

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE MICROBIOLOGIA**

RIZOBACTÉRIAS NA FITORREMEDIAÇÃO DE SOLOS

VIVIANE SOUZA COSTA
BELO HORIZONTE
2019

VIVIANE SOUZA COSTA

RIZOBACTÉRIAS NA FITORREMEDIAÇÃO DE SOLOS

Monografia apresentada no Programa de Pós-Graduação em Microbiologia do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para obtenção do Título de Especialista em Microbiologia Aplicada.

Orientadora: Prof.^a Ubiana de Cássia Mourão Silva.

BELO HORIZONTE
2019

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, pela educação, valores e princípios que me fizeram seguir por caminhos certos.

À Pós-Graduação em Microbiologia da UFMG, pela bolsa de estudo concedida.

A professora Ubiana, pela disponibilidade em me aceitar como orientanda. A professora Vera pela atenção e colaboração.

Ao professor Neimar, por aceitar participar em minha banca de especialização.

Aos meus colegas de ICB que estão sempre torcendo por mim, principalmente Anacleto, Enaile, Dani, Bárbara, Amanda, Pedro....

A pessoa que mais estimo e a qual tenho uma imensa admiração, minha amiga Vivian. Obrigada por ter aberto meus olhos quanto a diversos erros no início de minhas pesquisas e pelo carinho e tranquilidade que sempre me passava em nossas conversas no horário de do almoço.

A todos os professores e convidados que ministraram aulas no curso de Especialização em Microbiologia da UFMG. Eles fizeram diferença para minha formação acadêmica e pessoal.

Aos meus colegas de turma do curso de especialização.

As minhas colegas da ginástica pelo carinho e incentivo.

EPÍGRAFE

“Tu te tornas eternamente responsável por aquilo que cativas”.
Antoine de Saint-Exupéry

RESUMO

As rizobactérias são um grupo diversificado de bactérias que vivem na rizosfera e que vem sendo empregada em tecnologias de fitorremediação para tratar ambientes poluídos, tem-se mostrado como uma alternativa viável de menor custo, sendo empregada para tratar diversos contaminantes. Desta forma, o objeto deste trabalho é investigar o papel desempenhado pelas rizobactérias na despoluição de solos contaminados, caracterizando os processos de fitorremediação, especialmente a rizorremediação; descrevendo alguns exemplos bem-sucedidos no uso das rizobactérias para despoluição do solo; e finalmente, apresentando os mecanismos de ação de bactérias que ocasionam benefícios para a planta e que podem ser manipulados de forma a potencializar os efeitos do processo de fitorremediação. Como método de pesquisa, realizou-se uma revisão narrativa da literatura, por meio de levantamento bibliográfico nas bases de dados Scopus, PubMed, SciELO e no banco de teses e dissertações da Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior. Para seleção das publicações, utilizaram-se os seguintes termos e/ou conjunto de palavras: biorremediação, fitorremediação, rizorremediação, rizóbio, poluição de solos, e os respectivos termos correspondentes no idioma inglês. Por meio da análise dos trabalhos investigados, as rizobactérias, principalmente as promotoras do crescimento vegetal, podem ser utilizadas para ajudar a planta a retirar poluentes do ambiente, especificamente dos solos, utilizando-se as raízes das plantas como mecanismo de ação biorremediadora para garantir a recuperação de áreas degradadas pelos impactos ambientais. Constatou-se que as rizobactérias constituem elementos fundamentais, visto que possuem uma dupla função: promover o crescimento e fortalecimento do vegetal, sobretudo em favorecer a absorção de nutrientes pelas raízes; e contribuir com a descontaminação do solo, por meio de processos de natureza física, química e/ou biológica. Atualmente, percebe-se a necessidade de elaboração de novos e mais rigorosos estudos aplicados *in loco*, visando compreender como as diferentes técnicas de fitorremediação podem ser aplicadas nos mais diversos ambientes a serem tratados, bem como de revisões sistemáticas da literatura com foco nos trabalhos publicados no Brasil.

Palavras-chave: Degradação ambiental. Fitorremediação. Rizorremediação. Rizobactérias.

ABSTRACT

Rhizobacteria are a diversified group of bacteria that live in the rhizosphere and that has been used in phytoremediation technologies to treat polluted environments, has been shown as a viable alternative of lower cost, being used to treat several contaminants. Thus, the objective of this work was to investigate the role played by rhizobacteria in the decontamination of soils, characterizing the processes of phytoremediation, especially the rhizoremediation. Also, describing some successful examples in the use of rhizobacteria for soil depollution; and finally, presenting the action mechanisms of bacteria that bring benefits to the plant and that can be manipulated in order to potentiate the effects of the phytoremediation process. As a research method, a literature review was carried out by means of a bibliographic survey in the Scopus, PubMed, SciELO databases and in the thesis and dissertations database of the Coordination of Improvement of Higher Education Personnel. In order to select the publications, the following terms and / or set of words were used: bioremediation, phytoremediation, rizoremediation, bacteria, soil pollution. Through the analysis of the investigated works, rhizobacteria, mainly plant growth promoters, can be used to help the plant to remove pollutants from the environment, specifically the soils, using the roots of plants as a mechanism of bioremediation action to guarantee the recovery of degraded areas by environmental impacts. It was verified that the rhizobacteria are fundamental elements, since they have a double function: to promote the growth and development of the vegetal, mainly in favor of the absorption of nutrients by the roots; and contribute to soil decontamination, through processes of a physical, chemical and / or biological nature. Currently, the need for elaboration of new and more rigorous studies applied locally, aiming to understand how the different phytoremediation techniques can be applied in the most diverse environments to be treated, as well as systematic reviews of the literature focusing on the works published in Brazil.

Keywords: Environmental degradation. Phytoremediation. Rhizoremediation. Rizobacteria.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1	Campos de estudo da Biologia que se preocupam com o problema da poluição ambiental.....	12
FIGURA 2	Processo da biorremediação, por meio da eliminação de poluentes no solo de um ecossistema.....	24
FIGURA 3	Tipos de fitorremediação e os locais em que se desenvolvem.....	28
FIGURA 4	Fluxo do processo de rizorremediação.....	30
FIGURA 5	Etapas do processo de fito-extração.....	31
FIGURA 6	Fases do processo de fito-estabilização.....	31
FIGURA 7	Técnica da fitovolatilização: absorção mediante raízes, caules e folhas.....	32
FIGURA 8	Ação enzimática caracterizando o processo de fitodegradação na rizosfera.....	33
FIGURA 9	As camadas da rizosfera.....	40
FIGURA 10	Interações que se manifestam no ambiente da rizosfera.....	40
FIGURA 11	Interação das bactérias PGPRs na rizosfera.....	43

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1	Principais metais poluentes dos solos e seus efeitos em humanos, plantas e microrganismos.....	18
QUADRO 2	Resumo dos mecanismos biológicos de fitorremediação.....	28
QUADRO 3	Principais plantas removedoras de poluentes.....	36
QUADRO 4	Casos relatados de biorremediação bem sucedida usando bactérias rizosféricas.....	44

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	OBJETIVOS	14
2.1	OBJETIVO GERAL	14
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICO	14
3	METODOLOGIA	15
4	REVISÃO NARRATIVA DE LITERATURA	16
4.1	IMPACTOS DA POLUIÇÃO DO SOLO.....	16
4.1.1	Compostos inorgânicos: metais pesados	17
4.1.2	Compostos orgânicos	21
4.2	REMEDIÇÃO	22
4.3	BIORREMEDIÇÃO	23
4.4	FITORREMEDIÇÃO	26
4.4.1	Técnicas de Fitorremediação	27
4.4.2	Vantagens e desvantagens com a Fitorremediação	34
4.5	RIZORREMEDIÇÃO.....	36
4.5.1	O ambiente da rizorremediação: a rizosfera	37
4.5.2	As Rizobactérias	41
4.5.3	Rizobactérias no processo de fitorremediação, aplicação	43
5	CONCLUSÃO	50
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51

1 INTRODUÇÃO

Adotar técnicas ou processos específicos que proporcionam a redução dos níveis de contaminantes em solos tem sido uma preocupação de vários campos da Biologia, tais como a Biossegurança, a Botânica, a Biologia Orgânica, dentre outros (Figura 1). O interesse de pesquisa nesses campos contempla inúmeros enfoques, tais como o estudo das tecnologias de remediação (Tavares, 2013), a interferência das bactérias na reconstituição dos solos (Schnoor, 1997), estudos direcionados à interação planta com bactéria rizosfera (Melo, 2001), dentre outros segmentos de investigação.

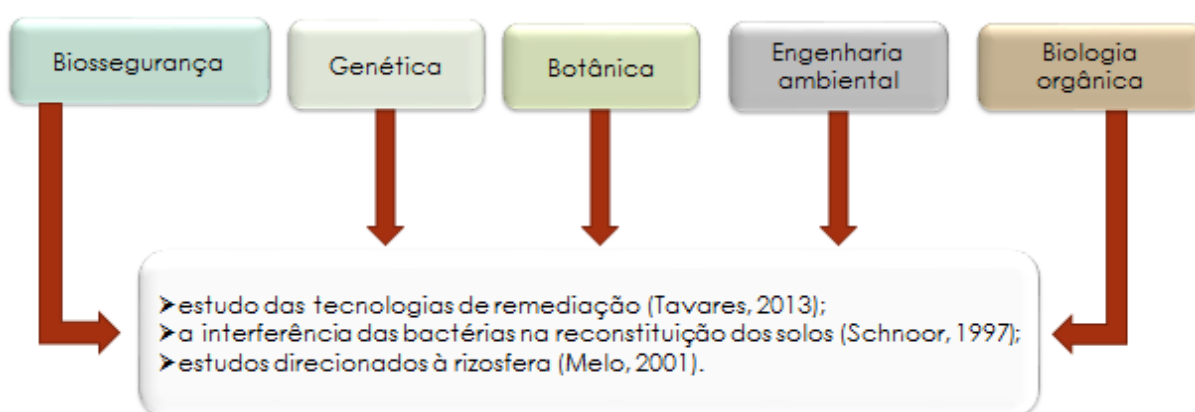


Figura 1 – Campos de estudo da Biologia necessários para a resolução do problema da poluição ambiental e nos quais os seus objetos de estudos convergem para três principais enfoques: estudo das tecnologias de remediação (Tavares, 2013), a interferência das bactérias na reconstituição dos solos (Schnoor, 1997), estudos direcionados interação planta bactéria rizosfera (Melo, 2001),

Embora os estudos citados tenham focos bem delimitados, eles convergem objetivos similares. Considerando que na maioria dos solos encontra-se algum tipo de contaminação, os trabalhos atualmente presentes na literatura científica visam compreender como garantir a fertilização dos solos, eliminando agentes poluentes (Tavares, 2013). Também há de se considerar a importância em se conhecer a natureza dos solos e como a presença de raízes de plantas que, em conjunto com a massa microbiana, acarretam benefícios relacionados à reconstituição de áreas afetadas por poluentes (MELO, 2001).

Segundo Tavares (2013), o processo de remediação tem como objetivo fazer com que os solos adquiram níveis aceitáveis dos compostos degradantes ou até mesmo, que esses compostos sejam eliminados. Assim, a remediação tem o intuito de salvaguardar o próprio meio ambiente, fornecendo condições adequadas para o

desenvolvimento da vegetação, mas também, proporcionando segurança aos diferentes organismos que nele vivem.

Na visão de Rodrigues & Orlandellib (2018), as plantas exercem papéis consideráveis na eliminação de poluentes, proporcionando condições para que diversos organismos se estabeleçam em uma área contaminada. Por meio das plantas, no ambiente da rizosfera, ocorre a rizorremediação, em que as bactérias ali presentes atuam na reconstituição dos solos “[...] removendo, imobilizando ou tornando os contaminantes menos ofensivos ao ecossistema [...]” (RODRIGUES & ORLANDELLIB, 2018, p. 38). A atividade microbiana pode proporcionar ainda benefícios para a planta quando age na sinalização hormonal do vegetal, na competição com microrganismos patogênicos e ao aumentar a biodisponibilidade de nutrientes do solo através de enzimas e produção de sideróforos (KONG & GLICK, 2017).

Existem diferentes técnicas e procedimentos que são utilizados para descontaminar áreas poluídas, destacando-se o uso da fitorremediação, a qual tem se destacado em diversas partes do mundo, sobretudo no Brasil, por manifestar-se como uma tecnologia que apresenta baixos custos, sendo bem-sucedida em países de clima tropical (SÁNCHEZ, 2004).

Quando o tratamento e recomposição de solos contaminados utiliza-se de várias espécies de bactérias presentes nas raízes da vegetação, trata-se de rizorremediação (Schnoor, 1997). Na rizorremediação, as bactérias presentes na rizosfera podem ter a capacidade de degradar compostos de alta complexidade como a lignina, a quitina, a celulose, dentre outros. Esses microrganismos também podem favorecer a adaptação e/ou evolução de outras vias de degradação, a partir da contribuição de outros agentes ou de condições ambientais específicas (MELO; 2001).

Dessa forma, as rizobactérias promotoras do crescimento vegetal (PGPRs) possuem muitas contribuições, sendo objetivo de investigação em grande parte dos estudos relacionados ao campo da Microbiologia (Sottero, 2003), especificamente na descontaminação de áreas poluídas (Garcia et al., 2015). Portanto, o tema principal de análise desta monografia de especialização foi intitulado da seguinte forma: *Rizobactérias na fitorremediação de solos*. Trata-se de um estudo descritivo, cuja proposta é analisar o impacto desse tema na literatura especializada de

Microbiologia e campos afins da Biologia, de modo a mapear as pesquisas publicadas sobre o tema nos últimos anos.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Descrever o papel das rizobactérias na fitorremediação de solos contaminados.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- 1 – Caracterizar as rizobactérias e os processos de fitorremediação;
- 2 – Apresentar os mecanismos de ação benéficos das bactérias para as plantas;
- 3 – Descrever o uso de rizobactérias para a fitorremediação do solo.

3 METODOLOGIA

Metodologicamente, este estudo se caracteriza como descritivo, de natureza qualitativa, cujos procedimentos técnicos utilizados para atendimento aos objetivos estabelecidos, caracterizam a pesquisa como uma revisão narrativa da literatura.

Para a realização desta revisão, foi realizado, a princípio, um levantamento bibliográfico nas bases de dados Scopus, PubMed, SciELO e no banco de teses e dissertações da Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). Nesses ambientes de busca, selecionaram-se, como tipos de fontes a serem analisadas, apenas os artigos de periódicos, as teses e dissertações e livros eletrônicos disponibilizados nas bases de dados.

No decorrer do processo de busca, foram delimitados termos ou expressões específicas, a fim de serem utilizados junto ao sistema de localização das fontes (os buscadores). O intuito do uso desses termos deve-se ao fato de que eles possibilitam maiores refinamentos na localização dos itens, o que garante maior precisão quanto à recuperação, e, por conseguinte, facilita o processo de seleção das fontes a serem analisadas.

Por isso, foram utilizados os seguintes termos e/ou conjunto de palavras: biorremediação, fitorremediação, rizorremediação, rizóbio, “poluição de solos”, e os respectivos termos correspondentes no idioma inglês: *bioremediation*, *phytoremediation*, *rhizoremediation*, *rhizobium* e “*soil pollution*”.

4 REVISÃO DE LITERATURA

4.1 IMPACTOS DA POLUIÇÃO DO SOLO

A poluição ambiental é um dos maiores problemas enfrentado pela sociedade contemporânea, visto que compromete cada vez mais a qualidade de vida. A degradação do meio ambiente está relacionada ao desenvolvimento urbano e industrial nas últimas décadas, o qual proporcionou a liberação de grandes e constantes quantidades de resíduos tóxicos no ambiente (DECICINO, 2018).

No que diz respeito à categoria poluição do solo, existe uma ampla literatura apresentando os impactos neste ambiente (Muniz & Oliveira Filho, 2006; Barcelos, 2012; Decicino, 2018), enfatizando o desequilíbrio ambiental, como o descontrole climático, a contaminação por agentes tóxicos (Ribeiro, 2013; Ayangbenro & Babalola, 2017), e o mais agravante, os impactos gerados à qualidade de vida do ser humano e sua saúde.

De acordo com a Agência Europeia para o Meio Ambiente (EEA), poluição do solo é definido como a presença de substâncias químicas tóxicas no solo, em concentrações suficientemente altas para representar um risco para a saúde humana e/ou ecossistema. Esses compostos contaminantes incluem metais, semi-metais, ametais, íons e sais inorgânicos (por exemplo: fosfatos, carbonatos, sulfatos, nitratos etc.) e muitos compostos orgânicos (hidrocarbonetos policíclicos, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, hidrocarbonetos halogenados, álcoois etc.) (Muniz & Oliveira-Filho, 2006). Exemplos de processos naturais que levam à ocorrência de metais pesados no meio ambiente são as quedas de cometas, erosão, erupções vulcânicas e intemperismo de minerais. Por sua vez, citam-se como principal exemplo de atividade poluidora que contaminam o solo: as atividades antropogênicas que liberam direta ou indiretamente vários compostos poluentes no solo, como: as atividades industriais, mineração, atividades agroindustriais (em que se manifestam, sobremaneira, os agentes xenobióticos, ou seja, sintetizados quimicamente), os derramamentos acidentais de óleos, de produtos farmacêuticos, dentre outros. (MUNIZ & OLIVEIRA-FILHO, 2006).

Em humanos, os impactos dos efeitos da poluição do solo podem variar também com base na idade, estado geral de saúde e outros fatores como o tipo de

poluente ou contaminante inalado ou ingerido (Tchounwou et al., 2014). De modo geral, as crianças são mais suscetíveis à exposição de contaminantes, além disso, muitos poluentes são capazes de entrar na cadeia alimentar, cuja acumulação tende a causar danos nos diferentes organismos vivos (Ribeiro, 2013). A poluição do solo pode ainda causar diversos sintomas inespecíficos como: dores de cabeça, náusea, fadiga, erupção cutânea, irritação nos olhos e condições mais graves, como bloqueio neuromuscular, danos nos rins e fígado e várias formas de câncer (Ribeiro, 2013). No trabalho de Costa Júnior (2007) descreve-se também prejuízos à fauna e à flora, se o solo estiver poluído. Dessa forma, é importante e necessário a adoção de estratégias de controle da qualidade do solo, evitando, portanto, o problema da poluição e sua disseminação para outros ecossistemas, águas superficiais e aquíferos (PINHEIRO, 2015).

4.1.1 Compostos inorgânicos: metais pesados

Os estudos que tratam da poluição do solo por compostos inorgânicos e metais pesados tem destacado a dificuldade de remediar estes ambientes (Zhejiang, 2007). Os trabalhos de Costa, 2015; Tavares, 2009; Beltran-Pedrerros et al., 2011; Mourato & Martins, 2013, apresenta alguns impactos que esses poluentes podem promover em rios e ecossistemas vizinhos, como também nas atividades agrícolas.

O termo “metal pesado” é aplicado a um grupo de elementos químicos com propriedades específicas. É um termo amplo que inclui metais (cádmio, cromo e chumbo) e metalóides (elementos com propriedades intermediárias entre os metais e ametais, como o arsênico e antimônio). Também podem ser conhecidos como elementos-traço ou metais-traço (Costa, 2015). A característica principal desses elementos é o peso específico maior do que 6 g cm^{-3} ou número atômico maior do que 20. Eles não podem ser degradados biologicamente, mas são transformados de um estado de oxidação para outro. De modo geral, a denominação de metal pesado refere-se a qualquer elemento tóxico às plantas e aos animais. Os metais pesados presentes no solo podem ser divididos em duas categorias, considerando a origem deles: 1 – litogênicos: provenientes de fontes geológicas e liberados pelo intemperismo das rochas. e 2 – antropogênicos: quando são liberados no solo pela atividade humana, como mineração, aplicação de defensivos agrícolas e de

fertilizantes, fundição de metais e galvanoplástica (Tavares, 2009). Os metais pesados apresentam formas de comportamento ambiental e toxicológico diferenciadas quando presentes em diferentes estados de oxidação e quando associados a matrizes diversas. Logo, o comportamento de cada metal está relacionado às características químicas de cada poluente, destacando-se, principalmente, a ligação com matéria orgânica, o pH, o potencial para oxidação-redução, a capacidade de troca catiônica, dentre outras especificidades (Jing et al., 2007; PEZZAROSSA et al., 2011; COSTA, 2015).

Muitos metais em pequenas quantidades atuam como reguladores de processos biológicos e componentes da estrutura das proteínas. Por exemplo, cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) são considerados micronutrientes que são absorvidos pelas plantas para seu desenvolvimento, porém, tornam-se tóxicos quando alcançam valores acima das concentrações limites para os organismos. Há os metais pesados que não são essenciais ou não apresentam função biológica conhecida, e também causam toxicidade, como os elementos: arsênio (As), cádmio (Cd), crômio (Cr), chumbo (Pb), mercúrio (Hg), tálio (Tl) e urânio (U) (JING et al., 2007).

Existem diversos tipos de impactos ao ambiente para cada tipo de poluente. O estudo desenvolvido por Ayangbenro & Babalola (2017) listou 12 metais considerados danosos aos seres humanos, às plantas e aos microrganismos. O quadro 1 demonstra esses efeitos, como também a fonte originária de cada metal.

Quadro 1 - Principais metais poluentes do solo e os efeitos em humanos, plantas e microrganismos

Metal	Fonte	Efeitos no ser humano	Efeito em plantas	Efeitos em Microrganismos
Antimônio	Combustão de carvão, mineração, erosão do solo, erupção vulcânica	Câncer, doenças cardiovasculares, conjuntivite, dermatite, doenças do fígado, ulceração nasal, doenças respiratórias	Diminui a síntese de alguns metabólitos, inibição do crescimento, inibe a síntese de clorofila	Inibir as atividades enzimáticas, reduzir a taxa de crescimento
Arsênico	Deposição atmosférica, mineração, pesticidas, sedimentação de rochas, fundição	Dano cerebral, distúrbios cardiovasculares e respiratórios, conjuntivite, dermatite, câncer de pele	Membrana celular danosa, inibição do crescimento, inibe a extensão e a proliferação das raízes, interfere nos processos metabólicos críticos, perda de fertilidade, e produção de	Desativação de enzimas

			frutos, estresse oxidativo, distúrbios fisiológicos	
Berílio	Combustão de carvão e óleo, poeira vulcânica	Reações alérgicas, beriliose, câncer, doenças cardíacas, doenças pulmonares	Inibe a germinação de sementes	Aberração cromossômica, mutação
Cádmio	Fertilizantes, mineração, pesticidas, plásticos, refino, soldagem	Doença óssea, tosse, enfisema, cefaléia, hipertensão, itai-itai, doenças renais, câncer de pulmão e próstata, linfocitose, anemia hipocrômica microcítica, atrofia testicular, vômitos	Clorose, diminuição do teor de nutrientes das plantas, inibição do crescimento, redução da germinação de sementes	Danificar o ácido nucléico, desnaturar a proteína, inibir a divisão celular e a transcrição, inibir a mineralização de carbono e nitrogênio
Cromo	Tingimento, galvanoplastia, produção de tintas, fabricação de aço, bronzeamento, têxtil	Broncopneumonia, bronquite crônica, diarreia, enfisema, cefaléia, irritação da pele, prurido do trato respiratório, doenças do fígado, câncer de pulmão, náusea, insuficiência renal, toxicidade reprodutiva, vômitos	Clorose, atraso, senescência, murchamento, lesões bioquímicas, redução da germinação da biossíntese, crescimento atrofiado, estresse oxidativo	Alongamento da fase de retardamento, inibição do crescimento, inibição do consumo de oxigênio
Cobre	Polimento de cobre, mineração, pintura, chapeamento, operações de impressão	Dor abdominal, anemia, diarreia, dor de cabeça, danos no fígado e rins, distúrbios metabólicos, náuseas, vômitos	Clorose, estresse oxidativo, retardam o crescimento	Interromper a função celular, inibir as atividades enzimáticas
Mercúrio	Baterias, combustão de carvão, atividades geotérmicas, mineração, indústrias de tintas, indústria de papel, erupção vulcânica, intemperismo de rochas	taxia, déficit de atenção, cegueira, surdez, diminuição da taxa de fertilidade, demência, tontura, disfasia, irritação gastrointestinal, gengivite, problema renal, perda de memória, edema pulmonar, imunidade reduzida, esclerose	Afeta o sistema antioxidante, afeta a fotossíntese, aumenta a peroxidação lipídica, induz o efeito genotóxico, inibe o crescimento das plantas, a produção, a absorção de nutrientes e a homeostase, o estresse oxidativo	Diminuir o tamanho da população, desnaturar a proteína, romper a membrana celular, inibir a função da enzima
Níquel	Galvanoplastia, metais não ferrosos, tintas, esmaltagem de porcelana	Doenças cardiovasculares, dor no peito, dermatite, tontura, tosse seca e falta de ar, dor de cabeça, doenças renais, câncer de pulmão e nasal, náusea	Diminuir o conteúdo de clorofila, inibir as atividades enzimáticas e o crescimento, reduzir a absorção de nutrientes	Interromper a membrana celular, inibir atividades enzimáticas, estresse oxidativo

Selênio	Combustão de carvão, mineração	Disfunção do sistema endócrino, distúrbios gastrointestinais, comprometimento da atividade das células natural killer, dano hepático	Alteração das propriedades proteicas, redução da biomassa vegetal	Inibe a taxa de crescimento
Prata	Fabrico de baterias, mineração, processamento fotográfico, fundição	Argyria e argirose, bronquite, efeitos citopatológicos em fibroblastos e queratinócitos, enfisema, atadura de cartilagem, fadiga mental, irritação no nariz, garganta e peito, reumatismo	Afeta a homeostase, diminui o conteúdo de clorofila, inibe o crescimento	Lise celular, inibe a transdução celular e o crescimento
Tálio	Produção de cimento, combustão de combustíveis fósseis, fundição de metais, refinação de petróleo	Alopecia, ataxia, síndrome dos pés em combustão, coma, convulsões, delírio, fadiga, gastroenterite, queda de cabelo, alucinações, dor de cabeça, hipotensão, insônia, náusea, taquicardia, vômitos	Inibe as atividades enzimáticas, reduziu o crescimento	Danifica o DNA, inibe as atividades enzimáticas e o crescimento
Zinco	Fabricação de latão, mineração, refinaria de petróleo, encanamento	Ataxia, depressão, irritação gastrointestinal, hematúria, icterícia, impotência, insuficiência renal e hepática, letargia, degeneração macular, febre das emanções do metal, câncer de próstata, convulsões, vômitos	Afeta a fotossíntese, inibe a taxa de crescimento, reduz o teor de clorofila, a taxa de germinação e a biomassa das plantas	Morte, diminuição da biomassa, inibe o crescimento

Fonte: Ayangbenro & Babalola (2017).

Estudos realizados em áreas de pesca no Rio Solimões, próximo a Manaus, constataram que o desmatamento de solos para atividades agrícolas promoveu a liberação e transporte de Hg e seu acúmulo no sistema fluvial da Amazônia, levando à biomagnificação ao longo da cadeia trófica (BELTRAN-PEDREROS et al., 2011).

Assim, é possível verificar que os impactos ambientais em um ecossistema ou região específica do meio natural podem provocar ou alastrar esses impactos para outros ecossistemas ou regiões, desencadeando, portanto, um amplo e contínuo ciclo de degradação ambiental, sobretudo se houver a presença de metais pesados ao longo desse processo. Os prejuízos acarretados trazem como consequência efeitos maléficos nos seres vivos que habitam as regiões contaminadas, colocando

em risco a vida humana e a saúde da fauna e da flora (MOURATO & MARTINS, 2013).

4.1.2 Compostos orgânicos

Muitos estudos também apresentam os compostos orgânicos como agentes destruidores ou comprometedores da vida nos ecossistemas, sobretudo os de origem sintética (Cammarota, 2013; Ferreira et al., 2007). A poluição por estes compostos pode ocorrer de forma pontual, por exemplo lançamento de efluentes industriais ou difusa, tal como a associada a aplicação de pesticidas na agricultura (Cammarota, 2013). Doze compostos orgânicos de interesse caracterizados como contaminantes ambientais foram listados, pela Convenção de Estocolmo, do ano de 2004, como poluentes orgânicos persistentes (POPs), quais sejam: bifenilas policlorinadas (BPCs), nove pesticidas orgânicos clorados (aldrina, clordano, diclorodifeniltricloroetano - DDT, dieldrina, endrina, mirex, heptacloro, hexaclorobenzeno e toxafeno) e dioxinas e furanos (Ministério do Meio Ambiente, 2018). Em muitos países, o uso desses POPs já foi proibido, porém, pela toxicidade e persistência que apresentam, eles ainda podem ser encontrados no ambiente natural devido ao seu uso passado (McGUINNESS & DOWLING, 2009).

Os efeitos da contaminação do solo com compostos orgânicos sintéticos tóxicos incluem o envenenamento de animais e plantas, alteração dos ecossistemas e riscos para a saúde humana. Muitos compostos orgânicos sintéticos tóxicos são persistentes e são armazenados no tecido adiposo quando de caráter lipossolúvel, resultando na sua bioacumulação. Portanto, organismos em níveis mais altos em cadeias alimentares (por exemplo, predadores de topo e humanos) tendem a receber maiores concentrações desses compostos orgânicos (FERREIRA et al., 2007).

Desse modo, é reforçada a necessidade de se implementar estratégias que garantam a despoluição do solo, estando essas estratégias regulamentadas por lei, de modo a garantir o controle das atividades antrópicas e os seus impactos sobre a natureza. Dentre as estratégias disponíveis para reduzir a contaminação do solo, merecem destaque além das tradicionais baseadas em reflorestamento e, práticas agrícolas racionais e conservacionistas, o uso da biorremediação. Alia-se a estas, o

conceito dos três Rs (reduzir, reciclar e reutilizar), a utilização de produtos biodegradáveis e a redução do uso de pesticidas e fertilizantes (GUEDES et al., 2013).

4.2 REMEDIAÇÃO

As estratégias de remediação atualmente utilizadas para despoluição do meio ambiente englobam um conjunto de medidas aplicadas em uma área poluída, cujo objetivo é conter, imobilizar, degradar, neutralizar ou eliminar compostos tóxicos do meio ambiente que podem causar danos à saúde humana e aos ecossistemas (MORAES; et al., 2014). Apresentando grande potencial no processo de despoluição, sobretudo do solo (Moraes et al., 2014; Santos et al., 2008; Tavares, 2013).

Atualmente, estão disponíveis várias técnicas de remediação, as quais são bastante utilizadas em diferentes países (Gupta et al., 2015). Elas podem ser executadas *in-situ* ou *ex-situ*. A primeira sustenta-se em procedimentos mais simples, muitos deles realizados no próprio local, e, em alguns casos, dispensa-se o uso de equipamentos sofisticados e montagem de locais especializados para realização das aplicações. Ao contrário, a remediação do tipo *ex-situ* envolve um nível de complexidade mais elevado, requerendo o tratamento fora do ambiente contaminado e o uso de técnicas combinadas, conforme o nível de contaminação das áreas tratadas (Santos et al., 2008). Estes podem ser realizadas por meio de métodos químicos (por exemplo com o uso de agentes oxidantes - KMnO_4), físicos (exemplo: injeção de ar - Air Sparging) e biológico (adição de bactérias, fungos, leveduras e algas com capacidade de degradar o poluente) (Moraes; et al., 2014). Além desses, existem outros métodos como por exemplo: tecnologia *pump and treat* (bombeamento e tratamento/controlado hidráulico), extração de vapor do solo (SVE), dessorção térmica, aeração *in situ* (Air Sparging), barreiras reativas permeáveis (BRPS), incineração, solidificação/estabilização, lavagem do solo e biorremediação (TAVARES, 2013).

No entanto, não há uma tecnologia única que possa ser aplicada a todos os tipos de contaminantes e aos diversos ambientes que exigem tratamento. São vários os fatores que devem ser levados em consideração para escolha da tecnologia de remediação mais adequada (Gupta et al., 2015). Alguns trabalhos, como o de

Khan et al., (2004) e Shin (2012) fornecem informações essenciais na tomada de decisão quanto às tecnologias de remediação mais adequadas para uma condição específica, em uma seleção inicial. Nos processos de tratamento, muitas vezes, diferentes tecnologias podem ser combinadas, a fim de se obter bons resultados na remediação. (GUPTA et al., 2015). A escolha pela melhor técnica irá considerar um conjunto de fatores, incluindo a segurança para o ambiente, os custos envolvidos, ou ainda do estado e/ou grau de contaminação da área estudada (Khan et. al., 2004). Todavia, estudos têm apontado a importância em se considerar os procedimentos realizados de forma natural - biorremediação, onde agentes biológicos próprios do ambiente ou isolados de outro ecossistema são empregados para eliminação ou redução dos contaminantes (BALAN & MONTEIRO, 2001).

4.3 BIORREMEDIAÇÃO

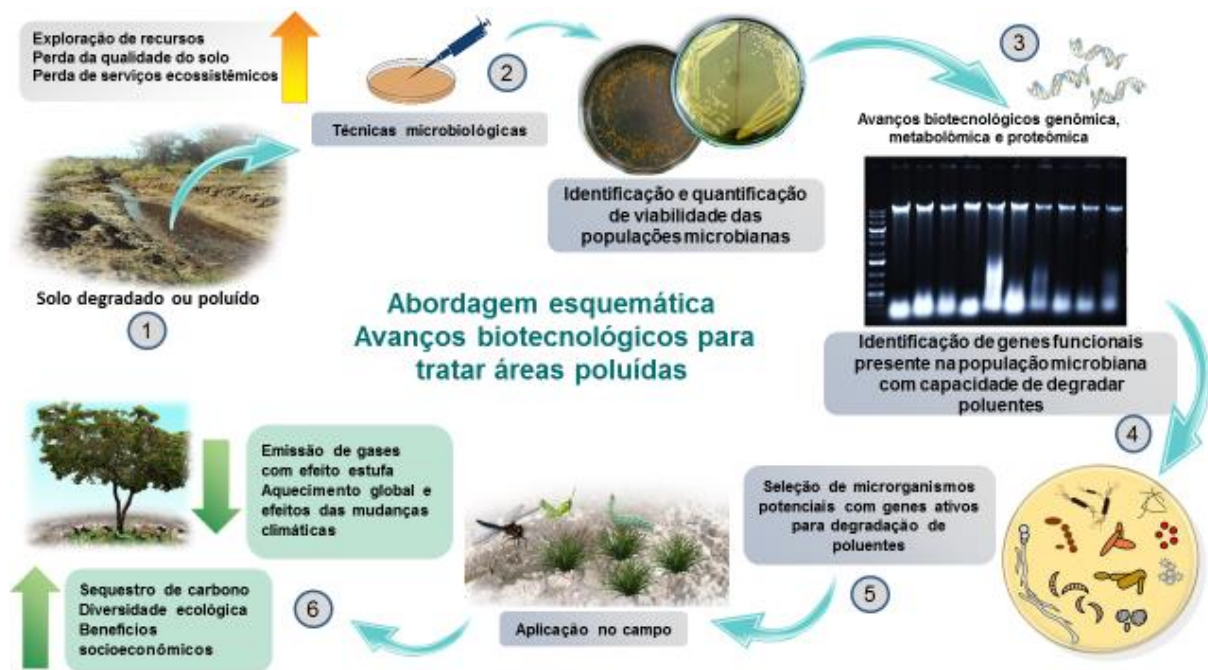
A remediação biológica compreende o uso de organismos para degradar, neutralizar, corrigir e tornar inócuas substâncias tóxicas. (Azubuike et. al, 2016). Diversos autores enfatizam a contribuição da biorremediação na reconstituição de solos, cuja fertilidade foi perdida com desastres ecológicos, a maioria deles oriundos de atividades industriais, como derramamento de óleos e impactos ocasionados à fauna e flora com as atividades petrolíferas (Trindade et al., (2005); Lima 2010). Os estudos analisados sobre biorremediação apresentam aspectos referentes às características da biorremediação,(Morais Filho & Coriolano (2016);Tripathi et al. (2017) e as principais vantagens na aplicação dessa técnica, sobretudo quanto aos baixos custos envolvidos e facilidades de execução, como discutido por Gupta et al. (2015), Ojuederi & Babalola (2017), King e colaboradores(1998); além de apresentarem também, o contexto histórico em que o processo se desenvolveu (King et al., 1998), principalmente quanto ao avanço ocorrido com a evolução das tecnologias (KHAN et al., 2004; TRIPATHI et al., 2007; SHIN, 2012).

Um dos requisitos para o sucesso e avanço da biorremediação é o conhecimento dos microrganismos, principais agentes dessa tecnologia. É importante entender as propriedades desses seres, sua capacidade de adaptação e as vias de degradação das substâncias tóxicas, quando se busca a descontaminação do ambiente. Assim, no desenvolvimento de inoculantes para a biorremediação, faz-se necessário considerar esses e outros conhecimentos de

microbiologia básica, incluindo o processos de cultivo, as características morfológicas; fisiológicas; bioquímicas; genéticas; ecológicas importantes para a adaptação desses organismos aos diferentes ambientes (MORAIS FILHO & CORIOLANO, 2016).

Em linhas gerais, a biorremediação tem sido utilizada para tratar ambientes poluídos com agroquímicos, compostos clorados, corantes, gases de efeito estufa, metais pesados, hidrocarbonetos, lixo nuclear, plásticos e esgoto (TRIPATHI et al., 2017).

A figura 2, lista importantes etapas de um processo de biorremediação, desde a etapa de liberação de rejeitos oriundos da atividade industrial, sua inserção no solo a ação dos microrganismos para promover a remediação área contaminada.



Fonte: Modificado de Tripathi et al. (2017). Figura 2 – Processo da biorremediação, por meio da eliminação de poluentes no solo de um ecossistema. Poluição do solo por compostos orgânicos e inorgânicos (1). Estudo da microbiota presente nos locais contaminados visando identificar aqueles com características específicas que resultem nas melhores taxas de descontaminação (2). Aplicação de técnicas “omicas”- metagenômica, metatranscriptômica, metaproteômica, metabolômica no monitoramento de áreas contaminadas (3). Seleção de linhagens de microrganismos cultiváveis e não cultiváveis que expressam genes para degradação de diferentes poluentes (4). Isolados selecionados são reintroduzidos nos locais contaminados para remediação (5). Geração de benefícios para o meio ambiente e a população (6).

A eficiência da biorremediação depende de diversos fatores, como por exemplo: tipo de organismo a ser empregado, local de degradação, tipo de contaminante, disponibilidade de oxigênio, carbono, água, nutriente, faixa de

temperatura, pH, potencial redox, aeração e capacidade de troca catiônica adequados ao crescimento microbiano. Quando esses elementos são fornecidos na quantidade certa, juntamente com os organismos saudáveis, a biorremediação resultará em bons resultados (Gupta et al., 2015). Dessa forma, uma avaliação criteriosa do local a ser remediado é necessária para se obter sucesso na biorremediação (AZUBUIKE et. al., 2016; OJUEDERI & BABALOLA, 2017).

Registros históricos mostram que a biorremediação era utilizada desde 600 a.C. pelos romanos para tratar resíduos tóxicos acumulados pela população romana, no entanto, eram utilizadas técnicas bastante simples (King et al., 1998). Contudo, o primeiro uso comercial de micróbios que ocorrem naturalmente para e efetivamente limpar um desastre ambiental tóxico ocorreu no final da década de 1960 após um derramamento acidental de óleo em Cat Canyon (em Santa Barbara, Califórnia, EUA) depois que um eixo da bomba de óleo se soltou atingindo o abastecimento de água potável mais próximo. A área foi tratada com culturas bacterianas isoladas em experimentos caseiros realizados por George M. Robinson iniciados na década de 1960. A partir de então, a biorremediação vem oferecendo soluções para poluição e degradação ambiental (ANTIZAR-LADISLAO, 2010).

Os avanços tecnológicos e o desenvolvimento dos estudos sobre biotecnologia e microbiologia foram fundamentais para a expansão da técnica da biorremediação. Nos últimos anos, ela passou a ser considerada uma tecnologia popular, socialmente aceitável, menos dispendiosa e eficaz, quando comparada com os métodos tradicionais, tais como escavação, incineração, lavagem do solo e aterro (Andrade et al., 2007). No entanto, seu uso tem sido realizado em apenas 10% do total de ambientes contaminados (TRIPATHI et al., 2017).

A biorremediação pode ser realizada *in situ* ou *ex situ*. (Rayu et al., 2012) e classificada quanto a diversos aspectos, tais como: o tipo de organismo utilizado, o local do tratamento, a exigência de oxigênio, a localização, o grau de “limpeza” e mecanismos operacionais. Em todos esses casos, podem ser empregados diferentes agentes, como fungos (Verma et al., 2010), bactérias (Kang et al., 2016), algas (He et al., 2016) e plantas (Buosi & Felfili, 2004).

Dentre as técnicas de biorremediação apresentadas na literatura destacam-se as abaixo (Lee & Swindoll, 1993):

- **Atenuação Intrínseca:** é também conhecida por atenuação natural ou bioatenuação. Ocorre a degradação de poluentes pela atividade metabólica

das populações microbianas indígenas. Não há intervenção humana, apenas o monitoramento dos contaminantes;

- **Bioestimulação:** nesse processo, os microrganismos são “ajudados” a degradar as substâncias nocivas pela promoção de um ambiente ideal para o processo, bem como adição de nutrientes (C, N, P);
- **Bioaugmentação:** nessa técnica, são introduzidos no solo microrganismos selvagens ou geneticamente modificados especializados na degradação do contaminante. A inoculação de consórcios bacterianos tem sido considerada mais eficiente;
- **Bioventilação:** nesse processo, o ar é injetado nas aberturas escavadas no local contaminado. O fluxo de ar introduzido fornece oxigênio para sustentar a atividade microbiana e favorece a volatilização de compostos poluentes.

As técnicas de biorremediação descritas são empregadas para a biorremediação do solo. No entanto, algumas delas também podem ser utilizadas para a biorremediação de águas superficiais e/ou subterrâneas, sendo necessário descrever as etapas do processo, como também as ações inseridas em cada etapa, seguida da descrição do plano de ação a ser implementado, como mostrado no trabalho de KHAN et al. (2004).

4.4 FITORREMEDIAÇÃO

Além das quatro técnicas mencionadas, alguns estudos também apresentam a técnica da fitorremediação, conceituada como o conjunto de tecnologias que utilizam plantas para remediar ou conter contaminantes em solo, lençol freático, águas superficiais ou sedimentos (Schnoor, 1997; Interstate Technology & Regulatory Council, 2009). Dessa forma, a fitorremediação é uma modalidade de biorremediação, que utiliza como agente para purificação do solo e demais ambientes poluídos, as plantas. De modo geral, o processo de degradação do poluente ocorre na região da rizosfera e expande para outras partes da planta, podendo ser associado às práticas agrícolas, as quais, se bem planejadas e executadas

conjuntamente, garantirão a eliminação dos agentes tóxicos ou os tornarão inofensivos ao ecossistema (PIRES et al., 2003).

A técnica de fitorremediação caracteriza-se como uma tecnologia de remediação *in situ* para tratar solos e águas superficiais, águas subterrâneas e atmosfera contaminada com metais pesados, elementos radioativos (Sr, Cs, Pu e U), solventes clorados, hidrocarbonetos de petróleo, BPCs, HPAs, inseticidas organofosforados e explosivos (AMADO & CHAVES FILHO, 2015).

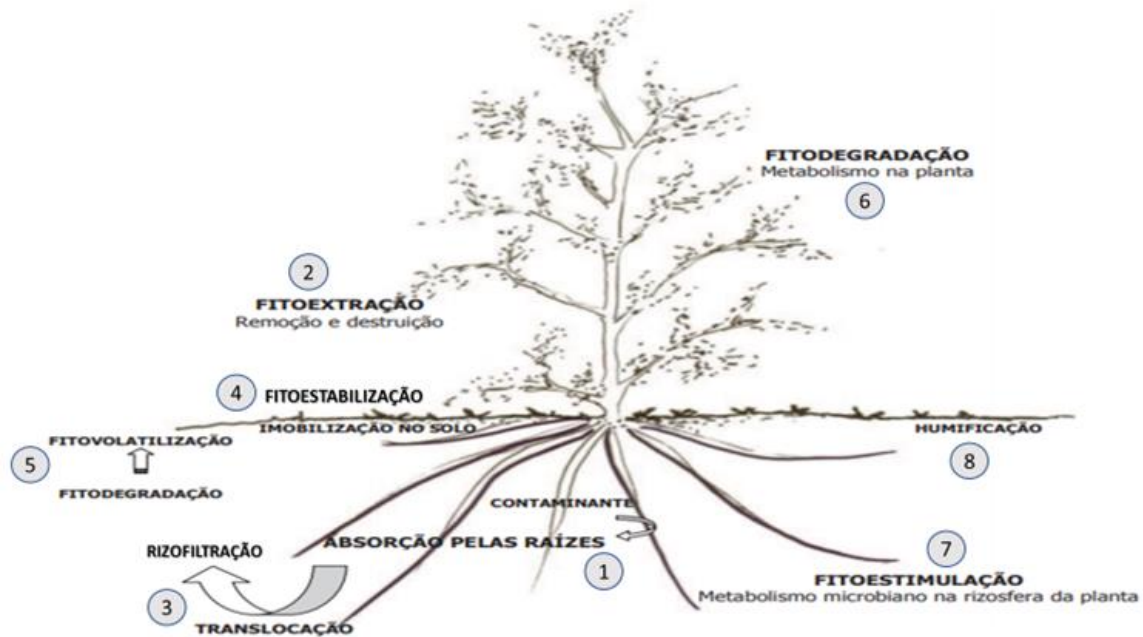
A fitorremediação vem sendo estudada desde a década de 1990, principalmente nos Estados Unidos (EUA) e Europa. No Brasil, essa técnica vem ganhando espaço e inúmeras pesquisas vêm sendo desenvolvidas. A biodiversidade e condições climáticas brasileiras fazem dessa técnica uma alternativa promissora na remediação de áreas poluídas (LIMA, 2010).

Na remediação, as plantas podem atuar de forma direta ou indireta. Quando os contaminantes são absorvidos, acumulados ou metabolizados em seus tecidos, a atuação das plantas no processo de remediação se dá de forma direta. A remediação ocorrerá de forma indireta quando a atividade microbiana for estimulada pela produção de compostos produzidos pelas plantas, como por exemplo, substâncias exsudadas pelas raízes das plantas (Schnoor, 1997). Além disso, há plantas que conseguem retirar nutrientes do ambiente poluído e ainda acumular grandes quantidades de metais. Essas plantas são chamadas de hiperacumuladoras e com o auxílio de microrganismo absorvem vários compostos orgânicos e os degradam ou utilizam para diferentes funções ao realizar suas atividades metabólicas (AMADO & CHAVES FILHO, 2015).

4.4.1 Técnicas de Fitorremediação

A análise realizada nos estudos de Bennet et al. (2003), Andrade et al. (2007) e Barreto (2011) possibilitou identificar oito tipos diferentes de fitorremediação para remediar solos poluídos (Figura 3). Para Barreto (2011), a diversidade de tipos de fitorremediação vem aumentando, haja vista os estudos desenvolvidos em parceria

com a engenharia genética, pois esses estudos buscam integrar genes de outros organismos para melhorar as capacidades de fitorremediação em plantas.



Fonte: Modificado de Andrade et al. (2007) Figura 3 – Tipos de fitorremediação e os locais em que se desenvolvem. Ocorrência do processo de absorção ou adsorção de contaminantes pelas raízes (1); a fitoextração, acúmulo do contaminante presente no ambiente na biomassa vegetal (2); a rizofiltração, acúmulo de contaminantes nas raízes (3); a fito-estabilização, plantas estabilizam ou imobilizam os poluentes no solo, prevenindo a migração do mesmo por perdas do solo via erosão ou lixiviação (4); a fitovolatilização, volatilização de um contaminante por meio da folha, estômatos ou caules de plantas, pode ocorrer após a fitoextração, ou mesmo durante a fitodegradação (5); fitodegradação, vias metabólicas da planta e do microrganismos na rizosfera atuam na quebra de contaminantes presentes no ambiente (6); a fitoestimulação, estimula a concentração/ativação de comunidade microbiana apta a biodegradar (7); a humificação, no processo de estabilização de poluentes, é importante que o composto se incorpore na lignina ou no húmus do solo (8).

Além desses processos de fitorremediação citados, o estudo de Procópio et al., (2009) descreve outros processo, como apresentado no quadro 2, abaixo.

Quadro 2 -
Resumo dos principais mecanismos biológicos de fitorremediação.

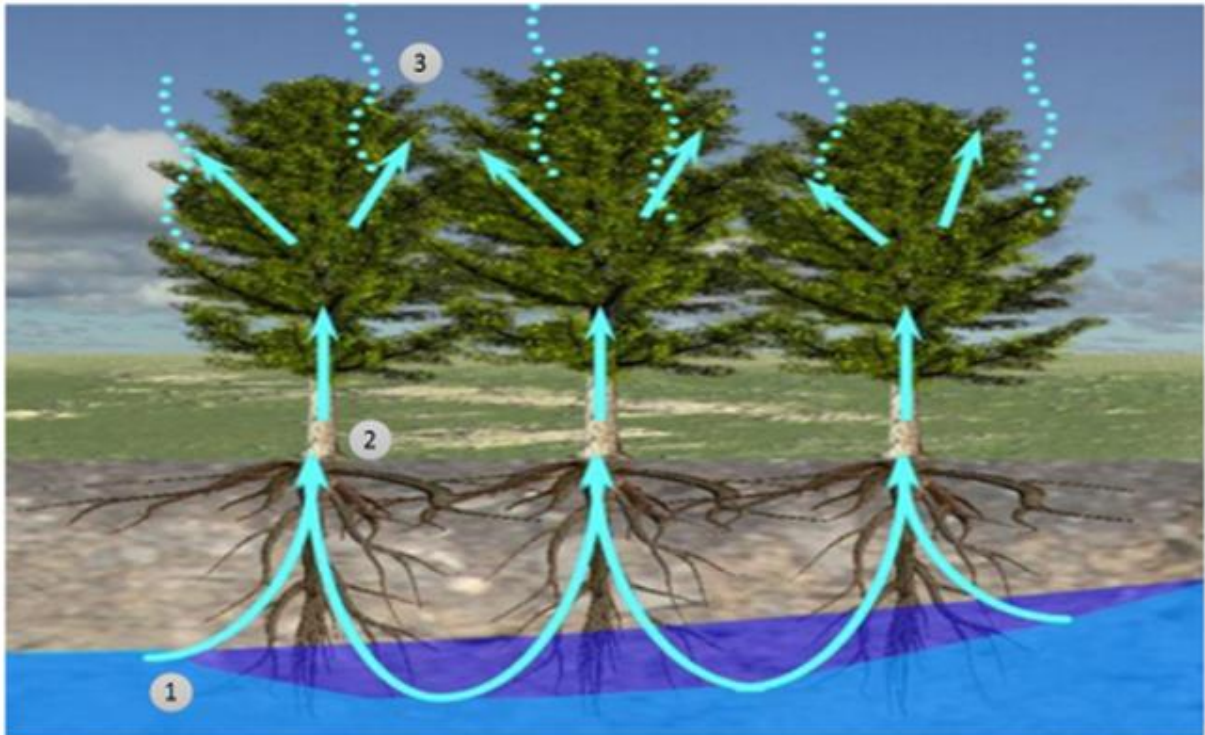
Mecanismo	Descrição do processo
Fito-acumulação	Armazenamento do contaminante nas raízes ou em outros órgãos, sem modificação nas moléculas do xenobiótico (aprisionamento). Ocorre após a fitoextração.
Rizodegradação	Biodegradação do contaminante pela comunidade

	microbiana associada à rizosfera da espécie vegetal. Normalmente ocorre após a fitoestimulação.
Rizovolatilização	Volatilização de um contaminante rizotransformado em uma forma volátil, a qual é liberada na atmosfera.
Rizo-estabilização	Imobilização, lignificação ou humificação do contaminante na rizosfera da espécie vegetal, ficando o contaminante inativo no solo, mesmo que preservando sua integridade molecular.

Fonte: Procópio et al. (2009, p. 9).

Já o trabalho desenvolvido pelo Interstate Technology & Regulatory Council (2009) lista os cinco mecanismos de fitorremediação mais utilizados nesta técnica de remediação, que são: rizofiltração, fitoextração, fito-estabilização, fitovolatilização e fitodegradação (INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL, 2009), os quais serão descritos de forma mais detalhada.

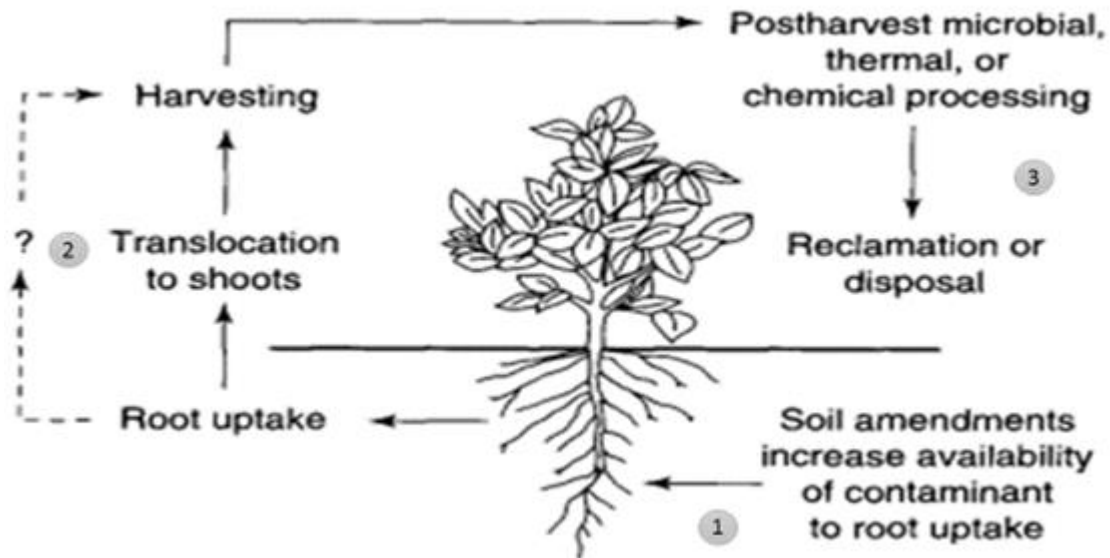
1 - Rizofiltração: essa técnica emprega plantas terrestres para absorver, concentrar e/ou precipitar os contaminantes de um meio aquático. Uma de suas características peculiares é o fato de que apresenta o processo de acumulação de contaminantes apenas nas raízes, sendo bastante utilizada em hidroponia. No processo, quando as raízes tornam-se saturadas com os contaminantes, as plantas são coletadas e trocadas para a continuação da remediação. É eficaz quando os contaminantes sorvem fortemente nas raízes, como: chumbo, cromo, urânio, arsênico, ou quando os contaminantes são compostos orgânicos como por exemplo: resíduos de munições como 2, 4, 6-trinitrotolueno (TNT). Plantas como *Helianthus annuus* e *Brassica juncea* tem sido eficazes nesse processo (INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL, 2009).



Fonte: Modificado de Interstate Technology & Regulatory Council (2009).

Figura 4 – Fluxo do processo de rizofiltração, com destaque às ações de absorver e precipitar (1), transporte mediado pelas raízes, sobretudo as mais profundas (2) e a liberação na forma gasosa (3).

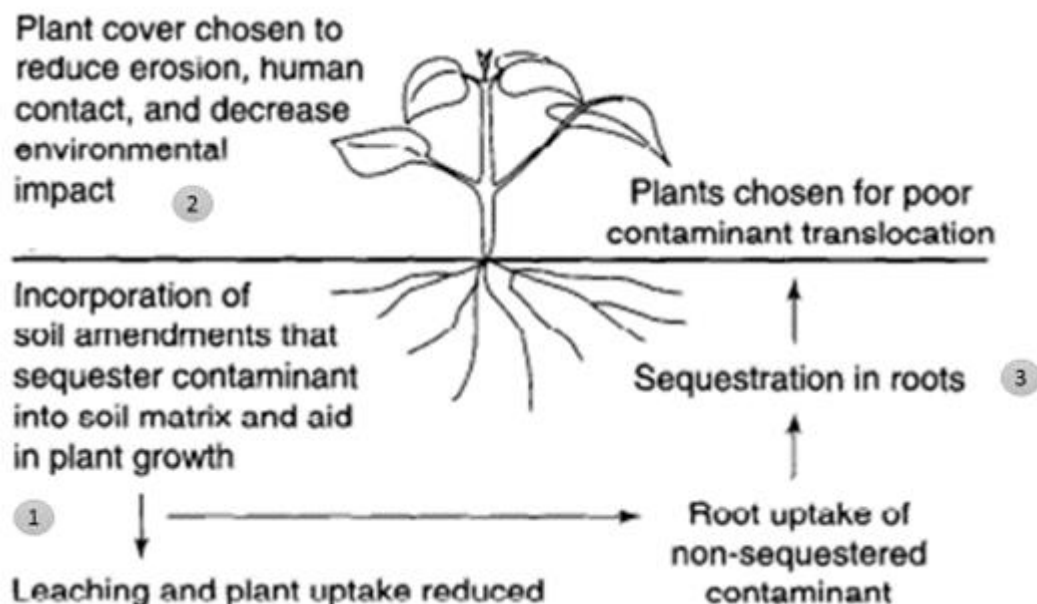
2 – Fito-extração: nesse mecanismo, as raízes absorvem e armazenam os contaminantes ou transportam e acumulam nas partes aéreas. É conhecida também como fitoacumulação. Utiliza plantas acumuladoras de poluentes para remover metais ou orgânicos do solo. Após um certo período de tempo, as plantas são colhidas e eliminadas ou processadas por incineração ou, no caso de poluentes orgânicos, é feita compostagem (Cunningham et al., 1995). Por meio da figura 4, apresenta-se a sequência de atividades que permeiam o processo de fitoextração, sendo destacadas: (1) a remoção dos contaminantes do solo, ar ou água; (2) a retenção no tecido vegetal, em que as plantas acumulam os contaminantes absorvidos; e (3) as plantas são colhidas e processadas.



Fonte: Cunningham et al. (1995).

Figura 5 – Etapas do processo de fitoextração, desde a absorção e eliminação dos contaminantes até a eliminação das plantas utilizadas no processo

3 – Fito-estabilização: esse mecanismo objetiva evitar a mobilização do contaminante e limitar sua distribuição no solo, por meio de uma cobertura vegetal. Assim, as plantas atuam aumentando a captação do contaminante; modificam o fluxo de água no solo; incorporam contaminantes residuais livres nas raízes; e impedem a erosão pela ação do vento e da chuva (CUNNINGHAM et al., 1995).

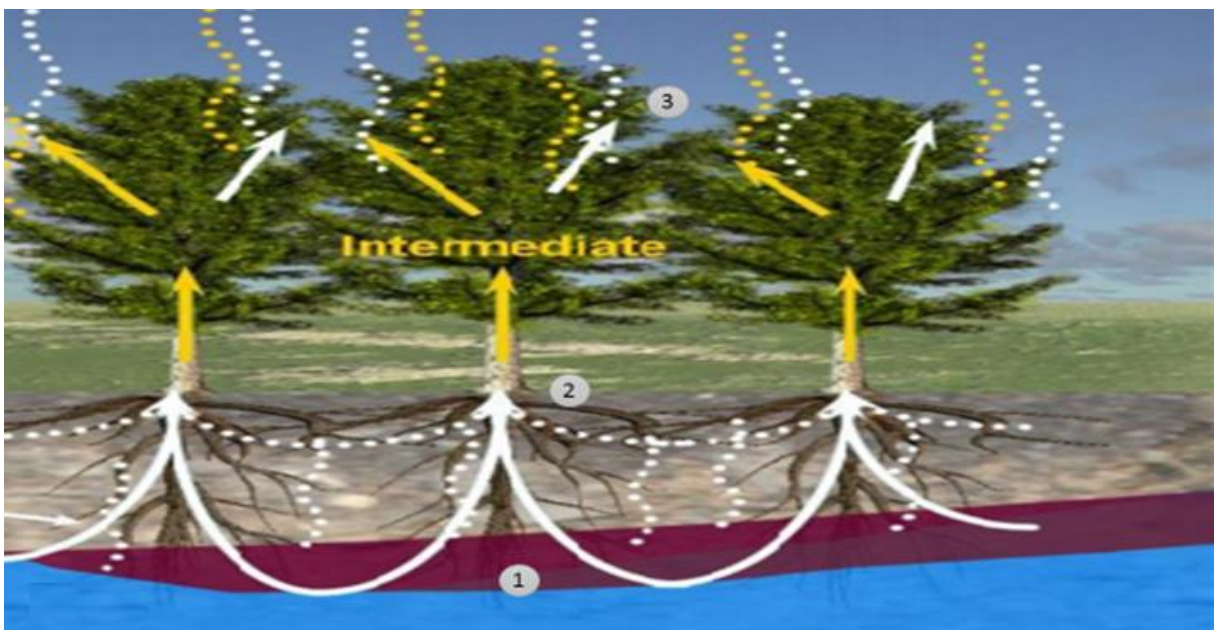


Fonte: Modificado de Cunningham et al. (1995).

Figura 6 – Fases do processo de fito-estabilização, em que predominam três etapas principais: (1) absorção e precipitação dos poluentes; (2) inserção de cobertura vegetal para reduzir processos erosivos; e (3) diminuição dos poluentes no ecossistema.

Ressalta-se que, na fito-estabilização, os exsudatos, rico em aminoácidos e polissacarídeos, são liberados pelas raízes das plantas, o que favorecerá a atividade dos microrganismos do solo, que degradam os contaminantes. Como principal requisito no emprego dessa técnica seria a utilização de plantas com um sistema radicular denso, com raízes profundas que cubram uma grande área de contato (CUNNINGHAM et al., 1995).

4 - Fitovolatilização: nesse processo, as plantas removem os contaminantes, por meio da volatilização, a partir da folha, estômatos ou de caules de plantas (Figura 7). A presente técnica tem sido utilizada para retirar compostos orgânicos voláteis como o tricloroetileno (TCE) e alguns compostos de natureza inorgânica que existem em forma volátil, por exemplo, o mercúrio (Hg). As substâncias voláteis podem ser, em alguns casos, produto do processo de rizodegradação e/ou fitodegradação do contaminante. Essa técnica deve ser empregada com bastante cuidado, evitando, assim, a transferência do problema do solo para o ar (Interstate Technology & Regulatory Council, 2009).



Fonte: Modificado Interstate Technology & Regulatory Council (2009).

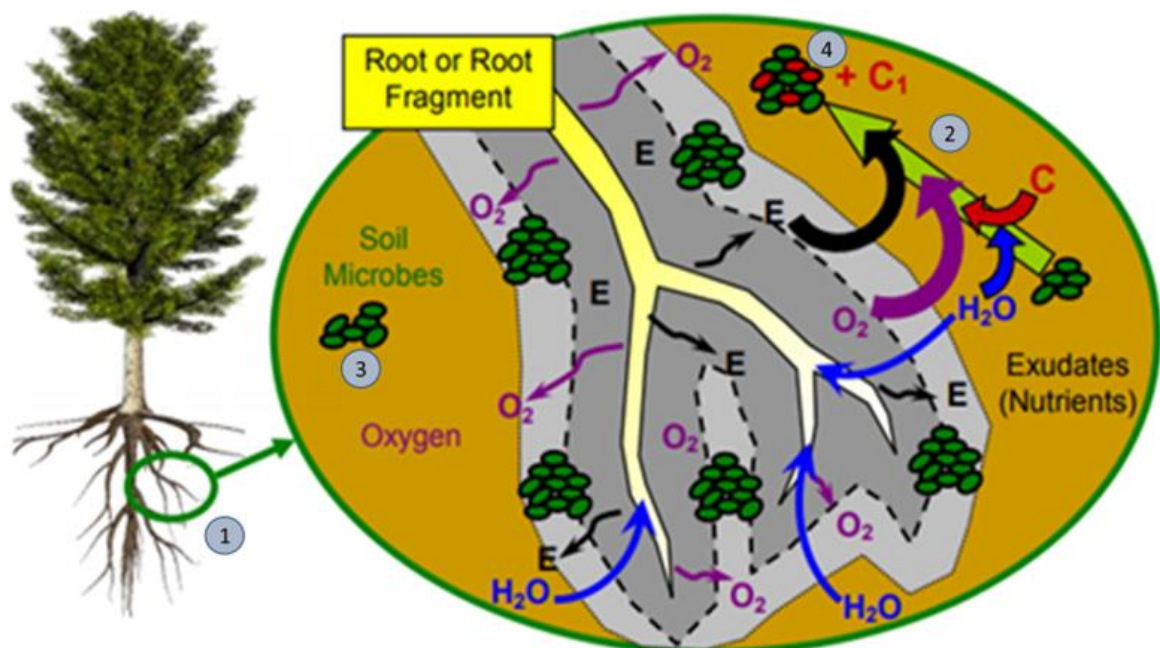
Figura 7 – Técnica da fitovolatilização: absorção mediante raízes, caules e folhas

5 - Fitodegradação: também conhecida como fitotransformação, o processo utiliza o metabolismo da planta e dos microrganismos presentes na rizosfera para

degradação dos poluentes orgânicos tóxicos, sendo convertidos em produtos menos tóxicos que poderão ser utilizados para o crescimento vegetal.

As plantas que degradam contaminantes orgânicos apresentam enzimas específicas, como, por exemplo: nitroredutases (degradação de nitroaromáticos), desalogenases (degradação de solventes clorados e pesticidas) e lacases (degradação de antraceno, benzeno, pireno) (Singh & Jain, 2003). Além dessas enzimas, várias outras como as tirosinases, peroxidases de manganês, citocromo P 450, peroxidases, monoxigenases, quinonas redutases, e várias transferases têm um imenso potencial para degradar uma variedade de compostos aromáticos. Essas enzimas apresentam grande potencial para aplicação em campo em grande escala. (TRIPATHI et al., 2017).

As raízes se destacam uma vez que a ação degradante é realizada por elas no momento da absorção de nutrientes do solo ou da água, o que estimula reações químicas na rizosfera, como demonstrado na pesquisa de Bowles et al. (2014) e ilustrado na figura 8:



Fonte: Modificado Interstate Technology & Regulatory Council (2009).

Figura 8 – Ação enzimática caracterizando o processo de fitodegradação na rizosfera. O contaminante C (que podem ser análogo a um fitoquímico exsudado pela planta) é degradado no ambiente rizosférico por enzimas, e (1) Os produtos das reações enzimáticas nas raízes, podem ser utilizados pelas bactérias como nutriente (energia) (2) Dessa forma, muitas bactérias conseguem crescer em substratos contendo poluentes (3) Uma série de transformações bioquímicas, muitas vezes catalisadas por diferentes enzimas, na qual o produto da primeira reação catalisada por enzima produz o substrato para a segunda enzima na via, e assim por diante. (4) Resultando na conversão do contaminante em produtos inofensivos.

A escolha do método de fitorremediação pode variar com o tipo de poluente a ser tratado. Os de natureza inorgânica (metais pesados tóxicos e elementos radioativos) podem ser removidos principalmente por fito-estabilização, rizofiltração, fitoextração e fitovolatilização. Já os orgânicos (hidrocarbonetos e compostos clorados) serão removidos por rizofiltração, fito-estabilização, fitovolatilização, fitotransformação e rizodegradação (SCHNOOR, 1997; PROCÓPIO et al., 2009).

Estudo realizado por Romeiro e colaboradores (2007) mostrou o potencial de da planta *Canavalia ensiformes* como fitoextrator de chumbo e de seu possível uso na remediação de ambientes contaminados com este metal. Atividade extratora significativa do metal cobre foram descritos para a planta feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis*), sorgo (*Sorghum bicolor*), milheto (*Pennisetum glaucum*) e crotalária (*Crotalaria juncea*) (Zancheta et al., 2011).

Já Mitton e colaboradores (2016) avaliaram o potencial de diferentes espécies vegetais (tomate, girassol, soja e alfafa) na remoção de endossulfan - pesticida organoclorado persistente e tóxico de uso proibido ou restrito em vários países em ensaios em casa de vegetação. No estudo, as plantas de girassol apresentaram alta produção de biomassa, maiores níveis de endossulfan nas raízes e folhas e conseqüentemente diminuição nos níveis de pesticida do solo. Outro estudo mostrou a eficiência de *Typha latifolia* na redução de 34 e 64% do fungicida metalaxyl (carcinogênico e mutagênico para mamíferos e organismos aquáticos) e do herbicida simazine, respectivamente (Wilson et al., 2000). Estudos como esses são cada vez mais importantes, uma vez que muitos compostos orgânicos os citados estão na lista de poluentes considerados prioritários pela União Europeia (EU) e a Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA) devido a sua persistência ambiental e toxicidade (OLIVEIRA, 2008).

4.4.2 Vantagens e desvantagens da fitorremediação

Em relação às vantagens do uso da fitorremediação, a literatura tem considerado como principais, a saber: baixo custo quando comparada com tratamentos físicos e químicos; menor impacto ambiental quando comparada com técnicas tradicionais; utiliza o metabolismo da planta; pode ser usada no tratamento de diversos contaminantes; a produção de resíduos secundários é pequena; os

poluentes orgânicos produzem CO₂ e H₂O, em vez de gerar produtos tóxicos; a técnica é viável mesmo quando utilizada em grandes locais contaminados (com baixa concentração de contaminantes); e, por fim, outra vantagem é o fato de que, depois de tratado, o solo pode ser usado para plantio (Bisht et al., 2015; Azubuike et al., 2016). No entanto, apresenta algumas desvantagens, a saber: a remediação necessita de mais de uma estação de crescimento; o tratamento é limitado a solos a menos de um metro da superfície e águas subterrâneas a menos de 3 m da superfície; condições climáticas e hidrológicas, como enchentes e secas, podem restringir o crescimento das plantas e o tipo de plantas que podem ser utilizadas; contaminantes podem entrar na cadeia alimentar, por meio de animais que comem as plantas utilizadas nesses projetos; requer o descarte especial das plantas usadas; elevados níveis do contaminante no solo podem impedir a introdução de plantas no local contaminado (PIRES et al., 2003).

Muitos estudos realizados comprovam que a fitorremediação é eficiente para tratar vários contaminantes diferentes, tais como Schnoor (1997), Coutinho & Barbosa (2007), Lamego & Vidal (2007), Pinheiro (2015), Morais Filho & Coriolano (2016), dentre outros. No entanto, grande maioria das pesquisas, mesmo reconhecendo o potencial dessa técnica de biorremediação, considera que novos estudos precisam ser realizados, no intuito de melhor entender os mecanismos biológicos envolvidos no processo da fitorremediação e assim poder ampliar a sua aplicação a diferentes ambientes poluídos.

Os principais aspectos a serem verificados para obter sucesso no emprego da fitorremediação são a escolha da planta para atuar como fitorremediador e o tipo de contaminante; além das condições do local a ser tratado (Coutinho & Barbosa, 2007). Segundo esses autores, uma planta fitorremediadora deve apresentar algumas das seguintes características: absorção eficiente, sistema radicular profundo, crescimento rápido, colheita fácil e resistência ao poluente. De maneira geral, tratar ambiente contaminado com poluentes orgânicos é mais difícil devido à grande diversidade de estruturas, o que acarreta incertezas nos resultados esperados do tratamento do ambiente (McGUINNESS & DOWLING, 2009).

A indicação do espécime vegetal a ser utilizado na fitorremediação de um determinado sítio contaminado deve-se levar em conta as características do local contaminado, o que incluem o solo, o clima e a distribuição botânica das espécies e/ou família/gênero vegetal que estão colonizando e se desenvolvendo na área

contaminada. Além disso, aspectos fisiológicos particulares ao(s) vegetal(is) escolhido(s) devem ser bastante conhecidos (CARMO et al., 2008). Ainda segundo Carmo et al. (2008), diversas espécies de plantas apresentam capacidade natural de retirar poluentes orgânicos e inorgânicos de locais poluídos. Essas plantas incluem: gramíneas, leguminosas, hortaliças, árvores e diferentes monocotiledôneas e dicotiledôneas, conforme apresentado no quadro 3 abaixo:

Quadro 3– Principais plantas removedoras de poluentes

Planta	Natureza do poluente
<i>Ludwigia octovalvis</i>	Gasolina
<i>Aegiceras corniculatum</i>	Éteres difenílicos bromados (BDE-47)
<i>Spartina marítima</i>	Cu, Pb, Zn
<i>Arundo donax</i>	Cd e Zn
<i>Eichhorina crassipes</i> (jacinto de água)	Fe, Zn, Cd, Cu, B e Cr
<i>Phragmites australis</i>	PAHs
<i>Plectranthus amboinicus</i>	Pb
<i>Luffa acutangula</i>	Antraceno e fluoranteno
<i>Reflexa dracaena</i>	Diesel
<i>Sparganium</i> sp.	Bifenilos policlorados
<i>Paniculatus do amaranto</i>	Ni
<i>Rizophora mangle</i>	TPH
<i>Populus deltoides x nigra</i> e <i>Arabidopsis thaliana</i>	Nanopartículas de prata e Ag ⁺
<i>Carex pendula</i>	Pb

Fonte: Azubuike et al. (2016).

Como nem todas as plantas possuem a capacidade de interagirem e removerem poluentes orgânicos e inorgânicos do solo, esta atividade pode ser suprida pela ação de bactérias presentes na rizosfera e/ou endofíticas. Assim, há interesses de pesquisa voltados, também, para conhecer a anatomia das plantas e a capacidade que elas possuem em contribuir com a degradação dos agentes tóxicos ao ecossistema e da participação dos microrganismos nesse processo (INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL, 2009).

4.5 RIZORREMEDIAÇÃO

A rizorremediação é um tipo específico de fitorremediação que ocorre na rizosfera, pela ação de fungos, bactérias e outros microrganismos localizados no sistema solo-raiz (Catroga, 2009). As comunidades de microrganismos envolvidas no processo são dependentes de quatro principais fatores, que são: o tipo de raiz, a espécie da planta, a sua idade, bem como o tipo de solo (Anderson et al., 1993). A técnica é importante para tratar tanto a poluição resultante de processos naturais,

como os associados a erosão e intemperismo de rocha, como a resultante da ação antrópica, tal como a contaminação associada ao uso de adubos e defensivos agrícolas ou deposição inadequada de resíduos sólidos (LAMEGO & VIDAL, 2007).

Para que a rizorremediação aconteça é importante conhecer a estrutura e a composição das camadas superficiais dos solos, sobretudo a rizosfera, local onde se manifesta, com maior intensidade, as decomposições química, física e biológica. Essas decomposições, incluindo a biológica associada às rizobactérias, resultam na produção de inúmeras substâncias que, além de possibilitarem as reações de remediação do solo contaminado, podem também beneficiar o vegetal no que tange ao fortalecimento e crescimento (FRAVEL, 1988). Além disso, Melo (2001) considera a rizorremediação como uma opção válida para resgatar a fertilidade de solos contaminados. A interação do solo com as raízes permite o suprimento contínuo de compostos orgânicos, principalmente os de baixo peso molecular secretados pelas raízes. Tais compostos servem como fonte de carbono e energia para a grande comunidade de bactérias, estimulando o seu crescimento, conhecido como efeito rizosférico. Nesse contexto, a fitorremediação caracteriza-se como um tipo de biorremediação, a qual mantém-se no sistema rizosfera (planta-bactérias), por meio de um processo atrativo, “[...] pois as raízes fornecem uma grande área superficial para populações bacterianas e transporte de microrganismos envolvidos na biodegradação de poluentes” (MELO, 2001, p. 590).

4.5.1 O ambiente da rizorremediação: a rizosfera

As plantas são, normalmente, colonizadas por uma variedade de bactérias, leveduras e fungos. Bactéria é o grupo mais abundante e diversificado que coloniza as plantas (Gray & Smith, 2005). No vegetal, elas podem ser encontradas, principalmente, nas regiões denominadas de filosfera, endosfera e rizosfera (COMPANT et al., 2010).

A filosfera é o termo usado para se referir às partes foliares, florais e vegetativas, em que a parte dominante são as folhas, as quais representam um habitat único para a diversidade microbiana. Os microrganismos que colonizam a filosfera podem aparecer em grandes densidades, com uma média de 10^6 a 10^7 células/cm² (até 10^8 células/g) de folhas (Compant et al., 2010). As bactérias presentes nessas regiões das plantas são chamadas de epífitos, sendo a maioria

não patogênica. Estudos recentes mostraram que a diversidade entre os membros bacterianos é principalmente restrita aos filos Actinobacteria, Proteobacteria, Firmicutes, Bacteroidetes e, menos frequentemente, Cyanobacteria. Essas bactérias constituem os habitantes comuns, havendo, presença, também, de fungos (Berg et al., 2005; Compant et al., 2010). Segundo Miyamoto et al. (2004), as bactérias localizadas na região da filosfera chegam à superfície das folhas a partir da atmosfera, insetos, sementes ou de outros organismos.

Na endosfera, os microrganismos presentes no interior das plantas são chamados de endófitos. Eles podem ser bactérias, fungos e vírus, que vivem dentro da planta nas partes aéreas, folhas e caule, e não somente nas raízes, por grande parte do ciclo de vida desses seres (COMPANT et al., 2010)

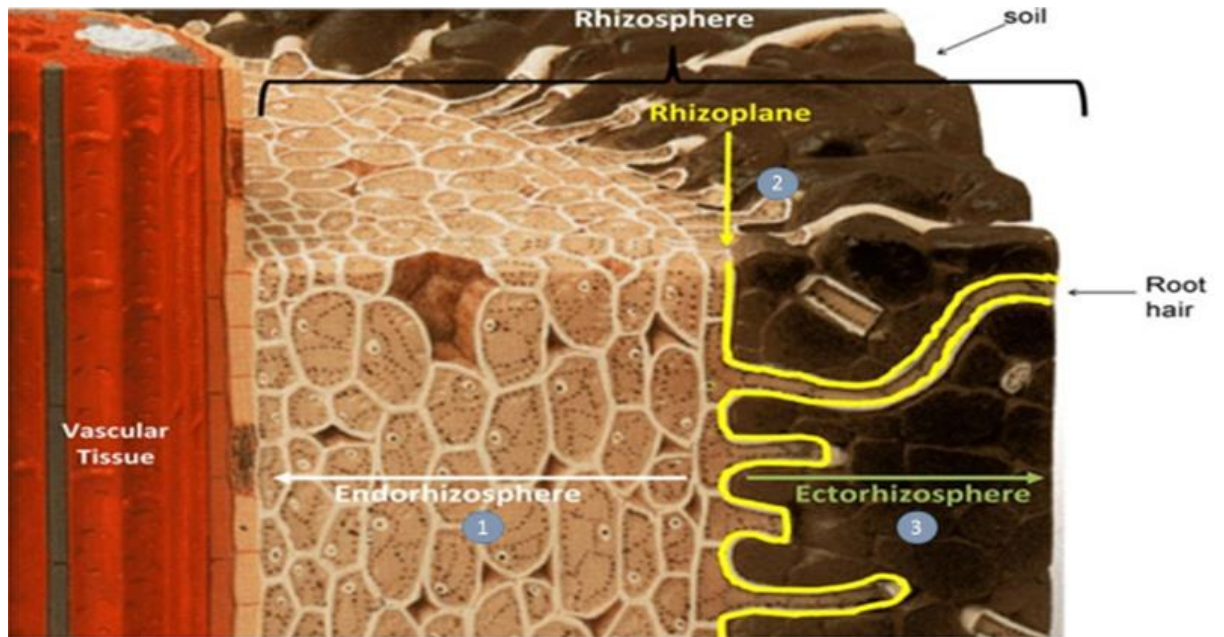
Em 1887, Victor Galippe postulou que microrganismos do solo podiam penetrar tecidos de plantas saudáveis e que os mecanismos de colonização envolvidos precisavam ser investigados (Compant et al., 2010). No entanto, as ideias e experimentos de Victor Galippe não foram aceitos, à época, uma vez que acreditava-se, naquele momento, que os microrganismos encontrados dentro das plantas eram contaminantes obtidos durante o processo de isolamento. Em 1926, o estilo de vida endofítico foi reconhecido como um estágio particular na vida de alguns grupos de bactérias, descrito como um estágio avançado de infecção e tendo uma relação próxima com a simbiose (Hardoim et al., 2008). Desde então, diversos estudos confirmaram que as plantas possuem comunidades endofíticas (Idris et al., 2004; Berg et al., 2005) e que esses microrganismos provêm, principalmente, da rizosfera (SESSITSCH et al., 2002; COMPANT et al., 2010; HARDOIM et al., 2008).

Os endófitos originados do solo, geralmente, são atraídos por quimiotaxia, a partir dos exsudatos, bem como por sinais microbianos, como os fatores nod nas bactérias do gênero *Rhizobium* e, então, penetram na planta hospedeira, por meio de feridas causadas por fitopatógenos microbianos, nematoides ou através dos estômatos encontrados no tecido foliar, mas a principal porta de entrada para colonização bacteriana são as fissuras nas raízes (Schnoor, 1997). De acordo com características genéticas, fisiológicas e colonização na planta, os endófitos podem ser divididos em dois grupos: sistêmico (obrigatórios) e não sistêmico (facultativos). Essas categorias baseiam-se na genética, biologia e mecanismo de transmissão do endófito para a planta hospedeira, e vice-versa Endófitos sistêmicos são definidos como organismos que vivem dentro dos tecidos da planta, durante todo o seu ciclo

de vida e participam de uma relação simbiótica sem causar doenças ou danos à planta em nenhum momento. (WANI et al., 2015).

Estudos apontam que endófitos são um grupo muito diverso, em que os endófitos fúngicos são representados, principalmente, por Glomeromycota, fungos micorrízicos arbusculares associados a várias espécies de plantas. Os endófitos bacterianos pertencem a diferentes taxóons, incluindo α -Proteobacteria, β -Proteobacteria, γ -Proteobacteria, Firmicutes e Actinobacteria (Conn & Franco, 2004). Segundo Ek-Ramos et al. (2013) contudo, o efeito dos microrganismos endofíticos sobre seus hospedeiros ainda não é totalmente conhecido, mas sabe-se que muitos deles interagem com seus hospedeiros, melhorando o crescimento vegetal por facilitar a aquisição de nutrientes, e aumentar a tolerância da planta aos estresses abióticos, como a seca, e diminuir os estresses bióticos, de modo a fortalecer a resistência das plantas contra insetos, patógenos e herbívoros (CONN & FRANCO, 2004).

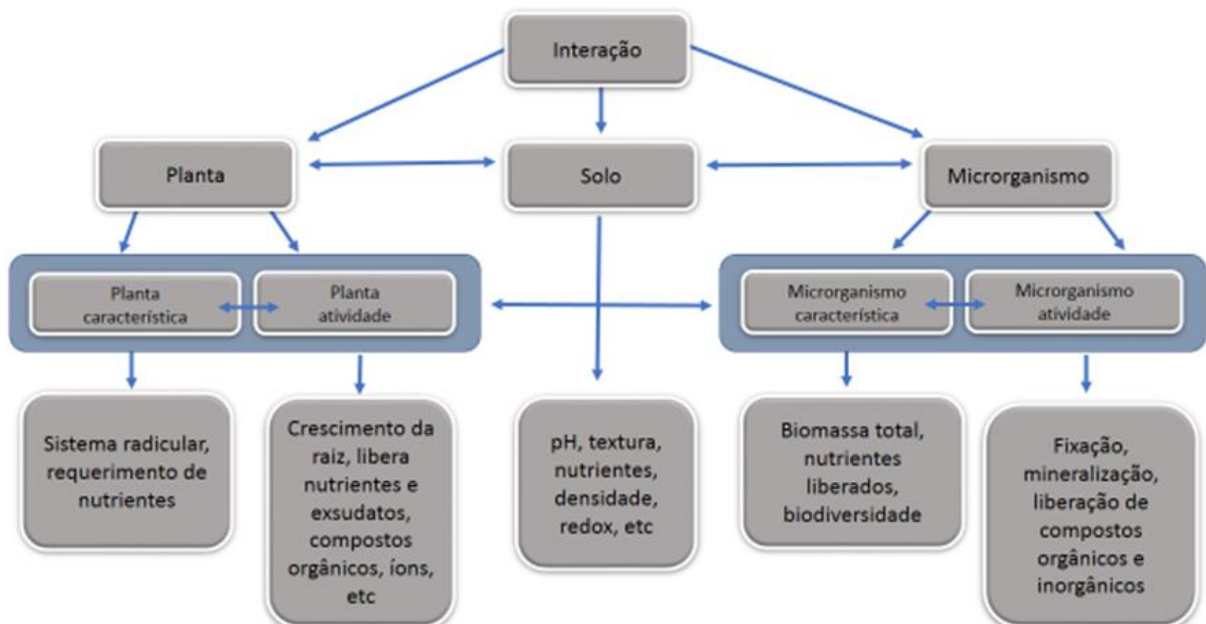
No que se refere à rizosfera, ela compreende a região do solo em que prevalece à atuação das raízes, na absorção de nutrientes para o vegetal. As raízes desempenham diversas funções que incluem sustentação, obtenção de nutrientes e água necessária ao desenvolvimento da planta (Chaparro et al., 2013). Outras importantes funções estão relacionadas com a liberação de diversos tipos de substâncias orgânicas no solo, processo conhecido como exsudação (MOREIRA, 2006). Em 1904, o engenheiro agrônomo e fisiologista de planta, Lorenz Hiltner, definiu o conceito de rizosfera como sendo a região ao redor das raízes das plantas que se estende de 1 a 3 mm e contém os exsudatos, secreções, mucilagens, mucigel lisados e alta atividade biológica (Hartmann et al., 2008). Várias dessas substâncias servem de comunicação entre raízes de espécies vegetais vizinhas, entre raízes e insetos e raízes e microrganismos. A rizosfera consiste em três zonas: a endorrizosfera (área do tecido radicular), o rizoplano (superfície da raiz com epiderme, região limítrofe entre a raiz e o solo) e a ectorrizosfera (solo diretamente ao redor da raiz) (Moreira, 2006). As três camadas que compõem a rizosfera podem ser visualizadas na figura 9 abaixo:



Fonte: Modificado de McNear (2013).

Figura 9 – As camadas da rizosfera. (1) endorhizosfera (área do tecido radicular), (2) rizoplane (superfície da raiz com epiderme, região limítrofe entre a raiz e o solo) e (3) ectorrhizosfera (solo diretamente ao redor da raiz)

Na figura 10 é apresentada as complexas interações que ocorrem no ambiente rizosférico e que merecem incentivo de pesquisa, a fim de gerar novos conhecimentos para o desenvolvimento e aperfeiçoamento das tecnologias de fitorremediação, conforme enfatizado na pesquisa de (SALLY et al.,2018).



Fonte: Modificado de Sally et al. (2018).

Figura 10 – Interações que se manifestam no ambiente da rizosfera

Por meio da interpretação da figura 9, percebe-se a presença de três agentes fundamentais que proporcionam as interações na rizosfera: as plantas, o solo e os microrganismos.

A colonização da superfície das raízes por microrganismos não ocorre de forma uniforme, mas espaçada ao longo da raiz, cobrindo cerca de 15 a 40% da superfície total da raiz da planta. A fixação e colonização ocorrem comumente nas junções celular epidérmicas, pelos radiculares, células capilares e locais de raízes laterais emergentes (DANHORN; FUQUA, 2007).

Em relação à estratégia de sobrevivência adotada pelos microrganismos da rizosfera, eles podem ser separados em dois grandes grupos: estrategistas e oportunistas (MOREIRA, 2006). O primeiro é representado por microrganismos maiores, com crescimento mais lento e alta longevidade. Assim, são especializados, capazes de utilizar substratos mais complexos e variados como fonte de energia, o que lhes permitem predominar próximos às raízes mais velhas e no solo não rizosférico. Os estrategistas englobam os microrganismos saprófitos, simbiontes e patógenos. Já os oportunistas compreendem microrganismos pequenos, de crescimento rápido e altamente competitivo, e, em geral, são eficientes na utilização de substratos simples e facilmente disponíveis. Por isso, se concentram próximos às raízes mais novas, região rica em compostos orgânicos resultantes da exsudação pelas raízes (MOREIRA, 2006).

4.5.2 As Rizobactérias

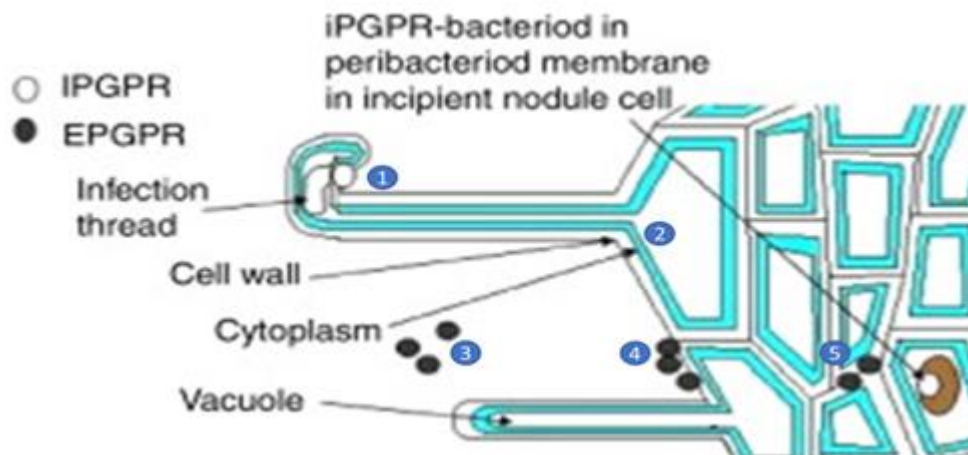
Além do ambiente da rizosfera constituir-se como um elemento primordial nos estudos sobre fitorremediação, não há como negar a presença e a ação desempenhada pelas rizobactérias. Esses microrganismos são todos aqueles que interagem com as raízes das plantas e, de alguma forma, promovem degradações químicas, produzindo novos compostos, e eliminando muitos ou modificando-os (QUEIROZ, 2003).

O termo rizobactéria foi descrito por Kloepper & Schroth (1978) como bactérias que estão intimamente relacionados às raízes. As rizobactérias podem colonizar as raízes (rizosfera), a superfície (rizoplano) ou o interior das raízes do

vegetal (endosfera). O termo foi utilizado, primeiramente, a fim de diferenciá-las das demais encontradas distantes das raízes. Glick (1995) as denominou ainda como rizobactérias promotoras de crescimento de plantas (em inglês *Plant Growth Promoting Rhizobacteria* - PGPR), um grupo diversificado de bactérias de vida livre que produz vários efeitos benéficos no crescimento, nutrição e defesa contra patógenos de plantas. Estas são bactérias representadas por táxons bacterianos muito diversos que colonizam com avidéz raízes de plantas. Segundo Gray & Smith (2005), aproximadamente, cerca de 7 a 15% da superfície total das raízes são colonizadas por PGPRs (Gray & Smith, 2005). Essas bactérias desempenham a PGPR por meio de vários mecanismos, tais como fixação de nitrogênio (N₂), produção de fitohormônios, sideróforos, entre outros compostos. Da mesma forma que a microbiota intestinal humana proporciona diversos benefícios para o organismo, as bactérias presentes na rizosfera são igualmente importantes para o desenvolvimento e a saúde das plantas (QUEIROZ, 2003).

Gray & Smith (2005) classificaram as PGPRs em dois grupos: intracelulares (iPGPR) e extracelulares (ePGPR). Segundo esses autores, essa é uma divisão conveniente das rizobactérias com o objetivo de melhorar o desenvolvimento de conceitos e compreensão dos processos relacionados aos mecanismos de promoção do crescimento vegetal (GRAY & SMITH, 2005).

Bactérias que vivem dentro das células vegetais produzindo nódulos e favorecem o crescimento da planta, por meio da fixação de nitrogênio (N), foram nomeadas como iPGPR, grupo das PGPR intracelulares (Gray & Smith, 2005). Alguns exemplos de espécies estudadas dentro desse grupo são às Rhizobiaceae que incluem *Allorhizobium*, *Bradyrhizobium*, *Mesorhizobium* e *Rhizobium* (Gupta et al., 2015). As bactérias do tipo ePGPR, grupo das PGPR extracelulares, de acordo com o grau de associação com as raízes das plantas, podem ser divididas em três grandes grupos, que são: 1 - aquelas que vivem perto, mas não em contato com as raízes; 2 - aquelas que colonizam a superfície da raiz; e 3 - aquelas que vivem nos espaços entre as células do córtex da raiz (Gray & Smith, 2005). São representantes das ePGPRs, os seguintes gêneros bacterianos, tais como *Agrobacterium*, *Arthrobacter*, *Azotobacter*, *Azospirillum*, *Bacillus*, *Burkholderia*, *Caulobacter*, *Chromobacterium*, *Erwinia*, *Flavobacterium*, *Micrococcous*, *Pseudomonas* e *Serratia* (Gupta et al., 2015). A figura 11 ilustra os tipos de bactérias PGPRs, demonstrando o local de interação de cada uma delas.



Fonte: Modificado de Gray & Smith (2005).

Figura 11 – Interação das bactérias PGPRs na rizosfera. Grau de associação das bactérias com as raízes das plantas, demonstrando os habitat em diferentes partes, como na superfície de um pelo radicular durante a infecção (1), no citoplasma da planta (2); a colônia de ePGPR, a qual vive próximo, mas sem contato com raízes (3); as colônias colonizando a superfície da raiz (4); e, por fim, vivendo em espaços entre as células do córtex da raiz (5).

Outra classificação proposta para as rizobactérias foi proposta por Somers et al. (2004). Esses autores classificaram as PGPRs como biofertilizantes (capacidade de disponibilizar nutrientes para plantar), fitoestimuladores (crescimento de plantas geralmente pela produção de fitohormônios), rizoremediadores (degradadores de poluentes orgânicos) e biopesticidas (controle de doenças, principalmente pela produção de antibióticos e metabólitos antifúngicos). Exemplos de bactérias que habitam a rizosfera e têm sido bastante estudadas são as *Bacillus spp*, *Pseudomonas*, *Erwinia*, *Celulobacter*, *Arthrobacter*, *Micrococcus*, *Rhizobium*, *Azospirillum*, *Rhizobium*, *Enterobacter*, *Serratia* etc. Atualmente, há evidências de que as bactérias gram-positivas podem ser mais dominantes na rizosfera do que as bactérias gram-negativas, diferente do que se pensava anteriormente (SMALLA et al., 2001).

4.5.3. Rizobactérias no processo de fitorremediação, aplicação

As populações microbianas afetam os processos de fitorremediação de ambientes contaminados ao interferirem na mobilidade e disponibilidade de metais pesados para a planta, mediante à liberação de agentes quelantes, ácidos

orgânicos, fosfato, alteração dos estados de solubilização e do potencial redox. Podem ainda catalisar a remoção de poluentes orgânicos por apresentarem vias catabólicas.

O quadro 4 apresenta casos relatados de biorremediação bem-sucedida usando bactérias rizosféricas.

Quadro 4 – Casos relatados de biorremediação utilizando bactérias rizosféricas.

Poluente	Planta	Bactéria	Referência
Arsenito (As III) (semi-metal)	<i>Betula celtiberica</i> (árvore caducifólia)	<i>Ensifer adhaerens</i> (estirpe 91R) <i>Rhodococcus erythropolis</i> (estirpe 44R) <i>Rhizobium herbae</i> (estirpe 32E)	Mesa et al., 2017
Cádmio (Cd) (metal)	<i>Lolium multiflorum</i>	<i>Bradyrhizobium</i> sp. (estirpe YL-6)	Guo et al., 2013
Zinco (Zn) e Cádmio (metal)	<i>Helianthus annuus</i> (girassol)	<i>Ralstonia eutropha</i> (estirpe B1) e <i>Chrysiobacterium humi</i> (estirpe B2)	Marques et al., 2013
Sulfentrazona (herbicida)	<i>Helianthus annuus</i> (girassol)	Consórcio: <i>Pseudomonas putida</i> , <i>P. lutea</i> , <i>P. plecoglossicida</i> e três isolados de <i>Pseudomonas</i> sp.	Melo et al., 2018
Arseniato (As V) Arsenito (As III) (semi-metal)	<i>Pteris vittata</i> (samambaia)	Consórcio: <i>Pseudomonas</i> sp. (estirpe P1III2) <i>Delftia</i> sp. (estirpe P2III5 (A)) <i>Bacillus</i> sp. (estirpe MPV12) <i>Variovorax</i> sp. estirpe P4III4) <i>Pseudoxanthomonas</i> sp. (estirpe P4V6 (B))	Lampis et al., 2015
Endosulfan (pesticida agrícola)	<i>Helianthus annuus</i> (girassol)	<i>Delftia lacustris</i> (estirpe IITISM30) e <i>Klebsiella aerogenes</i> (estirpe IITISM42)	Rani et al., 2018
Naftaleno (PAH)	<i>Pisum sativum</i> (ervilha)	<i>Pseudomonas putida</i> (estirpe VM1441)	Germaine et al., 2009
2,4,6- trinitrotolueno (TNT) (explosivo tóxico)	<i>Populus</i> sp. (álamo)	<i>Methylobacterium</i> sp. (estirpe BJ001).	Aken et al., 2003
Naftaleno (PAH)	<i>Lolium multiflorum</i> (gramínea)	<i>Pseudomonas putida</i> (estirpe PCL1444)	Kuiper et al., 2001
Fenatreno (PAH)	<i>Hordeum sativum</i> L. (cevada)	<i>Pseudomonas</i> indígenas	Anokhina et al., 2004

Atrazina e simazina (herbicidas)	<i>Pennisetum clandestinum</i> (gramínea)	Comunidade bacteriana indígena	Singh, 2004
Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs)	<i>Festuca arundinacea</i> (gramínea)	<i>Azospirillum brasilense</i> (estirpe Cd) <i>Enterobacter cloacae</i> (estirpe CAL 2) <i>Pseudomonas putida</i> (estirpe UW3)	Huang et al., 2004

Fonte: Compilado pelo próprio autor 2019.

O processo de biorremediação depende principalmente de microrganismos que degradam os poluentes e os convertem em produtos inócuos (Karigar & Rao, 2011). Alguns mecanismos nos quais os poluentes são degradados podem ser citar: os poluentes são utilizados pelas bactérias através do acoplamento oxidativo mediado por oxidoredutases. Esses microrganismos obtêm energia através de reações bioquímicas de produção de energia ao utilizar enzimas para clivar ligações químicas e para auxiliar a transferência de elétrons de um substrato orgânico reduzido (doador) para outro composto químico (aceptor). Durante essas reações, os contaminantes são oxidados em compostos inofensivos (KARIGAR & RAO, 2011).

As oxidoredutases, produzidas por bactérias, também podem desintoxicar xenobióticos tóxicos (fenólicos ou anilínicos), através de polimerização com outros substratos ou ligação a substâncias húmicas, por exemplo. Também, durante o processo de produção de energia as bactérias conseguem absorver elétrons de compostos orgânicos e usar metais radioativos como o acceptor final de elétrons. Há espécies bacterianas que reduzem os metais radioativos indiretamente com a ajuda de um doador de elétrons intermediário. Outra enzima microbiana que participa no metabolismo de compostos orgânicos poluidores são as oxigenases. Elas são ativas contra uma ampla variedade de compostos, incluindo os alifáticos clorados. Geralmente a introdução de O₂ na molécula orgânica pela oxigenase resulta na quebra dos anéis aromáticos. Também, oxigenases específicas, conseguem degradar poluentes orgânicos halogenados (como herbicidas, inseticidas, fungicidas) (KARIGAR & RAO, 2011).

Uma monoxigenase que têm sido bastante estudada na bidegradação e biotransformação de vários compostos aromáticos e alifáticos é a enzima metano mono-oxigenase. Sob condições ricas em oxigênio, a mono-oxigenase catalisa

reações oxidativas de desalogenação, enquanto que sob baixos níveis de oxigênio, ocorre a decloração. A oxidação do substrato pode levar à desalogenação como resultado da formação de produtos instáveis que posteriormente poderão ser degradados (Arora, 2010). Para Meer et al., (1992) as bactérias desenvolveram estas enzimas para ampliar sua faixa de substratos, segundo esse mesmo autor, isso pode ser uma grande vantagem quando esses microrganismos se encontram em ambientes desfavoráveis, contendo baixas concentrações de fontes de carbono. De acordo com Díaz (2004) a maioria das bactérias apresentam a capacidade de mineralização, transformação e/ou imobilização de poluentes, porém sua eficiência em remover esses poluentes pode não ser ideal em trabalhos de campo, assim, estudar a fisiologia, bioquímica e genética das vias catabólicas das bactérias torna-se essencial para futuras aplicações biotecnológicas na área de rizorremediação. Com o objetivo de verificar o potencial remediador de compostos tóxicos, bem como os mecanismos envolvidos no processo de fitorremediação, diversos experimentos têm sido realizados.

Para Pereira & Castro (2010), a associação de microrganismos à rizosfera pode oferecer duas importantes contribuições, como: a diminuição da toxicidade por metais pesados e auxiliar na promoção de crescimento de plantas. Os experimentos realizados em suas pesquisa, ao utilizar rizobactérias em áreas impactadas por rejeitos da mineração de carvão no Estado de Santa Catarina, reconheceram que algumas linhagens pertencentes aos gêneros *Bacillus*, *Paenibacillus* e *Aneurinibacillus* apresentaram tolerância a um número elevado de metais pesados e, também produziram sideróforos. Esses resultados reforçaram que tais bactérias candidatas a descontaminação de áreas e ainda possuem potencial para auxiliar o crescimento dos vegetais. Em outro trabalho, Fletcher e Hedge (1995) selecionaram 17 diferentes plantas perenes com intuito de selecionar plantas que liberam compostos fenólicos que poderiam favorecer o crescimento de microrganismos degradadores de bifenilos policlorados (PCB) e assim auxiliar na fitorremediação desses compostos. Esses autores verificaram que a amoreira (*Morus rubra L.*) possuía muitas características que seriam adequadas para esse uso em fitorremediação.

O estudo de campo de Liu et al., 2006 selecionaram de iodo ativado a linhagem *Comamonas sp.* CNB-1, com alta capacidade de degradar 4-cloronitrobenzeno (4CNB). Essa linhagem foi aplicada para a rizoremediação de solo

poluído com 4CNB por meio de associação com alfafa. Os experimentos realizados por eles mostraram que o poluente 4CNB foi completamente removido em 1 ou 2 dias após a aplicação de 4CNB no solo, e que sua fitotoxicidade à alfafa foi eliminada pela inoculação da linhagem CNB-1.

Barac, (2004) em seus experimentos introduziu plasmídeo para degradação de tolueno de *Burkholderia cepacia* G4 em *B. cepacia* LS2.4, um endófito natural do tremoço amarelo (*Lupinus luteus* L.). Depois que as sementes de tremoço esterilizadas na superfície foram inoculadas com a cepa recombinante, as bactérias endofíticas modificadas degradaram o tolueno, resultando em uma diminuição em sua fitotoxicidade e uma redução de 50-70% de sua evapotranspiração através das folhas. Eles autores mostraram que bactérias endofíticas, quando equipadas com a via de degradação adequadas, podem ajudar as plantas a sobreviver sob condições de níveis elevados de tolueno além de ser uma alternativa para melhorar a eficiência da fitorremediação de contaminantes orgânicos voláteis.

A bactéria *Pseudomonas putida* abundantemente encontrada na rizosfera têm sido utilizada como um modelo para a biodegradação de compostos aromáticos tais como naftaleno e estireno. Estudos recentes, como o de Chen et al., (2013) têm buscado produzir linhagens de *P. putida* com capacidade de biotransformar metais como o arsenito As III, em espécies metiladas, essas com maior capacidade de serem absorvidas e concentradas em plantas, o que favoreceria os processos de rizorremediação.

Os estudos Xing et al. (2011) três plantas foram colhidas de solo contaminado de uma refinaria de petróleo, Província de Shandong, China, para avaliar a capacidade de degradar hidrocarboneto de petróleo total (TPH) na rizosfera de *Scorzonera mongólica maxim*, *Atriplex centralasiatica* e *Limonium bicolor*, foi possível constatar após quatro meses de cultivo, o decréscimo significativo de TPH nas rizosfera destas três plantas em comparação com o solo não rizosférico. As interações planta-bactérias apresentam um grande potencial para remediar. Além disso, os mesmos autores observaram que uma pequena diminuição do pH do solo favoreceu a absorção de fósforo, que por sua vez melhorou o crescimento e rendimento das plantas e a maior taxa de degradação da TPH.

Nos estudos de Wu et al., 2006 *Pseudomonas putida* 06909 foi projetada para expressar uma peptídeo com alta capacidade de ligação com metais pesados, através da introdução do gene Ec20. A introdução do gene EC20 e sua expressão

contribuiu para retirada de íons de Cd^{2+} intracelulares, o que pode ser uma vantagem em um ambiente de solo competitivo. Em seus experimentos *Pseudomonas putida* 06909 foi considerada uma linhagem flexível, sendo adaptada a diferentes grupos vegetais como: dicotiledóneas e monocotiledóneas sob diferentes condições ambientais. Estes mesmos autores realizaram experimentos hidropônicos com plântulas de girassol para demonstrar a eficácia da *P. putida* 06909 na remediação de cádmio quando inoculada nas raízes das plantas. Os resultados mostraram que houve ligação 1,6 vezes mais cádmio do que os dois controles feitos por eles o que mostra que a cepa geneticamente modificada fornece aumento do sequestro de cádmio nas raízes das plantas, conferindo efeito protetor ao crescimento do girassol na presença de cádmio.

Estudo desenvolvido por Mesa et al. (2017), acerca do potencial de bactérias autóctones tolerantes ao arsênico para melhorar a fitorremediação de arsênio pelo pseudometalófito autóctone *Betula celtiberica*, constatou que as interações das plantas com as bactérias do solo são cruciais para a otimização da absorção de arsênio. Além disso, nesse mesmo trabalho, demonstram-se novas contribuições das rizobactérias, corroborando a ideia de que a recuperação de bactérias associadas a pseudometalófitos adaptadas a um grande local historicamente contaminado e seu uso em tecnologias de bioaugmentação são abordagens experimentais acessíveis e potencialmente muito úteis para a implementação de estratégias eficazes de fitorremediação com plantas e suas bactérias indígenas.

Wang et al., (2010) isolou uma linhagem de *Arthrobacter sp.* HB-5 de águas residuais de indústria com capacidade de degradar o herbicida atrazina (2-cloro-4-etilamino-6-isopropilamino-1,3,5-triazina). O uso difundido de atrazina resultou na contaminação do solo, águas superficiais e águas subterrâneas (Mahía et al. 2008). Os autores mostraram que a *Arthrobacter sp.* HB-5 metaboliza a atrazina através de três etapas enzimáticas para produzir ácido cianúrico. A primeira enzima Atz A catalisa a decloração hidrolítica da atrazina para produzir hidroxitrazina. A Atz B catalisa subsequentemente a desamidação da hidroxitrazina, produzindo N-isopropilammelide, e a terceira enzima, Atz C, metaboliza N-isopropilammelide em ácido cianúrico, mas não mineralizou a atrazina. A aplicação desta linhagem tem grande potencial para remediação de sítios contaminados com atrazina. Embora as rizobactérias tenham seu potencial e contribuição comprovados no processo de fitorremediação, segundo Pereira & Castro (2010), essa tecnologia ainda é incipiente

no Brasil, sendo bem-sucedida, principalmente, quando aplicada às práticas agrícolas, haja vista melhorar a produtividade de vegetais comercializáveis. . Assim, é possível que a fitorremediação se torne promissora para a degradação de contaminantes orgânicos e a produção de bioenergia em terras poluídas abandonadas, como citado no estudo de THIJS et al. (2017). Em nível internacional, os experimentos são mais variados e os resultados reforçam, cada vez mais, o papel da microbiota, atuando, tanto na eliminação dos agentes poluentes, no crescimento do vegetal ou na produção de outros compostos capazes de garantir a despoluição (SILVEIRA; FREITAS, 2007).

6 CONCLUSÃO

O presente estudo descreveu os principais resultados de pesquisa mencionados na literatura, demonstrando o potencial do processo de rizorremediação, o qual se apresenta como uma estratégia para a despoluição do meio ambiente de forma mais econômica, rápida e segura. Tema este de suma importância nos dias atuais, uma vez que a degradação ambiental está relacionada à qualidade de vida das pessoas e ao desenvolvimento econômico e social de uma nação.

A partir do levantamento bibliográfico realizado neste estudo, foi possível mapear os principais estudos sobre o tema central da pesquisa, o papel desempenhado pelas rizobactérias, de modo a contribuir com o processo de fitorremediação. Para analisar o conteúdo abordado nas publicações levantadas, foram estabelecidas cinco grandes categorias de assuntos ou categorias de análise, a saber: poluição do solo, remediação, biorremediação, fitorremediação e rizorremediação.

Observou-se que embora as pesquisas no contexto internacional venham crescendo, há também uma necessidade de melhorar a compreensão dos mecanismos envolvidos na transferência e mobilização de metais pesados por rizobactérias e conduzir pesquisas na seleção de isolados microbianos da rizosfera de plantas que crescem em solos contaminados com metais pesados para programas específicos de restauração. Acredita-se que muito ainda precisa ser pesquisado, com o objetivo de comprovar as contribuições e a importância do papel das rizobactérias para o processo de fitorremediação. Para as próximas décadas, espera-se um crescimento contínuo no número de pesquisas, já que a eliminação de contaminantes do meio ambiente é exigida. A evolução do pensamento científico, de uma visão reducionista para uma abordagem mais integrada, impulsionará a fitorremediação como uma fitotecnologia eficiente e confiável.

Embora esta pesquisa tenha atingido ao propósito a que se destinou, outros estudos precisam ser realizados, tanto pela importância do tema quanto pelo potencial da aplicabilidade dos estudos. No entanto, observou-se importantes limitações para a aplicabilidade do conhecimento presente na literatura científica, tais como baixa qualidade e rigor metodológico dos estudos in loco, reduzido número de estudos brasileiros publicados, e a ausência de revisões sistemáticas

bem elaboradas conforme o check-list do PRISMA. Desse modo, novas investigações no campo da fitorremediação tornam-se imprescindíveis para ações a serem adotadas pelos governos de forma consciente, sustentável e controlada.

REFERÊNCIAS

AERON, A. et al. Emerging Role of Plant Growth Promoting Rhizobacteria in Agrobiolgy. **Bacteria in Agrobiolgy: Crop Ecosystems, 2011.**

AGRIOS, George. **Plant pathology**. 5th. ed. Flórida: Department of Plant Pathology, University of Florida, 5th. ed., 2005. [Internet]. Available at: <https://booksite.elsevier.com/samplechapters/9780120445653/0120445654_FM.pdf>.

AKEN, B. V. et al. Biodegradation of Nitro-Substituted Explosives 2,4,6 – Trinitrotoluene, by a Phytosymbiotic Methylobacterium sp . Associated with Poplar Tissues (*Populus deltoides* x *nigra* DN34). **Appl Environ Microbiol**. v. 70, n. 1, p. 508–517. Jan. 2004. . Available at: < DOI: 10.1128/AEM.70.1.508–517.2004>.

ALI, S.; CHARLES, T. C.; GLICK, B. R. Delay of flower senescence by bacterial endophytes expressing 1-aminocyclopropane-1-carboxylate deaminase. **J Appl Microbiol**, v. 113, n. 5, p. 1139-44, Nov 2012. ISSN 1365-2672. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22816486> >.

ALKORTA, I; GARBISU, C. Phytoremediation of organic contaminants in soils. **Bioresource Technology**. volume 79, Issue 3, Sep 2001, Pages 273-276. Disponível:<https://ac.els-cdn.com/S0960852401000165/1-s2.0-S0960852401000165-main.pdf?_tid=21f9e44d-d9f3-4124-aadc-faf0ce843a4b&acdnat=1548269715_c143bc6d06fd56dfc3925a4c2b06e7c0>.

AMADO, S; CHAVES FILHO, J. T. Fitorremediação: uma alternativa sustentável para remedição de solos contaminados por metais pesados. **Natureza on-line**, v. 13, n. 4, p. 158-164. Disponível em: <<http://www.naturezaonline.com.br/natureza/conteudo/pdf/Amado%20S,%20Chaves%20Filho%20JT-corrigido.pdf>>

ANDERSON, T. A. et al., Bioremediation in the rhizosphere. **Environmental Science Technology**, v. 27, n. 13, p. 2630-2636, 1993. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11169191> >

ANDRADE, J.C.M. et al. Fitorremediação: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental. **São Paulo: Oficina de textos**, 2007.

ANOKHINA, T. O. et al. Biodegradation of phenanthrene by *Pseudomonas* bacteria bearing rhizospheric plasmids in model plant-microbial associations. **Applied**

Biochemistry and Microbiology.v. 40, n. 6, p. 568-572. 2004. ISSN 00036838
Available at: <10.1023/B:ABIM.0000046992.01220.35>.

AYANGBENRO, A. S.; BABALOLA, O. O. A New Strategy for Heavy Metal Polluted Environments: A Review of Microbial Biosorbents. **Int J Environ Res Public Health**, v. 14, n. 1, 01 2017. ISSN 1660-4601. Available at: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/28106848> >

AZUBUIKE, C. C.; CHIKERE, C. B.; OKPOKWASILI, G. C. Bioremediation techniques-classification based on site of application: principles, advantages, limitations and prospects. **World J Microbiol Biotechnol**, v. 32, n. 11, p. 180, Nov 2016a. ISSN 1573-0972. Available at: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27638318> >

BALAN, D. S.; MONTEIRO, R. T. Decolorization of textile indigo dye by ligninolytic fungi. **J Biotechnol**, v. 89, n. 2-3, p. 141-5, Aug 2001. ISSN 0168-1656. Available at: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11500207> >

BARCELLOS, Frederico et al. Diagnóstico ambiental dos municípios segundo o modelo pressão-estado-impacto-resposta, [Internet] 2012 [citado em 20 nov. 2019]; Disponível em: <http://www.pos.ajes.edu.br/arquivos/referencial_20121205104533.pdf>.

BARRETO, André. **A seleção de macrófitas aquáticas com potencial para remoção de metais-traço em fitorremediação**. 2011. 113f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011. Disponível em: <<http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/941M.PDF>>.

BAUERMEISTER, Anelize et al. β -1,3-Glucanases Fúngicas: produção e aplicações biotecnológicas. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**, Londrina, v. 31, n. 2, p. 75-86, jul./dez. 2010. Disponível em: <<http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/semexatas/article/viewFile/5249/6899>>.

BELL, C. W. et al. Plant nitrogen uptake drives rhizosphere bacterial community assembly during plant growth. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 85, p. 170-182, 2015. Disponível em: <<https://naldc.nal.usda.gov/download/62019/PDF>>.

BELTRAN-PEDREROS, S. et al. Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from different trophic categories in an Amazon floodplain lake. **Neotrop. Ichthyol**, Porto Alegre, v. 9, n. 4, 2011. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1679-62252011000400022&lng=en&tling=en>.

BENNETT, L. E. et al. Analysis of transgenic Indian mustard plants for phytoremediation of metal-contaminated mine tailings. **J Environ Qual**, v. 32, n. 2, p. 432-40, 2003 Mar-Apr 2003. ISSN 0047-2425. Available at: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12708665> >.

BERG, G. et al. Endophytic and ectophytic potato-associated bacterial communities

differ in structure and antagonistic function against plant pathogenic fungi. **FEMS Microbiol Ecol**, v. 51, n. 2, p. 215-29, Jan 2005. ISSN 0168-6496. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16329870> >.

BOWLES, T. et al. Soil enzyme activities, microbial communities, and carbon and nitrogen availability in organic agroecosystems across an intensively-managed agricultural landscape. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 68, p. 252-262, jan. 2014. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0038071713003398?via%3Dihub>>.

BUOSI, D.; FELFILI, J. M. Recuperação de áreas contaminadas por pesticidas organoclorados na Cidade dos Meninos, município de Duque de Caxias, **Revista Árvore**, v. 28, n. 3, p. 465-470, jun. 2004. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-67622004000300018&script=sci_abstract&tlng=pt>.

CAMMAROTA, M.C. **Biotecnologia ambiental**. 2013. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Apostila de aula. Disponível em: <http://www.eq.ufrj.br/docentes/magalicammarota/2013/apostila_eqbB365.pdf>.

CARDOSO, E. J. B. N.; FREITAS, S. S. A. Rizosfera. In: CARDOSO, E. J. B. N. et al. **Microbiologia do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. p. 41-57. Disponível em: < <file:///G:/Monografia%20novembro/Monograf/02%2011/Microbiologia%20do%20solo.pdf> >.

CARMO, M. L. et al. Seleção de plantas para fitorremediação de solos contaminados com picloram. **Planta daninha**, v. 26, n. 2, p. 301-313, 2008. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-83582008000200006&lng=en&nrm=iso&tlng=pt >.

CARVALHO, L. et al. Interações planta-microrganismos-microrganismos e o desenvolvimento de biofertilizantes. In: Conference: Simpósio Luso-espanhol de nutrição mineral das plantas, 15. Lisboa: **NutriPLANTA** 2014. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/280610334_Interacoes_planta-microrganismos-_microrganismos_e_o_desenvolvimento_de_biofertilizantes>.

CATROGA, A. M. D. **Contributo para o estudo das potencialidades do Kenaf (Hibiscus cannabinus L.) na fitorremediação de solos contaminados com metais pesados**. 2009. 117f. Dissertação (Mestrado em Bioenergia) - Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2009. Disponível em: <[file:///D:/Downloads/Contributo%20para%20o%20estudo%20das%20potencialidades%20do%20Kenaf%20\(Hibiscus%20cannabinus%20L.\)%20na%20fitorremedia%C3%A7%C3%A3o%20de%20solos%20contaminados%20com%20metais%20pesados.pdf](file:///D:/Downloads/Contributo%20para%20o%20estudo%20das%20potencialidades%20do%20Kenaf%20(Hibiscus%20cannabinus%20L.)%20na%20fitorremedia%C3%A7%C3%A3o%20de%20solos%20contaminados%20com%20metais%20pesados.pdf)>.

CHAPARRO, J. M. et al. Root exudation of phytochemicals in Arabidopsis follows specific patterns that are developmentally programmed and correlate with soil microbial functions. **PLoS One**, v. 8, n. 2, p. e55731, 2013. ISSN 1932-6203. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23383346> >.

CHEN, X. H. et al. Comparative analysis of the complete genome sequence of the plant growth-promoting bacterium *Bacillus amyloliquefaciens* FZB42. **Nat Biotechnol**, v. 25, n. 9, p. 1007-14, Sep 2007. ISSN 1087-0156. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17704766> >.

CHENG, C. et al. Inference of transcription modification in long-live yeast strains from their expression profiles. **BMC Genomics**, v. 8, p. 219, Jul 2007. ISSN 1471-2164. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17617911> >.

COMPANT, S. et al. **Plant growth-promoting bacteria in the rhizo and endosphere of plants: Their role, colonization, mechanisms involved and prospects for utilization.** **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, n. 5, p. 669-670, maio 2010. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0038071709004398?via%3Dihub#bib40>>.

CONN, V. M.; FRANCO, C. M. Analysis of the endophytic actinobacterial population in the roots of wheat (*Triticum aestivum* L.) by terminal restriction fragment length polymorphism and sequencing of 16S rRNA clones. **Appl Environ Microbiol**, v. 70, n. 3, p. 1787-94, Mar 2004. ISSN 0099-2240. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15006805> >.

COSTA JÚNIOR, I.L. **Cinética de bioacumulação do íon Pb²⁺ na macrófita aquática pistia stratiotes.** 2007. 130f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Centro de Engenharias e Ciências Exatas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2007. Disponível em: <<http://tede.unioeste.br/handle/tede/1867>>.

COSTA, H. T. D. **Concentração de metais pesados nos solos utilizados para agricultura urbana na cidade de Lisboa.** 2015. 141f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Lisboa, 2015. Disponível em: < https://www.repository.utl.pt/bitstream/10400.5/10915/1/TESE_HugoCosta_vFinal.pdf >.

COUTINHO, H. D.; BARBOSA, A. R. Fitorremediação: Considerações Gerais e Características de Utilização. **Silva Lusitana**, v. 15, n. 1, p. 103-117, 2007. Disponível em: <<http://www.scielo.mec.pt/pdf/slu/v15n1/v15n1a08.pdf>>.

CUNNINGHAM, S. D. et al. Phytoremediation of contaminated soils. **Elsevier Science**, v. 13, p. 393-397, 1995. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167779900889878>>.

DA GLÓRIA, E. M. **Água e Alimentos: aspectos microbiológicos.** 2018. Material de aula. 68 slides. Disponível em: <https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/285103/mod_resource/content/1/Aula%201/Aula%201%20-%20Dr.%20Eduardo%20Micotti.pdf>.

DANHORN, T.; FUQUA, C. Biofilm formation by plant-associated bacteria. **Annu Rev**

Microbiol, v. 61, p. 401-22, 2007. ISSN 0066-4227. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17506679> >.

DECICINO, R. **Poluição nas cidades**: Problemas ambientais urbanos aumentam no Brasil. 2018. Disponível em: <<https://educacao.uol.cmentam-no-brasil.htm>>.

DEPARTAMENTO DE BIODIVERSIDADE E BIOLOGIA EXPERIMENTAL. **Investigação**. 2018. Disponível em: <<http://www.dbbe.fcen.uba.ar/cont/Bienvenidos-C1>>.

DUHME, A. K. et al. The stability of the molybdenum-azotochelin complex and its effect on siderophore production in *Azotobacter vinelandii*. **JBIC Journal of Biological Inorganic Chemistry**, v. 3, p. 520-526, out. 1998.

EK-RAMOS, M. J. et al. Spatial and temporal variation in fungal endophyte communities isolated from cultivated cotton (*Gossypium hirsutum*). **PLoS One**, v. 8, n. 6, p. e66049, 2013. ISSN 1932-6203. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23776604> >.

EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY (EEA). **Progress In Management Of Contaminated Sites (Csi 015)**. 2007. Disponível em: <<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/progress-inmanagement-of-contaminated-sites/progress-in-management-of-contaminated-1>>.

FERREIRA, F. et al. Poluentes orgânicos persistentes (POPs) como indicadores da qualidade dos solos. **Revista da Fapese**, v. 3, n. 2, p. 39-62, jul./dez. 2007. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/285771398_Poluentes_Organicos_Persistentes_POPs_como_Indicadores_da_Qualidade_dos_Solos>.

FLETCHER, J.S; HEDGE, R.S.Lançamento de fenóis por raízes de plantas periniais e sua importância potencial em biorremediação **Chemosphere**, 1995, pp. 3000 – 3016. Disponível em: < https://ac.els-cdn.com/004565359500161Z/1-s2.0-004565359500161Z-main.pdf?_tid=ed77d29f-f84b-4839-8fa4-4347994188ef&acdnat=1548258481_3fb59321bc49a21b51ff6b2cb7796e9d > 019.

FRAVEL, D. Role of antibiosis in the biocontrol of plant diseases. **Ann. Rev. Phytopathol**, v. 26, p. 26-75, 1988.

GARCIA, T.V. et al. Bactérias endofíticas como agentes de controle biológico na orizicultura. **Arquivo do Instituto de Biologia**, São Paulo, v. 82, p. 1-9, 2015. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/aib/v82/1808-1657-aib-001262013.pdf>>.

GERMAINE, K. J. et al. Bacterial endophyte-mediated naphthalene phytoprotection and phytoremediation. **FEMS Microbiology Letters**. v. 296, n. 2, p. 226-234. April 2009. Available at: < 10.1111/j.1574-6968.2009.01637.x>.

GLICK, B. R. Bacteria with ACC deaminase can promote plant growth and help to feed the world. **Microbiol Res**, v. 169, n. 1, p. 30-9, Jan 2014. ISSN 1618-0623. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24095256> >.

GLICK, B. R. Modulation of plant ethylene levels by the bacterial enzyme ACC deaminase. **FEMS Microbiol Lett**, v. 251, n. 1, p. 1-7, Oct 2005. ISSN 0378-1097. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16099604> >.

GRAY, E.J.; SMITH, D. L. Intracellular and extracellular PGPR: commonalities and distinctions in the plant-bacterium signaling processes. **Soil Biology And Biochemistry**, Oxford, v. 37, p. 395-412, 2005. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0038071704003608#bib112>>.

GUEDES, C.C. et al. **Meio Ambiente**: Química ambiental. Belo Horizonte: Fundação de Educação para o Trabalho de Minas Gerais, 2013.

GUO, J.; CHI, J. Effect of Cd-tolerant plant growth-promoting rhizobium on plant growth and Cd uptake by *Lolium multiflorum* Lam. and *Glycine max* (L.) Merr. in Cd-contaminated soil. **Plant and Soil**. v. 375, n. 1-2, p. 205-214. Jun. 2013. ISSN 0032079X. Available at: < [10.1007/s11104-013-1952-1](https://doi.org/10.1007/s11104-013-1952-1)>.

GUPTA, G. et al. Plant Growth Promoting Rhizobacteria (PGPR): Current and Future Prospects for Development of Sustainable Agriculture. **Journal of Microbial & Biochemical Technology**, n. 7, p. 96-102, 2015. Disponível em: <<https://www.omicsonline.org/open-access/plant-growth-promoting-rhizobacteria-pgpr-current-and-future-prospects-for-development-of-sustainable-agriculture-1948-5948-1000188.php?aid=51029>>.

HARDOIM, P. R.; VAN OVERBEEK, L. S.; ELSAS, J. D. Properties of bacterial endophytes and their proposed role in plant growth. **Trends Microbiol**, v. 16, n. 10, p. 463-71, Oct 2008. ISSN 0966-842X. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18789693> >.

HE, N. et al. Removal and Biodegradation of Nonylphenol by Four Freshwater Microalgae. **Int J Environ Res Public Health**, v. 13, n. 12, 12 2016. ISSN 1660-4601. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27983663> >.

HIDER, R. C.; KONG, X. Chemistry and biology of siderophores. **Nat Prod Rep**, v. 27, n. 5, p. 637-57, May 2010. ISSN 1460-4752. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20376388> >.

HUANG, X. D. et al. A multi-process phytoremediation system for removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from contaminated soils. **Environmental Pollution**, v. 130, n. 3, p. 465-476, Feb.. 2004. ISSN 02697491. Available at: < [10.1016/j.envpol.2003.09.031](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.09.031)>.

IDRIS, R. et al. Bacterial communities associated with flowering plants of the Ni hyperaccumulator *Thlaspi goesingense*. **Appl Environ Microbiol**, v. 70, n. 5, p. 2667-77, May 2004. ISSN 0099-2240. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15128517> >.

INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL (ITRC). **Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Trees**,

Revised PHYTO-3. Washington, D.C.: Phytotechnologies Team, Tech Reg Update; 2009. Available at: <<https://www.itrcweb.org/GuidanceDocuments/PHYTO-3.pdf>>.

INTORNE, A. C. **Mecanismos de resistência a cádmio, cobalto e zinco em gluconacetobacter diazotrophicus**: uma bactéria promotora do crescimento vegetal. 2012. 127f. Tese (Doutorado em Biociências) – Centro de Biologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, 2012. Disponível em: <<http://www.uenf.br/dic/wp-content/uploads/sites/2/2012/08/Tese-Aline-versao-mais-recente.pdf>>.

JACOBY, R. et al. The Role of Soil Microorganisms in Plant Mineral Nutrition-Current Knowledge and Future Directions. **Front Plant Sci**, v. 8, p. 1617, 2017. ISSN 1664-462X. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/28974956> >.

JING, Y. D.; HE, Z. L.; YANG, X. E. Role of soil rhizobacteria in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. **J Zhejiang Univ Sci B**, v. 8, n. 3, p. 192-207, Mar 2007a. ISSN 1673-1581. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17323432> >.

KANG, C. et al. **Bioremediation of heavy metals by using bacterial mixtures. Ecological Engineering**, v. 89, n. 1, p. 64-69, Abr 2016. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0925857416300234?via%3Dihub>>.

KHAN, F. I.; HUSAIN, T.; HEJAZI, R. An overview and analysis of site remediation technologies. **J Environ Manage**, v. 71, n. 2, p. 95-122, Jun 2004. ISSN 0301-4797. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15135946> >.

KING, B. et al. **Practical environmental bioremediation: the field guide**. 2nd Edition. Boca Raton: Lewis Publishers, 1998.

KLOEPPER, J. W.; SCHROTH, M. N. Plant growth promoting rhizobacteria on radishes. In: Station de Pathologie Végétale et Phytobactériologie (Ed.), Proceedings of the 4th International Conference on Plant Pathogenic Bacteria: **Comptes Rendus de la 4e Conference Internationale Sur Les Bacteries Phytopathogenes, Angers**. Gilbert-Clarey, Tours, p.879-882, 1978, p.879-882.

KUIPER, I. et al. Selection of a Plant-Bacterium Pair as a Novel Tool for Rhizostimulation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon-Degrading Bacteria. **Molecular Plant-Microbe Interactions**. v. 14, n. 10, p. 1197-1205. Jun. 2001. ISSN 0894-0282. Available at: <10.1094/mpmi.2001.14.10.1197>.

LAMEGO, F. P. Fitorremediação: plantas como agentes de despoluição? **Pesticidas**, Curitiba, v. 17, p. 9-18, jan./dez. 2007. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/pesticidas/article/view/10662/7102>>.

LAMPIS, S. et al. Promotion of arsenic phytoextraction efficiency in the fern *Pteris vittata* by the inoculation of As-resistant bacteria: a soil bioremediation perspective. **Frontiers in Plant Science**. v. 6, n. 80, p. 1-12. Fev. 2015. Available at: <10.3389/fpls.2015.00080>.

LEE, M.; SWINDOLL, M. Bioventing for in situ remediation. *Hydrological Sciences. Journal- des Sciences Hydrologiques*, v. 38, n. 4, p. 8, 1993. Disponível em: <http://hydrologie.org/hsj/380/hysj_38_04_0273.pdf>.

LIMA, A.M. **Avaliação do potencial fitorremediador da mamona e girassol quanto à remoção de chumbo e tolueno em efluentes sintéticos**. 2010. 110f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2010. Disponível em: <http://www.repositorio.ufrn.br:8080/jspui/bitstream/123456789/15900/1/AnitaML_TESE.pdf>.

LOMINCHAR, M.A. et al. Chemosphere Accumulation of Mercury in *Typha domingensis* under field conditions. **Chemosphere**, v. 119p.994-999,2015. Available at: < https://ac.els-cdn.com/S0045653514010777/1-s2.0-S0045653514010777-main.pdf?_tid=f90ea7ec-d11e-4bec-955d-1285d9935d82&acdnat=1548244054_13a7de2c77134690dffe27523ffce6d6>.

MAKSIMOV, I. V. et al. Plant growth promoting rhizobacteria as alternative to chemical crop protections from pathogens (review). **Applied Biochemistry and Microbiology**, v. 47, n. 4, p. 333-345, 2011. Available at: <<https://link.springer.com/article/10.1134/S0003683811040090>>.

MANSFIELD, J. et al. Top 10 plant pathogenic bacteria in molecular plant pathology. **Mol Plant Pathol**, v. 13, n. 6, p. 614-29, Aug 2012. ISSN 1364-3703. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22672649> >.

MARQUES A. P. G. C. et al. Inoculating *Helianthus annuus* (sunflower) grown in zinc and cadmium contaminated soils with plant growth promoting bacteria - Effects on phytoremediation strategies. **Chemosphere**. v. 92, n. 1, p. 74-83. Fev. 2013. ISSN 00456535. Available at:< <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.02.055>>.

MARQUES, M. et al. Desafios técnicos e barreiras sociais, econômicas e regulatórias na fitorremediação de solos contaminados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 1, p. 1-11, Fev. 2011. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832011000100001&lng=pt&tlng=pt>.

MARQUES, M. et al. Desafios técnicos e barreiras sociais, econômicas e regulatórias na fitorremediação de solos contaminados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 1, p. 1-11, Fev. 2011. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v35n1/a01v35n1.pdf>>.

MARTINS, A.L.C. et al. Produção de grãos e absorção de Cu, Fe, Mn e Zn pelo milho em solo adubado com lodo de esgoto, com e sem calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 3, p. 563-574, Maio/Jun. 2003. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v27n3/16674.pdf>>.

McGILL, W. B.; COLE, C. V. Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter. **Geoderma**, v. 26, n. 4, p. 267-286, Nov. 1981. Available

at:

<https://www.researchgate.net/publication/222336902_Comparative_aspects_of_cycling_of_organic_C_N_S_and_P_through_soil_organic_matter>.

MCGUINNESS, M.; DOWLING, D. Plant-associated bacterial degradation of toxic organic compounds in soil. **Int J Environ Res Public Health**, v. 6, n. 8, p. 2226-47, 08 2009. ISSN 1660-4601. Available at: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19742157>>.

McNEAR, D. H. The Rhizosphere: Roots, Soil and Everything. **Between: Nature Education Knowledge**, v. 4, n. 3, p. 1, 2013. Available at: <<http://www.nature.com/scitable/knowledge/library/the-rhizosphere-roots-soil-and-67500617>>.

MELO, C. A. D. et al. Bioaugmentation as an associated technology for bioremediation of soil contaminated with sulfentrazone. **Ecological Indicators**. v. 99, p. 343-348. Dec. 2018. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.034>>.

MELO, I. S. Importância da rizosfera na biodegradação de xenobióticos. In: MELO, I. S et al. (Org.). **Biodegradação**. Piracicaba: [sine nomine], 2001b. p. 589-607.

MELO, I. S. Rizorremediação. In: MELO, I. S et al. (Org.). **Biodegradação**. Piracicaba: [sine nomine], 2001a. p. 29-34.

MELO, S. R.; ZILLI, J. E. Fixação biológica de nitrogênio em cultivares de feijão-caupi recomendadas para o Estado de Roraima. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 44, n. 9, Set. 2009. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-204X2009000900016.

MENG, Q. X. et al. Characterizing a novel strain of *Bacillus amyloliquefaciens* BAC03 for potential biological control application. **J Appl Microbiol**, v. 113, n. 5, p. 1165-75, Nov 2012. ISSN 1365-2672. Available at: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22924833>>.

MESA, V. et al. Use of Endophytic and Rhizosphere Bacteria To Improve Phytoremediation of Arsenic-Contaminated Industrial Soils by Autochthonous *Betula celtiberica* **Appl Environ Microbiol.**, v. 83 n. 8, p. 1-18, Fev. 2017b. Available at: <<https://doi.org/10.1128/AEM.03411-16>>

MICALLEF, S. A. et al. Plant age and genotype impact the progression of bacterial community succession in the *Arabidopsis* rhizosphere. **Plant Signal Behav**, v. 4, n. 8, p. 777-80, Aug 2009. ISSN 1559-2324. Available at: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19820328>>.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes. 2018. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/seguranca-quimica/convencao-de-estocolmo>>.

MIRZA, M. S. et al. A Isolation, partial characterization, and the effect of plant growth-promoting bacteria (PGPB) on micropropagated sugarcane in vitro. **Plant and Soil**,

Dordrecht, v. 237, p. 47-54, 2001. Available at: <file:///D:/Downloads/IsolationofPGPBonsugarcanebagasse.pdf>.

MITTON, F. M., et al. Potential use of edible crops in the phytoremediation of endosulfan residues in soil. **Chemosphere**, v. 148, 300–306. Apr 2016. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.01.028>.

MORAES, S. L. et al. Guia de elaboração de planos de intervenção para o gerenciamento de áreas contaminadas. São Paulo: BNDES, 2014.

MORAIS FILHO, M.; CORIOLANO, A. C. Biorremediação, uma alternativa na utilização em áreas degradadas pela indústria petrolífera. **Holos**, v. 7, ano 32, p. 133-150, 2016. Disponível em: <http://www2.ifrn.edu.br/ojs/index.php/HOLOS/article/view/4278>.

MOREIRA, F. M. S. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2 ed., 2006. [Internet]. Disponível em: <file:///G:/Biorremedia%C3%A7%C3%A3o%20artigo/Rizobacterias%201/Livro%20-%20Microbiologia%20e%20Bioqu%C3%ADmica%20do%20Solo%20-%20MoreiraSiqueira2006.pdf>.

MOURATO, M. P.; MARTINS, L. L. **Contaminação com metais pesados nos ecossistemas**: efeitos nos seres vivos. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia, 2013.

MUNIZ, D. H. F. et al. Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente. **Universitas**: Ciências da Saúde, v. 4, n. 1-2, p. 83-100, 2006. Disponível em: <https://www.publicacoesacademicas.uniceub.br/cienciasaude/article/viewFile/24/40>.

NADEEM, S. M. et al. Preliminary investigations on inducing salt tolerance in maize through inoculation with rhizobacteria containing ACC deaminase activity. **Can J Microbiol**, v. 53, n. 10, p. 1141-9, Oct 2007. ISSN 0008-4166. Available at: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18026206 >.

NADEEM, S. M. et al. Rhizobacteria Capable of Producing ACC-deaminase May Mitigate Salt Stress in Wheat. **ACSESS**, v. 74, n. 2, p. 533-542, Mar. 2010. Disponível em: <https://dl.sciencesocieties.org/publications/sssaj/abstracts/74/2/533>.

NIES, D. H. Efflux-mediated heavy metal resistance in prokaryotes. **FEMS Microbiol Rev**, v. 27, n. 2-3, p. 313-39, Jun 2003. ISSN 0168-6445. Available at: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12829273 >.

OJUEDERIE, O. B.; BABALOLA, O. O. Microbial and Plant-Assisted Bioremediation of Heavy Metal Polluted Environments: A Review. **Int J Environ Res Public Health**, v. 14, n. 12, 2017. ISSN 1660-4601. Available at: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/29207531 >.

OLIVEIRA, J. L. M. **Comportamento do dicofol e da atrazina nos processos de tratamento de esgoto por lodo ativado e de pós-tratamento do lodo por biodigestores anaeróbios**. 2008. 138f. Tese (Doutorado em Microbiologia) - Instituto de Microbiologia Prof. Paulo de Góes, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

OLIVER, R. **Interação entre bactérias diazotróficas e doses de n-fertilizante na cultura da cana-de-açúcar**. 2014. 73f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2014. Disponível em: <<http://www.pg.fca.unesp.br/Teses/PDFs/Arq1186.pdf>>.

PATTEN, C. L.; GLICK, B. R. Bacterial biosynthesis of indole-3-acetic acid. **Can J Microbiol**, v. 42, n. 3, p. 207-20, Mar 1996. ISSN 0008-4166. Available at: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/8868227>>.

PATTEN, C. L.; GLICK, B. R. Role of *Pseudomonas putida* indoleacetic acid in development of the host plant root system. **Appl Environ Microbiol**, v. 68, n. 8, p. 3795-801, Aug 2002. ISSN 0099-2240. Available at: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12147474>>.

PEREIRA, A. R. B.; FREITAS, D. A. F. Uso de microorganismos para a biorremediação de ambientes Impactados. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 6, n. 6, p. 975-1006, 2012. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/reget/article/viewFile/4818/2993>>.

PEREIRA, B. A.; CASTRO, M. A. S. Rizobactérias formadoras de endósporos associadas a *tibouchina urvilleana* de áreas impactadas por rejeitos da mineração do carvão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 2, p. 563-567, 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832010000200030&lng=en&nrm=iso&tlng=pt>.

PEZZAROSSA, B. et al. Heavy metal and selenium distribution and bioavailability in contaminated sites: a tool for phytoremediation. In: SELIM, H. M. (Org.). **Dynamics and bioavailability of heavy metals in the rootzone**. Florida: CRC Press, 2011.

PINHEIRO, M. B. Aplicação da fitorremediação em função de tipologias de Infraestrutura Verde em microbacias urbanas da cidade de São Paulo. **Revista LABVERDE**, n. 10, n. 1, Ago. 2015. Disponível em: <www.revistas.usp.br/revistalabverde/article/view/98439>.

PIRES, F.R. et al. Fitorremediação de solos contaminados com herbicidas. **Planta Daninha**, v. 21, n. 2, p. 335-341, 2003., n. 10, n. 1, Ago. 2015. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-83582003000200020&lng=en&nrm=iso&tlng=pt>.

PIVATO, B. et al. *Medicago* species affect the community composition of arbuscular mycorrhizal fungi associated with roots. **New Phytol**, v. 176, n. 1, p. 197-210, 2007. ISSN 0028-646X. Available at: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17803650>>.

PROCÓPIO, S. O. et al. **Fitorremediação de solos com resíduos de herbicidas**: Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2009. Disponível em: <http://www.cpatc.embrapa.br/publicacoes_2009/doc_156.pdf>.

QADIR, M. et al. Sodium removal from a calcareous saline–sodic soil through leaching and plant uptake during phytoremediation. **Land Degrad. Develop.**, v. 14, p. 301-307, 2003.

QUEIROZ, B. P. V. Q. **Isolamento e seleção de rizobactérias para promoção de crescimento e controle de *Phytophthora parasitica* em citros**. 2003. 120f. Tese (Doutorado em Microbiologia Aplicada) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro, 2003. Disponível em: <<https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/126267/000198515.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>.

RANI, R. et al. Effect of endosulfan tolerant bacterial isolates (*Delftia lacustris* IITISM30 and *Klebsiella aerogenes* IITISM42) with *Helianthus annuus* on remediation of endosulfan from contaminated soil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. v. 168, p. 315-323. Sep. 2018. ISSN 10902414 Available at: <[10.1016/j.ecoenv.2018.10.059](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.10.059)>

RAYU, S.; KARPOUZAS, D. G.; SINGH, B. K. Emerging technologies in bioremediation: constraints and opportunities. **Biodegradation**, v. 23, n. 6, p. 917-26, Nov 2012. ISSN 1572-9729. Available at: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22836784>>.

RIBEIRO, M. A. C. **Contaminação do solo por metais pesados**. 2016. 249f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Faculdade de Engenharia, Universidade Lusófonas, Lisboa, 2013. Disponível em: <<http://recil.grupolusofona.pt/xmlui/bitstream/handle/10437/4770/TeseFinalMarcosRibeiro27-01-14.pdf?sequence=1>>.

RIDDER-DUINE, A. S. et al. Rhizosphere bacterial community composition in natural stands of *Carex arenaria* (sand sedge) is determined by bulk soil community composition. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 37, n. 2, p. 349-357, Fev. 2005. Available at: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0038071704003104?via%3Dihub>>.

RODRIGUES, P.T. A.; ORLANDELLI, R. C. Plantas como Ferramentas para a Remediação Ambiental: uma Revisão da Literatura. **Uniciências**, v. 22, n. 1, p. 38-44, 2018. Disponível em: <<http://www.pgsskroton.com.br/seer/index.php/uniciencias/article/view/5458/4285>>.

ROMERO-TABAREZ, M. et al. 7-O-malonyl macrolactin A, a new macrolactin antibiotic from *Bacillus subtilis* active against methicillin-resistant *Staphylococcus aureus*, vancomycin-resistant enterococci, and a small-colony variant of *Burkholderia cepacia*. **Antimicrob Agents Chemother**, v. 50, n. 5, p. 1701-9, May 2006. ISSN 0066-4804. Available at: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16641438>>.

ROMEIRO, S. et al. **Absorção de chumbo e potencial de fitorremediação de *Canavalia Ensiformes* L. Bragantia**. Campinas, vol.66, n.2, pp. 327-334, 2007. Disponível:< <http://scielo.br/pdf/v66n2/17.pdf>>.

SALLY, H. et al. Preceding crop and seasonal effects influence fungal, bacterial and nematode diversity in wheat and oilseed rape rhizosphere and soil. **Applied Soil Ecology**, v. 126, p. 34-46, Maio 2018. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0929139317306960?via%3Dihub>>.

SÁNCHEZ, L. E. Revitalização de áreas contaminadas. In: MOERI, E. et al. (Org.). **Remediação e Revitalização de Áreas Contaminadas: Aspectos Técnicos, Legais e Financeiros**. São Paulo: Signus Editora, 2004. p. 79-90. Disponível em: <<file:///D:/Downloads/REVITALIZA%C3%87%C3%83O%20DE%20%C3%81REAS%20CONTAMINADAS.pdf>>

SANTOS, E. et al. **Principais técnicas de remediação e gerenciamento de áreas contaminadas por hidrocarbonetos no Estado de São Paulo**. 2008. 128f. Monografia (Especialização em Gestão Ambiental) – Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/escolasuperior/wp-content/.../30/.../Edson_Helio_Matilde.pdf>.

SARAF, M. et al. Role of allelochemicals in plant growth promoting rhizobacteria for biocontrol of phytopathogens. **Microbiological Research**, v. 169, n. 1, p. 18-29, jan. 2014. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0944501313001535?via%3Dihub#bib0485https://doi.org/10.1016/j.micres.2013.08.009>>.

SCHNOOR, J. L.; DEE, P. E. **Technology evaluation report: phytoremediation**. Pittsburgh, PA: Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center. 1997. Available at:<<http://eeonline.eea.state.ma.us/EEA/FileViewer/Scanned.aspx?id=195171>>.

SESSITSCH, A. et al. Cultivation-independent population analysis of bacterial endophytes in three potato varieties based on eubacterial and Actinomycetes-specific PCR of 16S rRNA genes. **FEMS Microbiol Ecol**, v. 39, n. 1, p. 23-32, Jan 2002. ISSN 1574-6941. Available at: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19709181>>.

SHIN, D. Phytoremediation: Selecting and Using Phytoremediation for Site Cleanup. **Fairfax: PDH Online**, 2012. Disponível em: <<https://pdhonline.com/courses/c529/EPA%20Phytoremediation%20Primer.pdf>>.

SILVA, E. R. **Exsudação radicular e sua utilização por rizobactérias**. 2011. 52f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agrônomo, Universidade de Campinas, Campinas, 2011. Disponível em: <<http://www.iac.sp.gov.br/areadoinstituto/posgraduacao/dissertacoes/pb1213809%20ELAINE%20RODRIGUES%20DA%20SILVA.pdf>>.

SILVA, M. et al. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 1, p. 108–114, 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v11n1/v11n1a14.pdf>.

SILVEIRA, A.P.D., et al. **Microbiota do solo e qualidade ambiental**. CAMPINA, INSTITUTO AGRONÔMICO, 2007. p.21-38. [Internet]. Disponível em: < http://www.iac.sp.gov.br/publicacoes/publicacoes_online/pdf/microbiota.pdf >.

SINGH, O. V.; JAIN, R. K. Phytoremediation of toxic aromatic pollutants from soil. **Appl Microbiol Biotechnol**, v. 63, n. 2, p. 128-35, Dec 2003. ISSN 0175-7598. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12925865> >.

SMALLA, K. et al. Bulk and rhizosphere soil bacterial communities studied by denaturing gradient gel electrophoresis: plant-dependent enrichment and seasonal shifts revealed. **Appl Environ Microbiol**, v. 67, n. 10, p. 4742-51, Oct 2001. ISSN 0099-2240. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11571180> >.

SOMERS, D. J.; ISAAC, P.; EDWARDS, K. A high-density microsatellite consensus map for bread wheat (*Triticum aestivum* L.). **Theor Appl Genet**, v. 109, n. 6, p. 1105-14, Oct 2004. ISSN 0040-5752. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15490101> >.

SOTTERO, A. N. **Colonização radicular e promoção de crescimento vegetal por rizobactérias**. 2003. 62f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agronômico, Campinas, 2003. Disponível em: < <http://www.iac.sp.gov.br/areadoinstitutoposgraduacao/dissertacoes/pb1860201.pdf> >.

SUN, Y.; CHENG, Z.; GLICK, B. R. The presence of a 1-aminocyclopropane-1-carboxylate (ACC) deaminase deletion mutation alters the physiology of the endophytic plant growth-promoting bacterium *Burkholderia phytofirmans* PsJN. **FEMS Microbiol Lett**, v. 296, n. 1, p. 131-6, Jul 2009. ISSN 1574-6968. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19459964> >.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 3.ed. Porto Alegre: Artmed, 2004.

TAVARES, S. R. L. **Fitorremediação em solo e água de áreas contaminadas por metais pesados provenientes da disposição de resíduos perigosos**. 2009. 415f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009. Disponível em: < <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/578247/1/TeseSilvioCompleta.pdf> >.

TAVARES, S. R. L. Técnicas de remediação. In: TAVARES, S. R. L. (Org.). **Remediação de solos e águas contaminadas: conceitos básicos e fundamentos**. São Paulo: Clube de Autores, 2013. p.59- 90. Disponível em: < <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/100359/1/Cap-2Livro-CA-Silvio-Tavares.pdf> >

TCHOUNWOU, P. B. et al. Heavy metal toxicity and the environment. **Exp Suppl**, v. 101, p. 133-64, 2012. ISSN 1664-431X. Available at: <

<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22945569> >.

THIJS, S. et al. Phytoremediation: State-of-the-art and a key role for the plant microbiome in future trends and research prospects. **Int J Phytoremediation**, v. 19, n. 1, p. 23-38, Jan 2017. ISSN 1549-7879. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27484694> >.

TRINDADE, P. V. et al. Bioremediation of a weathered and a recently oil-contaminated soils from Brazil: a comparison study. **Chemosphere**, v. 58, n. 4, p. 515-22, Jan 2005. ISSN 0045-6535. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15620743> >.

TRIPATHI, R. D. et al. Arsenic hazards: strategies for tolerance and remediation by plants. **Trends Biotechnol**, v. 25, n. 4, p. 158-65, Apr 2007. ISSN 0167-7799. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17306392> >.

TRIPATHI, V. et al. Biotechnological Advances for Restoring Degraded Land for Sustainable Development. **Trends Biotechnol**, v. 35, n. 9, p. 847-859, 09 2017. ISSN 1879-3096. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/28606405> >.

VERMA, A. K. et al. Four marine-derived fungi for bioremediation of raw textile mill effluents. **Biodegradation**, v. 21, n. 2, p. 217-33, Apr 2010. ISSN 1572-9729. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19763847> >.

VIEIRA JÚNIOR, J. R. et al. **Rizobactérias como agentes de controle biológico e promotores de crescimento de plantas**. Porto Velho: Embrapa Rondônia, 2013. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/125981/1/doc-155-rizobacterias.pdf>>

WANG, B.; QIU, Y. L. Phylogenetic distribution and evolution of mycorrhizas in land plants. **Mycorrhiza**, v. 16, n. 5, p. 299-363, Jul 2006. ISSN 0940-6360. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16845554> >.

WANI, Z. A. et al. Plant-endophyte symbiosis, an ecological perspective. **Appl Microbiol Biotechnol**, v. 99, n. 7, p. 2955-65, Apr 2015. ISSN 1432-0614. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25750045> >.

WIELAND, G.; NEUMANN, R.; BACKHAUS, H. Variation of microbial communities in soil, rhizosphere, and rhizoplane in response to crop species, soil type, and crop development. **Appl Environ Microbiol**, v. 67, n. 12, p. 5849-54, Dec 2001. ISSN 0099-2240. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11722945> >.

WILSON, P. C. et al. Metalaxyl and Simazine Toxicity to and Uptake by *Typha latifolia*. **Environmental Contamination and Toxicology**. v. 39, n. 3, p. 282-288, Sep 2000. ISSN 0090-4341.

WU, C. H. et al. Engineering Plant-Microbe Symbiosis for Rhizoremediation of Heavy Metals. **Appl Environ Microbiol**. v. 72, n. 2 p. 1129–1134. Nov. 2005. Available at: < doi:10.1128/AEM.72.2.1129–1134.2006 >.

YOSHIOKA, K. et al. Probenazole induces systemic acquired resistance in *Arabidopsis* with a novel type of action. **Plant J**, v. 25, n. 2, p. 149-57, Jan 2001. ISSN 0960-7412. Available at: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11169191> >.

Zhang, Y.F. et al. Characterization of ACC deaminase-producing endophytic bacteria isolated from copper-tolerant plants and their potential in promoting the growth and copper accumulation of *Brassica napus*. **Chemosphere**, v. 83, n. 1, p. 57-62, Mar. 2011. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653511000695>>.