

**Оригинальная статья**

УДК 57.044

<https://doi.org/10.26907/2542-064X.2025.1.87-100>**Особенности транслокации меди и цинка в надземную и подземную части овса в условиях искусственно загрязненных почвогрунтов****А.С. Петухов** ✉, Т.А. Кремлева, Н.А. Хритохин, Г.А. Петухова*Тюменский государственный университет, г. Тюмень, Россия*✉ [a.s.petukhov@utmn.ru](mailto:a.s.petukhov@utmn.ru)**Аннотация**

Работа посвящена оценке особенностей транслокации меди (Cu) и цинка (Zn) в овес посевной из модельно загрязненной органогенной и минеральной почв при индивидуальном внесении металлов. Для этого использованы сульфаты металлов в количествах (в пересчете на металл) 0, 50, 100, 200, 500 мг/кг для Cu и 0, 100, 200, 500, 1000 мг/кг для Zn. Содержание металлов в надземной и подземной частях овса, а также кислоторастворимой и подвижной форм в почве определяли методами атомно-абсорбционной и атомно-эмиссионной спектроскопии. Установлено, что проращивание овса в загрязненной почве приводит к большему накоплению металлов в 1.5–70 раз относительно контрольных образцов. Миграция металлов более выражена в минеральной почве. Транслокация Zn в овес проявляется в большей степени по сравнению с Cu. Барьерная функция подземной части овса усиливается по мере роста степени загрязнения почвы. Внесение в минеральную почву 500 и 1000 мг/кг Zn приводит к утрате барьерной функции корней, при этом овес становится аккумулятором Zn. Корневая система овса является индикатором загрязнения почвы, а надземная часть – исключателем Cu и индикатором накопления Zn в органогенной почве.

**Ключевые слова:** тяжелые металлы, почва, транслокация, аккумуляция, медь, цинк, овес посевной.

**Для цитирования:** Петухов А.С., Кремлева Т.А., Хритохин Н.А., Петухова Г.А. Особенности транслокации меди и цинка в надземную и подземную части овса в условиях искусственно загрязненных почвогрунтов // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2025. Т. 167, кн. 1. С. 87–100. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2025.1.87-100>.

## Original article

<https://doi.org/10.26907/2542-064X.2025.1.87-100>

## Copper and zinc translocation to the above- and underground parts of cultivated oat in model polluted soils

A.S. Petukhov , T.A. Kremleva, N.A. Khritokhin, G.A. Petukhova

University of Tyumen, Tyumen, Russia

 [a.s.petukhov@utmn.ru](mailto:a.s.petukhov@utmn.ru)

### Abstract

The translocation of copper (Cu) and zinc (Zn) into cultivated oat from model polluted organogenic and mineral soils was examined, with each metal tested separately. The metals were mixed into the soil samples as sulfates at the following concentrations (on a metal basis): 0, 50, 100, 200, and 500 mg/kg for Cu; 0, 100, 200, 500, and 1000 mg/kg for Zn. Using atomic absorption and atomic emission spectroscopy, the contents of Cu and Zn in the above- and underground parts of oat plants were measured, along with the acid-soluble and mobile compounds of these heavy metals in the soil types studied. Oat plants that germinated in the polluted soils accumulated Cu and Zn at levels 1.5 to 70 times higher compared to the control ones. Both metals exhibited higher migration rates in mineral soil. The translocation of Zn was more pronounced than that of Cu. As the level of soil pollution increased, the barrier function of oat roots intensified. The addition of 500 and 1000 mg/kg Zn to mineral soil disrupted the barrier function of oat roots, causing the plant to behave as a Zn accumulator. Thus, oat roots serve as an indicator of soil pollution with Cu and Zn, and its aboveground biomass functions as a Cu excluder and an indicator of Zn accumulation in organogenic soil.

**Keywords:** heavy metals, soil, translocation, accumulation, copper, zinc, cultivated oat

**For citation:** Petukhov A.S., Kremleva T.A., Khritokhin N.A., Petukhova G.A. Copper and zinc translocation to the above- and underground parts of cultivated oat in model polluted soils. *Uchenye Zapiski Kazanskogo Universiteta. Seriya Estestvennye Nauki*, 2025, vol. 167, no. 1, pp. 87–100. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2025.1.87-100>. (In Russian)

### Введение

Загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами (ТМ) является актуальной экологической проблемой. Источники поступления ТМ связаны с основными направлениями хозяйственной деятельности, включая сельское хозяйство, металлургическую промышленность, транспорт, электроэнергетику [1]. В среднем около 11 % почв территории России имеет высокий уровень загрязнения ТМ [2]. Поступление ТМ в почву приводит к их накоплению растениями и передаче по пищевым цепочкам к человеку [3].

Медь (Cu) и цинк (Zn) являются одними из самых распространенных ТМ и жизненно важных микроэлементов для растений [3]. В то же время аккумуляция Cu и Zn приводит к снижению содержания пигментов, подавлению роста, развитию окислительных процессов, а также вытеснению других биогенных катионов из биомолекул [4, 5]. Содержание Cu и Zn

в почвах превышает ПДК в различных регионах России: г. Тюмени [6], Челябинской области [7], г. Перми [8], Башкортостане [9, 10].

Одним из наиболее экономически эффективных способов очистки почв от ТМ является фиторемедиация. Однако изучение механизмов транслокации всех ТМ из реальных образцов почвы является сложной многопараметрической задачей. Проведение модельных экспериментов с различной степенью загрязнения почвы металлами при их индивидуальном внесении позволяет изучить потенциал фиторемедиации различных травянистых растений. Согласно классификации А. Бэйкера растения подразделяют на аккумуляторы, исключатели и индикаторы содержания ТМ в почве [11].

Овес посевной (*Avena sativa* L., 1753) является одной из наиболее распространенных и хозяйственно важных сельскохозяйственных культур. Он обладает высокой всхожестью, а также активно используется как объект в биотестировании. Целью работы является оценка особенностей транслокации Cu и Zn в овес посевной (корневую и надземную части растения) из модельно загрязненных органогенной и минеральной почв при индивидуальном внесении различных концентраций металлов.

### 1. Материал и методы исследования

Исследование проводили с использованием семян овса посевного (*Avena sativa*), которые проращивали в органогенной (торфосодержащая грунтовая смесь) и минеральной (речной песок) почвах с различным уровнем загрязнения Cu и Zn. Некоторые агрохимические характеристики исходных почв приведены в табл. 1. Выбор грунтов обусловлен различным содержанием органического вещества, а, следовательно, и различными механизмами миграции и сорбции металлов в почве.

**Табл. 1.** Характеристики исходных почв в модельном эксперименте

**Table 1.** Initial soil characteristics in the model experiment

Тип почвы	pH	Гумус, %	K <sub>2</sub> O, мг/кг	N(NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ), мг/кг	N(NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ), мг/кг	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , мг/кг
Органогенная	6.6 ± 0.2	16.80 ± 0.05	108 ± 16	14 ± 5	78 ± 22	236 ± 48
Минеральная	7.9 ± 0.2	0.25 ± 0.06	241 ± 36	29 ± 14	18 ± 9	89 ± 18

Металлы вносили непосредственно перед началом вегетационного эксперимента в виде сульфатов CuSO<sub>4</sub>·5H<sub>2</sub>O и ZnSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O в количествах (в пересчете на металл) 0, 50, 100, 200, 500 мг/кг для Cu и 0, 100, 200, 500, 1000 мг/кг для Zn. Выбор металлов и вносимых концентраций обусловлен их широким распространением в почвах России в диапазоне этих содержаний [5–8].

Каждый эксперимент состоял из 10 параллельных опытов (вегетационных сосудов) по 30 семян. Эксперимент проводили в течение 14 сут, растения находились в условиях равной температуры, увлажненности и инсоляции. Продолжительность вегетации обусловлена получением максимальной биомассы в условиях лабораторного эксперимента согласно ГОСТ Р ИСО 22030-2009 [12].

В пробах почв определяли содержание кислоторастворимой и подвижной форм металлов с помощью экстракции 5 М HNO<sub>3</sub> [13] и ацетатно-аммонийным буфером pH = 4.8 [14] соответственно. Извлечение металлов из подземной и надземной частей овса посевного проводили 5 М HNO<sub>3</sub>. Пробоподготовку проводили в двух параллельных опытах. Содерж-

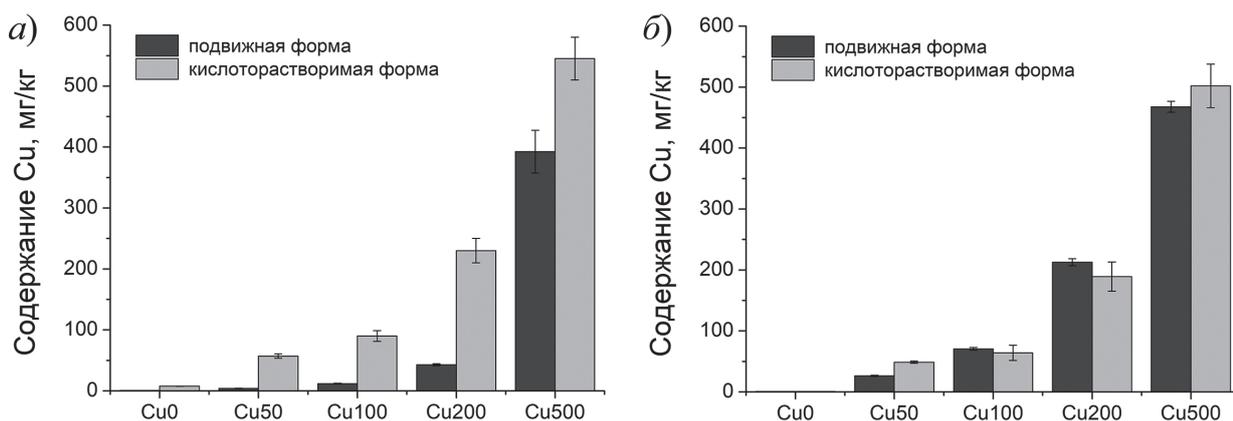
жание металлов определяли методами атомно-абсорбционной и атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно-связанной плазмой с использованием спектрометров ContrAA 700 (Analytik Jena GmbH, Германия) и PlasmaQuant PQ 9000 (Analytik Jena GmbH, Германия) соответственно на базе Центра коллективного пользования «Рациональное природопользование и физико-химические исследования» Тюменского государственного университета.

Подвижность металлов в почве определяли как отношение содержаний подвижной и кислоторастворимой форм. Акропетальный коэффициент рассчитывали как отношение содержания ТМ в подземной части овса к их содержанию в надземной части, а фактор био-концентрации – как отношение содержания металла в надземной части овса к содержанию кислоторастворимой формы в почве.

Статистическую обработку результатов проводили по стандартной методике с расчетом доверительного интервала при  $P = 0.95$  и коэффициента детерминации ( $R^2$ ) в программе Statistica 12.

## 2. Результаты и их обсуждение

Результаты определения содержания Cu в почве позволяют говорить об отсутствии металла в исходной органогенной ( $< 8$  мг/кг) и минеральной ( $< 1$  мг/кг) почвах (рис. 1). Подвижность Cu в органогенной почве составляет 7–72 % и возрастает по мере увеличения степени загрязнения. В минеральной почве подвижность Cu составляет минимум 54 %, а в целом ацетатно-аммонийный буфер и 5 М  $\text{HNO}_3$  характеризуются сопоставимой экстрагирующей способностью. Вероятно, это связано с низким содержанием в минеральной почве органического вещества, связывающего Cu в прочные хелатные комплексы. Кроме того, это обусловлено внесением металла в водорастворимой форме, что является моделированием аварийного поступления ТМ в окружающую среду. Приблизительно то же содержание меди было ранее зарегистрировано в почвах г. Перми (10–1309 мг/кг) и г. Витебска (7–135 мг/кг) [8, 15]. Подвижность Cu в почве из района горно-металлургического комбината в Армении составляет 11–17 % [16].

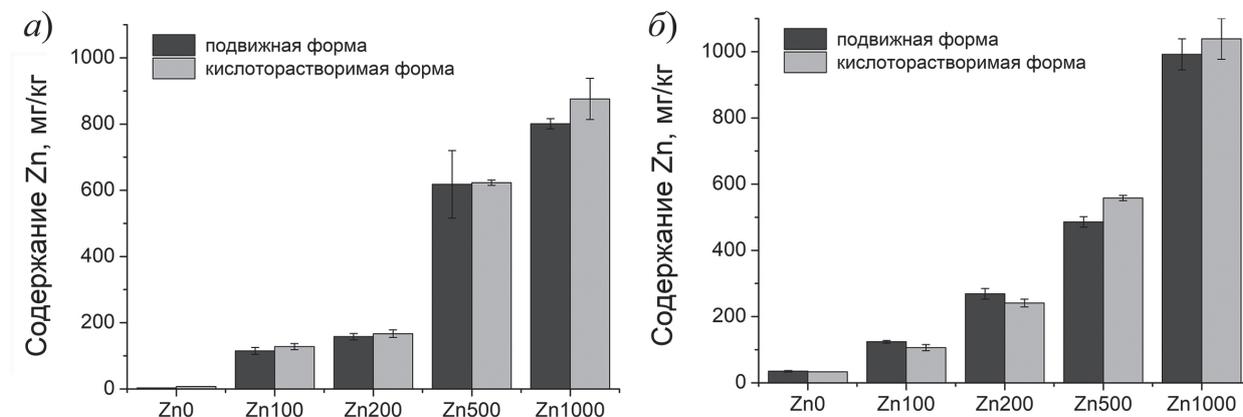


**Рис. 1.** Содержание Cu в органогенной (а) и минеральной (б) почвах после проращивания овса посевного. Планки погрешности обозначают доверительный интервал при  $p \leq 0.05$

**Fig. 1.** Cu content in organogenic (a) and mineral (b) soils following cultivated oat germination. Error bars represent the confidence intervals at  $p \leq 0.05$

Содержание Zn в исходных органогенной и минеральной почвах равно 7 и 33 мг/кг соответственно (рис. 2). Выявлена практически 100%-ная подвижность Zn как в органогенной, так и в минеральной почвах, что может быть обусловлено внесением Zn в виде водорас-

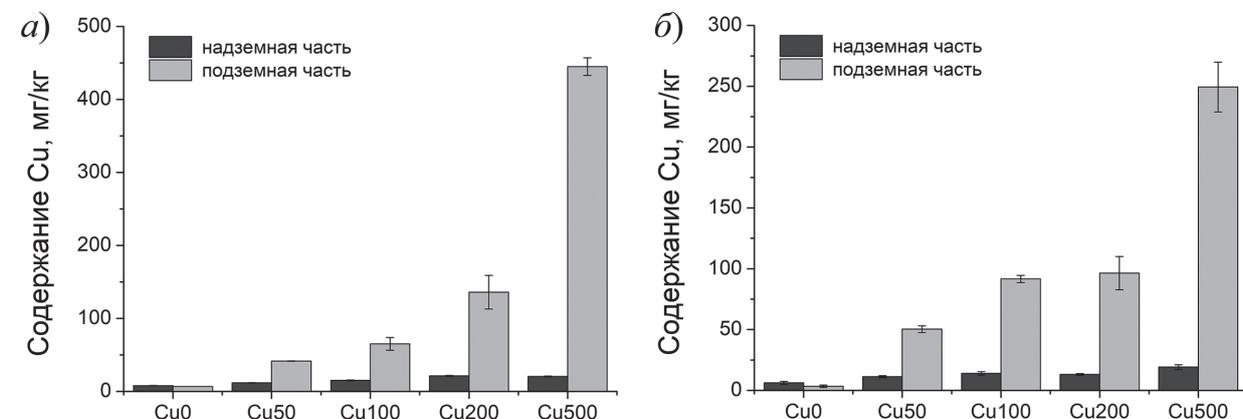
творимого сульфата и слабой комплексообразующей способностью Zn (например, по сравнению с Cu). Модельное загрязнение почвы Zn сопоставимо с содержанием Zn в почвах придорожной зоны в Московской области [17] и его концентрацией в почвах на территории бывших отработанных рудников в Башкортостане [9].



**Рис. 2.** Содержание Zn в органогенной (а) и минеральной (б) почвах после проращивания овса посевного

**Fig. 2.** Zn content in organogenic (a) and mineral (b) soils following cultivated oat germination

Проращивание овса посевного в загрязненной Cu почве приводит к аккумуляции металла в растении по сравнению с контролем (рис. 3). В условиях органогенной почвы относительная аккумуляция составляет 1.5–2.5 раза для надземной части и 6–66 раз для подземной части. В минеральной почве транслокация Cu более выражена: 1.8–3.1 раза для надземной части и 15–70 раз для подземной части. Большая транслокация Cu из минеральной почвы, вероятно, связана с более легким гранулометрическим составом и отсутствием хелатообразования с гумусовыми кислотами, как в случае органогенной почвы. Более выраженная миграция Cu в минеральной почве коррелирует с большей подвижностью Cu в почве (рис. 1). В предыдущих экспериментах при внесении 110 мг/кг Cu в почву ее содержание в надземной части овса составляло 10 мг/кг [18], что соответствует полученным нами результатам. Приблизительно в таких же концентрациях накапливается Cu в ячмене при проращивании его в урбанизированных г. Владикавказа [19]. Кроме того, установленное содержание Cu в овсе согласуется с аналогичными данными для полыни, произрастающей в Воронежской области [20].



**Рис. 3.** Содержание Cu в овсе посевном, выращенном в органогенной (а) и минеральной (б) почвах

**Fig. 3.** Cu content in cultivated oat grown in organogenic (a) and mineral (b) soils

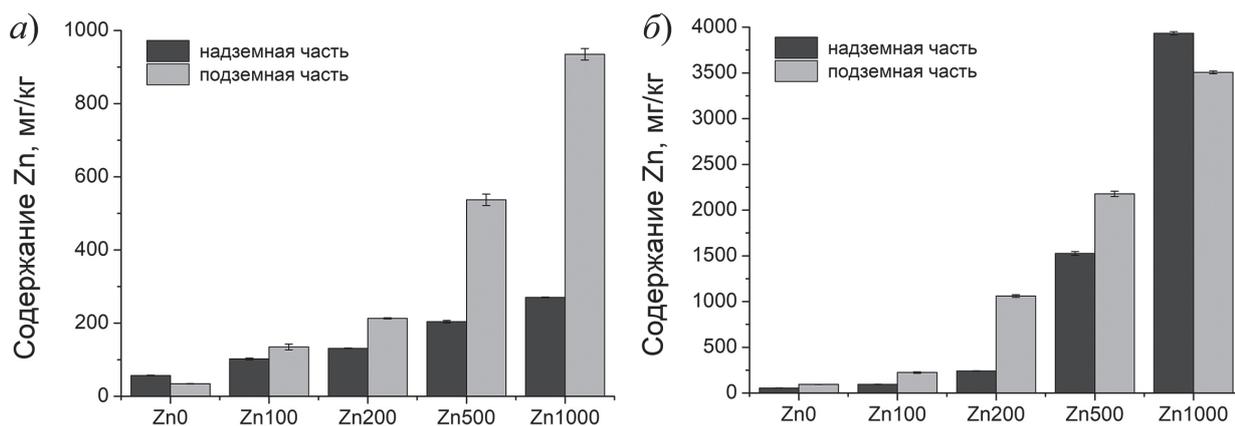
Значение акропетального коэффициента для растений, выращенных в почве, загрязненной Cu, больше единицы (табл. 2). Это свидетельствует о том, что подземная часть растений выполняет защитную функцию и задерживает в себе большую часть металлов. Барьерная функция корней усиливается по мере загрязнения почвы: распределение Cu между надземной и подземной частями становится все более неравномерным (отличие в 3–4 раза для низкого уровня загрязнения (Cu50) и 13–22 раза для высокого (Cu500)). Защитная функция корней сохраняется и в условиях облегченной транслокации в минеральной почве, однако в условиях высокого загрязнения миграция металла в надземную часть становится более выраженной по сравнению с органогенной почвой, что свидетельствует о пределе адаптации растений.

**Табл. 2.** Значение акропетального коэффициента для овса посевного, выращенного в загрязненной Cu почве

**Table 2.** Acropetal coefficient for cultivated oat grown in Cu-polluted soil

Уровень загрязнения	Органогенная почва	Минеральная почва
Cu0	0.86	0.55
Cu50	3.51	4.46
Cu100	4.26	6.55
Cu200	6.39	7.34
Cu500	21.7	13.0

Транслокация Zn в системе «почва – растение» более выражена, чем в случае загрязнения почвы Cu (рис. 4). В органогенной почве накопление Zn относительно контроля составляет 1.8–4.7 раза для надземной части и 4–27 раз для подземной части. Аккумуляция Zn в овсе из минеральной почвы проявляется в большей степени: 1.7–71 раз для надземной части и 2.4–37 раз для подземной части.



**Рис. 4.** Содержание Zn в овсе посевном, выращенном в загрязненных органогенной (а) и минеральной (б) почвах

**Fig. 4.** Zn content in cultivated oat grown in polluted organogenic (a) and mineral (b) soils

В ранее проведенном эксперименте при внесении в чернозем 100 мг/кг Cu и Zn (по отдельности) наблюдалась аккумуляция в ячмене до 10 раз и в 2.5–4 раза соответственно [21]. В работе [22] содержание Zn во всех пробах близко к максимально допустимому уровню для трав или превышает его. Это свидетельствует о том, что загрязнение почвы 100 мг/кг Zn

приводит к экологическому риску миграции Zn по пищевым цепочкам к животным. В другом исследовании при загрязнении почвы 170 мг/кг Zn содержание металла в надземной части овса после однолетнего эксперимента составило 443 мг/кг [23]. Содержание Zn в корнях ячменя при выращивании его в почвах г. Владикавказа достигало 1820 мг/кг [19], что сопоставимо с полученными нами данными для овса посевного. Накопление Zn надземной частью овса посевного соответствует содержанию Zn в овощах, выращенных в почве из района цинкоплавильного цеха [24] и горно-металлургического комбината [16].

Рассчитанные значения акропетального коэффициента указывают на то, что большая часть Zn задерживается корневой системой овса (табл. 3). Однако, в отличие от накопления Cu, распределение Zn в растении оказалось более равномерным. Максимальное значение акропетального коэффициента равно 4.39. Равномерное распределение Zn в растении может быть связано с менее затрудненной по сравнению с Cu транслокацией Zn и его миграцией внутри растения, а также с физиологической ролью Zn в растительном организме. Барьерная функция корней в эксперименте с органогенной почвой усиливается по мере роста степени загрязнения почвы. Но в условиях облегченной транслокации металлов в минеральной почве барьерная функция корней начинает утрачивать свое значение при внесении 500 и 1000 мг/кг Zn в почву. Подобный эффект наблюдается и при транслокации Cu, однако в случае Zn он оказался более выражен (значение акропетального коэффициента менее единицы в условиях высокого загрязнения Zn). Большая (по сравнению с Zn) склонность Cu к накоплению в подземной части овса посевного зарегистрирована в ранее проведенном исследовании [18], а также в работе [25] для лекарственных растений из района Среднеуральского медеплавильного завода.

**Табл. 3.** Значение акропетального коэффициента для овса посевного, выращенного в загрязненной Zn почве

**Table 3.** Acropetal coefficient for cultivated oat grown in Zn-polluted soil

Уровень загрязнения	Органогенная почва	Минеральная почва
Zn0	0.60	1.71
Zn100	1.33	2.37
Zn200	1.63	4.39
Zn500	2.63	1.43
Zn1000	3.46	0.89

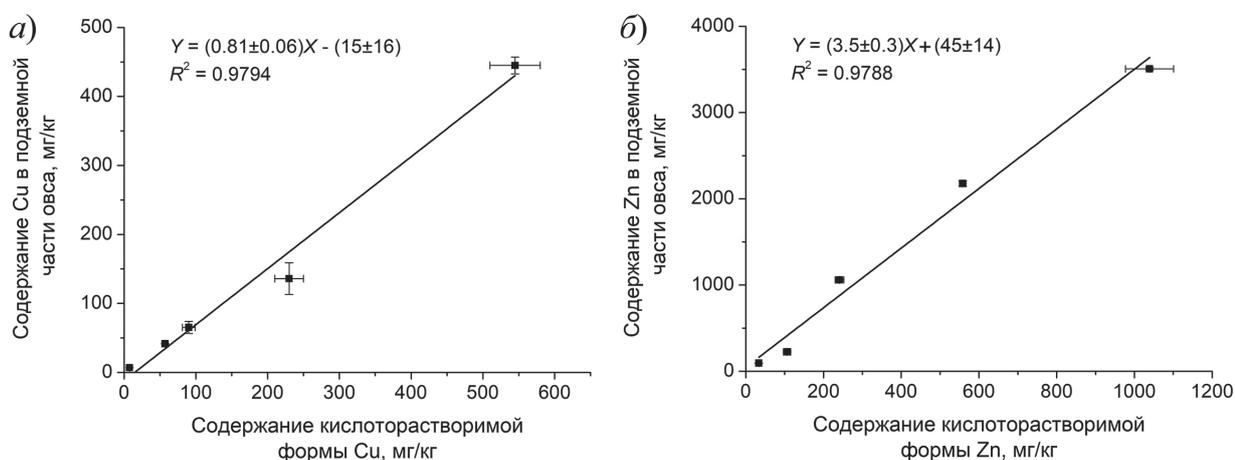
Значение фактора биоконцентрации уменьшается по мере роста степени загрязнения минеральной почвы Cu, а также органогенной почвы Cu и Zn (табл. 4). Это связано с активацией защитных систем растений в условиях загрязнения окружающей среды ТМ и исключением поступления металлов в побеги. Однако при внесении 500 мг/кг и 1000 мг/кг Zn в минеральную почву наблюдается увеличение значения фактора биоконцентрации по сравнению с контролем, что свидетельствует об истощении защитных механизмов овса и сопровождается интенсивным переносом Zn в зеленую часть растения. Значение фактора биоконцентрации в эксперименте с Zn выше по сравнению с таковым для Cu, что свидетельствует о большей склонности Zn к транслокации.

**Табл. 4.** Значение фактора биоконцентрации для овса посевного, выращенного в почве, загрязненной Cu и Zn

**Table 4.** Bioconcentration factor for cultivated oat grown in Cu- and Zn-polluted soils

Уровень загрязнения	Органогенная почва	Минеральная почва
Cu0	1.05	9.10
Cu50	0.21	0.23
Cu100	0.17	0.22
Cu200	0.09	0.07
Cu500	0.04	0.04
Zn0	7.76	1.64
Zn100	0.80	0.89
Zn200	0.78	1.00
Zn500	0.33	2.73
Zn1000	0.31	3.78

Регрессионный анализ полученных результатов позволил установить линейные зависимости между содержанием Cu и Zn в надземной и подземной частях овса посевного и содержанием подвижной и кислоторастворимой форм металлов в почве ( $R^2 = 0.33-0.98$ ). Более тесная линейная связь с содержанием металлов в почве (как органогенной, так и минеральной) наблюдается для подземной части ( $R^2 = 0.92-0.98$ ) (рис. 5). По классификации А. Бэйкера подземную часть овса посевного можно рассматривать как индикатор загрязнения почвы металлами.

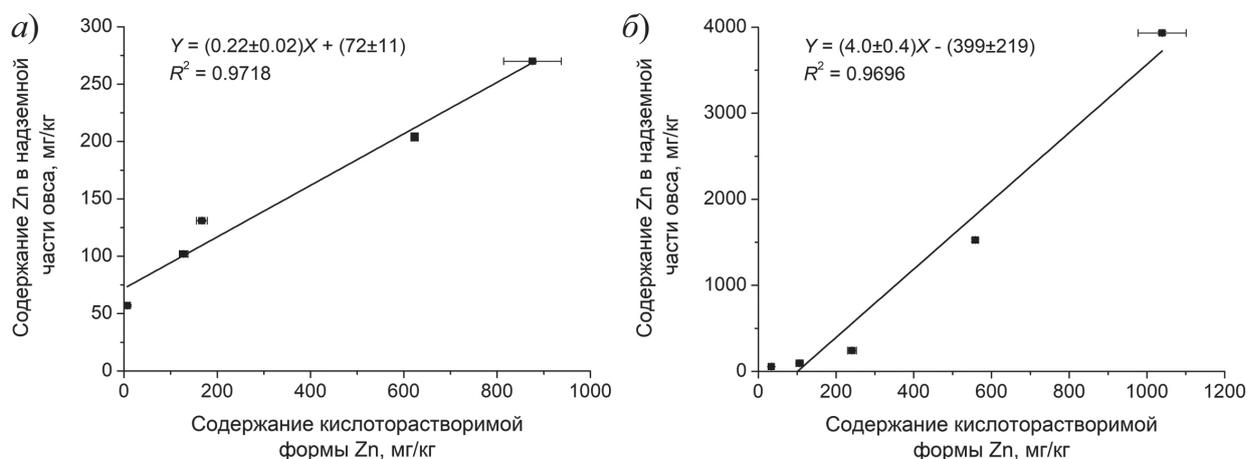


**Рис. 5.** Регрессионные зависимости между содержанием металлов в растении и почве: (а) Cu в подземной части овса и кислоторастворимая форма Cu в органогенной почве; (б) Zn в подземной части овса и кислоторастворимая форма Zn в минеральной почве

**Fig. 5.** Regression relationships between the metal contents in oat plants and soils: (a) Cu in oat roots and acid-soluble Cu in organogenic soil; (b) Zn in oat roots and acid-soluble Zn in mineral soil

В случае надземной части овса взаимосвязь содержания Zn в растении с его содержанием в органогенной почве наиболее удовлетворительно описывается линейной регрессией ( $R^2 = 0.98-0.99$ ), что свидетельствует о возможности применения овса как индикатора загрязнения среды Zn (рис. 6, а). Однако в эксперименте с минеральной почвой, несмотря на высокую степень линейной корреляции ( $R^2 = 0.98-0.99$ ), графическая зависимость более

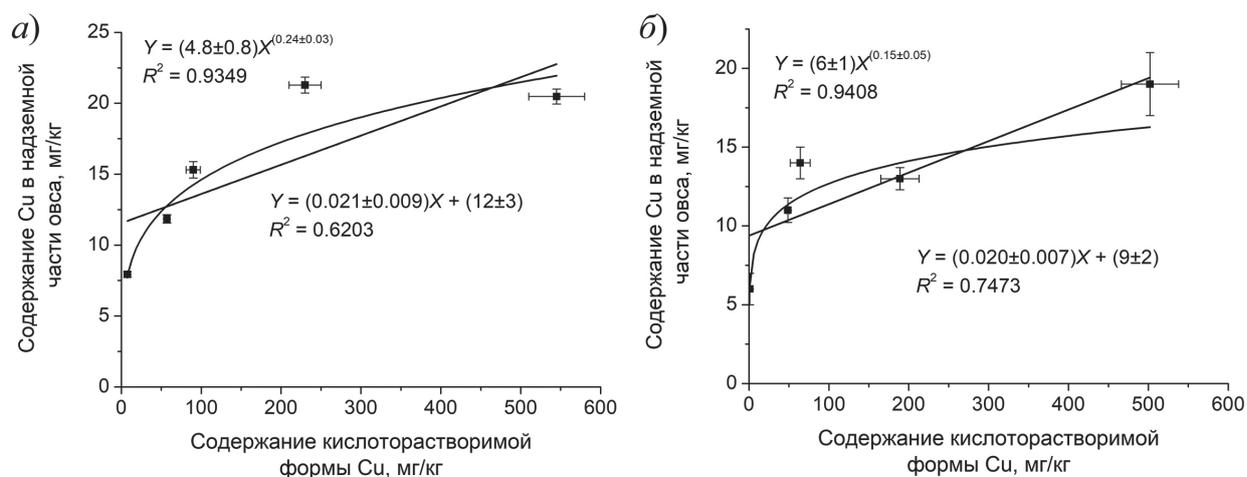
удовлетворительно описывается параболой, что позволяет рассматривать овес как исключитель Zn. Тем не менее овес утрачивает свою способность препятствовать аккумуляции Zn при содержании последнего в почве более 200 мг/кг (рис. 6, б).



**Рис. 6.** Регрессионная зависимость между содержанием Zn в надземной части овса и содержанием кислоторастворимой формы Zn в органогенной (а) и минеральной (б) почвах

**Fig. 6.** Regression relationship between Zn content in the aboveground part of oat plants and acid-soluble Zn content in organogenic (a) and mineral (b) soils

Графическая зависимость накопления Cu в надземной части от содержания в почве менее удовлетворительно описывается с помощью линейной регрессии в силу меньшей транзитивности Cu по сравнению с Zn (рис. 7). При включении в регрессионную модель точки Cu500 функция имеет логарифмический или показательный характер, что напоминает график для растения – аккумулятора ТМ. Однако в силу невысокой аккумуляции Cu в надземной части относительно контроля, овес можно классифицировать скорее как исключитель Cu, что подтверждается выходом графика на «плато» при внесении 500 мг/кг Cu. В случае исключения точки Cu500 из регрессионной модели для органогенной почвы получаемая зависимость имеет линейный характер. Это свидетельствует о том, что овес можно рассматривать как индикатор загрязнения почвы Cu при содержании металла менее 200 мг/кг почвы.



**Рис. 7.** Регрессионная зависимость между содержанием Cu в надземной части овса и содержанием кислоторастворимой формы Cu в органогенной (а) и минеральной (б) почвах

**Fig. 7.** Regression relationship between Cu content in the aboveground part of oat plants and acid-soluble Cu content in organogenic (a) and mineral (b) soils

Полученные регрессионные уравнения позволяют приблизительно оценивать и прогнозировать содержание металла в овсе или других злаковых сельскохозяйственных культурах по степени загрязнения почвы Cu и Zn. Угловой коэффициент линейной зависимости больше для подземной части, что указывает на ее более высокую аккумулирующую способность и чувствительность к загрязнению. Однако в условиях облегченной транслокации Zn в минеральной среде значение углового коэффициента практически не отличается для надземной и подземной частей овса.

Абсолютная степень извлечения металлов из почвы надземной частью проростков овса за двухнедельный вегетационный период составляет  $2 \times 10^{-3}$ –0.4 % для Cu и 0.04–1.1 % для Zn. Учет металлов, оставшихся в подземной части овса, увеличивает степень извлечения до 0.04–1.0 % для Cu и 0.27–2.2 % для Zn. Исходя из короткого периода вегетации, овес можно считать перспективным фитомелиорантом почв, загрязненных Cu и Zn в диапазоне внесенных концентраций.

### Заключение

Аккумуляция Cu и Zn овсом посевным после проращивания его в загрязненной почве значительно выше, чем в контрольных образцах, и более выражена для Zn. Подземная часть овса является индикатором загрязнения почвы Cu и Zn в условиях минеральной почвы, а надземная часть – только Zn в условиях органогенной почвы. Овес рекомендуется в качестве перспективного фитомелиоранта почв, загрязненных Cu в концентрации 50–500 мг/кг и Zn в концентрации 100–1000 мг/кг.

**Конфликт интересов.** Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

**Conflicts of Interest.** The authors declare no conflicts of interest.

### Литература

1. *Zwolak A., Sarzyńska E., Szpyrka E., Stawarczyk K.* Sources of soil pollution by heavy metals and their accumulation in vegetables: A review // *Water, Air, Soil Pollut.* 2019. V. 230, No 7. Art. 164. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4221-y>.
2. *Barsova N., Yakimenko O., Tolpeshta I., Motuzova G.* Current state and dynamics of heavy metal soil pollution in Russian Federation – a review // *Environ. Pollut.* 2019. V. 249. P. 200–207. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.020>.
3. *Rai P.K., Lee S.S., Zhang M., Tsang Y.F., Kim K.-H.* Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms and management // *Environ. Int.* 2019. V. 125. P. 365–385. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.067>.
4. *Tsonev T., Lidon F.J.C.* Zinc in plants – an overview // *Emirates J. Food Agric.* 2012. V. 24, No 4. P. 322–333.
5. *Rehman M., Liu L., Wang Q., Saleem M.H., Bashir S., Ullah S., Peng D.* Copper environmental toxicology, recent advances, and future outlook: A review // *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2019. V. 26, No 18. P. 18003–18016. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05073-6>.
6. *Konstantinova E., Minkina T., Sushkova S., Konstantinov A., Rajput V.D., Sherstnev A.* Urban soil geochemistry of an intensively developing Siberian city: A case study of Tyumen, Russia // *J. Environ. Manag.* 2019. V. 239. P. 366–378. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.095>.
7. *Семенова И.Н., Биктимерова Г.Я., Ильбулова Г.Р., Исанбаева Г.Т.* Содержание тяжелых металлов в почве окрестностей карьеров Челябинской области // *Современные проблемы науки и образования.* 2015. № 2, ч. 1. URL: <https://science-education.ru/ru/article/view?id=18973>.

8. *Vodyanitskii Yu.N., Savichev A.T.* Chapter V. Heavy metals contamination of soils in the Ural region, Russia // Dunn M. (Ed.) *Contaminated Soils: Sources, Properties and Impacts*. Ser.: Air, Water and Soil Pollution Science and Technology. Hauppauge, NY: Nova Sci. Publ., Inc., 2016. P. 121–140.
9. Газизова Л.Р., Янтурин С.И., Ягафарова Г.А. Тяжелые металлы в почвах на территории бывших отработанных рудников // Вестник ОГУ. 2009. № 6 (100). С. 552–553.
10. *Kuramshina N., Rebezov M., Kuramshin E., Krasnogorskaya N., Tretyak L., Somova Yu., Dolmatova I., Zaitseva T., Grigoryeva I., Bakirova L.* Heavy metals contamination of soil in urban areas of Southern Ural region of Russia // *Int. J. Eng. Technol.* 2018. V. 7, No 4.42. P. 14–18.
11. *Baker A.J.M.* Accumulators and excluders – strategies in the response of plants to heavy metals // *J. Plant Nutr.* 1981. V. 3, No 1–4. P. 643–654. <https://doi.org/10.1080/01904168109362867>.
12. ГОСТ Р ИСО 22030-2009. Качество почвы. Биологические методы. Хроническая фитотоксичность в отношении высших растений. М.: Стандартинформ, 2010. 16 с.
13. Руководящий документ РД 52.18.191-2018. Массовая доля кислоторастворимых форм металлов в пробах почв, грунтов и донных отложений. Методика измерений методом атомно-абсорбционной спектроскопии. Обнинск: Министерство природных ресурсов и экологии Российской Федерации, 2019. 35 с.
14. Руководящий документ РД 52.18.289-90. Методика выполнения измерений массовой доли подвижных форм металлов (меди, свинца, цинка, никеля, кадмия, кобальта, хрома, марганца) в пробах почвы атомно-абсорбционным анализом: М.: Государственный комитет СССР по гидрометеорологии, 1990. 30 с.
15. *Иванов В.С., Черкасова О.А.* Роль промышленных предприятий в формировании загрязнения почвенного покрова кобальтом, медью, свинцом // Вестник Витебского государственного медицинского университета. Гигиена и экология. 2011. Т. 10, Вып. 3. С. 143–150.
16. *Сукиасян А.Р., Джангирян Т.А., Унанян С.А., Киракосян А.А.* Транслокация тяжёлых металлов в растения из почв вблизи Алавердского горно-металлургического комбината // Теоретическая и прикладная экология. 2023. № 3. С. 120–128. <https://doi.org/10.25750/1995-4301-2023-3-120-128>.
17. *Леонидова Т.В., Сидоренкова Н.К., Блохина Н.В., Харитонов И.Д.* Содержание тяжелых металлов в придорожной зоне автомобильных трасс // Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований. 2019. № 1. С. 146–149. <https://doi.org/10.17513/mjpf.12657>.
18. *Петухов А.С., Хридохин Н.А., Петухова Г.А., Кремлева Т.А.* Транслокация Cu, Zn, Fe, Mn, Pb и Cd в ткани овса посевного (*Avena sativa*) // Вестник Воронежского государственного университета. Серия: Химия. Биология. Фармация. 2019. № 1. С. 65–72.
19. *Скугорева С.Г., Фокина А.И., Домрачева Л.И.* Токсичность тяжёлых металлов для растений ячменя, почвенной и ризосферной микрофлоры // Теоретическая и прикладная экология. 2016. № 2. С. 32–45.
20. *Дьякова Н.А.* Накопление тяжелых металлов и мышьяка лекарственным растительным сырьем полыни горькой // Изв. Саратов. ун-та. Нов. сер. Сер. Химия. Биология. Экология. 2020. Т. 20, Вып. 4. С. 359–367. <https://doi.org/10.18500/1816-9775-2020-20-4-445-453>
21. *Минкина Т.М., Мотузова Г.В., Назаренко О.Г., Крыщенко В.С., Самохин А.П., Манджиева С.С.* Накопление тяжелых металлов растениями ячменя на черноземе и каштановой почве // Агрохимия. 2009. № 10. С. 53–63.
22. Временный максимально-допустимый уровень (МДУ) содержания некоторых химических элементов и госсипола в кормах для сельскохозяйственных животных и кормовых добавках 123-4/281-8-87. М.: Государственный агропромышленный комитет СССР, Главное управление ветеринарии, 1987. 25 с.
23. *Елькина Г.Я.* Реакция растений на полиэлементное загрязнение подзолистых почв тяжелыми металлами // Агрохимия. 2017. № 7. С. 78–85. <https://doi.org/10.7868/S0002188117070110>.

24. Roy M., McDonald L.M. Metal uptake in plants and health risk assessments in metal-contaminated smelter soils // *Land Degrad. Dev.* 2015. V. 26, No 8. P. 785–792. <https://doi.org/10.1002/ldr.2237>.
25. Трубина М.Р., Воробейчик Е.Л. Содержание тяжелых металлов в лекарственных растениях в зоне аэротехногенного воздействия Среднеуральского медеплавильного завода // *Растительные ресурсы.* 2013. Т. 49, № 2. С. 203–222.

### References

1. Zwolak A., Sarzyńska E., Szpyrka E., Stawarczyk K. Sources of soil pollution by heavy metals and their accumulation in vegetables: A review. *Water, Air, Soil Pollut.*, 2019, vol. 230, no. 7, art. 164. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4221-y>.
2. Barsova N., Yakimenko O., Tolpeshta I., Motuzova G. Current state and dynamics of heavy metal soil pollution in Russian Federation – a review. *Environ. Pollut.*, 2019, vol. 249, pp. 200–207. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.020>.
3. Rai P.K., Lee S.S., Zhang M., Tsang Y.F., Kim K.-H. Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms and management. *Environ. Int.*, 2019, vol. 125, pp. 365–385. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.067>.
4. Tsonev T., Lidon F.J.C. Zinc in plants – an overview. *Emirates J. Food Agric.*, 2012, vol. 24, no. 4, pp. 322–333.
5. Rehman M., Liu L., Wang Q., Saleem M.H., Bashir S., Ullah S., Peng D. Copper environmental toxicology, recent advances, and future outlook: A review. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 2019, vol. 26, no. 18, pp. 18003–18016. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05073-6>.
6. Konstantinova E., Minkina T., Sushkova S., Konstantinov A., Rajput V.D., Sherstnev A. Urban soil geochemistry of an intensively developing Siberian city: A case study of Tyumen, Russia. *J. Environ. Manag.*, 2019, vol. 239, pp. 366–378. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.095>.
7. Semenova I.N., Biktimerova G.Ya., Il'bulova G.R., Isanbaeva G.T. Heavy metal content in soils surrounding quarries in the Chelyabinsk region. *Sovrem. Probl. Nauki Obraz.*, 2015, no. 2, pt. 1. URL: <https://science-education.ru/ru/article/view?id=18973>. (In Russian)
8. Vodyanitskii Yu.N., Savichev A.T. Chapter V. Heavy metals contamination of soils in the Ural region, Russia. In: Dunn M. (Ed.) *Contaminated Soils: Sources, Properties and Impacts*. Ser.: Air, Water and Soil Pollution Science and Technology. Hauppauge, NY, Nova Sci. Publ., Inc., 2016. pp. 121–140.
9. Gazizova L.R., Yanturin S.I., Yagafarova G.A. Heavy metals in soils of abandoned mines. *Vestn. OGU*, 2009, no. 6 (100), pp. 552–553. (In Russian)
10. Kuramshina N., Rebezov M., Kuramshin E., Krasnogorskaya N., Tretyak L., Somova Yu., Dolmatova I., Zaitseva T., Grigoryeva I., Bakirova L. Heavy metals contamination of soil in urban areas of Southern Ural region of Russia. *Int. J. Eng. Technol.*, 2018, vol. 7, no. 4.42, pp. 14–18.
11. Baker A.J.M. Accumulators and excluders – strategies in the response of plants to heavy metals. *J. Plant Nutr.*, 1981, vol. 3, nos. 1–4, pp. 643–654. <https://doi.org/10.1080/01904168109362867>.
12. State Standard R ISO 22030-2009. Soil quality. Biological methods. Chronic phytotoxicity for higher plants. Moscow, Standartinform, 2010. 16 p. (In Russian)
13. Guiding Document 52.18.191-2018. Mass fraction of acid-soluble forms of metals in soils, grounds, and bottom sediments. Measurements by atomic absorption spectrometry. Obninsk, Minist. Prir. Resur. Ekol. Ross. Fed., 2019. 35 p. (In Russian)
14. Guiding Document 52.18.289-90. Measuring the mass fraction of mobile forms of metals (copper, lead, zinc, nickel, cadmium, cobalt, chromium, manganese) in soil samples using atomic absorption analysis. Moscow, Gos. Kom. SSSR Gidrometeorol., 1990. 30 p. (In Russian)
15. Ivanov V.S., Cherkasova O.A. The role of industrial enterprises in polluting soil with cobalt, copper, and lead. *Vestn. Vitebsk. Gos. Med. Univ. Gig. Ekol.*, 2011, vol. 10, no. 3, pp. 143–150. (In Russian)

16. Sukiasyan A.R., Jhangiryan T.A., Hunanyan S.A., Kirakosyan A.A. Translocation of heavy metals into plants from the soil near the Alaverdi Copper Smelting Plant. *Teor. Prikl. Ekol.*, 2023, no. 3, pp. 120–128. <https://doi.org/10.25750/1995-4301-2023-3-120-128>. (In Russian)
17. Leonidova T.V., Sidorenkova N.K., Blokhina N.A., Kharitonov I.D. The content of heavy metals in roadside soils along highways. *Mezhdunar. Zh. Prikl. Fundam. Issled.*, 2019, no. 1, pp. 146–149. <https://doi.org/10.17513/mjpf.12657>. (In Russian)
18. Petukhov A.S., Khritokhin N.A., Petukhova G.A., Kremleva T.A. Translocation of Cu, Zn, Fe, Mn, Pb and Cd in the cultivated oat (*Avena sativa*). *Vestn. Voronezh. Gos. Univ. Ser.: Khim. Biol. Farm.*, 2019, no. 1, pp. 65–72. (In Russian)
19. Skugoreva S.G., Fokina A.I., Domracheva L.I. Heavy metal toxicity and barley plants, soil and rhizosphere microflora. *Teor. Prikl. Ekol.*, 2016, no. 2, pp. 32–45. (In Russian)
20. Dyakova N.A. Accumulation of heavy metals and arsenic in medicinal plant raw materials of common wormwood. *Izv. Sarat. Univ. Nov. Ser. Khim. Biol. Ekol.*, 2020, vol. 20, no. 4, pp. 359–367. <https://doi.org/10.18500/1816-9775-2020-20-4-445-453>. (In Russian)
21. Minkina T.M., Motuzova G.V., Nazarenko O.G., Kryshchenko V.S., Samokhin A.P., Mandzhieva S.S. Accumulation of heavy metals by barley plants in chernozem and chestnut soils. *Agrokimiya*, 2009, no. 10, pp. 53–63. (In Russian)
22. MPL 123-4/281-8-87. Temporary maximum permissible levels (MPL) of certain chemical elements and gossypol in farm animal feed and feed additives. Moscow, Gos. Agroprom. Kom. SSSR, Gl. Upr. Vet., 1987. 25 p. (In Russian)
23. El'kina G.Ya. Response of plants to multielement contamination of podzolic soils with heavy metals. *Agrokimiya*, 2017, no. 7, pp. 78–85. <https://doi.org/10.7868/S0002188117070110>. (In Russian)
24. Roy M., McDonald L.M. Metal uptake in plants and health risk assessments in metal-contaminated smelter soils. *Land Degrad. Dev.*, 2015, vol. 26, no. 8, pp. 785–792. <https://doi.org/10.1002/ldr.2237>.
25. Trubina M.R., Vorobeichik E.L. Heavy metal content in medicinal plants affected by aerotechnogenic pollution from the Middle Urals Copper Smelter. *Rastit. Resur.*, 2013, vol. 49, no. 2, pp. 203–222. (In Russian)

### Информация об авторах

**Александр Сергеевич Петухов**, кандидат химических наук, ассистент кафедры органической и экологической химии, Тюменский государственный университет

E-mail: [a.s.petukhov@utmn.ru](mailto:a.s.petukhov@utmn.ru)

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2906-174X>

**Татьяна Анатольевна Кремлева**, доктор химических наук, профессор кафедры органической и экологической химии, Тюменский государственный университет

E-mail: [t.a.kremleva@utmn.ru](mailto:t.a.kremleva@utmn.ru)

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9229-4912>

**Николай Александрович Хритохин**, кандидат химических наук, доцент, профессор кафедры неорганической и физической химии, Тюменский государственный университет

E-mail: [n.a.khritokhin@utmn.ru](mailto:n.a.khritokhin@utmn.ru)

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8157-8677>

**Галина Александровна Петухова**, доктор биологических наук, доцент, профессор кафедры экологии и генетики, Тюменский государственный университет

E-mail: [g.a.petukhova@utmn.ru](mailto:g.a.petukhova@utmn.ru)

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0580-2283>

**Author Information**

**Alexander S. Petukhov**, Cand. Sci. (Chemistry), Assistant Professor, Department of Organic and Ecological Chemistry, University of Tyumen

E-mail: [a.s.petukhov@utmn.ru](mailto:a.s.petukhov@utmn.ru)

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2906-174X>

**Tatyana A. Kremleva**, Dr. Sci. (Chemistry), Full Professor, Department of Organic and Ecological Chemistry, University of Tyumen

E-mail: [t.a.kremleva@utmn.ru](mailto:t.a.kremleva@utmn.ru)

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9229-4912>

**Nikolay A. Khritokhin**, Cand. Sci. (Chemistry), Professor, Department of Inorganic and Physical Chemistry, University of Tyumen

E-mail: [n.a.khritokhin@utmn.ru](mailto:n.a.khritokhin@utmn.ru)

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8157-8677>

**Galina A. Petukhova**, Dr. Sci. (Biology), Professor, Department of Ecology and Genetics, University of Tyumen

E-mail: [g.a.petukhova@utmn.ru](mailto:g.a.petukhova@utmn.ru)

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0580-2283>

Поступила в редакцию 28.04.2024

Принята к публикации 25.07.2024

Received April 28, 2024

Accepted July 25, 2024