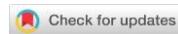


УДК 631.4



DOI: 10.19047/0136-1694-2025-126-204-229



#### Ссылки для цитирования:

Сайранова П.Ш., Еремченко О.З. Влияние тяжелых металлов на ферментативную активность почв природно-рекреационной зоны г. Перми (модельный опыт) // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2025. Вып. 126. С. 204-229. DOI: 10.19047/0136-1694-2025-126-204-229

#### Cite this article as:

Sairanova P.Sh., Eremchenko O.Z., The influence of heavy metals on the enzyme activity within the soils of the nature recreation zone in Perm, Dokuchaev Soil Bulletin, 2025, V. 126, pp. 204-229, DOI: 10.19047/0136-1694-2025-126-204-229

#### 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.

## Влияние тяжелых металлов на ферментативную активность почв природно-рекреационной зоны г. Перми (модельный опыт)

© 2025 г. П. Ш. Сайранова\*, О. З. Еремченко\*\*

Пермский государственный национальный исследовательский университет, Россия,

614990, Пермь, ул. Букирева, д. 15,

\*<https://orcid.org/0000-0003-4121-0859>, e-mail: [sairanova.p@gmail.com](mailto:sairanova.p@gmail.com),

\*\*<https://orcid.org/0000-0003-3581-0874>, e-mail: [eremch@psu.ru](mailto:eremch@psu.ru).

Поступила в редакцию 05.12.2024, после доработки 25.12.2025,  
принята к публикации 13.11.2025

**Резюме:** Целью работы была оценка изменения ферментативной активности (каталазы, уреазы и инвертазы) в дерново-элювоземе и темногумусовой почве при смоделированном загрязнении Cd, Cu, Zn, Pb. Активность ферментов является одним из индикаторов токсичности металлов в почвах. Для создания необходимых уровней загрязнения в

исследуемые почвы вносили растворы уксуснокислых солей Cd, Cu, Zn, Pb с концентрациями: 0 (контроль), 2,5, 5, 10, 25, 50, 100, 250, 500, 1000, 1500 мг/кг почвы. По генетическим свойствам темногумусовые почвы обладают более высокой устойчивостью к поллютантам в отличие от дерново-элювозема. Содержание органического вещества в темногумусовой почве в среднем составляет 7.0%, реакция среды близка к нейтральной. Гранулометрический состав изменяется в профиле от тяжелосуглинистого до среднеглинистого, а дерново-элювозем – легкосуглинистый, кислый и с меньшим содержанием гумуса. Определение критического уровня загрязненности, выраженного через активности каталазы, уреазы и инвертазы, подтвердило повышенную устойчивость темногумусовой почвы. Среди изученных показателей наиболее чувствительным к загрязнению обеих почв тяжелыми металлами оказалась активность уреазы: она снизилась в дерново-элювоземе при внесении Cd и Cu в количестве от 100 мг/кг и выше, в темногумусовой почве – при внесении Cd от 100 мг/кг и выше, а Cu – от 1000 мг/кг и выше. Негативное воздействие Pb проявилось только в темногумусовой почве, где активность уреазы понижалась при загрязнении от 250 мг/кг и выше. Активность фермента была устойчивой при загрязнении почв Zn, снижение показателя отметили лишь при максимальной дозе (1500 мг/кг). Особенность каталазной и инвертазной активности в обеих почвах проявилась в их усилении при повышенном загрязнении, что обусловлено, по-видимому, снижением активности микроорганизмов. При анализе сравнительной токсичности металлов установлено, что Cu, несмотря на свое биогенное значение, отличалась усиленным экотоксикологическим эффектом по сравнению с Zn и Cd; наименее воздействие на ферментативную активность оказало внесение Pb.

**Ключевые слова:** уреаза; каталаза; инвертаза; тяжелые металлы; устойчивость почв.

## The influence of heavy metals on the enzyme activity within the soils of the nature recreation zone in Perm (Model Experiment)

© 2025 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](mailto:sairanova.p@gmail.com),  
\*\*<https://orcid.org/0000-0003-3581-0874>, e-mail: [eremch@psu.ru](mailto:eremch@psu.ru).

Received 05.12.2024, Revised 25.12.2025, Accepted 13.11.2025

**Abstract:** The aim of this study was to assess the change in enzyme activity (catalase, urease, and invertase) in soddy-eluvzem and dark humus soil under simulated contamination with Cd, Cu, Zn, and Pb. Enzyme activity serves as one of the indicators of metal toxicity in soils. Appropriate levels of pollution were established in preserved media using solutions of acetic acid salts of Cd, Cu, Zn, and Pb with concentrations of 0 (control), 2.5, 5, 10, 25, 50, 100, 250, 500, 1000, and 1500 mg/kg. Based on genetic properties, dark humus soils exhibit greater resistance to pollutants compared to soddy-eluvzem. The average organic matter content in dark humus soil reaches 7.0%, with nearly neutral pH, while the granulometric composition varies from heavy loamy to medium clayey, and sod-eluvzem is characterized by light loamy texture, acidity, and a lower humus content. The assessment of the critical pollution threshold, indicated by the activity levels of catalase, urease, and invertase, demonstrates the enhanced stability of dark humus soil. Among the indicators studied, the urease activity emerged as the most sensitive indicator of heavy metal pollution in both types of soil; it decreased in sod-eluvzem with the introduction of Cd and Cu starting at 100 mg/kg and higher, while in dark humus soil, the decline occurred with the introduction of Cd starting at 100 mg/kg and higher and Cu starting at 1000 mg/kg and higher. The negative impact of Pb was observed only in dark humus soil, where urease activity decreased under pollution levels of 250 mg/kg and greater. The enzyme activity remained consistent when the soil was contaminated with Zn, with a decrease in the indicator observed only at elevated doses (1500 mg/kg). A notable feature of catalase and invertase activity in both soils was their increase under higher levels of contamination, which is presumably due to a decrease in microbial activity. When analyzing the comparative toxicity of metals, it was found that Cu, despite its biogenic significance, exhibited a greater ecotoxicological effect when compared to Zn and Cd; the introduction of Pb had the minimal effect on enzyme activity.

**Keywords:** urease; catalase; invertase; heavy metals; soil stability.

## ВВЕДЕНИЕ

Ферментативная активность почвы является общим термином для внутриклеточных и внеклеточных ферментов, вырабатываемых почвенными микроорганизмами, корнями растений и другими биологическими клетками в почве (Burns et al., 2013; Rao et

al., 2014). Почвенные ферменты участвуют в формировании специфических биологических путей трансформации вещества и энергии в естественных и антропогенно измененных экосистемах. Они определяют доступность питательных веществ для организмов и способность почвы к самоочищению от загрязнения. Исследуя ферментативную активность почвы, можно оценить функциональную активность почвенной биоты, плодородие почвы, загрязненность тяжелыми металлами (ТМ), нефтью, устойчивость к антропогенному воздействию, а также проследить множество биохимических процессов, протекающих в почве, таких как гумусообразование, нитрификация, азотфиксация и др. (Новоселова, 2009; Utobo, Tewari, 2015; Kiruba, Thatheyus, 2021).

Биохимические параметры (активность ферментов) реагируют на мельчайшие изменения в почве, в том числе вызванные ее загрязнением. В отличие от физических и химических свойств они могут дать немедленную и точную информацию об изменениях качества почвы, необходимую для принятия решения о вариантах управления ее плодородием на более ранних стадиях деградации (Bastida et al., 2006; Paz-Ferreiro, Fu, 2016; Kocak, 2020). Показатели активности фермента относительно стабильны, методы определения ферментативной активности чувствительны, практичны и просты в исполнении и отличаются низким значением ошибки; показатели отражают восприимчивость к низким дозам загрязняющего вещества (Rutigliano et al., 2009; Steinweg et al., 2013). Определение токсичности почв на основе изменения ферментативной активности перспективно и при комплексном загрязнении ТМ (Chaperon, Sauve, 2008).

Эколо-биологическая токсичность ТМ зависит от гранулометрического состава, содержания органического вещества, pH и окислительно-восстановительных условий в почве (Копчик, 2004; Ильин, 2012; Waalewijn-Kool et al., 2014; Hale et al., 2017; Поляк, Сухаревич, 2020). С помощью моделирования показано, что на уреазу влияют содержание ила, полугорных оксидов, pH, а емкость поглощения и содержание глины напрямую регулируют активность каталазы (Liu et al., 2024). В условиях загрязнения не только степень биохимического изменения почв, но и количество металлов, поступающих в другие системы (растения, грунтовые

воды), контролируются гранулометрическим составом почв, реакцией среды, содержанием органических веществ (Ильин, 2012; Heavy metals..., 2013; Jian et al., 2016; Хазиев, 2018; Копчик С.В., Копчик Г.Н., 2022).

Природно-рекреационные зоны городов испытывают повышенную нагрузку, связанную с поступлением выбросов ТМ от автотранспорта и промышленности (Водяницкий и др., 2012; Чупахина и др., 2012; Ушакова и др., 2020). В парках и городских лесах г. Перми сформировались редкие почвы на особых почвообразующих породах (Еремченко и др., 2016; Сайранова, Еремченко, 2024). Ограниченнная встречаемость и особые генетические свойства почв на перигляциальных песках, элювии пермских пород, двучленных отложениях сочетаются с относительно слабой изученностью и необходимостью особой охраны. В 2022 г. Постановлением Правительства Пермского края № 447-п эти почвы включены в перечень редких почв, находящихся под особой охраной Росреестра Пермского края (Об утверждении..., 2022). Проблема изучения устойчивости редких почв к загрязнению ТМ тесно связана с усиленной антропогенной нагрузкой, в том числе с выбросами ТМ, необходимостью организации мониторинга и выбором наиболее информативных показателей для оценки экологического состояния почв.

Цель работы – оценить изменение ферментативной активности (каталазы, уреазы и инвертазы) в дерново-элювоземе и темногумусовой почве при смоделированном загрязнении Cd, Cu, Zn и Pb.

## ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объекты исследований – дерново-элювозем легкосуглинисто-супесчаный на подстилающей тяжелосуглинистой породе и темногумусовая почва на тяжелоглинистой карбонатной породе. В полевые сезоны 2022–2023 гг. заложены шесть почвенных разрезов: три – в дерново-элювоземе, и три – в темногумусовой почве; из них отобраны пробы по генетическим горизонтам.

Физико-химические и химические свойства почвенных проб определяли стандартными методами в аккредитованной научно-исследовательской лаборатории биогеохимии техногенных ланд-

шафтов ЕНИ ПГНИУ: pH водной и солевой вытяжки определялись потенциометрическим методом по ГОСТ 26423-85 и ГОСТ 26483-85; органическое вещество ( $C_{opr}$ ) определялось фотометрическим методом по ГОСТ 26213-2021; сумма обменных оснований рассчитана сложением обменного кальция и обменного (подвижного) магния, проанализированных титриметрическим методом – ГОСТ 26487-85; гидролитическая кислотность – по методу Каппена в модификации ЦИНАО (ГОСТ 26212-2021).

Гранулометрический состав определяли пипеточным методом Н.А. Качинского после разрушения почвенных агрегатов пи-рофосфатом натрия; условно валовое содержание ТМ – методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии (разложение “царской водкой”).

Для определения критического уровня загрязненности из каждого почвенного разреза отбирали пробы с глубины 0–20 см и объединяли их в смешанные образцы: дерново-элюзовозем (ДЭ) и темногумусовая почва (ТГ). Смешанный образец дерново-элюзовозема легкосуглинистого состава по обменной кислотности – среднекислый, по гидролитической – очень сильно кислый, сумма обменных оснований – низкая, содержание органического вещества – 4.13% (табл. 1). Смешанный образец темногумусовой почвы имеет тяжелосуглинистый гранулометрический состав, содержание органического вещества составляет 6.01%, по реакции почвенной среды почти нейтральный, из-за высокого содержания обменного кальция (28 ммоль/100 г) сумма обменных оснований очень высокая.

Воздушно-сухие образцы почв просеивали через сито с отверстиями диаметром 5 мм. В полистироловые контейнеры помещали просеянные навески почв (100 г) и по отдельности вносили растворы уксуснокислых солей кадмия  $Cd(CH_3COO)_2 \cdot 2H_2O$ , меди  $Cu(CH_3COO)_2 \cdot H_2O$ , цинка  $Zn(CH_3COO)_2 \cdot 2H_2O$  и свинца  $Pb(CH_3COO)_2 \cdot 3H_2O$  из расчета содержания металлов: 0 (контроль), 2.5, 5, 10, 25, 50, 100, 250, 500, 1000, 1500 мг/кг почвы. Широкий диапазон вносимых доз позволяет проследить динамику изменения ферментативной активности от минимальных ориентировочно допустимых концентраций (Об утверждении..., 2021) к значениям, характерным для почв, загрязненных промышленными выбро-

сами (Ильин, 2012).

**Таблица 1.** Физико-химические свойства смешанных образцов почв  
**Table 1.** Physico-chemical properties of mixed samples of soils

Образец	C <sub>опт</sub> , %	pH <sub>вод</sub>	pH <sub>сол</sub>	S, ммоль/100 г	Hг, ммоль/100 г	Физическая глина, %	Cu, мг/кг	Zn, мг/кг	Cd, мг/кг	Pb, мг/кг
ДЭ	4.13	5.4	4.2	7.6	8.1	24.95	13.8	40.7	0.29	11.9
ТГ	6.01	6.6	5.6	33.5	3.7	49.88	25.5	52.0	0.38	9.3

**Примечание.** S – сумма оснований; Hг – гидролитическая кислотность.  
**Note.** S – sum of bases; Hg – hydrolytic acidity.

При изучении ферментативной активности почв рекомендуют строго соблюдать условия подготовки и выполнения анализов в нескольких аналитических повторностях (Даденко и др., 2013). Для снижения ошибки результатов модельного опыта выработали единую цепочку действий при исследовании ферментативной активности загрязненных почв. После увлажнения растворами солей в почвенные образцы высевали семена крестоцветных (Lepidium sativum L.) в количестве 0.5 г на контейнер. Растения выращивали на загрязненных почвенных пробах в течение 7 дней. Посев и выращивание растений проводили с целью активации пульпа микроорганизмов, поскольку микроорганизмы находятся в разных состояниях активности (активные, потенциально активные, спящие). У каждого состояния микробиоты своя быстрота реакции на изменение окружающей среды (Blagodatskaya, Kuzyakov, 2013). В условиях загрязнения почв может измениться устойчивость микробиоты (Paz-Ferreiro, Fu, 2016; Kocak, 2020). Через 7 дней растительные остатки удаляли из образцов, почву сушили, растирали. Для каждого варианта загрязнения определяли активность каталазы, уреазы и инвертазы в 3-кратной повторности.

Активность каталазы определяли титрометрическим методом с использованием раствора H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> концентрации 1.5 моль/дм<sup>3</sup>,

0.3%-ного раствора  $\text{H}_2\text{O}_2$  и перманганата калия в качестве титранта. Уреазу изучили через гидролиз карбамида до аммонийного азота и углекислого газа с колориметрическим окончанием. Колориметрическим методом по измерению содержания редуцирующих сахаров вычисляли активность инвертазы (Хазиев, 2005).

Сравнение вариантов опыта по ферментативной активности почвы проведено 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 повторности и их стандартные ошибки.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Устойчивость почв к загрязнению ТМ обусловлена содержанием органического вещества, реакцией среды, содержанием питательных элементов, оксидов марганца и железа, гранулометрическим составом (Водяницкий, 2009; Ильин, 2012; Jian et al., 2016).

Генетические свойства темногумусовых почв указывают на повышенную устойчивость к ТМ. Содержание органического вещества в них варьирует в пределах 6.56–7.73%, реакция среды близка к нейтральной, гранулометрический состав изменяется в профиле от тяжелосуглинистого до среднеглинистого с преобладанием пылевато-иловатых частиц (табл. 2). На фоне темногумусовой почвы легкосуглинистые и кислые дерново-элюзовозмы с меньшим содержанием гумуса имеют более низкий защитный потенциал в отношении загрязнения ТМ.

Современный уровень содержания Cu, Zn и Cd в верхних горизонтах темногумусовых почв заметно выше, чем в дерново-элюзовозмах (табл. 3), что обусловлено химизмом почвообразующих глин. Коэффициенты концентрации (КК), рассчитанные как отношение между содержанием металлов в горизонте и почвообразующей породе, показали, что для верхних горизонтов исследуемых почв характерно накопление Cu, Zn и Cd, обусловленное биогенной аккумуляцией и возможным поступлением поллютантов.

**Таблица 2.** Физико-химические свойства исследуемых почв

**Table 2.** Physico-chemical properties of the studied soils

Горизонт, глубина, см	n	C <sub>опр</sub> , %	pH вод	pH сол	Ca обм., ммоль/ 100 г	Mg обм., ммоль/ 100 г	Hg, ммоль/ 100 г	Физическ ая глина, %
Дерново-элювоземы								
AY, 0–12	3	5.7 ± 1.2	5.4 ± 0.3	4.2 ± 0.4	8.3 ± 1.3	1.4 ± 0.8	5.0 ± 2.2	32.0 ± 5.4
AYel, 12–23	3	2.8 ± 1.0	5.2 ± 0.3	3.9 ± 0.2	4.0 ± 2.1	0.9 ± 0.4	7.3 ± 0.3	30.1 ± 6.8
EL, 23–32	3	1.7 ± 1.0	5.4 ± 0.2	3.9 ± 0.1	3.9 ± 2.6	0.9 ± 0.3	5.7 ± 0.4	26.6 ± 9.0
Del, 75–85	3	0.7 ± 0.1	5.9 ± 0.3	3.9 ± 0.1	14.8 ± 4.3	3.8 ± 1.0	4.6 ± 0.1	40.1 ± 9.1
D, 124–134	3	0.7 ± 0.1	6.1 ± 0.4	4.0 ± 0.1	18.0 ± 4.0	6.2 ± 2.0	3.5 ± 0.4	45.9 ± 4.8
Темногумусовые почвы								
AU, 0–13	3	7.0 ± 0.6	6.4 ± 0.3	5.3 ± 0.4	25.5 ± 3.0	3.6 ± 1.9	4.2 ± 1.2	47.3 ± 0.1
AUro, 13–27	3	2.8 ± 1.1	5.8 ± 0.2	4.0 ± 0.2	23.6 ± 6.3	2.6 ± 2.1	5.6 ± 0.7	50.7 ± 10.3
ACro, 27–41	3	1.9 ± 0.9	5.9 ± 0.1	3.8 ± 0.2	26.7 ± 6.4	2.2 ± 1.3	5.9 ± 1.7	57.9 ± 14.0
Cro,m,i, 58–71	3	1,1 ± 0.3	5.8 ± 0.2	3.9 ± 0.1	32,8 ± 2.6	2.5 ± 1.4	4.4±1.1	51.6 ± 20.6
Cca, 112–122	3	0.8 ± 0.1	7.9 ± 1.1	6.2 ± 1.4	—*	—	1.2 ± 1.4	60.2 ± 25.2

**Примечание.** n – количество проб; \* – не определяли обменные катионы в карбонатных горизонтах почв.

**Note.** n – number of samples; \* – exchangeable cations in carbonate soil horizons are not absorbed.

Напротив, в процессе формирования темногумусовой почвы Cu рассеивалась. В дерново-элювоземе пониженное количество Cu в гумусовом горизонте может быть обусловлено разным химизмом почвообразующей и подстилающей пород.

**Таблица 3.** Содержание тяжелых металлов в почвах

**Table 3.** Heavy metal content in soils

Горизонт, глубина, см	Cu		Zn		Cd		Pb	
	мг/кг	КК*	мг/кг	КК	мг/кг	КК	мг/кг	КК
Дерново-элювоземы								
AY**, 0–12	14.5 ± 0.3	0.5	42.3 ± 1.7	1.5	0.28 ± 0.01	1.2	11.4 ± 0.6	1.2
AYel, 12–23	12.6 ± 0.6	0.5	21.0 ± 1.0	0.7	0.19 ± 0.02	0.9	11.3 ± 3.0	1.2
EL, 23–32	12.3 ± 0.9	0.5	18.4 ± 1.2	0.6	0.14 ± 0.02	0.6	6.9 ± 0.6	0.7
Del, 75–85	24.7 ± 1.4	0.9	22.5 ± 0.7	0.8	0.17 ± 0.02	0.7	8.4 ± 0.7	0.9
D, 125–134	26.8 ± 1.1	1.0	28.9 ± 2.0	1.0	0.23 ± 0.03	1.0	9.5 ± 0.7	1.0
Темногумусовые почвы								
AU**, 0–13	24.7 ± 0.8	0.6	52.2 ± 1.5	1.6	0.41 ± 0.01	0.9	9.9 ± 0.6	1.2
AUro, 13–27	27.1 ± 1.6	0.6	31.7 ± 2.1	1.0	0.17 ± 0.04	0.4	7.3 ± 0.7	0.9
ACro, 27–41	32.4 ± 2.2	0.7	27.7 ± 1.2	0.9	0.35 ± 0.02	0.8	10.7 ± 0.5	1.3
Cro,m,i, 58–71	48.6 ± 5.0	1.1	34.5 ± 2.4	1.1	0.23 ± 0.03	0.5	7.1 ± 0.9	0.8
Cca, 112–122	44.8 ± 5.5	1.0	32.1 ± 3.5	1.0	0.43 ± 0.08	1.0	8.4 ± 0.6	1.0

**Примечание.** \*КК – коэффициент концентрации – отношение между содержанием металлов в горизонте и почвообразующей породе; \*\* – определение проводилось в прокаленном образце.

**Note.** \*KK – 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.

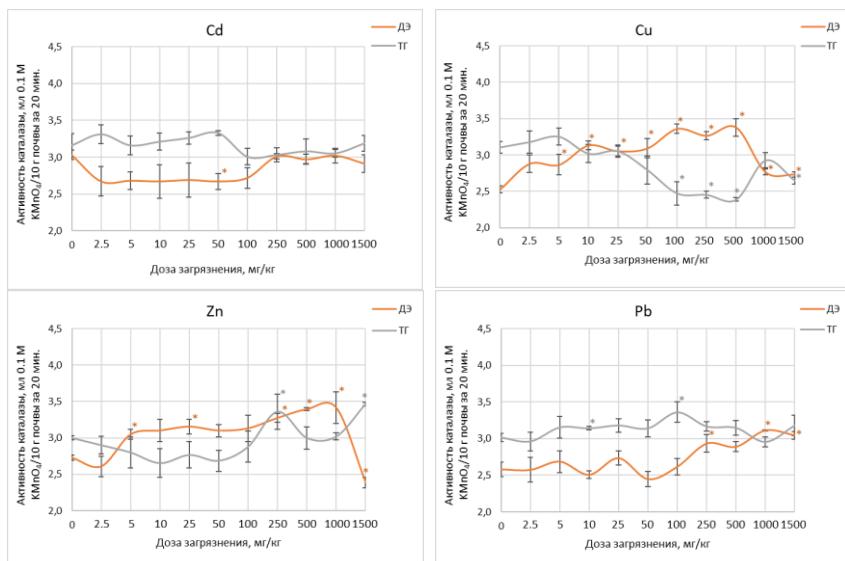
Катализ – фермент, катализирующий реакцию разложения перекиси водорода на кислород и воду; его активность отражает способность микробного сообщества противостоять воздействию стресс-факторов, предотвращая повреждение структуры и нарушение функций клеточной мембранны (Mahaseth, Kuzminov, 2017; Аладьева, Зиматкин, 2022).

Внесение в дерново-элювозем Cu и Zn в целом стимулировало активность каталазы (рис. 1). Медь во всех концентрациях (от 5 до 1500 мг/кг) увеличивала активность каталазы в среднем на 17.6%, а цинк в вариантах опыта 5–1000 мг/кг – в среднем на 14.7%. Доза Zn 1500 мг/кг показала критическую нагрузку и снизила активность каталазы на 14.2% относительно активности фермента в незагрязненной почве. Т.А. Трифонова и О.Н. Забелина (2017) наблюдали подобное стимулирование активности каталазы медью в почвах природно-рекреационной зоны г. Владимир. При добавлении разных доз Cd и Pb в дерново-элювозем не наблюдали значимых изменений в активности каталазы. Каталазу называют чувствительным почвенным ферментом (Liu et al., 2024); возможно, отсутствие токсического действия исследуемых ТМ обусловлено низкой обеспеченностью дерново-элювозема микроэлементами.

В темногумусовой почве наблюдали токсическое воздействие меди на активность каталазы. Начиная с дозы загрязнения Cu 100 мг/кг и выше, ферментативная активность снизилась почти в 1.5 раза относительно контрольного значения; с дальнейшим ростом загрязненности (1000 мг/кг и выше) активность фермента несколько усилилась. Дозы Zn от 250 до 1500 мг/кг стимулировали активность каталазы относительно контроля. При загрязнении Cd и Pb не выявлено значимого изменения активности этого фермента. Возможно, при загрязнении темногумусовой почвы происходил отбор устойчивых микроорганизмов, продуцирующих каталазу; так, бактерии *Burkholderia sp.*, *Bacillus sp.* (You et al., 2021) и идентифицированные штаммы *Bacterium strain IRHB1-74* и *Microbacterium sp.* SW615 (Ma et al., 2023) показали толерантность к Cd, а бактериальные группы *Pseudomonas* и *Arthrobacter* устойчивы к Pb (Zhang et al., 2012).

Активность каталазы у тяжелосуглинистой почвы во всех вариантах опыта выше, чем у дерново-элювозема. Это может быть связано с глинистым гранулометрическим составом и высоким содержанием органического вещества в темногумусовых почвах. Каталаза может сохраняться и функционировать в почве, будучи связанной с глинисто-гуминовыми комплексами. Глинистая фракция и гуминовые вещества оказывают положительное влияние на

активный центр каталазы (Calamai et al., 2000). Адсорбция ферментов (фосфатазы) на глинистых минералах может сделать иммобилизованный фермент более устойчивым к денатурации (Gianfreda, Ruggiero, 2006). В случае адсорбции ферментов на гумусовых веществах захват фермента стабилизирует молекулу ферментов, и токсикант не может их ингибировать (Gianfreda, Rao, 2010).



**Рис. 1.** Активность каталазы в зависимости от дозы загрязнения, мл 0.1 М  $\text{KMnO}_4$ /10 г почвы за 20 мин. **Примечание.** На этом и следующих рисунках представлены средние арифметические трех повторностей и их стандартные ошибки, \* указаны значимые изменения относительно контроля.

**Fig. 1.** Catalase activity depending on the degree of contamination, ml 0.1 M  $\text{KMnO}_4$ /10 g of soil in 20 minutes. **Note.** This and the following figures show the arithmetic means of three replicates and their standard errors, \* indicates significant changes relative to the control.

Активность фермента уреазы используется для характеристики азотного режима почвы и является показателем ее потенци-

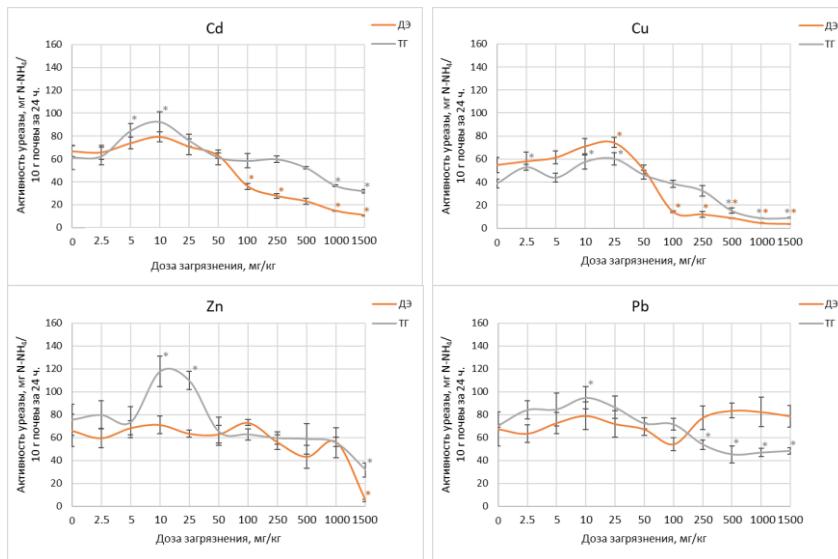
альной способности к минерализации азотсодержащих органических соединений (аммонификации) (Щербакова, 1983; Vasataga et al., 2012; Zhang et al., 2014; Kocak, 2020). Критические нагрузки в значительной степени зависят от свойств почв; ингибиование активности уреазы наблюдали при концентрации Cd 21.8 мг/кг (Liu et al., 2024), а также при комбинированном воздействии Pb и Cd – по 0.5 мг/кг глинистой почвы (Stagnic Anthrosol) (Yan et al., 2013).

Малые дозы внесения ТМ 2.5–25 мг/кг вызывали небольшое увеличение активности уреазы (рис. 2). Достоверно значимые изменения наблюдаются во всех вариантах загрязнения металлами темногумусовой почвы. Ранее Т.А. Трифоновой и О.Н. Забелиной (2017) описано усиление активности уреазы при загрязнении медью городских почв. Положительную стимуляцию фермента по сравнению с контролем наблюдали при внесении комбинаций металлов в почву (Chaperon, Sauve, 2008).

Высокие дозы металлов в обеих почвах вызывали снижение эффективности уреазы. Таким образом, активность уреазы оказалась наиболее чувствительным индикатором загрязнения, за исключением варианта с внесением Pb в дерново-элювазем. В дерново-элюваземе токсичность Cd и Cu проявлялась с дозы 100 мг/кг и выше; при максимальном загрязнении активность уреазы почти полностью подавлялась. В научных трудах представлена разная информация по влиянию металлов на активность уреазы. Кадмий называют наиболее токсичным металлом для ингибиования активности уреазы (Chaperon, Sauve, 2008). В результате внесения в почву растворов солей Pb, Zn и Cu установлена примерно одинаковая для всех металлов прямая зависимость степени ингибирования уреазы от количества токсиканта (Швакова, 2013).

Загрязнение металлами по-разному проявилось в темногумусовой почве. Достоверно значимое снижение активности уреазы отметили в варианте Cd 1000 мг/кг, Cu 500 мг/кг, Zn 1500 мг/кг, Pb 250 мг/кг. Загрязнение Cu оказалось наиболее токсичное влияние; в варианте Cu 500 мг/кг значение активности уреазы в 4 раза ниже по сравнению с контролем. Темногумусовая почва относительно богата Cu, на этом фоне экотоксикологический эффект, по-видимому, оказался усиленным.

Загрязнение свинцом оказалось наименее опасным на обеих почвах, что соответствует данным по пониженному влиянию этого металла на активность уреазы (Chaperon, Sauve, 2008).



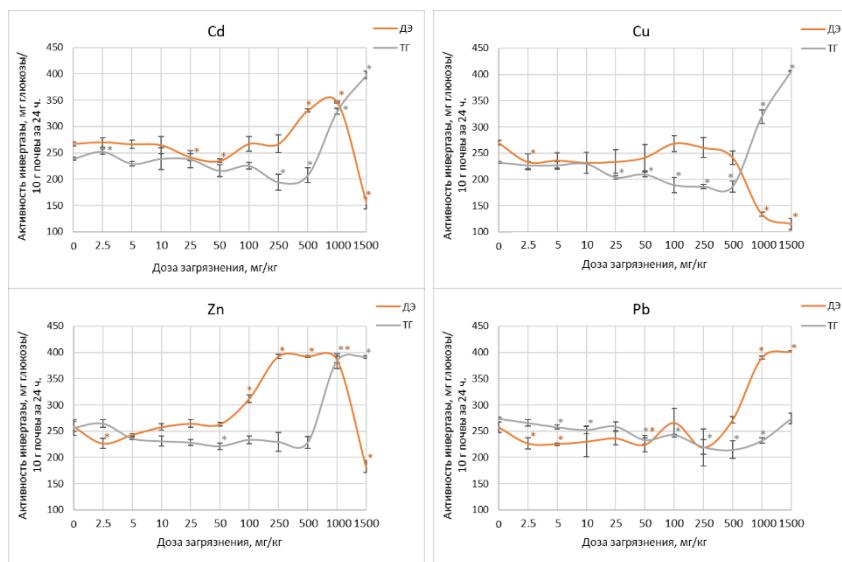
**Рис. 2.** Активность уреазы в зависимости от дозы загрязнения, мг N-NH<sub>4</sub>/10 г почвы за 24 ч.

**Fig. 2.** Urease activity depending on the degree of contamination, mg N-NH<sub>4</sub>/10 g of soil in 24 hours.

Инвертаза является гидролитическим ферментом, участвующий в биохимических превращениях углерода в почве. Она расщепляет сахарозу, обеспечивая поступление в почву растворимых низкомолекулярных сахаров, глюкозы и фруктозы, которые служат источником питания и энергии для микроорганизмов (Звягинцев, 1978; Frankeberger, Johanson, 1983).

Малые дозы загрязнения исследуемых почв металлами не значительно влияли на активность инвертазы (рис. 3). Относительная устойчивость показателя в дерново-элювоземе проявилась в интервале загрязнения Cd 2.5–250 мг/кг; Cu – 2.5–500 мг/кг; Zn –

2.5–50 мг/кг; Pb – 2.5–250 мг/кг. В темногумусовой почве отмечено постепенное снижение активности инвертазы при внесении всех металлов в дозе от 2.5 до 500 мг/кг.



**Рис. 3.** Активность инвертазы в зависимости от дозы загрязнения, мг глюкозы/10 г почвы за 24 ч.

**Fig. 3.** Invertase activity depending on the degree of contamination, mg glucose/10 g of soil in 24 hours.

Отличительной особенностью инвертазы являлся повторный рост ее активности в вариантах с высоким загрязнением почв. В дерново-элюзовоземе наблюдали усиление активности инвертазы на фоне всех металлов, кроме Cu. Это явление отмечено при дозах внесения Cd 500 и 1000 мг/кг, Zn – от 250 до 1000 мг/кг, Pb – от 1000 мг/кг и выше. При наибольшей нагрузке на почву (1500 мг/кг) установлен резкий экотоксикологический эффект; при этом в варианте с Cd активность инвертазы ниже контрольного уровня в 1.7 раз, в варианте с Cu – в 2.3 раза, в варианте с Zn – 1.4 раза. Снижение активности инвертазы на 40% зарегистрировано при загрязнении Cd почв Индии в концентрации 1000 мг/кг (Verma et

al., 2010). В дерново-подзолистой почве также наблюдалось снижение активности инвертазы при загрязнении Cu (Минеев и др., 2008). Высокие значения загрязнения Cd, Pb и Zn на юге Польши снизило активность инвертазы в почве (Ciarkowska et al., 2014).

В темногумусовой почве экотоксикологический эффект загрязнения на активности инвертазы не проявился. Активность фермента, напротив, увеличилась при внесении Cd, Cu и Zn примерно в 1.5 раза, а на фоне Pb даже при максимальном загрязнении активность инвертазы осталась на уровне контроля. В почвах с высоким фоновым содержанием Cd также не обнаружили существенного влияния металла на активность инвертазы (Liu et al., 2024).

## ВЫВОДЫ

Биологически активные поверхностные горизонты темногумусовой почвы характеризуются повышенным содержанием гумуса, менее кислой реакцией почвенной среды и большей емкостью поглощения по сравнению с поверхностными горизонтами дерново-элювозема. В темногумусовой почве фоновые показатели содержания Cu, Zn, Cd выше, чем в дерново-элювоземе. Генетические свойства темногумусовой почвы определили ее повышенную устойчивость к загрязнению ТМ, выраженную в биохимических реакциях, а именно: в активности каталазы, уреазы и инвертазы.

Активность уреазы оказалась наиболее чувствительным показателем загрязнения ТМ обеих почв; она снизилась в дерново-элювоземе при внесении Cd и Cu в количестве от 100 мг/кг и выше, в темногумусовой почве – при внесении Cd от 100 мг/кг и выше, а Cu – от 1000 мг/кг и выше. Негативное воздействие Pb проявилось только в темногумусовой почве, где активность уреазы понижалась при загрязнении от 250 мг/кг и выше. Устойчивую активность фермента наблюдали при загрязнении почв Zn, снижение показателя отметили лишь при максимальном загрязнении (1500 мг/кг).

Особенность изменений каталазной и инвертазной активности в ответ на загрязнение металлами обеих почв проявилась в том, что после некоторого понижения активности часто наблюдали усиление активности этих ферментов в вариантах с повышен-

ным загрязнением, по-видимому, обусловленное выработкой устойчивости микроорганизмов.

При анализе сравнительной токсичности металлов установлено, что Cu, несмотря на свое биогенное значение, отличалась усиленным экотоксикологическим эффектом по сравнению с Zn и Cd. Наименьшее воздействие на активность ферментов оказало загрязнение почв Pb.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Аладьева Т.Л., Зиматкин С.М. Катализ клетки: строение, биогенез, многообразие, функции // Экспериментальная биология и биотехнология. 2022. № 1. С. 12–22.
2. Водяницкий Ю.Н. Тяжелые и сверхтяжелые металлы и металлоиды в загрязненных почвах. М.: ГНУ Почвенный институт им. В.В. Докучаева Россельхозакадемии, 2009. 96 с.
3. Водяницкий Ю.Н., Ладонин Д.В., Савичев А.Т. Загрязнение почв тяжелыми металлами. М., 2012. 304 с.
4. Даденко Е.В., Мясникова М.А., Чернокалова Е.В., Казеев К.Ш., Колесников С.И. Сезонная динамика ферментативной активности чернозема обыкновенного // Современные проблемы науки и образования. 2013. № 6. С. 743.
5. 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-та, 2016. 252 с.
6. Звягинцев Д.Г. Биологическая активность почв и шкалы для оценки некоторых ее показателей // Почвоведение. 1978. № 6. С. 48–54.
7. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва – растение. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2012. 220 с.
8. Копчик Г.Н. Устойчивость лесных почв к атмосферному загрязнению // Лесоведение. 2004. № 4. С. 61–71.
9. Копчик С.В., Копчик Г.Н. Оценка современных рисков избыточного накопления тяжелых металлов в почвах на основе концепции критических нагрузок (обзор) // Почвоведение. 2022. № 5. С. 615–630. DOI: <https://doi.org/10.31857/S0032180X22050033>.
10. Минеев В.Г., Лебедева Л.А., Арзамазова А.В. Последействие различных систем удобрения на ферментативную активность дерново-подзолистой почвы при загрязнении тяжелыми металлами // Агрохимия. 2008. № 10. С. 48–54.
11. Новоселова Е.И. Ферментативная активность почв в условиях

- нефтяного загрязнения и ее биодиагностическое значение // Теоретическая и прикладная экология. 2009. № 2. С. 4–12.
12. 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).
13. 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).
14. Поляк Ю.М., Сухаревич В.И. Почвенные ферменты и загрязнение почв: биодеградация, биоремедиация, биоиндикация // Агрохимия. 2020. № 3. С. 83–93. DOI: <https://doi.org/10.31857/S0002188120010123>.
15. Сайранова П.Ш., Еремченко О.З. Свойства псаммоzemов 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: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2024-119-66-97>.
16. 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.
17. Ушакова Е.С., Пузик А.Ю., Караваева Т.И. Оценка микроэлементного состава снежного покрова Березниковского городского округа (Пермский край) // Географический вестник. 2020. № 2 (53). С. 130–140. DOI: <https://doi.org/10.17072/2079-7877-2020-2-130-140>.
18. Хазиев Ф.Х. Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 2005. 252 с.
19. Хазиев Ф.Х. Экологические связи ферментативной активности почв // Экбиотех. 2018. Т. 1. № 2. С. 80–92.
20. Чупахина Г.Н., Масленников П.В., Скрыпник Л.Н., Бессережнова М.И. Реакция пигментной и антиоксидантной систем растений на загрязнение окружающей среды г. Калининграда выбросами автотранспорта // Вестник Томского государственного университета. Биология. 2012. № 2 (18). С. 171–185.
21. Швакова Э.В. Изменение активности уреазы при повышенных содержаниях тяжелых металлов (Pb, Zn, Cu) в почве // Arctic Environmental Research. 2013. № 2. С. 61–66.
22. Щербакова Т.А. Ферментативная активность почв и трансформация органического вещества. Минск, 1983. 222 с.

23. *Bacmaga M., Boros E., Kucharski J., Wyżkowska J.* Enzymatic activity in soil contaminated with the Aurora 40 Wg herbicide // Environment Protection Engineering. 2012. Vol. 38 (1). P. 91–102. DOI: <https://doi.org/10.1080/10934529.2012.630305>.
24. *Bastida F., Moreno J., Hernandez T., García C.* Microbiological activity in a soil 15 years after its devegetation // Soil Biology and Biochemistry. 2006. Vol. 38 (8). P. 2503–2507. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.02.022>.
25. *Blagodatskaya E., Kuzyakov Y.* Active microorganisms in soil: Critical review of estimation criteria and approaches // Soil Biology and Biochemistry. 2013. Vol. 67. P. 192–211. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.08.024>.
26. *Burns R.G., DeForest J.L., Marxsen J., Sinsabaugh R.L., Stromberger M.E., Wallenstein M.D., Weintraub M.N., Zoppini A.* Soil enzymes in a changing environment: Current knowledge and future directions // Soil Biology and Biochemistry. 2013. Vol. 58. P. 216–234. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.11.009>.
27. *Calamai L., Lozzi I., Stotzky G., Fusi P., Ristori G.G.* Interaction of catalase with montmorillonite homoionic to cations with different hydrophobicity: effect on enzymatic activity and microbial utilization // Soil Biology and Biochemistry. 2000. Vol. 32 (6). P. 815–823. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00211-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00211-4).
28. *Chaperon S., Sauve S.* Toxicity interactions of cadmium, copper, and lead on soil urease and dehydrogenase activity in relation to chemical speciation // Ecotoxicology and Environmental Safety. 2008. Vol. 70. P. 1–9. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.10.026>.
29. *Ciarkowska K., Solek-Podwika K., Wieczorek J.* Enzyme activity as an indicator of soil-rehabilitation processes at a zinc and lead ore mining and processing area // Journal of Environmental Management. 2014. Vol. 132. P. 250–256. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.10.022>.
30. *Frankeberger W.T., Johanson J.B.* Method of measuring invertase activity in soils // Plant and soil. 1983. Vol. 74. P. 301–311.
31. *Gianfreda L., Rao M.A.* The influence of pesticides on soil enzymes // Soil Enzymology. Soil Biology Series. No. 22. 2010. P. 293–312. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-3-642-14225-3\\_16](https://doi.org/10.1007/978-3-642-14225-3_16).
32. *Gianfreda L., Ruggiero P.* Enzyme activities in soil P. Nannipieri, K. Smalla // Nucleic Acids and Proteins in Soil. 2006. P. 257–297. DOI: [https://doi.org/10.1007/3-540-29449-X\\_12](https://doi.org/10.1007/3-540-29449-X_12).
33. *Hale B., Gopalapillai Y., Pellegrino A., Jennett T., Kikkert J., Lau W., Schlekat 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. P. 165–172. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.09.030>.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.008>.

34. 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: [https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7\\_8](https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7_8).
35. Jian S., Li J., Chen J., Wang G., Mayes M.A., Dzantor K.E., Hui D., Luo Y. Soil extracellular enzyme activities, soil carbon and nitrogen storage under nitrogen fertilization: a meta-analysis // Soil Biol. Biochem. 2016. Vol. 101. P. 32–43. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.07.003>.
36. Kiruba N.J.M., Thatheyus A.J. Chapter 18 – Fungi, fungal enzymes and their potential application as biostimulants / Editor(s): White J., Kumar A., Droby S. // Microbiome Stimulants for Crops, Woodhead Publishing, 2021. P. 305–314. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822122-8.00024-8>.
37. Kocak B. Importance of urease activity in soil // V International Scientific and Vocational Studies Congress – Science and Health. 2020. P. 51–60.
38. Liu J., Li X., Zhu Q., Zhou J., Shi L., Lu W., Bao L., Meng L., Wu L., Zhang N., Christie P. Differences in the activities of six soil enzymes in response to cadmium contamination of paddy soils in high geological background areas // Environmental Pollution. 2024. Vol. 346. P. 123704. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123704>.
39. Ma B., Wang J., Zhang L. Two cadmium-resistant strains of agricultural soil effective in remediating soil cadmium pollution // Journal of Environmental Chemical Engineering. 2023. Vol. 11. P. 111189. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.111189>.
40. 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. P. 274–281. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.mrrev.2016.08.006>.
41. Paz-Ferreiro J., Fu S. Biological indices for soil quality evaluation: perspectives and limitations // Land Degrad. Dev. 2016. Vol. 27. P. 14–25. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.2262>.
42. Rao M.A., Scelza R., Acevedo F., Diez M.C., Gianfreda L. Enzymes as useful tools for environmental purposes // Chemosphere. 2014. Vol. 107. P. 145–162. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.12.059>.
43. Rutigliano F., Castaldi S., Ascoli R., Papa S., Carfora A., Marzaioli R., Fioretto A. Soil activities related to nitrogen cycle under three plant cover types in Mediterranean environment Appl // Soil Ecol. 2009. Vol. 43 (1). P. 40–46. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.05.010>.
44. Steinweg J.M., Dukes J.S., Paul E.A., Wallenstein M.D. Microbial responses to multi-factor climate change: effects on soil enzymes // Front. Microbiol. 2013. Vol. 4. P. 1–11. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2013.00146>.

45. Utobo E.B., Tewari L. Soil enzymes as bioindicators of soil ecosystem status // Applied Ecology and Environmental Research. 2015. Vol. 13 (1). P. 147–169. DOI: [https://doi.org/10.15666/aeer/1301\\_147169](https://doi.org/10.15666/aeer/1301_147169).
46. Verma R.K., Yadav D.V., Singh C.P., Archna S., Asha G. Effects of heavy metals on soil invertase enzyme activity in different soil types // Land Contamination & Reclamation. 2010. Vol. 18 (2). P. 175–180. DOI: <https://doi.org/10.2462/09670513.941>.
47. Waalewijn-Kool P.L., Rupp S., Loftus 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. P. 9–15. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.06.031>.
48. Yan J., Quan G., Ding C. Effects of the combined pollution of lead and cadmium on soil urease activity and nitrification // Procedia Environmental Sciences. 2013. Vol. 18. P. 78–83. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2013.04.011>.
49. You L., Zhang R., Dai J., Lin Z., Li Y., Herzberg M., Zhang J., Al-Wathnani H., Zhang C., Feng R., Liu H., Rensing C. Potential of cadmium resistant *Burkholderia contaminans* strain ZCC in promoting growth of soy beans in the presence of cadmium // Ecotoxicology and Environmental Safety. 2021. Vol. 211. P. 111914. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.111914>.
50. Zhang Q., Zhu L., Wang J., Xie H., Wang J., Wang F., Sun F. Effects of fomesafen on soil enzyme activity, microbial population, and bacterial community composition // Environ. Monit. Assess. 2014. Vol. 186. P. 2801–2812. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3581-9>.
51. Zhang W., Huang Z., He L., Sheng X. Assessment of bacterial communities and characterization of lead-resistant bacteria in the rhizosphere soils of metal-tolerant *Chenopodium ambrosioides* grown on lead-zinc mine tailings // Chemosphere. 2012. Vol. 87. P. 1171–1178. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.02.036>.

## 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. Vodyanitskii Yu.N., *Tyazhelye i sverkhtyazhelye metally i metalloidy v zagryaznennykh pochvakh* (Heavy and superheavy metals and metalloids in contaminated soils), Moscow: GNU Pochvennyi institut im. V.V. Dokuchaeva Rossel'khozakademii, 2009, 96 p.

3. Vodyanitskii Yu.N., Ladonin D.V., Savichev A.T., *Zagryaznenie pochv tyazhelymi metallami* (Soil pollution with heavy metals), Moscow, 2012, 304 p.
4. Dadenko E.V., Myasnikova M.A., Chernokalova E.V., Kazeev K.Sh., Kolesnikov S.I., Sezonnaya dinamika fermentativnoi aktivnosti chernozema obyknovenного (Seasonal dynamics of enzymatic activity of ordinary chernozem), *Sovremennye problemy nauki i obrazovaniya*, 2013, No. 6, p. 743.
5. 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.
6. 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.
7. 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.
8. Koptsik G.N., Ustoichivost' lesnykh pochv k atmosfernomu zagryazneniyu (Resistance of forest soils to atmospheric pollution), *Lesovedenie*, 2004, No. 4, pp. 61–71.
9. Koptsik S.V., Koptsik G.N., Otsenka sovremennoykh 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: <https://doi.org/10.31857/S0032180X22050033>.
10. Mineev V.G., Lebedeva L.A., Arzamazova A.V., Posledeistvie razlichnykh sistem udobreniya na fermentativnuyu 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.
11. Novoselova E.I., Fermentativnaya aktivnost' pochv v usloviyah neftyanogo zagryazneniya i ee biodiagnosticheskoe znachenie (Enzymatic activity of soils under conditions of oil pollution and its bidiagnostic significance), *Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya*, 2009, No. 2, pp. 4–12.
12. Procedure and measures for the protection of rare and endangered soils listed in the Red Book of Soils of the Perm Territory, the list of rare and endangered soils listed in the Red Book of Soils of the Perm Territory: Resolution of the Government of the Perm Territory No. 447-p, 27.05.2022.
13. Resolution of the Chief State Sanitary Doctor of the Russian Federation,

28.01.2021, No. SanPiN 1.2.3685-21.

14. 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: <https://doi.org/10.31857/S0002188120010123>.
15. 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, Vol. 119, pp. 66–97, DOI: <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2024-119-66-97>.
16. 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.
17. Ushakova E.S., Puzik A.Yu., Karavaeva T.I., Otsenka mikroelementnogo sostava snezhnogo pokrova Bereznikovskogo gorodskogo okruga (Permskii krai) (Assessment of the microelement composition of the snow cover of the Berezniki urban district (Perm Krai)), *Geograficheskii vestnik*, 2020, No. 2 (53), pp. 130–140, DOI: <https://doi.org/10.17072/2079-7877-2020-2-130-140>.
18. Khaziev F.Kh., *Metody pochvennoi enzimologii* (Methods of soil enzymology), Moscow: Nauka, 2005, 252 p.
19. Khaziev F.Kh., Ekologicheskie syazi fermentativnoi aktivnosti pochv (Ecological connections of soil enzymatic activity), *Ekobiotekh*, 2018, Vol. 1, No. 2, pp. 80–92.
20. Chupakhina G.N., Maslennikov P.V., Skrypnik L.N., Besserezhnova M.I., Reaktsiya pigmentnoi i antioksidantnoi sistem rastenii na zagryaznenie okruzhayushchey sredy g. Kaliningrada vybrosami avtotransporta (Response of the pigment and antioxidant systems of plants to environmental pollution in Kaliningrad by vehicle emissions), *Vestnik Tomskogo gosudarstvennogo universiteta, Biologiya*, 2012, No. 2 (18), pp. 171–185.
21. Shvakova E.V., Izmenenie aktivnosti ureazy pri povyshennykh soderzhaniyakh 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.
22. Shcherbakova T.A., *Fermentativnaya aktivnost' pochv i transformatsiya organicheskogo veshchestva* (Enzymatic activity of soils and transformation of organic matter), Minsk, 1983, 222 p.
23. Bacmaga M., Boros E., Kucharski J., Wyzkowska J., Enzymatic activity in soil contaminated with the Aurora 40 Wg herbicide, *Environment Protection Engineering*, 2012, Vol. 38 (1), pp. 91–102, DOI: <https://doi.org/10.1080/10934529.2012.630305>.

24. Bastida F., Moreno J., Hernandez T., García C., Microbiological activity in a soil 15 years after its devegetation, *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, Vol. 38 (8), pp. 2503–2507, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.02.022>.
25. Blagodatskaya E., Kuzyakov Y., Active microorganisms in soil: Critical review of estimation criteria and approaches, *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, Vol. 67, pp. 192–211, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.08.024>.
26. Burns R.G., DeForest J.L., Marxsen J., Sinsabaugh R.L., Stromberger M.E., Wallenstein M.D., Weintraub M.N., Zoppini A., Soil enzymes in a changing environment: Current knowledge and future directions, *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, Vol. 58, pp. 216–234, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.11.009>.
27. Calamai L., Lozzi I., Stotzky G., Fusi P., Ristori G.G., Interaction of catalase with montmorillonite homoionic to cations with different hydrophobicity: effect on enzymatic activity and microbial utilization, *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, Vol. 32 (6), pp. 815–823, DOI: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00211-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00211-4).
28. Chaperon S., Sauve S., Toxicity interactions of cadmium, copper, and lead on soil urease and dehydrogenase activity in relation to chemical speciation, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2008, Vol. 70, pp. 1–9, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.10.026>.
29. Ciarkowska K., Solek-Podwika K., Wieczorek J., Enzyme activity as an indicator of soil-rehabilitation processes at a zinc and lead ore mining and processing area, *Journal of Environmental Management*, 2014, Vol. 132, pp. 250–256, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.10.022>.
30. Frankeberger W.T., Johanson J.B., Method of measuring invertase activity in soils, *Plant and soil*, 1983, Vol. 74, pp. 301–311.
31. Gianfreda L., Rao M.A., The influence of pesticides on soil enzymes, *Soil Enzymology*, Soil Biology Series, 2010, No. 22, pp. 293–312, DOI: [https://doi.org/10.1007/978-3-642-14225-3\\_16](https://doi.org/10.1007/978-3-642-14225-3_16).
32. Gianfreda L., Ruggiero P., Enzyme activities in soil P. Nannipieri, K. Smalla, *Nucleic Acids and Proteins in Soil*, 2006, pp. 257–297, DOI: [https://doi.org/10.1007/3-540-29449-X\\_12](https://doi.org/10.1007/3-540-29449-X_12).
33. Hale B., Gopalapillai Y., Pellegrino A., Jennett T., Kikkert J., Lau W., Schlekat 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: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.008>.
34. 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: [https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7\\_8](https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7_8).
35. Jian S., Li J., Chen J., Wang G., Mayes M.A., Dzantor K.E., Hui D., Luo Y., Soil extracellular enzyme activities, soil carbon and nitrogen storage under nitrogen fertilization: a meta-analysis, *Soil Biol. Biochem.*, 2016, Vol. 101, pp. 32–43, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.07.003>.
36. Kiruba N.J.M., Thatheyus A.J., Chapter 18 – Fungi, fungal enzymes and their potential application as biostimulants, In: Editor(s): White J., Kumar A., Droby S., *Microbiome Stimulants for Crops*, Woodhead Publishing, 2021, pp. 305–314, DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822122-8.00024-8>.
37. Kocak B., Importance of urease activity in soil, *V International Scientific and Vocational Studies Congress – Science and Health*, 2020, pp. 51–60.
38. 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.
39. Ma B., Wang J., Zhang L., Two cadmium-resistant strains of agricultural soil effective in remediating soil cadmium pollution, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2023, Vol. 11, pp. 111189, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.111189>.
40. 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: <https://doi.org/10.1016/j.mrrev.2016.08.006>.
41. Paz-Ferreiro J., Fu S., Biological indices for soil quality evaluation: perspectives and limitations, *Land Degrad. Dev.*, 2016, Vol. 27, pp. 14–25, DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.2262>.
42. 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.
43. Rutigliano F., Castaldi S., Ascoli R., Papa S., Carfora A., Marzaioli R., Fioretto A., Soil activities related to nitrogen cycle under three plant cover types in Mediterranean environment Appl., *Soil Ecol.*, 2009, Vol. 43 (1), pp. 40–46, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.05.010>.
44. Steinweg J.M., Dukes J.S., Paul E.A., Wallenstein M.D., Microbial responses to multi-factor climate change: effects on soil enzymes, *Front. Microbiol.*, 2013, Vol. 4, pp. 1–11, DOI: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2013.00146>.
45. Utobo E.B., Tewari L., Soil enzymes as bioindicators of soil ecosystem status, *Applied Ecology and Environmental Research*, 2015, Vol. 13 (1), pp. 147–169, DOI: [https://doi.org/10.15666/aeer/1301\\_147169](https://doi.org/10.15666/aeer/1301_147169).
46. Verma R.K., Yadav D.V., Singh C.P., Archna 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.

47. 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: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.06.031>.

48. Yan J., Quan G., Ding C., Effects of the Combined Pollution of Lead and Cadmium on Soil Urease Activity and Nitrification, *Procedia Environmental Sciences*, 2013, Vol. 18, pp. 78–83, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2013.04.011>.

49. You L., Zhang R., Dai J., Lin Z., Li Y., Herzberg M., Zhang J., Al-Wathnani H., Zhang C., Feng R., Liu H., Rensing C., Potential of cadmium resistant *Burkholderia contaminans* strain ZCC in promoting growth of soy beans in the presence of cadmium, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2021, Vol. 211, pp. 111914, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.111914>.

50. Zhang Q., Zhu L., Wang J., Xie H., Wang J., Wang F., Sun F., Effects of fomesafen on soil enzyme activity, microbial population, and bacterial community composition, *Environ. Monit. Assess.*, 2014, Vol. 186, pp. 2801–2812, DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3581-9>.

51. Zhang W., Huang Z., He L., Sheng X., Assessment of bacterial communities and characterization of lead-resistant bacteria in the rhizosphere soils of metal-tolerant *Chenopodium ambrosioides* grown on lead-zinc mine tailings, *Chemosphere*, 2012, Vol. 87, pp. 1171–1178, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.02.036>.