

УДК [614.77:549.2]:631.415.7

Фиторемедиация почвенных покровов, загрязненных солями тяжелых металлов. Аналитический обзор

Парфенова А. Е.

*Мытищинский филиал Московского государственного технического университета имени Н. Э. Баумана
Мытищи, Россия
parfyonova.la@yandex.ru*

В рамках аналитического обзора проанализированы пути поступления и распределения солей тяжелых металлов (ТМ) в растительный организм. Установлено, что основной поток реализуется через симпласт: посредством процессов активного и пассивного транспорта. Часть ТМ проникает на уровне апопласта и накапливается в корневой системе. По симпласту и апопласту ТМ может достигать прикорневых областей корня, проникать в центральный цилиндр и распространяться с током транспирации ТМ по наземным органам растения. Внекорневой путь (фолиарный) может дополнять проникновение ТМ в растение. Он зависит от содержания ТМ в атмосферных осадках, аэрозолях и пылевых частицах. Стабильность растений, накапливающих ТМ в высоких концентрациях (гипераккумуляторы), может определяться сохранением значительной части ТМ в апопласте, связыванием ТМ группой хелатообразующих агентов и накоплением ТМ в метаболически инертных органах. Однолетние и многолетние травы активно используются в фиторемедиационных целях (около 22 семейств). Среди них явно доминируют растения, активно накапливающие Ni (около 75%). Накопление Zn, Co, Cu, Cd и Pb характерно для ограниченного числа видов. В настоящее время идентифицировано более 400 видов-гипераккумуляторов. Количество древесных растений, аккумулирующих широкий спектр ТМ, ограничено. Отмечена избирательность в накоплении ТМ в листовой массе древесных растений. Большинство видов аккумулируют катионы Fe, Pb, Cr, Mn. Явных гипераккумуляторов ТМ среди них не выявлено.

Ключевые слова: почва, тяжелые металлы, растения, фиторемедиация.

ВВЕДЕНИЕ

Фиторемедиация – активно развиваемое направление восстановления почвенных покровов с использованием растений-гипераккумуляторов (Hooda, 2007; Jadia, Fulekar, 2009; Ольшанская и др., 2011). В настоящее время приоритет отдается преимущественно однолетним и многолетним травам с широким спектром аккумуляции поллютантов, в том числе солей тяжелых металлов (ТМ). Способность к повышенному накоплению ТМ описана для представителей почти 22 семейств. Наиболее эффективным в отношении ТМ признан метод фитоэкстракции (Raskin et al., 1997). Природа повышенной устойчивости отдельных видов трав к токсическому действию солей ТМ до конца не определена.

Использование трав в фиторемедиации почв загрязненных ТМ имеет как позитивные, так и негативные следствия. К негативным следует отнести захват ТМ только в поверхностных слоях почв. Если ТМ поступают с грунтовыми водами, то этот процесс будет малоэффективен. Наземная биомасса у трав небольшая, поэтому очистка может занять много времени. В этой связи процесс очистки почвы от солей ТМ могут существенным образом дополнять древесные формы растительности: кустарнички, кустарники, деревья. Их корневая система располагается на более низких горизонтах, а объем сбрасываемой листовой массы существенно больше, чем у трав. Это позволяет рассматривать их в качестве более перспективных объектов фиторемедиации.

Цель настоящих исследований – провести анализ сведений, имеющейся в научной литературе, о природе устойчивости растений-гипераккумуляторов к солям ТМ и в перспективах использования древесных форм растений в фиторемедиационных целях.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Понятие «тяжелые металлы». В понятие «тяжелые металлы» авторы соответствующих исследований часто вкладывают различное содержание. Это связано с неоднозначностью критериев выделения данной группы химических элементов. В основу классификационных принципов могут быть положены следующие характеристики: атомная масса, токсичность, плотность, распространение в естественных средах, миграционная активность в природных и техногенных циклах (Вронский, 1996; Пронина, 2000; Панин, 2008; Садовникова, 2008).

Наиболее широкое распространение получило представление о том, что к группе ТМ следует относить химические элементы с относительной атомной массой более 40 единиц (иногда более 50) (Gobran et al., 2001; Водяницкий, 2008а; Теплая, 2013). Однако эти представления в определенной степени условны. Если концентрация ТМ не превышает предельно допустимых значений, то ряд из них может оказаться в группе микроэлементов. Это справедливо в отношении следующего ряда ТМ: Fe, I, Cu, Zn, Co, Cr, Mo, Ni, V, Se, Mn, As, F, Si, Li. В определенных концентрационных границах эти химические элементы необходимы организму для его полноценного функционирования (Сысо, Ильин, 2001). Однако при превышении критических значений большинство исследователей относит эту группу к ТМ. Исключение касается Cd, Pb, Sn и Rb, роль которых для организма однозначно не определена (Сысо, Ильин, 2001).

Другой подход предполагает учет величины плотности. Этот принцип положен в основу классификации Н.Ф. Реймерса (Реймерс, 1994). В этом случае к ТМ принято относить химические элементы с величиной плотности более 8 г/см^3 . В соответствии с этим в этот ряд попадают Pb, Cu, Zn, Ni, Cd, Co, Sb, Sn, Bi, Hg. Отдельно от ТМ стоят группы редких и благородных металлов. При этом в ряде прикладных исследований в группу ТМ добавляют также Pt, Ag, W, Fe, Au, Mn.

При оценке величины выбросов и миграционной активности химических элементов в трофических цепях экосистем к ТМ принято относить только Zn, As, Se и Sb. Такой позиции придерживается Целевая группа по выбросам ТМ, функционирующая в рамках Европейской экономической комиссии при ООН (Реймерс, 1994). Однако такой подход не получил широкого распространения.

В ряде работ к ТМ относят химические элементы, концентрация которых в естественной среде превышает предельные величины (ПДК) (Беспамятнов, Кротов, 1985). Вместе с тем, надежных величин ПДК для естественных экосистем на настоящий момент не разработано, а имеющиеся в основном подходят для технологических процессов. С другой стороны, авторы часто не учитывают случаи коэргизма, которые наблюдаются в отношении некоторых ТМ. Так, случаи потенцирующего коэргизма описаны для сочетания Zn и Cu (Куценко, 2002). По некоторым оценкам их смесь почти в 5 раз токсичнее относительно раздельного действия данных ТМ. Аналогичные данные получены для пары: Zn и Ni. В отношении же Zn и Cd, напротив, отмечена определенная степень антагонизма.

Из представленной информации видно, что понятие «тяжелые металлы» весьма расплывчато. В настоящей работе будем придерживаться наиболее распространенного понимания: тяжелые металлы – химические элементы с относительной атомной массой более 40 единиц.

Тяжелые металлы в почвенном покрове. ТМ поступают в почвенные покровы двумя основными путями: естественным и техногенным (Водяницкий, 2008а; 2014; Панин, 2008; Мотузова, Карпова, 2013). К естественным источникам следует отнести наиболее распространенный процесс выветривания горных пород, немаловажное значение имеет и процесс эрозии верхних слоев почвы. Существенный вклад вносят и извержения вулканов. Они определяют высокие естественные уровни содержания ТМ в почвообразующих породах. Однако, в настоящее время, техногенные процессы определяют основной объем поступления ТМ в почву (Nriagu, 1989). К ним можно отнести выбросы ряда промышленных предприятий, прежде всего, черной и цветной металлургии, металлообрабатывающей, горнодобывающей и горно-обрабатывающей промышленности. Определенный вклад вносят также предприятия

тепловой энергетике и автотранспорт. Загрязнения захватывают поверхностный слой почвы и с осадками проникают в ее более глубокие слои. Отсюда следует, что методически целесообразно определять содержание ТМ в верхних слоях почвенного покрова (до 0,5 м).

В почве ТМ находятся в двух состояниях: свободном и связанном (Горбатов, Зырин, 1987; Abadin et al., 2007).

Связанное состояние ТМ. При поступлении солей ТМ они вступают во взаимодействие с ее компонентами. Это может приводить к образованию нерастворимых соединений и комплексов (Lu et al., 2007; Kabala et al., 2009). При этом можно выделить следующий ряд процессов, определяющих их формирование.

- Взаимодействие с органическими компонентами почвы приводит к образованию слаборастворимых соединений. Чаще всего фиксация ТМ происходит при участии карбоксильных групп, входящих в состав гуминовых кислот (фульвокислоты). (Водяницкий, 2008а, 2008б). При этом могут быть образованы соединения с различной степенью растворимости в водной фазе. Часть из них может быть доступна для корневой системы растений, а часть нет. Фиксация ТМ в органическом веществе почв неодинакова. Прочно связываются Hg и Pb, менее прочно Cu, Zn, Cd.

- Определенное влияние оказывает и гранулометрический состав почв. Тяжелые почвы с высоким содержанием глинистых минералов обладают повышенной способностью к поглощению солей ТМ (Водяницкий, 2008б; Kabala et al., 2009). Удержание ТМ осуществляется на основе обменного и необменного поглощения. При этом имеет значение размер частиц глинистых минералов, чем они меньше, тем выше поглощающая способность почвенного покрова.

- На поглощающую способность почв может оказывать влияние и содержание в них солей железа, марганца и алюминия, которые могут адсорбировать ТМ (Водяницкий, 2008б). Этот процесс в значительной степени зависит от величины pH. В кислой среде соли Al, Fe и Mn находятся в растворимом состоянии. При значениях близких к нейтральным они трансформируются в нерастворимые гидроксиды и формируют коллоиды, связывая значительное количество ТМ.

- Кислотность почвенного покрова является важнейшим фактором, который определяет его аккумуляционную способность в отношении ТМ в целом (Меркушева, Убугунов, 2002; Jafari, Akhavan, 2011; Kaur et al., 2012). Почвы, имеющие нейтральную или слабощелочную среду, способны связать значительное количество ТМ, так как большинство находящихся в ней соединений ТМ переходит в нерастворимое состояние: фосфаты, карбонаты, гидроксиды, оксалаты и сульфиды. При понижении значений pH процессы приобретают обратную направленность. Следует отметить, что это касается не всех ТМ: Mo, Hg, Cr и Cd могут сохранять подвижность в водной фазе, имеющей нейтральную и слабо щелочную реакцию.

Из представленной информации следует, что перед определением содержания ТМ необходимо одновременно оценить гранулометрический состав почв и определить величину pH.

Подвижное состояние ТМ. Предполагает переход ТМ в водорастворимое состояние (Lu et al., 2007; Водяницкий, 2013; Бычинский, Вашукевич, 2013). Между связанной и свободной формой существует равновесие, которое обычно смещено в сторону связанной формы. Это определяет относительно постоянное присутствие ТМ в почвенном покрове. В почвах, имеющих кислую реакцию, количество свободной фракции явно повышается. При этом полное исчезновение связанных форм ТМ в почве может происходить на значительном отрезке времени. Так, период «полураспада» Cu в почве может происходить на протяжении 1500 лет, Cd – 1100 лет, Zn – 500 лет, Pb – более 2000 лет (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Калетина, 2008; Лебедева, Фрумин, 2010).

Степень загрязнения почв следует оценивать по содержанию свободных (подвижных, мигрирующих) ТМ, которые доступны для корневой системы растения. Однако величины ПДК для этих форм не разработаны, что осложняет анализ имеющейся информации (Беспмятников, Кротов, 1985; ГН 2.1.7.2041–06, 2006; Водяницкий, 2012).

По мнению И. Г. Важенина и Е. И. Лучиной (1982), чтобы оценить степень загрязнения почв ТМ необходимо учитывать содержание в ней следующих форм: валовое количество ТМ; концентрацию ТМ, переходящего в 1н НС1 вытяжку; концентрацию ТМ, извлекаемого ацетатно-аммонийным буфером (рН 4,8); концентрацию ТМ в водной вытяжке.

Валовое содержание ТМ позволяет судить об общей загрязненности почвенного покрова, но не его токсичности, так как не учитывается свободная фракция ТМ, которая способна проникать в растение на уровне корневой системы (Водяницкий, 2013). Фракция, извлекаемая при помощи кислотной вытяжки (1н НС1), отражает общий ресурс подвижной формы ТМ в почве, что косвенно позволяет судить об ее интегральной токсичности. Фракция, получаемая на основе ацетатно-аммонийного буфера, отражает наиболее подвижный компонент ТМ в почвенном покрове. Водная вытяжка ТМ фактически объединяет группу солей ТМ, которая захватывается корневой системой и оказывает прямое влияние на функциональное состояние растения. Количественная оценка выше перечисленных фракций ТМ позволяет рассчитать серию индексов, по которым можно проводить сравнительную оценку степени благополучия почвенных покровов.

Пути поступления ТМ в растительный организм. Поступление ТМ в растительный организм происходит в основном двумя путями: из почвы, через корневую систему; из воздуха, через листовые пластинки (фолиарный путь) (Antosiewicz, 1992; Титов и др., 2011).

Поступление через корневую систему. В основе поглощения ТМ корневой системой растения лежат два процесса: пассивный и активный транспорт (Baker, Walker, 1990). Пассивный (неметаболический) транспорт происходит в соответствии с концентрационными и электрохимическими градиентами и не требует значительных энергетических затрат. Скорость данного процесса зависит от величины градиента концентрации ТМ и проницаемости мембранных структур корневой системы, которая может быть контролируема растением. Активный (метаболический) транспорт ТМ носит избирательный характер и осуществляется против концентрационных и электрохимических градиентов и всегда сопряжен с задействованием значительных ресурсов макроэргов (АТФ, ГТФ).

В перемещении ТМ по корневой системе растения выделяют ряд последовательных этапов (Baker, Walker, 1990; Башмаков, Лукаткин, 2009). В начале ионы ТМ накапливаются в прикорневом пространстве, чему способствует процесс физико-химической адсорбции и аттракции ТМ клеточной стенкой корневых волосков. При повышении концентрации ТМ до определенного уровня (специфичного для каждого ТМ) они преодолевают мембранный барьер и проникают в симпласт (синцитий) корневой системы растения. Этот процесс достаточно энергоемкий, так как протекает при участии белков-переносчиков. В последующем ТМ перемещаются в радиальном направлении к сосудистым проводящим пучкам.

Ионы ТМ могут транспортироваться и по апопласту посредством капиллярных сил (Baker, Walker, 1990; Башмаков, Лукаткин, 2009). Этот процесс осуществляется пассивно вплоть до поясков Каспари, воздухоносных путей и кутикулы. Апопластический перенос в определенной степени отражает способность корневой системы к аккумуляции ТМ, так как он исключает их последующее перемещение в вертикальном направлении.

По симпласту и апопласту ТМ могут достигать базальных участков корня и на уровне молодой энтодермы проникать в центральный цилиндр (Кузнецов, Дмитриева, 2005; Башмаков, Лукаткин, 2009). В дальнейшем с транспирационным током ТМ разносятся по наземным органам растения концентрируясь преимущественно в листовых пластинках. В массе ТМ транспортируются в основном в виде катионов, но возможно также образование комплексов с органическими кислотами (фумаровой, малоновой) и аминокислотами (гистидином, аспарагином, глутамином). Перенос ТМ может происходить и по сосудам флоэмы. При этом ТМ находятся в связанном состоянии с белками и рядом других соединений.

Количественно способность растений к поглощению ТМ отражает коэффициент биологического поглощения (КБП) (Титов и др., 2011):

$$\text{КБП} = C_p/C_n,$$

где: C_p – содержание ТМ в растении; C_n – содержание ТМ в почве.

Для травянистых форм величину КБП можно рассчитать для следующих систем «почва ↔ корень», «корень ↔ наземная часть растения», «почва ↔ наземная часть растения». Для древесных форм расчет проводится в основном для системы «почва ↔ листовая покров». Величина КБП различна для отдельных ионов ТМ. Так, для Cd она равна 0,01–0,05, тогда как для Pb значения были существенно ниже – 0,001–0,005.

Следует отметить, что процесс поступления ТМ в растение зависит от многих переменных, которые отражают как состояние почвенного покрова, так и физико-химические свойства самого химического элемента.

Фолиарный путь поступления ТМ. Данный путь поступления ТМ в растение в значительной степени определяется их содержанием в воздухе (Титов и др., 2011). Они могут входить в состав атмосферных аэрозолей, пыли, осадков. Немаловажное значение имеет структура листовых пластинок: ее шероховатость, степень опушенности, что способствует задержанию ТМ и повышает вероятность их проникновения в растение.

Выделяют два основных пути поступления ТМ в листовые пластинки: пассивный (неметаболический) и активный (метаболический) (Башмаков, Лукаткин, 2009). Первый является основным. Он происходит на уровне кутикулы и устьиц листьев в соответствии с концентрационными и электрохимическими градиентами. Второй осуществляется против указанных градиентов, требует присутствия транспортных белков и всегда сопряжен со значительными энергетическими тратами. Доля его невелика.

Распределение ТМ в тканях растений. Способность растений накапливать соли ТМ в тканевых структурах неодинакова. Это позволило разделить растительные организмы на 3 основные группы (Baker, Brooks, 1989): исключатели, аккумуляторы, гипераккумуляторы.

Растения-исключатели – ограничиваются накоплением ТМ в корневой системе (Baker, Brooks, 1989). Содержание ТМ в наземных органах незначительное даже при высоком содержании ТМ в почве. Большинство растений относится к данной группе. Способность задерживать ТМ в корневой системе исключает развитие токсических эффектов в остальных тканевых структурах и, прежде всего, в генеративной ткани. Задержка ТМ в корневой системе в основном происходит на уровне апопласта и связана с большим числом поясков Каспари. Показана также способность ТМ связываться с молекулами хелаторами корневой слизи, которую продуцирует корневая система растения, что исключает ТМ из активного метаболизма.

Растения-аккумуляторы – накапливают в наземных частях значительные количества ТМ, содержание которых превышает таковое в почве (Baker, Brooks, 1989). Чаще всего речь идет о растениях, произрастающих в районах с геохимическими аномалиями. В их организме происходит направленное перераспределение ТМ в сторону метаболически инертных органов, исключает существенное влияние ТМ на процессы жизнедеятельности.

Растения-гипераккумуляторы – отличаются чрезвычайно высокой способностью накапливать ТМ в наземных органах, сохраняя высокую жизнеспособность (Baker, Brooks, 1989; Brooks, 1998; Yang et al., 2004). Это качество, по-видимому, определяется высокой устойчивостью к токсической нагрузке. В этой связи представляет интерес сравнительное изучение токсических и генотоксических эффектов ТМ на тканевые структуры растений, относящихся к выше перечисленным группам: исключателей, аккумуляторов и гипераккумуляторов. В настоящее время идентифицировано более 400 видов-гипераккумуляторов. В массе это растения, накапливающие Ni (около 75 %), крайне мало в отношении аккумуляции Zn, Co и Cu и весьма редко отличающиеся сверхнакоплением Cd и Pb (Brooks, 1998; Yang et al., 2004).

Из представленной информации видно, что основная часть ТМ накапливается в корневой системе растений. Механизмы, лежащие в основе данного явления, описаны выше (Baker,

Brooks, 1989). Сведения о накоплении ТМ в наземных органах (стебель, лист) в целом ограничены. На тканевом уровне показано, что значительная часть ТМ находится в эпидермисе листьев, что исключает значительные токсические эффекты на мезофилл и находящиеся в нем хлоропласты (Clemens, 2001). Анализ распределения ТМ на клеточном уровне показал, что определенная их часть задерживается клеточной стенкой, а проникшие в цитоплазму катионы связываются с рядом хелатирующих агентов и поступают в вакуоли (Macnair, 1993; Brune et al., 1994). Это позволяет снижать токсические эффекты на хлоропласты, митохондрии и ядра клеток и другие компартменты клеточных структур.

Фиторемедиация почв от ТМ. Фиторемедиация – активно развиваемое направление очистки почвенных покровов от различного вида поллютантов с использованием растительных организмов. Оно включает процессы деградации, иммобилизации, испарения, фильтрации и экстракции, которые протекают в органах и тканях растений (Hooda, 2007; Jadia, Fulekar, 2009; Ольшанская и др., 2011). В отношении ТМ наиболее подходящим вариантом являются процессы фитоэкстракции (Raskin et al., 1997). Они предполагают активную аккумуляцию ТМ в растении, прежде всего, в его наземной биомассе, что позволяет направленно удалять ТМ из почвенных покровов. Как уже отмечалось, такие растения получили название гипераккумуляторов (Baker, Brooks, 1989). В настоящее время приоритет отдается преимущественно представителям семейств амарантовых, подорожниковых, крестоцветных и ряд других (около 22 семейств), представленных преимущественно однолетними и многолетними травами (Dixit et al., 2011). Для них характерен наиболее высокий транслокационный коэффициент (ТК), отражающий степень перемещения солей ТМ в наземную биомассу. ТК близок к КБП, но иногда рассчитывается как отношение содержания ТМ в наземной части к содержанию в корнях, что не приемлемо для древесных растений. Наиболее яркими представителями в фиторемедиационном отношении являются представители рода амарант и львиный зев. Их активно применяют при очистке почв от солей ТМ.

Следует отметить, что процесс фиторемедиации (фитоэкстракции) ТМ растениями гипераккумуляторами протекает избирательно по отношению к различным видам ТМ. Некоторые активно накапливают As, другие – Co, Pb. (Mkandawire, Dudel, 2007; Бутырин, 2017). Поэтому приоритет отдается растениям с широким спектром аккумуляции.

Особенно актуально направление, связанное с фиторемедиацией почвенного покрова сельскохозяйственных угодий (Постников, 2009). Это связано с тем, что при внесении удобрений в почву попадет определенное количество ТМ. Они являются естественными горнорудными примесями. Особенно это актуально для фосфорных удобрений, в которых в качестве примесей содержат Cd, Pb, Cu, Zn, Co, Cr, Ni. Поэтому после определенного периода эксплуатации почвы обогащаются ТМ, и их следует подвергать процедуре фиторемедиации, которая может длиться в течение 3–5 лет (Постников, 2009).

Фиторемедиация также актуальна при очистке (доочистке) стоков, как в водной фазе, так и в режиме полей орошения. Высокую эффективность показали следующие виды растений: тростник, рогоз и камыш, элодея, водный гиацинт (эйхорния) и различные представители семейства рясковых (Ольшанская и др., 2012; Mojiri, 2012; Singh et al., 2012).

ТМ и древесные формы растительности. Содержанию ТМ в тканевых структурах древесных растений посвящено большое число работ (Шарифзянов и др., 2009; Копылова, 2010; 2012; Корельская, Попова, 2012; Кузнецова и др., 2015; Коротченко, Мучкина, 2017). В фиторемедиационном плане эта группа имеет определенные перспективы, прежде всего, кустарниковые формы, корневая система которых располагается в верхнем почвенном горизонте. Сброс листовой массы в период листопада позволит изымать значительное большее количество ТМ из почвенного покрова в сравнении с травянистыми формами растений. Поиск гипераккумуляторов среди древесных растений, в этой связи, представляет определенную перспективу.

Анализ содержания ТМ в листовой массе при сходных уровнях загрязнения показал наличие выраженной видовой специфики. Она отмечена в ряде работ (Диярова и др., 2009; Копылова, 2010; 2012; Подлужная, Бадмаева, 2016). Так, сравнительная оценка показала

выраженную способность к накоплению ТМ у тополя бальзамического (*Populus balsamifera*) по отношению к березе повислой (*Betula pendula*) и ели сибирской (*Picea siberian*) (Подлужная, Бадмаева, 2016). Многие авторы отмечают высокую аккумулирующую способность по отношению ТМ у представителей семейства ивовых (Копылова, 2012;). В то же время, другие авторы отмечают выраженную способность к накоплению ТМ при высоких значениях КБП у березы повислой и осины (*Populus tremula*) (Диярова и др., 2009).

Наряду с видовой спецификой отмечена избирательность в накоплении ТМ в листовой массе древесных растений. Большинство видов аккумулируют катионы Fe, Pb, Cr, Mn (Подлужная, Бадмаева, 2016). При этом у некоторых явно доминирует Fe, Pb, у других Mn (Диярова и др., 2009; Копылова, 2010, 2012). Тополь бальзамический явно отличается от других видов накоплением Zn (Копылова, 2012). Преимущественное накопление Zn показано и для других растений (Шарифзянов и др., 2009). Вместе с тем, по характеру накопления ТМ в листовой массе чаще всего прослеживается последовательность: Cd>Pb>Cu>Zn (Коротченко, Мучкина, 2017). При этом уровень содержания ТМ у большинства изученных древесных форм не превышает ПДК, то есть явных гипераккумуляторов среди древесных форм пока не выявлено.

Следует обратить внимание также на то, что характер распределения ТМ в листовом покрове растений не одинаков. Явно преобладает содержание ТМ в листьях нижнего яруса (Васфилов, 2003). Это необходимо учитывать при сборе образцов. По общему признанию листовая пластинка является наиболее информативным органом, отражающим степень загрязнения древесных растений тяжелыми металлами (Косоп, 1990; Неверова, Колмогорова, 2002).

В ряде работ отмечается значительное накопление ТМ в ветвях и коре растений (Копылова, 2012; Кузнецова и др., 2015). Здесь присутствуют оксиды Si, Fe и Al. Содержание других ТМ (Cu, Zn, Cd, Pb) колеблется в значительных пределах.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Из рассмотренной выше информации можно сделать ряд обобщений.

1. Проникновение ТМ в растение в основном происходит через почву в основном на уровне корневой системы. Основной поток реализуется через симпласт: посредством процессов активного и пассивного транспорта. Часть ТМ поступает на уровне апопласта и аккумулируется в корневой системе. По симпласту и апопласту ТМ могут достигать базальных участков корня, проникать в центральный цилиндр и с транспирационным током ТМ разноситься по наземным органам растения. Фолиарный путь может дополнять поступление ТМ в растение. Он реализуется на уровне листовых пластинок и зависит от содержания ТМ в атмосферных осадках, аэрозолях и пылевых частицах.

2. По способности растений аккумулировать ТМ их подразделяют на 3 основные группы: исключатели, аккумуляторы, гипераккумуляторы. Исключатели не допускают активного накопления ТМ в наземной части. У аккумуляторов, гипераккумуляторов, напротив, эта функция хорошо выражена. Устойчивость гипераккумуляторов к токсической нагрузке может определяться следующей группой процессов: резервированием значительной части ТМ в апопласте, связыванием ТМ группой хелатирующих агентов, накоплением ТМ метаболически инертных органах.

3. В фиторемедиационных целях активно используются однолетние и многолетние травы. Среди них явно доминируют растения, активно аккумулирующие Ni (около 75 %). Аккумуляция Zn, Co, Cu, Cd и Pb характерна для ограниченного числа видов.

4. Древесные формы растений активно накапливают катионы ТМ. Об уровне аккумуляции можно судить по содержанию ТМ в листовых пластинках, который, обычно, не превышает ПДК. Число древесных растений, накапливающих широкий спектр ТМ также ограничено. Явных гипераккумуляторов ТМ среди них не выявлено.

Список литературы

- Башмаков Д. И., Лукаткин А. С. Эколого-физиологические аспекты аккумуляции и распределения тяжелых металлов у высших растений. – Саранск: Изд-во Мордовского университета, 2009. – 236 с.
- Беспамятнов Г. П., Кротов Ю. А. Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде. Справочник. – Л.: Химия, 1985. – 242 с.
- Бутырин М. В. Особенности фитоэкстракции тяжелых металлов и мышьяка различными видами растений и их использование в технологиях ремедиации загрязненных почв Предбайкалья: автореф. дис. ... канд. биол. наук: спец. 03.02.08 Экология. – Тюмень, 2017. – 18 с.
- Бычинский В. А., Вашукевич Н. В. Тяжелые металлы в почвах в зоне влияния промышленного города. – Иркутск: Изд-во ИГУ, 2013. – 328 с.
- Важенин И. Г., Лучина Е. И. Унификация методики взятия почвенных образцов в зоне воздействия техногенных выбросов через атмосферу // Химия в сельском хозяйстве. – 1982. – Т 20, № 4. – С. 41–43.
- Васфилов С. П. Возможные пути негативного влияния кислых газов на растения // Журнал общей биологии. – 2003. – Т. 64, № 2. – С. 146–159.
- Водяницкий Ю. Н. Загрязнение почв тяжелыми металлами и металлоидами и их экологическая опасность (аналитический обзор) // Почвоведение. – 2013. – № 7. – С. 872–881.
- Водяницкий Ю. Н. Нормативы содержания тяжелых металлов и металлов в почвах // Почвоведение. – 2012. – № 3. – С. 368–375.
- Водяницкий Ю. Н. Тяжелые металлы и металлоиды в почвах. – М.: ГНУ Почвенный институт им. Докучаева, 2008а. – 86 с.
- Водяницкий Ю. Н. Сродство тяжелых металлов и металлоидов к фазам-носителям в почвах // Агрохимия. – 2008б. – № 9. – С. 87–94.
- Водяницкий Ю. Н. Природные и техногенные соединения тяжелых металлов в почвах // Почвоведение. – 2014. – № 4. – С. 420–432.
- Вронский В. А. Прикладная экология. – Ростов-на-Дону: Феникс, 1996. – 509 с.
- ГН 2.1.7.2041–06. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве: гигиенические нормативы. – М.: Федер. центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. – 15 с.
- Горбатов В. С., Зырин Н. Г. О выборе экстрагента для вытеснения из почв обменных катионов тяжелых металлов // Вестник Московского ун-та. Сер. 17, почвоведение. – 1987. – № 2. – С. 22–29.
- Диярова Э. Р., Гиниятуллин Р. Х., Кулагин А. А. Содержание металлов в древесных растениях, произрастающих на отвалах учалинского горно-обогатительного комбината республики Башкортостан // Вестник ОГУ. – 2009. – № 6. – С. 118–120.
- Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. – М.: Мир, 1989. – 439 с.
- Калетина, Н. И. Токсикологическая геохимия. Метаболизм и анализ токсикантов. – М.: ГЭОТАР-Медиа, 2008. – 970 с.
- Копылова Л. В. Аккумуляция железа и марганца в листьях древесных растений в техногенных районах Забайкальского края // Известия Самарского научного центра РАН. – 2010. – Т. 12, №1 (3). – С. 709–712.
- Копылова Л. В. Накопление тяжелых металлов в древесных растениях на урбанизированных территориях восточного Забайкалья: автореф. дис. ... канд. биол. наук: спец. 03.02.08 Экология. – Улан-Уде, 2012. – 24 с.
- Корельская Т. А., Попова Л. Ф. Тяжелые металлы в почвенно-растительном покрове селитебного ландшафта города Архангельска // Арктика и Север. – 2012. – № 7. – С. 1–17.
- Коротченко И. С., Мучкина Е. Я. Тяжелые металлы в почвенном покрове и древесных растениях урбанизированной территории города Красноярск // Экология урбанизированных территорий. – 2017. – № 2. – С. 6–11.
- Кузнецов В. В., Дмитриева Г. А. Физиология растений. – М.: Высшая школа, 2005. – 736 с.
- Кузнецова Т. Ю., Ветчинникова Л. В., Титов А. Ф. Аккумуляция тяжелых металлов в различных органах и тканях березы в зависимости от условий произрастания // Труды Карельского научного центра РАН – 2015. – № 1. – С. 86–94.
- Куценко С. А. Основы токсикологии. – Санкт-Петербург, 2002. – 395 с.
- Лебедева О. Ю., Фрумид Г. Т. Распределение валовых форм тяжелых металлов в почвах Костромской области // Общество. Среда. Развитие. – 2010. – № 3. – С. 239–24.
- Меркушева М. Г., Убугунов Л. Л. Оценка буферной способности почв Забайкалья к тяжелым металлам // Устойчивость почв к естественным и антропогенным воздействиям: тез. докладов всероссийской конференции. – М., 2002. – С. 302 с.
- Мотузова Г. Н., Карпова Е. А. Химическое загрязнение биосферы и его экологические последствия. – М.: Изд-во МГУ, 2013. – 304 с.
- Неверова О. А., Колмогорова Е. Ю. Ксерофитизация листьев древесных растений, как показатель загрязнения атмосферного воздуха (на примере г. Кемерово) // Лесное хозяйство. – 2002. – № 3. – С. 29–33.
- Ольшанская Л. Н., Собгайда Н. А., Русских М. Л. Фиторемедиационные энергосберегающие технологии в решении проблем загрязнения гидросферы // Инноватика и экспертиза. – 2012. – № 2 (9). – С. 166–172.
- Ольшанская Л. Н., Собгайда Н. А., Тарушкина Ю. А. Фиторемедиационные технологии в защите гидросферы: монография. – Саратов: Саратов. Гос. Техн. Ун-та, 2011. – 136 с.
- Панин М. С. Экология почв. – Алматы: Раритет, 2008. – 528 с.

- Подлужная А. С., Бадмаева С. Э. Накопление тяжелых металлов в древесных растениях скверов и парков правобережья Красноярска // Вестник КрасГАУ. – 2016. – № 8. – С. 91–96.
- Постников Д. А. Фитомелиорация и фиторемедиация почв сельскохозяйственного назначения с различной степенью окультуренности и экологической нагрузки: автореф. дис. ... докт. с-х наук: спец. 03.00.16 Экология. – Брянск, 2009. – 43 с.
- Пронина Н. Б. Экологические стрессы (причины, классификация, тестирование, физиолого-биохимические механизмы). – М.: Изд-во МСХА, 2000. – 312 с.
- Реймерс Н. Ф. Экология (теории, законы, правила принципы и гипотезы) // Россия молодая: Передовые технологии – в промышленность. – 1994. – 367 с.
- Садовникова Л. К. Экология окружающей среды при химическом загрязнении. – М.: Высшая школа, 2008. – 334 с.
- Сысо А. И., Ильин В. Б. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях Новосибирской области. – Новосибирск: Изв-во СО РАН, 2001. – 226 с.
- Теплая Г. А. Тяжелые металлы как фактор загрязнения окружающей среды (обзор литературы) // Астраханский вестник экологического образования. – 2013. – № 1 (23). – С. 182–192.
- Титов А. Ф., Таланова В. В., Казнина Н. М. Физиологические основы устойчивости растений к тяжелым металлам. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2011. – 77 с.
- Шарифзянов Р. Б., Давыдова О. А., Климов Е. С. Динамика загрязнения древесных насаждений ионами тяжелых металлов вблизи машиностроительного предприятия г. Ульяновска // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Технические науки. – 2009. – № 4. – С. 103–105.
- Abadín H., Ashizawa A., Stevens Y.-W., Lladós F., Diamond G., Sage G., Citra M., Quinones A., Bosch S. J., Swarts S. G. Toxicological Profile for Lead. – Atlanta GA: Agency for Toxic Substances and Disease Registry (US), 2007. – 528 p.
- Antosiewicz D. M. Adaptation of Plants to an Environment Polluted with Heavy Metals // Acta Societatis Botanicorum Poloniae. – 1992. – Vol. 61, N 2. – P. 281–299.
- Baker A. J. M., Brooks R. R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements – a review of their distribution, ecology and phytochemistry // Biorecovery. – 1989. – Vol. 1. – P. 81–126.
- Baker A. J. M., Walker P. M. Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants // Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects. – Boca Raton: CRC Press, 1990. – P. 155–177.
- Brooks R. R. Plants that hyperaccumulate heavy metals. – Wallingford: CAB International, 1998. – 384 p.
- Brune A., Urbach W., Dietz K.-J. Compartmentation and transport of zinc in barley primary leaves as basic mechanisms involved in zinc tolerance // Plant Cell Environ. – 1994. – Vol. 17. – P. 153–162.
- Clemens S. Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis // Planta. – 2001. – Vol. 212. – P. 475–486.
- Dixit A., Dixit S., Goswami C. S. Process and plants for wastewater remediation: a review // Scientific Reviews & Chemical Communications. – 2011. – N 1 (1). – P. 71–77.
- Gobran G. R., Wenzel W., Lombi E. Trace Elements in the Rhizosphere. – London, New York, Washington, D.C.: Gobran, G.R., W.W. Wenzel and E. Lombi, 2001. – P. 189–205.
- Hooda V. Phytoremediation of toxic metals from soil and waste water // Journal of Environmental Biology. – 2007. – Vol. 28, Iss. 2. – P. 367–376.
- Jadia Ch. D., Fulekar M. H. Phytoremediation of heavy metals: recent techniques // African Journal of Biotechnology. – 2009. – Vol. 8, Iss. 6. – P. 921–928.
- Jafari N., Akhavan M. Effect of pH and metal concentration on phytoaccumulation of zinc by three duckweeds species // American Eurasian Journal of Agricultural & Environmental Sciences. – 2011. – Vol. 10, Iss. 1. – P. 34–41.
- Kabala C., Chodak T., Szerszen L., Karczewska A., Szopka K., Fraczkak U. Factors Influencing the Concentration of Heavy Metals in Soils of Allotment Gardens in the City of Wrocław, Poland // Fresenius Environmental Bulletin. – 2009. – Vol. 18, N. 7. – P. 1118–1124.
- Kaur L., Gadgil K., Sharma S. Role of pH in the accumulation of lead and nickel by common duckweed (*Lemna minor*) // International Journal of Bioassays. – 2012. – N 1. – P. 191–195.
- Kocon J. Influence of NO₂ and SO₂ as well as of acid rain on the structure of needles and wood quality of *Abies alba* Mill. stand // Ann. Warsaw Arg. Univ. SGGWAR Forest. and Wood Technol. – 1990. – N 40. – P. 75–81.
- Lu Y., Zhu F., Chen J., Gan H., Guo Y. Chemical Fractionation of Heavy Metals in Urban Soils of Guangzhou, China // Environmental Monitoring and Assessment. – 2007. – Vol. 134, N 1–3. – P. 429–439.
- Macnair M. R. The Genetics of Metal Tolerance in Vascular Plants // New Phytologist. – 1993. – Vol. 124, Iss. 4. – P. 541–559.
- Mkandawire M., Dudel E. G. Are *Lemna spp.* effective phytoremediation agents? // Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability. – 2007. – Vol. 1, Iss. 1. – P. 56–71.
- Mojiri A. Phytoremediation of heavy metals from municipal wastewater by *Typha domingensis* // African Journal of Microbiology Research. – 2012. – Vol. 6, Iss. 3. – P. 643–647.
- Nriagu J. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals // Nature. – 1989. – Vol. 338. – P. 47–49.
- Raskin I., Smith R. D., Salt D. E. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment // Plant biotechnology. – 1997. – N 8. – P. 221–226.

Singh D., Tiwari A., Gupta R. Phytoremediation of lead from wastewater using aquatic plants // Journal of Agricultural Technology. – 2012. – Vol. 8, Iss. 1. – P. 1–11.

Yang X. E., Long X. X., Ye H. B. Cadmium tolerance and hyperaccumulation in new Zn-hyperaccumulating plant species (*Sedum alfredii* Hance) // Plant Soil. – 2004. – Vol. 259. – P. 181–189.

Parfenova A. E. Phytoremediation of soil covers contaminated with heavy metal salts. Analytical review // Ekosistemy. 2023. Iss. 35. P. 64–73.

The ways of intake and distribution of heavy metals (HM) salts into the plant organism are analyzed as a part of the analytical review. It is found that the main flow goes through symplast: through the processes of active and passive transport. A part of HM penetrates at the apoplast level and is accumulated in the root system. Through symplast and apoplast pathways, HM can reach the basal zones of the root, penetrate into the central cylinder and spread with a transpiration current of HM through the aboveground plant organs. The foliar pathway can complement the entry of HM into the plant. It depends on the content of HM in precipitation, aerosols and dust particles. The stability of HM hyperaccumulating plants can be determined by the reservation of a significant part of HM in the apoplast, binding HM by a group of chelating agents, and the accumulation of HM in metabolically inert organs. Annual and perennial herbs are actively used for phytoremediation purposes (about 22 families). Plants that actively accumulate Ni (about 75 %) clearly dominate among them. Accumulation of Zn, Co, Cu, Cd and Pb is typical for a limited number of species. Currently, more than 400 hyperaccumulator species are identified. The number of woody plants accumulating a wide range of HM is also limited due to their selectivity in the accumulation of HM in the leaf mass. Most species accumulate Fe, Pb, Cr, Mn cations. There are no obvious hyperaccumulators of HM among them.

Key words: soil, heavy metals, plants, phytoremediation.

Поступила в редакцию 27.03.23

Принята к печати 29.04.23