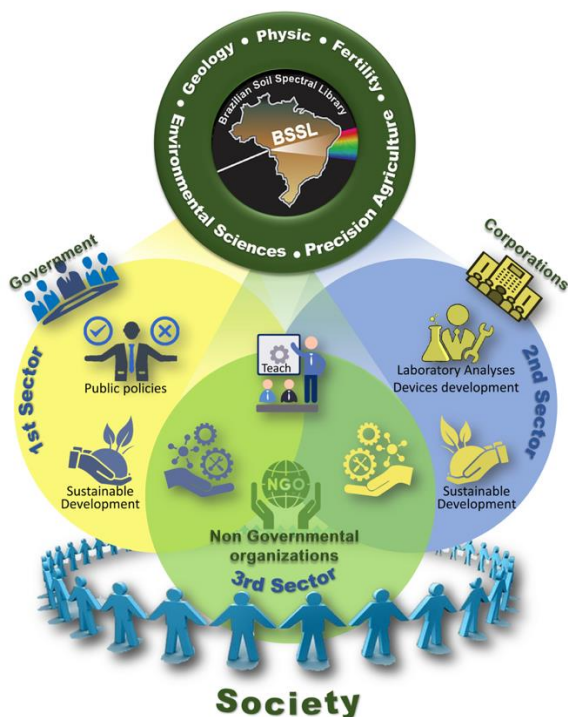
Открытая библиотека спектральных почвенных данных Бразилии

Abstract: Среди различных репозиториев Бразильская библиотека спектральных почвенных данных (BSSL, <https://bibliotecaespectral.wixsite.com/english>), созданная и поддерживаемая исследовательской группой GeoCiS, отражает в полной мере педоразнообразие указанного региона, так как она сочетает в себе почвенные спектры, полученные в результате как сельскохозяйственных, так и экологических исследований. База данных BSSL содержит 16 084 наблюдения, включающих сведения о физико-химических свойствах поверхностного слоя почвы, гармонизированные со спектрами в видимом, ближнем инфракрасном, коротковолновом инфракрасном (Vis-NIR-SWIR, 350–2 500 нм) и среднем инфракрасном (MIR, 4 000–600 см⁻¹) диапазонах, для 26 бразильских штатов и 1 федерального округа. В настоящий момент эта база данных находится в открытом доступе – <https://zenodo.org/records/8361419>. Идея создания BSSL возникла в 1995 г. Работа была закончена в 2019 г., и была открыта для пользователей в 2023 году. В процессе создания осуществлялась фильтрация данных, что обеспечило достоверность и ценность предоставляемой информации. Была проведена оценка согласованности и качества с использованием корреляции Пирсона и алгоритма Cubist в среде R. Анализ моделей показал надежную прогностическую способность спектральной базы данных, облегчающую моделирование ключевых почвенных свойств.

Открытый доступ к Бразильской библиотеке почвенных спектральных данных (BSSL) поможет исследователям подтвердить свои результаты путем сравнения данных прямых измерений с прогнозируемыми значениями, что будет способствовать разработке новых моделей или улучшению уже существующих. BSSL представляет собой спектральную библиотеку глобального уровня благодаря широкому охвату и отображению различных типов тропических почв. Спектральные данные о почве могут помочь правительствам и корпорациям, предоставляя информацию, необходимую для принятия решений, касающихся сохранения или эксплуатации природных ресурсов, а также для мониторинга состояния почв.

Ключевые слова: почвенная спектроскопия; почвенная база данных; педометрия; гибридная лаборатория; анализ свойств почвы.

Graphical abstract:



INTRODUCTION

Since the mid-twentieth century, researchers have recognized and discussed the importance of observing the electromagnetic energy behavior when it reaches a target such as the soil, aiming to investigate the physicochemical compounds of this material (e.g., Obukhov, Orlov, 1964; Bowers, Hanks, 1965; Stoner, Baumgardner, 1981). Since then, reflectance spectral signatures of different soil classes and attributes have remained a topic of discussion. According to Stenberg et al. (2010), spectral intervals from Visible (Vis) to InfraRed (IR) can predict the soils' properties through electromagnetic reflectance analysis both quantitatively (Viscarra Rossel et al., 2014) and qualitatively (Demattê et al., 2014). The spectral signature is, by analogy, a “DNA” of the soil sample, from which several properties can be inferred, such as clay, sand, soil organic matter (SOM), soil hydrogen ion potential (pH), cation exchange capacity (CEC), and mineralogy (Nocita et al., 2014).

Various types of soil data are produced and stored in a decentralized manner, restricted to the researchers' purposes only, making the data out of reach for other researchers. Therefore, the BSSL data opening initiative makes this information accessible to advance research on soils and other natural resources. However, such initiatives need to be curated to improve their quality and applicability. Open data policies require information to be readily accessible in a user-friendly and editable format, preferably downloadable via the Internet to enable remote access from the data server (Harris, Baumann, 2015). In addition, data must be provided under conditions that ensure reuse and redistribution, including combination with other datasets.

Many researchers agree that scientific data must be available to society observing intellectual property protection policies. It is emphasized that everyone should be able to use, reuse, and redistribute without distinction between areas of action by or against individuals or groups (Demattê et al., 2022). Open-access data has the potential for different systems and organizations to work together, achieving interoperability (Poppiel et al., 2022). Therefore, this work aimed to discuss the trajectory of BSSL from conceptualization to openly and freely available data to the scientific community, demonstrating its us-

ability and insights. Making it public, we intend to release the widespread dissemination of a refined version of the BSSL database, ensuring its accessibility to a broader audience. It is noteworthy that the number of self-citations is high since this work shows the history of this project, its benefits for society, and its perspectives.

MATERIAL AND METHODS

History of the BSSL

After Stoner and Baumgardner (1981) in the United States, Brazil was the second country to construct an SSL, considering the State of São Paulo through a report published by Epiphanio et al. (1992), followed by Formaggio et al. (1996). The BSSL project began with Demattê (1995), by sampling and soil analysis in the Department of Soil Science from the Luiz de Queiroz College of Agriculture (Esalq) of the University of São Paulo (USP). Since then, there has been a huge divulgation for the Brazilian community about the importance of SSL construction as a legacy for the future of the Pedology discipline. Demattê (1999) continued drawing attention to the necessity of the discipline of Pedology to advance to a new level by encompassing geotechnologies.

In this research line, Demattê and Garcia (1999) pioneered the study of soil spectra in Brazil when related the soil reflectance patterns with weathering in the state of Parana. Following this tendency, Demattê et al. (2004) produced the first digital soil map using spectral data. Subsequently, Bellinaso et al. (2010) performed an SSL covering 8 Brazilian states. The amount of these and other subsequent studies generated a vast database scattered across laboratories and research institutes, resulting in the first approximation of the BSSL performed by Sato (2015).

Based on these studies, Terra et al. (2015), created the term “spectral pedology”, which tried to highlight the relevance of pedologists in the assessment process to use these tools and go after the science between energy and matter for results interpretation. The primary idea was to involve as many Brazilian researchers as possible, covering all regions. In this sense, the Geotechnologies in Soil Sciences research group (GeoCiS, <https://esalqgeocis.wixsite.com/english>, accessed in September 2023) led the challenge to create an extensive database con-

taining soil spectra from different parts of Brazil, later called the BSSL (Demattê et al., 2019). Thus, from conception to implementation, the BSSL has lasted about 27 years, of which, 18 have been taken only for its dissemination throughout Brazil.

After many lectures, meetings, workshops, conferences, interviews, and contacts to convince the scientific community of the relevance of an SSL for Brazil, finally, GeoCiS achieved the primary goal regarding this initiative through the publication of the article “The Brazilian Soil Spectral Library (BSSL): a general overview” (Demattê et al., 2019), together with the Portuguese and English website launching (<http://besbbr.com.br>, accessed in September 2023). The dynamic of BSSL compilation was as follows: once the researchers agreed to the proposal, we set up a reception protocol at Esalq/USP, where each collaborator sent soil samples for spectral measurements and standardized registration in the database. As feedback, the spectra were returned to the users since they did not have the equipment. This dynamic was crucial for the success of the initiative because it served as a reward for the adoption and creation of new research groups throughout Brazil.

Covering, impact, and usefulness of BSSL for society

As an impact in the Academy, it created the discipline “Remote Sensing Applied to Soils” for full professors, raising the geotechnologies to outstanding levels in Pedology. During this period, a staff was formed to train and disseminate spectroscopy knowledge using the BSSL by the GeoCiS (<https://esalqgeocis.wixsite.com/english>). Another result, for the scientific community, was the formation of a network of collaborators from all over Brazil, with sufficient data and empirical knowledge to compile the BSSL as a representative spectral database, including the pedodiversity of the entire Brazilian territory with about 8.5 million km² (IBGE, 2021).

The BSSL started with the Vis-NIR-SWIR spectral range, but looking to the future, it created a new task on which the region of the Middle InfraRed (MIR) had to be measured as well. This spectral region has fundamental spectral bands and is rich in information about the soil properties due to more detailed spectra. Therefore, the GeoCiS group also created and published the Brazilian MIR Spectral Library (Mendes et al., 2022b). Both spectral ranges are part of the archive of

the BSSL establishing an even larger SSL (Figures 1a and 1b).

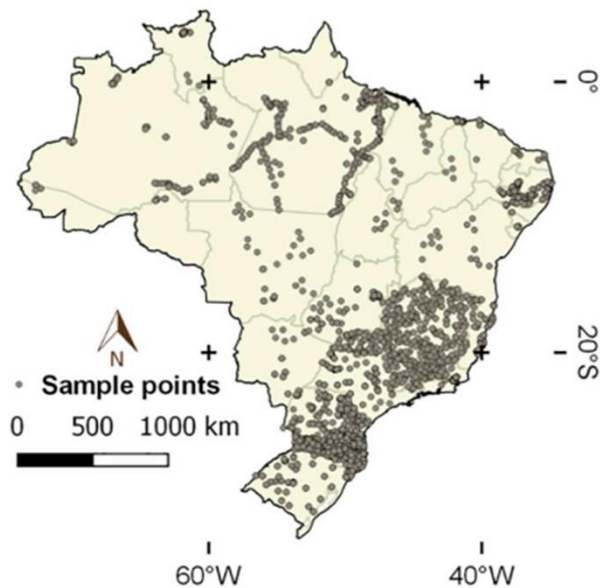
The validity of the BSSL data has already been demonstrated even before its release. Several studies have applied the spectral data to model soil classes, attributes, and digital soil mapping (e.g., Gallo et al., 2018; Novais et al., 2021; Poppiel et al., 2019; Rizzo et al., 2016; Rosin et al., 2023) and for equipment calibration (Romero et al., 2018). In addition, it served as part of a project to understand the remote sensing dataset (Demattê et al., 2020, 2018), both studies were aimed to produce a Synthetic Soil Image, called SySI, processed by the Geospatial Soil Sensing System (GEOS3) technique developed by GeoCiS. Table 1 lists the main research, on local, regional, and global scales, based on BSSL data.

The BSSL has also contributed to transfer soil techniques, such as those performed by Tziolas et al. (2020), and is becoming part of the World Soils Initiative. Nevertheless, the applied BSSL generates the Brazilian Soil Spectral Service (BraSpecS, <http://www.besbbr.com.br/>) (Demattê et al., 2022). This web platform was the first initiative in which the user could determine their soil attributes by uploading the soil spectrum. In the BraSpecS, models are applied to deliver the predicted soil attribute values. It is the first online system for soil analysis modeling available to all users.

Figure 2 illustrates the step-by-step construction of this project, e. g., conceptualization, construction, dissemination, teaching, data opening, and the services' impact on society (green arrow). This scheme demonstrates that there was a reverse move in terms of retaking the initial concepts, driving it to the next goal of the BSSL implementation which was to create a hybrid wet soil analysis laboratory protocol, as stated by Demattê et al. (2022). Indeed, Poppiel et al. (2022) discussed the relationship between soil spectroscopy and traditional laboratory analyses for future soil analyses.

After the BSSL launching, a second step was initiated: teaching courses to the leading scientists and commercial users in soil spectroscopy for soil analyses under the Brazilian Program on Soil Spectral Analysis, ProBASE (Paiva et al., 2022) (<https://esalqgeocis.wixsite.com/geocis/probase>).

a) Sampling VIS-NIR-SWIR



b) Sampling MIR

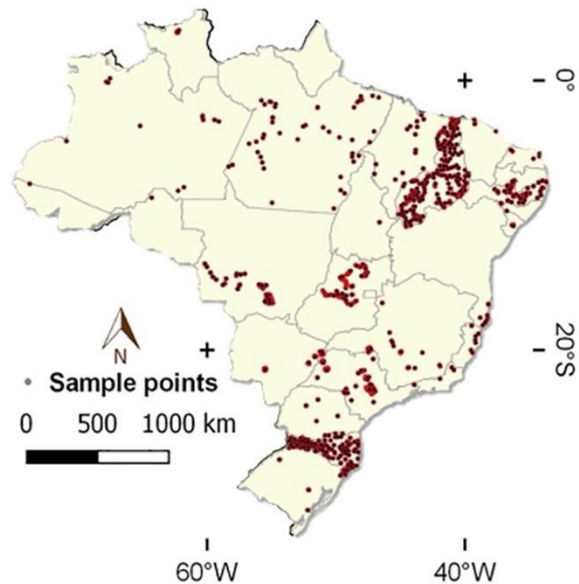


Fig. 1. Sampling locations of the Brazilian Soil Spectral Library: **a)** samples analyzed in Vis-NIR-SWIR range and **b)** samples analyzed in MIR spectral ranges data. Source: adapted from: **a)** Demattê et al. (2019) and **b)** Mendes et al. (2022).

Table 1. List of research that utilized the BSSL as a database

Authors	Title	Study area
Demattê et al. (1998)	Comportamento espectral de materiais de solos e de estruturas biogênicas associadas	Piracicaba City, State of São Paulo, Brazil
Demattê and Garcia (1999)	Alteration of Soil Properties through a Weathering Sequence as Evaluated by Spectral Reflectance	State of Paraná, Brazil
Demattê et al. (2004)	Visible–NIR reflectance: a new approach on soil evaluation	State of São Paulo, Brazil
Campos and Demattê (2004)	Cor do solo: uma abordagem da forma convencional de obtenção em oposição à automatização do método para fins de classificação de solos	State of São Paulo, Brazil
Demattê et al. (2007)	Spectral reflectance for the mineralogical evaluation of Brazilian low clay activity soils	State of São Paulo, Brazil
Dematte et al. (2010)	Soil density evaluated by spectral reflectance as evidence of compaction effects	State of São Paulo, Brazil
Nanni et al. (2011)	Optimum size in grid soil sampling for variable rate application in site-specific management	State of São Paulo, Brazil
Demattê and Terra (2014)	Spectral pedology: A new perspective on evaluation of soils along pedogenetic alterations	Piracicaba, state of São Paulo, Brazil

Table 1 continued

Authors	Title	Study area
Araújo et al. (2014)	Soil contaminated with chromium by tannery sludge and identified by vis-NIR-mid spectroscopy techniques	State of São Paulo, Brazil
Ackerson et al. (2015)	Predicting clay content on field-moist intact tropical soils using a dried, ground VisNIR library with external parameter orthogonalization	State of São Paulo, Brazil
Gallo et al. (2018)	Multi-Temporal Satellite Images on Topsoil Attribute Quantification and the Relationship with Soil Classes and Geology	State of São Paulo, Brazil
Demattê et al. (2018)	Geospatial Soil Sensing System (GEOS3): A powerful data mining procedure to retrieve soil spectral reflectance from satellite images	State of São Paulo, Brazil
Novais et al. (2021)	Digital soil mapping by multispectral modeling using cloud-computed landsat time series	Federal District, Brazil
Mendes et al. (2022a)	A remote sensing framework to map potential toxic elements in agricultural soils in the humid tropics	State of São Paulo, Brazil
Bellinaso et al. (2010)	Soil spectral library and its use in soil Classification	States of São Paulo, Goiás, Minas Gerais and Mato Grosso do Sul

Table 1 continued

Viscarra Rossel et al. (2016)	A global spectral library to characterize the world's soil	World
Demattê et al. (2016)	Spectral regionalization of tropical soils in the estimation of soil attributes	São Paulo, Minas Gerais, Goiás, Amapá and Mato Grosso do Sul
Demattê et al. (2017)	Genesis and properties of wetland soils by Vis-NIR-SWIR as a technique for environmental monitoring	States of Mato Grosso, and Minas Gerais, Brazil
(Poppiel et al. (2019)	Mapping at 30 m Resolution of Soil Attributes at Multiple Depths in Midwest Brazil	Midwest Brazil
Santos et al. (2020)	Predicting carbon and nitrogen by visible near-infrared (Vis-NIR) and mid-infrared (MIR) spectroscopy in soils of Northeast Brazil	Northeast Brazil
Souza et al. (2020)	Ratio of Clay Spectroscopic Indices and its approach on soil morphometry	Southeastern and Midwest, Brazil
Safanelli et al. (2020)	Multispectral Models from Bare Soil Composites for Mapping Topsoil Properties over Europe	Europe
Demattê et al. (2020)	Bare Earth's Surface Spectra as a Proxy for Soil Resource Monitoring	World

Table 1 continued

Authors	Title	Study area
Carnieletto Dotto et al. (2020)	Soil environment grouping system based on spectral, climate, and terrain data: a quantitative branch of soil series	Regions of Brazil
Mello et al. (2023)	Remote sensing imagery detects hydromorphic soils hidden under agriculture system	Regions of Brazil

Note. Source: the authors.



Fig. 2. The step-by-step sequence of the BSSL project from conceptualization in 1995 to opening data to society in 2023.

This program aimed to convince commercial laboratories of this issue's importance and the future of soil analyses. So, Poppiel et al. (2022) detailed the systematic of ProBASE diffusing techniques from collecting soil samples by contributors up to teaching courses for data processing.

Subsequently, the GeoCiS group considered society mature enough to take the next step. Thus, Demattê et al. (2022) launched the Brazilian Soil Spectral Service (BraSpecS). The system allows users to upload their spectra in the cloud, where a model will run and deliver, by email, the soil analysis values. This concept shows the power of soil sensing as a friendly idea for normal users. It is no more a matter of science only; any user can make it happen. On the one hand, the BSSL is exclusive to scientists, and they have generated many papers. On the other hand, this did not reach the community. However, BraSpecS brought the concept of society-oriented service through more information given to scientists, a spin-off. In the next section, we describe

the methods utilized to improve the database quality, filtering discrepant or incomplete data and, so, making it available to the public. As soon the collaborators sent their soil samples to Esalq/USP, they were submitted to spectral readings and stored in the GeoCiS' internal database together with their respective soil attributes analysis results. These data are made available now, with suitable data consistency analyses for availability.

Methodology

The collaborative network, consisting of 81 researchers representing 69 institutions in the 26 Brazilian states and the Federal District, resulted in the extensive database of BSSL. Figure 3a illustrates the basic framework of the BSSL compilation, starting with data sampling in the field in which, voluntarily and with a mutual commitment, the collaborators collected soil samples according to Schoeneberger et al. (2012) and Teixeira et al. (2017) and sent them to Esalq/USP. Afterward, spectral analyses and processed data were returned to the collaborators, who transformed them into products for society, such as thematic maps and predictive models of soil attributes. Figure 3b shows the workflow to data opening sequence to the public.

Thus, we registered and organized the samples at Esalq/USP Soil Laboratory. The data analyzed included granulometry (Sand and Clay), SOM, soil pH in water, and CEC, representing the calcium (Ca), magnesium (Mg), and sodium (Na) content. For some samples that do not have any analysis data, we followed the recommendations of Teixeira et al. (2017) to achieve the attributes missed. Regarding reflectance spectroscopy, Poppiel et al. (2019) provided detailed methods for sampling, preparation, and soil analyses.

In summary, the steps for Vis-NIR-SWIR readings were: a) the soil samples were passed by a preliminary treatment, drying in an oven at 45 °C for 48 hours, grinding and sieving through a 2 mm mesh; b) they placed in Petri dishes with a diameter of 9 cm and height of 1.5 cm; c) the surface of the samples was homogenized and flatted, reducing the shades caused by other bigger particles or foreign bodies, becoming ready for spectral readings; d) the spectral analyses occurred in a darkened room, avoiding natural light interference,

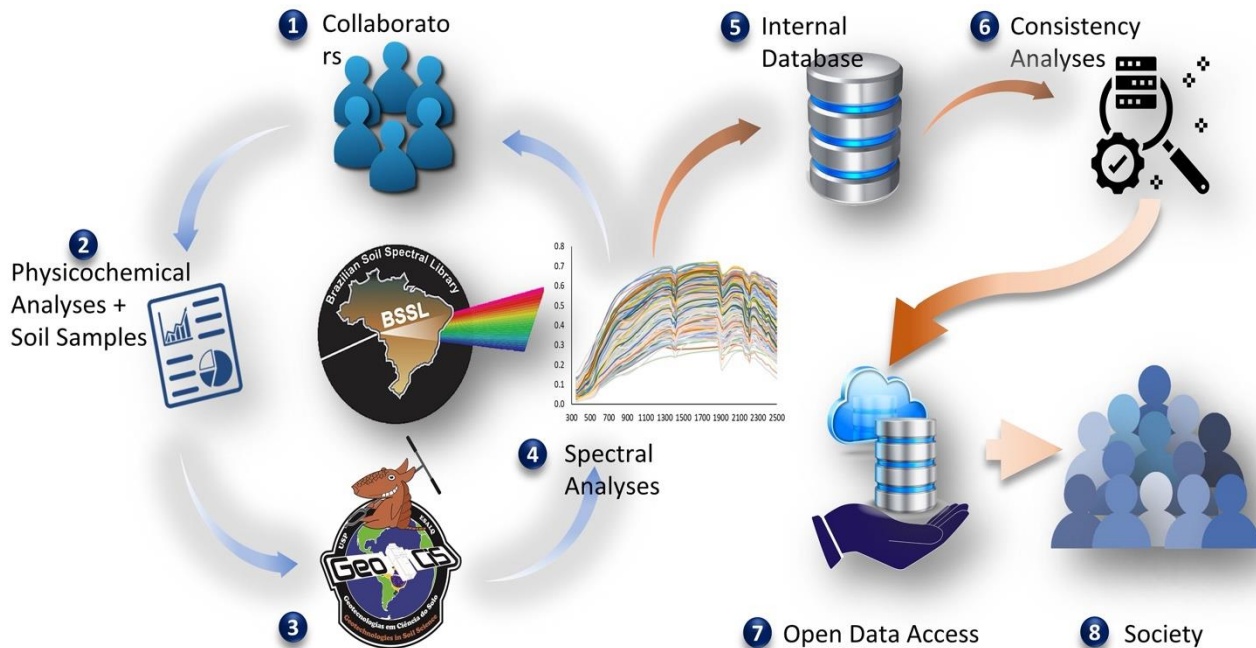


Fig. 3. Framework of BSSL. **a)** starting with collaborators sending the results of analysis and soil samples to Esalq/USP where the spectral readings performed return to the researchers as they were indexed in the database, **b)** storage in an internal database with analyses of consistency for data opening to society. Source: adapted from Demattê et al. (2019).

in which a computer registers the electromagnetic pulses throughout an optical fiber connected to the sensor obtaining the spectral response of the soil sample; e) reflectance data in the Vis-NIR-SWIR range were obtained with a FieldSpec 3 spectroradiometer (Analytical Spectral Devices, ASD, Boulder, CO), which operates in the spectral range from 350 to 2 500 nm; f) the spectral resolution of the sensor has of 3 nm – from 350–700, and 10 nm – from 700–2 500 nm, automatically interpolated to 1 nm spectral resolution in the output data, resulting in 2 151 channels (or bands); g) two 50W halogen lamps (power source) were positioned at 90° to each other and 35 cm away from the sample with 30° of zenith angle. It is noteworthy that for every sample, three readings were taken at different positions, rotating the Petri dish by 90°. So, every reading results from the mean of 100 scans made by the sensor.

For the analysis in the MIR spectral range, we followed Mendes et al. (2022b). The soil fraction smaller than 2 mm was milled, sieved to 0.149 mm, and scanned using a Fourier Transform InfraRed (FT-IR) alpha spectroradiometer (Bruker Optics Corporation, Billerica, MA 01821, USA) equipped with a DRIFT accessory. Alpha Sample Compartment RT-DLaTGS ZnSe sensor (Bruker Optik GmbH) with the Drift accessory read the samples installed in the Geotechnology laboratory of the Department of Soil Science at Esalq/USP. This device measures the diffuse reflectance, in which it is applied the Fourier transform on the spectral range from 4 000 cm^{-1} to 600 cm^{-1} , with a resolution of 2 cm^{-1} . A mean of 32 successive readings has derived one soil spectrum. Sensor calibration took place before each reading of the sample set, standardizing the measurements based on the maximum reflectance of a gold plate as the usage protocol recommends.

Since the soil samples were spectrally measured, we indexed the results in the sheets in *.xlsx* format and made them available to the researchers, who provided the respective samples. After performing database harmonization and consistency tests, we compiled the refined BSSL in a repository prompt to download via Zenodo data repository in the link <https://zenodo.org/records/8361419> (Demattê et al., 2023). Following the initiative dynamic, we consulted all the collaborators regarding their contentment to make the database available to the public. In summary, we went from the BSSL to ProBASE and BraSpecS to reach all communities.

We compiled all traditional and spectral analyses in specific sheets generating a database available for discussion and review. The descriptive statistics of the dataset demonstrated the main soil attribute distribution through boxplots, as well as the spectral Vis-NIR-SWIR and MIR spectral ranges by scatterplots revealing the spectral patterns of datasets. Afterward, we filtered the dataset by samples from 0 to 20 cm depth to verify the consistency of the following soil attributes data: Sand, Clay, SOM, pH in water, CEC at pH 7, as well as Vis-NIR-SWIR and MIR spectral data. The filtering occurred by boxplot and backscattering observation, aiming to verify unjustified outliers. Thus, Descriptive statistics by boxplots helped us to observe the parameters of datasets. Afterward, we modeled the soil attributes using the Vis-NIR-SWIR spectral ranges as predictor covariates by the Cubist method in the R studio software (R Core Team, 2019).

The Cubist model is a machine learning algorithm for rule-based regression and classification that combines decision trees and linear models to make predictions. This function is an adaptation of Quinlan's aka M5 model (Quinlan, 1992) with additional corrections based on nearest neighbors in the training set, as described in Kuhn and Johnson (2013). The cubist method was developed for handling complex datasets with multiple predictors (features) and interactions between them. It employs a technique called "cubist decomposition", which breaks down the problem into smaller subproblems and builds a set of rules for each subproblem. Kuhn and Quinlan (2018) updated the cubist model through a package in the R programming language by the Caret library.

During the modeling in R, we generated charts with the twenty most important Vis-NIR-SWIR bands covariates for dataset prediction based on the dataset to be modeled. The algorithm resampled the BSSL Vis-NIR-SWIR data frame (Demattê et al., 2023) for every 20 columns remaining 510 spectral covariates in view to provide efficiency to processing. Afterward, we divided the resulting data frame into two datasets: training and validation with 70 and 30% of the data, respectively. So, we established 150 repetitions of soil attributes prediction to take the mean avoiding underrated or overrated models.

The metrics used to validate the modeling used the Coefficient of Determination (R^2). However, it's important to note that a high R^2

value by itself does not guarantee model adequacy. Sometimes, a high R^2 can be misleading if the model is overfitting the data and fails to generalize well to new data. Therefore, it is crucial to assess R^2 alongside other metrics, considering the specific context of the problem when interpreting its results. These metrics are available and were employed to assess the performance of regression models, with Root Mean Square Error (RMSE), gauging the overall quality of predictions and Ratio of Performance to Inter-Quartile range (RPIQ), providing a relative comparison against a reference model. In general, models with lower RMSE and higher RPIQ are deemed superior in terms of prediction. Thus, we compared our results with other studies, aiming to sustain the discussion about the pillars of data open source and insights regarding applications of BSSL for society.

RESULTS AND DISCUSSION

During the contact with collaborators, there was broad acceptance and encouragement regarding BSSL database availability to the public. However, not all collaborators of the BSSL initiative agreed with the purpose, justifying it for several reasons such as copyright and conflict of interest. In the supplementary material, there is a table identifying only those who have authorized their data for open use. In this chart, we show the collaborators' names according to their position in their respective institutions, contact email and the number of samples that they have contributed to this publication.

Data description

The collection, available in Demattê et al. (2023), contains environmental, physicochemical, and spectral data of soil surface layer from 16,084 sites throughout the Brazilian territory, covering all regions of Brazil, including 26 states and the Federal District, where about 95% of soil samples were sampled in agricultural and pasture areas and 5% others on natural vegetation lands. The table is in a *.xlsx* format, has a 300 Mb size, and is structured through five sheets with 16,084 rows and columns representing various soil attributes in the surface layer, from 0 to 20 cm depth.

The first sheet contains 20 columns including environmental observations such as location, land use and land cover, biome, geology,

and physicochemical attributes. Following, there is a sheet named Vis-NIR-SWIR with 2 151 columns related to Fieldspec Pro spectral bands, which covers all IDs of the key soils sheet (16,084 rows). Withal, the MIR's sheet has 681 columns from device channels with 1 783 rows (Demattê et al., 2023). It is noteworthy that not all cells are filled in turn contributors did not provide homogeneous data (Table 2). Nevertheless, we make them available because they have important observations. Moreover, several geographic coordinates are missing, but they can be requested directly from the data owner.

Statistical parameters

Regarding the statistical analyses, Figure 4a demonstrates suitable values for the soil attributes excluding outliers' values and showing only from the first to fourth quartiles, corroborating with the primary pedological studies (cf. Demattê et al., 2019; Mello et al., 2023; Novais et al., 2021; Poppiel et al., 2019; Rosin et al., 2023). The soil dataset presented a sandy-clayey texture and a typical lower CEC, despite fertilization practices and maintenance of SOM up to a depth of 20 cm, commonly adopted in Brazilian agriculture.

Table 2. Amount and percentage of soil data available

Soil data	Sand	Clay	SOM	pH	Ca	Mg	Na	CEC	Georeferenced	Total
Quantity	15,125	15,107	13,347	3483	12,496	12,499	661	12,496	6859	16,084
%	94.04	93.93	82.98	21.66	77.69	77.71	4.11	77.69	42.64	100

Note. Source: the authors.

The means for key attributes were: 541.7 g kg⁻¹ of sand content and clay content with 311.5 g kg⁻¹, acidic pH (mean of 4.6), and CEC

levels with mean of 53 mmol kg⁻¹), characteristics mainly inherited from the parent material. Most of the Brazilian soils have mineralogy with a predominance of kaolinite and Fe and Al oxides, which indicates highly evolved soils (Schaefer et al., 2008; Tiessen et al., 1994). The natural fertility values are below that recommended for most commercial crops, which can be circumvented by soil management (Buol, 2009). Due to these properties, SOM plays a fundamental role in the increase of CEC (Ramos et al., 2018).

Figure 4a also shows the SOM mean (21.1 g kg⁻¹), representing Brazilian lands' carbon content. The sampling comes from areas under natural vegetation or within no-tillage agricultural systems, where straws cover the soil surface during specific periods, increasing the SOM contents, as related by Nocita et al. (2014). Furthermore, Novais et al. (2021) stated that Brazilian soils have a typical dystrophic character with low natural fertility and are highly weathered, while the higher exchangeable base contents are consequences of no-tillage soil management.

The graphs shown in Figures 4b and 4c display the relationship between the reflectance factor and the wavelength (nm) (wavenumber in cm⁻¹ for MIR data) with superior limits, 3rd quartile, 2nd quartile (median), 1st quartile, and mean values (Figure 4b and 4c). Such relationships demonstrate the spectral curve patterns in both databases. The spectral curves statistics showed the Vis-NIR-SWIR-MIR reflectance patterns of Brazilian soils as cited by literature (e.g., Mello et al., 2023; Mendes et al., 2022; Poppiel et al., 2019).

Regarding the pattern of the spectral curves, we observed an ascending form from 350 to 1 400 nm; flattened between 1 400 and 1 800 nm, and descending from 1 800 to 2 500 nm, with peaks of mean albedo around 3.2 of reflectance factor. The spectral behavior also indicates the obliterating action of organic matter, added to the clayey texture, which is responsible for the low albedo of the curves. Regarding the main features, we observed absorption peaks related to oxides, typical of weathered soils which predominate in the database. We also noted the specific features of kaolinite at 1 400 nm and 2 205 nm; water and hydroxyl groups at 1 400 nm and 1 900 nm; as well as gibbsite at 2 265 nm. These absorption peaks are another characteristic of highly weathered soils (Novais et al., 2023).

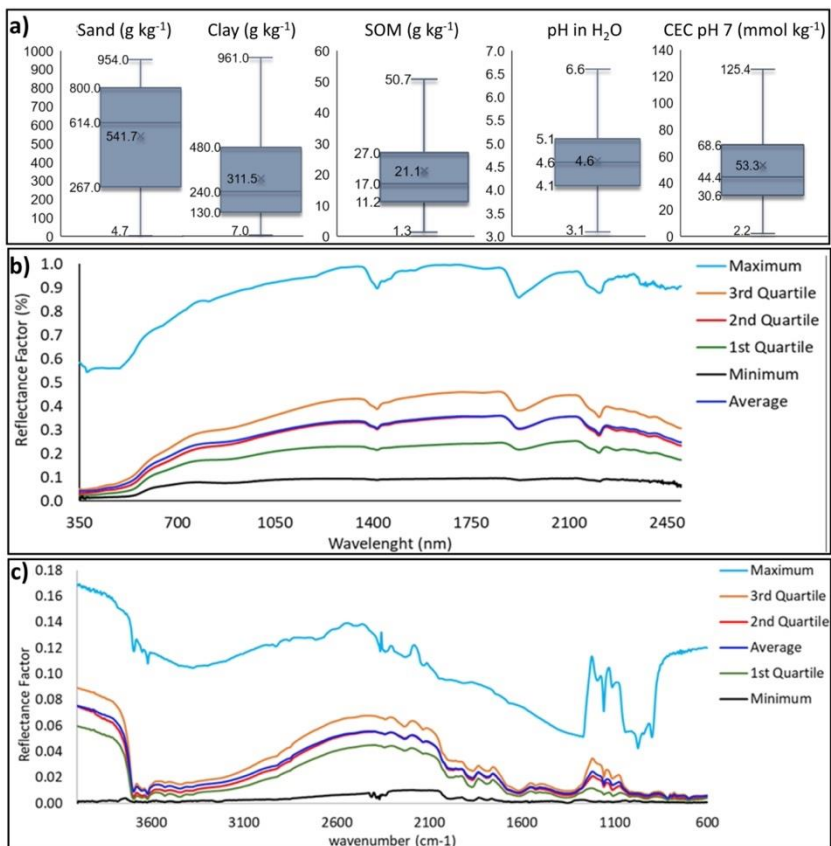


Fig. 4. BSSL database statistics. **a)** key soil attributes; **b)** spectral patterns of the Visible, Near-Infrared, and Short-Wave Infrared range; and **c)** spectral patterns of the Middle InfraRed range. CEC – cation exchange capacity; SOM – soil organic matter. Source: the authors.

Data consistency analysis

Regarding the suitability of the dataset, Figure 5 shows Pearson's Correlation (r) with soil attributes and mean reflectance through in the Vis-NIR-SWIR wavelengths. The first correlogram (Figure 5a) exhibits the correlation between the main soil attributes. This representation demonstrated the validity of the dataset because they fitted the trend-

lines expected for the soil attributes presenting r values, in which -1 represents directly proportional; 0 is not related; and 1 is inversely proportional covariates.

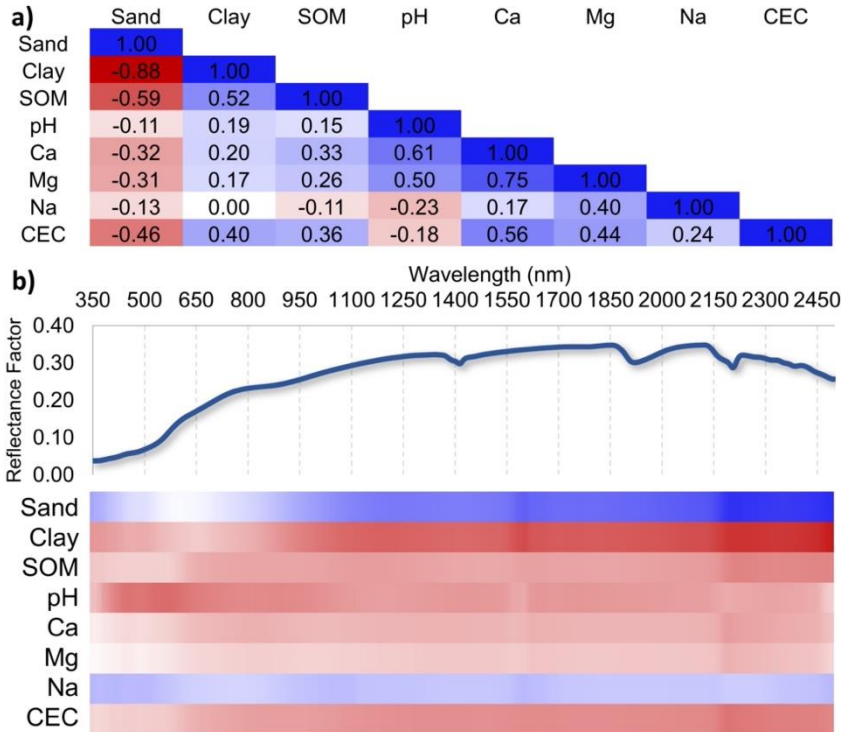


Fig. 5. Pearson’s Correlation graphs: **a)** between key soil attributes and **b)** Vis-NIR-SWIR mean spectra. SOM – soil organic matter; pH – soil hydrogen ion potential; Ca – calcium; Mg – magnesium; Na – sodium and CEC – cation exchange capacity.

For example, sand content was negatively correlated with all other key soil attributes. This illustrates that the higher the sand content in the soil, the lower the values of other attributes, mainly Clay (-0.88), SOM (-0.59), and CEC (-0.46). On the other hand, clay content demon-

strated a direct relation with the SOM (0.52) and CEC (0.40) levels, typical characteristics of Brazilian soils (Terra et al., 2015). This behavior occurs because the cations are directly associated with the minor particles of soil (Novais et al., 2021). We also observed the CEC and pH_{H_2O} reached an r of -0.18, demonstrating that the more acidic the soil is, the lower the availability of exchangeable cations reflecting the lower natural soil fertility.

Figure 5b also exhibits the spectral ranges, represented by a mean dataset curve, correlating with the main soil attributes. Values tending toward red indicate an inverse relationship; white values represent no relationship between the variables, and values tending toward blue indicate a direct connection between the attributes and the vertically aligned spectral range. Similar results were obtained by Novais et al. (2023) when they characterized soils in the Brazilian Federal District highlighting the relationship between Vis-NIR-SWIR spectra and the key soil attributes. For example, Figure 5a exhibits that sand content had a positive correlation along all spectra, showing that as one increases the other also increases. The higher the sand content, the higher the albedo by quartz. This occurs since bigger-sized soil particles shadow the sample on the surface of samples less than smaller ones. However, clay presented the opposite behavior (Novais et al., 2023). SOM is a soil attribute characterized by absorbing the light due to its composition, so increasing SOM, the reflectance falls in the spectral curve, evidenced by the negative correlation demonstrated.

Modeling performance assessment

The models behaved satisfactorily for all attributes, returning predicted values from the collection of both data sets. The metrics, shown in Table 3, demonstrated that the training dataset reached better performance than validation, as expected. According to Kuhn and Johnson (2013), it is common for the training dataset to exhibit seemingly better performance than the validation dataset due to several factors. However, the primary goal is to assess how well the model generalizes to new data, which is why performance on the validation set is more important for measuring the model's real predictive capability.

Table 3. Metrics of cubist modeling on key soil attributes

Train										
Key Soils	Unit	R ²	conc	MSE	RMSE	bias	MSEc	RMSEc	RPD	RPIQ
Sand	g kg ⁻¹	0.88	0.93	10 019.84	100.10	4.86	9 996.21	99.98	2.82	3.47
Clay	g kg ⁻¹	0.87	0.93	6 248.77	79.05	-6.04	6 212.34	78.82	2.73	1.39
SOM	g kg ⁻¹	0.88	0.92	36.78	6.06	-0.06	36.78	6.06	2.68	0.97
pH		0.57	0.70	0.16	0.40	-0.01	0.16	0.40	1.52	1.26
CEC	mmol _c kg ⁻¹	0.65	0.73	732.81	27.07	-3.05	723.50	26.90	1.61	0.51
Validation										
Sand	g kg ⁻¹	0.80	0.89	16 155.43	127.10	4.38	16 136.26	127.03	2.23	2.73
Clay	g kg ⁻¹	0.82	0.90	8 751.51	93.55	-6.85	8 704.53	93.30	2.32	1.18
SOM	g kg ⁻¹	0.65	0.74	97.58	9.88	-1.11	96.36	9.82	1.63	0.60
pH		0.45	0.62	0.20	0.45	-0.01	0.20	0.45	1.35	1.11
CEC	mmol _c kg ⁻¹	0.49	0.63	1 055.17	32.48	-3.17	1 045.10	32.33	1.38	0.43

Note. Metrics: R² – determination coefficient; conc. – concordance; MSEc – mean square error calibration; RMSEc – root mean square error calibration; RPD – relative percent difference; RPIQ – ratio of performance to inter-quartile.

If there is a significant disparity in performance between the two sets, it may be indicative of overfitting, requiring investigation and potential model adjustments.

The R^2 values varied from 0.45 (for pH) to 0.82 (for clay content) in the validation dataset, indicating that the results were consistent (Kuhn, Quinlan, 2018). Observing the other metrics, the data validation reached low values for RMSE and RPQI compared to studies that modeled soil attributes using machine learning algorithm to predict soil attributes (e.g., Demattê et al., 2022, 2019; Mendes et al., 2022a; Novais et al., 2021; Poppiel et al., 2022). They achieved similar values for SOM content using other algorithms to model soil attributes via spectroscopic data reinforcing the validity of the results.

Figure 6a-e demonstrates a comprehensive data consistency analysis through a covariate importance ranking and R^2 , using graphical representations, to assess the relationship between the observed and the predicted soil attribute, considering a depth of 0-20 cm. This analysis was performed separately for both the training and validation datasets. Specifically, we examined the (Figure 6a) sand content, (Figure 6b) clay content, (Figure 6c) SOM, (Figure 6d) pH, and (Figure 6e) CEC as key variables in this assessment.

Sand, clay, and SOM contents listed visible wavelengths as the most important covariates to model them, as also found (Novais et al., 2021). However, the near-infrared and short-wave infrared bands were among the best ranges for predicting pH and CEC. These results demonstrate the potential of soil reflectance spectroscopy for modeling soil attributes and classes (Demattê et al., 2022). The typical range for NIR is from about 700 to 2 500 nm. The most common modeled attributes in the NIR range are SOM, water, clay, sand, and silt content, soil pH, nutrient content (e.g., nitrogen, phosphorus, potassium), and other physicochemical soil parameters (Paiva et al., 2022).

Based on the results, we could demonstrate the usability of the BSSL, which has disseminated knowledge for many disciplines as scientists and commercial parts, from laboratory to remote sensing techniques (Poppiel et al., 2022). Going further, before this initiative, Brazil had only two soil research centers with spectroscopy equipment.

Fig. 6. Data consistency analysis by assessment in graphs: column (I) covariate importance ranking and coefficient of determination between observed and predicted soil attributes for training (II) and validation (III) datasets; **a)** sand content; **b)** clay content; **c)** soil organic matter content; **d)** soil hydrogen ion potential and **e)** cation exchange capacity metrics of cubist model for clay content at 0–20 cm depth.

From the beginning to the end of the BSSL project, a total of 20 other research centers acquired the spectroscopy equipment disseminating the technique throughout the country. The adoption of the spectroscopy technique has grown, showing the potential and importance of this analysis for soil, agriculture, and environmental monitoring.

Ten insights from the BSSL for society

The BSSL is national, however, it has a continental-scale soil spectral library (SSL) and is comprised of spectral data collected from diverse geographic regions across a vast area, which can provide a range of valuable insights into various fields of study. Here are some examples of insights (in alphabetic order, not by importance) that can be derived from a spectral library of this magnitude:

1. **Agriculture, Land Use, and Land Cover:** Spectral data can map crops suited for certain soils such as sugarcane (*Saccharum officinarum*, indicated to fertile soils) or cassava (*Manihot esculenta*, suitable for sandy soils). They also serve to monitor plant health, estimate agricultural productivity, and optimize agricultural management zone practices from a global to local scale (Chabrillat et al., 2019).
2. **Climate Change Monitoring:** The use of an SSL can be applied to study climate change by identifying changes in soil organic matter, vegetation, temperature, and climatic conditions across various continental regions (Dotto et al., 2020).
3. **Environmental Monitoring:** A spectral library can be used to monitor environmental changes over time. For example, it can demonstrate patterns of vegetation cover, changes, and available water, as well as deforestation and exposure effects on soil (Novais, Lacerda, 2021).
4. **Geological Studies:** In geology, SSL data can be used to identi-

- fy geological formations, minerals, and geological structures on a large scale, supporting mineral exploration and plate tectonics by and even continental drift research (Rosin et al., 2023).
5. Management of Water Resource: The SSL can support to assessment of water quality, identifying sources of pollution, monitoring river and lake water levels, and aiming for sustainable water resource management (Mendes et al., 2022a).
 6. Natural Resources: We can help identify the distribution of natural resources through the SSL such as mineral deposits, oil and gas, groundwater, and ecologically valuable areas or under risk from an environmental view (Demattê et al., 2020).
 7. Soil Degradation Identifying: The BSSL can be used to assess the land conditions detecting soils susceptible to erosion or floods for example (Mello et al., 2023).
 8. Soil Fertility Assessment: A continental-scale spectral library can be utilized to assess soil fertility by analyzing spectral signatures related to nutrient content, organic matter, and pH levels. This information is invaluable for optimizing agricultural practices and increasing crop yields on a large geographical scale, as performed by Greschuk et al. (2023).
 9. Soil Health: Spectral data can be used to map the pedoenvironmental condition, maintaining or intervening them to make the ecosystem healthy (Lehmann et al., 2020).
 10. Teaching and Technical-scientific Research: Researchers from various disciplines can utilize this library for a wide range of studies, from climate research to ecology, geology, agriculture, and more (Poppiel et al., 2022).

In summary, the BSSL is a powerful tool that can be applied to a variety of research, environmental monitoring, natural resource management, and planning applications (Poppiel et al., 2022). It provides valuable insights into the Earth's surface at local, regional, national, or continental scales, representing a significant contribution to the understanding and management of large-scale terrestrial systems. In addition, it helps educate across various disciplines, such as physics, fertility, precision agriculture, and environmental sciences in all society sectors, government, corporations, and non-governmental organizations aiming

the sustainability.

What has BSSL provided?

The impact on society gradually unfolded from the conceptualization of BSSL, during which researchers from various parts of Brazil came to Esalq/USP to learn how spectroscopy worked. As they gained understanding, this technique was implemented in their institutions, spreading throughout the country. In the 1990s, there were only two labs in Brazil using this technology, but today it boasts several research centers. As a result, it has been widely adopted by the scientific community, uniting numerous soil spectroscopy researchers, who produced numerous high-impact scientific papers, as cited in this manuscript.

After years of communication, the private sector, specifically wet soil analysis laboratories, became interested. Due to concerns about the environment and the waste of contaminant products, coupled with the increased use of soil analysis in agriculture, labs started incorporating this technology. For example, many labs began establishing hybrid laboratories that combine spectroscopy with traditional analyses.

Initially, many pedologists had reservations regarding this subject and its significance in soil science. However, papers and practical results have demonstrated to the technical and scientific community that this is a technology meant to assist, not replace, human decision-making. Consequently, pedologists began adapting their knowledge to incorporate spectroscopy, a trend that has been seen in several other disciplines as well. Researchers may be apprehensive at first, but once they comprehend the technique, they readily embrace it.

In terms of public policies, there have also been significant advances related to the BSSL concept. A prime example is the PronaSolos (*Programa Nacional de Levantamento e Interpretação de Solos do Brasil*), the Brazilian National Soil Survey and Interpretation Program. This multi-institutional and governmental initiative aims to map the entire territory (8.5 million km²) by 2048, with scales ranging from 1 : 25,000 to 1 : 100,000 (Polidoro et al., 2016). This program now includes the use of spectroscopy for soil analysis and other applications, a concept that would have been considered unconventional in the 2000s. Two decades later, this has become a reality, with BSSL

playing a pivotal role in introducing this technology, revitalizing observation techniques, and challenging conventional beliefs.

CONCLUSIONS

The Brazilian Soil Spectral Library (BSSL) database is now readily accessible and freely available to the scientific community and soil enthusiasts across society. In addition, to soil attribute analysis, we have unlocked two significant spectral ranges, namely the Vis-NIR-SWIR and MIR, which cover a significant portion of the Brazilian territory and make possible the modeling of various soil components, including texture, SOM, and CEC. Moreover, these spectral ranges facilitate the generation of thematic maps such as soil health assessment, utilizing these data with other covariates.

This substantial contribution is expected to benefit users across diverse fields, including environmental sciences, microbiology, geology, pedology, soil conservation and pollution, mineralogy, geochemistry, physics, fertility, genesis, pedometry, and beyond. The BSSL database will serve scientists, students, professors, consultants, commercial soil laboratories, agricultural systems, and various stakeholders in addressing crucial issues such as precision agriculture, soil management zones, soil health assessment, environmental monitoring, public policy, and other essential decision-making processes.

By making this comprehensive spectral database available, we expect to provide users with valuable information and tools to meet the pressing demands of their respective domains, fostering advancements in research, sustainable practices, and informed decision-making. Furthermore, the availability of the BSSL database also offers significant support to the implementation of nature-based solutions, as it provides valuable insights into soil properties and composition, enabling the development and implementation of effective strategies for land restoration, ecosystem management, and sustainable land use planning.

REFERENCES

1. Ackerson J.P., Demattê J.A.M., Morgan C.L.S., Predicting clay content on field-moist intact tropical soils using a dried, ground VisNIR library with external parameter orthogonalization, *Geoderma*, 2015, pp. 259–260, DOI: [10.1016/j.geoderma.2015.06.002](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.06.002).

2. Araújo S.R., Demattê J.A.M., Vicente S., Soil contaminated with chromium by tannery sludge and identified by vis-NIR-mid spectroscopy techniques, *Int. J. Remote Sens.*, 2014, p. 35, DOI: [10.1080/01431161.2014.907940](https://doi.org/10.1080/01431161.2014.907940).
3. Bellinaso H., Demattê J.A.M., Romeiro S.A., Soil spectral library and its use in soil classification, *Rev. Bras. Ciência do Solo*, 2010, Vol. 34, pp. 861–870, DOI: [10.1590/S0100-06832010000300027](https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000300027).
4. Bowers S.A., Hanks R.J., Reflection of radiant energy from soils, *Soil Sci.*, 1965, p. 100, DOI: [10.1097/00010694-196508000-00009](https://doi.org/10.1097/00010694-196508000-00009).
5. Buol S.W., Solos e agricultura no centro oeste e norte do Brasil, *Sci. Agric.*, 2009, Vol. 66, No. 5, pp. 697–707, DOI: [10.1590/S0103-90162009000500016](https://doi.org/10.1590/S0103-90162009000500016).
6. Campos R.C., Demattê J.A.M., Cor do solo: uma abordagem da forma convencional de obtenção em oposição à automatização do método para fins de classificação de solos, *Rev. Bras. Ciência do Solo*, 2004, Vol. 28, pp. 853–863, DOI: [10.1590/s0100-06832004000500008](https://doi.org/10.1590/s0100-06832004000500008).
7. Carnieletto Dotto A., Demattê J.A.M., Viscarra Rossel R.A., Rizzo R., Soil environment grouping system based on spectral, climate, and terrain data: A quantitative branch of soil series, *SOIL* 6, 2020, Vol. 6, pp. 163–177, DOI: [10.5194/soil-6-163-2020](https://doi.org/10.5194/soil-6-163-2020).
8. Chabrillat S., Ben-Dor E., Cierniewski J., Gomez C., Schmid T., van Wesemael B., Imaging Spectroscopy for Soil Mapping and Monitoring, *Surv. Geophys.*, 2019, Vol. 40, pp. 361–399, DOI: <https://doi.org/10.1007/s10712-019-09524-0>.
9. Demattê J.A.M., Reflectância espectral de solos. *Tese (Livro Docência) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz*, Piracicaba, 1999, 452 p.
10. Demattê J.A.M., Relações entre dados espectrais e características físicas, químicas e mineralógicas de solos desenvolvidos de rochas eruptivas. *Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz*, Piracicaba, 1995, 265 p.
11. Demattê J.A.M., Bellinaso H., Araújo S.R., Rizzo R., Souza A.B., Spectral regionalization of tropical soils in the estimation of soil attributes, *Rev. Cienc. Agron.*, 2016, Vol. 47, n. 4, pp. 589–598, DOI: [10.5935/1806-6690.20160071](https://doi.org/10.5935/1806-6690.20160071).
12. Demattê J.A.M., Bellinaso H., Romero D.J., Fongaro C.T., Morphological Interpretation of Reflectance Spectrum (MIRS) using libraries looking towards soil classification, *Sci. Agric.*, 2014, Vol. 71, pp. 509–520, DOI: [10.1590/0103-9016-2013-0365](https://doi.org/10.1590/0103-9016-2013-0365).
13. Demattê J.A.M., Campos R.C., Alves M.C., Fiorio P.R., Nanni M.R., Visible-NIR reflectance: A new approach on soil evaluation, *Geoderma*, 2004, Vol. 121, pp. 95–112, DOI: [10.1016/j.geoderma.2003.09.012](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.09.012).

14. Demattê J.A.M., da Silva Terra F., Spectral pedology: A new perspective on the evaluation of soils along pedogenetic alterations, *Geoderma*, 2014, Vol. 217, pp. 190–200, DOI: [10.1016/j.geoderma.2013.11.012](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.11.012).
15. Demattê J.A.M., Dotto A.C., Paiva A.F.S., Sato M.V., Dalmolin R.S.D., de Araújo M. do S.B., da Silva E.B., Nanni M.R., ten Caten A., Noronha N.C., Lacerda M.P.C., de Araújo Filho J.C., Rizzo R., Bellinaso H., Francolino M.R., Schaefer C.E.G.R., Vicente L.E., dos Santos U.J., de Sá Barretto Sampaio E.V., Menezes R.S.C., de Souza J.J.L.L., Abrahão W.A.P., Coelho R.M., Grego C.R., Lani J.L., Fernandes A.R., Gonçalves D.A.M., Silva S.H.G., de Menezes M.D., Curi N., Couto E.G., dos Anjos L.H.C., Ceddia M.B., Pinheiro É.F.M., Grunwald S., Vasques G.M., Marques Júnior J., da Silva A.J., Barreto M.C. d. V., Nóbrega G.N., da Silva M.Z., de Souza S.F., Valladares G.S., Viana J.H.M., da Silva Terra F., Horák-Terra I., Fiorio P.R., da Silva R.C., Frade Júnior E.F., Lima R.H.C., Alba J.M.F., de Souza Junior V.S., Brefin M.D.L.M.S., Ruivo M.D.L.P., Ferreira T.O., Brait M.A., Caetano N.R., Brighenti I., de Sousa Mendes W., Safanelli J.L., Guimarães C.C.B., Poppiel R.R., e Souza A.B., Quesada C.A., do Couto H.T.Z., The Brazilian Soil Spectral Library (BSSL): A general view, application and challenges, *Geoderma*, 2019, Vol. 354, pp. 113793, DOI: [10.1016/j.geoderma.2019.05.043](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.05.043).
16. Demattê J.A.M., Fongaro C.T., Rizzo R., Safanelli J.L., Geospatial Soil Sensing System (GEOS3): A powerful data mining procedure to retrieve soil spectral reflectance from satellite images, *Remote Sens. Environ.*, 2018, Vol. 212, pp. 161–175, DOI: [10.1016/j.rse.2018.04.047](https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.04.047).
17. Demattê J.A.M., Garcia G.J., Alteration of Soil Properties through a Weathering Sequence as Evaluated by Spectral Reflectance, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1999, Vol. 63, pp. 327–342, DOI: [10.2136/sssaj1999.03615995006300020010x](https://doi.org/10.2136/sssaj1999.03615995006300020010x).
18. Demattê J.A.M., Horák-Terra I., Beirigo R.M., Terra F. da S., Marques K.P.P., Fongaro C.T., Silva A.C., Vidal-Torrado P., Genesis and properties of wetland soils by VIS-NIR-SWIR as a technique for environmental monitoring, *J. Environ. Manage.*, 2017, Vol. 197, pp. 50–62, DOI: [10.1016/j.jenvman.2017.03.014](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.014).
19. Demattê J.A.M., Mafra A.L., Bernardes F.F., Comportamento espectral de materiais de solos e de estruturas biogênicas associadas, *Rev. Bras. Ciência do Solo*, 1998, Vol. 22, pp. 621–630, DOI: [10.1590/s0100-06831998000400007](https://doi.org/10.1590/s0100-06831998000400007).
20. Dematte J.A.M., Nanni M.R., da Silva A.P., de Melo Filho J.F., Dos Santos W.C., Campos R.C., Soil density evaluated by spectral reflectance as an evidence of compaction effects, *Int. J. Remote Sens.*, 2010, Vol. 31, pp. 403–422, DOI: [10.1080/01431160902893469](https://doi.org/10.1080/01431160902893469).

21. Demattê J.A.M., Nanni M.R., Formaggio A.R., Epiphany J.C.N., Spectral reflectance for the mineralogical evaluation of Brazilian low clay activity soils, *Int. J. Remote Sens.*, 2007, Vol. 28, pp. 4537–4559, DOI: [10.1080/01431160701250408](https://doi.org/10.1080/01431160701250408).
22. Demattê J.A.M., Novais J.J., Rosin N.A., Rosas J.T.F., Poppiel R.R., Dotto A.C., Paiva A.F.S., The Brazilian Soil Spectral Library (VIS-NIR-SWIR-MIR) Database: Open Access. *Zenodo* 2, 2023, DOI: [10.5281/zenodo.8092773](https://doi.org/10.5281/zenodo.8092773).
23. Demattê José A.M., Paiva A.F. da S., Poppiel R.R., Rosin N.A., Ruiz L.F.C., Mello F.A. de O., Minasny B., Grunwald S., Ge Y., Ben Dor E., Gholizadeh A., Gomez C., Chabrilat S., Francos N., Ayoubi S., Fiantis D., Biney J.K.M., Wang C., Belal A., Naimi S., Hafshejani N.A., Bellinaso H., Moura-Bueno J.M., Silvero N.E.Q., The Brazilian Soil Spectral Service (BraSpecS): A User-Friendly System for Global Soil Spectra Communication, *Remote Sens.*, 2022, Vol. 14, n. 740, pp. 1–27, DOI: <https://doi.org/10.3390/rs14030740>.
24. Demattê José A.M., Paiva A.F. da S., Poppiel R.R., Rosin N.A., Ruiz L.F.C., Mello F.A. de O., Minasny B., Grunwald S., Ge Y., Dor E. Ben, Gholizadeh A., Gomez C., Chabrilat S., Francos N., Ayoubi S., Fiantis D., Biney J.K.M., Wang C., Belal A., Naimi S., Hafshejani N.A., Bellinaso H., Moura-Bueno J.M., Silvero N.E.Q., Correction to: Demattê et al. The Brazilian Soil Spectral Service (BraSpecS): A User-Friendly System for Global Soil Spectra Communication, *Remote Sens.*, 2022, Vol. 14, 740, pp. 1459, DOI: [10.3390/rs14061459](https://doi.org/10.3390/rs14061459).
25. Demattê J.A.M., Safanelli J.L., Poppiel R.R., Rizzo R., Silvero N.E.Q., Mendes W. de S., Bonfatti B.R., Dotto A.C., Salazar D.F.U., Mello F.A. de O., Paiva A.F. da S., Souza A.B., Santos N.V. dos, Maria Nascimento C., Mello D.C. de, Bellinaso H., Gonzaga Neto L., Amorim M.T.A., Resende M.E.B. de, Vieira J. da S., Queiroz L.G. de, Gallo B.C., Sayão V.M., Lisboa C.J. da S., Bare Earth's Surface Spectra as a Proxy for Soil Resource Monitoring, *Sci. Rep.*, 2020, Vol. 10, n. 4461, pp. 1–11, DOI: [10.1038/s41598-020-61408-1](https://doi.org/10.1038/s41598-020-61408-1).
26. Epiphany J.C.N., Formaggio A.R., Valeriano M.M., *Comportamento espectral de solos do Estado de São Paulo*, Inpe, 1992. 143 p.
27. Formaggio A., Epiphany J., Valeriano M., Oliveira J., Comportamento espectral (450–2.450 nm) de solos Tropicals de Sao Paulo, *Rev. Bras. Cienc. Do Solo*, 1996, Vol. 20, pp. 467–474,
28. Gallo B.C., Demattê J.A.M., Rizzo R., Safanelli J.L., Mendes W. de S., Lepsch I.F., Sato M. V., Romero D.J., Lacerda M.P.C., Multi-temporal satellite images on topsoil attribute quantification and the relationship with

soil classes and geology, *Remote Sens.*, 2018, Vol. 10, No. 1571, DOI: [10.3390/rs10101571](https://doi.org/10.3390/rs10101571).

29. Greschuk L.T., Demattê J.A.M., Silvero N.E.Q., Rosin N.A., A soil productivity system reveals most Brazilian agricultural lands are below their maximum potential, *Sci. Rep.*, 2023, Vol. 13, 14103, DOI: [10.1038/s41598-023-39981-y](https://doi.org/10.1038/s41598-023-39981-y).

30. Harris R., Baumann I., Open data policies and satellite Earth observation, *Space Policy* 32, 2015, DOI: [10.1016/j.spacepol.2015.01.001](https://doi.org/10.1016/j.spacepol.2015.01.001).

31. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, IBGE, *Brasil em Síntese*, Inst. Bras. Geogr. e Estatística, 2017. <https://brasilemsintese.ibge.gov.br/>

32. Novais J., Lacerda M.P.C., Sentinel-2 imagery usage on environmental monitoring of land use and occupation in a microwatershed in Central Brazil, *Gaia Sci.*, 2021, Vol. 15, pp. 76–92, DOI: [10.22478/ufpb.1981-1268.2021v15n1.54515](https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2021v15n1.54515).

33. Kuhn M., Johnson K., Applied predictive modeling, *Applied Predictive Modeling*, 2013, pp 329–367, DOI: [10.1007/978-1-4614-6849-3](https://doi.org/10.1007/978-1-4614-6849-3).

34. Kuhn M., Quinlan R., *Cubist: rule- and instance-based regression modeling*, 2018, 14 p.

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

36. Mello F.A.O., Demattê J.A.M., Bellinaso H., Poppiel R.R., Rizzo R., de Mello D.C., Rosin N.A., Rosas J.T.F., Silvero N.E.Q., Rodríguez-Albarracín H.S., Remote sensing imagery detects hydromorphic soils hidden under agriculture system, *Sci. Rep.*, 2023, Vol. 13, No. 10897, DOI: [10.1038/s41598-023-36219-9](https://doi.org/10.1038/s41598-023-36219-9).

37. Mendes W. de S., Demattê J.A.M., de Resende M.E.B., Chimelo Ruiz L.F., César de Mello D., Fim Rosas J.T., Quiñonez Silvero N.E., Ferracciú Alleoni L.R., Colzato M., Rosin N.A., Campos L.R., A remote sensing framework to map potential toxic elements in agricultural soils in the humid tropics, *Environ. Pollut.*, 2022a, Vol. 292, No. 118397, DOI: [10.1016/j.envpol.2021.118397](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118397).

38. Mendes W. de S., Demattê J.A.M., Rosin N.A., Terra F. da S., Poppiel R.R., Urbina-Salazar D.F., Boechat C.L., Silva E.B., Curi N., Silva S.H.G., José dos Santos U., Souza Valladares G., The Brazilian soil Mid-infrared Spectral Library: The Power of the Fundamental Range, *Geoderma*, 2022b, Vol. 415, No. 115776, DOI: [10.1016/j.geoderma.2022.115776](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115776).

39. Nanni M.R., Povh F.P., Demattê J.A.M., Oliveira R.B. de, Chicati M.L., Cezar E., Optimum size in grid soil sampling for variable rate application in

- site-specific management, *Sci. Agric.*, 2011, Vol. 68, No. 3, pp. 386–392, DOI: [10.1590/s0103-90162011000300017](https://doi.org/10.1590/s0103-90162011000300017).
40. Nocita M., Stevens A., Toth G., Panagos P., van Wesemael B., Montanarella L., Prediction of soil organic carbon content by diffuse reflectance spectroscopy using a local partial least square regression approach, *Soil Biol. Biochem.*, 2014, Vol. 68, pp. 337–347, DOI: [10.1016/j.soilbio.2013.10.022](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.10.022).
41. Novais J.J., Lacerda M.P.C., Sano E.E., Demattê J.A.M., Oliveira M.P., Digital Soil Mapping by Multispectral Modeling Using Cloud-Computed Landsat Time Series, *Remote Sens.*, 2021, Vol. 13, pp. 1–18, DOI: [10.3390/rs13061181](https://doi.org/10.3390/rs13061181).
42. Novais J.J., Poppiel R.R., Lacerda M.P.C., Demattê J.A.M., VNIR-SWIR Spectroscopy, XRD and Traditional Analyses for Pedomorphogeological Assessment in a Tropical Toposequence, *AgriEngineering*, 2023, Vol. 5, pp. 1581–1598, DOI: [10.3390/agriengineering5030098](https://doi.org/10.3390/agriengineering5030098).
43. Obukhov A.I., Orlov D.S., Spectral reflectivity of the major soils group and possibility of using diffuse reflection in soil investigation, *Sov. Soil Sci.*, 1964, Vol. 1, pp. 174–184.
44. Paiva A.F. da S., Poppiel R.R., Rosin N.A., Greschuk L.T., Rosas J.T.F., Demattê J.A.M., The Brazilian Program of soil analysis via spectroscopy (ProBASE): Combining spectroscopy and wet laboratories to understand new technologies, *Geoderma*, 2022, Vol. 421, DOI: [10.1016/j.geoderma.2022.115905](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115905).
45. Poppiel R.R., Lacerda M.P.C., Safanelli J.L., Rizzo R., Oliveira M.P., Novais J.J., Demattê J.A.M., Mapping at 30 m resolution of soil attributes at multiple depths in midwest Brazil, *Remote Sens.*, 2019, Vol. 11, DOI: [10.3390/rs11242905](https://doi.org/10.3390/rs11242905).
46. Poppiel R.R., Lacerda M.P.C., Safanelli J.L., Rizzo R., Oliveira M.P., Novais J.J., Demattê J.A.M., Mapping at 30 m resolution of soil attributes at multiple depths in midwest Brazil, *Remote Sens.*, 2019, Vol. 11, No. 24, DOI: [10.3390/rs11242905](https://doi.org/10.3390/rs11242905).
47. Poppiel R.R., Paiva A.F. da S., Demattê J.A.M., Bridging the gap between soil spectroscopy and traditional laboratory: Insights for routine implementation, *Geoderma*, 2022, Vol. 425, DOI: [10.1016/j.geoderma.2022.116029](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116029).
48. Quinlan J.R., *C4.5 Programs for Machine Learning*, Morgan Kaufmann Publishers, Inc., San Mateo, CA, 1992. pp. 301.
49. R Core Team, *R: A language and environment for statistical computing*, R Found. Stat. Comput., 2019.
50. Ramos F.T., Dores E.F. de C., Weber O.L. do. S., Beber D.C., Campelo J.H., Maia J.C. d. S., Soil organic matter doubles the cation exchange

capacity of tropical soil under no-till farming in Brazil, *J. Sci. Food Agric.*, 2018, Vol. 98, pp. 3595–3602, DOI: [10.1002/jsfa.8881](https://doi.org/10.1002/jsfa.8881).

51. Rizzo R., Demattê J.A.M., Lepsch I.F., Gallo B.C., Fongaro C.T., Digital soil mapping at local scale using a multi-depth Vis-NIR spectral library and terrain attributes, *Geoderma*, 2016, Vol. 27, pp. 18–27, DOI: [10.1016/j.geoderma.2016.03.019](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.03.019).

52. Romero D.J., Ben-Dor E., Demattê J.A.M., Souza A.B. e., Vicente L.E., Tavares T.R., Martello M., Strabeli T.F., da Silva Barros P.P., Fiorio P.R., Gallo B.C., Sato M.V., Eitelwein M.T., Internal soil standard method for the Brazilian soil spectral library: Performance and proximate analysis, *Geoderma*, 2018, Vol. 312, pp. 95–103, DOI: [10.1016/j.geoderma.2017.09.014](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.09.014).

53. Rosin N.A., Demattê J.A.M., Poppiel R.R., Silvero N.E.Q., Rodriguez-Albarracin H.S., Rosas J.T.F., Greschuk L.T., Bellinaso H., Minasny B., Gomez C., Marques Júnior J., Fernandes K., Mapping Brazilian soil mineralogy using proximal and remote sensing data, *Geoderma*, 2023, 432, DOI: [10.1016/j.geoderma.2023.116413](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116413).

54. Safanelli J.L., Chabrilat S., Ben-Dor E., Demattê J.A.M., Multispectral models from bare soil composites for mapping topsoil properties over Europe, *Remote Sens.*, 2020, Vol. 12, DOI: [10.3390/RS12091369](https://doi.org/10.3390/RS12091369).

55. Santos U.J. dos, Demattê J.A. de M., Menezes R.S.C., Dotto A.C., Guimarães C.C.B., Alves B.J.R., Primo D.C., Sampaio E.V. de S.B., Predicting carbon and nitrogen by visible near-infrared (Vis-NIR) and mid-infrared (MIR) spectroscopy in soils of Northeast Brazil, *Geoderma*, 2020, Vol. 23, DOI: [10.1016/j.geodrs.2020.e00333](https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00333).

56. Sato M.V., *Primeira aproximação da biblioteca espectral de solos do Brasil: caracterização de espectros de solos e quantificação de atributos: Dissertação de Mestrado*, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015, pp. 103, DOI: [10.11606/D.11.2015.tde-15102015-152045](https://doi.org/10.11606/D.11.2015.tde-15102015-152045).

57. Schaefer C.E.G.R., Fabris J.D., Ker J.C., *Minerals in the clay fraction of Brazilian Latosols (Oxisols): a review*, *Clay Miner*, 2008, Vol. 43, pp. 137–154, DOI: [10.1180/claymin.2008.043.1.11](https://doi.org/10.1180/claymin.2008.043.1.11).

58. Schoeneberger P.J., Wysocki D.A., Benham E.C., Soil Survey Staff, Field Book for Describing and Sampling Soils, Version 3.0, *Natural Resources Conservation Service*, National Soil Survey Center, Lincoln, NE. Natl. Soil Surv. Ctr., Lincoln, NE, 2012.

59. Souza A.B., Demattê J.A.M., Mello F.A.O., Salazar D.F.U., Mendes W.S., Safanelli J.L., Ratio of Clay Spectroscopic Indices and its approach on soil morphometry, *Geoderma*, 2020, Vol. 357, DOI: [10.1016/j.geoderma.2019.113963](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113963).

60. Stenberg B., Viscarra Rossel R.A., Mouazen A.M., Wetterlind J., Visible and Near Infrared Spectroscopy in Soil Science, *Advances in Agronomy*, 2010, Vol. 107, pp. 163–215, DOI: [10.1016/S0065-2113\(10\)07005-7](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(10)07005-7).
61. Stoner E.R., Baumgardner M.F., Characteristic Variations in Reflectance of Surface Soils, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1981, Vol. 45, pp. 1161–1165, DOI: [10.2136/sssaj1981.03615995004500060031x](https://doi.org/10.2136/sssaj1981.03615995004500060031x).
62. Teixeira P.C., Donagemma G.K., Fontana A., Teixeira W.G., Manual de métodos de análise de solo, Embrapa, 2017.
63. Terra F.S., Demattê J.A.M., Viscarra Rossel R.A., Spectral libraries for quantitative analyses of tropical Brazilian soils: Comparing vis-NIR and mid-IR reflectance data, *Geoderma*, 2015, Vol. 255–256, pp. 81–93, DOI: [10.1016/j.geoderma.2015.04.017](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.04.017).
64. Tiessen H., Cuevas E., Chacon P., The role of soil organic matter in sustaining soil fertility, *Nature*, 1994, Vol. 371, pp. 783–785, DOI: [10.1038/371783a0](https://doi.org/10.1038/371783a0).
65. Tziolas N., Tsakiridis N., Ogen Y., Kalopesa E., Ben-Dor E., Theocharis J., Zalidis G., An integrated methodology using open soil spectral libraries and Earth Observation data for soil organic carbon estimations in support of soil-related SDGs, *Remote Sens. Environ.*, 2020, Vol. 244, DOI: [10.1016/j.rse.2020.111793](https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111793).
66. Viscarra Rossel R.A., Behrens T., Ben-Dor E., Brown D.J., Demattê J.A.M., Shepherd K.D., Shi Z., Stenberg B., Stevens A., Adamchuk V., Aïchi H., Barthès B.G., Bartholomeus H.M., Bayer A.D., Bernoux M., Böttcher K., Brodský L., Du C.W., Chappell A., Fouad Y., Genot V., Gomez C., Grunwald S., Gubler A., Guerrero C., Hedley C.B., Knadel M., Morrás H.J.M., Nocita M., Ramirez-Lopez L., Roudier P., Campos E.M.R., Sanborn P., Sellitto V.M., Sudduth K.A., Rawlins B.G., Walter C., Winowiecki L.A., Hong S.Y., Ji W., A global spectral library to characterize the world's soil, *Earth-Science Rev.*, 2016, Vol. 155, pp. 198–230, DOI: [10.1016/j.earscirev.2016.01.012](https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.01.012).
67. Viscarra Rossel R.A., Webster R., Bui E.N., Baldock J.A., Baseline map of organic carbon in Australian soil to support national carbon accounting and monitoring under climate change, *Glob. Chang. Biol.*, 2014, Vol. 20, pp. 2953–2970, DOI: [10.1111/gcb.12569](https://doi.org/10.1111/gcb.12569).

Information of contributors, or institutions, who agreed with the data availability: owner code, name, email, affiliation, number of samples and sample state.

Owner Code	Owner	E-mail	Institution	Samples NIR	Samples MIR	FU
AJSI	Airon José da Silva	aironjs@gmail.com	Universidade Federal de Sergipe - UFS	95	8	SE
GCIS	GeoCiS	geocis@usp.br	Escola Superior de Agricultura 'Luiz de Queiroz' - Universidade de São Paulo - Esalq/USP	362	192	SP
ACDO	André Carnieletto Dotto	andrecdot@gmail.com	Escola Superior de Agricultura 'Luiz de Queiroz' - Universidade de São Paulo - Esalq/USP	158	0	RS, SC
ARFE	Antonio Rodrigues Fernandes	antonio.fernandes@ufra.ecu.br	Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA	156	27	PA
CGRS	Carlos E. G. R. Schaefer	carlos.schaefer@ufv.br	Universidade Federal de Viçosa - UFV	10	4	TO
DCOL	Daniele Costa de Oliveira	danieleoliveira@usp.br	Escola Superior de Agricultura 'Luiz de Queiroz' - Universidade de São Paulo - Esalq/USP	4	0	SP

Owner Code	Owner	E-mail	Institution	Samples NIR	Samples MIR	FU
DCSN	Deise Cristina Santo Nogueira	deise17nogueira@hotmail.com	Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - UNESP	206	0	SP
DUSA	Diego Urbina Salaza	diego_urbina_93@hotmail.com	Escola Superior de Agricultura 'Luiz de Queiroz' - Universidade de São Paulo - Esalq/USP	190	173	SP
EGCO	Eduardo Guimarães Couto	couto@ufmt.br	Universidade Federal do Mato Grosso - UFMT	217	0	MT
EFFJ	Elizio Ferreira Frade Junior	elizio@ufac.br	Universidade Federal do Acre - UFAC	7	0	AC, RO
FSTE	Fabricao da Silva Terra	terra.fabricio@gmail.com	Universidade Federal dos Vales Jequitinhonha e Mucuri - UFVJM	723	723	MG
GNNO	Gabriel Nuto Nóbrega	nutonobrega@usp.br	Universidade Federal Fluminense - UFF	18	0	CE
GSVA	Gustavo Souza Valladares	valladares@ufpi.edu.br	Universidade Federal do Piauí - UFPI	67	15	PI
HBEL	Henrique Bellinaso	henrique.bellinaso@sp.gov.br	Coordenadoria de Assistência Técnica	3516	0	SP

Owner Code	Owner	E-mail	Institution	Samples NIR	Samples MIR	FU
			Integral - CATI/SAA			
IHTE	Ingrid Horak Terra	ingrid.horak@ufvjm.edu.br	Universidade Federal dos Vales Jequitinhonha e Mucuri - UFVJM	55	0	MT
JACO	João Augusto Coblinski	coblinskijoao@gmail.com	Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS	66	66	RS
JLLA	João Luiz Lani	lani@ufv.br	Universidade Federal de Viçosa - UFV	69	0	MG
JAMD	José Alexandre Demattê	jamdemat@usp.br	Escola Superior de Agricultura 'Luiz de Queiroz' - Universidade de São Paulo - Esalq/USP	4919	0	SP, MS, MT, MG, GO, RO, PR, AP
JJLE	José João Lelis Leal de Souza	jjlelis@gmail.com	Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN	67	9	AM, MG
KPMA	Karina Patricia Marques	karina.marques@usp.br	Escola Superior de Agricultura 'Luiz de Queiroz' - Universidade de São Paulo - Esalq/USP	89	0	SP
LHAN	Lúcia Helena Cunha	lanjos@ufrj.br	Universidade Federal Ru-	2	2	RJ

Owner Code	Owner	E-mail	Institution	Samples NIR	Samples MIR	FU
	dos Anjos		ral do Rio de Janeiro - UFRRJ			
LEVI	Luiz Eduardo Vicent	luiz.vicente@embrapa.br	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária EMBRAPA – Meio Ambiente	129	0	MS
MZSI	Marcelo Zózimo da Silva	marcelo.zozimo@ifsudestemg.edu.br	Instituto Federal do Sudeste de Minas Gerais - IF Sudeste MG	50	1	MG, RJ
MRFR	Marcio Rocha Francelino	marcio.francelino@ufv.br	Universidade Federal de Viçosa - UFV	416	41	RR, BA
MRNA	Marcos Rafael Nanni	mrnanni@uem.br	Universidade Estadual de Maringá - UEM	776	0	PR
MLRU	Maria de Lurdes P. Ruivo	ruivo@museu-goeldi.br	Museu Paraense Emílio Goeldi - MPEG	4	0	PA
MSBA	Maria Socorro B. de Araujo	socorro@ufpe.br	Universidade Federal do Pernambuco - UFPE	5	0	AL
MPCL	Marilusa Pinto Coelho	marilusa@unb.br	Universidade de Brasília - UnB	60	0	DF
MABR	Marny A. Brait	marny@labexata.com.br	Laboratório Exata	82	0	GO

Owner Code	Owner	E-mail	Institution	Samples NIR	Samples MIR	FU
NCNO	Norberto Cornejo Noronha	norberto.noronha@hotmail.com	Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA	9	1	PA
NRCA	Norton Roberto Caetano	norton@unir.br	Universidade Federal de Rondônia - UNIR	4	3	RO
PMED	Pedro Medeiros	geocis@usp.br	Universidade Federal do Ceará - UFC	137	0	CE
RCSI	Rafael Cipriano da Silva	ciprianors@usp.br	Escola Superior de Agricultura 'Luiz de Queiroz' - Universidade de São Paulo - Esalq/USP	10	6	CE, RN, PB
RHLI	Raimundo Humberto Lima	humbertoclima@ufam.edu.br	Universidade Federal do Amazonas - UFAM	6	0	AM
RRPO	Raul R. Poppiel	raulpoppiel@usp.br	Escola Superior de Agricultura 'Luiz de Queiroz' - Universidade de São Paulo - Esalq/USP	119	119	GO, DF
RCCM	RCC Maranhão	geocis@usp.br	Escola Superior de Agricultura 'Luiz de Queiroz' - Universidade de São Paulo - Esalq/USP	15	15	MA
RCCR	RCC Roraima	geocis@usp.br	Escola Superior de Agri-	59	0	RR

Owner Code	Owner	E-mail	Institution	Samples NIR	Samples MIR	FU
			cultura 'Luiz de Queiroz' - Universidade de São Paulo - Esalq/USP			
RSDD	Ricardo Simão Diniz Dalmolin	dalmolin@ufsm.br	Universidade Federal de Santa Maria - UFSM	590	22	RS
RMCO	Ricardo M. Coelho	rmcoelho@iac.sp.gov.br	Instituto Agronômico de Campinas - IAC	103	0	SP, DF
RRIZ	Rodnei Rizzo	rodnei.rizzo@gmail.com	Centro de Energia Nuclear na Agricultura - CENA, Universidade de São Paulo	179	0	SP
SOSA	Sandra Oliveira Sá	geocis@usp.br	Universidade Estadual do Maranhão - UEMA	37	0	MA
SFSO	Sara Fernandes de Sousa	souzaafara@gmail.com	Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN	15	15	PE
UJSA	Uemeson Jose dos Santos	uemeson.jose@gmail.com	Universidade Federal do Pernambuco - UFPE	124	122	PE
VSSJ	Valdomiro Severino de Souza Jr	valdomiro.souzajunior@uf rpe.br	Universidade Federal Ru- ral do Pernambuco - UFRPE	6	1	

Owner Code	Owner	E-mail	Institution	Samples NIR	Samples MIR	FU
EBSI	Elisângela Benedet da Silva	elisangelasilva@epagri.sc.gov.br	Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina - Epagri	1526	218	RN
VIGO	Viviane Gomes	vivigomes2406@gmail.com	Universidade Federal do Pernambuco - UFPE	10	0	PE
WAPA	Walter Antônio P. Abrahão	wabrahao2@gmail.com	Universidade Federal de Viçosa - UFV	617	0	MG
Total	47		29	16084	1783	27

Научное издание

Бюллетень Почвенного института
имени В.В. Докучаева

Выпуск 119

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 25.06.2024 г.
Подписано в печать 25.06.2024 г.
Формат 60×84/16. Бумага офсетная.
Усл. печ. л. 18 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