

ОЦЕНКА ЭКОТОКСИЧНОСТИ ТАЛЛИЯ ПО БИОЛОГИЧЕСКИМ СВОЙСТВАМ ПОЧВ

© 2024 г. Н. А. Евстегнеева^{а, *}, С. И. Колесников^а, А. Н. Тимошенко^а,
Т. В. Минникова^а, Н. И. Цепина^а, К. Ш. Казеев^а

^аЮжный федеральный университет, Академия биологии и биотехнологий им. Д.И. Иванковского,
пр-т Стачки, 194/1, Ростов-на-Дону, 344090 Россия

*e-mail: Natalja.evstegneewa@yandex.ru

Поступила в редакцию 13.07.2023 г.

После доработки 12.08.2023 г.

Принята к публикации 20.09.2023 г.

В лабораторных модельных экспериментах дана оценка экотоксичности Тl по изменению микробиологических, биохимических и фитотоксических свойств почв Юга России: чернозема обыкновенного (Haplic Chernozem (Loamic)), серопесков (Eutric Arenosols) и бурой лесной слаборенасыщенной почвы (Eutric Cambisol), различающихся по гранулометрическому составу, рН и содержанию органического вещества. Как правило, наблюдалась прямая зависимость между концентрацией Тl и степенью ухудшения исследуемых свойств почвы. Нитрат Тl проявил более высокую экотоксичность, чем оксид. Наиболее сильное экотоксическое воздействие Тl проявилось на черноземе и серопесках через 10 сут после загрязнения, на бурой лесной почве — через 30 сут. На 90 сут наблюдалось восстановление биологических свойств почв. Наибольшую устойчивость к загрязнению Тl проявил чернозем обыкновенный, наименьшую — серопески. Полученные результаты свидетельствуют о высокой экотоксичности Тl.

Ключевые слова: загрязнение, тяжелые металлы, чернозем обыкновенный, бурая лесная почва, серопески, биотестирование, устойчивость, экологические функции почвы

DOI: 10.31857/S0032180X24030076, EDN: YIETLR

ВВЕДЕНИЕ

Таллий (Тl) — редкий, высокотоксичный, технофильный тяжелый металл. Масштабы и степень загрязнения почв таллием с каждым годом увеличиваются [6]. Если токсическое действие широкого ряда тяжелых металлов и металлоидов на состояние почв изучено многими авторами [11, 18, 33, 39, 52, 56], то экологические последствия загрязнения почв таллием, его влияние на биоту и биологические свойства почв исследованы недостаточно [2].

Таллий является следовым металлом с очень низким естественным содержанием в земной коре [24], его кларк составляет 0.7 мг/кг [3], в следовых количествах обычно рассеивается в природной среде в концентрациях 0.08–1.5 мг/кг в почве [43]. Несмотря на низкое содержание таллия в окружающей среде, он обладает чрезвычайно высокой биологической токсичностью. Даже самые минимальные концентрации таллия токсичны для живых организмов. Согласно исследованиям, острая и хроническая токсичность таллия выше, чем у других элементов, таких как свинец, кадмий, мышьяк

и ртуть [60]. Как и многие тяжелые металлы, таллий имеет тенденцию накапливаться в окружающей среде [35]. Из-за своей высокой токсичности таллий классифицируется как один из приоритетных загрязнителей в США, Китае и Канаде [26, 51, 58].

В связи с тем, что таллий является сопутствующим элементом в различных сульфидных и металлических рудах, основными источниками загрязнения почв таллием считаются отходы плавильных и горнодобывающих производств, а также угольные электростанции и цементная промышленность [21, 36, 59]. Кроме того, таллий используют в электронной, фармацевтической промышленности, производстве стекла и инфракрасных детекторов, а также в производстве сверхпроводящих материалов [44, 65].

Исследования таллия в основном сосредоточены на изучении его количественного содержания в почвах различных регионов, подвергшихся значительному загрязнению [20, 27, 53, 57]. Например, содержание таллия в почвах юга Западной Сибири в районе геохимической аномалии колеблется

в пределах 1.5–3.0 мг/кг [4]. В Китае диапазон обнаружения таллия в районах колчеданных месторождений составлял от 5 до 15 мг/кг, а около сульфидных отложений от 40 до 124 мг/кг [64]. Концентрации таллия в корейских почвах вблизи цементных заводов составляют почти 13 мг/кг, почвы вблизи шахт и плавильных заводов содержали относительно низкие концентрации таллия в диапазоне от 0.18 до 1.09 мг/кг [42]. Высокие концентрации таллия обнаружены в почве вблизи мусорной свалки в Польше – 78 мг/кг [61].

Подвижность и биодоступность таллия в почве зависит от многих факторов, таких как химическая форма элемента, минеральный состав почвы, гранулометрический состав и pH почвы, содержание и качество органического вещества почвы, биологическая активность почв [31, 32].

Оценка токсичности таллия для живых организмов должна основываться на оценке доступности таллия в окружающей среде, а не только на измерениях его общего содержания [66]. При оценке устойчивости почв к загрязнению таллием целесообразно использовать биологические индикаторы, как и в случае с другими химическими загрязнителями почвы [15, 22, 40].

Цель работы – оценка экотоксичности таллия по биологическим показателям почв. Исследование было сосредоточено на нескольких задачах: 1) установить закономерности изменения биологического состояния почв в зависимости от различных параметров загрязнения таллием: концентрация элемента в почве, форма химического соединения, срок от момента загрязнения; 2) провести сравнительную оценку устойчивости к загрязнению таллием почв разной буферности к химическому загрязнению – чернозема обыкновенного, бурой лесной слабонасыщенной почвы и серопесков.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Проведено модельное исследование влияния таллия на почвы трех типов: чернозем обыкновенный тяжелосуглинистый – *haplic Chernozem (Loamic)* [62], бурая лесная слабонасыщенная – *Eutric Cambisol* [62] и серопески – *Eutric Arenosol* [62]. Данные о местах отбора проб почв и основные эколого-генетические свойства приведены в табл. 1. Свойства почв, определяющие подвижность тяжелых металлов (гранулометрический состав, pH и содержание гумуса), обуславливают их различную устойчивость к загрязнению таллием. Так как основное количество тяжелых металлов, поступающих от источников загрязнения, накапливается в верхних почвенных горизонтах, для исследования использовали верхний горизонт (0–10 см) почвы [23, 34].

Методика моделирования загрязнения и условия эксперимента. Фоновое содержание таллия в почвах определяли методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-МС) на приборе ELAN-DRC-e (Perkin Elmer, США) в лаборатории Российского геологического исследовательского института имени А.П. Карпинского, Санкт-Петербург (ВСЕГЕИ/ЦГМВ). Диапазон измерений химических элементов (тяжелых металлов, металлоидов и неметаллов) масс-спектрометра составляет от 10^{-5} до $10^{-1}\%$.

Поскольку токсичность тяжелых металлов и металлоидов зависит от степени превышения фоновой концентрации элемента в почве, степень загрязнения почв в модельном эксперименте выражали в фоновых концентрациях (фонах) таллия в почве (табл. 2). Контролем служила незагрязненная почва с естественным фоновым содержанием элемента.

Таблица 1. Характеристика и места отбора почв

Тип почвы – WRB, 2022	Место отбора проб	Координаты	Экосистема	Содержание гумуса, %	pH	Гранулометрический состав
Чернозем обыкновенный Тяжелосуглинистый – <i>Haplic Chernozem (Loamic)</i>	Россия, г. Ростов-на-Дону, Ботанический сад ЮФУ	47°14'17.54" N, 39°38'33.22" E	Пашня	2,7	7,8	Тяжелосуглинистый
Бурая лесная слабонасыщенная почва – <i>Eutric Cambisol</i>	Россия, Республика Адыгея, Майкопский район, п. Никель	44° 10.649' N, 40° 9.469' E	Буково-грабовый лес	2,8	5,8	Тяжелосуглинистый
Серопески – <i>Eutric Arenosol</i>	Россия, Ростовская область, Усть-Донецкий район, ст. Верхнекудрюченская	47° 46.015' N, 40° 51.700' E	Разнотравно-злаковая степь на песках	1,6	6,8	Легкосуглинистый

Таблица. 2. Концентрация Тl в почвах в модельном эксперименте, мг/кг

Почва	Фон					
	1 (контроль)	1.5	3	9	30	90
Чернозем обыкновенный – Haplic Chernozem (Loamic)	0.47	0.71	1.41	4.23	14.1	42.3
Бурая лесная слабонасыщенная – Eutric Cambisol	0.39	0.59	1.17	3.51	11.7	35.1
Серопески – Eutric Arenosol	0.14	0.21	0.42	1.26	4.2	12.6

Таллий вносили в почву в виде оксида (Tl_2O_3 , Sigma-Aldrich CAS 1314-32-5 (США)) и раствора нитрата таллия ($Tl(NO_3)_3$, CAS № 10102-45-1, Sigma-Aldrich (США)). Использование оксидов позволяет исключить воздействие на свойства почвы сопутствующих анионов, как это происходит при внесении солей металлов. Использование нитратов позволяет оценить воздействие водорастворимой (наиболее подвижной в почве) формы элемента.

В подготовленные сосуды с почвой массой 300 г вносили оксиды и нитраты таллия согласно схеме эксперимента и тщательно перемешивали. Инкубацию проводили в контролируемых условиях: при постоянной температуре (24–25°) и влажности воздуха (30%). Экологическое состояние почв оценивали по показателям биологической активности через 10, 30 и 90 сут после загрязнения.

Методы оценки биологической активности. Микробиологические показатели являются одними из самых чувствительных к загрязнению почв тяжелыми металлами [47, 49]. В настоящей работе определяли общую численность бактерий в почве методом люминесцентной микроскопии, учитывая количество почвенных бактерий после окрашивания акридиновым оранжевым [5]. После инкубации почву просушивали и готовили почвенную суспензию (почва : вода 1 : 100). На обезжиренные стекла наносили по 10 мкл почвенной суспензии, просушивали на воздухе (температура воздуха 22–24°С) и фиксировали в пламени горелки (длительность 3–5 с). После этого стекла окрашивали раствором красителя акридинового оранжевого в течение 20 мин. Избыток красителя смывали. Количество бактерий подсчитывали с помощью люминесцентного микроскопа Carl Zeiss Axio Lab A1 при увеличении $\times 40$.

Для определения фитотоксических свойств почв в качестве тест-объекта выбрали озимую пшеницу (*Triticum aestivum* L.) сорта “Собер-баш”. На долю озимой пшеницы приходится до 44% всего валового сбора зерна в России, посевные площади занимают порядка 56% всех посевов в стране [1]. Озимая пшеница представляет высокую ценность для продовольственной безопасности России, в связи с этим росту ее урожайности придается особое значение [14]. Для оценки

фитотоксичности из каждого сосуда через 10, 30 и 90 сут после загрязнения согласно схеме эксперимента отбирали по 40 г почвы в 3-кратной повторности. Образец почвы помещали в чашки Петри, увлажняли до 80% от общей влагоемкости и перемешивали до однородной консистенции. В подготовленную почву высаживали 20 семян озимой пшеницы, чашки помещали в климатическую камеру Binder KBW-240 с поддержанием постоянных условий (оптимальной температуры, влажности и освещения) сроком 7 сут. Фитотоксичность почвы оценивали по интенсивности начального роста пшеницы (длине корней и длине побегов).

Почвенные ферменты функционально необходимы для разложения загрязняющих веществ, трансформации органического вещества и поддержания метаболизма микроорганизмов [13, 29]. В исследовании изучали активности ферментов класса оксидоредуктаз: каталазы и дегидрогеназ. Активность каталазы определяли газометрическим методом по скорости разложения 3%-ной H_2O_2 после контакта с почвой (температура, 20–22°С), активность дегидрогеназ спектрофотометрически [5].

Для оценки экологического состояния почвы при загрязнении таллием рассчитывали интегральный показатель биологического состояния (ИПБС) почвы [39]. Для расчета ИПБС в выборке максимальное значение каждого из показателей принимали за 100%, и по отношению к нему в процентах выражали значение показателя в остальных образцах, используя уравнение:

$$B_1 = \frac{B_x}{B_{\max}} \cdot 100\%, \quad (1)$$

где B_1 – относительный балл показателя; B_x – фактическое значение показателя; B_{\max} – максимальное значение показателя.

Интегральный показатель биологического состояния почвы рассчитывали по уравнению:

$$\text{ИПБС} = \frac{B_{\text{ср}}}{B_{\text{ср.макс}}} \cdot 100\%, \quad (2)$$

где $V_{\text{ср}}$ – средний оценочный балл по всем показателям, а $V_{\text{ср.мах}}$ – максимальный оценочный балл по всем показателям.

Используемая методика позволяет интегрировать относительные значения различных показателей, которые имеют разные единицы измерения.

Для оценки достоверности влияния загрязнения на исследуемые показатели был использован дисперсионный анализ. В целях удобства интерпретации результатов дисперсионного анализа по его данным рассчитана наименьшая существенная разность (НСР).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Влияние концентраций таллия на биологические показатели состояния и функционирования почв. Установлено, что в результате загрязнения чернозема обыкновенного, серопесков и бурой лесной почвы соединениями таллия (оксидом и нитратом) снижаются общая численность бактерий, активность каталазы, активность дегидрогеназ, длина корней и побегов пшеницы (табл. 3–5).

По-видимому, причины негативного воздействия таллия на биологические свойства почв те же, что и у других тяжелых металлов – снижение проницаемости биологических мембран, ингибирование ферментов и, как следствие, нарушение обмена веществ [48, 54]. Токсичность таллия связывают с его свойством замещать калий в метаболических процессах. Сходство биохимического и геохимического поведения таллия и калия объясняется близкими размерами их атомных радиусов [45]. Способность таллия подавлять рост и активность бактерий была отмечена ранее другими исследователями [25, 28, 55]. Токсическое воздействие таллия на биологические свойства почвы и его накопление в тканях растений также наблюдалось несколькими исследователями [19, 41, 50].

Как правило, наблюдалась прямая зависимость между концентрацией таллия и степенью ухудшения исследуемых свойств почвы: чем выше содержание таллия в почве, тем сильнее его негативное воздействие на биологические процессы в почве.

Вместе с тем зарегистрирован эффект гормезиса: наименьшая из исследованных концентраций таллия (1.5 фона) стимулировала активность каталазы в черноземе обыкновенном на 30 и 90 сут после загрязнения оксидом и нитратом, а также активность дегидрогеназ в серопесках на 90 сут при загрязнении нитратом таллия. Статистически недостоверное увеличение ферментативной активности зафиксировано в черноземе обыкновенном на 90 сут после загрязнения нитратом таллия в размере трех фоновых концентраций, а также в серопесках на 30 сут инкубации при внесении 1.5 фоновых концентраций нитрата таллия. Это

свидетельствует о высокой токсичности таллия по сравнению со многими другими тяжелыми металлами, для которых стимуляция биологических показателей почвы не редкость даже в значительно более высоких дозах [9, 34]. Схожие стимулирующие эффекты для таллия были отмечены ранее [27, 46, 63].

Загрязнение почв таллием вызывало подавляющее воздействие на биологические процессы, начиная с внесения 1.5 фоновых концентраций таллия в почву. Для большинства других тяжелых металлов негативное воздействие проявляется с 3–4 и более фоновых концентраций элемента в почве [8, 10].

Влияние формы соединения. В черноземе обыкновенном общая численность бактерий в среднем на 20–40% ниже при загрязнении нитратом, чем оксидом таллия. Внесение малых доз (1.5 и 3 фонов) оксида таллия сильнее снижает активность каталазы и дегидрогеназ (на 3–7% ниже нитрата), содержание в почве 30–90 фоновых концентраций загрязняющего вещества вызывает наибольшее ингибирование ферментативной активности в форме нитрата. На 30 сут загрязнения наибольшее угнетение длины корней и побегов пшеницы вызывает оксид таллия в размере 30 и 90 фоновых концентраций, что на 5–19% ниже, чем при внесении тех же концентраций нитрата таллия. На 90 сут инкубации проявляется наибольшее снижение длины корня пшеницы при внесении таллия в форме нитрата по сравнению с оксидом (до 75%). Наибольшая разница между степенью воздействия нитрата и оксида таллия отмечается на 90 сут.

Бурая лесная почва также более чувствительна к загрязнению таллием в форме нитрата, чем оксида (табл. 4). По влиянию на общую численность бактерий токсичность нитрата таллия сильнее проявляется на 30 и 90 сут после загрязнения. Внесение 1.5 и 3 фоновых концентраций оксида таллия привело к большему снижению ферментативной активности по сравнению с теми же концентрациями нитрата. Однако при увеличении дозы загрязняющего вещества нитрат таллия сильнее подавлял активность каталазы и дегидрогеназ, чем оксид таллия. Наибольшие фитотоксические свойства в бурой лесной почве также проявил нитрат таллия, особенно сильная разница с оксидом таллия отмечена на 90 сут.

Загрязнение серопесков нитратом таллия вызвало наиболее сильное угнетение показателей, чем загрязнение оксидом. Исключением является длина побегов на 10 сут после загрязнения, здесь оксид таллия проявил большую токсичность, чем нитрат, при внесении во всех исследованных концентрациях. Однако на 30 и 90 сут большее угнетение показателя вызвал нитрат таллия. Общая численность бактерий и активность каталазы оказались более чувствительны к загрязнению таллием в форме нитрата, особенно сильная разница между

Таблица 3. Влияние загрязнения соединениями таллия на биологические показатели чернозема обыкновенного

Соединение	Срок моделирования, сут	Концентрация Тl, мг/кг						НСР _{0.05}
		1 фон (контроль)	1.5 фона	3 фона	9 фонов	30 фонов	90 фонов	
		0.47	0.71	1.41	4.23	14.1	42.3	
Общая численность бактерий, млрд/г								
Тl ₂ O ₃	10	2.1	2.0	1.9	1.4	1.3	1.0	0.1
	30	1.9	1.9	1.5	1.1	1.0	0.9	0.1
	90	1.8	1.5	1.4	1.2	0.9	0.6	0.1
Тl(NO ₃) ₃	10	2.1	1.0	0.9	0.9	0.8	0.6	0.1
	30	1.9	0.9	0.6	0.7	0.8	0.6	0.1
	90	1.8	1.2	0.8	0.6	0.7	0.5	0.1
Активность каталазы, мл O ₂ /(г мин)								
Тl ₂ O ₃	10	6.9	5.8	4.2	4.0	3.8	3.2	0.3
	30	12.1	12.9	12.0	10.6	10.4	9.6	0.8
	90	11.3	12.6	11.3	10.8	10.5	10.3	0.8
Тl(NO ₃) ₃	10	6.9	4.9	4.4	4.0	2.6	1.7	0.3
	30	12.1	13.1	11.0	9.1	7.7	3.8	0.7
	90	11.3	12.3	11.8	11.3	9.4	5.0	0.7
Активность дегидрогеназ, мг ТТФ (2.3.5-трифенилтетразолий хлористый)/(10 г 24 ч)								
Тl ₂ O ₃	10	25.5	20.6	20.1	19.7	19.0	17.6	1.4
	30	35.6	37.3	36.4	34.6	34.6	34.2	2.5
	90	30.8	31.0	30.1	29.7	29.3	27.4	2.1
Тl(NO ₃) ₃	10	25.5	21.8	19.3	18.5	17.7	15.5	1.4
	30	35.6	32.9	31.7	28.1	27.1	26.6	2.2
	90	30.8	29.7	29.1	28.9	28.6	28.0	2.1
Длина корней пшеницы, %								
Тl ₂ O ₃	10	100	86	73	75	55	37	10
	30	100	78	78	44	25	6	7
	90	100	103	105	92	89	76	13
Тl(NO ₃) ₃	10	100	90	90	37	28	16	8
	30	100	55	44	39	34	11	6
	90	100	93	46	21	14	6	6
Длина побегов пшеницы, %								
Тl ₂ O ₃	10	100	83	70	74	53	42	9
	30	100	75	60	57	23	8	7
	90	100	104	95	83	72	39	11
Тl(NO ₃) ₃	10	100	79	76	39	20	10	7
	30	100	55	53	48	42	23	7
	90	100	76	39	31	21	15	6
Интегральный показатель биологического состояния (ИПБС) почвы, %								
Тl ₂ O ₃	10	100	87	74	69	58	46	
	30	100	87	81	65	52	43	
	90	100	99	94	87	80	66	
Тl(NO ₃) ₃	10	100	73	69	44	33	23	
	30	100	72	64	53	43	24	
	90	100	88	66	50	40	25	

Таблица 4. Влияние загрязнения соединениями таллия на биологические показатели бурой лесной почвы, % от контроля

Соединение	Срок моделирования, сут	Концентрация Тl, мг/кг						НСР _{0.05}
		1 фон (контроль)	1.5 фона	3 фона	9 фонов	30 фонов	90 фонов	
		0.39	0.59	1.17	3.51	11.7	35.1	
Общая численность бактерий, млрд/г								
Тl ₂ O ₃	10	2.2	1.6	1.2	1.1	0.9	0.5	0.1
	30	1.9	1.4	1.3	1.0	1.0	0.8	0.1
	90	2.0	1.5	1.4	1.1	1.0	0.9	0.1
Тl(NO ₃) ₃	10	2.2	1.4	1.0	0.7	0.7	0.5	0.1
	30	1.9	0.9	0.8	0.7	0.4	0.4	0.1
	90	2.0	1.1	1.0	0.8	0.7	0.6	0.1
Активность каталазы, мл O ₂ /(г мин)								
Тl ₂ O ₃	10	7.0	6.8	6.2	5.1	5.0	4.9	0.4
	30	6.0	4.6	4.5	4.5	4.5	4.1	0.3
	90	5.5	5.5	5.0	5.0	5.0	4.5	0.4
Тl(NO ₃) ₃	10	7.0	5.2	5.2	5.0	4.0	3.3	0.4
	30	6.0	5.8	5.7	4.3	3.3	2.7	0.3
	90	5.5	4.8	4.6	4.2	2.8	2.6	0.3
Активность дегидрогеназ, мг ТТФ (2.3.5-трифенилтетразолий хлористый)/(10 г 24 ч)								
Тl ₂ O ₃	10	28.0	27.9	27.1	22.4	17.9	14.5	1.6
	30	26.5	21.2	20.7	20.3	17.0	13.7	1.4
	90	17.8	14.2	14.1	13.3	12.5	11.2	1.0
Тl(NO ₃) ₃	10	28.0	25.6	22.1	12.1	11.2	9.4	1.3
	30	26.5	25.7	19.0	10.3	10.2	7.4	1.2
	90	17.8	17.7	15.3	10.4	9.5	7.0	0.9
Длина корней пшеницы, %								
Тl ₂ O ₃	10	100	86	81	76	72	62	11
	30	100	50	48	38	36	22	7
	90	100	98	93	88	85	66	12
Тl(NO ₃) ₃	10	100	75	58	45	21	4	7
	30	100	60	38	32	26	3	6
	90	100	79	61	54	21	0	7
Длина побегов пшеницы, %								
Тl ₂ O ₃	10	100	93	78	75	75	72	11
	30	100	60	60	58	56	44	8
	90	100	78	69	63	60	39	9
Тl(NO ₃) ₃	10	100	78	58	38	26	10	7
	30	100	76	52	32	32	2	6
	90	100	62	60	49	36	0	7
Интегральный показатель биологического состояния (ИПБС) почвы, %								
Тl ₂ O ₃	10	100	89	80	71	65	56	
	30	100	68	66	60	56	45	
	90	100	86	80	74	71	59	
Тl(NO ₃) ₃	10	100	77	63	46	35	24	
	30	100	75	60	43	34	20	
	90	100	76	68	56	39	23	

Таблица 5. Влияние загрязнения соединениями таллия на биологические показатели серопесков, % от контроля

Соединение	Срок моделирования, сут	Концентрация Тl, мг/кг						НСР _{0.05}
		1 фон (контроль)	1.5 фона	3 фона	9 фонов	30 фонов	90 фонов	
		0.14	0.21	0.42	1.26	4.2	12.6	
Общая численность бактерий, млрд/г								
Тl ₂ O ₃	10	1.8	1.0	0.8	0.8	0.7	0.6	0.1
	30	1.7	1.3	1.3	1.2	0.8	0.6	0.1
	90	1.8	1.6	1.5	1.2	1.0	0.8	0.1
Тl(NO ₃) ₃	10	1.8	1.0	0.7	0.4	0.2	0.2	0.1
	30	1.7	1.0	0.9	0.6	0.4	0.4	0.1
	90	1.8	1.2	1.2	0.6	0.4	0.4	0.1
Активность каталазы, мл O ₂ /(г мин)								
Тl ₂ O ₃	10	5.9	5.9	5.9	4.5	4.3	4.1	0.4
	30	7.1	6.2	6.1	4.5	4.5	4.3	0.4
	90	5.5	5.1	4.6	4.6	4.2	4.1	0.3
Тl(NO ₃) ₃	10	5.9	5.6	5.2	4.2	3.2	2.5	0.3
	30	7.1	6.9	5.2	4.9	3.7	2.9	0.4
	90	5.5	5.0	4.2	3.9	2.7	2.2	0.3
Активность дегидрогеназ, мг ТТФ (2.3.5-трифенилтетразолий хлористый)/(10 г 24 ч)								
Тl ₂ O ₃	10	31.9	27.7	27.4	22.3	21.1	20.9	1.8
	30	30.5	26.8	26.2	22.8	17.9	17.6	1.7
	90	28.1	26.2	25.9	24.7	16.8	16.5	1.6
Тl(NO ₃) ₃	10	31.9	31.7	23.1	12.2	8.4	7.9	1.4
	30	30.5	31.6	21.7	15.7	8.9	8.4	1.4
	90	28.1	29.9	25.4	19.4	9.8	7.8	1.4
Длина корней пшеницы, %								
Тl ₂ O ₃	10	100	51	46	41	36	33	7
	30	100	90	75	64	58	45	10
	90	100	98	96	92	87	82	12
Тl(NO ₃) ₃	10	100	59	48	25	20	9	6
	30	100	79	55	26	24	6	7
	90	100	92	75	34	26	0	7
Длина побегов пшеницы, %								
Тl ₂ O ₃	10	100	27	22	21	16	7	4
	30	100	92	72	57	59	49	9
	90	100	99	98	92	89	82	12
Тl(NO ₃) ₃	10	100	79	76	39	20	10	7
	30	100	55	53	48	42	23	7
	90	100	76	39	31	21	15	6
Интегральный показатель биологического состояния (ИПБС) почвы, %								
Тl ₂ O ₃	10	100	64	59	50	46	42	
	30	100	87	79	66	58	50	
	90	100	94	91	85	73	69	
Тl(NO ₃) ₃	10	100	68	55	35	25	18	
	30	100	81	58	44	31	21	
	90	100	91	78	54	33	18	

соединениями проявляется на 90 сут инкубации. Наибольшее угнетение активности дегидрогеназ нитратом таллия по сравнению с оксидом отмечено на 10 сут после загрязнения.

Наибольшая разница в токсичности между оксидом и нитратом таллия проявлялась на 90 сут.

Влияние срока инкубации. Оценка динамики биологической активности почв показала, что наибольшее негативное влияние загрязнения чернозема обыкновенного, серопесков и бурой лесной почвы таллием проявилось через 10 или 30 сут после загрязнения. Аналогичная закономерность характерна и для других тяжелых металлов [9, 38].

Через 90 сут наблюдалось восстановление биологических свойств почв, однако значений в контрольной незагрязненной почве достигнуто не было ни одним из исследованных биологических показателей. Это также свидетельствует о высокой экотоксичности таллия, поскольку в экспериментах с другими тяжелыми металлами, такими как Pb, Hg, Cd, Cu, Zn и др., многие биологические показатели на 90 сут после загрязнения восстанавливали значения до контрольных (в незагрязненной почве) и даже превышали их [8–11].

Сравнительная оценка устойчивости к загрязнению таллием разных почв. Поскольку экотоксичность поллютантов оценивается в мг/кг, для сравнения устойчивости исследованных почв к загрязнению таллием нельзя использовать концентрации, выраженные в фонах, так как они различны для трех почв. Необходимо сравнивать между собой одинаковые концентрации таллия, выраженные в мг/кг почвы. Для этого по результатам исследования были построены уравнения регрессии, отражающие зависимость снижения ИПБС почв от содержания в них таллия. По уравнениям регрессии были определены концентрации таллия в почве, вызывающие снижение ИПБС на 10% от контроля (незагрязненной почвы). Эти концентрации можно считать критически значимыми для функционирования почвы, поскольку снижение ИПБС на 10% соответствует нарушению важнейших экологических функций, в том числе целостных, определяющих плодородие почвы [8, 39].

Сравнительная оценка устойчивости исследованных почв (Чо — чернозем обыкновенный, Бл — бурая лесная почва, Сп — серопески), к загрязнению таллием (в скобках представлены критические значения содержания таллия, мг/кг):

Ti ₂ O ₃	10 сут	Чо (0.65) > Бл (0.61) > Сп (0.15)
	30 сут	Чо (0.73) > Бл (0.21) > Сп (0.19)
	90 сут	Чо (2.15) > Бл (0.57) > Сп (0.46)
Ti(NO ₃) ₃	10 сут	Чо (0.51) > Бл (0.41) > Сп (0.12)
	30 сут	Чо (0.49) > Бл (0.41) > Сп (0.15)
	90 сут	Чо (0.62) > Бл (0.49) > Сп (0.24)

Как видно из построенных рядов, бóльшую устойчивость к загрязнению таллием проявил чернозем обыкновенный. Это объясняется меньшей подвижностью загрязняющего вещества в черноземе обыкновенном, обусловленной тяжелым гранулометрическим составом, нейтральной реакцией среды (рН 7.8) и высоким содержанием гумуса (2.7%). Бурая лесная почва проявила меньшую устойчивость к загрязнению оксидом таллия по сравнению с черноземом обыкновенным, несмотря на тяжелый гранулометрический состав и примерно одинаковое содержание гумуса (2.8%), это связано с кислой реакцией среды (рН 5.8). Меньшая устойчивость серопесков вызвана низким содержанием гумуса (1.6%) и легким гранулометрическим составом. Почвы с более низким рН снижают стабильность оксида таллия, делая соединение более подверженным к дальнейшей миграции в почвенной толще [30]. Наибольшая токсичность таллия для чернозема обыкновенного и серопесков проявляется на 10 сут после загрязнения, а для бурой лесной почвы — на 30 сут. Возможно, резкий рост токсичности оксида Тl в бурой лесной почве на 30 сут связан с его растворением в кислой почве к этому сроку. Восстановление биологических показателей связано с адаптацией почвенной биоты к 90 сут. Ранее отмечалась зависимость снижения уровня биологических показателей от подвижности тяжелых металлов в почве и большая устойчивость к загрязнению более гумусированных почв [12, 16, 38].

Для других ТМ, таких как свинец, медь, цинк, хром, никель, серебро, платина, наблюдались значительно более выраженные различия в устойчивости почв, различающихся по гранулометрическому составу, рН и содержанию гумуса [9, 17, 37, 38].

Оценка влияния загрязнения таллием на экологические функции почв. Ранее [39] было показано, что по степени снижения ИПБС почвы можно судить о нарушении экологических функций почвы, являющихся критическими для их функционирования. Как видно из табл. 3–5, уже 1.5 фоновых концентраций таллия вызвали значительное снижение значения ИПБС, более чем на 10%, а в отдельных случаях более чем на 25%, что свидетельствует о нарушении важнейших экологических функций почвы. Интересно, что при загрязнении почв другими тяжелыми металлами нарушение экологических функций, как правило, происходит при больших концентрациях металла в почве — 3–4 фона [8–11]. Полученные результаты свидетельствуют о высокой экотоксичности таллия.

Оценка чувствительности и информативности биологических показателей при загрязнении почв таллием. Общая численность бактерий и показатели фитотоксичности (длина корня и побегов) проявили себя более чувствительными показателями, чем ферментативная активность почвы. Для всех исследованных

биологических показателей в большинстве случаев наблюдалась тесная корреляция с содержанием в почве таллия ($r > -0.7$). Наблюдалась закономерность, отмеченная ранее для других тяжелых металлов [9]: общая численность бактерий показала себя наиболее чувствительным биологическим показателем, при этом корреляция общей численности бактерий с содержанием таллия была несколько ниже, чем у других биологических показателей. Таким образом, при биодиагностике загрязнения почв таллием важно учитывать как чувствительность показателя, так и тесноту корреляции с концентрацией поллютанта.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Установлено, что в результате загрязнения чернозема обыкновенного, серопесков и бурой лесной почвы соединениями таллия (оксидом и нитратом) снижаются общая численность бактерий, активность каталазы, активность дегидрогеназ, длина корней и побегов пшеницы. Полученные результаты свидетельствуют о высокой экотоксичности таллия. Эффект горемезиса был отмечен только на минимальной концентрации таллия и только для активности каталазы в черноземе обыкновенном и активности дегидрогеназы в серопесках, что свидетельствует о высокой токсичности таллия. Как правило, наблюдалась прямая зависимость между концентрацией таллия и степенью ухудшения исследуемых свойств почвы. Нитрат таллия проявил более высокую экотоксичность, чем оксид. Оценка динамики биологической активности почв показала, что наибольшее негативное влияние таллия проявилось на черноземе и серопесках через 10 сут после загрязнения, на бурой лесной почве — через 30 сут. На 90 сут наблюдалось восстановление биологических свойств всех трех почв. Однако значений в контрольной незагрязненной почве достигнуто не было. По степени устойчивости к загрязнению таллием исследованные почвы образуют следующий ряд: чернозем обыкновенный > бурая лесная почва > серопески. Полученные результаты могут быть использованы для прогнозирования экологических рисков от загрязнения почв таллием и для разработки предельно допустимых концентраций таллия в разных по свойствам почвах.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 22-24-01041 в Южном федеральном университете.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии у них конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алабушев А.В.* Экспортные поставки и современное состояние рынка зерна пшеницы в России и мире // *Достижения науки и техники АПК.* 2019. Т. 33. № 2. С. 68–70.
2. *Водяницкий Ю.Н.* Нормативы содержания тяжелых металлов и металлоидов в почвах // *Почвоведение.* 2012. № 3. С. 368–368.
3. *Гринвуд Н., Эрншо А.* Химия элементов. М.: Бинном, 2008. Т. 2. 670 с.
4. *Ильин В.Б., Конарбаева Г.А.* Таллий в почвах юга Западной Сибири // *Почвоведение.* 2000. № 6. С. 701–705.
5. *Казеев К.Ш., Колесников С.И., Акименко Ю.В., Даденко Е.В.* Методы биодиагностики наземных экосистем. Ростов н/Д.: Изд-во ЮФУ, 2016. 356 с.
6. *Касимов Н.С., Власов Д.В.* Технофильность химических элементов в начале XXI века // *Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, география.* 2012. № 1. С. 15–22.
7. *Колесников С.И., Евреинова А.В., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф.* Изменение эколого-биологических свойств чернозема при загрязнении тяжелыми металлами второго класса опасности (Mo, Co, Cr, Ni) // *Почвоведение.* 2009. № 8. С. 1007–1013.
8. *Колесников С.И., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф.* Экологические функции почв и влияние на них загрязнения тяжелыми металлами // *Почвоведение.* 2002. № 12. 1509–1514.
9. *Колесников С.И., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф.* Экологическое состояние и функции почв в условиях химического загрязнения. Ростов-на-Дону: Изд-во Ростиздат, 2006, 385 с.
10. *Колесников, С.И., Спивакова Н.А., Казеев К.Ш.* Влияние модельного загрязнения Cr, Cu, Ni, Pb на биологические свойства почв сухих степей и полупустынь юга России // *Почвоведение.* 2011. № 9. С. 1094–1101.
11. *Копчик С.В., Копчик Г.Н.* Оценка современных рисков избыточного накопления тяжелых металлов в почвах на основе концепции критических нагрузок (обзор) // *Почвоведение.* 2022. № 5. С. 615–630.
12. *Минкина Т.М., Мотузова Г.В., Назаренко О.Г.* Взаимодействие тяжелых металлов с органическим веществом чернозема обыкновенного // *Почвоведение.* 2006. № 7. С. 804–811.
13. *Поляк Ю.М., Сухаревич В.И.* Почвенные ферменты и загрязнение почв: биодegradация, биоремедиация, биоиндикация // *Агрохимия.* 2020. № 3. С. 83–93.
<https://doi.org/10.31857/S0002188120010123>
14. *Силяева Е.С.* Народнохозяйственное значение озимой пшеницы и ее роль в продовольственной безопасности страны // *Научный журнал молодых ученых.* 2019. № 4 (17).

15. Терехова В.А. Биотестирование экотоксичности почв при химическом загрязнении: современные подходы к интеграции для оценки экологического состояния (обзор) // Почвоведение. 2022. № 5. С. 586–599.
16. Терехова В.А., Прудникова Е.В., Кулачкова С.А., Горленко М.В., Учанов П.В., Сушко С.В., Ананьева Н.Д. Микробиологические показатели агродерново-подзолистых почв разной гумусированности при внесении тяжелых металлов и углеродсодержащих препаратов // Почвоведение. 2021. № 3. С. 372–384.
17. Тимошенко А.Н., Колесников С.И., Кабакова В.С., Евстегнеева Н.А., Минникова Т.В., Казеев К.Ш., Минкина Т.М. Оценка устойчивости почв к загрязнению наночастицами платины методами биодиагностики // Почвоведение. 2023. № 8. С. 997–1006. <https://doi.org/10.31857/S0032180X23600221>
18. Adimalla N. Heavy metals contamination in urban surface soils of Medak province, India, and its risk assessment and spatial distribution // Environ. Geochem. Health. 2020. V. 42 P. 59–75. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00270-1>
19. Al-Najar H., Kaschl A., Schulz R., Römheld V. Effect of thallium fractions in the soil and pollution origins on Tl uptake by hyperaccumulator plants: A key factor for the assessment of phytoextraction // Int. J. Phytorem. 2005. V. 7. P. 55–67. <https://doi.org/10.1080/16226510590915837>
20. Álvarez-Ayuso E., Otones, V., Murciago, A., García-Sánchez, A., Santa Regina, I. Zinc, cadmium and thallium distribution in soils and plants of an area impacted by sphalerite-bearing mine wastes // Geoderma. 2013. V. 207. P. 25–34. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.04.033>
21. Antó, M.A.L., Spears D.A., Somoano M.D., Tarazona M.R.M. Thallium in coal: analysis and environmental implications // Fuel. 2013. V. 105. P. 13–18. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2012.08.004>
22. Aponte H., Meli P., Butler B., Paolini J., Matus F., Merino C., Cornejo P., Kuzyakov Y. Meta-analysis of heavy metal effects on soil enzyme activities // Sci. Total Environ. 2020. V. 737. P. 139744. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139744>
23. 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>
24. Belzile N., Chen Y. W. Thallium in the environment: a critical review focused on natural waters, soils, sediments and airborne particles // Appl. Geochem. 2017. V. 84. P. 218–243. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.06.013>
25. Carlson H.K., Price M.N., Callaghan M.A. Alex C., Romy L., Hualan K., Jennifer V.A., Adam P.D., Adam M. The selective pressures on the microbial community in a metal-contaminated aquifer // The ISME journal. 2019. V. 13. P. 937–949. <https://doi.org/10.1038/s41396-018-0328-1>
26. CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment), 2010. Canadian Soil Quality Guidelines for Carcinogenic and Other Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (Environmental and Human Health Effects). Scientific Criteria Document (revised), 2010. 216 p.
27. D’Orazio M., Campanella B., Bramanti E., Ghezzi, L., Onor M., Vianello G., Vittori-Antisari L., Petrini R. Thallium pollution in water, soils and plants from a past-mining site of Tuscany: Sources, transfer processes and toxicity // J. Geochem. Exploration. 2020. V. 209. P. 106434. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2019.106434>
28. Gadd G.M. Metals, minerals and microbes: geomicrobiology and bioremediation // Microbiology. 2010. V. 156. P. 609–643. <https://doi.org/10.1099/mic.0.037143-0>
29. Gianfreda L., Rao M.A. Potential of extra cellular enzymes in remediation of polluted soils: a review // Enzyme Microb. Technol. 2004. V. 35. P. 339–354. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enzmictec.2004.05.006>
30. Grösslová Z., Vaněk A., Mihaljevič M., Ettler V., Hojdová M., Zádorová T., Ash C. Bioaccumulation of thallium in a neutral soil as affected by solid-phase association // J. Geochem. Explorat. 2015. V. 159. P. 208–212. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.09.009>
31. Grösslová Z., Vaněk A., Oborná V., Mihaljevič M., Ettler V., Trubač J., Drahotá P., Penížek V., Pavlů L., Sracek O. Thallium contamination of desert soil in Namibia: Chemical, mineralogical and isotopic insights // Environ. Pollut. 2018. V. 239. P. 272–280. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.006>
32. Hsu Y.C., Thia E., Chen P.J. Monitoring of ion release, bioavailability and ecotoxicity of thallium in contaminated paddy soils under rice cultivation conditions // J. Hazard. Mater. 2022. V. 424. P. 126513. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126513>
33. Jiang H.H., Cai L.M., Wen H.H., Hu G.C., Chen L.G., Luo J. An integrated approach to quantifying ecological and human health risks from different sources of soil heavy metals // Sci. Total Environ. 2020. V. 701. P. 134466. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134466>
34. Kabata-Pendias A. Trace Elements in Soils and Plants. Boca Raton, FL: Crc Press, 2010. 548 p.
35. Karbowska B. Presence of thallium in the environment: sources of contaminations, distribution and monitoring methods // Environ. Monit. Assess. 2016. V. 188. P. 640. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5647-y>
36. Kazantzis G. Thallium in the environment and health effects // Environ. Geochem. Health. 2000. V. 22. P. 275–280. <https://doi.org/10.1023/A:1006791514080>

37. *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, Soil Pollut.* 2022. V. 233. P. 18. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05496-3>
38. *Kolesnikov S., Tsepina N., Minnikova T., Kazeev K., Mandzhieva S., Sushkova S., Minkina T., Mazarji M., Singh R.K., Rajput V.D.* Influence of Silver Nanoparticles on the Biological Indicators of Haplic Chernozem // *Plants.* 2021. V. 10. P. 1022. <https://doi.org/10.3390/plants10051022>
39. *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. V. 191. P. 544. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7718-3>
40. *Kolesnikov S.I., Tsepina N.I., Sudina L., Minnikova T.V., Kazeev K.S., Akimenko Y.V.* Silver ecotoxicity estimation by the soil state biological indicators // *Appl. Environ. Soil Science.* 2020. V. 2020. P. 1207210. <https://doi.org/10.1155/2020/1207210>
41. *Lacoste C., Robinson B., Brooks R.* Uptake of thallium by vegetables: Its significance for human health, phytoremediation, and phytomining // *J. Plant Nutrition.* 2001. V. 24. P. 1205–1215. <https://doi.org/10.1081/PLN-100106976>
42. *Lee J.H., Kim D.J., Ahn B.K.* Distributions and concentrations of thallium in Korean soils determined by single and sequential extraction procedures // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2015. V.94. P. 756–763. <https://doi.org/10.1007/s00128-015-1533-5>
43. *Liu J., Luo X., Wang J., Xiao T., Chen D., Sheng G., Chen Y.* Thallium contamination in arable soils and vegetables around a steel plant—A newly-found significant source of Tl pollution in South China // *Environ. Pollut.* 2017. V. 224. P. 445–453. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.025>
44. *Liu J., Yin M., Luo X., Xiao T., Wu Z., Li N., Chen Y.* The mobility of thallium in sediments and source apportionment by lead isotopes // *Chemosphere.* 2019. V. 219. P. 864–874. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.041>
45. *Liu J., Li N., Zhang W., Wei X., Tsang D.C.W., Sun Y., Luo X., Bao Z., Zheng W., Wang J.* Thallium contamination in farmlands and common vegetables in a pyritizing city and potential health risks // *Environ. Pollut.* 2019. V. 248. P. 906–915. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.02.092>
46. *Liu J., Wang J., Chen Y., Shen C.-C., Jiang X., Xie X., Chen D., Lippold H., Wang C.* Thallium dispersal and contamination in surface sediments from South China and its source identification // *Environ. Pollut.* 2016. V. 213. P. 878–887. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.03.023>
47. *Luo Y., Pang J., Li C., Sun J., Xu Q., Ye J., Shi J.* Long-term and high-bioavailable potentially toxic elements (PTEs) strongly influence the microbiota in electroplating sites // *Sci. Total Environ.* 2022. V. 814. P. 151933. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151933>
48. *Mazur R., Sadowska M., Kowalewska E., Abratowska A., Kalaji H.M., Mostowska A., Garstka M., Krasnodebska-Ostrega B.* Overlapping toxic effect of long-term thallium exposure on white mustard (*Sinapis alba* L.) photosynthetic activity // *BMC Plant Biol.* 2016. V. 16. P. 191. <https://doi.org/10.1186/s12870-016-0883-4>
49. *McFeters G.A., Yu F.P., Pyle B.H., Stewart P.S.* Physiological assessment of bacteria using fluorochromes // *J. Microbiol. Methods.* 1995. V. 21. P. 1–13. [https://doi.org/10.1016/0167-7012\(94\)00027-5](https://doi.org/10.1016/0167-7012(94)00027-5)
50. *Meeravali N. N., Madhavi K., Sahayam A. C.* Determination of thallium in vegetative plant leaves near industrial areas by high-resolution continuum source electrothermal atomic absorption spectrometry after salt induced cloud point extraction // *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy.* 2023. V. 200. P. 106613. <https://doi.org/10.1016/j.sab.2022.106613>
51. MEP&MLP (Ministry of Environment Protection and Ministry of Land Resources of the People's Republic of China). Nationwide Soil Pollution Survey Report, 2014. http://www.zhb.gov.cn/gkml/hbb/qt/201404/t20140417_270670.htm
52. *Mishra S., Bharagava, R. N., More, N., Yadav, A., Zainith, S., Mani, S., Chowdhary, P.* Heavy metal contamination: an alarming threat to environment and human health // *Environmental biotechnology: For sustainable future.* 2019. P. 103–125. https://doi.org/10.1007/978-981-10-7284-0_5
53. *Sasmaz A., Sen O., Kaya G., Yaman M., Sagioglu A.* Distribution of thallium in soil and plants growing in the keban mining district of Turkey and determined by ICP-MS // *At. Spectrosc.* 2007. V. 28960. P. 157–163.
54. *Sharma R., Agrawal M.* Biological effects of heavy metals: An overview // *J. Environ. Biol.* 2005. V. 26. P. 301–313.
55. *She J., Liu J., He H., Zhang Q., Lin Y., Wang J., Yin M., Wang L., Wei X., Huang Y.* Microbial response and adaption to thallium contamination in soil profiles // *J. Hazard. Mater.* 2021. V. 423. P. 127080. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127080>
56. *Sun L., Guo D., Liu K., Meng H., Zheng Y., Yuan F., Zhu G.* Levels, sources, and spatial distribution of heavy metals in soils from a typical coal industrial city of Tangshan, China // *Catena.* 2019. V. 175. P. 101–109. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.12.014>
57. *Tremel A., Masson P., Sterckeman T., Baize D., Mench M.* Thallium in French agrosystems. I. Thallium contents in arable soils // *Environ. Pollut.* 1997. V. 95. P. 293–302. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(96\)00145-5](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(96)00145-5)

58. USEPA (United States Environmental Protection Agency), 2018. Regional Screening Levels (RSLs)-Generic Tables, 2018.
<https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls>
59. Vaněk A., Grösslová Z., Mihaljevič M., Ettlér V., Trubač J., Chrastný V., Ash C. Thallium isotopes in metallurgical wastes/contaminated soils: A novel tool to trace metal source and behavior // *J. Hazard. Mater.* 2018. V. 343. P. 78–85.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.09.020>
60. Wang Y., Zhou Y., Wei X., Chen Y., Beiyuan J., She J., Wang L., Liu J., Liu Y., Wang J. Effects of thallium exposure on intestinal microbial community and organ functions in zebrafish (*Danio rerio*) // *Elementa: Science of the Anthropocene*. 2021. V. 9. P. 00092.
<https://doi.org/10.1525/elementa.2021.00092>
61. Wierzbicka M., Szarek-Łukaszewska G., Grodzinska K. Highly toxic thallium in plants from the vicinity of Olkusz (Poland) // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2004. V. 59. P. 84–88.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2003.12.009>
62. World Reference Base for Soil Reso creating legends for soil maps. 4th edition published in 2022 by the International Union of Soil Sciences (IUSS), Vienna, Austria. 2022, 234 p.
63. Xiao E., Ning Z., Sun W., Jiang S., Fan W., Ma L., Xiao T. Thallium shifts the bacterial and fungal community structures in thallium mine waste rocks // *Environ. Pollut.* 2020. V. 268. P. 115834.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115834>
64. Xiao T., Guha J., Boyle D., Liu C. Q., Chen J. Environmental concerns related to high thallium levels in soils and thallium uptake by plants in southwest Guizhou, China // *Sci. Total Environ.* 2004. V. 318 (1–3). P. 223–244.
[https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00448-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00448-0)
65. Xu H., Luo Y., Wang P., Zhu J., Yang Z., Liu Z. Removal of thallium in water/wastewater: A review // *Water Res.* 2019. V. 165. P. 114981.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114981>
66. Yang C., Chen Y., Li C., Chang X., Xie C. Distribution of natural and anthropogenic thallium in the soils in an industrial pyrite slag disposing area // *Sci. Total Environ.* 2005. V. 341. P. 159–172.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.09.024>

Assessment of the Ecotoxicity of Thallium According to the Biological Properties of Soils

N. A. Evstegneeva^{1, *}, S. I. Kolesnikov¹, A. N. Timoshenko¹,
T. V. Minnikova¹, N. I. Tsepina¹, and K. Sh. Kazeev¹

¹*Ivanovsky Academy of Biology and Biotechnology. Southern Federal University, Rostov Region, Rostov-on-Don, 344090 Russia*

*e-mail: evstegneeva@sfedu.ru

In laboratory model experiments, the ecotoxicity of Tl was assessed by changing the microbiological, biochemical and phytotoxic properties of soils in the South of Russia: ordinary chernozem (Haplic Chernozem (Loamic)), seropesks (Eutric Arenosol) and brown forest slightly unsaturated soil (Eutric Cambisol), differing in granulometric composition, pH and organic matter content. As a rule, there was a direct relationship between the concentration of Tl and the degree of deterioration of the studied soil properties. Tl nitrate showed higher ecotoxicity than oxide. The strongest ecotoxic effect of Tl was manifested on chernozem and seropesks 10 days after contamination, on brown forest soil — 30 days later. Restoration of biological properties of soils was observed for 90 days. Ordinary chernozem showed the greatest resistance to Tl contamination, and seropeski showed the least. The results obtained indicate a high ecotoxicity of Tl.

Keywords: pollution, heavy metals, Haplic Chernozem, Eutric Arenosol, Eutric Cambisol, biotesting, sustainability, ecological functions of the soil