

BIORREMEDIAÇÃO COMO ALTERNATIVA DE TRATAMENTO DE SOLOS CONTAMINADOS COM METAIS TÓXICOS

BIORREMIEDIATION AS AN ALTERNATIVE FOR THE TREATMENT OF SOILS CONTAMINATED WITH TOXIC METALS

Adeli Beatriz Braun^{1*}, Adan William da Silva Trentin¹, Caroline Visentin¹, Antônio Thomé¹

¹Universidade de Passo Fundo, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental.

E-mails: adelibeatrizbraun@hotmail.com, adan_trentin@hotmail.com, caroline.visentin.rs@gmail.com, thome@upf.br

*Autor para correspondência: Campus I, Prédio G1, Universidade de Passo Fundo – BR 28, Bairro São José – Passo Fundo/RS, CEP: 99052-900

RESUMO

Este trabalho objetivou a realização de uma revisão bibliográfica sistemática e a discussão dos principais aspectos relacionados às técnicas de biorremediação utilizadas no tratamento de solos contaminados com metais tóxicos, com destaque para o metal chumbo. Elencou-se alguns estudos de caso com abordagem dos principais microorganismos utilizados e os fatores que influenciam nos resultados. O chumbo é um dos metais mais comumente encontrados no solo e a sua presença em organismos vivos é prejudicial em qualquer concentração, portanto, a aplicação de tecnologias para a sua remediação faz-se necessária para evitar efeitos nocivos ao meio ambiente e à saúde humana em função de sua alta toxicidade. No contexto das abordagens das tecnologias utilizadas no tratamento de solos contaminados com metais tóxicos, a biorremediação vem adquirindo importância significativa em função principalmente de seu baixo custo de aplicação, estética e aceitabilidade, sendo que, alguns processos associados à biorremediação, como a biolixiviação, biomineralização, biotransformação, bioacumulação e biossorção, mostram-se bastante eficazes para o tratamento de metais tóxicos. No caso dos metais, devido à sua não biodegradabilidade, a biorremediação pode ser alcançada fundamentalmente com a solubilização, estabilização, retenção ou alteração da especiação, com redução da toxicidade dos metais presentes no solo. Conclui-se, portanto, que embora uma grande variedade de gêneros, espécies e associações de microorganismos, fungos e bactérias principalmente, possam ser utilizadas na biorremediação de metais tóxicos, assegurar as condições microbianas fundamentais, a concentração ótima do metal e o tempo de exposição, são fatores essenciais na obtenção de eficiência nos resultados.

Palavras-chave: Metais. Toxicidade. Tecnologias de tratamento. Biorremediação. Microorganismos.

ABSTRACT

This study aimed to conduct a literature review and a discussion of the main aspects related to the bioremediation techniques used in the treatment of soils contaminated with toxic metals, especially to the main microorganisms used and the factors that influence the results, highlighting some studies focused the bioremediation of lead metal. Lead is one of the metals most commonly found in soil and their presence in living organisms is harmful in any concentration, therefore, the application of technologies for their remediation is necessary to avoid harmful effects to the environment and human health, because of its high toxicity. In the context of the approaches of the technologies used in the treatment of contaminated soils with toxic metals, the bioremediation is acquiring significant importance, mainly due to its low cost of application, aesthetics and acceptability, being that, some processes associated with bioremediation, such as bioleaching, biomineralization, biotransformation, bioaccumulation and biosorption, show quite efficiency for the treatment of toxic metals. In the case of metals, due to their non-biodegradability, the bioremediation may be reached primarily with the solubilization, stabilization, detention or modification of speciation with reduced toxicity of the metals present in the soil. It is therefore concluded that although a wide variety of genera, species and microorganisms associations, fungi and bacteria especially, can be used in the bioremediation of toxic metals, secure the fundamental microbial conditions, the optimum concentration of the metal and the exposure time are essential factors in getting effective results.

Keywords: Metals. Toxicity. Treatment technologies. Bioremediation. Microorganisms.

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional aliado ao consumo desenfreado de produtos e as atividades antrópicas, juntamente com a intensificação dos processos industriais resultaram em inúmeros locais contaminados pelo mundo, intensificando os crescentes problemas da poluição dos solos e da água, devido à introdução dos mais diversos contaminantes, tais como hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs), bifenis policlorados (PCBs), pesticidas e herbicidas, metais tóxicos entre outros, representando uma enorme ameaça para a saúde humana e o ecossistema natural (Castelo-Grande e Barbosa, 2003; Chen, *et al.*, 2015)

As principais fontes de poluição do solo concentram-se na aplicação de defensivos agrícolas ou de fertilizantes, despejo de resíduos sólidos, lançamento de esgotos domésticos ou industriais, dejetos de animais, postos de combustíveis e resíduos resultantes do processo petroquímico e da mineração. Da mesma forma, os mais diversos contaminantes podem se fazer presentes, tais como, metais pesados, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs), bifenis policlorados (PCBs), pesticidas e herbicidas (Muñoz, 2002; Carvalho e Costa Orsine, 2011; Reddy e Adams, 2015; Covarrubias *et al.*, 2018).

Dentre estes contaminantes, os metais tóxicos merecem destaque em função de seu comportamento ambiental e toxicológico extremamente diferenciado e específico, comparado aos outros poluentes. A inserção antropogênica destes compostos no ambiente é preocupante, uma vez que, em concentrações elevadas são muito nocivos à saúde humana e aos ecossistemas naturais. Alguns destes metais apresentam-se como micronutrientes essenciais aos vegetais, outros são benéficos ao crescimento das plantas, já outros como o chumbo não desempenham nenhuma função biológica, sendo tóxicos em qualquer concentração, e, portanto, merecem maior atenção quanto ao seu tratamento, evitando efeitos nocivos ao meio ambiente e à saúde humana devido à sua alta toxicidade (Tavares, 2013; Pascalicchio, 2002).

Os metais diferem em sua maioria das demais substâncias tóxicas por sua alta persistência no ambiente e por sua não degradabilidade, sendo que, desta forma, a sua remediação em solos contaminados se dá fundamentalmente pela imobilização, contenção, separação e remoção. Portanto, o conhecimento da mobilidade dos metais no solo é de extrema importância, sendo ainda mais importante o discernimento das técnicas mais adequadas de descontaminação, pois a distribuição de metais tóxicos em perfis de solos é bastante variável, podendo contaminar o solo e as águas superficiais e também alcançar as águas subterrâneas (Muñoz, 2002; Baptista, 2005; Li *et al.*, 2016).

Diversas tecnologias de remediação destes tipos de substâncias tóxicas estão surgindo, as quais lentamente vão sendo difundidas na recuperação destes locais contaminados, mitigando assim os riscos para a saúde humana e o ambiente. Os tratamentos biológicos vêm ganhando espaço neste meio, com ampla aceitação pela sociedade, devido principalmente por representarem uma alternativa esteticamente agradável e de baixo custo, embora que, essas tecnologias ainda requerem longos tratamentos para obter resultados satisfatórios. (Gaylarde *et al.*, 2005; Tortora, 2005; Rocha *et al.*, 2009; Andrade *et al.*, 2010; Park *et al.*, 2011; Chen, *et al.*, 2015).

A biorremediação é uma técnica mais comumente utilizada para a degradação de substâncias orgânicas, porém, vem se mostrando uma técnica promissora para o tratamento de resíduos inorgânicos tais como os metais tóxicos, entretanto, a complexidade é maior, uma vez que os metais não são absorvidos nem capturados pelos microorganismos, nem podem ser degradados quimicamente e/ou biologicamente (Rocha *et al.*, 2009; Silva *et al.*, 2014).

Desta forma, este trabalho teve como objetivo a revisão bibliográfica sistemática e a discussão dos principais aspectos relacionados às técnicas de biorremediação utilizadas no tratamento de solos contaminados com metais tóxicos, elencando os microorganismos aplicados e os fatores que influenciam os resultados, com destaque a alguns estudos voltados à biorremediação do metal chumbo.

2. METAIS TÓXICOS

Os metais tóxicos são elementos químicos de peso atômico elevado, que em concentrações altas se apresentam muito tóxicos à vida, sendo que, diferem das demais substâncias tóxicas por sua perenidade no ambiente e por serem absolutamente não degradáveis, além de que a sua presença é cada vez mais frequente no solo, na água, no ar e nos alimentos. Os metais estão presentes no ambiente desde a formação do planeta, nunca se esgotam e devem sempre existir, podendo ser encontrados em todos os lugares. Portanto, podem ser encontrados naturalmente nos solos sem qualquer interferência humana, porém, é a influência antropogênica a responsável pelos grandes danos ambientais associados a estas substâncias (Tavares, 2013; Pascalicchio, 2002).

Os despejos de resíduos industriais, as indústrias metalúrgicas, de tintas, de cloro e de plástico PVC, incineradores de lixo urbanos e industriais e, as atividades industriais, como a mineração, a fundição e a purificação de minerais caracterizam as principais fontes da disseminação mundial destes tipos de metais (Tavares, 2013; Guaracho, 2005; Pascalicchio, 2002).

A maior preocupação está associada à intoxicação por metais persistentes e cumulativos, como por exemplo, o chumbo, cádmio, níquel, mercúrio, alumínio, entre outros, sendo que os maiores efeitos destes metais sobre a saúde estão associados às perturbações psicológicas, aos efeitos cardiovasculares, respiratórios e imunológicos, e a capacidade cancerígena e teratogênica (Pascalicchio, 2002).

Os metais tóxicos não podem ser destruídos, são altamente reativos e apresentam-se em concentrações muito pequenas, muitas vezes, associados a outros elementos químicos. Além disso, não se concentram somente no solo, podendo alcançar as águas superficiais e subterrâneas (Baptista, 2005). Dessa forma, os metais que chegam até o solo seguem diferentes vias de contaminação (Figura 1), podendo ficar retidos no solo, dissolvidos em solução ou fixados por processos de adsorção, complexação e precipitação; serem absorvidos pelas plantas e incorporados às cadeias tróficas; passar para a atmosfera por volatilização; e/ou mover-se para águas subterrâneas e superficiais (Muñoz, 2002).

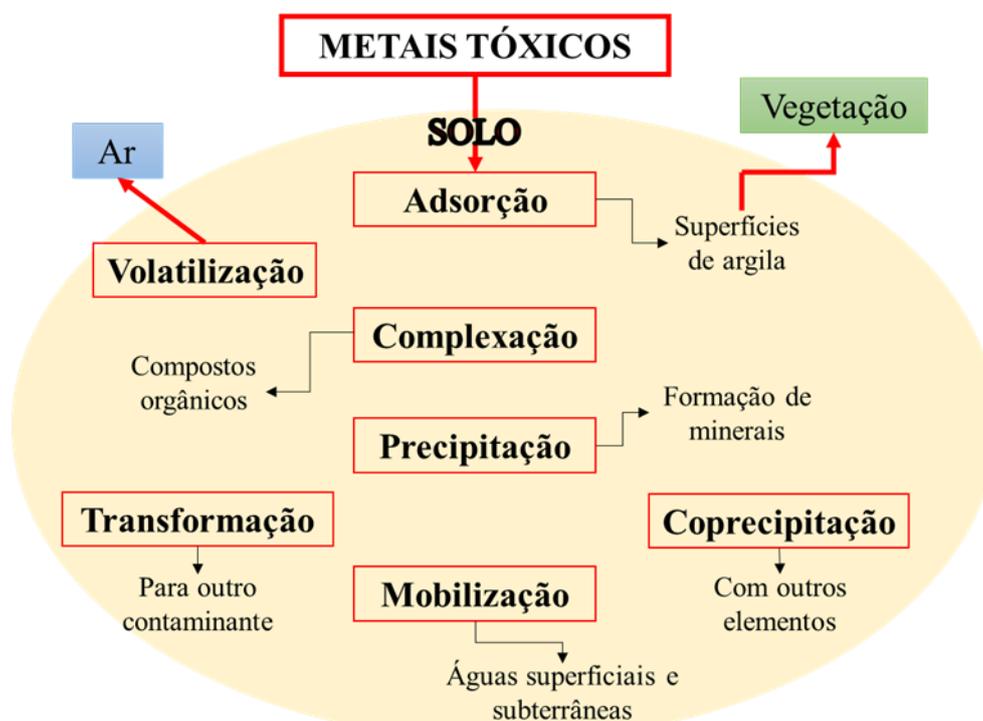


Figura 1 - Dinâmica dos metais tóxicos no solo

Metais como o zinco, o magnésio, o cobalto e o ferro estão presentes em concentrações muito pequenas na maioria dos organismos vivos, tornando-se tóxicos para a saúde humana quando ultrapassam determinadas concentrações-limite. Já o chumbo, o mercúrio, o cádmio, o cromo e o arsênio são metais que não existem naturalmente em nenhum organismo, nem desempenham funções nutricionais ou bioquímicas em microorganismos, plantas ou animais, sendo sua presença em organismos vivos prejudicial em qualquer concentração (Greenpeace, 2004 *apud* Guaracho, 2005).

Em relação a estes últimos metais tóxicos apresentados, os quais representam maior preocupação, o chumbo encontra-se em primeiro lugar no ranking dos contaminantes mais comuns em solos, ficando à frente do Cr, As, Zn, Cd, Cu e Hg. Além disto, é encontrado na segunda posição da lista prioritária das substâncias perigosas adotada pela Organização Mundial de Saúde (OMS) (Ribeiro, 2013). O chumbo é um metal tóxico que é prejudicial aos microorganismos vivos em qualquer concentração. A toxicidade elevada do chumbo está relacionada às formas iônicas (Pb^{2+} e Pb^{4+}) e ao chumbo orgânico tetravalente, o qual realiza ligações de caráter covalente, sendo que, a sensibilidade a esta toxicidade é maior para os microorganismos do solo do que as plantas superiores (Machado, 2002).

O chumbo está presente naturalmente no ambiente em concentrações muito baixas, sendo que, são as fontes antrópicas de inserção deste metal no meio ambiente que merecem destaque, através das atividades de mineração e de fundição, indústria do ferro e do aço, refinarias, sucatas, aterros, esgotos, pesticidas, fabricação de baterias, tintas e automóveis, fundamentalmente (Ribeiro, 2013).

A contaminação dos solos pelo chumbo ocorre devido principalmente à sua baixa mobilidade no perfil do solo e a elevada adsorção na fase sólida, fazendo com que o chumbo se acumule principalmente nos primeiros centímetros de solo, geralmente na forma chumbo elementar, óxidos de chumbo e hidróxidos, e complexos metal-chumbo (Fernandes *et al.*, 2011). Além disto, a contaminação provocada pelo chumbo pode vir a causar graves problemas ambientais, porém, os efeitos nocivos à saúde humana são os mais preocupantes, sendo que, a magnitude destes efeitos depende da dose e do tempo de exposição ao contaminante. O chumbo é normalmente introduzido no organismo através da inalação e ingestão e se acumula nos tecidos ricos em cálcio tais como ossos, fígado e rins, causando uma doença denominada saturnismo ou plumbismo. Os efeitos, em função principalmente do seu caráter bioacumulativo, incluem principalmente anemia, disfunções neurológicas e renais, podendo ser carcinogênico, teratogênico (anomalias genéticas) e causar abortos e infertilidade (Machado, 2002).

3. TÉCNICAS DE INTERVENÇÃO EM ÁREAS CONTAMINADAS

O solo é considerado contaminado quando apresenta substâncias em quantidade ou concentração que podem produzir efeitos nefastos, direta ou indiretamente, ao homem ou ao ambiente. Embora que os solos possuam capacidade de autodepuração, atenuando os efeitos negativos decorrentes da contaminação, com a acumulação excessiva de contaminantes, os limites da autodepuração são ultrapassados, e conseqüentemente o dano pode ser irreversível (Castelo-Grande e Barbosa, 2003; Ribeiro, 2013).

Em um solo contaminado, as interações solo-contaminante fazem surgir alguns fenômenos tais como a sorção do contaminante na superfície das partículas do solo e/ou a sua precipitação nos poros do solo. Os poros podem imobilizar temporariamente o contaminante, porém, quando as condições ambientais mudam, as reações químicas são invertidas e o contaminante torna-se móvel e perigoso novamente. Assim, faz-se necessária a aplicação de tecnologias de remediação, de modo que o contaminante possa ser removido de forma eficaz (Young *et al.*, 1992).

O desenvolvimento e a divisão destas técnicas deram-se por diferentes critérios, como a ação usada na remediação (biológica, físico-química e/ou térmica) e o local de aplicação do tratamento, a descontaminação “*in situ*” (i.e., realizada no local) ou a descontaminação “*ex situ*” (i.e., realizada fora do local). A tendência é a de se utilizar as técnicas de remediação *in situ*, uma vez que são capazes de proporcionar custos menores (Castelo-Grande *et al.*, 2007).

As técnicas biológicas têm como princípio de funcionamento a utilização de seres vivos, plantas ou microorganismos, para degradar (remover ou reduzir) ou imobilizar contaminantes em águas subterrâneas e em solos, além de transformar estes poluentes ambientais em substâncias de menor toxicidade. No caso específico da utilização de microorganismos, estes podem ser de ocorrência natural (nativos) ou cultivados, sendo que, bactérias, fungos filamentosos e leveduras são os mais utilizados, porém, as bactérias são os principais microorganismos que atuam na biorremediação de contaminantes (Gaylarde *et al.*, 2005; Castelo-Grande *et al.*, 2007; Rocha *et al.*, 2009; Andrade *et al.*, 2010). As técnicas físico-químicas envolvem reações químicas e processos de transferência de massa, como sorção e troca iônica. Já as técnicas térmicas agem no aquecimento do contaminante, induzindo sua volatilização e remoção ou a fundição e solidificação da massa de solo contaminado.

A contaminação por metais tóxicos no solo pode ser corrigida através de técnicas de mobilização, imobilização, contenção, separação ou remoção, sendo que, as principais tecnologias para o tratamento de solos contaminados por metais são a lavagem do solo, solidificação/estabilização, separação física, remediação eletrocínética (técnicas físico-químicas), tratamento térmico, vitrificação (técnicas térmicas), fitorremediação e também a biorremediação (técnicas biológicas), sendo que, esta última está detalhada na Seção 4 deste estudo (Mulligan *et al.*, 2001; Li *et al.*, 2016).

A lavagem do solo se caracteriza pela adição de soluções/aditivos (ácidos quelantes, surfactantes, complexantes, oxidantes e redutores) para solubilizar os metais, dessorvendo e mobilizando as espécies metálicas adsorvidas nas partículas do solo, para sua posterior remoção. Esta operação pode ser feita diretamente sobre o solo contaminado, por meio da lixiviação química (“*soil flushing*”), ou, a transferência de uma camada escavada do solo para uma planta industrial onde é submetida à lavagem (“*soil washing*”) (Mulligan *et al.*, 2001; Castelo-Grande *et al.*, 2007; Tavares, 2013).

A solidificação/estabilização é um processo que consiste na modificação das características físicas e químicas dos metais, visando principalmente a redução da toxicidade, da solubilidade e da mobilidade do contaminante, além de melhorar as propriedades do material estabilizado. A solidificação utiliza substâncias inorgânicas (cimento portland ou pozolana), orgânicas (asfalto) e/ou vitrificantes (materiais fundidos), na qual os contaminantes ficam fisicamente presos à matriz sólida do material usado na solidificação, evitando a dispersão dos metais para outras porções do solo. Já a estabilização utiliza substâncias (cinzas industriais, fosfatos e carbonatos de cálcio) que reagem com os metais tóxicos no solo, reduzindo quimicamente o potencial de periculosidade do composto, por meio da conversão do contaminante para uma forma menos solúvel ou tóxica, e conseqüentemente, menos biodisponível (Mulligan *et al.*, 2001; Tavares, 2013).

A separação física é um processo aplicado a solos com alta carga de contaminantes metálicos como um pré-tratamento para os métodos químicos e biológicos. Esta técnica inclui os processos de centrifugação, floculação, separação por hidrociclones, peneiramento e sedimentação, sendo que, a separação se dá a partir de diferenças nas características físicas dos diversos constituintes do material a ser tratado, como, por exemplo, a densidade (Mulligan *et al.*, 2001).

O sistema eletrocínético consiste fundamentalmente na aplicação de uma corrente elétrica entre placas de eletrodos, promovendo a mobilização dos metais na forma de espécies carregadas, partículas ou íons para o eletrodo de carga oposta e, a sua conseqüente remoção. Durante a passagem da corrente elétrica pelo solo, três fenômenos principais podem acontecer, a eletro-osmose (movimentação da solução de solo em direção a um eletrodo), a eletromigração (deslocamento de íons em direção ao eletrodo de carga oposta) e a eletroforese (transporte de partículas carregadas ou colóides sob a influência e um campo elétrico). Os contaminantes que chegam aos eletrodos podem ser removidos por eletrodeposição, bombeamento da solução próxima do eletrodo ou complexação com íons de permuta iônica (Mulligan *et al.*, 2001; Guaracho, 2005).

O tratamento térmico consiste no aquecimento do solo até obter a volatilização dos metais que possuem relativa alta volatilidade e baixo ponto de sublimação, para a sua extração. A temperatura e o tempo de exposição são os fatores principais que influenciam na eficiência deste tipo de tratamento. A

técnica do plasma tem se revelado muito eficaz dentre as tecnologias térmicas, e consiste no aquecimento de um gás a temperaturas extremas (até 100.000°C), para que seja criado o plasma, e ao se aproximar o solo contaminado deste plasma, ocorre o seu aquecimento e as moléculas de oxigênio são extinguidas, ocorrendo a vitrificação dos compostos inorgânicos, como os metais (Mulligan *et al.*, 2001; Castelo-Grande *et al.*, 2007).

A vitrificação pode ser considerada uma técnica de solidificação, que envolve a passagem de uma corrente elétrica entre eletrodos instalados no solo, promovendo seu aquecimento a temperaturas extremamente elevadas, suficientes para fundir a grande maioria dos minerais presentes, resultando na retenção de sólidos e a incorporação dos metais no produto vitrificado, um bloco sólido quimicamente inerte (Mulligan *et al.*, 2001).

A fitorremediação consiste no uso de espécies vegetais para capturar, transportar, armazenar e imobilizar metais, no intuito de descontaminar *in situ* solos contaminados com metais tóxicos, principalmente, Pb, Ni, Hg, Zn, Cu, Se, U e Cs. De acordo com Ojuederie e Babadola (2017), as plantas possuem mecanismos biológicos que lhes permitem sobreviver sob estresse de metais tóxicos. As plantas capturam a fração biodisponível destes elementos, a qual é passível de ser transportada através das raízes, concentrando-a nas fibras vegetais (raiz, caule e folhas principalmente). A fitorremediação possui além da vantagem do baixo custo, o poder de embelezar o ambiente, entretanto, o tempo para se obter resultados satisfatórios pode ser bastante longo (Mulligan *et al.*, 2001; Rocha *et al.*, 2009).

A fitoextração, fitoestabilização, fitovolatilização e rizofiltração são as técnicas de fitorremediação aplicadas principalmente para a remediação de metais. A fitoextração envolve a absorção dos contaminantes pelas raízes das plantas, sendo transportados e armazenados nas partes aéreas, sendo que, após o crescimento, as plantas são cortadas e dispostas adequadamente, ou levadas para a reciclagem dos metais, ou seja, o objetivo da fitoextração é retirar os elementos do solo a partir de podas sucessivas da parte aérea das plantas. A rizofiltração é uma técnica semelhante à fitoextração, cujas raízes das plantas concentram e precipitam os metais sob formas menos tóxicas. Na fitoestabilização, os contaminantes são assimilados pela lignina da parede vegetal, e os metais são precipitados sob formas insolúveis e menos biodisponíveis, reduzindo a mobilidade destes no solo. Na aplicação da fitovolatilização, os elementos como mercúrio, selênio e arsênio são absorvidos pelas raízes, convertidos em formas não-tóxicas e depois liberados na atmosfera (Mulligan *et al.*, 2001; Rocha *et al.*, 2009; Tavares, 2013).

Geralmente a remediação de ambientes contaminados por meio de técnicas físicas, químicas e térmicas possuem custos elevados, não apresentam eficiência satisfatória e produzem em sua maioria produtos secundários que necessitam de tratamento adicional. Além disto, a utilização muitas vezes de reagentes químicos pode afetar negativamente a qualidade do solo e até mesmo vir a poluir as águas. Desta forma, o uso de microorganismos, seja para atenuar ou remover os contaminantes apresenta-se como uma alternativa de baixo custo, eficiente e ecologicamente aceitável (Wu *et al.*, 2010).

4. BIORREMEDIAÇÃO DE METAIS TÓXICOS

A biorremediação é um processo de tratamento ativo que usa microorganismos para degradar biologicamente (remover ou reduzir), imobilizar, ou transformar os contaminantes, presentes tanto em águas subterrâneas quanto em solos, em substâncias finais de menor toxicidade (Chen *et al.*, 2015; Park *et al.*, 2011; Reddy e Adams, 2015).

A utilização da biorremediação na recuperação de locais contaminados iniciou em 1988, quando cientistas utilizaram microorganismos para tratar o solo contaminado com substâncias perigosas, e este mercado da biorremediação continua sendo dominado pelos norte-americanos, juntamente com os europeus ocidentais, japoneses e australianos (Tortora, 2005).

De uma forma geral, a biorremediação *in situ* mostra-se mais atrativa economicamente, pois além de apresentar menores riscos de acidentes durante o transporte e armazenamento do solo

contaminado, possui menor interrupção ao campo na sua operação. As principais vantagens da biorremediação, se comparado a outras técnicas de remediação, estão associadas à eficiência da técnica em meios homogêneos e de textura arenosa, o baixo custo, o uso de equipamentos de fácil obtenção, instalação e operação, além de que pode ser combinada com outras técnicas para acelerar o processo de descontaminação (Andrade *et al.*, 2010; Silva *et al.*, 2014).

Conforme destacado por Jacob *et al.* (2018), a biorremediação é uma tecnologia promissora para lidar com as questões da poluição por metais tóxicos. Entretanto os resultados desta técnica ainda podem ser considerados bastante inconsistentes, uma vez que, alguns fatores e parâmetros do contaminante, clima e solo afetam diretamente a eficiência do processo, tais como: a disponibilidade de microorganismos com atividade enzimática e capacidade fisiológica adequada; condições ambientais e nutricionais favoráveis para o metabolismo e o crescimento microbiano; temperatura, pH, salinidade, umidade, composição e concentração dos poluentes/contaminantes. Por exemplo, temperaturas elevadas podem afetar a concentração da comunidade microbiana, enquanto que níveis extremos de pH no solo podem ser tóxicos para os microorganismos, além de que baixos níveis de umidade do solo diminuem a atividade microbiana, enquanto que o excesso de água pode criar resistência à transferência de oxigênio e também pode produzir um lixiviado indesejado (Schjønning *et al.*, 2011; Lim, *et al.*, 2016).

Embora a biorremediação ainda consista em uma técnica de descontaminação de áreas contaminadas com poluentes orgânicos, o emprego de microorganismos no tratamento de substâncias tóxicas vem alcançando importância mundial, sendo que, já é uma prática habitual em países desenvolvidos.

As principais técnicas de biorremediação de solos contaminados com metais tóxicos estão associadas à biolixiviação, biomineralização, biotransformação, bioacumulação e biossorção (Figura 2), cujos mecanismos incluem principalmente transformação de valência, volatilização e precipitação química extracelular (Wu *et al.*, 2010).

Na biolixiviação os microorganismos são capazes de dissolver os metais de sua fonte mineral, modificando o estado de oxidação química destes elementos, para elementos solúveis, de modo que estes possam ser extraídos do solo, quando há a passagem de água através dele. Portanto, a biolixiviação age na solubilização e mobilidade dos metais tóxicos (Schenberg, 2010). Alguns estudos relatam a execução de experimentos de biolixiviação de solos contaminados para a solubilização de metais tóxicos como zinco, cobre, manganês e chumbo (Chartier e Couillard, 1997; Lors *et al.*, 2004; Zagury *et al.*, 2001; Moura, 2006).

Com a aplicação da biomineralização os microorganismos excretam substâncias que provocam a precipitação dos metais sob uma forma insolúvel, reduzindo a sua mobilidade no solo. Neste mesmo sentido vem a biotransformação, na qual o microorganismo age sobre o metal solúvel, alterando suas características químicas, tanto na redução da toxicidade quanto o tornando insolúvel o que influencia na sua mobilidade no solo. Na bioacumulação, os microorganismos internalizam os íons metálicos por meio de processos de transporte de metais essenciais ao metabolismo microbiano com potencial para complexar metais, removendo o metal do solo, sendo que, uma levedura muito utilizada para este processo é a *Saccharomyces cerevisiae*. A biossorção, embora seja mais utilizada na descontaminação de águas contaminadas, já constitui uma abordagem ampla para solos, e ocorre quando os microorganismos adsorvem passivamente os íons metálicos sobre a superfície celular, uma vez que, a estrutura da parede celular de certos fungos e bactérias, agente responsável pela formação de complexos metal-orgânicos, pode acumular um excesso de 25% de seu peso seco em metais (Barkay e Schaefer, 2001; Rocha *et al.*, 2009; Chen, *et al.*, 2015).

Portanto, podem ser observados diferentes tipos de interação de uma célula microbiana com os metais tóxicos presentes no local contaminado, sendo que, em sua maioria estes microorganismos produzem compostos que influenciam diretamente a solubilidade destes metais, ou realizam reações de oxido-redução (Lloyd *et al.*, 2005).

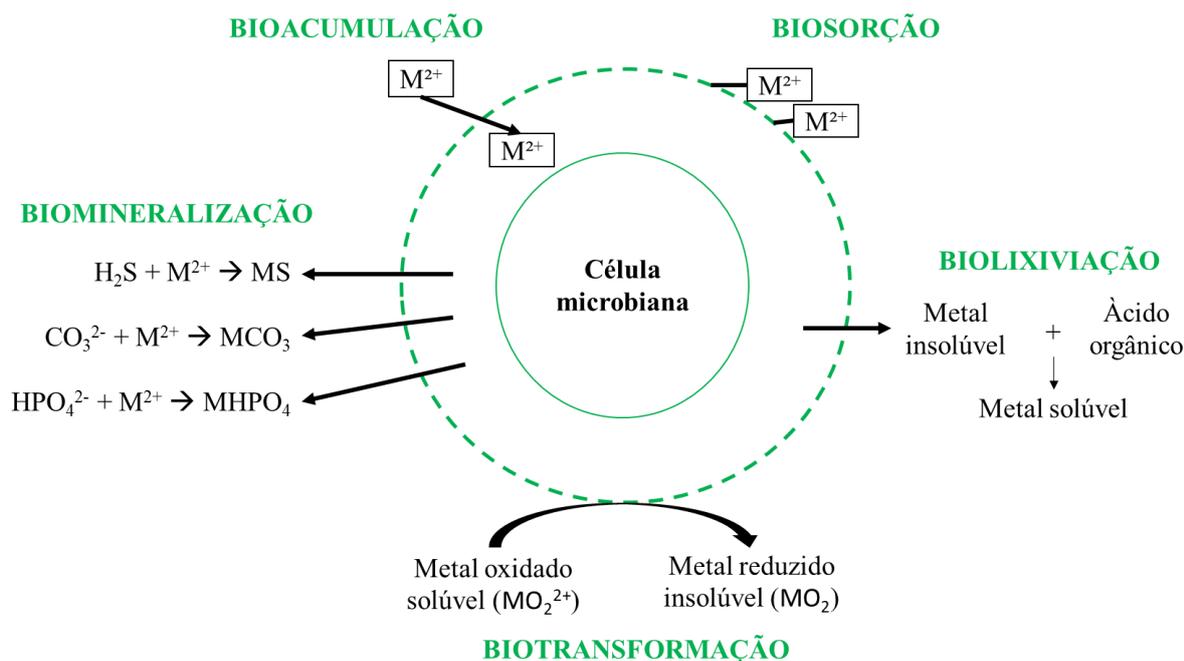


Figura 2 - Esquema das interações de uma célula microbiana com metais (representados por M^{2+}).

Uma grande variedade de gêneros e espécies de microorganismos, fungos e bactérias principalmente, é utilizada para a biorremediação de metais tóxicos. Concentrações elevadas destes metais podem ser tóxicos para os microorganismos, porém, baixas concentrações podem apresentar-se como benéficas para o crescimento microbiano, além de que uma exposição a longo prazo pode aumentar a tolerância e a resistência dos microorganismos (Chen, *et al.*, 2015; Park *et al.*, 2011).

O gênero de bactérias *Cupriavidus sp.* possuem grande importância na biorremediação de metais tóxicos de solos, pois além de apresentarem diversos mecanismos de resistência a estas substâncias, principalmente ao metal cobre, podendo sobreviver em ambientes com elevadas concentrações, são compostos por facilitadores de difusão, aumentando a capacidade de retenção dos metais (Gadd e White, 1989; Vandamme e Coenye, 2004).

Existem alguns metais tóxicos, como cobre, zinco, cádmio e chumbo, os quais podem ser retidos em tecidos de Fungos Micorrízicos Arbusculares (FMA), imobilizando o metal no solo, e também no caso protegendo as plantas, reduzindo a transferência dos metais para a parte aérea destas. A retenção de metais por FMAs é um processo bastante rápido, sendo que, a tendência é maior para cobre e zinco comparados ao cádmio e chumbo. O tecido fúngico de *Glomus clarum* apresenta maior capacidade de retenção para cobre, cádmio e chumbo, e *Gigaspora gigantea* para zinco (Cabral, 2008).

Vários estudos trazem a utilização de linhagens de fungos na biorremediação de metais tóxicos, porém, as abordagens limitam-se na verificação da tolerância destes microorganismos quando expostos na presença de metais tóxicos, o que se torna útil para a escolha dos fungos com capacidade biorremediadora. Foi observado que fungos ectomicorrízicos tolerantes ao metal cobre apresentam melhor desenvolvimento na presença deste metal, sendo que, a linhagem *Pisolithus tinctorius 24* obtêm maior desenvolvimento/crescimento vegetativo em doses maiores de cobre, comparada às *Suillus 2.8*, *Suillus 128* e *Scleroderma 124* (Silva *et al.*, 2007).

Os fungos dos gêneros *Aspergillus*, *Thielavia* e *Penicillium* apresentam resistência a altas concentrações de nitrato de chumbo, sendo que, para as linhagens do gênero *Aspergillus nidulans* todas apresentaram crescimento vegetativo, esporulação e pigmentação dos conídios, no entanto, comparando as linhagens selvagem e mutante, esta última responde melhor nos meios com maior quantidade dos metais sulfato de cobre, sulfato de zinco e sulfato ferroso. Já na presença do metal cádmio, o fungo *Aspergillus nidulans* sofre efeitos deletérios sobre o metabolismo celular e progressiva inibição da esporulação (Cooley *et al.*, 1986; Silva Junior e Pereira, 2007; Mendonça *et al.*, 2009).

Muitas vezes são combinados tratamentos químicos e biológicos para obter a eficiência desejada quanto a remoção dos metais. A combinação da força quelante do EDTA como técnica química de extração e os microorganismos *Desulfuromonas palmitatis* podem ser utilizados para tal finalidade, sendo que, para a remoção de arsênio e chumbo esta associação mostra-se eficiente. No estudo realizado por Vaxevanidou *et al.* (2008) solo contaminado com os metais arsênio e chumbo foi tratado utilizando primeiramente técnica química seguida da inserção de microorganismos. Foi observado que a remoção de arsênio foi reforçada pela atividade bacteriana com uma extração final de até 90%, enquanto que apenas 35% foi obtido quando o tratamento químico puro foi aplicado. No caso do chumbo, cerca de 85% da sua remoção do solo foi obtida já com a ação do quelante EDTA, porém, a atividade microbiana mostrou-se essencial para melhorar em até 10% a extração de chumbo, aumentando a remoção final em até 95% (Vaxevanidou *et al.*, 2008).

Cianobactérias também apresentam-se como potenciais na biorremediação de solos impactados por arsênio, sendo que, as cianobactérias *Nostoc piscinale* e *Geitlerinema unigranulatum* mostram-se capazes tanto de absorver quanto acumular arsênio. *N. piscinale* apresenta maior potencial de extração e acúmulo, enquanto que *G. unigranulatum* apresenta tolerância a concentrações maiores. Os fatores preponderantes no crescimento destas cianobactérias são a concentração do contaminante e o tempo de exposição a este (Souza, 2007).

A utilização de misturas de bactérias também se mostra útil na biorremediação de metais tóxicos em solos, sendo que, em comparação com o método de cultura única, as misturas bacterianas apresentam maior taxa de crescimento, atividade da urease, e resistência aos metais. As quatro estirpes de bactérias, *Viridibacillus arenosi* B-21, *Sporosarcina soli* B-22, *Enterobacter cloacae* KJ-46 e *E. cloacae* KJ-47, utilizadas por Kang *et al.* (2016) como misturas bacterianas para observar os efeitos sinérgicos sobre a reabilitação de metais tóxicos, resultaram em uma ótima recuperação para o metal chumbo, com 98,3%, seguida do cádmio com 85,4% e por último o cobre com 5,6% de recuperação (Kang *et al.*, 2016).

A bactéria anaeróbia facultativa *Rhodobacter sphaeroides* foi utilizada por Fan *et al.* (2012) para a biorremediação de cádmio no solo, sendo que, trigo foi plantado no solo tratado, e a acumulação de cádmio em suas raízes e folhas foi medido, ou seja, a planta serviu como um tipo de indicador da eficiência do tratamento dos solos com a bactéria em questão quanto a presença dos metais. Os resultados indicaram que após o tratamento do solo contaminado com *R. sphaeroides*, a acumulação de cádmio nas raízes e folhas foi reduzida em 67% e 53%, respectivamente, além de que houve uma mudança na especiação geoquímica do cádmio resultante no solo. Portanto, a remediação ocorreu através da conversão de cádmio para formas mais estáveis. Peng *et al.* (2018) realizaram um estudo onde utilizaram *R. sphaeroides* para a biorremediação de solos contaminados com cádmio e zinco. Após a biorremediação, as fases trocáveis de cádmio e zinco no solo foram reduzidas em até 30,7% e 100,0%, respectivamente. No entanto, quando os solos foram contaminados com níveis muito elevados de Cd e Zn, os efeitos da biorremediação não foram claros. Outros estudos realizados também utilizaram a *R. sphaeroides* para a biorremediação de cádmio, verificou-se que os mecanismos de remoção de cádmio são predominantemente governados por bioprecipitação como sulfeto de cádmio com a biossorção contribuindo para a contenção do metal, e reduzindo assim a extensão da contaminação (Bai *et al.* 2008; Fan *et al.*, 2012).

De uma forma geral, na determinação da viabilidade quando da utilização da biorremediação de metais tóxicos, alguns fatores essenciais devem ser considerados, como a necessidade de soluções alternativas para a remediação, o tratamento e a possibilidade da reutilização dos solos tratados.

Em relação especificamente ao metal tóxico chumbo, os estudos anteriormente apresentados demonstram que a atuação de fungos e bactérias sobre o metal chumbo, com o objetivo de alcançar a biorremediação se dá principalmente na sua retenção, recuperação e remoção. Neste sentido, mas com uma abordagem mais específica para o metal chumbo, alguns estudos são relatados a seguir.

A imobilização de chumbo, ou melhor, a bioimobilização pode ser alcançada através de métodos de tratamento ativos com a utilização de bactérias/biofilmes redutores de sulfato para a

produção de sulfureto de hidrogênio, o que provoca a precipitação e recuperação rápida do chumbo (Beyenal e Lewandowski, 2004).

Já a remoção de chumbo pode ser intermediada por células de crescimento de cepas bacterianas e fúngicas, sendo que, microorganismos como *Pseudomonas marginalis*, *Plectonema boryanum* e *Desulfosporiosinus orientis* podem ajudar com a absorção de chumbo, o que sugere que a biorremediação utilizando micróbios de crescimento é uma alternativa prática para a remoção do metal chumbo (Malik, 2003).

Através da ação das espécies de fungos *Metarhizium anisopliae* e *Paecilomyces javanicus* pode ocorrer a biocorrosão do chumbo metálico e a sua transformação para um tipo de mineral mais estável e não tóxico. A biocorrosão do chumbo é relevante nos contextos estruturais ou de contenção, bem como para os processos que ocorrem antes e durante a aplicação de técnicas de remediação de solos contaminados com este metal. Este processo pode ser interpretado como um exemplo de biotransformação e biomineralização onde os fungos desempenham um papel importante na libertação de espécies de chumbo móveis subsequentemente precipitado como mineral estável (Rhee *et al.*, 2012).

Bactérias ureolíticas também podem ser utilizadas na biorremediação de chumbo. Estirpes de *Enterobacter cloacae* KJ-46 e KJ-4 podem resultar em altas taxas de remoção (68,1%) de chumbo, com o uso do processo de biomineralização baseado na estimulação da hidrólise de uréia para a análise das amostras, sendo que, a identificação da remoção de chumbo deu-se pela precipitação do $PbCO_3$ mostrada na microscopia eletrônica de varredura. Isto pode vir a ser um método eficaz, eficiente e econômica para a biorremediação de chumbo (Kang *et al.*, 2015).

O trabalho desenvolvido por Li *et al.* (2016) utilizou a bactéria da espécie *Rhodobacter sphaeroides* para a biorremediação do metal chumbo. O crescimento microbiano permaneceu a um nível elevado de concentração de chumbo, o que indica a resistência destas bactérias ao metal, sendo que, os principais fatores que influenciam o crescimento da *R. sphaeroides* é a temperatura (entre 30 e 35 ° C), o pH (7) e o tamanho do inóculo (2×10^8 mL⁻¹). A remediação com *R. sphaeroides* não pode remover a concentração total de chumbo do solo, mas alterou a especiação do metal, reduzindo a sua fitodisponibilidade, o que é explicado pela diminuição da fase de troca do chumbo e o aumento da fase residual no solo tratado. A eficiência deste tipo de remediação foi analisada em função do crescimento das plantas de trigo (raiz e folha), as quais obtiveram um crescimento muito mais elevado no solo tratado com *R. sphaeroides* comparado aos grupos de controle sem tratamento por *R. sphaeroides* (Li *et al.*, 2016).

5. CONCLUSÕES

Conclui-se que diante da séria contaminação de solos por metais tóxicos em muitas áreas no mundo, devido principalmente às práticas de disposição inadequadas de resíduos e às atividades industriais, há a necessidade da aplicação de técnicas de remediação destes tipos de contaminantes, sendo que neste contexto chegou-se às seguintes conclusões:

(i) em função principalmente da toxicidade, persistência no solo e efeito bioacumulativo dos metais tóxicos, estes representam uma ameaça tanto ao meio ambiente quanto à saúde humana;

(ii) as tecnologias de remediação de metais tóxicos envolvem geralmente processos de isolamento, imobilização, mobilização, retenção, redução de toxicidade e extração. As técnicas tradicionais utilizadas ainda estão baseadas fundamentalmente em processos físicos, químicos e térmicos, ou a combinação entre estes;

(iii) a biorremediação com o uso de microorganismos para o tratamento de solos contaminados com metais tóxicos vem sendo estudada e avaliada, e os resultados obtidos em escala laboratorial e piloto indicam para uma técnica promissora e viável;

(iv) os estudos indicaram que a biorremediação de solos contaminados com metais tóxicos principalmente arsênio, cobre, cádmio, zinco e chumbo, pode ser alcançada pela utilização fundamentalmente de fungos, bactérias e cianobactérias, através da biolixiviação, biotransformação,

biomineralização e bioissorção do metal; análise da resistência dos microorganismos à exposição dos metais; solubilização, acúmulo, retenção, recuperação, extração, alteração da especiação/toxicidade e remoção dos metais;

(v) de uma forma geral, os resultados obtidos em cada estudo apresentado indicaram que alguns fatores como a concentração ótima do metal, o tempo de exposição a este e assegurar as condições microbianas fundamentais, são essenciais para que a aplicação destes diferentes microorganismos resulte em uma eficiente remoção, retenção ou até mesmo diminuição da toxicidade dos metais; e,

(vi) as relações e resultados obtidos em cada estudo apresentado, variam muito de acordo com o contaminante, o solo, e a combinação de técnicas utilizadas na remediação dos metais tóxicos.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE, J. A.; AUGUSTO, F.; JARDIM, I. C. S. F. Biorremediação de solos contaminados por petróleo e seus derivados. *Eclética Química*, São Paulo, vol. 35, n. 3, p. 17-43, 2010.

BAI, H.-J.; ZHANG, Z.-M.; YANG, G.-E.; LI, B.-Z. Bioremediation of cadmium by growing *Rhodobacter sphaeroides*: Kinetic characteristic and mechanism studies. *Bioresource Technology*, v. 99, p. 7716–7722, 2008.

BAPTISTA, A. Avaliação do potencial de recuperação de metais de catalisadores equilibrados através da técnica de remediação eletrocinética. 2005. 151f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Materiais e Processos) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

BARKAY, T.; SCHAEFER, J. Metal and radionuclide bioremediation: issues, considerations and potentials. *Current Opinion in Microbiology*, v. 4, p. 318-23, 2001.

BEYENAL, H.; LEWANDOWSKI, Z. Dynamics of Lead Immobilization in Sulfate Reducing Biofilms. *Water Research*, v. 38, n. 11, p. 2726-2736, 2004.

CABRAL, Lucélia. Retenção de metais pesados em tecidos de Fungos Micorrízicos Arbusculares *In Vitro*. 2008. 43f. Dissertação (Mestre em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Lavras, Lavras/MG, 2008.

CARVALHO, J. C. B. de; COSTA ORSINE, J. V. Contaminação do meio ambiente por fontes diversas e os agravos à saúde da população. *Enciclopédia Biosfera – Centro Científico Conhecer*, v.7, n.13, p. 1107-1118, 2011.

CASTELO-GRANDE, T.; BARBOSA, D. “Soil decontamination by supercritical extraction”. *Electronic Journal of Environmental, Agricultural and Food Chemistry*, v. 2, n. 2, 2003.

CASTELO-GRANDE, T.; AUGUSTO, P. A.; BARBOSA, D. Técnicas de descontaminação de solos: uma revisão. *Revista Ingenium*, Lisboa, 2007.

CHARTIER, M.; COUILLARD, D. Biological processes: the effects of initial Ph, percentage inoculums and nutrient enrichment on the solubilization of sediment bound metals. *Water, air, and soil pollution*, Dordrecht, v. 96, p. 249-267, 1997.

CHEN, M.; XU, P.; ZENG, G.; YANG, C.; HUANG, D.; ZHANG, J. Bioremediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons, petroleum, pesticides, chlorophenols and heavymetals by composting: Applications, microbes and future research needs. *Biotechnology Advances*, v. 33, n. 6, p 745–755, 2015.

COOLEY, R. N.; THURMAN, D. A.; TOMSETT, A. B. Molecular mechanisms of heavy-metal tolerance in *Aspergillus nidulans*. *Heredity*, v. 57, p.133-134, 1986.

COVARRUBIAS, S. A.; de la TORRE, J. A. F.; VEGA, M. M.; GONZÁLEZ, F. J. A.; CABRIALES, J. J. P. Spatial Variability of Heavy Metals in Soils and Sediments of “La Zacatecana” Lagoon, Mexico. *Applied and Environmental Soil Science*, v. 2018, 2018.

FAN, W.; JIA, Y.; LI, X.; JIANG, W.; LU, L. Phytoavailability and geospeciation of cadmium in contaminated soil remediated by *Rhodobacter sphaeroides*. *Chemosphere*, v. 88, p. 751–756, 2012.

FERNANDES, J. D.; DANTAS, E. R. B.; BARBOSA, J. N.; BARBOSA, E. A. Estudo de impactos ambientais em solos: o caso da reciclagem de baterias automotivas usadas, tipo chumbo-ácido. *Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional - GDR*, Taubaté/SP, v. 7, n. 1, p. 231-255, 2011.

GADD, G. M.; WHITE, C. Heavy metal and radionuclide accumulation and toxicity in fungi and yeast. In: POLE, R. K.; GADD, G. M. (Ed.). *Metal microbe interactions*. Oxford: IRL, 1989. p. 19-38.

GAYLARDE, C. C.; BELLINASSO, M. L.; MANFIO, G. P. Biorremediação: aspectos biológicos e técnicos da biorremediação de xenobióticos. *Biociência*, n. 34, p. 36-43, 2005.

GUARACHO, V. V. Remediação eletrocinética de chumbo e níquel em solos de landfarming de refinaria. 2005. 137f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

JACOB, J. M.; KARTHIK, C.; SARATALE, R. G.; KUMAR, S. S.; PRABAKAR, D.; KADIRVELU, K.; PUGAZHENDHI, A. Biological approaches to tackle heavy metal pollution: A survey of literature. *Journal of Environmental Management*, v. 217, p. 56-70, 2018.

KANG, C.-H.; OH, S. J.; SHIN, Y.; HAN, S.-H.; NAM, I.-H.; SO, J.-S. Bioremediation of lead by ureolytic bacteria isolated from soil at abandoned metal mines in South Korea. *Ecological Engineering*, v. 74, p. 402–407, 2015.

KANG, C. H.; KWON, Y. J.; SO, J. S. Bioremediation of heavy metals by using bacterial mixtures. *Ecological Engineering*, v. 89, p. 64-69, 2016.

LI, X.; PENG, W.; JIA, Y.; LU, L.; FAN, W. Bioremediation of lead contaminated soil with *Rhodobactersphaeroides*. *Chemosphere*, v. 156, p. 228-235, 2016.

LIM, M. W.; LAU, E. V.; POH, P. E. A comprehensive guide of remediation technologies for oil contaminated soil—Present works and future directions. *Marine Pollution Bulletin*, 2016.

LLOYD, J. R., ANDERSON, R. T, MACASKIE, L. E. Bioremediation of metals and radionuclides. In: *Bioremediation: Applied microbial solutions for real world environmental cleanup*. Atlas, R.M and Philp, J.C (eds). ASM Press, ISBN 1-55581- 239-2, Washington, D.C. 294 p., 2005.

LORS, C.; TIFFREAU, C.; LABOUDIGUE, A. Effects of bacterial activities on the release of heavy metals from contaminated dredged sediments. *Chemosphere*, Amsterdam, v. 56, p. 619-630, 2004.

MACHADO, I. P. Avaliação Ambiental do Processo de Reciclagem do Chumbo. 2002. 116 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) - Universidade Estadual de Campinas/Faculdade de Engenharia Mecânica, Campinas, 2002.

MALIK, A. Metal Bioremediation Through Growing Cells. *Environmental International*, v. 30, 2003.

MENDONÇA, M. M.; FLORES, A. C.; PIN, H. K.; BESSON, J. C. F.; SOARES, I. A. Avaliação da sobrevivência de *Aspergillus nidulans* em meios com metais pesados. In: *Seminário Internacional de Ciência, Tecnologia e Ambiente*, 1., 2009, Cascavel. *Anais*. Cascavel, v.1, p.1-9, 2009.

MOURA, A. N. Remediação de áreas contaminadas com metais pesados utilizando *Acidithiobacillus sp.* 2006. 252 p. Tese (Doutor em Engenharia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

MULLIGAN, C.N.; YOUNG, R.N.; GIBBS, B.F. An evaluation of technologies for the heavy metal remediation of dredged sediments. *Journal of Hazardous Materials*, v. 85, p. 145–163, 2001.

MUÑOZ, S. I. S. Impacto ambiental na área do aterro sanitário e incinerador de resíduos sólidos de Ribeirão Preto, SP: avaliação dos níveis de metais pesados. 2002. 158f. Tese (Doutorado em

Enfermagem em Saúde Pública) - Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto/Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2002.

OJUEDERIE, O. B.; BABALOLA, O. O. Microbial and Plant-Assisted Bioremediation of Heavy Metal Polluted Environments: A Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 14(12): 1504, 2017.

PARK, J. H.; LAMB, D.; PANEERSELVAM, P.; CHOPPALA, G.; BOLAN, N.; CHUNG, J. W. Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal (loid) contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, v. 185, p. 549–574, 2011.

PASCALICCHIO, Áurea Ap. Eleutério. Contaminação por metais pesados. São Paulo: Annablume, 132 p., 2002.

PENG, W.; LI, X.; SONG, J.; JIANG, W.; LIU, Y.; FAN, W. Bioremediation of cadmium- and zinc-contaminated soil using *Rhodobacter sphaeroides*. *Chemosphere*, v. 197, p. 33-41, 2018.

REDDY, K. R.; ADAMS, J. A. Sustainable Remediation of Contaminated Sites. New York: Momentum Press, LLC, 2015, 268 p.

RIBEIRO, M. A. do C. Contaminação do solo por metais pesados. 2013. 249f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) - Faculdade de Engenharia, Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologias, Lisboa, 2013.

RHEE, Y. J.; HILLIER, S.; GADD, G. M. Lead Transformation to Pyromorphite by Fungi. *Current Biology*, v. 22, n. 3, p. 237–241, 2012.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. Introdução à Química Ambiental. - 2. ed.- Porto Alegre: Bookman, 256 p., 2009.

SCHENBERG, Ana Clara Guerrini. Biotecnologia e desenvolvimento sustentável. *Estudos Avançados*, v. 24, n. 70, 2010.

SCHJØNNING, P.; THOMSEN, I. K.; PETERSEN, S. O.; KRISTENSEN, K.; CHRISTENSEN, B. T. Relating soil microbial activity to water content and tillage-induced differences in soil structure. *Geoderma*, v. 163, p. 256-264, 2011.

SILVA, R. F.; ANTONIOLLI, Z. I.; ANDREAZZA, R.; JUNIO, C. O. M. Seleção de fungos ectomicorrízicos tolerante a cobre em meio de cultura. 2007. Disponível em: http://w3.ufsm.br/ppgcs/congressos/CBCS_RECIFE/BIOLOGIA.pdf. Acesso em: 16 abr. 2018.

SILVA, J. S.; SANTOS, S. S.; GOMES, F. G. G. A biotecnologia como estratégias de reversão de áreas contaminadas por resíduos sólidos. Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental – REGET, v. 18, n. 4, p. 1361-1370, 2014.

SILVA JÚNIOR, F. M. R. da; PEREIRA, S. V. Ecologia e fisiologia de fungos filamentosos isolados de solo contaminado por metais pesados. Revista Brasileira de Biociências, v.5, n.2, p. 903-905, 2007.

SOUZA, E. A. Potencial de cianobactérias para a biorremediação de águas e solos contaminados por arsênio. 2007. 72 p. Dissertação (Mestre em *Magister Scientiae*) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa/MG, 2007.

TAVARES, S. R. de L. Remediação de solos e águas contaminadas por metais pesados: Conceitos básicos e fundamentos. Rio de Janeiro, ed. 1, 147 p., 2013.

TORTORA, G. J; FUNKE, B. R; CASE, Christine L. Microbiologia. 8^a.ed. Porto Alegre: Editora Artmed, 2005.

VANDAMME, P.; COENYE, T. Taxonomy of the genus *Cupriavidus*: a tale of lost and found. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology, v. 54, p. 2285-2289, 2004).

VAXEVANIDOU, K.; PAPANASSIOU, N.; PASPALIARIS, L. Removal of heavy metals and arsenic from contaminated soils using bioremediation and chelant extraction techniques. Chemosphere, v. 70, p. 1329–1337, 2008.

WU, G.; KANG, H.; ZHANG, X.; SHAO, H.; CHU, L.; RUAN, C. A critical review on the bio-removal of hazardous heavy metals from contaminated soils: Issues, progress, eco-environmental concerns and opportunities. Journal of Hazardous Materials, v. 174, p. 1–8, 2010.

YOUNG, R. N.; MOHAMMED, A. M. O.; WARKENTIN, B. P. Principles of contaminant transport in soils. Amsterdam: Elsevier, Netherlands. Development in Geotechnical Engineering, v. 73, 327 p., 1992.

ZAGURY, G. J.; NARASIAH, K. S.; TYAGI, R. D. Biolaching of metal contaminated soil in semicontinuous reactor. Journal of Environmental Engineering, v. 127, n. 9, p. 812-817, 2001.