

УДК 594.1 504.4.054; 504.53.054

НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ ИЗУЧЕНИЯ И ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ЗАГРЯЗНЕННОЙ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ СИСТЕМЫ ПОЧВА–РАСТЕНИЕ

В.Л. Самохвалова, А.И. Фатеев, И.М. Журавлева

ННЦ “Институт почвоведения и агрохимии им. А.Н. Соколовского”

Представлены аспекты изучения влияния загрязнения тяжелыми металлами системы почва–растение, включающие изучение вопросов толерантности, явлений антагонизма и синергизма, фиторемедиации.

Потребность в высоком уровне минерального питания и устойчивость к высокому содержанию токсических элементов определяется генетически. В зависимости от того, как увеличивается содержание тяжелых металлов (ТМ) в отдельных органах растения при поступлении в надземную часть, выделяют: *аккумуляторы* — ТМ накапливаются в надземной части при низких и высоких концентрациях в почве; *индикаторы* — поглощение и транспортировка ТМ в стебли регулируется так, что их внутренняя концентрация отражает наружную; *исключители* — содержание ТМ в стебле остается относительно постоянным и низким при широком диапазоне их концентраций в почве до критического уровня, после которого защитный механизм не срабатывает, транслокация не ограничивается [1]. Адаптация аккумуляторов к высокому содержанию ТМ включает генотипическую эволюцию и селекцию.

Физиологический смысл ограничения поступления ТМ в надземную часть заключается в том, чтобы снизить концентрацию ТМ в тех участках, где наиболее активно протекают процессы биосинтеза, в частности фотосинтеза, ингибируемого Cd^{2+} . Определена причина подавления фотосинтетической фиксации CO_2 , а именно, влия-

ние Cd на закрывание устьиц, функция которых нарушается в эпидермисе листьев. Кроме того, Cd непосредственно влияет на реакции фотосинтеза в хлоропластах, изменяя количество и состав пигментов, разобщает транспорт электронов, подавляет фотофосфорилирование. Некоторые ТМ конкурируют с необходимыми растению металлами и нарушают присущие им функциональные роли. Металлы-токсиканты, поступившие в ткани растений, могут также сохраняться в виде неактивных соединений в клетках, на клеточных мембранах. Химический состав растений может меняться без проявления видимых повреждений.

Основные реакции, связанные с токсичным действием избытка элементов: изменение проницаемости клеточных мембран — Ag, Au, Br, Cd, Cu, Fe, Hg, I, Pb, реакции тиольных групп с катионами — Ag, Hg, Pb; конкуренция с жизненно важными метаболитами — As, Sb, Se, Te, W; большое сродство к фосфатным группам и активным центрам в АДФ и АТФ — Al, Be, Se, Zr; замещение жизненно важных ионов (главным образом макрокатионов) — Cs, Li, Rb, Se, Sr; захват в молекулах позиций, занимаемых жизненно важными функциональными группами, такими как фосфат и нитрат на арсенат, фторид, борат, бромат, селенат и др. [2]. Поэтому, установить величину фитотоксичности

металла для растений достаточно трудно. Эту задачу необходимо решать каждый раз как для разных видов растений с учетом их чувствительности к ТМ, так и на различных почвах для одного и того же вида растений с учетом генезиса почвы.

Обычные симптомы фитотоксичности многих ТМ относительно неспецифичны [3]. Фитотоксичный эффект загрязнения черноземов Cd, Pb, Ni, Cr проявляется в нарушении сбалансированности химического состава видов растений, что приводит к снижению их продуктивности и качества в зонах техногенного загрязнения. Наиболее чувствительны к избытку ТМ — суданская трава, овес. Металлы по уровню токсичности образуют ряд: Cr>Cd>Ni>>Pb. Используя физиологические критерии, установлено, что видимые симптомы фитотоксичности меняются от вида к виду растений, наиболее общие и неспецифические ее симптомы — хлорозные или бурые точки на листьях, коричневые, чахлые, кораллоподобные корни.

Токсичное действие металлов на растение можно проследить по наиболее наглядному признаку — росту. Cu, Hg при токсичных концентрациях ингибируют активность энзимов. С органическими молекулами эти металлы образуют также комплексные соединения, способные проникать через клеточные мембраны. Фитотоксичность металлов и устойчивость к ним растений зависит от количества металла, находящегося в почвенном растворе. Некоторые виды растений, способны концентрировать ТМ без видимых признаков угнетения. Устойчивость растения к одному металлу, как правило, не распространяется на другие. На фитотоксичность металлов влияют почвенные факторы: pH, катионообменная способность почвы и содержание органического вещества. Сохранение pH в пределах 7,0 в почвах с существенным содержанием ТМ предотвращает фитотоксичность многих из них, но те же концентрации металлов при pH 5,5 и ниже могут стать летальными для растений. Изменение абиотических факторов (освещенность, температура, увлажнение) влияет

на передвижение, трансформацию ТМ в почвенной среде и растениях.

На токсичность многовалентных металлов оказывает влияние их валентность. Установлено, что Cr⁶⁺ более токсичен, чем Cr³⁺, восстановленные формы железа токсичнее, чем Fe³⁺ [4]. Валентность ТМ оказывает влияние на фитотоксичность так, как от нее зависят подвижность элемента в почве и доступность растениям. Cr⁶⁺ является анионом хромовой кислоты и в составе аниона практически не фиксируется почвенными коллоидами, т. к. они преимущественно несут отрицательный заряд. Cr³⁺ выступает в роли катиона, фиксируясь в почве, обладает малой токсичностью. Незначительные количества Cr³⁺ стимулируют рост растений, образование хлорофилла и фотосинтез. ПДК Cr³⁺ в почве 100 мг/кг, в то время как ПДК для Cr⁶⁺ — 0,05 мг/кг.

Толерантность растений рассматривают как способность сохранять жизнедеятельность в условиях избытка ТМ в почве. Явление толерантности растений относится как к видам, произрастающим в областях с сильным загрязнением, так и к растениям, способным выживать при избытке элементов. Сами растения могут бороться с избытком ТМ несколькими способами: задерживать избыточные ионы в корнях или за пределами метаболически важных структур; снижать активность избыточных ионов путем перевода их в физиологически инертные формы; создавать альтернативные реакции обмена менее чувствительные к действию ТМ; приобретение естественной растительностью наследственной устойчивости к повышенному содержанию ТМ в почвах.

При избыточном поступлении Cd в растение начинается усиленное продуцирование аминокислот, их функциональная роль — перевод Cd в нетоксичную форму, синтез специфического белка — металлотионина, который связывает избыток Cd. Поступая в зерно, ТМ вызывают изменение его биохимических показателей — накапливаются нитраты, повышается зольность, вследствие изменения элементного

состава растений, уменьшается содержание каротина, увеличивается содержание белковых соединений, участвующих в детоксикации ТМ в клетке растения.

Известно, что запас подвижного азота в почве является основным фактором для определенной почвенно-климатической зоны, определяющим не только урожайность культур, но и их качество. При загрязнении почвы ТМ процессы трансформации азотных соединений нарушаются вследствие высокой чувствительности микробного сообщества к токсическому действию этих поллютантов. Высокий уровень нитратов в почве загрязненных вариантов и следовательно их накопления в товарной части растениеводческой продукции обуславливается ингибированием ТМ процесса денитрификации, а увеличение белка в зерне связано с защитной реакцией белковых соединений [5].

Толерантность растений к ТМ связана с активизацией комплекса защитных механизмов, среди которых:

- внешние — не связанные с функционированием растений, являющиеся следствием свойств почвы, способных уменьшать поток ионов ТМ в растение;
- внутренние — те, которыми обладает само растение — компартментация ТМ в клеточных стенках или вакуолях; связывание ТМ тиолсодержащими белками, пептидами, органическими кислотами, выработка альтернативных путей метаболизма, изменение структуры ферментов [6].

Толерантность связана также с внутренними факторами. Она не представляет собой некий единый механизм, а включает несколько метаболических процессов: селективное поглощение ионов; пониженную проницаемость мембран или другие различия в их структуре и функциях; иммобилизацию ионов в корнях, листьях и семенах; удаление ионов из метаболических процессов путем отложения (образования запасов) в фиксированных или нерастворимых формах в различных органах и органеллах; адаптацию к замещению физиологического элемента токсичным в

энзиме; удаление ионов из растений при смывании атмосферными осадками через листья, соковыделении, сбрасывании листьев и выделении через корни [7]. Кроме того, толерантность культурных растений определяется как их биологическими особенностями, так и степенью токсичности ТМ [3].

Характер распределения ТМ в биомассе растений—корни—надземная часть—зерно свидетельствует о наличии защитных механизмов на границе корень—стебель и стебель—органы запасаания ассимилянтов [8]. Способность корневой системы задерживать избыточное количество ионов ТМ обусловлена совокупным действием морфологических структур и химических реакций неспецифической природы, таким как поясок Каспари, обменная емкость корней, инактивация органическими соединениями, способными образовывать с ТМ малоподвижные соединения, депонированные в вакуоли. При избыточном поступлении ТМ через корни в растение активизируют работу защитные механизмы неспецифической природы, ограничивающие проникновение металлов-токсикантов в надземные органы и в метаболические центры клеток.

Помимо отмеченных механизмов защиты от избытка ТМ, считают, что у растений усиленно формируется корневая система в условиях загрязнения в результате сокращения биомассы надземных органов, утолщаются корни и уменьшается количество корневых волосков [9, 10].

По отношению к ТМ защитные возможности растения проявляются неодинаково — Рb в основном задерживается в корнях, Cd сравнительно легко проникает в надземные органы травянистых растений [9]. При накоплении ТМ в вегетативной массе в нетоксических для растения концентрациях значительная часть этих токсикантов находится вдали от метаболических центров, в частности, в апопласте, где они присутствуют в обменно-поглощенном клеточными стенками состоянии или же входят в состав малоподвижных соединений и, хотя некоторые количества

ТМ преодолевают плазмалемму, клетка в состоянии изолировать их в вакуоли.

Существует ряд гипотез, объясняющих механизм устойчивости многих видов растений к проникновению в них ТМ. Так, установлено, что корневая система имеет защитные механизмы, объясняя это изменением механизмов поглощения и транспортировки металлов из корней в стебли [11]. Причина устойчивости растений к металлам заключается в выработке растением специфических металлоустойчивых ферментов [12–14]. Растения регулируют поступление ТМ в надземную часть только в определенных условиях. Авторы предполагают наличие в растении трех защитных механизмов: на границе почвы–корень, корень–стебель и стебель–зерно.

Взаимодействие химических элементов имеет такое же значение для физиологии растений, как явления дефицита и токсичности. Взаимодействие между химическими элементами (ХЭ) может быть антагонистическим или синергическим, его несбалансированные реакции могут служить причиной химических стрессов у растений.

Антагонизм возникает, если совместное физиологическое действие одного или более элементов меньше суммы действия элементов, взятых отдельно, а синергизм — если совместное действие больше. Такие взаимодействия можно связать со способностью одного элемента ингибировать или стимулировать поглощение других элементов растениями. Все эти реакции весьма переменчивы. Они могут происходить внутри клеток, на поверхности мембран, а также в среде, окружающей корни растений. Для практического применения наиболее важно антагонистическое действие Са и Р на такие опасные для здоровья человека ТМ, как Cd, Pb, Ni.

Механизм поглощения специфичен для ионов, т. е. может происходить конкуренция между близкородственными катионами, например, между Cu^{2+} и Zn^{2+} . Поэтому, накопление ТМ, роль которых в растительном организме до конца не определена, может быть результатом конкуренции ТМ

с поглощением необходимых элементов. Известно, что Са подавляет поступление Cd^{2+} в проростки кукурузы в результате явления геохимического антагонизма и уменьшения адсорбции корнями металл-токсиканта, а высокие концентрации Zn^{2+} ингибируют поглощение и транспортировку Cd^{2+} в надземной части растений. В тоже время Cd может подавлять поглощение Mn, Cu корнями фасоли, Fe — капусты, Zn — кукурузы [15].

В.В. Степанок отмечает, что Pb проявляет антагонизм к S, Cl, Ca, Fe, снижая содержание в растениеводческой продукции необходимых макро- и микроэлементов на 20–30%, а к Mn, Zn и J — синергизм, их содержание возрастало на 30–80% [16]. В другой его работе [15] отмечено, что с увеличением дозы внесения комплексов ТМ увеличивается содержание необходимых растению элементов (P, S, Cl, Ca, Mn, Fe, Co, Cu, Zn) и ТМ (Cr, Ni, Se, As, Pb, Sn, Cd, Sb), на 60–90% при внесении в почву оксидов техногенных элементов; на 80–135% — при внесении нитратов элементов, селенистой кислоты и арсената натрия; на 80–130% — при некорневом воздействии растворами нитратов; на 40–140% — при внесении сульфатов металлов.

Возможен синергизм взаимодействия между микроэлементами (МЭ). Однако синергизм Cd с Pb, Ni, Fe, может быть и артефактом, возникающим вследствие разрушения физиологических барьеров под действием стресса, вызванного избытком ТМ. Реакции, происходящие в окружающей корни почве и влияющие на потребление МЭ корнями, могут быть не связаны непосредственно с метаболическими взаимодействиями ХЭ. Антагонизм и синергизм ионов ТМ при поступлении в различные растения следует объяснять типами взаимодействия ХЭ: элементы группы периодической системы Д.И. Менделеева проявляют антагонизм друг к другу при поступлении в растения тем больше, чем дальше они расположены в пределах группы (Cd и Ca, Ca и Zn, Cd и Pb); элементы соседних групп оказывают синергическое воздействие на поступление в растения

элементов (Zn и K, Cd и K, Pb и Al); элементы группы периодической системы с незаполненной внешней электронной оболочкой оказывают синергическое воздействие на поступление в растительный организм элементов групп, внешняя оболочка которых достраивает оболочку первых до заполнения (элементы 2 группы проявляют синергизм по отношению к элементам 4 группы – Zn (II), Cd (II), Cr, Se) [17].

Следующий важный аспект затронутой проблемы – проведение сравнительного анализа эффективности использования различных вытяжек для определения биологической доступности ТМ и МЭ [18]. Вследствие сходства поглощения ХЭ растениями, микроорганизмами, увеличения загрязненности почв и сопредельных сред возникают сложности с их определением. В Бразилии проведены исследования по определению фракций ХЭ (растворимых, обменных, адсорбированных) путем последовательного экстрагирования и оценки их биологической доступности для *Panicum maximum* и *Zea mays*. В качестве экстрагентов использовали ДТГА, 1 М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (рН 7.0), 0.1 М CaCl_2 , 0.44 М CH_3COOH + 0.1 М $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, 0.5 М KNO_3 , 1 М MgCl_2 , 1 М $\text{CH}_3\text{COOH} + \text{CH}_3\text{COONa}$ (рН 5.0) и 0.1 М CH_3COOH . В почву вносили различные дозы Cd, Cu. Высокая корреляция между выносом Cu, Cd и их переходом в вытяжки дала возможность сделать вывод о возможности подбора соответствующего метода определения.

Поскольку загрязнение нарушает природные биогеохимические циклы химических элементов, природное разнообразие растений успешно используется для очистки окружающей среды от ТМ. Фитомелиорация является перспективным методом улучшения почв, загрязненных ТМ. Развитие этих технологий делает выгодным их практическое применение. Агентство по охране окружающей среды США с 2000 г. утвердило программу использования растений для очистки среды от ТМ [19]. Растения-сверхнакопители ТМ – идеальная модель для разработки технологий очистки, способны преодолевать

физиологические ограничения. Их способность накапливать ТМ определяется скоростью накопления металлов (в г ТМ на кг растительной ткани), умноженной на скорость роста (т. е. накопления биомассы). Широкое применение такой технологии очистки сдерживается: медленным ростом большинства природных видов растений-сверхнакопителей и фиксацией металлов в верхнем плодородном слое почвы. Однако технологии очистки могут включать использование трансгенных растений, ускорение очистки с применением хелаторов, химическую трансформацию ТМ, закономерности молекулярной физиологии и генетические основы сверхнакопления металлов.

Современное состояние и перспективы проблемы фитоочистки почв от радионуклидов и ТМ в Украине представлено в работе [20]. Отмечен прогресс в развитии биотехнологий, основывающихся на использовании природного явления накопления и выноса из почвы ХЭ растениями. Рассмотрены существующие подходы к повышению интенсивности этих процессов. Проанализированы расчеты кинетической зависимости фитоочистки почвы, определена ее эффективность. Обсуждается возможность применения для повышения скорости фитоочистки методов физиологической, ценотической регуляции накопления ТМ.

Фитовосстановление загрязненной ТМ почвы с помощью гипераккумуляторов, обзор исследований в Китае и за границей представлен в [21]. Гипераккумуляторы (ГПА) и фитомелиорация сейчас интенсивно изучаются в почвоведении и экологии. Есть сообщения об использовании ГПА для Co, Cu, Ni, Pb, Mn, Zn, Cd, Cr, Se, механизмах гипераккумуляции ТМ. Эффективными ГПА, накапливающими ТМ, являются растения: *Aelloanthus bifurcatus*, *Thlaspi carulescens*, *Haumaniastrum robertii*, *Minuartia verna*, *Macadamia neurophylla*, *Psychotria doarrei*, *Dicrapetalum geionoides*, *Astragalus racemosus*, *Dicranopetris dichodoma*, *Pteris vittata*, *Sutera fodina* (ответственно указанным выше ТМ). В дру-

гой работе ученых КНР [22] представлен обзор исследований по фитоэкстракции — основному подходу к проблеме фитоизвлечения, фитоочистки почв с дальнейшим определением видов растений-накопителей ТМ, их генетического отбора; вычлениением проблем, связанных с поглощением ХЭ, возможностей искусственного хелатирования.

В России, на загрязненных Cu, Ni, Zn, Co, Pb и Cd почвах установлено, что гречиха и кормовые бобы характеризуются высоким выносом Cu, Zn, Pb, Cd, их можно использовать в качестве фитомелиорантов для биологической очистки почв [23]. Разработан способ использования бобовых трав на загрязненных ТМ почвах [24], который включает посев растений, адсорбирующих ХЭ из почвы, их скашивание. В год посева в фазу стеблевания определяют содержание ТМ в зеленой массе. При снижении в эту фазу ПДК менее чем в 2 раза биомассу трав оставляют до фазы цветения для использования на корм. Изобретение позволяет повысить эффективность способа, снизить токсичность почвы.

Распределение и формы Cd в ризосфере *Brassica juncea* на загрязненных почвах и пригодность их для фитомелиорации [25] изучены в Японии. Исследования проводили с сущесчаными флювисолями, тяжелыми глинистыми андосолями. Вносили различные дозы Cd, определяли содержание Cd и его формы (водорастворимую, обменную, неорганически и органически связанную). Количество Cd, абсорбированное растениями горчицы сизой, составило 168 и 12 мкг/сосуд. Сильное истощение Cd установлено на удалении до 2 мм от корня (60%). Общий вынос Cd из флювисоли достигал 6%, из андосоли — не более 0,6%.

Таким образом, приведенный выше аналитический обзор литературы свидетельствует о том, что при выборе критериев оценки устойчивости тест-культур следует ориентироваться помимо величины урожая, на соответствие содержания ТМ в товарной части нормам ПДК, а биохимических показателей качества — санитарно-гигиеническим нормам, так как

именно зерно является сырьем для производства продуктов питания животных и человека.

Важным является дальнейшая разработка проблемы фиторемедиации почв. Оптимальным вариантом фитостабилизации почвы, загрязненной ТМ, является подбор культур агроценозов, которые характеризовались бы высокой продуктивностью и содержанием ТМ в пределах установленных значений ПДК.

ЛИТЕРАТУРА

1. Мельничук Ю.П. Влияние ионов кадмия на клеточное деление и рост растений. — Киев: Наукова думка, 1990. — 148 с.
2. Черных Н.А., Милащенко Н.З., Ладонин В.Ф. Экотоксикологические аспекты загрязнения почв тяжелыми металлами. — М.: Агроконсалт, 1999. — 176 с.
3. Фатеев А.И., Мирошниченко Н.Н., Самохвалова В.А. Миграция, транслокация и фитотоксичность тяжелых металлов при полиэлементном загрязнении почвы // Агрохимия. — 2001. — № 3. — С. 57–61.
4. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. — М.: Мир, 1989. — 439 с.
5. Евдокимова Г.А. Накопление нитратов в растениях на почвах с повышенным содержанием тяжелых металлов // Почвоведение. — 1993. — № 8. — С. 104–107.
6. Гуральчук Ж.З. Механизмы устойчивости растений к тяжелым металлам // Физиология и биохимия культурных растений. — 1994. — Т. 26. — № 2. — С. 107–117.
7. Лысенко Л.Л., Пономарев М.И., Карнилович Б.Ю. Перспективы решения проблемы загрязнения почв тяжелыми металлами // Экотехнология и ресурсосбережение. — 2001. — № 4. — С. 58–63.
8. Ковда В.А., Золотарева Б.Н. О биологической реакции растений на тяжелые металлы в среде // Докл. АН СССР. — 1979. — Т. 247. — Вып. 3. — С. 766–769.
9. Austenfeld F. Zur Phytotoxizität von Nickel — und Kobaltsalzen in Hydrokult tur bei Phaseolus vulgaris L. // Z. Pflanzenernähr. und Bodenkunde. — 1979. — bd 142, H 6. — S. 769–777.
10. Ивашикина Н.В., Соколов О.А. Блокирование калиевых каналов клеток корня тяжелыми металлами и стронцием // Агрохимия. — 2006. — № 12. — С. 47–53.
11. Baker D., Chesnin L. Chemical monitoring of soil for environmental quality animal and health // Advances in Agronomy. — 1975. — Vol. 27. — P. 306–366.
12. Foy C., Chaney R., White M. The physiology of metal toxicity in plants // Annual Review of Plant Physiology. — 1978. — Vol. 29. — P. 511–566.

13. *Taylor G.* Current views of the aluminum stress response: the physiological basis of tolerance // *Curr. Top Plant Biochem. Physiol.* — 1991. — Vol. 10. — P. 57–93.
14. *Kochian L.* Cellular mechanisms of aluminum toxicity and resistance in plants // *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology.* — 1995. — Vol. 46. — P. 237–260.
15. *Галушлін Р.В., Галушліна Р.А., Возняк В.М.* Извлечение тяжелых металлов из почвы и водной среды // *Агрохимия.* — 2003. — № 12. — С. 60–65.
16. *Степанок В.В.* Влияние высоких доз свинца на элементный состав растений // *Агрохимия.* — 1998. — № 7. — С. 69–76.
17. *Степанок В.В.* Влияние комплексов техногенных элементов на химический состав сельскохозяйственных культур // *Агрохимия.* — 2001. — № 1. — С. 50–60.
18. *Planta versus solo.* 1. Comportamento de diferentes extracoes simples na avaliacao da biodisponibilidade de metais pesados (Cadmio e cobre) em argissolo vermelho amarelo (AVA) / De Lima Marcio, Emanel Bizareli / Univ. fed. rur Rio de Janeiro. — 2002. — Vol. 21. — № 2. — P. 49–53.
19. *Прасад М.* Практическое использование растений для восстановления экосистем, загрязненных металлами // *Физиол. раст.* — 2003. — 50. — № 5. — С. 764–780.
20. *Кравець О.П.* Сучасний стан та перспективи проблеми фітоочищення ґрунту від радіонуклідів і важких металів // *Физиол. и биохимия культ. раст.* — 2002. — 34. — № 5. — С. 377–386.
21. *Liu Xiao-mei, Wu Qi-tang, Li Pime-tao* // *Nongye huanjing kexue xuebao = J. Agro-Environ. Sci.* — 2003. — 22. — № 5. — P. 636–640.
22. *Liu Xiao-bing, Xing Bao-shan* *Phytoextraction: A cost-effective approach to metal-contaminated soils* // *J. Northeast Agr. Univ.* — 2003. — 10. — № 2. — P. 182–187.
23. *Ильинский А.В.* Биологическая очистка почв, загрязненных тяжелыми металлами // *Агрохим. вестн.* — 2003. — № 5. — С. 30–32.
24. Способ использования бобовых трав на химически загрязненных почвах: Пат. 2222930 Россия, МПК А01G 7/00 / С.А. Бекузарова, И.А. Шабанова; Горск. гос. аграр. ун-т. — № 2000132179/12; Заявл. 21.12.00; Опубл. 10.02.04. Бюл. № 4.
25. *Yanai Junta, Mabuchi Nozomi, Moritsuka Naoki, Kosaki Takashi.* Distribution and forms of cadmium in the rhizosphere of Brassica juncea in Cd-contaminated soils and implications for phytoremediation // *Soil Sci. and Plant Nutr.* — 2004. — 50. — № 3. — P. 423–430.

НОВИНИ

ПРАКТИЧНЕ ВПРОВАДЖЕННЯ ФІТОТЕХНОЛОГІЙ

У м. Верн'є ен Аллат (Франція) у жовтні відбулася конференція «Практичне впровадження фітотехнологій — виробництво біомаси, агротехніка, забруднювачі-спадки, юридичні та економічні аспекти», присвячена питанням фітореMediaції.

За визначенням Агентства з охорони навколишнього середовища США, фітореMediaція — це набір екологічних технологій, оснований на використанні рослин та асоційованих з ними мікроорганізмів для очищення забруднених ділянок. Метод фітореMediaції використовують для відновлення ґрунтів забруднених важкими металами, радіонуклідами, нафтопродуктами, стійкими пестицидами тощо.

Науковці всього світу вивчають процеси фітореMediaції та розробляють еколого-безпечні фітотехнології. У роботі конференції взяли участь представники країн Європи, Азії та Північної Америки. Україну на цій конференції представляли Інститут агроєкології УААН та Національний університет біоресурсів і природокористування України. Від ІА УААН було представлено пленарну доповідь «Використання рослинних покривів для фітостабілізації забруднених непридатними пестицидами ділянок».