

## ОПЫТ ОПРЕДЕЛЕНИЯ РЕГИОНАЛЬНЫХ ЭКОЛОГИЧЕСКИ БЕЗОПАСНЫХ КОНЦЕНТРАЦИЙ МЕДИ В ПОЧВАХ В РАЙОНЕ МЕДЕДОБЫВАЮЩЕГО ПРЕДПРИЯТИЯ

Д.И. Мощенко<sup>1</sup>, А.А. Кузина<sup>1</sup>, С.И. Колесников<sup>1</sup>, К.Ш. Казеев<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Академия биологии и биотехнологий им. Д.И. Ивановского,  
Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, Россия, e-mail: nyuta\_1990@mail.ru

**Аннотация:** Важной задачей современной геоэкологии является разработка экологических нормативов предельного содержания загрязняющих веществ в объектах окружающей среды вблизи источников загрязнения. Цель работы – определение региональных экологически безопасных концентраций валовой (общей) меди в почвах в районе медедобывающего предприятия на Кавказе (Урупский ГОК, Карачаево-Черкесская Республика), превышение которых ведет к нарушению функционирования естественных экосистем. Для этого было проведено моделирование загрязнения медью четырех типов почв, залегающих наиболее близко к горнодобывающему предприятию. Исследовали влияние 100, 1000 и 10 000 мг/кг меди на наиболее чувствительные и информативные показатели состояния почв (численность бактерий, активность ферментов, рост и развитие растений). Экологически безопасные концентрации валовой меди в почве определяли по степени снижения интегрального показателя биологического состояния (ИПБС) почвы, который отражает степень нарушения ее экологических функций и сервисов. Установлены следующие региональные экологически безопасные концентрации валовой меди в почвах в районе медедобывающего комбината: черноземы горные выщелоченные – 150 мг/кг, дерново-карбонатные – 120 мг/кг, бурые лесные слабонасыщенные – 110 мг/кг, горнолуговые черноземовидные – 100 мг/кг. Предложенные экологические нормативы могут быть использованы для оценки и нормирования загрязнения естественных экосистем. Территория их применения – весь ареал распространения почвы, для которой разработан норматив, за исключением земель сельскохозяйственного назначения и селитебных территорий, на которых действует ОДК меди. Применение экологических нормативов будет способствовать более рациональному использованию территории вокруг Урупского ГОКа.

**Ключевые слова:** медедобывающие предприятия, экологические нормативы, загрязнение, медь, экологические функции почв, Кавказ.

**Благодарность:** Исследование выполнено при финансовой поддержке проекта Программы стратегического академического лидерства Южного федерального университета («Приоритет 2030») по созданию молодежной лаборатории эковиотехнологий диагностики и охраны здоровья почв (№ СП-12-23-01), Министерства науки и высшего образования РФ в рамках государственного задания в сфере научной деятельности (№ FENW-2023-0008), международной лаборатории «Здоровье почв» Южного федерального университета при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (соглашение № 075-15-2022-1122) и грантов Президента РФ (МК-2688.2022.1.5 и НШ-449.2022.5).

*Для цитирования:* Мощенко Д. И., Кузина А. А., Колесников С. И., Казеев К. Ш. Опыт определения региональных экологически безопасных концентраций меди в почвах в районе медедобывающего предприятия // Горный информационно-аналитический бюллетень. – 2023. – № 11. – С. 102–114. DOI: 10.25018/0236\_1493\_2023\_11\_0\_102.

---

## Experience of determining regional ecologically safe copper concentrations in soils at a copper mine

D.I. Moshchenko<sup>1</sup>, A.A. Kuzina<sup>1</sup>, S.I. Kolesnikov<sup>1</sup>, K.Sh. Kazeev<sup>1</sup>

<sup>1</sup> D.I. Ivanovsky Academy of Biology and Biotechnology, Southern Federal University, Rostov-on-Don, Russia, e-mail: nyuta\_1990@mail.ru

---

**Abstract:** Mines greatly affect the environment, in particular, in adjacent areas. An important objective of the modern geoecology is to develop ecological standards of pollutant limits for the environmental objects in the neighborhood of contamination sources. The aim of this study is to determine regional ecologically safe concentrations of total copper in soils in the areas of a copper mining and processing plant in the Caucasus (Urup GOK, Karachay–Cherkessia), such that the overrun of these concentrations leads to malfunction of natural ecosystems. With that end in view, copper pollution was modeled in four types of soils in the closest vicinity of the test mining and processing plant. The scope of the analyses embraced the impact exerted by copper contents of 100, 1000 and 10000 mg/kg on the most sensitive and informative parameters of soils (bacterial number, enzyme strength, plant growth). The ecologically safe concentrations of total copper in soils is determined by the rate of drop in the index of biological integrity of soils, which is reflective of the damage of ecological functions and services of soils. The found regional ecologically safe concentrations of total copper in soils in the area of the copper mining and processing plant are as follows: leached mountain black earth— 150 mg/kg; rendzina— 120 mg/kg; brown forest weakly undersaturated soil— 110 mg/kg; mountain meadow black earth-like soil— 100 mg/kg. The proposed ecological standards can be used to evaluate and standardize pollution of natural ecosystems. The application ranges of the standards embrace the whole distribution areas of the listed types of soils, except for the land of agricultural designation and residential areas where the relatively allowable copper concentrations are effective. The use of the ecological standards can promote more efficient territorial management at Urup GOK.

**Key words:** copper mining and processing plants, ecological standards, pollution, copper, ecological soil functions, Caucasus.

**Acknowledgements:** The study was supported under Priority 2030 Program for the South Federal University Project on Creation of Laboratory of Ecobiotechnologies for Soil Diagnostics and Health, Project No. SP-12-23-01, by the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation, State Contact No. FENW-2023-0008, by the International Soil Health Lab at the South Federal University, Agreement No. 075-15-2022-1122, and by the President of Russia, Grants Nos. MK-2688.2022.1.5 and NSH-449.2022.5.

**For citation:** Moshchenko D. I., Kuzina A. A., Kolesnikov S. I., Kazeev K.Sh. Experience of determining regional ecologically safe copper concentrations in soils at a copper mine. *MIAB. Mining Inf. Anal. Bull.* 2023;(11):102-114. [In Russ]. DOI:10.25018/0236\_1493\_2023\_11\_0\_102.

---

## **Введение**

Горнодобывающие предприятия оказывают значительное негативное воздействие на окружающую среду [1]: химическое загрязнение прилегающих территорий, увеличение отходов, деградация почв и экосистем [2 – 4]. На территории Карачаево-Черкесской Республики (п. Медногорский) расположен Урупский горно-обогатительный комбинат, ведущий свою деятельность с 1968 г. Около 46% медной руды от запасов ЮФО добывается шахтным методом на территории этого комбината [5].

Интенсивная добыча меди приводит к превышению ее региональных кларков в почве [6, 7] и вызывает негативные последствия в функционировании почв [8 – 10]. Это требует экологического нормирования содержания тяжелых металлов в объектах окружающей среды вблизи источников загрязнения.

В настоящее время в Российской Федерации применяются предельно допустимые концентрации (ПДК) и ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ, разработанные на принципах санитарно-гигиенического нормирования, направленные на защиту человека. В последнее время все более востребованным становится экологическое нормирование содержания поллютантов в почве, когда оценивают опасность загрязнения для экосистемы [11].

Действующие ПДК и ОДК химических веществ в почве регламентируют предельное содержание загрязняющих веществ в почвах населенных мест и сельскохозяйственных угодий [Постановление Главного государственного санитарного врача РФ от 28 января 2021 г. № 2 «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» <https://base.garant.ru/400274954/>].

Представляется целесообразным дополнить их экологическими нормативами для природных экосистем, основанными на принципах экологического нормирования и обеспечивающими защиту и нормальное функционирование природных экосистем.

Цель данной работы — определение региональных экологически безопасных концентраций валовой (общей) меди в почвах в районе медедобывающего предприятия на Кавказе (Урупский горно-обогатительный комбинат, Карачаево-Черкесская Республика), превышение которых ведет к нарушению функционирования естественных экосистем.

Предложенные экологические нормативы установлены по степени нарушения экологических функций почв и могут быть использованы для оценки и нормирования загрязнения естественных экосистем. Территория их применения — весь ареал распространения почвы, для которой разработан норматив, за исключением земель сельскохозяйственного назначения и селитебных территорий, на которых действуют ПДК и ОДК для таких земель.

Кроме того, предложенные региональные экологически безопасные концентрации валовой меди в почвах разработаны отдельно для каждого из четырех типов почв, расположенных поблизости от Урупского ГОКа и различающихся по устойчивости к загрязнению медью, в отличие от одного значения действующей ОДК валовой формы меди для данной группы почв.

## **Материалы и методы исследования**

Наиболее близко к Урупскому горно-обогатительному комбинату (ГОК) залегают четыре типа почвы: горно-луговые черноземовидные, бурые лесные слабонасыщенные, дерново-карбонатные и черноземы горные выщелоченные. Поч-

Таблица 1

**Точки отбора почв и их основные характеристики**  
**Soil sampling points and their main characteristics**

№	Почва / WRB*	Местоположение	Содержание органического вещества, %	pH	Гранулометрический состав	Содержание меди, мг/кг
1	Горно-луговая черноземовидная / Mollic Leptosols (Eutric)	Кабардино-Балкарская Республика, Зольский район, урочище Джилы-Су	10,3	6,5	средне-суглинистый	36,9
2	Бурая лесная слабонасыщенная / Haplic Cambisols (Eutric)	Карачаево-Черкесская Республика, Эльбрусский район, с. Лашкута	7,7	4,9	тяжелосуглинистый	33,6
3	Дерново-карбонатная / Rendzic Leptosols (Eutric)	Карачаево-Черкесская Республика, Зеленчукский район, ст. Передовая	3,2	7,1	тяжелосуглинистый	35,2
4	Чернозем выщелоченный (горный) / Luvic Chernozems (Pachic)	Карачаево-Черкесская Республика, Хабезский район, аул Али-Бердуковский	4,0	6,9	тяжелосуглинистый	45,0

\* Примечание: WRB — World Reference Base.

ву для лабораторного моделирования загрязнения медью отбирали на удаленных территориях, не подверженных загрязнению от ГОКа. В табл. 1 представлены названия исследуемых почв по российской и международной номенклатурам, места их отбора, свойства, определяющие подвижность в них меди, содержание меди, показатели биологической активности. Использовали слой почвы 0—10 см, так как при загрязнении медь в основном накапливается в верхнем слое [12, 13].

Содержание органического вещества в почве определяли по методу И.В. Тюрина, реакцию почвенной среды — потенциометрически, гранулометрический состав почвы — по методу Н.А. Качинского, содержание меди в почве — методом рентгенофлуоресцентной спектроскопии на Спектроскане МАКС-GVM.

Методика лабораторного моделирования загрязнения почв медью заклю-

чалась в следующем. Почву, отобранную в природных условиях, высушивали до воздушно-сухого состояния, просеивали через сита диаметром 3 и 5 мм. Фракцию почвенных агрегатов размером от 3 до 5 мм и массой 500 г помещали в пластиковые сосуды. Повторность 3-кратная.

Моделировали загрязнение почв медью концентрациями 100, 1000, 10000 мг/кг, что отражает весь диапазон концентраций меди в почвах в районе Урупского ГОКа. В почвах территории, прилегающей к хвостохранилищу Урупского ГОКа, нами зафиксировано содержание меди от 47 до 4230 мг/кг. По данным [6], в загрязненных медью почвах встречаются концентрации до 3500 мг/кг. Кроме того, моделирование загрязнения почвы такой высокой концентрацией меди, как 10 000 мг/кг, важно для прогнозирования возможных экологических последствий.

Медь в почву вносили в форме оксида (CuO). Использование оксидов при оценке экотоксичности тяжелых металлов позволяет избежать влияния на свойства почвы и биоту сопутствующих анионов, как в случаях использования солей металлов. Поскольку оксид меди является нерастворимым в воде соединением, для равномерного распределения его в почве использовали следующий способ. Из 500 г воздушно-сухой почвы брали около 10 г и тщательно перемешивали с ними навеску необходимой массы оксида меди путем растирания смеси в ступке. Затем смесь 10 г почвы и навески оксида меди смешивали с остальной почвой в сосуде и тщательно перемешивали. После этого почву увлажняли водой.

В течение 30 сут в сосудах с почвой поддерживали постоянную влажность 25% весовым методом и температуру 22 °С. Срок экспозиции 30 сут был выбран на том основании, что в этот период проявляется наибольшая токсичность меди, после чего наблюдается тенденция к восстановлению биологической активности почв [14, 15]. Через 30 сут почву извлекали из сосудов и определяли показатели биологической активности почвы.

Биологические показатели почв оценивали согласно общепринятым методам [15]. Общая численность бактерий в почве учитывалась с помощью прямой люминесцентной микроскопии по методике Д.Г. Звягинцева и П.А. Кожевина; активность каталазы определяли по методу А.Ш. Галстяна, оценивая объем кислорода, высвободившегося после добавления H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> к исследуемой почве; активность дегидрогеназ определяли методом восстановления индикаторов с низким редокс-потенциалом по типу метиленовой сини, а именно превращение хлорида трифенилтетразолия в трифенилформазан; обилие бактерий рода

*Azotobacter* учитывали методом комочков обрастания на среде Эшби; целлюлолитическую активность почвы оценивали путем сравнения массы разложившегося хлопчатобумажного полотна в вариантах опыта с загрязненной почвой с массой разложившегося полотна в контроле с незагрязненной почвой (100%); оценку фитотоксических свойств почвы проводили по интенсивности начального роста проростков редиса (длина корней).

Использованные биологические показатели состояния почв отличаются высокой чувствительностью и информативностью (тесной корреляцией между показателем и содержанием в почве загрязняющего вещества) [15, 16].

Затем по микробиологическим, биохимическим и фитотоксическим параметрам рассчитывали интегральный показатель биологического состояния (ИПБС) почвы по следующей формуле:

$$\text{ИПБС} = \frac{(V_1 + V_2 + V_3 + \dots + V_n)}{N}, \quad (1)$$

где  $V_1, V_2, V_3, V_n$  — процентное значение для каждого биологического параметра от контроля (100%);  $N$  — число показателей. Данный показатель позволяет оценить общее экологическое состояние почв, поскольку включает в себя набор показателей, отражающих протекание в почве наиболее важных биологических процессов, определяющих ее экологические и сельскохозяйственные функции [15].

### **Полученные результаты и их обсуждение**

Было установлено, что загрязнение исследованных почв медью приводит к снижению биологических показателей (табл. 2). Негативное влияние меди на свойства почв зафиксированы и в других исследованиях. Увеличение концентрации Cu в почве неблагоприятно

Таблица 2

**Изменение биологических показателей почв при загрязнении медью**  
**Changes in biological indicators of soils with copper contamination**

Наименования почвы	Концентрация загрязняющего вещества, мг/кг				НСП05
	незагрязнен- ная почва	100	1000	10 000	
<b>Общая численность бактерий, млрд/г</b>					
Горно-луговая черноземовидная	4,6	3,6	3,2	3,2	0,5
Бурая лесная слабоненасыщенная	3,9	3,4	2,1	0,9	0,4
Чернозем выщелоченный (горный)	4,5	4,1	4,0	2,6	0,7
Дерново-карбонатная	4,4	4,2	3,0	2,0	0,4
<b>Активность каталазы (мл O<sub>2</sub>/г/мин)</b>					
Горно-луговая черноземовидная	7,0	6,6	6,4	5,8	0,5
Бурая лесная слабоненасыщенная	2,5	2,4	2,3	2,0	0,2
Чернозем выщелоченный (горный)	6,6	5,6	5,4	4,8	0,4
Дерново-карбонатная	5,2	4,9	4,3	2,8	0,3
<b>Активность дегидрогеназы (мг ТФФ/г/24ч)</b>					
Горно-луговая черноземовидная	9,8	8,9	4,3	1,5	0,8
Бурая лесная слабоненасыщенная	5,5	5,2	4,2	3,5	0,6
Чернозем выщелоченный (горный)	15,9	13,8	10,1	7,7	1,6
Дерново-карбонатная	12,7	10,2	8,8	7,5	1,3
<b>Целлюлолитическая активность, % от контроля</b>					
Горно-луговая черноземовидная	100	89	66	59	10
Бурая лесная слабоненасыщенная	100	89	54	46	11
Чернозем выщелоченный (горный)	100	103	96	82	15
Дерново-карбонатная	100	97	77	65	11
<b>Обилие бактерий рода Azotobacter, % комочков обрастания</b>					
Горно-луговая черноземовидная	100	84	65	44	10
Бурая лесная слабоненасыщенная	100	97	59	30	10
Чернозем выщелоченный (горный)	100	100	100	100	14
Дерново-карбонатная	100	95	86	69	11
<b>Длина корней редиса (фитотоксичность), % от контроля</b>					
Горно-луговая черноземовидная	100	86	79	16	12
Бурая лесная слабоненасыщенная	100	97	86	75	9
Чернозем выщелоченный (горный)	100	98	89	88	9
Дерново-карбонатная	100	99	92	79	16
<b>ИПБС</b>					
Горно-луговая черноземовидная	100	87	69	48	
Бурая лесная слабоненасыщенная	100	93	70	53	
Чернозем выщелоченный (горный)	100	94	87	75	
Дерново-карбонатная	100	93	79	62	

сказывается на росте самих растений [17, 18] и проходящих в них физиологических и биохимических процессах [19, 20]. Также отмечено отрицательное влияние на микробное сообщество [21, 22].

Только в одном случае был отмечен эффект гормезиса (стимулирования биологических процессов) — в варианте с 1 ПДК на черноземе выщелоченном для целлюлозолитической активности (статистически недостоверный).

По устойчивости к загрязнению Cu почвы, залегающие вблизи медедобывающего предприятия «Урупский ГОК», образуют следующий ряд (в скобках представлены значения ИПБС, усредненные по трем дозам Cu): чернозем выщелоченный (*voronic chernozems rachic*) (85) > дерново-карбонатная почва (*rendzic leptosols eutric*) (78) > бурая лесная слабонасыщенная (*haplic cambisols eutric*) (72) ≥ горно-луговая черноземовидная (*mollic leptosols eutric*) (68). Чем меньше снижаются значения ИПБС почв относительно контроля (100%), тем устойчивее почва к загрязнению медью.

Полученный ряд устойчивости почв к загрязнению медью подтверждает тот факт, что устойчивость почв зависит от их эколого-генетических характеристик, влияющих на подвижность поллютанта в почве, прежде всего от таких свойств, как гранулометрический состав, щелочно-кислотные условия и содержание органического вещества (см. табл. 1). Медь имеет высокое сродство к глинистым минералам и органическим веществам почвы [23], что снижает ее подвижность.

Чернозем проявил себя как наиболее устойчивая почва к загрязнению медью. Для него характерны близкая к нейтральной реакция среды и тяжелый гранулометрический состав. Это способствует закреплению меди в почве.

Меньшая устойчивость при загрязнении медью была выявлена у дерново-

карбонатной и бурой лесной слабонасыщенной почв.

Наименьшую устойчивость к загрязнению медью показала горно-луговая черноземовидная почва, что обусловлено наиболее легким гранулометрическим составом среди исследованных почв. Этот фактор не компенсируется даже относительно высоким содержанием органического вещества и реакцией среды, близкой к нейтральной. Ведущая роль гранулометрического состава почв в подвижности тяжелых металлов была показана ранее [24, 25].

Проведенное исследование позволило рассчитать региональные экологически безопасные концентрации валовой меди в почвах вблизи медедобывающего предприятия. В предыдущих исследованиях [15] было установлено, что нарушение экологических функций почвы происходит в определенной очередности. По мере увеличения концентрации загрязняющего почву химического вещества срыв выполняемых ею экосистемных функций происходит в следующей последовательности: информационные → биохимические, физико-химические, химические и целостные → физические.

Классификация экосистемных функций почв дана по [26]. В качестве критерия степени нарушения экологических функций целесообразно использовать ИПБС почвы. Если значения ИПБС уменьшаются менее чем на 5%, то почва выполняет экологические функции нормально, при снижении значений ИПБС на 5 — 10% происходит нарушение информационных экوفункций, на 10 — 25% — биохимических, физико-химических, химических и целостных, более чем на 25% — физических [15].

По результатам настоящего исследования были определены уравнения регрессии, отражающие зависимость снижения ИПБС от содержания в почве

Таблица 3

**Уравнения регрессии, описывающие снижение значений ИПБС от содержания меди в почве**  
**Regression equations describing the decrease in IIBS values from the content of copper in the soil**

Тип почвы	Уравнения регрессии
Чернозем выщелоченный (горный) / Luvic Chernozems (Pachic)	$y = -4,711\ln(x) + 118,63$
Дерново-карбонатная / Rendzic Leptosols (Eutric)	$y = -6,84\ln(x) + 125,5$
Бурая лесная слабонасыщенная / Haplic Cambisols (Eutric)	$y = -9,102\ln(x) + 127,43$
Горно-луговая черноземовидная / Mollic Leptosols (Eutric)	$y = -9,353\ln(x) + 133,88$

Таблица 4

**Экологические нормативы содержания Cu для почв вблизи медедобывающего предприятия «Урупский ГОК»**  
**Environmental standards of Cu content for soils near the copper mining enterprise Urup Mining and Processing Plant**

Почвы	Незагрязненные	Слабо-загрязненные	Средне-загрязненные	Сильно-загрязненные
Степень снижения ИПБС почвы, %	< 5	5 – 10	10 – 25	> 25
Нарушаемые экосистемные функции	–	информационные	химические, физико-химические, биохимические; целостные	физические
Почва / WRB	Содержание меди в почве, мг/кг			
Чернозем выщелоченный (горный) / Luvic chernozems pachic	< 65	65 – 150	150 – 450	> 450
Дерново-карбонатная / rendzic leptosols eutric	< 65	65 – 120	120 – 350	> 350
Бурая лесная слабонасыщенная / haplic cambisols eutric	< 65	65 – 110	110 – 300	> 300
Горно-луговая черноземовидная / mollic leptosols eutric	< 70	70 – 100	100 – 400	> 400

меди (табл. 3). По этим уравнениям были рассчитаны концентрации меди, при которых происходит нарушение тех или иных групп экологических функций почвы (табл. 4).

Из табл. 2 следует, что если, например, в черноземе выщелоченном (haplic chernozems pachic) содержание Cu не превышает 65 мг/кг, то почва функционирует нормально.

При содержании в черноземе выщелоченном Cu от 65 до 150 мг/кг нарушаются информационные экологические функции почвы. При содержании в черноземе выщелоченном от 150 до 450 мг/кг кроме информационных экотипов, нарушаются химические, физико-химические, биохимические функции, а главное, целостные функции почв, определяющие плодородие почвы. Полное на-

рушение всех экологических функций чернозема выщелоченного, включая физические, произойдет при содержании в нем меди более 450 мг/кг.

В качестве экологически безопасных концентраций меди в почвах следует принимать концентрацию меди, не вызывающую нарушения химических, физико-химических, биохимических и целостных функций почвы, определяющих ее важнейшие свойства, в том числе плодородие [15]. Соответственно, для чернозема выщелоченного (haplic chernozems pachic) экологически безопасная концентрация валовой меди составляет 150 мг/кг.

В настоящее время в Российской Федерации для почв населенных мест и сельскохозяйственных угодий ОДК валовой меди в почвах близких к нейтральным и нейтральным, суглинистым и глинистым составляет 132 мг/кг [Постановление Главного государственного санитарного врача РФ от 28 января 2021 г. № 2 «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» <https://base.garant.ru/400274954/>. (ПДК валовой меди в почве не разработаны.)

Все исследованные в работе почвы относятся к указанной группе почв. Как видно при сравнении, предложенные экологически безопасные концентрации валовой (общей) меди выше, чем ОДК, для черноземов и ниже для дерново-карбонатных, бурых лесных и горно-луговых почв, что объясняется различиями свойств этих почв, определяющих их буферность к загрязнению медью. Применение экологических нормативов для каждой отдельной почвы, по сравнению с одной ОДК, будет способствовать более рациональному использованию территории вокруг Урупского ГОКа.

## Выводы

1. Получен ряд устойчивости к загрязнению медью почв, распространенных вблизи медедобывающего предприятия «Урупский ГОК»:

чернозем выщелоченный (vornic chernozems pachic) (85) > дерново-карбонатная почва (rendzic leptosols eutric) (78) > бурая лесная слабонасыщенная (haplic cambisols eutric) (72) ≥ горно-луговая черноземовидная (mollic leptosols eutric) (68).

Устойчивость почв зависит от эколого-генетических свойств почвы, определяющих подвижность в них меди, прежде всего от гранулометрического состава, а также реакции почвенной среды и содержания органического вещества.

2. Установлены экологически безопасные концентрации валовой (общей) меди в почвах, залегающих вблизи медедобывающего предприятия «Урупский ГОК»:

для черноземов выщелоченных (vornic chernozems pachic) — 150 мг/кг; для дерново-карбонатных (rendzic leptosols eutric) почв — 120 мг/кг; для бурых лесных слабонасыщенных (haplic cambisols eutric) — 110 мг/кг; для горно-луговых черноземовидных (mollic leptosols eutric) — 100 мг/кг.

3. Предложенные экологические нормативы могут быть использованы для оценки и нормирования загрязнения естественных экосистем. Территория их применения — весь ареал распространения почвы, для которой разработан норматив, за исключением земель сельскохозяйственного назначения и селитебных территорий, на которых действует ОДК меди.

Применение экологических нормативов для каждой отдельной почвы, по сравнению с одной ОДК, будет способствовать более рациональному использованию территории вокруг Урупского ГОКа.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алборов И. Д., Бурдзиева О. Г., Тедеева Ф. Г., Гегелашвили М. В. Экологическая напряженность в зонах добычи цветных металлов на Северном Кавказе // Горный информационно-аналитический бюллетень. — 2020. — № 11-1. — С. 18–31. DOI: 10.25018/0236-1493-2020-111-0-18-31.
2. Mihaljevič M., Baieta R., Ettler V., Vaněk A., Křibek B., Penížek V., Drahot a P., Trubač J., Sracek O., Chrastný V., Mařani B. S. Tracing the metal dynamics in semi-arid soils near mine tailings using stable Cu and Pb isotopes // *Chemical Geology*. 2019, vol. 515, pp. 61–76. DOI: 10.1016/j.chemgeo.2019.03.026.
3. Dulya O. V., Bergman I. E., Kukarskih V. V., Vorobeichik E. L., Smirnov G. Y., Mikryukov V. S. Pollution-induced slowdown of coarse woody debris decomposition differs between two coniferous tree species // *Forest Ecology and Management*. 2019, vol. 448, pp. 312–320. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.06.026.
4. Антонинова Н. Ю., Собенин А. В., Шубина Л. А. Оценка возможности использования промышленных отходов при формировании геохимических барьеров // Горный информационно-аналитический бюллетень. — 2020. — № 12. — С. 78–88. DOI: 10.25018/0236-1493-2020-12-0-78-88.
5. Салпагарова С. И., Салпагарова З. И. Воздействие Урупского горнообогатительного комбината на окружающую среду // *Известия Дагестанского государственного педагогического университета. Естественные и точные науки*. — 2018. — Т. 12. — № 1. — С. 88–93.
6. Kabata-Pendias A., Pendias H. Trace elements in soils and plants. CRC. Taylor & Francis Group, Boca Raton, 2011.
7. Дьяченко В. В., Матасова И. Ю. Региональные кларки химических элементов в почвах Европейской части юга России // *Почвоведение*. — 2016. — № 10. — С. 1159–1166. DOI: 10.1134/S1064229316100069.
8. Antoniadis V., Shaheen S., Levizou E., Shahid M., Niazi N., Vithanage M., Ok Y., Bolan N., Rinklebe J. A critical prospective analysis of the potential toxicity of trace element regulation limits in soils worldwide: are they protective concerning health risk assessment? A review // *Environment International*. 2019, vol. 127, pp. 819–847. DOI: 10.1016/j.envint.2019.03.039.
9. Неаман А., Яньез К. Фиторемедиация почв, загрязненных выбросами медеплавильного производства в Чили. Результаты десятилетних исследований // *Почвоведение*. — 2021. — № 12. — С. 1564–1572. DOI: 10.1134/S1064229321120085.
10. Kolesnikov S., Timoshenko A., Minnikova T., Tsepina N., Kazeev K., Akimenko Y., Zhadobin A., Shuvaeva V., Rajput V. D., Mandzhieva S., Sushkova S., Minkina T., Dudnikova T., Mazarji M., Alamri S., Siddiqui M. H., Kumar Singh R. Impact of metal-based nanoparticles on cambisols microbial functionality, enzyme activity and plant growth // *Plants*. 2021, vol. 10, no. 10, article 2080. DOI: 10.3390/plants10102080.
11. Яковлев А. С., Евдокимова М. В. Подходы к нормированию загрязнения почв в России и зарубежных странах // *Почвоведение*. — 2022. — № 5. — С. 631–641. DOI: 10.31857/S0032180X22050136.
12. Araújo E., Strawn D. G., Morra M., Moore A., Ferracciú Alleoni L. R. Association between extracted copper and dissolved organic matter in dairy-manure amended soils // *Environmental Pollution*. 2019, vol. 246, pp. 1020–1026. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.12.070.
13. Ju W., Liu L., Fang L., Cui Y., Duan C., Wu H. Impact of co-inoculation with plant-growth-promoting rhizobacteria and rhizobium on the biochemical responses of alfalfa-soil system in copper contaminated soil // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2019, vol. 167, pp. 218–226. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2018.10.016.
14. Колесников С. И., Тимошенко А. Н., Казеев К. Ш., Акименко Ю. В., Мясникова М. А. Оценка экотоксичности наночастиц меди, никеля и цинка по биологическим показателям чернозема // *Почвоведение*. — 2019. — № 8. — С. 986–992. DOI: 10.1134/S106422931908009X.

Литературу с п. 15 по п. 21 смотри в REFERENCES.

22. Фокина А. И., Ашихмина Т. Я., Домрачева Л. И., Горностаева Е. А., Огородникова С. Ю. Тяжелые металлы как фактор изменения метаболизма у микроорганизмов (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. — 2015. — № 2. — С. 5–17.

23. Fernández-Calviño D., Nóvoa-Muñoz J. C., López-Periago E., Arias-Estévez M. Changes in copper content and distribution in young, old and abandoned vineyard acid soils due to land use changes // Land Degradation and Development. 2008, vol. 19, pp. 165–177. DOI: 10.1111/j.1398-9995.2007.01620.

24. Шейн Е. В. Гранулометрический состав почв: проблемы методов исследования, интерпретации результатов и классификаций // Почвоведение. — 2009. — № 3. — С. 309–317.

25. Minkina T. M., Motuzova G. V., Mandzhieva S. S., Nazarenko O. G. Ecological resistance of the soil-plant system to contamination by heavy metals // Journal of Geochemical Exploration. 2012, vol. 123, pp. 33–40.

26. Добровольский Г. В., Никитин Е. Д. Функции почв в биосфере и экосистемах (экологическое значение почв). — М.: Наука, 1990. — 261 с. **ИЗДАТ**

## REFERENCES

1. Alborov I. D., Burdzieva O. G., Tedeeva F. G., Gegelashvili M. V. Ecological stress in nonferrous metal mining regions in the North Caucasus. *MIAB. Mining Inf. Anal. Bull.* 2020, no. 11-1, pp. 18–31. [In Russ]. DOI: 10.25018/0236-1493-2020-111-0-18-31.

2. Mihaljevič M., Baieta R., Ettler V., Vaněk A., Kříbek B., Penížek V., Drahotka P., Trubač J., Sracek O., Chrástný V., Mapani B. S. Tracing the metal dynamics in semi-arid soils near mine tailings using stable Cu and Pb isotopes. *Chemical Geology*. 2019, vol. 515, pp. 61–76. DOI: 10.1016/j.chemgeo.2019.03.026.

3. Dulya O. V., Bergman I. E., Kukarskih V. V., Vorobeichik E. L., Smirnov G. Y., Mikryukov V. S. Pollution-induced slowdown of coarse woody debris decomposition differs between two coniferous tree species. *Forest Ecology and Management*. 2019, vol. 448, pp. 312–320. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.06.026.

4. Antoninova N. Yu., Sobenin A. V., Shubina L. A. Assessment of usability of industrial waste in construction of geochemical barriers. *MIAB. Mining Inf. Anal. Bull.* 2020, no. 12, pp. 78–88. [In Russ]. DOI: 10.25018/0236-1493-2020-12-0-78-88.

5. Salpagarova S. I., Salpagarova Z. I. The Environmental Impacts of Urupsky Mining Complex. *Dagestan state pedagogical university journal. Natural and exact sciences*. 2018, vol. 12, no. 1, pp. 88–93. [In Russ].

6. Kabata-Pendias A., Pendias H. *Trace elements in soils and plants*. CRC. Taylor & Francis Group, Boca Raton, 2011.

7. D'yachenko V. V., Matasova I. Y. Regional clarkes of chemical elements in soils of southern European Russia. *Eurasian Soil Science*. 2016, no. 10, pp. 1159–1166. [In Russ]. DOI: 10.1134/S1064229316100069.

8. Antoniadis V., Shaheen S., Levizou E., Shahid M., Niazi N., Vithanage M., Ok Y., Bolan N., Rinklebe J. A critical prospective analysis of the potential toxicity of trace element regulation limits in soils worldwide: are they protective concerning health risk assessment? A review. *Environment International*. 2019, vol. 127, pp. 819–847. DOI: 10.1016/j.envint.2019.03.039.

9. Neaman A., Yáñez K. Phytoremediation of soils contaminated by copper smelting in Chile: Results of a decade of research. *Eurasian Soil Science*. 2021, no. 12. С. 1564–1572. [In Russ]. DOI: 10.1134/S1064229321120085.

10. Kolesnikov S., Timoshenko A., Minnikova T., Tsepina N., Kazeev K., Akimenko Y., Zhadobin A., Shuvaeva V., Rajput V. D., Mandzhieva S., Sushkova S., Minkina T., Dudnikova T., Mazarji M., Alamri S., Siddiqui M. H., Kumar Singh R. Impact of metal-based nano-

particles on cambisols microbial functionality, enzyme activity and plant growth. *Plants*. 2021, vol. 10, no. 10, article 2080. DOI: 10.3390/plants10102080.

11. Yakovlev A. S., Evdokimova M. V. Approaches to the regulation of soil pollution in Russia and foreign countries. *Eurasian Soil Science*. 2022, no. 5, pp. 631 – 641. [In Russ]. DOI: 10.31857/S0032180X22050136.

12. Araújo E., Strawn D. G., Morra M., Moore A., Ferracciú Alleoni L. R. Association between extracted copper and dissolved organic matter in dairy-manure amended soils. *Environmental Pollution*. 2019, vol. 246, pp. 1020 – 1026. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.12.070.

13. Ju W., Liu L., Fang L., Cui Y., Duan C., Wu H. Impact of co-inoculation with plant-growth-promoting rhizobacteria and rhizobium on the biochemical responses of alfalfa-soil system in copper contaminated soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2019, vol. 167, pp. 218 – 226. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2018.10.016.

14. Kolesnikov S. I., Kazeev K. Sh., Timoshenko A. N., Akimenko Yu. V., Myasnikova M. A. Ecotoxicity of copper, nickel, and zinc nanoparticles assessment on the basis of biological indicators of chernozems. *Eurasian Soil Science*. 2019, no. 8, pp. 986 – 992. [In Russ]. DOI: 10.1134/S106422931908009X.

15. Kolesnikov S. I., Kazeev K. Sh., Akimenko Yu. V. Development of regional standards for pollutants in the soil using biological parameters. *Environmental Monitoring And Assessment*. 2019, vol. 191, no. 9, pp. 544. DOI: 10.1007/s10661-019-7718-3.

16. Kolesnikov S., Minnikova T., Kazeev K., Akimenko Y., Evstegneeva N. Assessment of the ecotoxicity of pollution by potentially toxic elements by biological indicators of haplic chernozem of Southern Russia (Rostov region). *Water, Air, and Soil Pollution*. 2022, vol. 233, no. 1, pp. 18. DOI: 10.1007/s11270-021-05496-3.

17. Nazir F., Hussain A., Fariduddin Q. Hydrogen peroxide modulate photosynthesis and antioxidant systems in tomato (*Solanum lycopersicum* L.) plants under copper stress. *Chemosphere*. 2019, vol. 230, pp. 544 – 558. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.05.001.

18. Zeng Q., Ling Q., Wu J., Yang Z., Liu R., Qi Y. Excess copper-induced changes in antioxidative enzyme activity, mineral nutrient uptake and translocation in sugarcane seedlings. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 2019, vol. 103, no. 6, pp. 834 – 840. DOI: 10.1007/s00128-019-02735-6.

19. Shabbir Z., Sardar A., Shabbir A., Abbas G., Shamshad S., Khalid S., Ghulam Mur-taza N., Dumat C., Shahid M. Copper uptake, essentiality, toxicity, detoxification, and risk assessment in soil-plant environment. *Chemosphere*. 2020, vol. 259, article 127436. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.127436.

20. Saleem M. H., Kamran M., Zhou Y., Parveen A., Rehman M., Ahmar S., Liu L. Apprais-ing growth, oxidative stress and copper phytoextraction poten- tial of flax (*Linum usitatissimum* L.) grown in soil differentially spiked with copper. *Journal of Environmental Management*. 2020, vol. 257, article 109994. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.109994.

21. Guo Z., Megharaj M., Beer M., Ming H., Rahman M. M., Wu W., Naidu R. Heavy metal impact on bacterial biomass based on DNA analyses and uptake by wild plants in the abandoned copper mine soils. *Bioresource Technology*. 2009, vol. 100, no. 17, pp. 3831 – 3836. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.02.043.

22. Fokina A. I., Ashikhmina T. Ya., Domracheva L. I., Gornostaeva E. A., Ogorodniko-va S. Yu. Heavy Metals as a Factor of Microorganisms Metabolism Changes (Review). *Theoretical and applied ecology*. 2015, no. 2, pp. 5 – 17. [In Russ].

23. Fernández-Calviño D., Nóvoa-Muñoz J. C., López-Periago E., Arias-Estévez M. Chang-es in copper content and distribution in young, old and abandoned vineyardacid soils due to land use changes. *Land Degradation and Development*. 2008, vol. 19, pp. 165 – 177. DOI: 10.1111/j.1398-9995.2007.01620.

24. Shein E. V. Granulometric composition of soils: methods of laser diffractometry and sedimentometry, their comparison and use. *Eurasian Soil Science*. 2009, no. 3, pp. 309 – 317. [In Russ].

25. Minkina T. M., Motuzova G. V., Mandzhieva S. S., Nazarenko O. G. Ecological resistance of the soil-plant system to contamination by heavy metals. *Journal of Geochemical Exploration*. 2012, vol. 123, pp. 33 – 40.

26. Dobrovolskiy G. V., Nikitin E. D. *Funktsii pochv v biosfere i ekosistemakh (ekologicheskoe znachenie pochv)* [Functions of soils in the biosphere and ecosystems (ecological significance of soils)], Moscow, Nauka, 1990, 261 p.

### ИНФОРМАЦИЯ ОБ АВТОРАХ

Мощенко Дарья Ивановна<sup>1</sup> – аспирант,

e-mail: dimoshenko@sfedu.ru,

ORCID ID: 0000-0001-7536-1538,

Кузина Анна Андреевна<sup>1</sup> – канд. биол. наук,

старший научный сотрудник,

e-mail: nyuta\_1990@mail.ru,

ORCID ID: 0000-0001-8816-5288,

Колесников Сергей Ильич<sup>1</sup> – д-р с.-х. наук,

профессор, зав. кафедрой,

e-mail: kolesnikov@sfedu.ru,

ORCID ID: 0000-0001-5860-8420,

Казеев Камил Шигидуллович<sup>1</sup> – д-р геогр. наук,

профессор, e-mail: kamil\_kazeev@mail.ru,

ORCID ID: 0000-0002-0252-6212,

<sup>1</sup> Академия биологии

и биотехнологии им. Д.И. Ивановского,

Южный федеральный университет.

**Для контактов:** Кузина А.А., e-mail: nyuta\_1990@mail.ru.

### INFORMATION ABOUT THE AUTHORS

D.I. Moshchenko<sup>1</sup>, Graduate Student,

e-mail: dimoshenko@sfedu.ru,

ORCID ID: 0000-0001-7536-1538,

A.A. Kuzina<sup>1</sup>, Cand. Sci. (Biol.),

Senior Researcher,

e-mail: nyuta\_1990@mail.ru,

ORCID ID: 0000-0001-8816-5288,

S.I. Kolesnikov<sup>1</sup>, Dr. Sci. (Agric.),

Professor, Head of Chair,

e-mail: kolesnikov@sfedu.ru,

ORCID ID: 0000-0001-5860-8420,

K.Sh. Kazeev<sup>1</sup>, Dr. Sci. (Geogr.), Professor,

e-mail: kamil\_kazeev@mail.ru,

ORCID ID: 0000-0002-0252-6212,

<sup>1</sup> D.I. Ivanovsky Academy of Biology

and Biotechnology,

Southern Federal University,

344090, Rostov-on-Don, Russia.

**Corresponding author:** A.A. Kuzina, e-mail: nyuta\_1990@mail.ru.

Получена редакцией 06.05.2022; получена после рецензии 06.07.2023; принята к печати 10.10.2023.

Received by the editors 06.05.2022; received after the review 06.07.2023; accepted for printing 10.10.2023.