

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК  
УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ  
Институт экологии растений и животных

---

# **ЭКОЛОГИЯ: СКВОЗЬ ВРЕМЯ И РАССТОЯНИЕ**

МАТЕРИАЛЫ ВСЕРОССИЙСКОЙ  
КОНФЕРЕНЦИИ МОЛОДЫХ УЧЕНЫХ,  
ПОСВЯЩЕННОЙ 50-ЛЕТИЮ  
ПЕРВОЙ МОЛОДЕЖНОЙ КОНФЕРЕНЦИИ В ИЭРиЖ

11 – 15 апреля 2011 г.  
ЕКАТЕРИНБУРГ

УДК 574 (061.3)

Э 40

*Материалы конференции изданы при финансовой поддержке  
Президиума Уральского отделения РАН и Российского фонда  
фундаментальных исследований (проект № 11-04-06802).*

**Экология:** сквозь время и расстояние. Материалы конф.  
молодых ученых, 11–15 апреля 2011 г. / ИЭРЖ УрО РАН  
— Екатеринбург: Гощицкий, 2011. — 212 с.  
Табл. 36. Рис. 53.

В сборнике опубликованы материалы Всероссийской конференции молодых ученых «Экология: сквозь время и расстояние», посвященной 50-летию первой молодежной конференции в Институте. Мероприятие проходило в Институте экологии растений и животных УрО РАН с 11 по 15 апреля 2011 г. Работы посвящены проблемам изучения биологического разнообразия на популяционном, видовом и экосистемном уровнях, анализу экологических закономерностей эволюции, поиску механизмов адаптации биологических систем к экстремальным условиям, а также популяционным аспектам экотоксикологии, радиобиологии и радиоэкологии.

ISBN 978-5-98829-029-2

© Авторы, 2011

© ИЭРЖ УрО РАН, 2011

© Оформление. Издательство «Гощицкий», 2011

## ВЛИЯНИЕ МЕТОДИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ НА РЕЗУЛЬТАТЫ ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКИХ ЭКСПЕРИМЕНТОВ: МЕТА-АНАЛИЗ

---

**О.В. Дуля, В.С. Микрюков**

*Институт экологии растений и животных УрО РАН, г. Екатеринбург*

*Ключевые слова: мета-анализ, промышленное загрязнение, растения, устойчивость, эксперимент.*

Обилие результатов исследований, накопившихся в научной литературе к началу XXI в., а также их недостаточная согласованность и противоречивость, диктуют необходимость синтеза данных с помощью способов более эффективного сворачивания информации, чем литературный обзор. В связи с увеличивающимся объемом информации возрастает актуальность мета-анализа. Мета-анализ — это систематизированный литературный обзор, поддерживаемый статистическими методами, цель которого — объединение и разделение результатов из нескольких сходных исследований (Glass, 1976). Однако количество публикаций российских ученых с использованием мета-анализа ничтожно мало по сравнению с потоком работ в странах запада, Японии, США и Канады.

В результате интенсивного техногенного воздействия на окружающую среду исследования биоты промышленно нарушенных земель оставались актуальными в течение XX в. В частности, в экотоксикологии растительных популяций загрязненных территорий накоплен обильный запас данных, вряд ли поддающийся систематизации традиционными способами. Мы решили подойти к этой проблеме с использованием процедур мета-анализа.

Промышленно загрязненные территории могут быть заселены популяциями ограниченного числа видов растений. С начала XX в. считается, что эти популяции более устойчивы к компонентам выбросов по сравнению с представителями тех же видов на фоновых территориях. Для проверки данной гипотезы выполнено множество экотоксикологических экспериментов по методике корневого теста Уилкинса (Wilkins, 1957) или его аналогов. Общая схема таких работ предполагает изъятие индивидуумов (в виде семенного или вегетативного потомства) из популяций загрязненных и фоновых территорий, а также их дальнейшее культивирование в лаборатории при избытке исследуемого токсиканта в питательной среде. Если скорость роста (прирост) растений из загрязненных зон статистически значимо превышает рост представителей фоновых территорий, то

исследователи обычно констатируют наличие адаптации, вызванной промышленным загрязнением. При обратном отношении либо при статистически неразличимых интенсивностях роста считается, что вид обладает так называемой структурной (естественной) устойчивостью к избытку элемента (Meharg, Masnair, 1994). В любом случае измерение такого континуального признака, как линейный или весовой прирост, обуславливает непрерывность оценки устойчивости, что приводит к широкому диапазону ее значений (Masnair et al., 1993).

С разных теоретических позиций, а также при экспериментальной поддержке наблюдаемое множество значений устойчивости объясняют, например, корреляцией с концентрацией токсиканта в среде обитания популяций (Lehman, Rebele, 2004) или полигенным наследованием устойчивости (Masnair et al., 1993). В то же время условия экспериментов, проводимых разными авторскими коллективами, весьма отличаются. Более того в специальных исследованиях показано, что варьирование количества питательных элементов в культивационном растворе, длительности эксперимента и других условий оказывает влияние на разницу между ростом популяций с загрязненных и чистых территорий (Davies, Snaydon, 1973; Garland, Wilkins, 1981; Xiong et al., 2004). Таким образом, возникает вопрос о влиянии методических факторов на интенсивность наблюдаемой относительной устойчивости по сравнению с влиянием естественных источников изменчивости. В данной работе мы поставили цель получения численной оценки относительной важности наиболее критических с точки зрения исследователей условий экспериментов, влияющих на отличия между интенсивностью роста популяций из загрязненных и фоновых местообитаний.

## МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

*Сбор материала.* Поиск литературных данных производили с помощью разных комбинаций из слов «plant», «tolerance», «pollution» и «heavy metal» в поисковых системах ISI и Scopus, а также просматривая списки литературы в работах на сопряженные темы. Специфические критерии для включения исследований в нашу базу данных были следующими. Работа должна включать экспериментальную оценку устойчивости к металлу (или металлоиду) дикорастущих травянистых видов с помощью метода корневого теста Уилкинса или его аналогов. Постановка эксперимента должна подразумевать исследование одной или более выборок из популяции из загрязненного местообитания (в непосредственной близости от источника загрязнения, единицы километров, в зависимости от силы источника) с высоким содержанием исследуемого элемента в почве, а также из популяции фонового местообитания (отдаленных от источника на десятки и более километров) с концентрацией элемента

в почве, не превышающей региональный уровень. Согласно описанной простейшей схеме мы подсчитывали величину эффекта ( $ES$ ) по Хеджесу (Hedges, Olkin, 1985) в виде стандартизированной разницы средних значений ( $d$ ) между средней интенсивностью роста растений двух популяций в эксперименте, получая тем самым оценку степени адаптации, возникшей под влиянием загрязнения.

Более сложная схема подразумевает исследование целого ряда (более трех) популяций, обитающих в разных загрязненных местообитаниях. В этом случае, если авторами приведены величины кислоторастворимых (общих) концентраций изучаемого токсиканта в почве местообитаний популяций, полученные одновременно одним и тем же способом, мы подсчитывали линейный коэффициент корреляции Пирсона ( $r$ ) между интенсивностью роста популяции и содержанием токсиканта в почве. После этого  $r$  трансформировали в  $d$  (Hedges, Olkin, 1985). Если дополнительной информации об уровнях загрязнения не было, мы считали  $d$  для каждой пары загрязненной и контрольной популяций, в дальнейшем усредняя все значения  $d$ .

*Построение моделей.* Из описания методов проведения экспериментов в выбранных публикациях мы изымали информацию о наиболее важных с точки зрения экспертов условиях экспериментов (Wilkins, 1978; Kopittke et al., 2010). На основе всей собранной информации, а также с учетом ее достаточности для математической обработки, для анализа брали следующие переменные: вид растения, токсический элемент, длительность экспонирования токсиканта, полнота питательной среды (ПС), концентрация хелатирующих лигандов, концентрация токсиканта. Так как состав разных ПС отличается как качественно, так и количественно, то мы представили модератор «полнота ПС» в балльной шкале, присваивая баллы разным ПС согласно количеству макро- и микроэлементов в них (табл. 1).

ТАБЛИЦА 1. Схема перевода информации о составе ПС в балльную шкалу

Балл	Критерий	Разбавление, раз	Пример ПС
0	Нет питательных элементов		Дистиллят
5	Только макроэлементы или макро- и малые количества микроэлементов	< 0.06	Раствор 0.5 или 1 г $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ ; ПС Кноппа или её аналоги без Fe
10	Макро- и микроэлементы	0.06 – 0.19	Стандартные ПС (Arnon-Hoagland = Hoagland №2, Hoagland-Snyder = Hoagland №1, Rorison) и их модификации и аналоги
25		0.20 – 0.35	
50		0.36 – 0.70	
100		0.71 – 1	

Из-за разной степени токсичности диапазоны используемых концентраций разных элементов сильно различаются. По этой причине мы стандартизировали все значения концентраций токсикантов.

С помощью ПО R v.2.12.2 (R Development Core Team, 2011) и пакета *metafor* v.1.6–0 (Viechtbauer, 2010) построены линейные модели зависимости *ES* от указанных переменных. С учетом возможности биологической интерпретации для обработки приняты модели с количеством членов менее 7, а также с взаимодействиями модераторов не более чем 2-го порядка. Оценка качества модели была проведена с использованием информационного критерия Акаике (*AIC*). В группу лучших моделей отобраны модели с минимальными значениями *AIC*. Поддержку каждой из лучших моделей и входящих в них переменных оценивали с помощью веса Акаике (Burnham, Anderson, 2002).

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Из огромного количества исследований на данную тему нам удалось использовать только 42 работы, опубликованные с 1958 по 2009 гг., удовлетворяющие требованиям мета-анализа. Наиболее часто встречающиеся недостатки остальных публикаций — отсутствие информации об изменчивости признака и размерах выборок, а также специфические для данной области экотоксикологии упущения — отсутствие информации о планировании эксперимента. Они не позволяют адекватно оценить корректность статистической обработки результатов. Также не могут вызывать доверия результаты работ со скудными описаниями методов и материалов проводимых экспериментов, например без описания состава питательных сред, их pH, возраста исследуемых растений и т.д.

Включенные в анализ работы содержали информацию о 32 видах растений из 10 семейств. Наиболее изучены виды из семейства Poaceae и Caryophyllaceae (виды родов *Agrostis* и *Silene*). Количество работ, посвященных разным элементам, также различно: Cu ( $n = 76$ ), Pb (58), Zn (58), Cd (36), Ni (16), As (16), Mn (5), Al (3), Co (3). При этом концентрации одного и того же элемента, используемые в разных работах, могут отличаться в 20 — 20 000 раз. В экспериментах, проведенных разными авторскими коллективами, длительность экспонирования растений токсикантам, находится в интервале от 2 до 76 дней.

Из отобранных публикаций получено 269 значений *ES*. Среднее значение *ES* составляет 2.4 при доверительном интервале, полученном с помощью метода бутстрэпа [1.8; 3.0], что свидетельствует в пользу повышенной устойчивости к токсикантам в растительных популяциях промышленных земель, возникшей под действием загрязнения, по сравнению с контрольными популяциями. Общая изменчивость *ES* весьма высока:  $Qt=616.9$  ( $n=268$ ,  $p<0.0001$ ).

В результате несбалансированности массива данных из 82 159 всех возможных сочетаний модераторов (при указанных выше ограничениях) обработке подлежало 8 007 моделей. Группа лучших моделей представлена в табл. 2. Все избранные модели описывают более 58% изменчивости *ES*.

ТАБЛИЦА 2. Лучшие модели ( $\Delta AIC < 5$ ) влияния условий экспериментов на результаты экотоксикологических исследований относительной токсикотолерантности растений из загрязненных местообитаний

Модель	VAF, %	$\tau$	AIC	$\Delta AIC$	W
вид+ $C_{\text{токс}}$ ×вид+ $C_{\text{токс}}$ ×длит	58.4	11.8	1248	0	0.28
вид+ $C_{\text{токс}}$ + $C_{\text{токс}}$ ×вид+ $C_{\text{токс}}$ ×длит	58.4	11.8	1248	0	0.28
вид+длит+ $C_{\text{токс}}$ + $C_{\text{токс}}$ ×вид	58.6	11.8	1250	1.9	0.11
вид+длит+ $C_{\text{токс}}$ ×вид	58.6	11.8	1250	1.9	0.11
вид+ $C_{\text{токс}}$ ×вид+ $C_{\text{токс}}$ ×длит+ $C_{\text{токс}}$ ×полнПС	58.4	11.8	1252	3.5	0.05
вид+ $C_{\text{токс}}$ + $C_{\text{токс}}$ ×вид+ $C_{\text{токс}}$ ×длит+ $C_{\text{токс}}$ ×полнПС	58.4	11.8	1252	3.5	0.05
вид+длит+ $C_{\text{токс}}$ + $C_{\text{токс}}$ ×вид+ $C_{\text{токс}}$ ×длит	58.4	11.8	1252	3.9	0.04
вид+длит+ $C_{\text{токс}}$ ×вид+ $C_{\text{токс}}$ ×длит	58.4	11.8	1252	3.9	0.04
вид+ $C_{\text{токс}}$ + $C_{\text{хелат}}$ + $C_{\text{токс}}$ ×вид+ $C_{\text{токс}}$ ×длит	58.8	11.7	1253	4.5	0.03
вид+ $C_{\text{хелат}}$ + $C_{\text{токс}}$ ×вид+ $C_{\text{токс}}$ ×длит	58.8	11.7	1253	4.5	0.03

Примечание. Вид – вид исследуемого растения; полнПС – полнота ПС;  $C_{\text{токс}}$  – логарифм относительной концентрации токсиканта в ПС; длит – длительность экспонирования;  $C_{\text{хелат}}$  – концентрация органических хелатирующих лигандов в ПС. VAF – доля объясняемой моделью дисперсии *ES*;  $\tau$  – остаточная изменчивость *ES* (для всех  $\tau$   $SE(\tau) = 1.3$ );  $\Delta AIC$  – разность между AIC модели и AIC лучшей модели; W – относительный вес модели.

По значениям относительного суммарного веса переменных (т.е. их важности) получен следующий ряд: «вид»; «вид» × «концентрация токсиканта»; «концентрация токсиканта»; «концентрация токсиканта» × «длительность экспонирования»; «длительность экспонирования»; «концентрация хелатирующих лигандов»; «концентрация токсиканта» × «полнота ПС» (табл. 3).

Как и следовало ожидать, межвидовая изменчивость токсикотолерантности – наиболее значительный источник гетерогенности *ES*. Взаимодействие «вид» × «концентрация токсиканта» обладает сходным суммарным весом, что указывает на высокую вариабельность результатов экспериментов даже с одним видом в зависимости

ТАБЛИЦА 3. Суммарный относительный вес модераторов и их взаимодействий, входящих в группу лучших моделей

Модератор	Вид	$C_{\text{токс}} \times \text{вид}$	$C_{\text{токс}}$	$C_{\text{токс}} \times \text{длит}$	длит	$C_{\text{хелат}}$	$C_{\text{токс}} \times \text{ПС}$
$\Sigma W$	1	0.83	0.5	0.39	0.29	0.06	0.05

от используемой концентрации токсиканта. Примером этого могут служить исследования устойчивости популяций *Sedum alfredii* к Cd и Zn (Xiong et al., 2004; Sun et al., 2005), *Silene paradoxa* к Zn, Cd и As (Arnetoli et al., 2008a; б), *Lychnis flos-cuculi* к Cu (Дуля, 2010), *Cynodon dactylon* к Pb, Zn и Cu (Shu et al., 2002). Обычно, в зависимости от ширины диапазона исследуемых концентраций, зависимость разности между устойчивостью приспособленной и контрольной популяций от концентрации токсиканта в ПС прямая или носит куполообразный характер.

Получены высокие значения веса «длительности экспонирования токсиканту», а также взаимодействия «концентрация токсиканта»  $\times$  «длительность экспонирования». В частных исследованиях показана как отрицательная (Coughtrey, Martin, 1977), так и положительная (Schultz, Hutchinson, 1988; Smirnoff, Stewart, 1987) связь между оценкой относительной устойчивости и продолжительностью воздействия, а также разнонаправленное влияние времени экспонирования в зависимости от концентрации токсиканта (Lefevre et al., 2010; Roosens et al., 2003).

Наименее важными по результатам моделирования являются переменные «концентрация хелатирующих лигандов» и «полнота ПС». Присутствие хелатирующих лигандов в ПС обусловлено стремлением экспериментаторов обеспечить растения доступными формами Fe в виде органических комплексов с EDTA, HBED, EDDA и др. В то же время органические соединения связывают тяжелые металлы, и, как считается, модифицируют их действие на растения. Тем не менее в области экотоксикологии растений вопрос о биодоступности хелатных соединений тяжелых металлов остается весьма спорным (Parker, Norvell, 1999; Reichman, 2002).

Наиболее сложным с точки зрения механизмов взаимодействия является сочетание модераторов «концентрация токсиканта»  $\times$  «полнота ПС». С начала использования корневого теста вплоть до настоящего времени в работах, посвященных растительной культуре, составу ПС уделяется наибольшее внимание. По крайней мере специалисты предъявляют два требования при выборе ПС: сохранение химического равновесия в экспериментальных емкостях в течение эксперимента, а также учет влияния биогенных элементов на токсичность металлов и металлоидов (Wilkins, 1978; Parker, Norwell, 1999;



Kopittke et al., 2010). Первое требование подразумевает предотвращение выпадения тяжелых металлов в виде фосфатов или гидролиза. Согласно второму, необходимо помнить об изменении губительных свойств токсиканта в присутствии биогенного «элемента-аналога» (Meharg, Macnair, 1994). С другой стороны, растения не должны страдать ни от избытка, ни от дефицита питательных элементов. Считается, что для удовлетворения всех требований необходимо подбирать наиболее близкую по составу к почвенному раствору ПС. Подробнее этот вопрос рассмотрен в работах специалистов (Parker, Norwell, 1999; Kopittke et al., 2010).

Мы полагаем, что выявленное влияние взаимодействия «концентрация токсиканта» × «полнота ПС» на относительную устойчивость растений в большей степени связано с содержанием ионов  $\text{PO}_4^{3-}$  в ПС и выпадением в осадок фосфатов тяжелых металлов. Согласно нашим подсчетам, коэффициент корреляции Пирсона между рангом ПС и концентрацией фосфатов в ПС составил 0.89 ( $n=42$ ). Согласно расчетам в ПО Geochem EZ (Shaff et al., 2010), в 44 случаях из 269 в осадок должно выпасть от 1 до 100% добавленного токсиканта. Таким образом, под влиянием избытка  $\text{PO}_4^{3-}$  в ПС актуальная концентрация токсиканта может составлять до 1% от добавленного количества. Тем не менее корреляция между водорастворимыми формами и добавленным количеством токсиканта составляет 0.99, обуславливая сохранение прежнего соотношения актуальных концентраций токсикантов, используемых разными авторами.

## ВЫВОДЫ

1. По значениям относительного суммарного веса переменных, влияющих на оценку устойчивости растений к компонентам промышленного загрязнения, получен следующий ряд: «вид»; «вид» × «концентрация токсиканта»; «концентрация токсиканта»; «концентрация токсиканта» × «длительность экспонирования»; «длительность экспонирования»; «концентрация хелатирующих лигандов»; «концентрация токсиканта» × «полнота ПС».

2. Полученные результаты диктуют требования для проведения экспериментов по оценке металлоустойчивости растений, заключающиеся прежде всего в использовании широкого диапазона концентраций токсиканта в ПС и многократных повторных измерениях прироста растений в течение эксперимента.

3. При проведении межвидовых сравнений металлоустойчивости по литературным данным необходимо помнить, что наибольшую изменчивость оценки токсикотолерантности обуславливают концентрация токсиканта и длительность эксперимента, в то время как менее значимыми, но важными являются параметры состава питательных сред.

Авторы выражают благодарность П.М. Копиттке (Университет Квинсленда, Австралия), а также коллективу лаборатории экотоксикологии популяций и сообществ за помощь в обсуждении результатов исследования.

Работа выполнена при финансовой поддержке Программы развития ведущих научных школ (НШ-3260.2010.4) и научно-образовательных центров (контракт 02.740.11.0279), а также гранта Президиума УрО РАН для поддержки молодых ученых.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Дуля О.В. Металлоустойчивость популяций *Lychnis flos-cuculi* из зон с разными уровнями промышленного загрязнения // Биологические системы: устойчивость, принципы и механизмы функционирования: Мат-лы конф. Нижний Тагил, 2010. С. 175–179.

Armetoli M., Vooijs R., Gonnelli C. et al. High-level Zn and Cd tolerance in *Silene paradoxa* L. from a moderately Cd- and Zn-contaminated copper mine tailing // Environ. pollut., 2008a. Vol. 156, № 2. P. 380–386.

Armetoli M., Vooijs R., ten Bookum W. et al. Arsenate tolerance in *Silene paradoxa* does not rely on phytochelatin-dependent sequestration // Environ. Pollut., 2008b. Vol. 152, № 3. P. 585–591.

Burnham K.P., Anderson D.R. Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach. New York: Springer, 2002. 488 p.

Coughtrey P.J., Martin M.H. Cadmium tolerance of *Holcus lanatus* from a site contaminated by aerial fallout // New Phytologist, 1977. Vol. 79. P. 273–280.

Davies M. S., Snaydon R.W. Physiological differences among populations of *Anthoxanthum odoratum* L. collected from the Park Grass Experiment, Rothamsted. I. Response to calcium // Journal of Applied Ecology, 1973. Vol. 10. P. 33–45.

Development Core Team. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2011.

Garland C.J., Wilkins D.A. Effect of calcium on the uptake and toxicity of lead in *Hordeum vulgare* L. and *Festuca ovina* L. // New Phytologist, 1981. Vol. 87. P. 581–593.

Glass G.V. Primary, Secondary, and Meta-Analysis of Research // Educational Researcher, 1976. Vol. 5, № 10. P. 3–8.

Hedges L.V., Olkin I. Statistical methods for meta-analysis. Orlando: Acad. Press, 1985. 369 p.

Kopittke P.M., Blamey F.P., Asher C.J., Menzies N.W. Trace metal phytotoxicity in solution culture: a review // J. of Experim. Bot., 2010. Vol. 61, № 4. P. 945–954.

Lefevre I., Correal E., Lutts S. Impact of cadmium and zinc on growth and water status of *Zygophyllum fabago* in two contrasting metalicolous populations from SE Spain: comparison at whole plant and tissue level // Plant Biology, 2010. Vol. 12, № 6. P. 883–894.

Lehmann C., Rebele F. Evaluation of heavy metal tolerance in *Calamagrostis epigejos* and *Elymus repens* revealed copper tolerance in a copper smelter population of *C. epigejos* // Environmental and Experimental Botany, 2004. Vol. 51, № 3. P. 199–213.

Macnair M.R., Smith S.E., Cumbes Q.J. Heritability and distribution of variation in degree of copper tolerance in *Mimulus guttatus* at Copperopolis, California // *Heredity*, 1993. Vol. 71. P. 445–455.

Meharg A.A., Macnair M.R. Relationship between plant phosphorus status and the kinetics of arsenate influx in clones of *Deschampsia cespitosa* (L) Beauv that differ in their tolerance to arsenate // *Plant and Soil*, 1994. Vol. 162. № 1. P. 99–106.

Parker D.R., Norvell W.A. Advances in solution culture methods for plant mineral nutrition research // *Advances in Agronomy*, 1999. № 65. P. 151–213.

Reichman S. The Responses of Plants to Metal Toxicity: A review focusing on Copper, Manganese and Zinc Melbourne: Australian minerals and energy environment foundation, 2002. 59 p.

Roosens N., Verbruggen N., Meerts P. et al. Natural variation in cadmium tolerance and its relationship to metal hyperaccumulation for seven populations of *Thlaspi caerulescens* from western Europe // *Plant Cell Environ.*, 2003. № 26. P. 1657–1672.

Schultz C.L., Hutchinson T.C. Evidence against a key role for metallothionein-like protein in the copper tolerance mechanism of *Deschampsia cespitosa* (L) Beauv // *New Phytologist*, 1988. Vol. 110. № 2. P. 163–171.

Shaff J.E., Schultz B.E., Craft E.J. et al. GEOCHEM-EZ: A chemical speciation program with greater power and flexibility // *Plant Soil*, 2010. Vol. 330. P. 207–214.

Shu W.S., Ye Z.H., Lan C.Y. et al. Lead, zinc and copper accumulation and tolerance in populations of *Paspalum distichum* and *Cynodon dactylon* // *Environ. Pollut.*, 2002. Vol. 120. № 2. P. 445–453.

Smirnov N., Stewart G.R. Glutamine-synthetase and ammonium assimilation in roots of zinc-tolerant and non-tolerant clones of *Deschampsia cespitosa* L. Beauv and *Anthoxanthum odoratum* L. // *New Phytologist*, 1987. Vol. 107. № 4. P. 659–670.

Sun Q., Ye Z.H., Wang X.R., Wong M.H. Cadmium hyperaccumulation leads to an increase of glutathione rather than phytochelatins in the cadmium hyperaccumulator *Sedum alfredii* // *J. Plant Physiol.*, 2007. Vol. 164. № 11. P. 1489–1498.

Viechtbauer W. Conducting Meta-Analyses in R with the metafor Package // *J. Stat. Softw.*, 2010. Vol. 36. № 3. P. 1–48.

Wilkins D.A. A technique for the measurement of lead tolerance in plants // *Nature*, 1957. Vol. 180. P. 37–38.

Wilkins D.A. The measurement of tolerance to edaphic factors by means of root growth // *New Phytologist*, 1978. Vol. 80. P. 623–633.

Xiong Y.H., Yang X.E., Ye Z.Q., He Z.L. Characteristics of cadmium uptake and accumulation by two contrasting ecotypes of *Sedum alfredii* Hance // *J. Environ. Sci. Heal A*, 2004. Vol. 39. № 11–12. P. 2925–2940.