https://doi.org/10.1590/S1413-415220210105

Artigo Técnico

Fitorremediação aplicada a áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos

Phytoremediation applied to urban solid waste disposal sites

Alice Kimie Martins Morita[1]*, Fabio Netto Moreno[2]

RESUMO

A recuperação ambiental de lixões, aterros fechados e/ou abandonados constitui-se em problemática relevante a nível nacional e mundial, considerando que ainda cerca de 40% dos resíduos sólidos urbanos são destinados inadequadamente no mundo. A fitorremediação é uma alternativa promissora para aplicação em tais áreas, em razão dos baixos custos envolvidos, da facilidade de implantação, da boa aceitação pública, dos aspectos paisagísticos e do fato de ser uma técnica *in situ* não invasiva. O presente artigo avaliou a aplicação da fitorremediação a áreas contaminadas por resíduos sólidos urbanos, abordando técnicas para a remediação de solos contaminados, a implantação de coberturas de evapotranspiração, a construção de barreiras (fito)hidráulicas e a implantação de sistemas de tratamento de lixiviados (*wetlands*). Considerou-se que os principais poluentes de interesse nesses locais são a matéria orgânica, o amônio e baixas concentrações de metais pesados, os quais podem passar pelos processos de fitodegradação, fitoextração, fitoestabilização, rizodegradação e rizofiltração. Assim, sugere-se que: sejam adotadas espécies freatófitas para a construção de barreiras hidráulicas ao redor de lixões; sejam plantadas, nas superfícies de aterros e lixões, espécies vegetais que promovam a fitoextração e/ou fitoestabilização de metais e amônio, e a fitodegradação de compostos orgânicos; e que sejam implantadas coberturas de evapotranspiração em lixões e aterros, contribuindo para a redução na produção de lixiviados. Finalmente, recomenda-se que lixões abandonados sejam objeto de pesquisa de instituições educativas brasileiras, buscando desenvolver técnicas de fitorremediação que permitam a reabilitação ambiental e o uso seguro dessas áreas.

Palavras-chave: lixões; barreiras hidráulicas; coberturas de evapotranspiração.

ABSTRACT

The environmental restoration of dumpsites, closed and/or abandoned landfills is a relevant issue nationally and globally, considering that about 40% of urban solid waste is still disposed of inappropriately in the world. Phytoremediation is a promising alternative for application in such areas, due to the low costs involved, ease of implementation, good public acceptance, landscape aspects and the fact that it is a non-invasive *in situ* technique. The present manuscript evaluated the application of phytoremediation to areas contaminated by solid urban waste, addressing techniques for the remediation of contaminated soils, implantation of evapotranspiration covers, construction of (phyto)hydraulic barriers and implementation of leachate treatment systems (wetlands). It was considered that the main pollutants of interest in these places are organic matter, ammonium, and low concentrations of heavy metals, which can undergo phytodegradation, phytoextraction, phytostabilization, rhizodegradation, and rhizofiltration. It is recommended that: Phreatophyte species be adopted for the construction of (phyto)hydraulic barriers around dumps; plant species that promote the phytoextraction and/or phytostabilization of metals and ammonium and the phytodegradation of organic compounds are planted on the surfaces of landfills and dumps; and that evapotranspiration covers be installed in landfills and dumps, contributing to the reduction in leachate production. Finally, it is recommended that abandoned dumps are subject to research by Brazilian educational institutions, seeking to develop phytoremediation techniques that allow environmental rehabilitation and the safe use of these areas.

Keywords: dumps; hydraulic barriers; evapotranspiration covers.

INTRODUÇÃO

A falta de planejamento na disposição final de resíduos sólidos urbanos frequentemente leva à poluição do solo e dos recursos hídricos, assim como a impactos sociais e de saúde pública (BJERG *et al.*, 2013). Ainda que tais consequências sejam conhecidas, o lançamento inadequado de resíduos em locais vulneráveis ambientalmente, sem a avaliação de impactos ambientais ou a adoção de técnicas para proteção dos recursos hídricos, é uma realidade no Brasil e em muitos países em desenvolvimento (D-WASTE, 2013).

No Brasil, o fechamento e a remediação dos lixões foram previstos pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010) e pelo novo marco do saneamento (Lei nº 14.026/2020), tendo sido estabelecidos prazos variando entre 2020 e 2024 para o encerramento das atividades nessas áreas. Assim,

[1]Universidad Tecnologica del Uruguay – Durazno, Uruguay.
[2]Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – São Paulo (SP), Brasil.
***Autor correspondente:** akmmorita@gmail.com, alice.martins@utec.edu.uy
Conflitos de interesse: os autores declaram não haver conflitos de interesse.
Financiamento: nenhum.
Recebido: 20/04/2021 – **Aceito:** 05/07/2021 – **Reg. ABES:** 20210105

prevê-se que diversos lixões sejam fechados e possivelmente abandonados nos próximos anos; no entanto, os impactos a largo prazo podem persistir (MORITA *et al*., 2020) caso medidas de remediação e/ou isolamento não sejam adotadas. Dessa maneira, é fundamental que sejam estudadas e adotadas medidas de remediação e/ou isolamento capazes de proteger os recursos hídricos e mitigar os impactos ambientais.

Nesse sentido, a fitorremediação se configura em uma alternativa promissora para aplicação em tais áreas, em razão não apenas dos baixos custos envolvidos, mas também da facilidade de implantação, da boa aceitação pública, dos aspectos paisagísticos e do fato de ser uma técnica não invasiva que pode ser aplicada *in situ* (PANDEY *et al*., 2019c). Essa técnica também pode ser utilizada para atingir outros objetivos, como o controle dos processos erosivos, a restauração ecológica, a produção secundária de biomassa, energia e matéria-prima, e a negociação de créditos de carbono (MARMIROLI *et al*., 2003; OLIVEIRA *et al*., 2009).

O presente artigo buscou avaliar o estado da arte da aplicação da fitorremediação a áreas contaminadas por resíduos sólidos urbanos, incorporando conceitos, aspectos técnicos e possíveis aplicações e oportunidades.

METODOLOGIA

Para o desenvolvimento do trabalho, foram buscados artigos científicos e livros nas plataformas de busca Science Direct, Scopus e Google Acadêmico. Foram usadas as palavras chave "phytoremediation", "dumpsites", "solid waste", "landfill" e "leachate". As publicações utilizadas foram livros, artigos científicos e manuais técnicos da U.S. EPA (Agencia de Proteção Ambiental dos Estados Unidos). Todas as referências utilizadas foram listadas ao final deste trabalho.

Fitorremediação: conceitos básicos

A fitorremediação é uma tecnologia emergente e inovadora que usa diferentes plantas para remediar áreas contaminadas, ou seja, degradar, extrair, conter ou imobilizar contaminantes dos solos e das águas (ROCK *et al.*, 2000). O sucesso de tal técnica depende da interação de diversos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem entre as plantas e o ambiente do entorno (PILON-SMITS, 2005).

Diversas companhias e organizações têm se dedicado à fitorremediação, a exemplo da Applied Natural Sciences, Ecolotree, EarthCare, Living Technologies e Phytorem (PANDEY *et al.*, 2019b). Indústrias multinacionais como Union Carbide, Monsanto e Rhone Poulanc têm aplicado a técnica em seus próprios sítios contaminados e várias universidades têm desenvolvido pesquisas nessa área (OLIVEIRA *et al.*, 2009).

Os processos de fitorremediação são distintos para cada contaminante envolvido, compreendendo a fitoextração, a fitoestabilização, a fitovolatilização e a fitodegradação, além de processos de bombeamento hidráulico e/ou evapotranspiração, importantes no controle do avanço de plumas e em coberturas alternativas ou de evapotranspiração ("*phytocapping*"). Em outras palavras, diferentes processos podem predominar de acordo com as características do contaminante. Um resumo de cada mecanismo é apresentado na Tabela 1 do Material Suplementar.

Ainda que seja uma técnica promissora, é importante ressaltar que o tempo requerido para a remediação é superior àquele gasto por outras tecnologias de limpeza: enquanto a escavação ou incineração pode levar semanas a meses para se finalizar, a fitorremediação pode levar anos ou décadas (PANDEY *et al.*, 2019b). Nesse sentido, a técnica pode não ser adequada para áreas com níveis elevados de contaminantes no solo e com altos riscos à saúde pública e aos ecossistemas (PANDEY *et al.*, 2019b).

Outras limitantes da aplicação da fitorremediação são o contato das raízes com os contaminantes, restringindo a profundidade de remediação, e a inibição do crescimento vegetal causado por altas concentrações de contaminantes (MARMIROLI *et al*., 2003). O comprimento das raízes da maioria dos cultivos varia de 0,3 a 1,2 m, podendo chegar a 3 m para espécies como a gramínea Vetiver (*Vetiveria zizinoides*) ou cerca de 10 m para espécies arbóreas (ROCK *et al.*, 2000; SUELLE *et al*., 2017). Assim, as áreas com maior potencial de aplicação dessa técnica são aquelas com contaminação distribuída, concentrações médias de contaminantes e localização da contaminação dentro do alcance das raízes das plantas a serem utilizadas.

Adicionalmente, é importante ressaltar que o sucesso das técnicas de fitorremediação também depende das condições climáticas, como temperatura e pluviosidade, das características do solo e das propriedades dos contaminantes. Assim, antes de adotar essa técnica, é imprescindível que todos os aspectos sejam considerados de forma a possibilitar o sucesso do projeto (MARMIROLI *et al*., 2003).

Por outro lado, os custos envolvidos com a implantação da fitorremediação são geralmente inferiores a outras técnicas. Em investigação realizada pela empresa Phytotech e apresentada por Marmiroli *et al*.(2003), os custos envolvidos com a fitorremediação de área contaminada por metais variou de 150 a 250 mil dólares por hectare, enquanto a remoção do solo e a disposição em aterro foram estimadas em 1 milhão de dólares por hectare. Pandey *et al.* (2019c) mencionam uma economia de 810 mil dólares na fitorremediação do aterro Republic Jeffco, em St. Louis, Missouri (Estados Unidos), onde álamos foram plantados e eliminaram-se os processos de transporte e disposição final. Os autores também citam o caso do aterro Republic Gulf Pines, em Biloxi, Mississipi (Estados Unidos), onde a fitorremediação com a utilização da gramínea Vetiver permitiu uma economia de 8 milhões de dólares, em comparação com os métodos tradicionais.

No Brasil, a comercialização da fitorremediação ainda é incipiente, apesar da demanda por soluções mais econômicas e menos invasivas ao meio ambiente. Trata-se de uma técnica de remediação aceita por órgãos ambientais, como a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2019). No entanto, sua implementação deve passar por todas as etapas de gerenciamento de áreas contaminadas previstas pela Decisão de Diretoria (DD) nº 38/2017 (CETESB, 2017), incorporando os custos envolvidos. Isso pode se configurar em um entrave para a aplicação em lixões abandonados, considerando-se que a destinação de recursos ao gerenciamento desses locais é restrita no país.

No entanto, o clima tropical e a imensa biodiversidade do Brasil justificam investimentos no estudo e no desenvolvimento de técnicas de fitorremediação e na busca por espécies nativas com capacidade fitorremediadora voltadas para a mitigação dos impactos provocados por lixões e aterros fechados e/ou abandonados.

Características de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos

Os lixiviados produzidos por aterros de resíduos sólidos são uma consequência da composição e compactação dos resíduos, do balanço hídrico, dos fatores

climáticos e das condições físico-químicas e biológicas existentes nessas estruturas, variando espacial e temporalmente. Mesmo atualmente, é difícil prever as características e o comportamento a largo prazo de lixiviados produzidos por aterros (BJERG *et al.*, 2013).

Especialmente em depósitos não planejados, como em lixões, pode ocorrer a disposição de resíduos de uma grande variedade de origens, como os domésticos, comerciais, industriais, de construção e demolição, de serviços de saúde, além de lodos de estações de tratamento de água (ETAs) e de estações de tratamento de esgotos (ETEs), fator que leva a uma grande variabilidade das características dos lixiviados (EHRIG *et al.,* 2018). Faixas de parâmetros físico-químicos de lixiviados reportadas na literatura podem ser observadas na Tabela 2 do Material Suplementar.

Apesar dessa variabilidade, Jones *et al.* (2006) reiteram que as principais problemáticas dos lixiviados são as altas concentrações de NH_4^+, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), Na^+ e Cl^-. Dessa maneira, caso a caracterização detalhada da área de estudo não seja possível em razão da falta de recursos, recomenda-se que se escolham alternativas de mitigação de impactos que:

- contribuam para o decaimento das concentrações de DBO, DQO e amônia, parâmetros considerados de relevância para aterros de forma unânime;
- contribuam para a redução das concentrações de metais pesados, os quais, ainda que não ocorram normalmente em altas concentrações em aterros e lixiviados, são compostos que podem trazer riscos à saúde pública;
- ajudem na redução dos volumes de lixiviados produzidos.

Fitorremediação aplicada a áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos

Considerando-se os mecanismos de fitorremediação apresentados no Material Suplementar (Tabela 1) e os contaminantes comumente encontrados em lixiviados, assume-se que os principais mecanismos atuantes em áreas de disposição final de resíduos sólidos são: fitoextração e fitoestabilização de metais pesados e íons, rizodegradação de compostos orgânicos e evapotranspiração para controle na produção de lixiviados e no movimento da pluma de contaminantes (Figura 1). Esses mecanismos serão discutidos a seguir.

Aplicações *in situ*: remediação de solos e coberturas de evapotranspiração

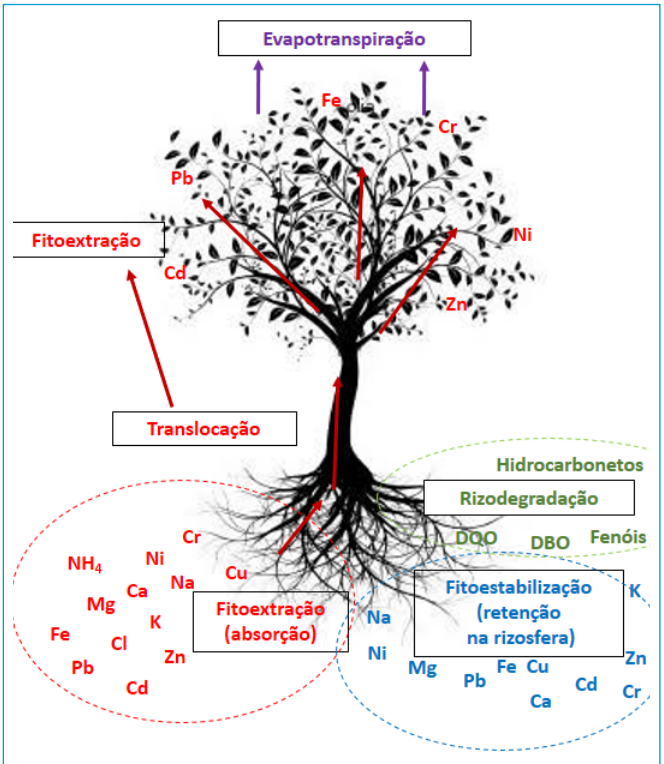
O plantio das espécies vegetais em solos contaminados pode propiciar a ocorrência dos processos de fitoextração, fitoestabilização e fitodegradação, dependendo do contaminante envolvido. A fitoextração tem sido reportada na extração de cádmio (Cd), chumbo (Pb), zinco (Zn), cobre (Cu), cromo (Cr), níquel (Ni), selênio (Se) e mercúrio (Hg) de solos e águas contaminadas com o uso de espécies como *Thlapsi sp*. (Ni, Zn e Cd), *Brassica juncea* (Cd, Cr, Ni, Zn, Cu e Hg), entre outras (NAGENDRAN *et al.*, 2006; MORENO *et al.*, 2005).

Para que a fitoextração seja efetiva, devem-se considerar espécies capazes de gerar um fator de concentração (concentração de metal na planta/concentração de metal no solo) superior a 1 e uma produção de biomassa vegetal elevada (MORENO *et al.*, 2005). A adição de ligantes químicos no substrato contaminado pode ser interessante e recomendável, uma vez que permite a disponibilização dos metais para as plantas sob a forma de complexos solúveis, constituindo a fitoextração induzida (MORENO *et al.*, 2005).

Já a fitoestabilização busca reduzir a fração disponível de metais no meio, pela adição de agentes inertizantes que promovem a imobilização de metais, por processos de adsorção, complexação e reações redox (MORENO *et al.*, 2012). Enquanto as raízes e os processos rizosféricos permitem a estabilização contra processos erosivos e a melhoria das condições físico-químicas e biológicas do solo, os materiais inertizantes influenciam na solubilidade e na mobilidade dos metais, reduzindo sua percolação e disponibilidade para as plantas (MORENO *et al.*, 2012).

Alguns materiais inertizantes são as cinzas de carvão (para imobilização de Cd, Pb, Zn), calcário (Cd, Ni, Pb, Cr), resíduos orgânicos como lodos (Cu, Cr, Se, Zn) e compostos de fosfato (Cd, Cu, Ni, estrôncio – Sr, Zn) (MORENO *et al.*, 2012). As espécies vegetais utilizadas para a fitoestabilização podem ser gramíneas com bom desenvolvimento radicular (NAGENDRAN *et al.*, 2006), sendo também utilizados a mostarda indiana (*Brassica juncea*) e os álamos (*Poplar spp*.) (ROCK *et al.*, 2000).

A fitodegradação, por outro lado, ocorre principalmente quando compostos orgânicos são os contaminantes-alvo, podendo também estar relacionada com o metabolismo e a absorção vegetal de nutrientes inorgânicos, como o nitrato. Tais compostos podem ser degradados ou metabolizados por espécies como chorão (*Salix spp*.), álamo (*Poplar spp*.) e carvalho (*Quercus spp*.) (ROCK *et al.*, 2000), bem como gramíneas e alfalfa (NAGENDRAN *et al.*, 2006). Trata-se de um processo relevante em depósitos de resíduos, considerando-se as altas concentrações de compostos orgânicos (normalmente avaliados como DQO e DBO) e amônio existentes em lixiviados (EHRIG *et al.,* 2018).



DQO: demanda química de oxigênio; DBO: demanda bioquímica de oxigênio.
Fonte: elaborada pelos autores.

Figura 1 – Mecanismos fitorremediadores esperados em lixões e aterros de resíduos sólidos.

A gramínea *Vetiveria zizanioides* (recentemente reclassificada como *Chrysopogon zizanioides*) tem ganhado destaque em projetos de fitorremediação dada sua alta tolerância aos metais arsênio (As), Cd, Cu, Pb, Hg, Ni, Se e Zn (PANDEY *et al.,* 2019a) e seu potencial acumulador de Zn, Pb, Cu, ferro (Fe) e manganês (Mn) (SUELLE *et al.*, 2017). Também pode absorver e promover a biodegradação de resíduos orgânicos, como 2,4,6-trinitrolueno, fenol, brometo de etídio, benzo[a]pireno e atrazina (DANH et al., 2009), e é altamente resistente a variações de pH, podendo crescer na faixa de 3 a 11. Adicionalmente, possui poderoso sistema radicular, com capacidade de penetração de cerca de 2 m de profundidade em apenas 6 meses e 3 m após um ano, resultando em taxa de crescimento de cerca de 3 cm/dia. Essa característica está diretamente associada às eficiências de remediação (SUELLE *et al.*, 2017).

Adicionalmente, sua produção anual de biomassa é de cerca de 100 mil toneladas por hectare, o que é superior a outras espécies conhecidas, como *Populus spp.*, *Salix spp.* e *Eucalyptus spp*., estando, portanto, associada a uma significativa captura de gás carbônico. Adicionalmente, suas partes aéreas também podem ser utilizadas na conversão a lignocelulose, etanol e dimetilfurano, potenciais biocombustíveis (PANDEY *et al.*, 2019a).

Além da aplicação na extração, na estabilização e na degradação de contaminantes, é importante mencionar a atuação de espécies vegetais na redução da produção de lixiviados. Esse mecanismo é possível por meio da adoção de coberturas de evapotranspiração, também chamadas coberturas alternativas ou "*phytocapping*", cujo propósito está no aumento da evapotranspiração e da biorremediação em aterros (SALT *et al.*, 2018).

Essas coberturas podem ser compostas de espécies arbóreas, arbustivas e/ou gramíneas, entre elas as espécies *Alphitonia excelsa*, *Cupaniopsis anacardioides*, *Eucalyptus crebra*, *Hibiscus tiliaceus*, *Livistona decipiens*, *Pongamia pinnata* e *Sterculia quadrifilda*, as quais apresentaram 100% de sobrevivência em aterros da Austrália (SALT *et al.*, 2018).

Ainda que sejam reportadas desvantagens de sua aplicação — incluindo a possibilidade de ocorrência de fitotoxicidade, pestes e fatores climáticos comprometendo a eficiência da técnica —, trata-se de uma alternativa atraente quando aplicada à mitigação de impactos gerados por lixões comumente abandonados, evitando a geração de líquidos que percolam em direção às águas subterrâneas e superficiais, e possibilitando redução na produção de gases do efeito estufa e nos custos de fechamento (NAGENDRAN *et al.*, 2006).

Enquanto em aterros nos quais tenham sido implantadas geomembranas devem ser consideradas plantas com raízes curtas de forma a não atravessar tais estruturas, para o caso de lixões ou aterros sem coberturas de impermeabilização, considera-se essencial adotar plantas que possibilitem a máxima extração de poluentes dos resíduos e solos, e o controle do seu movimento a águas subterrâneas (NAGENDRAN *et al.*, 2006). Nesses locais, as raízes podem atravessar o maciço de resíduos, aumentando a umidade e a oxigenação, e podendo trazer o benefício do aumento das taxas de biodegradação (MCCUTCHEON *et al.*, 2003). Consequentemente, devem ser focos de investigação e aplicação em aterros as espécies com sistema radicular longo e capazes de acumular vários metais ou extrair um metal e tolerar a ocorrência de outros (NAGENDRAN *et al.*, 2006).

Barreiras hidráulicas para o controle de plumas de contaminantes

As chamadas árvores freatófitas (*phreatophytes*) transpiram ou "bombeiam" consideráveis volumes de água na zona saturada, criando um cone de depressão por meio do qual os contaminantes não podem migrar (*phytocontainment*). Exemplos de espécies freatófitas são o álamo (pertencente ao gênero *Populus* da família *Salicaceae*) e o salgueiro ou chorão (do gênero *Salix* e família *Salicaceae*). Essas espécies arbóreas podem enraizar em profundidade, adentrando o nível d'água em até 3 a 5 m e bombeando essa água para a atmosfera por meio da transpiração (MCCUTCHEON *et al.*, 2003).

Ressalta-se que para que o uso de tais espécies seja eficiente como barreira hidráulica, é preciso que as árvores estejam enraizadas na zona capilar e não consumam muita água de infiltrações pluviais recentes. Assim, para que as raízes atinjam as zonas-alvo, podem ser necessárias a manipulação e a adoção de técnicas de engenharia, como o plantio em profundidade, por meio de perfurações ou trincheiras, e a adoção de acessórios para direcionar e acelerar o enraizamento (NEGRI *et al.*, 2003). Adicionalmente, deve haver o controle das infiltrações pluviais, por meio do desvio das águas pluviais e do plantio conjunto de árvores e gramíneas com sistema radicular denso, as quais ajudam a transpirar água da zona vadosa (MCCUTCHEON *et al.*, 2003). As Figuras 1 e 2 do Material Suplementar ilustram tais técnicas de engenharia.

No Brasil, Luiz *et al.* (2018) avaliaram o uso de eucaliptos para a remediação de plumas de contaminantes, especialmente de nitratos, e desenvolveram diretrizes técnicas para a sua aplicação, tendo obtido uma concessão de patente para o uso da chamada *Eucalyremediação* para a descontaminação de aquíferos urbanos. Por outro lado, Corseuil e Corseuil *et al.* (2001) avaliaram a aplicação de estacas de salgueiros (*Salix babylonica*) na redução das concentrações de etanol e benzeno, tendo obtido eficiências de 99% em menos de uma semana.

Assim, a aplicação de freatófitas a aterros de resíduos parece ser interessante nas regiões circunvizinhas, onde pode ser possível a adoção de técnicas de engenharia para promover o enraizamento em profundidade. Na superfície do aterro, esses cultivos já obteriam os nutrientes e umidade necessários nas porções superficiais, e a adoção de obras de engenharia para direcionamento em profundidade não só é dificultada pela existência de resíduos como poderia gerar caminhos preferenciais que favoreçam a contaminação.

Sistemas de tratamento *ex situ*: *wetlands* e fertirrigação com lixiviados

A fertirrigação consiste na aplicação de fertilizantes juntamente com a água de irrigação, facilitando o transporte de nutrientes até a zona radicular. Os fertilizantes aplicados podem ser de origem industrial ou obtidos de águas residuárias (inclusive de lixiviados), sendo que esta prática, já amplamente disseminada, possibilita a utilização dos nutrientes presentes nos efluentes (nitrogênio — N, fósforo — P e potássio — K) para o crescimento das plantas, trazendo benefícios agronômicos e ambientais (CHOJNACKA *et al.*, 2020).

Jordahl *et al.* (2003) citam diversos casos da aplicação de lixiviados para a irrigação de espécies arbóreas, como de salgueiros (*Salix spp*), no Reino Unido, de *Acer rubrum L.* (red maple), *Populus nigra* e *Populus maximowiczii* (espécies de álamo), no Canadá, e de *Salix spp* e *Populus spp*, nos Estados Unidos. Os autores enfatizam que a fertirrigação com lixiviados deve ser adequadamente controlada para evitar danos aos cultivos e contaminação dos recursos hídricos, sendo, algumas vezes, necessário realizar a diluição ou o pré-tratamento do efluente.

Nesse sentido, o controle da aplicação de lixiviados para a irrigação de cultivos deve ser realizado pela taxa de aplicação de nutrientes, e não pela carga hidráulica. Isso porque as espécies vegetais podem absorver quantidades restritas de nutrientes, e a aplicação de valores superiores a esses levaria a sua lixiviação

(JORDAHL *et al*., 2003). Assim, a irrigação com lixiviados não deve ser efetuada indiscriminadamente, mas devem ser avaliados de forma criteriosa a taxa de aplicação de nutrientes e o balanço hídrico, evitando aportes de contaminantes para fora da área de aplicação (JORDAHL *et al*., 2003).

Segundo Jones *et al.* (2006), estudos da aplicação de lixiviado a cultivos têm geralmente concluído que se trata de uma técnica efetiva de tratamento que pode trazer benefícios adicionais aos solos, como a redução de sua acidez e o aumento da disponibilidade de P às plantas. Tanto os sistemas florestais quanto os de pastagens têm se mostrado eficientes na remoção de NH_4, DBO e DQO, mas menos atuantes na remoção de sódio (Na) e cloro (Cl), a qual pode ser melhorada com a rotação de culturas utilizando cultivos de ciclo curto. Ressalta-se que os autores avaliaram a capacidade do uso dos cultivos para o tratamento dos lixiviados, de forma que a otimização da fertilização deles não foi realizada.

Por outro lado, outros estudos podem ser mencionados que verificaram benefícios a cultivos e solos com a irrigação com lixiviados. O crescimento da arbórea *Litsea glutinosa* e da gramínea *Vetiver zizanioides* foi superior quando se aplicou irrigação com lixiviados, em comparação com cultivos recebendo apenas água, e similar aos cultivos que receberam fertilizantes artificiais (CHENG *et al*., 2011). O uso de lixiviados diluídos (1:5 a 1:50, dependendo das características deles) trouxe aumento da umidade, matéria orgânica, N e fertilidade dos solos, e as concentrações de metais, ainda que tenham aumentado, foram significativamente inferiores aos limites nacionais para solos (YOUCAI, 2018).

Em relação a sistemas de tratamento de efluentes e lixiviados utilizando plantas, esses já são amplamente conhecidos e empregados mundialmente, com altas eficiências de remoção de diferentes contaminantes como decorrência de mecanismos de cooperação entre as plantas e os microrganismos existentes em suas raízes (LANGERGRABER *et al*., 2019).

Os sistemas mais comumente utilizados nesse sentido são os *wetlands* construídos, os quais são sistemas projetados com o objetivo de otimizar processos que ocorrem em ambientes naturais. São constituídos de um conjunto de plantas aquáticas e substratos em que ocorrem processos físicos, químicos e biológicos que promovem o tratamento de efluentes (DOTRO *et al*., 2017). Esses sistemas permitem elevadas remoções de N e matéria orgânica (LI *et al*., 2020), os quais são parâmetros relevantes em lixiviados. O amônio, particularmente, persiste em elevadas concentrações mesmo décadas após o fechamento dos aterros, requisitando tratamentos robustos e de baixos custos de operação e manutenção a longo prazo, fatores que têm levado à incorporação crescente de *wetlands* a sistemas de tratamento de lixiviados, inclusive para aterros fechados (LANGERGRABER *et al*., 2019).

Assim, uma vez que a remoção do amônio deve ser um dos objetivos principais do tratamento de lixiviados, devem-se adotar sistemas que permitam a ocorrência de ambientes aeróbios para a nitrificação; assim, sugere-se a aplicação de *wetlands* de fluxo vertical ou fluxo horizontal subsuperficial com aeração (LANGERGRABER *et al*., 2019), ou mesmo sistemas híbridos, que combinam fluxos horizontal e vertical (BAKHSHOODEH *et al*., 2020).

Ainda que se deva adotar espécies vegetais adaptadas às condições climáticas locais, uma revisão da literatura realizada por Bakhshoodeh *et al.* (2020) mostrou que as principais espécies utilizadas em diferentes partes do mundo são *Phragmites australis* (juncos), *Typha latifolia* (taboa) e *Chrysopogon zizanoides* (gramínea ou capim Vetiver), e as espécies dos gêneros *Glyceria*, *Eleocharis* e *Scirpus* (bulrush) também são frequentemente utilizadas.

Também são reportados casos bem-sucedidos do uso de cultivos hidropônicos (*Hydroponic root mats*) para a remoção de matéria orgânica, nutrientes, metais e compostos orgânicos recalcitrantes de lagos e rios eutrofizados, bem como em sistemas de tratamento (CHEN *et al*., 2016). Essas aplicações mostram a possibilidade de utilização da fitorremediação não apenas a sistemas de tratamento de lixiviados, como também a cursos de água contaminados por esse efluente, os quais são frequentemente afetados em zonas de influência de lixões.

Adicionalmente, tais configurações permitem o uso de cultivos para aproveitamento comercial, como os casos do girassol, da soja e da canola para a produção de biodiesel, fomentando a economia circular (LAVAGNOLO *et al*., 2016).

Diretrizes para aplicação de técnicas de fitorremediação

A seleção das espécies vegetais a se utilizar baseia-se na avaliação das taxas de crescimento, da capacidade de evapotranspiração, degradação, estabilização, transformação e acumulação, tolerância a diferentes contaminantes, à salinidade e às concentrações de boro, requisitos de fertilidade e umidade dos solos, adaptação climática, entre outros (LANGERGRABER *et al*., 2019). Listas com espécies frequentemente utilizadas na fitorremediação são apresentadas por McCutcheon *et al.* (2003), Rock *et al.* (2000) e ITRC (2009). A Tabela 3 do Material Suplementar apresenta espécies vegetais aplicáveis às condições normalmente encontradas em áreas contaminadas por depósitos de resíduos.

Ressalta-se que as espécies que ocorrem naturalmente nas áreas de intervenção devem ser priorizadas, uma vez que são adaptadas às faixas de contaminantes encontradas nos meios contaminados e às condições climáticas locais (NAGENDRAN *et al*., 2006). No Brasil, diversos estudos avaliaram o potencial de fitorremediação de espécies nacionais (GRATAO *et al*., 2005; OLIVEIRA *et al*., 2009; PINTO *et al*., 2010; RESENDE *et al*., 2015; SANTOS *et al*., 2013).

Em relação aos requisitos de irrigação e correção do solo, deve-se incluir a avaliação da necessidade de adição de fertilizantes e de matéria orgânica, a correção do pH, o uso de herbicidas e pesticidas, entre outros (SCHNOOR, 1997 *apud* MARMIROLI *et al*., 2003). Caso a fitoestabilização seja o mecanismo a ser utilizado, pode ser necessário um aumento da matéria orgânica e do pH do solo (MCCUTCHEON *et al*., 2003), bem como a adição de agentes inertizantes, possibilitando a imobilização de metais pesados (MORENO *et al*., 2012).

Ainda, as condições físicas do solo devem ser conhecidas, uma vez que influenciam na penetração das raízes, determinando suas direções, crescimento e morfologia (NEGRI *et al*., 2003). Em casos em que o plantio se dê sobre o maciço de resíduos, a penetração das raízes pode ser dificultada, considerando a existência de materiais rígidos e não degradados — plásticos, tecidos, metais, madeira e materiais de construção — (PELINSON *et al*., 2020) que podem impedir o seu desenvolvimento natural.

A densidade e a área de plantio também devem ser consideradas, sendo que o espaçamento do cultivo depende dos objetivos da remediação, da necessidade de manutenção e das atividades de aproveitamento pós-colheita (DAVIS *et al*., 2003). Assim, distanciamentos de 3,7×3,7 m podem ser necessários no cultivo de álamos visando à colheita comercial para a utilização da madeira (JORDAHL *et al*., 2003). Por outro lado, no programa de produção de biocombustíveis com salgueiros (*Salix*) adotado na Suécia, foram utilizados espaçamentos de até 0,75 m, otimizando a produção de biocombustível (JORDAHL *et al*., 2003).

Finalmente, segundo Marmiroli *et al.* (2003), o tratamento final dos resíduos deve ser planejado, podendo incorporar:

- A disposição final em aterros;

- A incineração para destruição de compostos orgânicos e redução de volume;
- A compostagem para degradação de resíduos xenobióticos e redução do volume antes da disposição final;
- O aproveitamento energético a partir de espécies arbóreas de rápido crescimento;
- A produção de fibra, papel, produtos derivados da madeira, serragem, alimentação animal, resinas e produtos alimentícios caso o contaminante não supere limites pré-estabelecidos nos tecidos vegetais;
- A fundição para recuperação econômica de alguns metais raros, a qual foi considerada viável economicamente para a biomineração do níquel.

Ressalta-se que diversos estudos vêm sendo realizados mostrando que áreas contaminadas, incluindo os lixões, poderiam ser utilizados para a geração de renda (NAGENDRAN *et al.*, 2006; HALLER *et al.*, 2020; PRABHA, 2021). Para que essa prática não envolva riscos, deve-se adotar diretrizes e protocolos para a utilização da biomassa em cada área de estudo e realizar o adequado controle das vias de mobilização dos poluentes, restringindo a transferência deles para a cadeia alimentícia (HALLER *et al.*, 2020).

Riscos da adoção de técnicas de fitorremediação

Segundo a DD nº 38/2017 da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), a seleção da técnica de remediação deve ponderar as consequências de sua aplicação, devendo ser consideradas as potenciais emissões resultantes de sua operação e a geração dos resíduos, cujo tratamento e destinação devem ser especificados no plano de intervenção (CETESB, 2017).

Assim, o efeito da fitovolatilização deve ser avaliado e gerido caso compostos voláteis (como benzeno, tolueno, etilbenzeno, xileno, fenóis, tricloroetileno – TCE, Hg, Se etc) sejam os compostos-alvo da fitorremediação (ITRC, 2009). Por outro lado, quando a fitoextração é adotada como estratégia de remediação, muitas vezes quelatos são utilizados para aumentar a mobilidade e a absorção de metais pelas plantas. Isso pode levar ao aumento de sua lixiviação para as águas subterrâneas e ao escoamento para corpos de água superficial, trazendo riscos e impactos ambientais e comprometendo, muitas vezes, o apoio de agências reguladoras na adoção de tais projetos (MCCUTCHEON *et al.*, 2003; HALLER *et al.*, 2020).

Adicionalmente, a acumulação de metais nos tecidos vegetais decorrentes da fitoextração pode levar a riscos ecológicos, como mostrado por Jeong *et al.* (2015). Nesse sentido, a adoção da fitorremediação em áreas contaminadas por metais pode levar ao aumento do risco ecológico, especialmente para pequenos mamíferos e herbívoros.

Dessa maneira, a adoção da fitorremediação deve passar por uma adequada avaliação de todos os impactos decorrentes, de forma a evitar causar riscos ecológicos e à saúde pública, e a possibilitar sua aprovação como medida remediadora frente aos órgãos ambientais.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com base na revisão da literatura realizada, são apresentados a seguir conceitos, aspectos técnicos e aplicabilidade da fitorremediação a áreas contaminadas por resíduos sólidos. Os dados obtidos foram apresentados em subitens para melhor organização do trabalho.

CONCLUSÕES

A fitorremediação se configura em uma alternativa promissora na reabilitação de áreas contaminadas por lixões e aterros fechados e/ou abandonados, levando-se em consideração os baixos custos envolvidos, a facilidade de implantação, a boa aceitação pública, os aspectos paisagísticos e o fato de ser uma técnica não invasiva que pode ser aplicada *in situ*. Com base nas características das áreas de disposição de resíduos e na gama de técnicas de fitorremediação passíveis de serem aplicadas nessas áreas, assim como nas suas limitações e riscos, recomendam-se considerar os seguintes aspectos na elaboração de projetos voltados para a reabilitação dessas áreas:

- Adoção de espécies arbóreas (freatófitas) ao redor dos lixões e dos aterros — possivelmente eucaliptos ou espécies brasileiras a serem estudadas —, construindo uma barreira hidráulica ao avance das plumas;
- Adoção de espécies aquáticas em lagoas ou drenagens que comumente saem desses depósitos ou se acumulam no terreno, sendo recomendado o uso de bambus, taboas e juncos;
- Avaliação da possibilidade de utilização de espécies acumuladoras de metais na superfície dos aterros e dos lixões, sendo sugerido o plantio da espécie Vetiver;
- Avaliação dos riscos potenciais à saúde humana e ao meio ambiente.

Adicionalmente, sugere-se que os lixões abandonados, amplamente distribuídos no Brasil, sejam utilizados como áreas de estudo para a aplicação da fitorremediação, estimulando o avanço dessa linha de investigação no país, possibilitando a definição de diretrizes técnicas e de engenharia de forma a incentivar a aplicação comercial de tecnologias baseadas em plantas na remediação dessas áreas.

CONTRIBUIÇÕES DOS AUTORES

Morita, A.K.M.: Conceituação, Curadoria de Dados, Análise Formal, Investigação, Metodologia, Administração do Projeto, Validação, Visualização, Escrita – Primeira Redação, Escrita – Revisão e Edição. Moreno, F.B.: Análise Formal, Metodologia, Administração do Projeto, Supervisão, Validação, Visualização, Escrita – Revisão e Edição.

REFERÊNCIAS

BAKHSHOODEH, R.; ALAVI, N.; OLDHAM, C.; SANTOS, R.M.; BABAEI, A.A.; VYMAZAL, J.; PAYDARY, P. (2020). Constructed wetlands for landfill leachate treatment: A review. *Ecological Engineering*, 146, p. 105725, 2020. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105725

BJERG, P.L.; ALBRECHTSEN, H.J.; KJELDSEN, P., CHRISTENSEN, T.H.; COZZARELLI, I. The Groundwater Geochemistry of Waste Disposal Facilities. *In:* HOLLAND, H.D.; TUREKIAN, K.K. (Eds.). *Environmental Geochemistry:* Treatise on Geochemistry. Amsterdam: Elsevier Science, 2013.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Relação de áreas contaminadas*. São Paulo: CETESB, 2019.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). DECISÃO DE DIRETORIA Nº 038/2017/C, DE 07 fevereiro de 2017. Dispõe sobre a aprovação do "Procedimento para a Proteção da Qualidade do Solo e das Águas Subterrâneas", da revisão do "Procedimento para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas" e estabelece "Diretrizes para Gerenciamento de Áreas Contaminadas no Âmbito do Licenciamento Ambiental", em função da publicação da Lei Estadual nº 13.577/2009 e seu Regulamento, aprovado por meio do Decreto nº 59.263/2013, e dá outras providências. Publicado no *Diário Oficial Estado de São Paulo*: São Paulo, p. 47-52, 10 fev.2017.

CHEN, Z.; CUERVO, D.P.; MÜLLER, J.A.; WIESSNER, A.; KÖSER, H.; VYMAZAL, J.; KÄSTNER, M.; KUSCHK, P. Hydroponic root mats for wastewater treatment – a review. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 23, n. 16, p. 15911-15928, 2016. https://doi.org/10.1007/s11356-016-6801-3

CHENG, C.Y.; CHU, L.M. Fate and distribution of nitrogen in soil and plants irrigated with landfill leachate. *Waste Management*, v. 31, n. 6, p. 1239-1249, 2011. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.01.028

CHOJNACKA, K.; WITEK-KROWIAK, A.; MOUSTAKAS, K.; SKRZYPCZAK, D.; MIKULA, K.; LOIZIDOU, M. A transition from conventional irrigation to fertigation with reclaimed wastewater: prospects and challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 130, p. 109959, 2020. https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109959

CORSEUIL, H.X.; NETTO MORENO, F. Phytoremediation potential of willow trees for aquifers contaminated with ethanol-blended gasoline. *Water Research*, v. 35, n. 12, p. 3013-3017, 2001.

DANH, L.T.; TRUONG, P.; MAMMUCARI, R.; TRAN, T.; FOSTER, N. Vetiver grass, Vetiveria zizanioides: a choice plant for phytoremediation of heavy metals and organic wastes. *International journal of phytoremediation*, v. 11, n. 8, 664-91, 2009. https://doi.org/10.1080/15226510902787302

DAVIS, L.C.; ERICKSON, L.E.; NARAYNAN, M.; ZHANG, Q. Modeling and design of phytoremediation. *In:* MCCUTCHEON, S.C., SCHNOOR, J.L. (Eds.). *Phytoremediation*: transformation and control of contaminants. New York: John Wiley & Sons, Inc., p. 987, 2003.

DOTRO, G.; LANGERGRABER, G.; MOLLE, P; NIVALA, J.; PUIGAGUT, J.; STEIN, O.; VON SPERLING, M. *Treatment wetlands*. Biological wastewater treatment series. Londres: IWA publishing, 2017.

EHRIG, H. J.; STEGMANN, R. Leachate quality. *In*: COSSU, R.; STEGMANN, R. *Solid Waste Landfilling:* Concepts, Processes, Technology. Amsterdã: Elsevier, 2018. https://doi.org/10.1016/C2012-0-02435-0

GRATAO, P.L.; PRASAD, M.N.V.; CARDOSO, P.F.C.; LEA, P.J.; AZEVEDO, R.A. Phytoremediation: green technology for the clean up of toxic metals in the environment. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, v. 17, n. 1, 2005. http://doi.org/10.1590/S1677-04202005000100005

HALLER, H.; JONSSON, A. Growing food in polluted soils: a review of risks and opportunities associated with combined phytoremediation and food production (CPFP). *Chemosphere*, v. 254, p.126826, 2020. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126826

INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL (ITRC); PHYTOTECHNOLOGIES TEAM; TECH REG UPDATE. *Phytotechnology technical and regulatory guidance and decision trees, revised.* Technical/regulatory guidance. Washington: ITRC, 2009.

JEONG, S.; MOON, H.S.; NAM, K. Increased ecological risk due to the hyperaccumulation of as in Pteris cretica during the phytoremediation of an As-contaminated site. *Chemosphere*, v. 122, p. 1-7, 2015. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.10.003

JONES, D. L.; WILLIAMSON, K. L.; OWEN, A. G. Phytoremediation of landfill leachate. *Waste Management*, v. 26, n. 8, p. 825-837, 2006. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.06.014

JORDAHL, J.L.; MADISON, M.F.; SMESRUD, J.K.; EMOND, H.M.; MOTTE, M.Q. Waste management using trees: wastewater, leachate, and groundwater irrigation. *In:* MCCUTCHEON, S.C., SCHNOOR, J.L. (Eds.). *Phytoremediation:* transformation and control of contaminants. New York: John Wiley & Sons, Inc., p. 987, 2003.

LANGERGRABER, G.; DOTRO, G.; NIVALA, J.; RIZZO, A.; STEIN, O.R. (Eds.). *Wetland technology*: practical information on the design and application of treatment wetlands. Scientific and Technical Report Series n. 27. Londres: IWA Publishing, 2019.

LAVAGNOLO, M.C.; MALAGOLI, M.; GARGO, F.; PIVATO, A. COSSU, R. Lab-scale phytotreatment of old landfill leachate using different energy crops. *Waste Management*, v. 55, p. 265-275, 2016. http://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.06.016

LI, X.; LI, Y.; LV, D.; LI, Y.; WU, J. Nitrogen and phosphorus removal performance and bacterial communities in a multi-stage surface flow constructed wetland treating rural domestic sewage. *Science of The Total Environment*, v. 709, p. 136235, 2020. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136235

LUIZ, M.B.; HIRATA, R. Eucalyremediação: uma nova solução baseada na natureza de limpeza de aquíferos urbanos contaminados. *In: XX Congresso Brasileiro de Aguas Subterraneas*, 2018. Anais... Campinas: Fenágua, 2018.

MARMIROLI, N.; MCCUTCHEON, S.C. Making phytoremediation a successful technology. *In:* MCCUTCHEON, S.C.; SCHNOOR, J.L. (Eds.). *Phytoremediation:* transformation and control of contaminants. New York: John Wiley & Sons, Inc., 2003. p. 987.

MCCUTCHEON, S.C.; SCHNOOR, J.L. (Eds.). *Phytoremediation:* transformation and control of contaminants. New York: John Wiley & Sons, Inc., p. 987, 2003.

MORENO, F.N., ANDERSON, C.W.N., STEWART, R.B.; ROBINSON, B.H. Mercury volatilisation and phytoextraction from base-metal mine tailings. *Environmental Pollution*, v. 136, n. 2, p. 341-352, 2005.

MORENO, F.N.; SIGOLO, J.B.; FIGUEIRA, A.V. Peat-assisted phytoremediation of waste foundry sands: plant growth, metal accumulation and fertility aspects. *International Journal of Phytoremediation*, v. 14, p. 247-260, 2012

MORITA, A.K.M., PELINSON, N.S., WENDLAND, E. Persistent impacts of an abandoned non-sanitary landfill in its surroundings. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 192, n. 7, p. 463, 2020. https://doi.org/10.1007/s10661-020-08451-7

NAGENDRAN, R.; SELVAM, A.; JOSEPH, K.; CHIEMCHAISRI, C. Phytoremediation and rehabilitation of municipal solid waste landfills and dumpsites: A brief review. *Waste Management*, v. 26, n. 12, p.1357-1369, 2006. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.05.003

NEGRI, M.C.; GARLIFF, E.G.; QUINN, J.J.; HINCHMAN, R.R. Root developmente and rooting at depths. *In*: MCCUTCHEON, S.C.; SCHNOOR, J.L. (Eds.). *Phytoremediation*: transformation and control of contaminants. New York: John Wiley & Sons, Inc., p. 987, 2003.

OLIVEIRA, D.L., ROCHA, C.; MOREIRA, P.C.; MOREIRA, S.O.L. Plantas nativas do cerrado: uma alternativa para a fitorremediação. *Estudos, Goiânia*, v. 36, n. 11/12, p. 1141-1159, 2009.

PANDEY, V.C.; RAI, A.; KORSTAD, J. Aromatic Crops in Phytoremediation. *In*: PANDEY, V.C.; BAUDDH, K. (Eds.) *Phytomanagement of polluted sites:* market opportunities in sustainable phytoremediation. Amsterdã: Elsevier Inc, 2019a. p. 255-275.

PANDEY, V.C.; SOUZA-ALONSO, P. Market Opportunities: in Sustainable Phytoremediation. *In*: PANDEY, V.C.; BAUDDH, K. (Eds.) *Phytomanagement of polluted sites:* market opportunities in sustainable phytoremediation. Amsterdã: Elsevier Inc, 2019b. p. 51-82.

PANDEY, V.C.; BAJPAI, O. Phytoremediation: from theory towards practice. *In*: PANDEY, V.C.; BAUDDH, K. (Eds.) *Phytomanagement of polluted sites:* market opportunities in sustainable phytoremediation. Amsterdã: Elsevier Inc, 2019c. p.1-49.

PELINSON, N.S.; SHINZATO, M.P.B.; MORITA, A.K.M.; MARTINS, L.G.B.; WENDLAND, E.C. Innovative device to assay leachate production in non-sanitary landfills. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, v. 22, p. 1985-1998, 2020. https://doi.org/10.1007/s10163-020-01084-5

PILON-SMITS, E. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology,* v. 56, p.15-39, 2005. https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214

PINTO, L.V.A.; SILVA, S.; RESENDE, L.A.; OLIVEIRA, T.M. Seleção de espécies para recuperação de áreas de lixão. *I Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental*, 2010. Disponível em: http://web-resol.org/textos/xi-018.pdf. Acesso em: 01 jul. 2020.

PRABHA, J.; KUMAR, M.; TRIPATHI, R. Opportunities and challenges of utilizing energy crops in phytoremediation of environmental pollutants: a review. *In:* KUMAR, V.; SAXENA, G.; SHAH, M.P. *Bioremediation for environmental sustainability*: approaches to tackle pollution for cleaner and greener society. 2021. p.383-396. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820318-7.00017-4

RESENDE, L.A.; PINTO, L.V.A.; SANTOS, E.C.; SILVA, S. Crescimento e sobrevivência de espécies arbóreas em diferentes modelos de plantio na recuperação de área degradada por disposição de resíduos sólidos urbanos. *Revista Árvore*, v. 39, n. 1, p. 147-157, 2015. https://doi.org/10.1590/0100-67622015000100014

SALT, M.; YUEN, S.T.S.; ASHWATH, N.; SUN, J.; BENAUD, P.; ZHU, G.X.; JAKSA, M.B.; GHADIRI, H.; GREENWAY, M.; FOURIE, A.B. Phytocapping of landfills. *In:* COSSU, R.; STEGMANN, R. *Solid waste landfilling*: concepts, processes, technology. Amsterdã: Elsevier, 2018.

SANTOS, C.F.; NOVAK, C. Plantas nativas do cerrado e possibilidades em fitorremediação. *Revista de Ciências Ambientais*, v. 7, n. 1, 2013. http://doi.org/10.18316/1044

SCHNOOR, J.L. *Phytoremediaton*. Pittsburgh: GWRTAC series, 1997.

SUELLE, A.L.; HASAN, S.N.M.S.; KUSIN, F.M.; YUSUFF, F.M.; IBRAHIM, Z.Z. Phytoremediation potential of vetiver grass (vetiveria zizanioides) for treatment of metal-contaminated water. *Water, air & soil pollution*, v. 228, n.4, p. 158, 2017. https://doi.org/10.1007/s11270-017-3349-x

ROCK S.B.; PIVETZ K.; MADALINSKI, N.A.; WILSON T. *Introduction to phytoremediation*. Washington: U.S. Environmental Protection Agency, EPA/600/R-99/107 (NTIS PB2000-106690), 2000.

D-WASTE. *D-Waste*: waste management for everyone. 2013. Disponível em: http://www.atlas.d-waste.com/. Acesso em: 20 mar. 2021

YOUCAI, Z. *Pollution control technology for leachate from municipal solid waste*: landfills, incineration plants, and transfer stations. Oxônia: Butterworth-Heinemann, 2018. p. 325-359. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815813-5.00004-8

© 2022 Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental
Este é um artigo de acesso aberto distribuído nos termos de licença Creative Commons.