

**Цепина Н.И., Колесников С.И., Минникова Т.В., Кузина А.А., Минкина Т.М.**

Определение экологически безопасной концентрации германия в чернозёме обыкновенном

ФГАОУ ВО «Южный федеральный университет», 344090, Ростов-на-Дону, Россия

РЕЗЮМЕ

Введение. Германий (*Ge*) является ценным для технологической сферы химическим элементом. В последние годы *Ge* всё чаще применяется в различных отраслях промышленности: при создании волоконной и инфракрасной оптики, в качестве катализатора полимеризации при производстве полизтилентерефталата (ПЭТ). В почвах, загрязнённых отходами горнодобывающей промышленности, *Ge* содержится в концентрации от 1,45 до 7,91 мг/кг. Предельно допустимые концентрации *Ge* в почве не разработаны, соответственно актуальными представляются комплексная оценка влияния *Ge* на биологические показатели почв и установление экологически безопасной концентрации *Ge* в почве.

Материалы и методы. В лабораторном эксперименте при помощи методов биодиагностики оценена экотоксичность 3, 30 и 300 фоновых концентраций (*ФК*) *Ge* на 10-е, 30-е и 90-е сутки. Все исследуемые величины включали в расчёт интегрального показателя биологического состояния почвы (ИПБС). При загрязнении *Ge* диагностировали очерёдность нарушения экосистемных функций почвы по степени снижения ИПБС. Доза элемента, под влиянием которой происходит нарушение целостных функций почвы, характеризующих степень плодородия почвы, определена как экологически безопасная концентрация *Ge* в данной почве.

Результаты. С увеличением дозы *Ge* в почве усиливался экотоксический эффект влияния на активность каталазы и дегидрогеназ, обилие бактерий рода *Azotobacter*, целилозолитическую активность, всхожесть и длину корней редиса. После загрязнения *Ge* почвы выявлена максимальная токсичность для показателей, исследуемых на 10-е и 30-е сутки. Показатель длины корней редиса проявил наибольшую чувствительность к загрязнению почвы *Ge* по сравнению с показателем активности дегидрогеназ. Наиболее сильная корреляция отмечена между содержанием *Ge* в почве и активностью каталазы. Установлена экологически безопасная концентрация *Ge* в почве – 6,5 мг/кг. Полученные результаты оценки экотоксичности загрязнённых *Ge* почв возможно использовать для диагностики их экологического состояния.

Ограничения исследования. Предложенные экологически безопасные концентрации в *Ge* почвах применимы прежде всего для чернозёмов обыкновенных.

Заключение. Повышение фоновых концентраций *Ge* в почве ингибировало биологические показатели чернозёма обыкновенного. Максимальное экотоксическое влияние *Ge* на исследуемые показатели продемонстрировано на 10-е и 30-е сутки. Длина корней редиса наиболее чувствительна к загрязнению почвы *Ge* по сравнению с показателем активности дегидрогеназ. Наиболее сильная корреляция отмечена между содержанием *Ge* в почве и активностью каталазы. Установлена экологически безопасная концентрация *Ge* в почве – 6,5 мг/кг. Полученные результаты по оценке экотоксичности почв, загрязнённых *Ge*, возможно использовать для диагностики экологического состояния почв.

Ключевые слова: чернозём; германий; биологические показатели; экологически безопасная концентрация; нормирование; биотестирование; экотоксичность

Соблюдение этических стандартов. Исследование не требует представления заключения комитета по биомедицинской этике или иных документов.

Для цитирования: Цепина Н.И., Колесников С.И., Минникова Т.В., Кузина А.А., Минкина Т.М. Определение экологически безопасной концентрации германия в чернозёме обыкновенном. Гигиена и санитария. 2025; 104(3): 312–317. <https://doi.org/10.47470/0016-9900-2025-104-3-312-317> <https://elibrary.ru/qlkj>

Для корреспонденции: Минникова Татьяна Владимировна, e-mail: loko261008@yandex.ru

Участие авторов: Цепина Н.И. – сбор данных литературы, написание текста, редактирование; Колесников С.И. – концепция и дизайн исследования, написание текста, редактирование; Минникова Т.В. – сбор материала и обработка данных, редактирование; Кузина А.А. – сбор материала и обработка данных, статистическая обработка данных; Минкина Т.М. – сбор материала и обработка данных, редактирование. Все соавторы – утверждение окончательного варианта статьи, ответственность за целостность всех частей статьи.

Конфликт интересов. Авторы декларируют отсутствие явных и потенциальных конфликтов интересов в связи с публикацией данной статьи.

Финансирование. Исследование выполнено при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации в рамках государственного задания в сфере научной деятельности; проект № FENW-2023-0008.

Поступила: 13.06.2024 / Поступила после доработки: 22.07.2024 / Принята к печати: 02.10.2024 / Опубликована: 31.03.2025

Natalya I. Tsepina, Sergey I. Kolesnikov, Tatiana V. Minnikova, Anna A. Kuzina, Tatiana M. Minkina

Determination of an environmentally safe concentration of germanium in ordinary chernozem

Southern Federal University, Rostov-on-Don, 344090, Russian Federation

ABSTRACT

Introduction. Germanium (*Ge*) is a valuable chemical element for the technological sphere. In recent years, *Ge* has been increasingly used in various branches of high-tech industry: in the creation of fiber and infrared optics, as well as as polymerization catalysts in the production of polyethylene terephthalate (PET). In soils contaminated with mining waste, the *Ge* content ranges from 1.45 to 7.91 mg/kg. The maximum permissible concentrations (MPC) of *Ge* in the soil have not been developed, accordingly, it seems relevant to conduct a comprehensive assessment of the effect of *Ge* on biological indicators of soil condition and establish an environmentally safe concentration of *Ge* in the soil.

Materials and methods. In a laboratory experiment, the ecotoxicity of 3, 30, and 300 *Ge* background concentrations (BC) on 10th, 30th, and 90th day was evaluated using biodiagnostic methods. All the studied indicators were included in the calculation of the integral indicator of the biological state (IIBS) of the soil. In case of contamination with *Ge* there was diagnosed the sequence of violations of the ecosystem functions of the soil according to the degree of decrease in IIBS. The dose of the element, under the influence of which there is a violation of the integral functions of the soil, characterizing the degree of the soil fertility, is defined as an environmentally safe concentration of *Ge* in this soil.

Results. With an increase in the Ge dose in the soil, the ecotoxic effect of the impact of the mineral on catalase and dehydrogenases activity, the abundance of bacteria of the genus *Azotobacter*, cellulolytic activity, germination and length of radish roots increased. After Ge contamination of the soil, the maximum toxicity was revealed for the indicators studied on the 10th and 30th das. The radish root length index showed the greatest sensitivity to Ge soil contamination compared with the indicator of dehydrogenases activity. The strongest correlation was noted between the Ge content in the soil and catalase activity. An environmentally safe concentration of Ge in the soil has been established – 6.5 mg/kg. The obtained results on the assessment of ecotoxicity of soils contaminated with Ge can be used to diagnose the ecological state of soils.

Limitations. The proposed environmentally safe concentrations in Ge soils are applicable, first, for ordinary chernozem.

Conclusion. An increase in background concentrations of Ge in the soil inhibited the biological parameters of ordinary chernozem. The maximum ecotoxic effect of Ge on the studied parameters was demonstrated on 10th and 30th days. The length of radish roots is most sensitive to Ge soil contamination compared to the indicator of dehydrogenase activity. The strongest correlation was noted between the Ge content in the soil and catalase activity. An environmentally safe Ge concentration in the soil has been established – 6.5 mg/kg. The obtained results on the assessment of ecotoxicity of soils contaminated with Ge can be used for diagnostics and as an indicator of the ecological state of soils.

Keywords: chernozem; germanium; biological indicators; environmentally safe concentration; rationing; biotesting; ecotoxicity

Compliance with ethical standards. The study does not require an opinion from a biomedical ethics committee or other documents.

For citation: Tsepina N.I., Kolesnikov S.I., Minnikova T.V., Kuzina A.A., Minkina T.M. Determination of an environmentally safe concentration of germanium in ordinary chernozem. *Gigiena i Sanitariya / Hygiene and Sanitation, Russian journal*. 2025; 104(3): 312–317. <https://doi.org/10.47470/0016-9900-2025-104-3-312-317> <https://elibrary.ru/glekji> (In Russ.)

For correspondence: Tatiana V. Minnikova, e-mail: loko261008@yandex.ru

Contribution: Tsepina N.I. – literature data collection, text writing; Kolesnikov S.I. – research concept and design, text writing, editing; Minnikova T.V. – collection of material and data processing, editing; Kuzina A.A. – collection of material and data processing, statistical data processing; Minkina T.M. – collection of material and data processing, editing. All authors are responsible for the integrity of all parts of the manuscript and approval of the manuscript final version

Conflict of interest. The authors declare no conflict of interest.

Acknowledgment. The research was carried out with the financial support of the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation within the framework of the state assignment in the field of scientific activity; project N FENW-2023-0008.

Received: June 13, 2024 / Revised: July 22, 2024 / Accepted: October 2, 2024 / Published: March 31, 2025

Введение

Тяжёлые металлы (ТМ) широко распространены в окружающей среде из-за естественных процессов и антропогенной деятельности человека. Их миграция в отдалённые районы способствует загрязнению основных компонентов экосистем: почвы, животного и растительного мира, гидросфера и атмосферы. Признано, что ТМ вследствие их токсичности, длительного пребывания в природе могут накапливаться в трофической цепи и вызывать нарушения в функционировании живых организмов. Германий (Ge) является достаточно значимым химическим элементом в технологической сфере, часто применяется в различных отраслях высокотехнологичной промышленности: при создании волоконной и инфракрасной оптики, в качестве катализаторов полимеризации при производстве полиэтилентерефталата (ПЭТ) [1, 2].

Потребление Ge с каждым годом растёт, в связи с чем возникает дефицит данного элемента [3] и увеличивается спрос на него. Россия входит в список стран, являющихся основными производителями Ge [4]. Основной источник Ge в России, как и в других странах мира, – месторождения бурого угля [5, 6]. Хотя загрязнение Ge в настоящее время не представляет серьёзной экологической проблемы, его использование во многих высокоскоростных и оптоэлектронных приложениях на германиевой пластине, а также выбросы в результате добычи и сжигания угля являются предпосылкой к увеличению концентрации этого элемента в объектах окружающей среды. Оценка экотоксического влияния Ge на почву и её экологическое состояние представляет определённые затруднения, поскольку методы определения данного элемента являются сложными и трудоёмкими [7].

Сжигание угля на тепловых электростанциях, плавильное производство и угольные месторождения, добыча Ge являются основными потенциальными источниками загрязнения почв Ge [8]. Германий относится к группе редких элементов примесей, содержащихся в углях, однако минимальное его содержание в угольной золе составляет 150 г/т [9]. Средняя концентрация Ge в земной коре ≈ 1,6 мг/кг, а кларк Ge в почвах колеблется от 5 до 1,8 мг/кг [10]. Содержание Ge в почве находится в пределах 0,5–2,5 мг/кг, в отдельных регионах – 0,1–15 мг/кг [11]. Концентрация Ge в незагрязнённых почвах составляет 0,037 мг/кг [12], в загрязнённых – 1,45 мг/кг [8], а в почвах, загрязнённых отходами горнодобывающей промышленности, – до 7,91 мг/кг [13, 14].

В последние годы Ge постепенно находит практическое применение в области биомедицины. Его биологическая активность отмечена при лечении воспалений, онкологических заболеваний, для иммунной регуляции организма, применяется в неврологии [15].

Существуют исследования *in vitro*, свидетельствующие о цитотоксичности Ge [16, 17]. Оксид Ge оказывает токсическое воздействие на проводимость слуховой системы крыс [18]. Антибактериальная активность Ge более выражена в отношении грамположительных штаммов по сравнению с грамотрицательными [19]. Наночастицы Ge способны повышать клеточный уровень кальция, что увеличивает производство активных форм кислорода, приводит к снижению проницаемости митохондриальной мембраны и, как следствие, к гибели клеток [17].

По своим химическим свойствам Ge является родственным элементом кремнию. Эти химические элементы имеют схожую транспортную систему. Поглощение Ge рисом снижалось с увеличением концентрации кремния в почве, что указывает на антагонизм между данными элементами [20]. Германий токсичен для растений. Он вызывает появление коричневых пятен на листьях риса (*Oryza sativa*) [20]. Такие злаки, как ячмень (*Hordeum vulgare*), овёс (*Avena sativa*), просо (*Panicum miliaceum*), канареечник тростниквидный (*Phalaris arundinacea*) и особенно кукуруза (*Zea mays*), способны накапливать в побегах и корнях Ge в высоких концентрациях [1]. Биодоступность Ge в слабокислых почвах (рН 6,6) значительно выше, чем в слабощелочных (рН 7,8) [1].

Анализ литературных данных показал отсутствие исследований, посвящённых оценке экотоксичности Ge, и сведений о его влиянии на биологические показатели почв. Кроме того, ПДК Ge в почве не разработана ни в одной стране мира. Эти обстоятельства определяют актуальность комплексной оценки влияния Ge на биологические показатели состояния почв и установления экологически безопасной концентрации Ge в почве.

Цель работы – определить экологически безопасную концентрацию германия в чернозёме обыкновенном.

Материалы и методы

Для моделирования процесса загрязнения почвы Ge в подготовленную почву вносили оксид германия (GeO_2) в 3; 30 и 300 фоновых концентрациях (ФК), рассчитанных на основе фоновых концентраций поллютанта, поскольку

ПДК Ge отсутствует. Кларк Ge в почве составляет 1,8 мг/кг [10], соответственно условно допустимая концентрация равна 5,4 мг/кг (3 фона) [21]. Навеску оксида Ge предварительно растирали с небольшим объёмом почвы, а затем тщательно смешивали с основным почвенным образцом. Повторность вариантов в модельном эксперименте – трёхкратная. Оценку экотоксичности Ge проводили биологическими методами анализа через 10; 30 и 90 сут от начала эксперимента [22]. Именно в эти сроки есть возможность определить, на какие сутки произойдёт максимальное токсическое воздействие на почву, как долго этот эффект сохранится, есть ли вероятность восстановления почвы до уровня контроля.

Поскольку биологические показатели демонстрируют первоначальный отклик на антропогенное воздействие [23, 24], использовали наиболее информативные и чувствительные маркёры экотоксичности Ge в почве [21, 25]. К таковым относят всхожесть и длину корней редиса (*Raphanus sativus L. var. radicula*) – одного из чувствительных и информативных показателей при химическом загрязнении, сорт «18 дней» (аналитическая повторность $n = 6$) [26]. Отклик бактериального сообщества почв оценивали по обилию бактерий рода *Azotobacter* методом обрастаания комочеков на среде Эшби ($n = 3$); исследовали активность каталазы и дегидрогеназ ($n = 6$) [27, 28]; целлюлозолитическую способность определяли аппликационным методом по степени разложения хлопчатобумажного полотна, экспонированного в почве ($n = 3$). В настоящем исследовании проводили ранжирование по чувствительности и информативности к Ge всех биологических показателей, которые определяли по степени снижения относительно незагрязнённой почвы и тесноте корреляции между содержанием Ge и показателем. Интерпретацию полученных результатов проводили с помощью интегрального показателя биологического состояния (ИПБС) почвы, после чего выполняли расчёт экологически безопасных концентраций Ge. Методика расчёта ИПБС и экологически безопасных концентраций Ge представлена в статье А.А. Кузиной и соавт. [29].

Статистическую обработку результатов осуществляли с помощью программного пакета Statistica 12.0. Средние значения и дисперсионный анализ определяли для оценки достоверного воздействия Ge на биологические показатели с использованием наименьшей существенной разности (НСР 0.05).

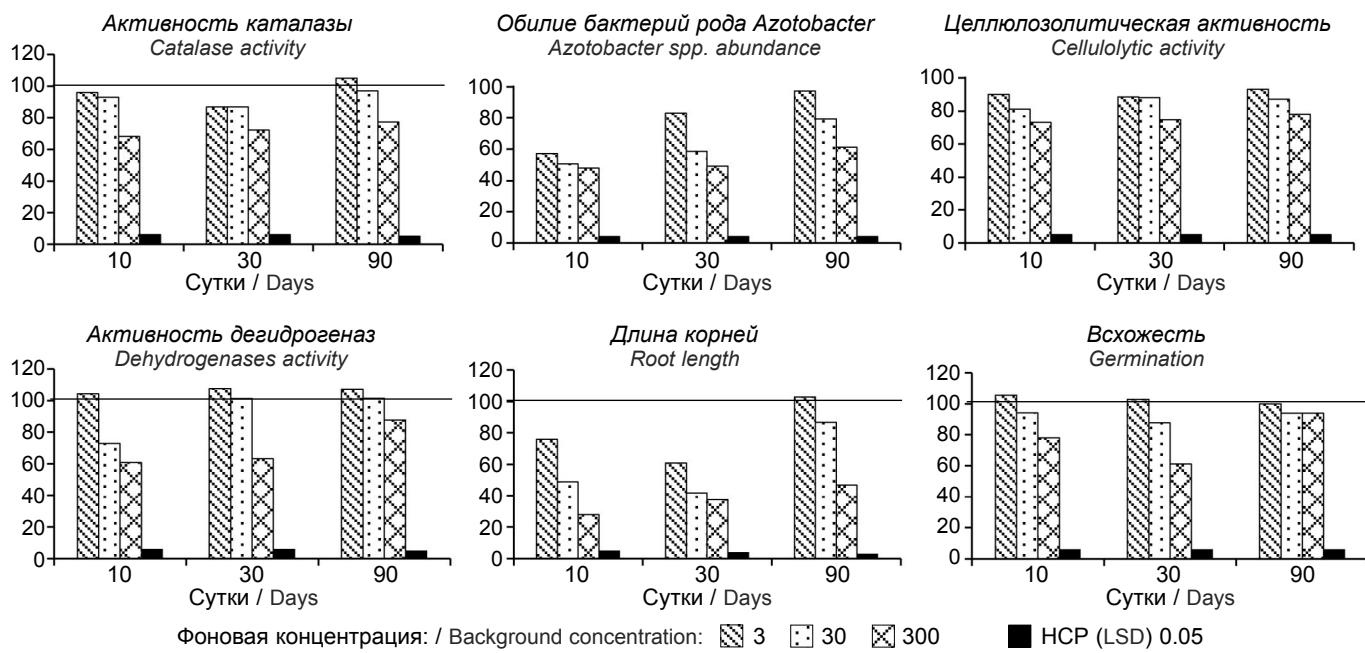


Рис. 1. Изменение биологических показателей чернозёма обыкновенного при загрязнении Ge, % от контроля.

Fig. 1. Change in biological parameters of ordinary chernozem under Ge contamination, % of the control.

Результаты

Изменение биологических показателей чернозёма обыкновенного после загрязнения Ge. Результаты оценки экотоксичности Ge, оценённые по биологическим показателям, представлены на рис. 1. На 30-е сутки при 30 ФК Ge отмечено снижение активности каталазы на 13% относительно контроля. Наблюдали ингибирование активности каталазы дозой 300 ФК на 32; 28 и 23% через 10; 30 и 90 сут относительно значений в незагрязнённой почве соответственно. Снижение активности каталазы при 3 и 30 ФК Ge было максимальным на 30-е сутки, при 300 ФК – на 10-е сутки после загрязнения. На 10-е сутки фиксировали снижение активности дегидрогеназ при 30 ФК Ge на 27% относительно значений в незагрязнённой почве. При 300 ФК Ge отмечено снижение активности дегидрогеназ на 39; 37 и 12% через 10; 30 и 90 сут соответственно относительно значений в незагрязнённой почве. На 10-е сутки ингибирование активности дегидрогеназ при загрязнении Ge было максимальным.

Через 10 и 30 сут отмечено уменьшение обилия бактерий рода *Azotobacter* spp. при 3 ФК Ge на 43 и 17% относительно значений в незагрязнённой почве соответственно. На 10-е, 30-е и 90-е сутки при 30 ФК Ge зафиксировано снижение обилия бактерий рода *Azotobacter* spp. на 49; 41 и 21% соответственно. При 300 ФК Ge обилие бактерий рода *Azotobacter* spp. снизилось на 52; 51 и 39% на 10-е, 30-е и 90-е сутки соответственно. Ингибирование обилия бактерий рода *Azotobacter* spp. под влиянием Ge на 10-е сутки после загрязнения было максимальным.

Через 30 сут зафиксировано снижение целлюлозолитической активности при 3 ФК Ge на 12% относительно контроля. При 30 ФК Ge на 10-е, 30-е и 90-е сутки отмечено снижение целлюлозолитической активности на 19; 12 и 13% соответственно. При 300 ФК Ge обнаружено снижение целлюлозолитической активности на 27; 26 и 22% на 10-е, 30-е и 90-е сутки. Наибольшее снижение целлюлозолитической активности при 3 ФК Ge отмечено через 30 сут, а при 30 и 300 ФК Ge – на 10-е сутки после загрязнения почвы.

Длина корней редиса была ингибирована дозой 3 ФК Ge через 10 сут на 24%, через 30 сут – на 39% относительно значений в незагрязнённой почве. При 30 и 300 ФК Ge длина корней уменьшилась на 51 и 72% через 10 сут, на 58 и 62% – через 30 сут, на 13 и 53% – через 90 сут относительно зна-

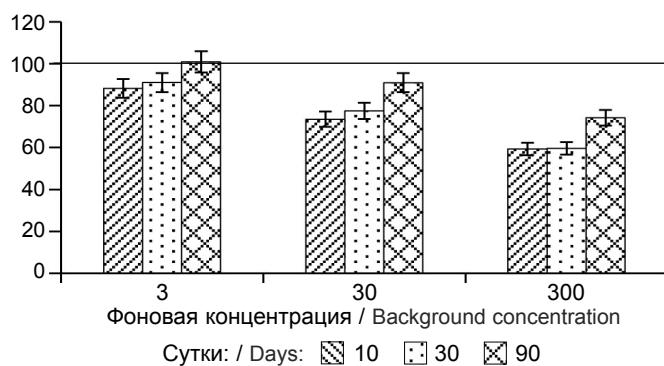


Рис. 2. Изменение ИПБС при загрязнении чернозёма обыкновенного Ge.

Fig. 2. Changes in the IIBS during contamination of ordinary chernozem with Ge.

чений в незагрязнённой почве соответственно. При 3 и 30 ФК Ge на 30-е сутки, при 300 ФК Ge на 10-е сутки отмечена максимальная токсичность для длины корней. На 30-е сутки после загрязнения почвы Ge зафиксировано снижение всхожести редиса при 30 ФК на 22% относительно значений в незагрязнённой почве. Через 10 и 30 сут выявлено снижение всхожести редиса при 300 ФК Ge на 22 и 39% соответственно относительно значений в незагрязнённой почве. Достоверного снижения всхожести редиса через три месяца экспозиции чернозёма обыкновенного Ge не зафиксировано. Наибольшее снижение всхожести редиса при загрязнении Ge обнаружено через 30 сут после экспозиции.

Интегральный показатель биологического состояния чернозёма. Результаты оценки экотоксичности Ge по ИПБС представлены на рис. 2.

При определении ИПБС на 10-е и 30-е сутки при 3 ФК Ge выявлено снижение на 12 и 9% относительно контроля. При 30 ФК Ge установлено снижение показателя на 26; 23 и 9% относительно значений в незагрязнённой почве. На 10-е, 30-е и 90-е сутки при 300 ФК Ge выявлено уменьшение ИПБС на 41; 40 и 26% соответственно. На 10-е сутки после загрязнения чернозёма обыкновенного Ge отмечено наиболее сильное снижение ИПБС. Через три месяца экспозиции (90 сут) Ge наблюдали тенденцию к восстановлению ИПБС, однако контрольные значения достигнуты не были.

Экологически безопасные концентрации герmania. Полноценное выполнение почвой экосистемных функций можно оценить с помощью чувствительных и информативных биоиндикаторов, которые определены при исследовании влияния загрязнения почв Ge. Эти показатели могут быть использованы при разработке экологически безопасных концентраций Ge. Ранее было отмечено, что загрязнение

почв многими тяжёлыми металлами (Ag, Bi, Te, Tl, Pb, Cd, Cu, Zn, Cr, Ni и др.) вызывает нарушение её экосистемных функций [21]. Зависимость характера нарушения экосистемных функций определяется количеством накопленного в почве Ge и степенью снижения ИПБС (см. таблицу), определяющей очерёдность нарушения экосистемных функций. Оптимальное состояние экосистемных функций сохраняется при концентрации Ge до 3 мг/кг, снижении ИПБС менее чем на 5%. Содержание в почве Ge от 3 до 6,5 мг/кг способствует нарушению информационных функций, ИПБС снижается более чем на 5–10%. Дозы Ge от 6,5 до 70 мг/кг способствуют ухудшению биохимических, физико-химических, химических и целостных функций, ИПБС уменьшается на 10–25%. Реакция почвы на содержание Ge более 70 мг/кг проявляется в нарушении физических функций, ИПБС снижается более чем на 25%.

При нормировании загрязнения почв Ge необходимо оценивать состояние её экосистемных функций. Кроме того, при оценке влияния Ge на экосистемные функции почвы важно определение дозы элемента, вызывающей нарушение целостных функций, характеризующих степень плодородия. Эта концентрация составляет 6,5 мг/кг Ge, определяется как экологически безопасная, превышение её недопустимо.

Обсуждение

Исследований, посвящённых оценке экотоксичности Ge по биологическим показателям состояния почв, в литературе не встречается. Ранее авторами исследовано влияние широкого диапазона концентраций оксида Ge (1; 2,5; 5; 7,5; 10; 15 и 20 мг/кг) на длину корней огурца [31]. Существует как положительное, так и отрицательное влияние оксида Ge на растения. Положительные эффекты заключаются в небольшой стимуляции длины корней огурца под влиянием 2,5 мг/кг оксида Ge. В настоящем исследовании подобного эффекта не зафиксировано ни для одного из исследованных биологических показателей. Доза 10 мг/кг оксида Ge вызвала некроз в листьях огурца. Содержание хлорофилла в листьях огурца снижалось под влиянием 10 и 20 мг/кг Ge. Концентрация Ge 10 мг/кг вызвала снижение свежей массы проростков огурцов на 35%, а при 20 мг/кг – на 80% по отношению к контролю. При этом и малые, и высокие дозы органического Ge не вызывали снижения фитотоксических показателей.

Результаты, полученные в настоящем исследовании динамики изменения экотоксического влияния Ge на биологические показатели, позволили установить самые токсичные сроки – 10 и 30 сут с последующей тенденцией к восстановлению контрольных значений на 90-е сутки. Подобная закономерность, проявляющаяся в максимальном снижении биологических показателей на 10-е и 30-е сутки, ранее была зафиксирована и для других ТМ, таких как серебро, таллий,

Схема экологического нормирования загрязнения Ge чернозёма обыкновенного по степени нарушения экосистемных функций The scheme of environmental regulation of Ge pollution of ordinary chernozem according to the degree of violation of ecosystem functions

Степень нарушения экологических функций The degree of violation of environmental functions	Степень снижения ИПБС почвы*, % Degree of the decline of IIBS of the soil*, %	Нарушенные экосистемные функции** Disrupted ecosystem functions**	Концентрация Ge в почве Ge concentration in the soil
Незагрязнённые / Not contaminated	< 5	–	< 3
Слабозагрязнённые / Slightly-polluted	5–10	Информационные / Information	3–6.5
Среднезагрязнённые Moderately-polluted	10–25	Химические, физико-химические, биохимические; целостные Chemical, physico-chemical, biochemical; holistic	6.5–70
Сильно загрязнённые / Heavily-polluted	> 25	Физические / Physical	> 70

П р и м е ч а н и е. * – определение ИПБС почв по С.И. Колесников и др. (2019) [21]; ** – классификация экосистемных функций почвы по Г.В. Добровольскому и Е.Д. Никитину (2006) [30].

N o t e: * – definition of IIBS of soils according to S.I. Kolesnikov et al. (2019) [21]; ** – classification of ecosystem functions of soil according to G.V. Dobrovolsky and E.D. Nikitin (2006) [30].

висмут и др., после чего наблюдалась тенденция к достижению контрольных значений биологических свойств почв на 90-е сутки.

По степени чувствительности к загрязнению Ge образуется следующая очерёдность биологических показателей (в скобках указан процент от контроля): активность дегидрогеназ (92) > всхожесть редиса (91) > активность каталазы (90) > целлюлозолитическая активность (84) > обилие бактерий рода *Azotobacter* (65) > длина корней редиса (59).

Из всех исследованных биологических показателей наиболее чувствительна к загрязнению почвы Ge длина корней редиса, активность дегидрогеназ – наименее чувствительный показатель. Высокая чувствительность длины корней редиса ранее зафиксирована для платины, а для таллия этот показатель являлся наименее чувствительным. Биологические показатели загрязнения Ge чернозёма обыкновенного по степени информативности располагаются в следующей последовательности (в скобках указан коэффициент корреляции *R*): активность каталазы (−0,96) > активность дегидрогеназ (−0,91) > всхожесть редиса (−0,86) > целлюлозолитическая активность (−0,85) > длина корней редиса (−0,79) > обилие бактерий рода *Azotobacter* (−0,7).

Наибольшей информативностью при загрязнении чернозёма обыкновенного Ge обладает активность каталазы, а наименьшей – обилие бактерий рода *Azotobacter*. Высокая информативность активности каталазы установлена в приведённых ранее исследованиях по оценке экотоксичности таллия [32]. При этом для серебра показатель обилия бактерий рода *Azotobacter* отмечен как наиболее информативный.

Заключение

Повышение фоновых концентраций Ge в почве ингибировало биологические показатели чернозёма обыкновенного. Максимальное экотоксическое влияние Ge на исследуемые показатели выявлено на 10-е и 30-е сутки. Длина корней редиса наиболее чувствительна к загрязнению почвы Ge по сравнению с показателем активности дегидрогеназ. Наиболее сильная корреляция отмечена между содержанием Ge в почве и активностью каталазы. Установлена экологически безопасная концентрация Ge в почве – 6,5 мг/кг. Полученные результаты по оценке экотоксичности почв, загрязнённых Ge, возможно использовать для диагностики и в качестве индикатора их экологического состояния.

Литература (п.п. 1–4, 7, 8, 11–21, 31, 32 см. References)

- Арбузов С.И., Чекрыжов И.Ю., Ильинок С.С., Соктоев Б.Р., Соболева Е.Е. Новые данные по геохимии и условиям образования германий-угольного месторождения спектролита (Приморский край). *Известия Томского политехнического университета. Инженеринг георесурсов*. 2021; 332(5): 17–38. <https://elibrary.ru/dtrppm>
- Вялов В.И., Олейникова Г.А., Наставкин А.В. Особенности распределения германия в углях Павловского месторождения. *Химия твердого топлива*. 2020; (3): 42–9. <https://doi.org/10.31857/S0023117720030111> <https://elibrary.ru/pmfpx>
- Крылов Д.А. *Негативное воздействие микрэлементов, содержащихся в углях, в золошлаковых отвалах и в золе-уносе угольных ТЭС, на окружающую среду и здоровье людей*. М.: 2012. <https://elibrary.ru/qmlrzx>
- Алексеенко В.А., Алексеенко А.В. *Химические элементы в геохимических системах. Кларки почв селитебных ландшафтов*. Ростов-на-Дону; 2013. <https://elibrary.ru/ttoxiv>
- Казеев К.Ш., Колесников С.И., Акименко Ю.В., Даденко Е.В. *Методы биодиагностики наземных экосистем*. Ростов-на-Дону; 2016. <https://elibrary.ru/xvoysx>
- Соседова Л.М., Новиков М.А., Титов Е.А. Воздействие наночастиц металлов на почвенный биоценоз (обзор литературы). *Гигиена и санитария*. 2020; 99(10): 1061–6. <https://doi.org/10.47470/0016-9900-2020-99-10-1061-1066> <https://elibrary.ru/bljgm>
- Терехова В.А. Биотестирование экотоксичности почв при химическом загрязнении: современные подходы к интеграции для оценки экологического состояния (обзор). *Почвоведение*. 2022; (5): 586–99. <https://elibrary.ru/qaqefc>
- Дикарев А.В., Дикарев В.Г., Дикарева Н.С. Исследование фитотоксичности свинца для растений редиса и салата при выращивании на разных типах почв. *Аэрохимия*. 2019; (6): 72–80. <https://doi.org/10.1134/S0002188119030050> <https://elibrary.ru/zhjvpp>
- Бабьева М.А., Зенова Н.К. *Биология почв*. М.: 1989. <https://elibrary.ru/qksrz>
- Галстян А.Ш. Проблемы и методы биологической диагностики и индикации почв. В кн.: *Всесоюзное совещание «Проблемы и методы биологической диагностики и индикации почв*. М.: 1976. <https://elibrary.ru/xruhyd>
- Хазиев Ф.Х. *Методы почвенной энзимологии*. М.: Наука; 1990. <https://elibrary.ru/vyscv>
- Кузина А.А., Колесников С.И., Минникова Т.В., Неведомая Е.Н., Тер-Мисакянц Т.А., Казеев К.Ш. Подходы к разработке экологических региональных нормативов содержания свинца в почвах Черноморского побережья Кавказа на основе интегрального показателя биологического состояния почвы. *Гигиена и санитария*. 2022; 101(3): 262–9. <https://doi.org/10.47470/0016-9900-2022-101-3-262-269> <https://elibrary.ru/kocucf>
- Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. *Экология почв. Учение об экологических функциях почв*. М.: Наука; 2006.

References

- Wiche O., Heilmeyer H. Germanium (Ge) and rare earth element (REE) accumulation in selected energy crops cultivated on two different soils. *Miner. Eng.* 2016; 92: 208–15. <https://doi.org/10.1016/j.mineeng.2016.03.023>
- Curtolo D.C., Friedrich S., Friedrich B. High purity germanium, a review on principle theories and technical production methodologies. *J. Cryst. Process Technol.* 2017; 7(4): 65–84. <https://doi.org/10.4236/jcpt.2017.74005>
- Zhang L., Xu Z. Application of vacuum reduction and chlorinated distillation to enrich and prepare pure germanium from coal fly ash. *J. Hazard. Mater.* 2017; 321: 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.08.070>
- Moskalyk R.R. Review of germanium processing worldwide. *Miner. Eng.* 2004; 17(3): 393–402. <https://doi.org/10.1016/j.mineeng.2003.11.014>
- Arbusov S.I., Chekryzhov I.Yu., Ilenok S.S., Soktoev B.R., Soboleva E.E. New data on geochemistry and genesis of the Spetsugli germanium-coal deposit (Primorsky krai). *Izvestiya Tomskogo politekhnicheskogo universiteta. Inzhiniring georesursov*. 2021; 332(5): 17–38. <https://elibrary.ru/dtrppmd> (in Russian)
- Vyalov V.I., Oleinikova G.A., Nastavkin A.V. Distribution of germanium in coals of the Pavlovsk deposit. *Solid Fuel Chemistry*. 2020; 54(3): 163–9. <https://doi.org/10.3103/S0361521920030118> <https://elibrary.ru/mmansr>
- Schreiter N., Wiche O., Aubel I., Roode-Gutzmer Q., Bertau M. Determination of germanium in plant and soil samples using high-resolution continuum source graphite furnace atomic absorption spectrometry (HR CS GFAAS) with solid sampling. *J. Geochem. Explor.* 2021; 220: 106674. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2020.106674>
- Cheng W., Lei S., Bian Z., Zhao Y., Li Y., Gan Y. Geographic distribution of heavy metals and identification of their sources in soils near large, open-pit coal mines using positive matrix factorization. *J. Hazard. Mater.* 2020; 387: 121666. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121666>
- Krylov D.A. *The Negative Impact of Trace Elements Contained in Coals, in Ash and Slag Heaps and in the Fly Ash of Coal-Fired Thermal Power Plants on the Environment and Human Health [Негативное воздействие микрэлементов, содержащихся в углях, в золошлаковых отвалах и в золе-уносе угольных ТЭС, на окружающую среду и здоровье людей]*. Moscow; 2012. <https://elibrary.ru/qmlrzx> (in Russian)
- Alekseenko V.A., Alekseenko A.V. *Chemical Elements in Geochemical Systems. Clarks of Soils of Residential Landscapes [Химические элементы в геохимических системах. Кларки почв селитебных ландшафтов]*. Rostov-na-Donu; 2013. <https://elibrary.ru/ttoxiv> (in Russian)
- Wiche O., Székely B., Moschner C., Heilmeyer H. Germanium in the soil-plant system-a review. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2018; 25(32): 31938–56. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3172-y>
- Négre P., Ladenberger A., Reimann C., Birke M., Sadeghi M. Team GEMAS: Source, distribution patterns and geochemical behaviour of Ge in agricultural and grazing land soils at European continental scale. *Appl. Geochem.* 2016; 72: 113–24. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2016.07.004>
- Midula P., Wiche O., Wiese P., András P. Concentration and bioavailability of toxic trace elements, germanium, and rare earth elements in contaminated areas of the Davidschacht dump-field in Freiberg (Saxony). *Freiberg Ecol. Online*. 2017; 1(2): 101–12.
- Jabłońska-Czapla M., Grygoc K., Rachwał M., Fornalczyc A., Willner J. Germanium speciation study in soil from an electronic waste processing plant area. *J. Soils Sediments*. 2023; 23: 3362–75. <https://doi.org/10.1007/s11368-023-03566-z>
- Luo X., Sun J., Kong D., Lei Y., Gong F., Zhang T., et al. The role of germanium in diseases: exploring its important biological effects. *J. Transl. Med.* 2023; 21(1): 795. <https://doi.org/10.1186/s12967-023-04643-0>

16. Lin C.H., Chen S.S., Lin Y.C., Lee Y.S., Chen T.J. Germanium dioxide induces mitochondria-mediated apoptosis in Neuro-2A cells. *Neurotoxicology*. 2006; 27(6): 1052–63. <https://doi.org/10.1016/j.neuro.2006.05.018>
17. Ma Y.H., Huang C.P., Tsai J.S., Shen M.Y., Li Y.K., Lin L.Y. Water-soluble germanium nanoparticles cause necrotic cell death and the damage can be attenuated by blocking the transduction of necrotic signaling pathway. *Toxicol. Lett.* 2011; 207(3): 258–69. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2011.09.018>
18. Lin C.H., Chen S.S. Functional changes on ascending auditory pathway in rats caused by germanium dioxide exposure: an electrophysiological study. *Toxicology*. 2009; 256(1–2): 110–7. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2008.11.009>
19. Sellappa S., Jeyaraman V. Antibacterial properties of organic germanium against some human pathogens. *Int. J. Pharma Bio Sci.* 2011; 2(1): 854–9.
20. Ma J.F., Tamai K., Ichii M., Wu G.F. A rice mutant defective in Si uptake. *Plant. Physiol.* 2002; 130(4): 2111–7. <https://doi.org/10.1104/pp.010348>
21. Kolesnikov S.I., Kazeev K.S., Akimenko Y.V. Development of regional standards for pollutants in the soil using biological parameters. *Environ. Monit. Assess.* 2019; 191(9): 544. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7718-3>
22. Kazeev K.Sh., Kolesnikov S.I., Akimenko Yu.V., Dadenko E.V. *Methods of Biodiagnostics of Terrestrial Ecosystems [Metody biodiagnostiki nazemnykh ekosistem]*. Rostov-na-Donu; 2016. <https://elibrary.ru/xvousx> (in Russian)
23. Sosedova L.M., Novikov M.A., Titov E.A. Impact of metal nanoparticles on the ecology of soil biocenosis (literature review). *Gigiena i Sanitaria (Hygiene and Sanitation, Russian journal)*. 2020; 99(10): 1061–6. <https://doi.org/10.47470/0016-9900-2020-99-10-1061-1066> <https://elibrary.ru/bljgjm> (in Russian)
24. Terekhova V.A. Biotesting of soil ecotoxicity in case of chemical contamination: modern approaches to integration for environmental assessment (a review). *Euras. Soil Sci.* 2022; 55(5): 601–12.
25. Dikarev A.V., Dikarev V.G., Dikareva N.S. Phytotoxicity of lead for radish and salad plants growing on different soil types. *Agrokhimiya*. 2019; (6): 72–80. <https://doi.org/10.1134/S0002188119030050> <https://elibrary.ru/zhvpp> (in Russian)
26. Bab'eva M.A., Zenova N.K. *Biology of Soils [Biologiya pochv]*. Moscow; 1989. <https://elibrary.ru/qksrzn> (in Russian)
27. Galstyan A.Sh. *Problems and Methods of Biological Diagnostics and Indication of Soils. All-Union Meeting «Problems and Methods of Biological Diagnostics and Indication of Soils» [Problemy i metody biologicheskoi diagnostiki i indikatsii pochv. Vsesoyuznoe soveshchanie «Problemy i metody biologicheskoi diagnostiki i indikatsii pochv»]*. Moscow; 1976. <https://elibrary.ru/xpyxyd> (in Russian)
28. Khaziev F.Kh. *Methods of Soil Enzymology [Metody pochvennoi enzimologii]*. Moscow: Nauka; 1990. <https://elibrary.ru/vyccsv> (in Russian)
29. Kuzina A.A., Kolesnikov S.I., Minnikova T.V., Nevedomaya E.N., Ter-Misakants T.A., Kazeev K.Sh. Approaches to the development of environmental regional standards for the content of lead in the soils of the Black Sea coast of the Caucasus on the basis of an integral indicator of the biological state of the soil. *Gigiena i Sanitaria (Hygiene and Sanitation, Russian journal)*. 2022; 101(3): 262–9. <https://doi.org/10.47470/0016-9900-2022-101-3-262-269> <https://elibrary.ru/kocuef> (in Russian)
30. Dobrovolskii G.V., Nikitin E.D. *Ecology of Soils. The Doctrine of the Ecological Functions of Soils [Ekologiya pochv. Uchenie ob ekologicheskikh funktsiyakh pochv]*. Moscow: Nauka; 2006. (in Russian)
31. Choi I.W., Seo D.C., Han M.J., DeLaune R.D., Ok Y.S., Jeon W.T., et al. Accumulation and toxicity of germanium in cucumber under different types of germaniums. *Commun. Soil. Sci. Plant. Anal.* 2013; 44(20): 3006–19. <https://doi.org/10.1080/00103624.2013.829083>
32. Kolesnikov S., Minnikova T., Minkina T., Rajput V.D., Tsepina N., Kazeev K., et al. Toxic effects of thallium on biological indicators of Haplic Chernozem health: a case study. *Environments*. 2021; 8(11): 119. <https://doi.org/10.3390/environments8110119>

Сведения об авторах

Цепина Наталья Игоревна, канд. биол. наук, ст. науч. сотр., Академия биологии и биотехнологии им. Д.И. Ивановского, ЮФУ, 344090, Ростов-на-Дону, Россия

Колесников Сергей Ильич, доктор с.-х. наук, профессор, зав. каф. экологии и природопользования, Академия биологии и биотехнологии им. Д.И. Ивановского, ЮФУ, 344090, Ростов-на-Дону, Россия

Минникова Татьяна Владимировна, канд. биол. наук, вед. науч. сотр., Академия биологии и биотехнологии им. Д.И. Ивановского, ЮФУ, 344090, Ростов-на-Дону, Россия. E-mail: loko261008@yandex.ru

Кузина Анна Андреевна, канд. биол. наук, ст. науч. сотр., Академия биологии и биотехнологии им. Д.И. Ивановского, ЮФУ, 344090, Ростов-на-Дону, Россия

Минкина Татьяна Михайловна, доктор биол. наук, профессор, зав. каф. почвоведения и оценки земельных ресурсов, Академия биологии и биотехнологии им. Д.И. Ивановского, ЮФУ, 344090, Ростов-на-Дону, Россия

Information about the authors

Natalya I. Tsepina, PhD (Biology), Senior Researcher, Academy of Biology and Biotechnology named after D.I. Ivanovsky, Southern Federal University, Rostov-on-Don, 344090, Russian Federation, <https://orcid.org/0000-0002-0483-9829>

Sergey I. Kolesnikov, DSc (Agriculture), Professor, Head of the Department, Academy of Biology and Biotechnology named after D.I. Ivanovsky, Southern Federal University, Rostov-on-Don, 344090, Russian Federation, <https://orcid.org/0000-0001-5860-8420>

Tatiana V. Minnikova, PhD (Biology), Leading Researcher, Academy of Biology and Biotechnology named after D.I. Ivanovsky, Southern Federal University, Rostov-on-Don, 344090, Russian Federation, <https://orcid.org/0000-0002-9453-7137> E-mail: loko261008@yandex.ru

Anna A. Kuzina, PhD (Biology), Senior Researcher, Academy of Biology and Biotechnology named after D.I. Ivanovsky, Southern Federal University, Rostov-on-Don, 344090, Russian Federation, <https://orcid.org/0000-0001-8816-5288>

Tatiana M. Minkina, DSc (Biology), Professor, Head of the Department, Academy of Biology and Biotechnology named after D.I. Ivanovsky, Southern Federal University, Rostov-on-Don, 344090, Russian Federation, <https://orcid.org/0000-0003-3022-0883>