

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ГЕОХИМИЯ РТУТИ В ПРИПОВЕРХНОСТНЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ЦЕНТРАЛЬНЫХ РАЙОНОВ ВЬЕТНАМА

Нгуен Тхань Хунг, И. И. Косинова

Воронежский государственный университет

Поступила в редакцию 28 сентября 2018 г.

Аннотация: *ртутная токсичность становится все более сложной проблемой в результате глобального загрязнения приповерхностных отложений тяжелыми металлами. Выявлено, что концентрации ртути в подстилающих породах ≤ 10 мг/кг стимулируют рост растений по высоте, корневой длине, способности к ветвлению риса, увеличению урожайности. Концентрации Hg^{2+} 100 мг/кг негативно влияют на рост истинных листьев. Ртуть преимущественно осаждается в листьях и рисовых зернах. В качестве источников поступления ртути в приповерхностные отложения в пределах Вьетнама выделяются аграрные технологии, последствия военных действий.*

Ключевые слова: *тяжелые металлы, токсины, загрязнение, ртуть, микроэлементы, накопление, рис.*

ECOLOGICAL GEOCHEMISTRY OF MERCURY IN NEAR-SURFACE SEDIMENTS OF THE CENTER DISTRICTS OF VIETNAM

Abstract: *mercury toxicity is becoming an increasingly complex problem as a result of global contamination of near-surface deposits by heavy metals. It was found that mercury concentrations in the underlying rocks ≤ 10 mg/kg stimulate plant growth in height, root length, ability to branch rice, increase yield. Concentrations of Hg^{2+} 100 mg/kg negatively affect the growth of true leaves. Mercury is predominantly deposited in leaves and rice grains. As sources of mercury supply to near-surface deposits within Vietnam, agrarian technologies, the consequences of military operations, are singled out.*

Key words: *heavy metals, toxins, pollution, mercury, microelements, accumulation, rice.*

Введение

Ртуть представляет собой высокотоксичный элемент [1, 2]. Она имеет естественные источники поступления в биогеохимическую систему Земли, но столетия антропогенной активности мобилизуют все большее ее количество в атмосферу [3, 4, 5], земную среду [6] и водную систему [7, 8]. В среднем уровень ртути в земной коре составляет около $\sim 0,5$ мг/кг, но в районах вулканической активности обнаружены большие ее залежи. Ртуть транспортирована в литосферу, атмосферу и гидросферу в результате геохимических процессов и поэтому приобрела статус токсичного элемента в биосфере [9, 10]. Вклад ртути (Hg) в окружающую среду значительно возрастает после промышленной революции. Токсичность обусловлена реагентоспособностью, которая вызывает множество различных эффектов в физиологических процессах, как у растений, так и у животных [11]. Для растительных экосистем динамическая связь между ртутью в приповерхностных отложениях и ее поглощением растениями не является коллинеарной и зависит от многих переменных факторов, таких как возможность

катионного обмена, pH подстилающих пород, их аэрации и сорта растений. Экологическая геохимия ртути отличается широким спектром негативных последствий. С увеличением pH ее поглощение может быть уменьшено [12, 13]. Это элемент первого класса опасности, он разрушает механизм защиты оксигенации растений в результате влияния на антиоксидантные ферменты (Superoxide dismutase, catalase и glutathione reductase) [14, 15]. Патогенные воздействия проявляются во влиянии на прорастание и рост эмбрионов [12, 13]. Hg также влияет на реакции фотосинтеза, заменяя центральный атом хлорофилла (Mg^{+2}), что является важным разрушительным механизмом. Ртуть также уменьшает скорость транспирации, поглощение воды и синтез хлорофилла

Источником Hg поступления в приповерхностные отложения в пределах отдельных районов Вьетнама являются минеральные удобрения, а также последствия внесения веществ, применяемых в военных действиях [16]. Во время длительной войны с Вьетнамом с 1954 по 1976 год Соединенные Штаты использовали много токсичных химических веществ для

распыления на лесные и сельскохозяйственные угодья во Вьетнаме. Согласно статистике, правительством США почти на 50 % лесных и сельскохозяйственных земель в Южном Вьетнаме было осуществлено распыление токсичных химикатов. Соединенные Штаты использовали 72 миллиона литров высокого дефолианта и гербицида, из которых диоксин составляет 60 %. Гербициды содержали значительное количество ртути. Помимо 15 миллионов тонн бомб и боеприпасов, сброшенных США, были уничтожены миллионы гектаров лесных и сельскохозяйственных угодий, отравлены источники водоснабжения, нанесены повреждения растительному, животному миру, человеку [17]. В настоящее время значительное количество ртути добавляется в приповерхностные отложения в результате использования осадка сточных вод, химических удобрений [18–19]. Имеются данные о накоплении ртути в сельскохозяйственных продуктах в результате использования ртутных удобрений. С 1953 по 1967 год в Японии в растениях зафиксировано более 6800 тонн ртути, количество Hg в рисе варьировало от 0,02 мг/кг (1946 г.) до 0,15 мг/кг (1966 г.). Между тем, согласно гигиеническим стандартам, содержание Hg в пище не должно превышать 0,02 мг/кг [20]. Важным является изучение влияния различных концентраций загрязнения ртути на экосистемы различного уровня организации [21]. Ртуть имеет особенность накопления и длительного сохранения в инертной почвенной среде [21]. В исследуемом районе распространены черные почвы, сформировавшиеся на базальтах. Нами проведены экспериментальные исследования по определению влияния различных уровней загрязнения приповерхностных отложений

на основную культуру, выращиваемую во Вьетнаме – рис. В качестве критериев оценки влияния определены: высота, кущение риса, длина корней и уровни накопления в разных частях риса.

Материалы и методы

Образцы черных почв были собраны на западе района Донг-Най, Вьетнам (табл. 1). Их химический состав сформирован под влияние подстилающих базальтов. При небольшой мощности почв (до 20 см), влияние подстилающих горных пород значительно. Это отражается в кислой реакции, значительном содержании железа, оксидов алюминия, цинка. Однако фоновые значения ртути в приповерхностных отложениях не превышают 0,003 мг/100 г.

Определение предельных концентраций проводилось на основе эталонных материалов и результатов исследований. Образцы почвы были взяты из района Донг-Най. Глубина пробоотбора изменяется от 0 до 25 см. Почву смешивают, а затем разделяют на несколько емкостей, каждая из которых весит 5 кг. Внесение ртути осуществлялось с использованием химических растворов HgCl₂ с требуемой для исследования концентрацией.

Каждая концентрация повторялась 10 раз для каждой группы почв (метод экспериментальной компоновки). Измерения высоты, длины корней, количества ветвей и уровней накопления металлов в стволах и листьях каждой группы берутся по средней величине группы. По результатам исследования было выявлено 7 различных концентраций, которые оказывают значительное влияние на рост риса. Таким образом, мы имеем 70 образцов.

Таблица 1
Результаты анализа почвы, используемой для проведения эксперимента

Имя	Единица	Содержание
РН		5,23
Ес	mS	0,36
Обменная кислотность	мл/100 г почвы	0,07
Хлористость	мл/100 г почвы	23,32
Сульфат (SO ₄ ²⁻)	мл/100 г почвы	10,23
Железо FeO	мл/100 г почвы	53,67
Al ³⁺	мл/100 г почвы	0,42
Al ₂ O ₃	мл/100 г почвы	18,73
Цинк	мл/100 г почвы	2,03
Свинец Pb ²⁺	мг/100 г почвы	0,006
Мышьяк As ³⁺	мг/100 г почвы	1,92
Кадмий Cd ²⁺	мг/100 г почвы	0,007
Никель Ni ²⁺	мг/100 г почвы	1,37
Ртуть Hg ²⁺	мг/100 г почвы	0,003

Результаты и обсуждение

Высота рисового растения в разные периоды роста представлена в табл. 2 и на рис. 1. Выявлено, что низкие концентрации ртути (≤ 10мг/кг) способствуют развитию растения, особенно при 1 мг/кг, который стимулирует рост риса. Наиболее благоприятной является концентрация Hg²⁺ в приповерхностных отложениях 10 мг/кг. Однако уже при концентрациях 30

мг/кг и выше наблюдается негативная тенденция, проявленная в снижении темпов роста.

Существует корреляция между изменением концентрации Hg и высотой растения в разные периоды. Это указывает, что на высоту риса влияет концентрация ртути в почве. Отрицательный коэффициент корреляции означает, что при увеличении концентрации ртути в почве высота растений уменьшается.

Таблица 2

Влияние концентрации Hg^{2+} на высоту риса (см)

Концентрация Hg^{2+} (мг/кг)	Возраст риса (дни)					
	7	14	21	28	35	75
Концентрация образец [КО]	5,93	14,38	25,20	47,41	68,08	82,51
0,01	7,28	16,14	26,93	51,74	71,81	87,01
0,1	7,42	18,85	28,19	54,70	73,69	87,49
1	7,74	20,32	29,22	55,41	74,36	88,13
10	7,75	20,39	29,25	55,47	74,38	88,12
30	5,93	12,98	22,60	43,81	63,48	75,91
100	5,68	12,73	22,35	43,56	63,23	76,19
Корреляция r	-0,634	-0,605	-0,718*	-0,689*	-0,735*	-0,757*

Примечание: * корреляция значима на уровне $\alpha \leq 0,05$.

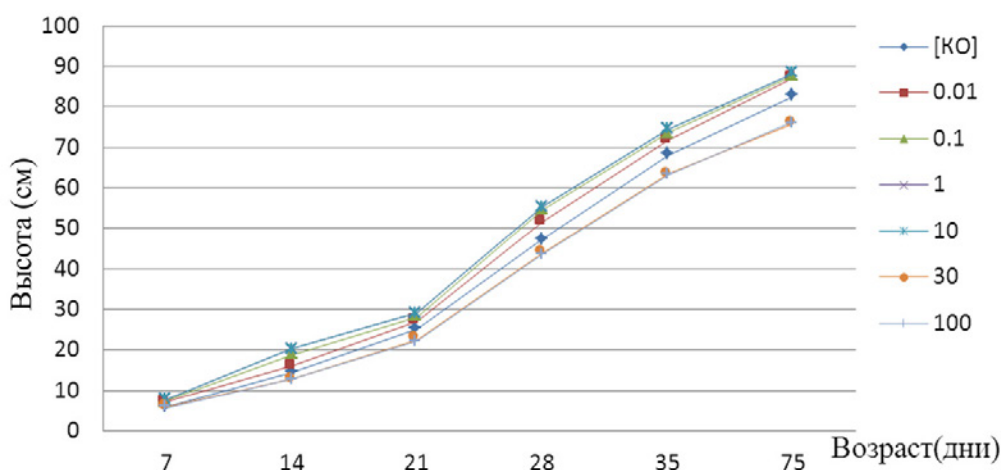


Рис. 1. Влияние концентрации Hg^{2+} на высоту риса.

Влияние концентраций Hg^{2+} на кущение риса и развитие длины корня различно (табл. 3, рис. 2). При концентрации Hg^{2+} в приповерхностных отложениях ≤ 10 мг/кг данные показатели дали лучшие относительно контрольного образца результаты. Однако при более высоких концентрациях, количество стеблей уменьшается и увеличивается время кущения. Влияние загрязнения на длину корня незначительно.

В табл. 3 представлены результаты корреляции между концентрацией ртути в приповерхностных отложениях и способностью кущения, временем кущения и длиной корня. Коэффициент корреляции относительно плотный ($0,65 < |r| < 0,85$). При этом, наибольшая взаимосвязь выявлена относительно времени кущения (85,8 %), длины корня (66,4 %), изменения числа стеблей (65,2 %).

Таблица 3

Влияние концентраций Hg^{2+} на кущение риса и развитие длины корня

Концентрация Hg^{2+} (мг/кг)	Среднее количество стебля (стеблей)	Среднее время кущения (дни)	Средняя длина корня (см)
[КО]	6,00	10,90	25,49
0,01	7,00	11,80	26,46
0,1	7,60	12,00	27,34
1	8,00	11,10	26,11
10	6,70	12,20	24,80
30	5,70	12,80	23,70
100	5,50	12,70	22,51
Корреляция r	-0,664	0,652	-0,858*

Примечание: * корреляция значима на уровне $\alpha \leq 0,05$.

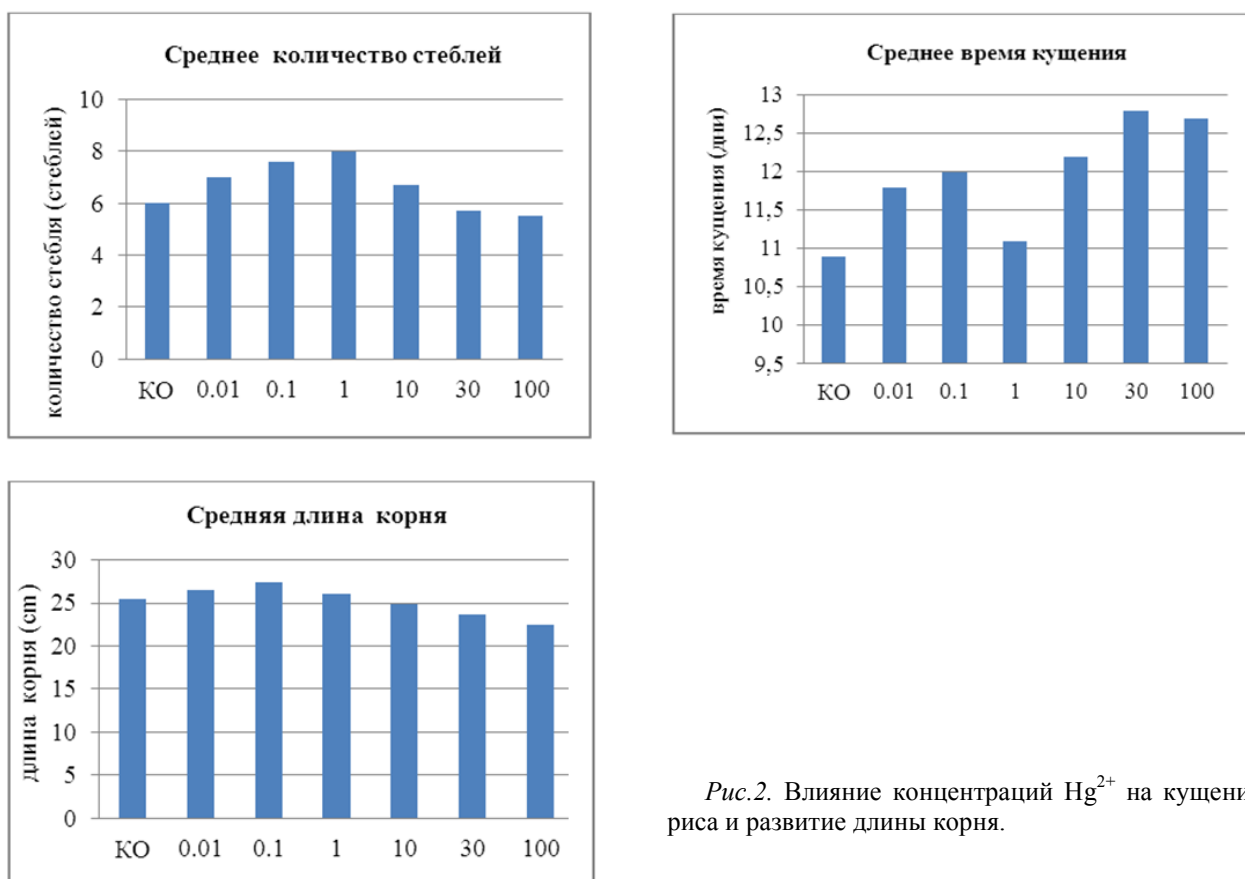


Рис.2. Влияние концентраций Hg²⁺ на кушение риса и развитие длины корня.

Особенности накопления ртути в различных частях риса показаны в табл. 4 и на рис 3. В загрязненной ртутью почве уровни накопления загрязняющего вещества в различных частях риса дифференцируются. Наибольшее накопление происходит в стеблях и листьях при концентрациях ртути в почвах 10 ppm, достаточно высокие концентрации накопления характерны и для корневой системы. Максимальное накопление в зерне характерно при концентрациях загрязнения 10 мг/кг. Также данные концентрации являются неблагоприятными по накоплению ртути в корневой части растения. Интересным является факт практического отсутствия реагирования растения на

высокие концентрации ингредиента. При концентрации 30–100 мг/кг, уровень накопления ртути снижается, что согласуется с результатами других исследований [22]. Это можно объяснить токсическим механизмом тяжелых металлов в почвенной среде: Предположительно на степень перемещения ртути по трофической цепочке оказывает влияние адсорбционные свойства вмещающих приповерхностных отложений.

Табл. 4 показывает, что коэффициент корреляции очень низок ($0,1 < |r| < 0,3$). Это означает, что нет никакой корреляции между изменением концентрации ртути в почве и накоплением ртути в растении.

Таблица 4

Содержание Hg²⁺ (мг/кг), накопленное в частях риса

Концентрация Hg ²⁺ в почве (мг/кг)	Hg ²⁺ в сухих семенах (мг/кг)	Hg ²⁺ в высушенных стеблях и листьях (мг/кг)	Hg ²⁺ в сухих корнях (мг/кг)
[КО]	0,27	0,85	1,80
0,01	1,24	1,40	2,44
0,1	1,56	5,40	5,38
1	2,45	7,74	2,69
10	6,47	15,14	2,11
30	1,95	3,61	1,44
100	2,49	2,52	1,99
Корреляция r	0,100	-0,199	-0,321

Примечание: * корреляция значима на уровне $\alpha \leq 0,05$.

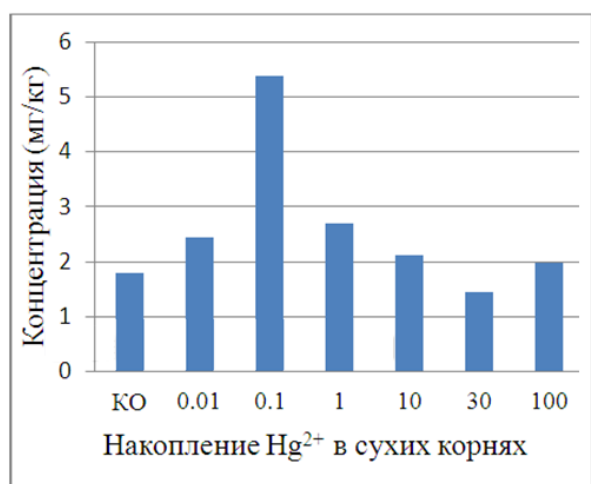
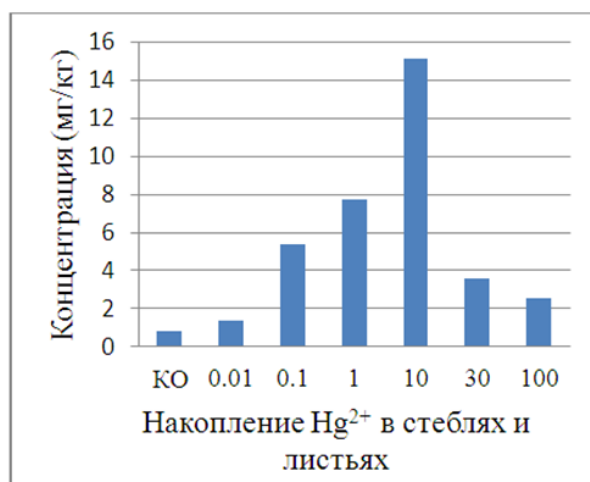
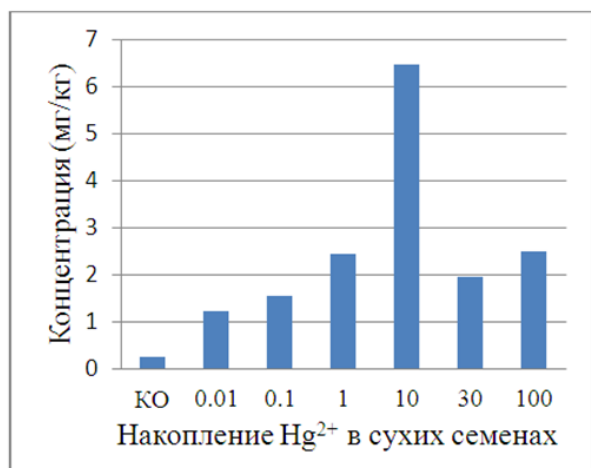


Рис.3. Содержание Hg²⁺ (мг/кг), накопленное в различных частях растений риса.

Заключение

1. Приповерхностные отложения отдельных районов Вьетнама значительно пострадали в результате военных действий 1954–1976 гг. Распыление гербицидов над лесными и сельскохозяйственными угодьями привело к повсеместному загрязнению приповерхностных отложений ртутью в диапазоне концентраций от 0,1 до 100 и более мг/кг.

2. Проведенные исследования выявили особенности влияния загрязнения ртутью приповерхностных отложений на основную сельхоз культуру страны – рис. Определено, что при концентрации элемента 10 мг/кг оказывается максимально благоприятное воздействие на растение. Однако при более высоких концентрациях зафиксировано негативное воздействие на рост растения. Выявлено что уровень концентрации ртути в приповерхностных отложениях, равный 10 мг/кг является предельной концентрацией для риса.

3. Уровень накопления ртути в частях растений различен. В диапазоне концентраций ртути в приповерхностных отложениях от 0,01 до 10 мг/кг, уровень накопления в растении также увеличивался. Однако при дальнейшем нарастании загрязнения Hg подобная корреляционная связь не была выявлена. Данная проблема является предметом дальнейших исследований

миграции и накопления ртути в эколого-геологических системах центральной и южной части Вьетнама.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ли, Н. Б. Экологическая токсикология / Н. Б. Ли // Национальный университет Издательство Хошимин. – 2000. – 268 с.
2. Диксбьюри, Т. Экологический аспект реакции тяжелых металлов в микроорганизмах / Т. Диксбьюри // Adv Microb Ecol. – 1985. – № 8. – Р.185–235.
3. Косинова, И. И. Методика геоэкологической биоиндикации георисков техногенно-трансформированных территорий / И. И. Косинова, О. В. Базарский // Козинцев С. Н. Геориск. – 2012. – № 3. – С. 22–25.
4. Густин, М. С. Концентрации ртути в атмосфере над ртутно загрязненными хвостами хвостохранилища в Карсонском речном дренажном бассейне, / М. С. Густин, Т. В. Тайлор, Т. Л. Леонард // Загрязнение воздуха и почвы. – 1995. – Серия 80. – № 1–4. – С. 217–220.
5. Меркурий в атмосфере, снежные и талые водоемы в Северной Атлантике в течение лета в Арктике / К. Асрмо [и др.] // Экологическая наука и техника. – 2006. – Серия 40. – № 13. – С. 4083–4089.
6. Усиленное осаждение и биоаккумуляция ртути в наземных экосистемах Антарктики, с которыми сталкиваются прибрежные полярные / Р. Баргагли [и др.] // Экологическая наука и техника. – 2005. – Серия 39. – № 21. – С.8150–8155.

7. Движение водной ртути через наземные пищевые сети / Д. А. Кристал [и др.] // Наука – 2008. – Серия 320. – С. 335.
8. Кузик, Б. В. Обнаружение ртути в водных средах с использованием EPRE Reporter Zebrafish / Б. В. Кузик, М. Ю. Гарван, А. Я. Удвадия // Морская биотехнология. – 2008. – Серия 10. – № 6. – С. 750–757.
9. Влияние ртути на хлоралкалиновые растения / В. В. Бунн [и др.] // Журнал Американской ассоциации промышленной гигиены. – 1986. – Серия 47. – № 5. – С. 249–254.
10. Голдвотер, Л. Ю. Ртуть в стоматологии / Л. Ю. Голдвотер // Журнал токсикологии Клиническая токсикология. – 1991. – Серия 29. – № 2. – С. 151–164.
11. Атиф, Амин. Фитотоксичность Hg и его детоксикация через микроорганизмы в почве / Амин Атиф, Закия Латиф // Ад. жизнь sci. – 2015. – № 2. – С. 98–105.
12. Сравнение ртути, свинца и мышьяка в отношении генотоксических эффектов на растительные системы и развитие генетической толерантности / М. Патра [и др.] // Экологическая и экспериментальная ботаника. – 2004. – Серия. 52. – № 3. – С. 199–223.
13. Патра, М. Ртутная токсичность в растениях / М. Патра, А. Шарма // Ботанический обзор. – 2000. – Серия. 66. – № 3. – С. 379–422.
14. Спаркс, Д. Л. Токсичные металлы в окружающей среде: роль поверхностей / Д. Л. Спаркс // Элементы. – 2005. – Серия. 1. – № 4. – С. 193–197.
15. Активация антиокислительной системы ртутью в семенах *Pfaffia glomerata* / Н. С. Кальгарото [и др.] // Биометаллы. – 2010. – Серия. 23. – № 2. – С. 295–305.
16. Ли, Н. В. Земля Экологическая экология / Н. В. Ли // Хошимин Сельскохозяйственный издатель. – 2000. – 173 с.
17. Ли, Н. В. Влияние токсинов тяжелых металлов на растения (рис, водный шпинат), животных (земляных червей, мидий, раков) и накопления в их телах / Н. В. Ли, В. Д. Нгуен // Национальный центр научных технологий. – 1998. – С. 23–28.
18. Меркурий в почвах трех сельскохозяйственных экспериментальных станций с долгосрочным оплодотворением в Китае / Ю. М. Зенг [и др.] // Об атмосфере. – 2008. – Серия. 72. – № 9. – С. 1274–1278.
19. Каппон, К. Ю. Содержание и химическая форма ртути и селена в почве, шлеме и удобрениях / К. Ю. Каппон // Загрязнение воздуха и почвы. – 1984. – Сер. 22. – № 1. – С. 95–104.
20. Оценка подвижности металлов, доступность $Planl$ и иммобилизация химическими агентами в алимете / М. Менч [и др.] // Загрязнение окружающей среды. – 1994. – С. 279–286.
21. Косинова, И. И. Теория и методология геоэкологических рисков / И. И. Косинова, Н. Р. Кустова // Вестник Воронеж. гос. ун-та. Сер. Геология. – 2008. – № 2. – С. 189–197.
22. Метилмеркурические концентрации и скорости производства по трофическому градиенту в северных Эверглейдс / С. Гилмор [и др.] // Биогеохимия. – 1998. – Сер. 40. – С. 327–345.

Воронежский государственный университет

Нгуен Тхань Хунг, аспирант кафедры экологической геологии

E-mail: Thanhhungln02@gmail.com

Tel.: +7 961 613 95 94

Ирина Ивановна Косинова, доктор геолого-минералогических наук, профессор

E-mail: Kosinova777@yandex.ru

Tel.: +7 920 457 45 71

Voronezh State University

Nguyen Th. H., postgraduate student of ecological geology department

E-mail: Thanhhungln02@gmail.com

Tel.: +7 961 613 95 94

Kosinova I. I., Doctor of Geological and Mineralogical Sciences, Professor

E-mail: Kosinova777@yandex.ru

Tel.: +7 920 457 45 71