

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

Giácomo Porfírio de Araújo Perna

**BIORREMEDIAÇÃO DO LIXIVIADO DE ATERROS
DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Belo Horizonte - MG

2018

GIÁCOMO PORFÍRIO DE ARAÚJO PERNA

**BIORREMEDIAÇÃO DO LIXIVIADO DE ATERROS
DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Monografia de conclusão de curso apresentada ao Curso de Especialização em Microbiologia Aplicada do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à conclusão do curso.

Orientadora: Prof(a) Dr(a) Vera Lúcia dos Santos

Belo Horizonte - MG

2018

Giácomo Porfírio de Araújo Perna

**BIORREMEDIAÇÃO DO LIXIVIADO DE ATERROS
DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Monografia de conclusão de curso apresentada ao Curso de Especialização em Microbiologia Aplicada do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à conclusão do curso.

Aprovada em 26 de março de 2018

Banca Examinadora:

Profª Drª Cristina Dutra Vieira
Examinadora

Profª Drª Míriam Cristina Santos Amaral
Examinadora

Drª Aline Daniela Julio
Examinadora

Profª Drª Vera Lúcia dos Santos
Orientadora

Belo Horizonte - MG

2018

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos colegas de curso em especial às amigas Flaviane, Jaidelkys “Kiki”, Camilla e Jéssica pelo carinho, companheirismo e aprendizado.

Agradeço aos colegas do Laboratório de Microbiologia Aplicada pela acolhida, dedicação, comprometimento e aprendizado.

Em especial à Professora Vera e à futura professora Aline, pela compreensão, pela dedicação em ser exemplo e pelo amor em inspirar e disseminar a microbiologia. Pelo comprometimento em compartilhar conhecimento, pela sensibilidade em enxergar o outro pelos olhos do outro e por contribuir na melhoria de minha formação como ser humano e como profissional.

Às Doutoras Míriam e Cristina pelas correções, sugestões e, sobretudo, pelo aprendizado.

Ao pilar de todo o sentido, ao pilar familiar, ao pilar da fé, amor e esperança, que sustenta a minha existência.

*Quem decidir se colocar como juiz da Verdade e do
Conhecimento será naufragado pela gargalhada dos deuses.*

- Albert Einstein

RESUMO

A disposição final dos Resíduos Sólidos Urbanos é um dos maiores desafios da sociedade contemporânea. A cada dia, toneladas de lixo são gerados e depositados em aterros ao redor do mundo. No processo de degradação dos resíduos em aterros, há a produção de lixiviado, conhecido também por chorume, com alta carga de poluentes, matéria orgânica e inorgânica. Esse lixiviado pode contaminar solos e águas próximas aos aterros, causando desequilíbrio ao ecossistema e enfermidades a animais e ao ser humano. A legislação brasileira proíbe o seu descarte *in natura* e obriga o tratamento prévio. A biorremediação é uma tecnologia que pode ser utilizada na remediação desse lixiviado antes do seu descarte. No Brasil, o tratamento do lixiviado é baseado em técnicas herdadas do tratamento de esgotos domésticos, sobretudo sistemas de lagoas, lodos ativados, filtros biológicos e em co-tratamento com esgotos domésticos. Estudos sugerem que estas técnicas podem ser usadas conjugadas com processos físicos e químicos para o polimento final do lixiviado e, conseqüentemente, um melhor resultado final para o descarte. Devido às características peculiares e distintas do lixiviado, novas tecnologias precisam ser estudadas e aplicadas para uma eficiente remoção das cargas contaminantes. É necessário estabelecer parâmetros específicos dos componentes do lixiviado para a operação dos sistemas de tratamento e para as concentrações finais de descarte. Estudos envolvendo micro-organismos específicos, principalmente bactérias, que degradam os componentes do lixiviado podem contribuir para o entendimento do processo de biorremediação e aumento na eficiência de seu emprego no tratamento desses lixiviados.

Palavras-chave: Resíduos Sólidos Urbanos. Biorremediação. Lixiviado.

ABSTRACT

The final disposal of Urban Solid Waste is one of the greatest challenges of our contemporary society. Every day, tons of garbage are generated and deposited in landfills around the world. In the process of waste degradation in landfills, there is the production of leachate, also known as slurry, with high pollutant load, organic and inorganic matter. This leachate can contaminate soils and waters close to landfills, causing imbalance to the ecosystem and animal and human diseases. Brazilian legislation prohibits its in-kind disposal and requires prior treatment. Bioremediation is a technology that can be used in the remediation of this leachate prior to its disposal. In Brazil, the treatment of leachate is based on techniques inherited from the treatment of domestic sewage, mainly lagoon systems, activated sludge, biological filters and in co-treatment with domestic sewage. Studies suggest that these techniques can be used in combination with physical and chemical processes for the final polishing of the leachate and, consequently, a better result for disposal. Due to the peculiar and distinct characteristics of the leachate, new technologies need to be studied and applied for an efficient removal of contaminant loads. It is necessary to establish specific parameters of the leachate components for the operation of the treatment systems and the final disposal concentrations. Studies involving specific microorganisms, mainly bacteria, that degrade the components of the leachate can contribute to the understanding of the bioremediation process and increase the efficiency of its use in the treatment of these leachates.

Key-words: Urban Solid Waste. Bioremediation. Leachate

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Estimativa da geração e coleta de RSU -----	15
Figura 2 - Estimativa Gravimétrica de RSU Brasileiro -----	16
Figura 3 – Destinação final dos RSU no Brasil -----	17
Figura 4 – Visão geral do aterro sanitário de Macaúbas em Sabará-MG -----	17
Figura 5 – Principais impactos de uma área de disposição irregular de RSU -----	19
Figura 6 – Visão geral de um tanque de armazenamento do lixiviado do aterro sanitário de Macaúbas em Sabará-MG -----	27
Figura 7 – Aplicação da técnica de fitorremediação em solo contaminado -----	36
Figura 8 - Sistema de lagoas de estabilização do aterro de São Gonçalo - RJ -----	44
Figura 9 – Sistema convencional de lagoas de estabilização em série -----	45
Figura 10 – Lagoa anaeróbia utilizada para o tratamento do lixiviado de aterro sanitário do município de Brusque – SC -----	46
Figura 11 - Lagoa aerada utilizada para o tratamento do lixiviado de aterro sanitário do município de Brusque – SC -----	48
Figura 12 – Lagoas aeradas aeróbias de mistura completa do aterro controlado de Londrina - PR -----	49
Figura 13 – Sistema de lagoas de maturação do aterro sanitário de Tijuquinhas, município de Biguaçu – SC -----	50
Figura 14 – Representação de um sistema de lodos ativados convencional -----	52
Figura 15 – Filtro biológico anaeróbio do sistema de tratamento de Lixiviado do aterro do município de Minas do Leão – RS -----	53

LISTA DE NOMENCLATURAS E ABREVIações

- RSU – Resíduos Sólidos Urbanos
- PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos
- RCC – Resíduos da Construção Civil
- RSS – Resíduos de Serviço de Saúde
- ETE – Estação de Tratamento de Efluente ou Esgoto
- CH₄ – gás metano
- PNMA – Política Nacional de Meio Ambiente
- SISNAMA – Sistema Nacional do Meio Ambiente
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
- ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
- MO – Matéria Orgânica
- H₂O – água
- CO₂ – dióxido de carbono
- pH – Potencial Hidrogeniônico
- DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
- PFC – Composto Perfluorooctano
- DQO – Demanda Química de Oxigênio
- COT – Carbono Orgânico Total
- N-amoniacal – Nitrogênio Amoniacal
- HPA – Hidrocarboneto Policíclico Aromático
- N-Total – Nitrogênio Total
- PCB – Bifenilpoliclorado
- NH₃ – Amônia
- DDT – Diclorodifeniltricloroetano
- H₂O₂ – Peróxido de Hidrogênio
- ETA – Estação de Tratamento de Água
- TDH – Tempo de Detenção Hidráulica

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE NOMENCLATURAS E ABREVIações	viii
1 INTRODUÇÃO	10
2 OBJETIVO	13
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
3.1 Panorama da Geração e Disposição Final de Resíduos Sólidos (RSU) no Brasil	14
3.2 Legislação Correlata	19
3.3 Microbiota Presente em Aterros Sanitários	22
3.4 A Degradação Biológica no Interior de um Aterro	25
3.5 Características e Composição do Lixiviado de RSU	26
3.6 Abordagens Importantes na Biorremediação	30
3.6.1 Fitorremediação	36
3.6.2 Micro-organismos Remediadores	37
3.7 Biorremediação em Áreas Contaminadas por RSU	39
3.8 Biorremediação do Lixiviado de Aterro de RSU	42
3.8.1 Tratamento em Sistema de Lagoas	44
3.8.2 Tratamento por Sistema Combinado de Reatores e Lodo Ativado	51
3.8.3 Tratamento por Sistema de Filtro Biológico	52
3.8.4 Tratamento do Lixiviado Combinado com Esgoto Doméstico	53
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	54
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	57

1 INTRODUÇÃO

Na sociedade contemporânea a produção de resíduos urbanos cresce constantemente associada com o crescimento demográfico e econômico, o que eleva a demanda por áreas para a construção de aterros de disposição final desses resíduos. Ao longo do tempo a composição dos resíduos tem mudado como resultado da demanda por produtos que contêm diferentes tipos de aditivos que conferem propriedades específicas a eles como resistência, durabilidade e estética. No entanto, quando esses aditivos são liberados para o meio ambiente, podem ter impactos ambientais negativos, resultando na proibição ou restrição do uso, inclusive com exigência de disposição final em aterros especiais, como pilhas e baterias, eletroeletrônicos, embalagens metálicas e plásticas (LEÃO et al., 2004).

No Brasil os resíduos sólidos urbanos (RSU) são destinados para aterros sanitários e industriais e para aterros com disposição irregular conhecidos como aterros controlados e vazadouros ou lixões (DEMAJOROVIC et al., 2005). Os aterros sanitários são estruturas construídas segundo normas técnicas visando a eliminação de contaminação do solo, das águas subterrâneas e superficiais pelo lixiviado ou chorume gerado na decomposição dos resíduos aterrados. Além disso, eles apresentam sistemas de drenagem, coleta e destinação de gases e lixiviados gerados. Os gases normalmente são queimados, para diminuir o efeito poluidor considerando o efeito estufa; mas alguns aterros fazem uso de destinação mais sustentável que é a conversão em energia elétrica por meio de usinas termoelétricas. Outros aspectos dos aterros sanitários são minimização da proliferação de vetores transmissíveis de doenças e restrição total de acesso dos catadores de materiais com algum valor econômico e que trabalhavam em situações degradantes, entre outros. Essas condições são impactos socioambientais comuns causados pelas áreas de disposição irregular de RSU (BRÁS & SILVA, 2017).

Na disposição irregular não há nenhum tipo de controle sobre a drenagem e escoamento superficial do lixiviado e até mesmo da estabilidade da área. Em aterros controlados esses aspectos também se apresentam, assim como em aterros sanitários, excepcionalmente. Em consequência disto, há diversos riscos associados a essas áreas como ocorrência de incêndios e explosões, danos à flora e fauna local, odores ruins, recalque de aterros, poluição atmosférica e aquecimento global

associada à emissão de gases do efeito estufa, poluição das águas subterrâneas e superficiais e desvalorização urbanística/imobiliária (BRÁS & SILVA, 2017).

Alguns fatores são determinantes na composição físico-química e biológica do lixiviado, como os tipos de resíduos depositados no aterro, o regime pluviométrico do local e o tempo e a forma de operação (MAHMUD et al., 2012). Assim a composição do lixiviado pode variar entre os aterros e, inclusive, variar dentro deles mesmos. De forma geral, o lixiviado produzido nos aterros possui alta concentração de compostos orgânicos e inorgânicos, sólidos suspensos, metais pesados e substâncias altamente solúveis, o que facilita a sua percolação e a contaminação de corpos d'água próximos (LEÃO et al., 2004). Muitos dos compostos conhecidos existentes no lixiviado são considerados perigosos à biota natural e ao ser humano, o que maximiza a necessidade de desenvolvimento de técnicas para o seu tratamento. Além disso, há compostos ainda não identificados ou não conhecidos (MAHMUD et al., 2012).

Em função da urgência em se desenvolver novas práticas acerca da gestão dos resíduos sólidos, foi promulgada a Lei Federal nº 12.305/2010 que estabelece a Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS, que obrigou, dentre outros, que a disposição irregular e aterros controlados (disposição irregular com cobertura precária) a partir de 2014 fossem desativados e reabilitados por todos os municípios brasileiros (BRASIL, 2010). Porém, atualmente existe 3.331 municípios que ainda destinam os seus RSU para áreas de disposição irregular. Dessa forma, tanto essas áreas ainda em uso quanto as desativadas são um grande passivo ambiental no Brasil (ABRELPE, 2016).

Com a obrigatoriedade da reabilitação de áreas de disposição irregular e de aterros controlados desativados que foi imposta pela PNRS, há diversas técnicas que podem ser aplicadas para a redução ou a descontaminação do solo e das águas subterrâneas, assim como para o lixiviado. O custo e a eficiência da tecnologia a ser empregada, associada ao tempo necessário de tratamento são importantes na escolha. Neste contexto, a biorremediação é uma técnica recomendada (PEREIRA NETO, 2007).

A Biorremediação é um processo pelo qual resíduos são degradados biologicamente a um estado inócuo. Esses poluentes são usados pelos organismos vivos presentes no local, como exemplo a comunidade microbiana, como fonte de carbono e energia (BAMFORTH & SINLETON, 2005). O princípio desta técnica é

remover poluentes e/ou convertê-los para produtos menos tóxicos e prejudiciais ao ambiente. Entre outras vantagens estão a sua grande aplicabilidade a diferentes tipos de contaminantes e substratos, a sua menor perturbação ambiental e maior segurança e custos menores se comparado com outras tecnologias disponíveis, como pelo processo oxidativo avançado (POA) pelo reagente de Fenton, que tem sido considerado como a técnica de melhor custo benefício entre os POA (ENGLEHARDT et al., 2006; ANDREONI & GIANFREDA, 2007).

Quando os resíduos contaminados são tratados no próprio local, a técnica é denominada de Biorremediação *in situ*. Pode-se aumentar a diversidade da microbiota local acrescentando novas espécies com as características fisiológicas e metabólicas de interesse por meio da técnica de bioaugmentação. Também, pode-se estimular o aumento da densidade da microbiota residente do próprio local por meio da técnica de bioestimulação. A Biorremediação *ex situ* envolve a retirada dos resíduos e o seu tratamento em outro local (SMITH et al., 2015).

Este trabalho busca através da literatura analisar o potencial da biorremediação do lixiviado de depósitos de RSU. O estudo analisa as características físicas, químicas e biológicas dos aterros e do lixiviado devido ao risco toxicológico em potencial desse efluente para o meio ambiente e ao ser humano. Além disso, busca-se identificar e discutir sobre as principais técnicas de biorremediação e a sua aplicação no tratamento do lixiviado de aterros de RSU. Entende-se que o lixiviado é um dos produtos dos processos de degradação dos resíduos existentes no aterro na forma líquida.

A importância desse trabalho está em contribuir para avaliar a aplicabilidade da técnica de biorremediação no tratamento de depósitos de RSU e do seu lixiviado, no intuito de maximizar a degradação dos contaminantes e minimizar os impactos ambientais, como preconiza a legislação vigente.

2 OBJETIVOS

2.1 *Objetivo Geral*

Realizar revisão bibliográfica sobre a aplicação da técnica de biorremediação no lixiviado gerado em aterros de RSU.

2.2 *Objetivos Específicos*

- Apresentar o panorama sobre a produção e disposição dos RSU no Brasil.
- Avaliar e identificar os principais componentes existentes no lixiviado.
- Apresentar características e aplicabilidade da biorremediação no lixiviado de aterros de RSU.
- Comparar entre países alguns aspectos da gestão dos RSU e do seu lixiviado.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Para esta revisão de literatura utilizou-se a base do Portal de Periódicos CAPES/MEC acessando bancos de dados bibliográficos disponíveis em sítios eletrônicos, tais como, PubMed, NCBI, SciELO, ELSEVIER e Google Acadêmico. As fontes selecionadas compreendem o período de publicação entre 1988 e 2018, nos idiomas Inglês e Português.

3.1 *Panorama da Geração e Disposição Final de Resíduos Sólidos no Brasil*

Os resíduos sólidos são provenientes das atividades humanas, possuindo grande diversidade de substâncias nos estados sólidos e semissólidos. A sua origem está associada às atividades industriais, domésticas, hospitalares, comerciais, agropecuárias, de serviços e de varrição (PEREIRA NETO, 2007). Enquadram-se também nesta categoria lodos provenientes de sistemas de tratamento de esgoto e efluentes, resíduos de equipamentos e instalações de controle de poluição e líquidos que, devido às suas particularidades, exijam soluções técnicas não disponíveis ou economicamente inviáveis para o seu tratamento antes do lançamento como efluentes líquidos (ABNT, 2004).

De maneira geral, os RSU são conhecidos por “lixo” e se tratam de produtos que não são mais úteis, funcionais e consumíveis, os quais são descartados. A disposição final dos RSU deve considerar as suas características e, quando apresentam riscos de poluição, devem ser dispostos em locais adequados, considerando pré-tratamento, critérios técnicos e medidas de proteção ao meio ambiente (PEREIRA NETO, 2007).

O aumento populacional nos centros urbanos e do consumo de bens observado pós revolução industrial acarretou um aumento contínuo da geração de resíduos. A gestão e a disposição final dos RSU constituem importantes da atualidade. (ABRELPE, 2016).

A composição dos RSU existentes dentro de aterros é bastante heterogênea. Ela é dependente da origem e formação do depósito, condições climáticas e hidrológicas da região, eficiência da coleta além de aspectos ligados à população

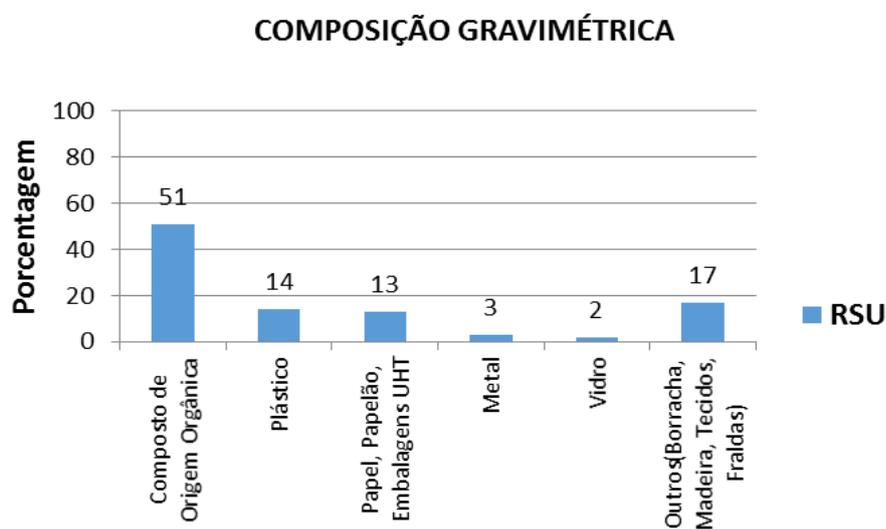
atendida como o seu tamanho, hábitos, costumes, nível socioeconômico e educacional (MATTEI & ESCOSTEGUY, 2007).

Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE) (2016), os resíduos sólidos podem ser classificados de acordo com a sua origem em:

- Doméstico ou residencial: gerado nas residências e composto em sua maioria por resíduos orgânicos e recicláveis. Dentro dessa categoria há também resíduos considerados especiais com normas específicas que regulamentam o correto descarte, como resíduos da construção civil - RCC, pilhas e baterias, lâmpadas fluorescentes, pneus, medicamentos vencidos e perfurocortantes;
- Comercial: gerados nos estabelecimentos comerciais e compostos em grande maioria por papel/papelão;
- Público: composto pelos resíduos de limpeza pública em ruas, praças, feiras, eventos e provenientes das podas de árvores;
- De fontes especiais: gerado nas pequenas indústrias, em terminais rodoviários, a partir de atividades agrícolas, além de resíduos de serviço de saúde (RSS).

Pela composição gravimétrica do lixo produzido no Brasil, pode-se ter uma estimativa dos resíduos existentes nos aterros. O potencial de reciclagem e de compostagem é destaque no perfil qualitativo (Figura 1). A maior parte são de origem orgânica e componentes capazes de serem reciclados, como plástico, metal e vidro (ROMANI & SEGALA, 2014).

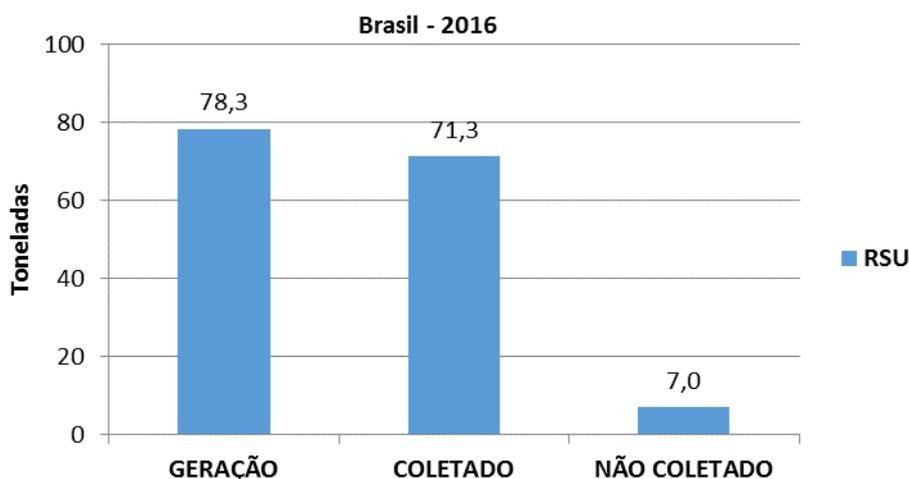
Figura 1 – Estimativa Gravimétrica de RSU Brasileiro



FONTE – Elaborado pelo autor a partir de Romani & Segala (2014).

De acordo com a ABRELPE (2016), a estimativa anual de geração de RSU no Brasil em 2016 foi de quase 78,3 milhões de toneladas. Já o montante coletado no período foi de aproximadamente 71,3 milhões de toneladas com um índice de cobertura de 91% para o país. Assim, evidencia que cerca de 7 milhões de toneladas não foram coletados e tiveram destinação desconhecida (Figura 2).

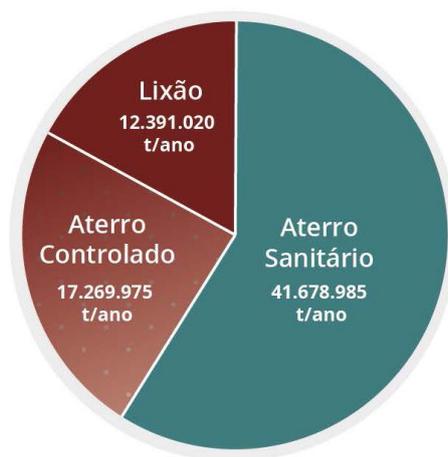
Figura 2 – Estimativas da Geração e Coleta de RSU (em milhões)



FONTE – Elaborado pelo autor a partir de ABRELPE (2016).

A opção mais usada para a destinação final dos RSU no Brasil é o aterro sanitário (Figura 3 e 4) que recebe cerca de 58,4% dos resíduos. Porém, a disposição final inadequada dos resíduos dispostos irregularmente (lixão) e em aterros controlados atingiu cerca de 41,6% do total no período. Deste montante, 17,4% foi destinado para os lixões. Além disso, os RSS corresponderam a 256.238 toneladas dos resíduos coletados, sendo que 25,7% foram destinados sem tratamento prévio em aterros, valas sépticas e lixões. Não há registros sobre a quantidade de RCC gerada e sua destinação no Brasil (ABRELPE, 2016).

Figura 3 – Destinação final dos RSU no Brasil

**2016**

FONTE – ABRELPE, 2016 p.18.

Figura 4 – Visão geral do aterro sanitário de Macaúbas em Sabará – MG.



FONTE: acervo do autor, 2014.

De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (1992), “o aterro sanitário é uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo,

que não causa danos à saúde pública e ao meio ambiente, utilizando, para tanto, medidas de minimização dos impactos ambientais”. A sua construção segue padrões de engenharia como a impermeabilização do solo com camadas de argila e manta de polietileno de alta densidade, e sistema de drenagem do lixiviado e dos gases produzidos. O lixiviado é armazenado em tanques de onde é enviado para uma estação de tratamento de efluentes ou esgotos (ETE). Os gases gerados são queimados ou destinados à produção de energia elétrica em usinas termoelétricas instaladas nas imediações do próprio aterro. Além disso, o lixo é compactado imediatamente assim que chega ao aterro, evitando a proliferação de pássaros e vetores de doenças como ratos e artrópodes. Também não é permitida a presença de pessoas não autorizadas (FEAM, 2010).

O aterro controlado é uma técnica de confinamento dos RSU que minimiza a poluição externa ambiental. Porém, a sua base não é impermeabilizada, não há sistema de drenagem eficiente do lixiviado e não há extração e queima controlada dos gases gerados. Ocorrem apenas algumas medidas preventivas como maior controle do que entra no aterro, delimitação da área e compactação e aterramento dos resíduos (FEAM, 2010).

As áreas de disposição irregular correspondem a uma prática antiga e constante das cidades brasileiras. Essa técnica de disposição final de resíduos é caracterizada pela descarga sobre o solo, sem nenhum tipo de tratamento, critérios técnicos e medidas de proteção ao ambiente e à saúde pública. Com frequência, há a presença de coletores de materiais com algum valor econômico nestas áreas, trabalhando em situações degradantes. Entre os principais impactos ambientais estão a contaminação do solo, do lençol freático e dos corpos d'água ao redor pelo lixiviado/chorume, a eliminação de gases causadores do efeito estufa como o metano (CH₄) para a atmosfera, alterações da fauna e flora local, a proliferação de pássaros, roedores e artrópodes vetores de doenças e a degradação paisagística (Figura 5). Pela legislação atual, esta técnica é considerada ilegal (FEAM, 2010).

Figura 5 – Principais impactos de uma área de disposição irregular de RSU.



FONTE: FEAM, 2010, p.12.

3.2 Legislação Correlata

No contexto deste trabalho, buscou-se citar e analisar os principais constituintes do arcabouço jurídico-legal brasileiro sobre a disposição final de resíduos sólidos, a remediação de aterros e o tratamento do lixiviado dos mesmos.

A Constituição Federal de 1988 estabelece em seu art. 225 que cabe ao poder público e à coletividade a responsabilidade pela qualidade ambiental (BRASIL, 1988). As áreas de aterros são insalubres e degradadas, sendo fonte persistente de poluição ambiental.

A Lei nº 6.938/81 estabelece a Política Nacional de Meio Ambiente – PNMA, que busca compatibilizar o desenvolvimento econômico-social com a preservação da qualidade do meio ambiente e o equilíbrio ecológico. Também instituiu o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA), sendo constituído pelos órgãos e entidades da União, dos Estados, do Distrito Federal, dos Municípios e pelas Fundações

instituídas pelo Poder Público, responsáveis pela proteção e melhoria da qualidade ambiental. Normas, padrões e medidas que visam estas premissas são realizadas em conjunto pelo SISNAMA. Em seu anexo VIII, esta Lei define a destinação de resíduos sólidos como atividade potencialmente poluidora e utilizadora de recursos naturais. Outro aspecto importante instituído é a do poluidor-pagador, que obriga o poluidor, “pessoa física ou jurídica”, de direito público ou privado, responsável direta ou indiretamente por atividade causadora de degradação ambiental a recuperar ou indenizar pelos danos causados por suas atividades (BRASIL, 1981).

A Lei nº 9.605/98, lei de crimes ambientais dispõe sobre sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente. Estabelece ainda multas e reclusão de um a cinco anos para quem lançar resíduos sólidos em desacordo com as exigências legais estabelecidas (BRASIL, 1998).

A criação do Estatuto da Cidade pela Lei nº 10.257/2001 estabelece a obrigatoriedade do Plano Diretor aos municípios com população superior a 20 mil habitantes. Trata-se de um instrumento básico da política de desenvolvimento e expansão urbana, no qual deve conter a elaboração do Plano de Resíduos Sólidos, que é um dos eixos centrais do saneamento básico (BRASIL, 2001). Neste contexto, as áreas de disposição irregular não deveriam ser mais utilizados para a disposição final de resíduos, bem como deveriam ser todos remediados.

O Governo de Minas Gerais, por meio da Deliberação Normativa (DN) 52/2001 do Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) estabeleceu que os municípios mineiros com população superior a 50 mil habitantes deveriam realizar licenciamento ambiental para a disposição dos seus resíduos em sistemas adequados (MINAS GERAIS, 2001). Para dar suporte a nível estadual na implementação de políticas públicas para a gestão adequada dos RSU e para a extinção dos depósitos irregulares (lixões), o governo estadual, por meio da Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM), em 2003 elaborou o Programa “Minas sem lixão”, antes mesmo das leis Estadual 18.031/2009 e Federal 12.305/2010, mostrando arrojo e progresso. Esse programa foi criado para impulsionar a DN 52/2001, ou seja, extinguir os depósitos irregulares e melhorar a gestão dos RSU. Além disso, foi um importante indutor e fortalecedor sobre a gestão dos RSU no estado, gerando principalmente mudanças comportamentais, melhorias no saneamento básico e na saúde pública mineira. Apesar da meta principal não ter sido alcançada, o programa proporcionou incentivos à gestão e instrumento

garantidor da gestão integrada dos RSU a nível estadual (MAGALHÃES & RIBEIRO, 2017).

Como consequência do Programa Minas sem lixão, o Estado de Minas Gerais, estabeleceu a Lei nº 18.031/2009 que dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos e determina que a disposição final desses resíduos deva ser compatível com a preservação da saúde pública e proteção ao meio ambiente. Estabelece a busca por soluções na gestão dos resíduos sólidos e a recuperação e remediação de áreas de disposição irregular (lixões/vazadouros). Proíbe o lançamento “in natura” de resíduos sólidos em qualquer meio receptor. Estabelece ainda que sejam realizadas pesquisas epidemiológicas em torno das áreas receptoras de resíduos sólidos para o monitoramento da saúde pública decorrente dos impactos causados pelas atividades correlacionadas (MINAS GERAIS, 2009).

Marco legal específico para o setor de resíduos sólidos, a Lei 12.305/2010 instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Entre outros, ela estabelece metas para a eliminação e recuperação de áreas de disposição irregular, a recuperação ambiental de áreas degradadas em razão da disposição inadequada de resíduos sólidos além de medidas saneadoras em áreas contaminadas relacionadas aos resíduos sólidos. Essas áreas são identificadas como passivos ambientais (BRASIL, 2010). Inicialmente, a PNRS instituiu a meta de eliminar totalmente as áreas de disposição irregular e aterros controlados até 2014 e reabilitar 5% dessas áreas até 2015 (ROMANI & SEGALA, 2014).

Porém, segundo a ABRELPE (2016), em 2016 existiam 2.976 lixões em operação distribuídos por todo o território nacional, que recebem cerca de 30 milhões de toneladas de resíduos por ano, o que representa mais de 40% dos resíduos coletados. Dessa forma, considerando ainda os lixões e aterros controlados desativados, há enorme necessidade de remediação dessas áreas degradadas por RSU.

Além disso, considerando a geração e o descarte do lixiviado como práticas com elevado potencial poluidor na contaminação de mananciais, no comprometimento da ecologia aquática e na saúde humana, a resolução nº 357 (2005) editada pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), enquadrou-o como um efluente passível de obrigatoriedade no seu tratamento antes do descarte. Em seu art. 24 cita que “os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o devido tratamento

e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis”.

A Resolução CONAMA 430 (CONAMA, 2011) que “dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005”. Em seu art. 16, inciso II, §1º estabelece que “os efluentes oriundos de sistemas de disposição final de resíduos sólidos de qualquer origem devem atender as condições e padrões definidos neste artigo”. Assim, as áreas de disposição irregular por não terem nenhum sistema de tratamento, estão completamente fora dos padrões mínimos e causando sérios danos ambientais e de saúde pública, visto que geram continuamente o lixiviado, mesmo após anos de seu encerramento.

Além disso, de acordo com a norma NBR 8419/92 da ABNT (1992), que estabelece a obrigatoriedade de tratamento do lixiviado nas exigências mínimas estabelecidas para a construção de um aterro sanitário, o descarte deve atender as condições ambientais exigidas para os corpos de água que receberam o efluente. Dessa forma, o tratamento do lixiviado é preconizado por lei e o seu descumprimento é passível de ações penais e administrativas.

3.3 *Microbiota Presente em Aterros Sanitários*

O perfil físico e químico de um aterro é heterogêneo e as mudanças neste perfil são os principais motivos que propiciam condições para a existência de uma microbiota diversificada. Além disso, essa diversidade proporciona uma larga gama de atividades microbianas (LU et al., 2012).

De modo geral, os aterros são ecossistemas que favorecem micro-organismos anaeróbios, porém as comunidades microbianas são difíceis de caracterizar devido às condições ambientais heterogênicas observadas no interior dos aterros, como o potencial hidrogeniônico (pH), temperatura, umidade, entre outros (BLAKE et al., 2016). De modo geral, ela pode ser afetada pelo perfil dos resíduos urbanos gerados na região geográfica, a geologia local e o regime anual de chuvas. Outros fatores podem interferir como o tempo de degradação dos resíduos, a quantidade de resíduos recebida e a idade do aterro (LU et al., 2012).

Além disso, a origem dos resíduos e as diferentes propriedades físico-químicas determinam os micro-organismos que se desenvolvem ao longo do

processo de compostagem (VILLAR et al., 2016). A compostagem é o processo de degradação biológica de substratos orgânicos sólidos através da ação de diferentes populações microbianas, produzindo um produto estável e umedecido (INSAN & BERTOLDI, 2007). Como já mencionado, a maior parte dos RSU recebido nos aterros brasileiros são substratos orgânicos sólidos, que sofrem o processo de compostagem em seu interior. Dessa forma, os tipos de substratos orgânicos sólidos pode determinar a comunidade microbiana dominantes nas várias fases de biodegradação no interior de um aterro (INSAN & DE BERTOLDI, 2007; VILLAR et al., 2016).

Nos últimos anos, diversos grupos de pesquisadores tem caracterizado a microbiota de aterros por meio de abordagens baseadas em métodos moleculares. Assim, Lockhart e colaboradores (2006) detectaram a presença de fungos anaeróbios da ordem Neocallimastigales em lixiviados de aterros britânicos. Estes são degradadores de celulose de ampla distribuição, incluindo a microbiota do rúmen de mamíferos. Blake et al. (2016) analisou a diversidade da microbiota e as forças seletivas responsáveis pela sua formação em amostras de lixiviado coletadas em 19 aterros sanitários dos Estados Unidos no verão e outono de 2011. Encontrou-se Bactérias, Arqueias e representantes do filo Proteobacteria. Representantes de outros taxa foram identificado nas mesmas amostras de aterros dos EUA, como Clostridiales e Ruminococcaceae, esta última a família mais abundante (3-6% do total) que é associada a degradação de celulose, fonte de carbono bastante comum em aterros. Identificou-se também representantes dos taxa Peptococcaceae, Campylobacterales e Bacteroidales, grupos associados a presença de poluentes tóxicos, como os hidrocarbonetos. A presença de representantes dos gêneros *Pseudomonas* e *Acinetobacter* foi identificada e ambos os gêneros são capazes de mineralizar compostos aromáticos recalcitrantes presentes nos RSU. Representantes da ordem Ignavibacteriales estavam presentes e esse táxon contém membros capazes de realizar fermentação sob condições ligeiramente termófilas. O gênero *Cândida*, divisão OP9, também foi identificado e esses micro-organismos possuem a capacidade de fermentar açúcares em condições anaeróbias produzindo hidrogênio, acetato e etanol, além de ter apresentado em seu genoma genes para enzimas glucohidrolase e endonuclease, associadas ao catabolismo de hemi-celuloses. Também representantes dos taxa Methylococcales e Desulfobacterales (*Cândida* divisão OP3), foram encontrados em aterros com alta concentração de

bário. Esses grupos possuem características semelhantes com Deltaproteobacteria, as quais têm a capacidade de reduzir sulfato e realizar a dissolução da barita, que está presente em argilas, lamas de perfuração, tinta, papel, pano e borracha, o que pode elevar a concentração de bário no aterro. Em todas as amostras identificou-se a presença de arqueias metanogênicas e representantes da ordem Thermoplasmatales (BLAKE et al., 2016).

Utilizando biologia molecular e testes físico-químico, Zainun & Simarani (2018) investigaram comunidades microbianas capazes de promover biorremediação em amostras de solos de 2 aterros não sanitários do estado de Selangor, Malásia. Um dos aterros estava em funcionamento enquanto o outro estava com as suas atividades encerradas e ambos recebem/receberam resíduos domésticos e industriais. Os resultados mostraram que a maioria da microbiota é composto por bactérias, tendo as arqueias como minoria, sendo o filo Proteobacteria dominante. Observou-se também a indicação da dominância dos filios Bacteroidetes e Firmicutes no aterro em funcionamento. Os filios Tenericutes e Euryarchaeota (arqueias) também foram isoladas deste aterro. Nas amostras do aterro encerrado, os filios Acidobacteria e Actinobacteria foram dominantes. Os filios Actinobacteria, Gemmatimonadetes, Nitrospirae e Verrucomicrobia também foram isolados deste aterro. Essa microbiota do aterro encerrado correspondeu a aproximadamente 95% de todo o resultado da leitura do sequenciamento molecular bacteriano observado no estudo, o que sugere que há variação na abundância relativa de filios bacterianos entre aterros em funcionamento e encerrados. Além disso, os resultados dos estudos de Zainun & Simarani sugerem maior diversidade e abundância bacteriana no aterro encerrado do que no aterro em funcionamento.

Vazoler e colaboradores (2001) realizaram estudos microbiológicos em amostras coletadas no verão e inverno de lixiviado e resíduos sólidos depositados no aterro da cidade de São Carlos – SP. Isolou-se das amostras bactérias proteolíticas dos gêneros *Megasphaera sp* e *Selenomonas sp*. Bactérias metanogênicas dos gêneros *Methanobacterium*, *Methanobrevibacter* e *Mathanosarcina* também foram isoladas.

3.4 A Degradação Biológica dos RSU em Aterros

A degradação biológica da matéria orgânica (MO) no interior de aterros de RSU ocorre em várias etapas, convertendo os resíduos em produtos mineralizados, água (H₂O), gás metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂). A maior parte dessa degradação é feita por associações complexas de bactérias e arqueias. Essas associações são mais eficientes na degradação da MO do que micro-organismos ou populações isoladas. Ao longo do tempo, a estrutura da comunidade microbiana e a composição química do substrato se alteram, mais os padrões gerais de decomposição da MO seguem um ciclo anaeróbio. Entretanto, no interior de um aterro existem áreas em momentos diferentes de biodegradação que podem ocorrer concomitantemente (McLNERNEY et al., 2009).

Dessa forma, um fator importante de um aterro é que em várias áreas do seu interior pode ocorrer o acúmulo de ácidos orgânicos, diminuindo o pH, direcionando a área em questão para fase acidogênica, causando alterações nos processos de degradação. Os micro-organismos que realizam degradação anaeróbia atuam em faixas específicas de pH, normalmente mais baixas. Por outro lado, quando ocorre a metabolização desses ácidos, o pH retorna ao estado próximo ao neutro, conduzindo os processos de degradação da área para a fase metanogênica (MORMILE et al., 1996; KURNIAWAN, 2006).

O lixiviado gerado também sofre biodegradação no interior do aterro. A decomposição do lixiviado pode ocorrer em etapas consideradas aeróbia, acetogênica e metanogênica, dependendo da área do aterro e do tempo de depósito dos resíduos. A etapa aeróbia é caracterizada pela presença de gás oxigênio entre a compactação da massa residual. Dessa forma, os micro-organismos presentes são aeróbios. Durante essa fase ocorre grande liberação de calor e alta concentração de sais solúveis. A presença do oxigênio é o fator limitante e por isso essa etapa é mais rápida. Com a queda da disponibilidade do oxigênio na área em questão, surge a etapa acetogênica, caracterizada pela presença de micro-organismos anaeróbios facultativos, principalmente bactérias acetogênicas, que realizam hidrólise, convertendo matéria orgânica particulada em dissolvida. Em seguida, inicia-se a fermentação, produzindo compostos orgânicos simples de alta solubilidade, principalmente ácidos graxos voláteis (acético e amônia), fazendo cair o pH (entre 4 a 6). Portanto, há uma elevada demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Essa etapa

da biodegradação da MO em uma determinada área do aterro pode durar por alguns anos. Em uma etapa final, considerada quando uma área do aterro ou até mesmo todo o aterro já está estabilizada, normalmente em áreas de depósito de resíduos mais antigas, os compostos orgânicos formados são consumidos por arqueias metanogênicas (micro-organismos anaeróbios estritos), elevando o pH para próximo de 7,0. A transformação desses compostos orgânicos produz gás metano e gás carbônico, o que tende à diminuição da DBO (MORMILE et al., 1996; KURNIAWAN, 2006).

3.5 *Características e Composição do Lixiviado de RSU*

Todos os sistemas de disposição final de resíduos urbanos geram gases e lixiviado, inclusive os aterros sanitários que minimizaram antigos problemas causados pelos depósitos irregulares de RSU. O lixiviado é um líquido altamente poluidor. A ABNT (1992) define o lixiviado como “líquido produzido pela decomposição das substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)”.

Existe uma grande diversidade de materiais depositados nos aterros que são originados das atividades humanas. Esses materiais apresentam estruturas químicas que dificultam a sua degradação (EGGEN et al., 2010). Dessa forma, os produtos da degradação dos RSU juntamente com a água que infiltra no aterro e a água existente nos resíduos de origem orgânica definem a composição do lixiviado (Figura 6) (TODOROVA & KOSTOVA, 2000).

Nas últimas décadas, o conteúdo dos resíduos em aterros mudou, principalmente devido à maior demanda por qualidade dos produtos de consumo, os quais são incorporados aditivos químicos, potencialmente depositados em aterros. Além disso, retardadores de chamas, plastificantes, substâncias tensoativas e fragrâncias são substâncias comumente usadas para melhorar determinadas propriedades dos produtos de consumo. Esses aditivos e substâncias apresentam impacto negativo à saúde ambiental e humana (SCHWARZBAUER et al., 2002). Grupos químicos orgânicos foram relatados em lixiviado de aterros, como ácidos aromáticos, os compostos fenólicos, compostos aromáticos clorados e compostos aromáticos policíclicos. Além disso, grupos químicos emergentes também foram

identificados em lixiviado, como os compostos perfluorooctanos (PFCs), que são aplicados em produtos de limpeza doméstica, tapetes, têxteis, revestimento de papel, cosméticos, espumas de combate a incêndios e recipientes de alimentos embalados, com a função de serem repelentes a água e óleo, além de reduzir a tensão superficial. Esses compostos apresentam bioacumulação, efeitos tóxicos e são persistentes no ambiente (HEKSTER et al., 2003).

Figura 6 – Visão geral de um tanque de armazenamento do lixiviado do aterro sanitário de Macaúbas em Sabará – MG.



FONTE: acervo do autor, 2014.

A composição do lixiviado está associado diretamente aos tipos de RSU aterrados (TODOROVA & KOSTOVA, 2000). Alguns fatores interferem no volume de lixiviado gerado como a precipitação da área, o escoamento superficial, a infiltração subterrânea, a umidade natural do resíduo, o grau de compactação e a capacidade de reter umidade do solo. (PEREIRA NETO, 2007).

Outros fatores são importantes na qualidade do lixiviado como o tempo e forma de operação do aterro. A toxicidade pode variar entre os aterros e, inclusive, variar dentro deles mesmos. A sua caracterização fornece informações importantes para determinar a escolha da melhor forma de tratamento e de obras mais eficazes na tentativa de reduzir a poluição ao redor do aterro (BRÁS & SILVA, 2017).

O lixiviado é gerado continuamente pelos aterros e é considerado um resíduo perigoso de Classe I devido, dentre outros fatores, à presença de componentes

tóxicos, como metais pesados e agentes patogênicos causadores de doenças. De acordo a ABNT (2004), os resíduos de Classe I engloba os resíduos perigosos, devido à inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e/ou patogenicidade;

O pH do lixiviado sofre variação em função dos constituintes da massa residual, que também pode influenciar na diversidade e concentração de íons existentes nele. A degradação de resíduos da construção civil, usados no aterramento e a concentração de amônia, por exemplo, podem elevar seu pH. (TODOROVA & KOSTOVA, 2014). Algumas técnicas de tratamento do lixiviado, como a técnica de sua recirculação através do próprio aterro, pode resultar no aumento da concentração de amônia e sais e, conseqüentemente, à elevação do pH e da condutividade (BRÁS & SILVA, 2017).

O tipo de resíduos e o estágio do aterramento também influenciam na concentração de metais e íons no lixiviado. Os resíduos domésticos resultam em lixiviados com concentração relativamente baixa de metais e íons. Em áreas de um aterro onde há depósitos de resíduos mais recentes, normalmente a etapa encontrada é a ácida. Devido ao pH ácido do meio, os elementos químicos do grupo dos metais são mais solúveis e a concentração é maior. Já em áreas mais antigas, o pH do meio é mais alcalino e assim a concentração dos íons e metais é menor (SEGATO & SILVA, 2000; KURNIAWAN, 2006). Outro fator que também contribui para a solubilidade de sais inorgânicos e condutividade variável com a idade do depósito é a temperatura, que afeta de forma direta estas variáveis. Os depósitos recentes apresentam alta temperatura, enquanto nos antigos ela é reduzida, devido ao fato de a matéria orgânica já está estabilizada. A temperatura está associada à solubilidade de sais inorgânicos e a condutividade (BRÁS & SILVA, 2017).

O lixiviado de aterros recentes apresentam alta concentração de compostos orgânicos, o que determina alta carga orgânica e biodegradabilidade e elevadas DBO, demanda química de oxigênio (DQO) e teor de carbono orgânico total (COT). Em aterros estabilizados estes valores tendem a cair. Além disso, fósforo e enxofre normalmente estão em baixas concentrações, enquanto há elevada quantidade de nitrogênio amoniacal (N-amoniacal) (MAHMUD et al., 2012).

A presença de compostos perigosos também foi identificada no lixiviado, em baixas concentrações, mas que não excluem os riscos ambientais. Compostos aromáticos e halogênicos, fenóis, pesticidas, metais pesados e íon amônio foram encontrados, além de cetonas, álcoois, compostos nitrogenados e ácidos

carboxílicos. Este último pode lixiviar metais pesados existentes nos RSU ou do próprio terreno onde o depósito se encontra. Também identificou-se compostos de origem do petróleo como hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e creosóis, que são altamente tóxicos (MASONER et al., 2016).

Ao longo do tempo, como já mencionado, o comportamento do lixiviado se altera devido ao esgotamento progressivo da MO por biodegradação (HOGLAND, 2002).

Nas áreas em que o aterramento dos resíduos é mais recente, formam-se compostos simples como ácidos graxos, aminoácidos e ácidos carboxílicos, resultando na formação de lixiviados com alta concentração de ácidos graxos voláteis (Cerca de 90% do carbono orgânico dissolvido encontrado são ácidos graxos voláteis), pH ácido, alta DBO, alta relação DBO/DQO, que se situa entre 0,4 e 0,6 indicativa de alta biodegradabilidade da MO existente, além de altos teores de N-amoniacal e nitrogênio orgânico. O lixiviado ácido pode continuar por vários anos (HOGLAND, 2002; MAHMUD et al., 2012).

Já em áreas de aterramento mais antigas do aterro, o lixiviado apresenta baixa concentração de ácidos graxos voláteis, pH neutro/básico, baixa DBO, baixa relação DBO/DQO, que varia entre 0,05 e 0,2, restando maior fração de ácidos fúlvicos e húmicos, compostos recalcitrantes que são de difícil utilização pelos micro-organismos (HOGLAND, 2002). Além disso, N-amoniacal e nitrogênio orgânico (nitrato e nitrito), carbono orgânico e carbonato de hidrogênio, em geral estão em alta concentração, o que contribui também para a elevada carga poluidora do lixiviado (TODOROVA & KOSTOVA, 2014). A alta concentração de N-amoniacal é resultado da degradação de proteínas em condição anaeróbia o que representa alta fração de MO biodegradável (HOGLAND, 2002).

Os valores obtidos para os parâmetros no lixiviado de aterros brasileiros mostram uma variação dentro das referências existentes em outros países. Contudo, o lixiviado brasileiro apresenta uma carga orgânica inicialmente maior, devido ao alto teor de MO presente nos RSU. Fatores sazonais podem afetar os valores dos parâmetros, como o clima, regime pluviométrico e eventos culturais. Apesar da variabilidade dos valores, o lixiviado de aterros brasileiros apresenta DQO e teor de Nitrogênio Total (N-Total) elevados, com pH neutro/básico. Elementos como a presença de metais, nitrogênio, compostos aromáticos e fenólicos, entre outros, tornam o lixiviado brasileiro com elevada carga poluidora (GOMES, 2009).

Compostos considerados contaminantes de interesse emergente foram encontrados em amostras de lixiviado de aterros dos EUA, além de produtos químicos domésticos e industriais, pesticidas, produtos farmacêuticos (de prescrição ou não), hormônios esteroides e esteroides animais/vegetais que refletem a natureza heterogênea dos resíduos depositados em aterros. A contaminação por essas substâncias traz preocupações em virtude da toxicidade, atividade estrogênica e carcinogênica em humanos, além de efeitos deletérios para a saúde do ecossistema e dos organismos aquáticos e terrestres (MASONER et al., 2016).

Portanto, o lixiviado deve ser gerenciado e tratado adequadamente antes do seu descarte. Quando lançado em águas naturais pode comprometer a vida aquática e contaminar fontes de abastecimento humano (FEAM, 2010).

3.6 *Abordagens Importantes na Biorremediação*

A aplicação de plantas e micro-organismos e suas enzimas envolvidas na degradação de compostos poluentes tem sido usada continuamente em todo o mundo. O emprego desses agentes biológicos como técnica de remediação é denominada biorremediação, processo que depende dos mecanismos biológicos para reduzir a concentração de um poluente a um estado inócuo, por degradação, desintoxicação, mineralização ou transformação. As técnicas envolvidas na biorremediação são mais promissoras, eficientes e econômicas, quando comparadas a outras técnicas físico-químicas convencionais, como os processos oxidativos avançados. Porém, em alguns casos a biorremediação é mais limitada, como em solos com alta concentração de HPAs de alto peso molecular, por serem moléculas extremamente recalcitrantes (PHILP & ATLAS, 2005; KIM et al., 2014; SMITH et al., 2015).

Considerando o local de aplicação, as técnicas de biorremediação podem ser *ex situ* ou *in situ* (SMITH et al., 2015). As técnicas *ex situ* envolvem a retirada do meio contaminado com os poluentes, transportando-os para outro local onde serão tratados de maneira controlada. O custo do tratamento, o grau, a profundidade ou a área da poluição, os tipos de poluentes, a localização geográfica e a geologia do local contaminado são importantes considerações a fazer na escolha das técnicas *ex situ*, além de critérios de desempenho (PHILP & ATLAS, 2005). Quando utiliza-se técnicas no próprio local para o tratamento do meio poluído, sem a sua retirada,

denomina-se biorremediação *in situ*. Por isso, pouca ou nenhuma perturbação acontece ao ambiente, além de serem técnicas de menor custo em comparação com as técnicas de biorremediação *ex situ* (KIM et al., 2014; FRASCARI et al., 2015). Em situações em que há a necessidade de realizações de obras de engenharia, alterações topográficas do local, introdução de novos micro-organismos, adição de nutrientes e uso de biorreatores, a biorremediação é definida como engenhada, que pode ser *in situ* ou *ex situ* (OLIVEIRA, 2008).

A bioventilação é um exemplo de biorremediação *in situ* que envolve o fornecimento controlado de oxigênio (ar) para estimular a microbiota indígena existente no meio a ser tratado. Nutrientes e água também podem ser fornecidos para melhorar o processo. Essa técnica é muito utilizada na restauração de ambientes contaminados por produtos de origem petrolíferos leves (PHILP & ATLAS, 2005).

A atenuação natural ou biorremediação intrínseca é também uma técnica *in situ*, porém sem intervenção humana. Por ser uma remediação passiva, deve-se ater a um monitoramento constante afim de verificar a continuidade do processo (PHILP & ATLAS, 2005). Além disso, algumas limitações podem ser observadas como o tempo para a degradação do poluente a um nível aceitável de concentração (tempo de biorremediação) e o tempo estimado para a exposição do poluente às populações humanas e animais mais próximas. A atenuação natural também não resulta em remoção adequada de alguns compostos, como os HPAs, e na redução da eco-toxicidade de solos poluídos (GARCÍA-DELGADO et al., 2015). Outra desvantagem é que alguns compostos químicos após biodegradação podem gerar subprodutos com maior toxicidade e/ou mobilidade, resultando em contaminantes residuais ainda mais tóxicos (BAKER & HERSON, 1994).

A biorremediação *ex situ* envolve a retirada do meio poluído para ser remediada em uma outra área. Algumas técnicas *ex situ* se destacam, como a técnica de bioplilha, que consiste no empilhamento em local apropriado do solo escavado poluído para ser remediado. Nutrientes e aeração podem ser fornecidos para melhorar a eficiência do processo. Trata-se de uma técnica *ex situ* cada vez mais considerada devido a boa relação custo-benefício e sobre tudo pela capacidade de controlar as condições do processo como o fornecimento de nutrientes, a regulação da temperatura e da aeração (WHELAN et al., 2015).

Outra técnica *ex situ* é a utilização de biorreatores, que consiste em um recipiente no qual o meio a ser tratado é depositado para sofrer ação de micro-organismos, convertendo a substância alvo em um produto específico. Existem diferentes modos de funcionamento, que incluem em batelada, em batelada alimentada, batelada sequencial, contínua e em multi-estágio. Comparado a outros métodos de biorremediação *ex situ*, apresenta diversas vantagens como o maior controle sobre diversos parâmetros envolvidos nos bioprocessos, como temperatura, pH, aeração, concentração de substratos e de inóculos (CHIKERE et al., 2016). Algumas limitações da biorremediação *ex situ* baseada em biorreator envolvem o volume do material a ser tratado, que, quando em grandes quantidades, exige mão-de-obra, capital e medidas de segurança para transportar o meio poluído para o local de tratamento (PHILP & ATLAS, 2005). Além disso, qualquer parâmetro entre os vários envolvidos no bioprocessos que não seja adequadamente controlado e/ou mantido em condições ótimas, pode tornar-se em fator limitante, o que reduzirá a atividade microbiana e a eficiência do processo. Os poluentes também podem responder de forma diferente a diferentes biorreatores, o que torna o processo de construção de grande importância (AZUBUIKE et al., 2016).

A compostagem consiste em uma técnica de biorremediação *ex situ* usada no tratamento de resíduos sólidos com alta carga orgânica, como restos de alimentos e podas de plantas, por meio de micro-organismos aeróbios. Os principais processos envolvem a formação de pilhas estáticas, pilhas aeradas ou reatores de alimentação contínuo com o substrato a ser tratado. Devido à intensa atividade microbiana, há uma fase caracterizada pela alta temperatura, promovendo tratamento térmico ao substrato (BAKER & HERSON, 1994).

A técnica conhecida por *Land Farming* pode ser considerada *in situ* ou *ex situ* de acordo com o local de remediação do meio, o que é determinado pela profundidade do poluente no solo. Essa técnica de biorremediação está entre as mais simples devido ao seu baixo custo e menor necessidade de equipamentos para operação. O meio a ser tratado ou o solo contendo os poluentes são incorporados em uma camada fina de solo para permitir a biodegradação aeróbia dos poluentes pelos micro-organismos autóctones presentes. Aeração, adição de nutrientes e irrigação podem ser utilizados para melhorar a eficiência do processo. Entre algumas limitações dessa técnica, destaca-se a necessidade de grandes espaços operacionais, custos adicionais se necessário escavações e baixa eficiência na

remoção de poluentes inorgânicos. Devidos a esses e a outros fatores, essa técnica demanda mais tempo e é menos eficiente em comparação a outras técnicas *ex situ* (KHAN et al., 2004; SILVA-CASTRO et al., 2015; AZUBUIKE et al., 2016).

Para um processo de biorremediação satisfatório é necessário ter micro-organismos capazes de transformar os poluentes alvos, além de outros parâmetros que devem ser considerados como a disponibilidade adequada de água, oxigênio e fontes de nitrogênio e fósforo utilizáveis. A falta desses parâmetros torna sob condições naturais o processo ineficiente. Contudo, a bioaugmentação e a bioestimulação são estratégias usadas na biorremediação para promover taxas eficientes de degradação dos compostos químicos desejáveis (JIMENEZ et al., 2006).

Outro procedimento é a bioaugmentação ou sementeira, que é a adição de populações altamente concentradas e especializadas (linhagens individuais ou consórcios) ao local contaminado com os compostos tóxicos. Esta técnica é mais adequada para locais em que há uma baixa população microbiana nativa ou essa população não possui rota metabólica capaz de metabolizar o composto tóxico alvo. As opções mais usadas são a adição de linhagem bacteriana pura ou um consórcio pré-adaptados, a introdução de bactérias geneticamente modificadas e a adição de genes, relevantes para o processo de biodegradação dos poluentes alvos, empacotados em um vetor a ser transferidos por conjugação em micro-organismos indígenas (GENTRY et al., 2004; EL FANTROUSSI & AGATHOS, 2005).

Por outro lado, a bioestimulação consiste na identificação e no ajustamento de fatores, como os nutrientes, pH e umidade, para se atingir a biodegradação satisfatória dos compostos tóxicos pela população indígena do local contaminado. A degradação de poluentes por micro-organismos indígenas pode ser favorecida pela presença dos nutrientes necessários no local contaminado. Normalmente, a presença de nitrogênio e fósforo são limitados. Assim, a bioestimulação acelera a taxa de descontaminação, pois a adição de um ou mais nutrientes limitantes melhora o potencial de biodegradação da população indígena. Além disso, existem outros fatores que determinam a taxa de degradação em condições naturais, como a intensidade da mistura física, a lavagem da terra, a remoção manual e realocação mecânica, além da temperatura. Os biossurfactantes tem sido adicionados para aumentar a solubilidade de hidrocarbonetos em água e assim aumentar a sua

biodegradação (SUGAI et al., 1997; DELILLE et al., 2004; GENTRY et al., 2004; NIKOLOPOULOU & KALOGERAKIS, 2009; BORDOLOI & KONWAR, 2009)

O ponto principal para uma biorremediação bem sucedida é a caracterização da área contaminada, o que ajuda a determinar a técnica (*in situ* ou *ex situ*) mais adequada ou viável. Aparentemente o custo não é o principal fator determinante na escolha da técnica a ser empregada na biorremediação. Características do meio contaminado e do poluente, a localização do contaminante em relação às habitações humanas e as características de desempenho de cada técnica devem ser incorporadas na decisão do método mais eficiente a ser escolhido (AZUBUIKE et al., 2016).

Os micro-organismos assimilam os poluentes existentes em um meio contaminado para obterem nutrientes, principalmente carbono e energia para o seu crescimento. Assim, realiza-se a quebra de compostos orgânicos em metabólitos de menor complexidade e/ou massa. Produtos inorgânicos, como CO₂, H₂O e sais minerais, e biomassa são gerados quando a quebra desses compostos é completa, alcançada nas vias catabólicas aeróbias. Quando a quebra é incompleta, os subprodutos devem ser atóxicos e passíveis de serem oxidados em outras reações sequenciais, sejam bióticas ou abióticas (JEON & MADSEN, 2013).

No processo de assimilação de poluentes pelos micro-organismos, as partículas e macromoléculas devem atravessar a sua membrana citoplasmática. Em função da alta massa molecular, o transporte transmembrana de alguns compostos requerem uma hidrólise prévia pela ação de exoenzimas. Esses compostos são fracionados por hidrólise com o auxílio de exoenzimas (JEON & MADSEN, 2013).

A engenharia genética pode ser utilizada na melhoria de processos de biorremediação ao gerar micro-organismos mais aptos para degradar os contaminantes de interesse. Algumas linhagens bacterianas podem abrigar plasmídeos catabólicos auto transmissíveis que codificam enzimas necessárias para a degradação de contaminantes alvo. Além disso, é possível a transferência horizontal de genes desses plasmídeos catabólicos para as bactérias indígenas do ambiente, o que resulta em um maior potencial de degradação de contaminantes. Como exemplo de bactérias recombinantes, *P. putida* CSV86 pode ser utilizada para aumentar a degradação do naftaleno; Estirpes de *Acinetobacter baumannii* podem ser utilizadas para aumentar a degradação dos hidrocarbonetos totais de petróleo; e *Achromobacter xylosoxidans* pode ser utilizado para aumentar a degradação de

bifenilpoliclorado (PCB) (MISHRA et al., 2004; IKUMA & GUNSCHA, 2010; PALIWAL et al., 2014).

Algumas aplicações tradicionais de biorremediações incluem: (i) degradação de benzeno, tolueno, o-xileno por *Pseudomonas putida* MHF 7109 e a degradação de fenol por *P. putida* IFO 14671 (SINGH & FULEKAR, 2010); (ii) biorremediação do pesticida clorpirifós utilizando *Pseudomonas nitroreducens* PS-2 e *Pseudomonas aeruginosa* NCIM 2074 (FULEKAR & GEETHA, 2008); (iii) redução de gases tóxicos (amônia - NH₃, dióxido de nitrogênio - NO₂ e sulfídrico - H₂S) pela adição de microorganismos probióticos (espécies de *Bacillus*, *Lactobacillus*, *Nitrosomonas*, *Nitrobacter*, etc.) em lagoas de camarão (JHA, 2011); (iv) bioinoculantes (composto por *Bacillus sp.*, *Lactobacillus sp.*, *Micrococcus luteus*, *Staphylococcus sciuri*, *P. putida*, *Burkholderia glumae*, *Clavibacter agropyri*, *Aspergillus spp.*, *Penicillium spp.* e *Trichoderma spp.*) na biorremediação de HPAs, organoclorados e outros compostos tóxicos (NAIDU, 2010).

A escolha do melhor processo de biorremediação a ser aplicada no meio contaminado, deve ser precedida de estudos em escala de bancada ou em escala piloto. Os estudos laboratoriais devem buscar respostas sobre a biodegradabilidade dos contaminantes existentes e os micro-organismos autóctones capazes de degradá-los, bem como quais as condições ambientais ótimas de crescimento populacional. Além disso, deve analisar a velocidade de degradação dos contaminantes, se subprodutos tóxicos são produzidos e qual a concentração aceitável deles no ambiente (OLIVEIRA, 2008).

Deve-se avaliar também a possibilidade de permanência dos micro-organismos alóctones inoculados, após o contaminante ser degradado completamente e a sua conseqüente competição com microbiota nativa do meio, causando impacto ambiental e desequilíbrio ecológico. Deve-se avaliar também o risco das espécies. Além disso, essas espécies exóticas alcançarem águas de abastecimento humano e animal, causando doenças. Portanto, após a remediação do meio, deve-se realizar monitoramento permanente (OLIVEIRA, 2008).

3.6.1 Fitorremediação

Essa técnica baseia-se nas interações das plantas em locais poluídos para mitigar os efeitos tóxicos dos poluentes (Figura 7). Essas interações podem ser físicas, bioquímicas, biológicas, químicas e microbiológicas (MEAGHER, 2000).

Figura 7 – Aplicação da técnica de fitorremediação em solo contaminado.



FONTE: Xiao et al., 2016.

Diversas pesquisas buscam identificar e compreender as funções biológicas de genes presentes no genoma de plantas potencialmente capazes de realizar a fitorremediação e desenvolver mutantes com eficiência cada vez maior. Dentre várias espécies, o genoma de *Arabidopsis Halleri* é amplamente estudado, o que permite compreender o comportamento das plantas em função de condições ambientais diversas e como elas absorvem e translocam íons minerais. Isso possibilita aumentar a eficiência da utilização da fitorremediação em ambientes poluídos (GUERINOT & SALT, 2001; DANGL et al., 2002).

Além disso, espécies hiperacumuladoras e/ou hipertolerantes a metais e semi-metais tem sido bastante estudadas nos últimos anos. A espécie *Thlaspi caerulescens*, por exemplo, tem se mostrado com grande capacidade na hiperacumulação de vários metais, como cádmio, níquel e zinco, demonstrando alto potencial para a fitorremediação (PEER et al., 2003; NASCIMENTO & XING, 2006). Tanto *Arabidopsis Halleri* como *Thlaspi caerulescens* são conhecidas pela tolerância aos metais pesados. Pesquisas mostraram que espécies de plantas ajudam na absorção de metais pesados, compostos orgânicos, biodiesel, óleos e radionuclídeos (FAMULARI & WITZ, 2015). Já outras são usadas para remediação

de poluentes como diclorodifeniltricloroetano (DDT), pesticidas, solventes clorados, explosivos, HPAs, dioxinas e PCBs. A absorção de poluentes por plantas do solo é conhecida como a fitoextração, seguida da transformação enzimática (fitotransformação) com a liberação de uma variedade de metabolitos secundários (VAN AKEN et al., 2010).

As plantas também são conhecidas por otimizar a atividade microbiana na região de raiz, devido à liberação de compostos orgânicos, melhorando a biodegradação dos poluentes do solo, um processo denominado como rizoremediação. Assim, a fitorremediação consiste em uma variedade de processos além da absorção direta do contaminante pela planta e seu metabolismo. Essa remediação é melhor designada como biorremediação mediada por planta (OLIVEIRA et al., 2015).

3.6.2 *Micro-organismos Remediadores*

As bactérias indígenas presentes nos ambientes e substratos poluídos são as principais responsáveis pela degradação dos poluentes por meio de sua transformação em formas menos tóxicas (biotransformação) ou em compostos inorgânicos (mineralização) (URGUN-DEMIRTAS et al., 2006; MURÍNOVÁ & DERCOVÁ, 2014).

A primeira bactéria registrada que possui capacidade para degradar resíduos de petróleo foi *Pseudomonas putida*. Bactérias mais comuns que utilizam hidrocarbonetos incluem *Staphylococcus spp.*, *Pseudomonas spp.*, *Citrobacter spp.*, *Klebsiella spp.*, *Micrococcus spp.*, *Corynebacterium spp.*, *Bacillus spp.*, *Rhodococcus spp.*, *Alcanivorax spp.*, *Alcaligenes spp.*, *Serratia spp.*, *Arthrobacter spp.*, *Nocardia spp.*, *Flavobacterium spp.*, *Escherichia spp.*, *Acinetobacter spp.*, *Proteus spp.*, *Brachymonas spp.* e *Hydrogenophaga spp.* (BENTO et al., 2004; EUN-HEE et al., 2011). Bactérias das espécies *Pseudomonas aeruginosa*, *Bacillus subtilis* e do gênero *Proteus spp.*, principalmente, utilizam o óleo de motor, enquanto *Rhodococcus spp.*, *Gordonia rubripectincta*, *Gordonia alkanivorans* e *Rhodococcus equi* são conhecidas por degradarem petróleo bruto (ALVAREZ et al., 2011; ABDULSALAM & OMALE, 2012).

Nos processos de desnitrificação, *Rhodoferax* e *Acidovorax* são os gêneros mais conhecidos, enquanto a ordem Syntrophobacterales e os gêneros

Desulfuromonas e *Clostridium* relacionam-se ao processo de redução do sulfato (SIDDIQUE et al., 2012).

As bactérias podem ainda apresentar diversas interações com metais alterando a sua solubilidade e toxicidade aos componentes bióticos do ecossistema (GUNASEKARAN et al., 2003). As bactérias *Bacillus spp.*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Zoogloea spp.*, *Stereum hirsutum* são capazes de mudar o estado de oxidação do cobre (Cu), interferindo em sua solubilidade ou adsorvendo-o em componentes da superfície celular, assim como *Bacillus spp.* e *P. aeruginosa* oxida o zinco (Zn). Já as bactérias *Zoogloea spp.* oxidam o níquel (Ni) e o cádmio (Cd), enquanto bactérias do gênero *Citrobacter* oxidam o níquel (Ni), e o cádmio (Cd). O urânio (U) pode ser oxidado por bactérias do gênero *Zoogloea spp.* (PHILIP et al., 2000; SAR & D'SOUZA, 2001; GUNASEKARAN et al., 2003).

As espécies bacterianas aeróbicas, especialmente dos gêneros *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Sphingomonas*, *Rhodococcus*, *Rhodoferax*, *Acidovorax*, *Brachymonas*, *Thiobacillus*, *Desulfuromonas*, *Syntrophus*, *Smithella* e *Mycobacterium* são conhecidas por degradar vários pesticidas, bifenilos policlorados e clorofórmio (PHILIP et al., 2000; PADRON et al., 2011; SIDDIQUE et al., 2012).

Os principais poluentes citados, podem ser encontrados no interior de aterros e/ou em seu lixiviado (MASONER et al., 2016).

Diversos fungos filamentosos apresentam potencial de degradar biomassas complexas e mineralizar numerosos contaminantes e compostos orgânicos complexos, incluindo *Phanerochaete chrysosporium*, *Trametes versicolor*, *Pleurotus ostreatus*, *Phanerochaete flavido-alba*, *Penicillium*, *Trametes*, *Pleurotus tuber-regium*, *Lentinus squarrosulus*, *Pleurotus pulmonarius*, *Pleurotus ostreatus*, *Stereum hirsutum*. Exemplos destes compostos são lignina, corantes sintéticos e HPAs, além de atuarem em resíduos têxteis, efluentes industriais, resíduos agroindustriais, solos poluídos por óleo bruto e óleo de motor, águas residuais, entre outros (ADENIPEKUN & ISIKHUEMHEN, 2008; SANCHEZ, 2009; MAGAN et al., 2010; ADENIPEKUN et al., 2011).

Os fungos *Phanerochaete chrysosporium*, *Bjerkandera adusta* e *P. ostreatus*, e *Trametes versicolor* são capazes de degradar diferentes tipos de poluentes recalcitrantes como HAPs, petróleo bruto e alcatrão de hulha. Também podem realizar mineralização, biodeterioração, transformação ou desintoxicação de metais pesados, além de atuar sobre poluentes orgânicos (ISIKHUEMHEN et al.,

2003; MANSUR et al., 2003; ADENIPEKUN & ISIKHUEMHEN, 2008; POZDNYAKOVA, 2012; LEE et al., 2014).

Em solos contaminados por HPAs, isolou-se linhagens de fungos capazes de degradar esse poluente. Nove gêneros foram identificados, incluindo *Aspergillus*, *Curvularia*, *Drechslera*, *Fusarium*, *Lasiodiplodia*, *Mucor*, *Penicillium*, *Rhizopus*, *Trichoderma*, que são capazes de secretar enzimas extracelulares para degradar esses hidrocarbonetos (BALAJI et al., 2014). As enzimas responsáveis pela degradação de HPAs foram principalmente lipase, lacase, peroxidase e proteases. Também, os cogumelos (como *Ganoderma applanatus*) podem ser usados na biorremediação de ambientes contaminados devido a capacidade de secreção de enzimas hidrolíticas eficientes, que por sua vez degradam vários tipos de compostos xenobióticos (KULSHRESHTHA, 2014).

3.7 Biorremediação em Áreas Contaminadas por RSU

As áreas onde não há nenhum tipo de controle sobre a disposição dos RSU são extremamente degradadas pelos resíduos depositados e pelo lixiviado gerado, principalmente o solo, que recebe boa parte dos contaminantes por meio do lixiviado. A composição do solo é bastante heterogênea, com substâncias orgânicas e inorgânicas, gases e líquidos diversos, além de organismos. A distribuição dos micro-organismos existentes no solo também é heterogênea e em micro-habitat, formando comunidades microbianas que realizam a ciclagem de nutrientes e sustentam o crescimento de plantas. Essas comunidades estão ameaçadas por diversos fatores, entre eles a degradação do solo por poluentes, como o lixiviado de RSU (AMUNDSON et al., 2015).

Os resíduos misturados e inseridos ao solo podem sofrer transformações, físicas, químicas e biológicas em escalas macro e microscópicas. Na escala macro, os resíduos são transformados por processos biológicos ou químico-físicos e transportados ao longo do solo. Ainda, podem ser volatizados e/ou evaporados para a atmosfera, ou lixiviados e atingir águas subterrâneas e superficiais. Em escala micro, a distribuição de poluentes pode se dar na forma de gás pelos interstícios do solo, dissolvidos na água entre os poros, ligados a partículas do solo ou ainda na forma de produtos livres (BAKER & HERSON, 1994; WANG et al., 2012; HAYNES, 2014).

A microbiota existente no solo é bastante diversificada. Os 5 principais grupos de micro-organismos encontrados são Bactérias e Actinomicetos, Fungos, Algas e Protozoários. O grupo de Bactérias se destaca pela maior quantidade e variabilidade de espécies. Entre os principais gêneros bacteriano existentes no solo estão as *Pseudomonas*, *Bacillus* e *Arthrobacter*. Entre os Actinomicetos se destaca os gêneros *Actinomyces* e *Streptomyces*. Os principais representantes de Fungos existentes no solo são os gêneros *Penicillium*, *Aspergillus*, *Pythium* e *Phytophthora* (SIQUEIRA et al., 1994; WANG et al., 2017; JANSSON & HOFMOCKE, 2018).

A degradação de compostos orgânicos no solo acontece principalmente pela ação de bactérias e fungos. As bactérias se destacam devido ao rápido crescimento e metabolismo, pela plasticidade genética e pela habilidade de ajustar-se relativamente rápido às modificações que ocorrem no ambiente. Além disso, elas são mais eficientes na degradação de contaminantes orgânicos. Porém, os fungos possuem maior resistência às variações das condições ambientais com relação ao pH e a salinidade (SIQUEIRA et al., 1994; HAYNES, 2014; LEHMANN & KLEBER, 2015).

Conforme já discutido, um fator normalmente limitante ao crescimento populacional microbiano é a disponibilidade de fósforo e nitrogênio no solo. Na maioria das vezes deve-se adicioná-los ao meio, enquanto micronutrientes e vitaminas normalmente se encontram em concentrações suficientes (TYAGI et al., 2011). Além disso, o fornecimento de oxigênio é fundamental quando se quer utilizar micro-organismos aeróbios na biorremediação. O solo pode sofrer decréscimo de sua concentração e é na camada mais superficial que se encontra esses micro-organismos, além da maior concentração da MO. Como os contaminantes podem permear, há a necessidade de fornecer condições adequadas para o crescimento microbiano, por meio de suprimento de oxigênio e nutrientes nas camadas mais profundas do solo. A aplicação de técnicas de aeração deve considerar a natureza do contaminante e a sua profundidade. Superficialmente, deve-se manipular fisicamente o solo. Pode-se incorporar componentes que alterem a estrutura e facilite a sua aeração, como a incorporação de material vegetal. Em solos pouco profundos (0,6 metros), pode-se revolvê-lo utilizando equipamentos próprios. Em solos mais profundos, o oxigênio pode ser injetado por meio de sopradores, água saturada em ar ou algum gerador de oxigênio, como o peróxido de hidrogênio (H₂O₂) (TYAGI et al., 2011; AZUBUIKE et al., 2016).

Em alguns casos, devido à natureza do contaminante presente no solo, há a necessidade de duas etapas no processo de biorremediação: uma anaeróbia e outra aeróbia. Dessa forma, deve-se adaptar o processo de tal maneira que o oxigênio seja retirado do meio e, após o fim da anaerobiose, reintroduzido (LEHMANN, 1998; TYAGI et al., 2011; AZUBUIKE et al., 2016). Além disso, o pH também é um fator importante no processo. Em valores neutros ou próximos ao neutro a biodegradação é mais rápida. Assim, deve-se neutralizar o pH do solo e a técnica mais comumente utilizada é a aplicação de cal (LEHMANN, 1998; AZUBUIKE et al., 2016).

A atividade microbiana no solo, pode ser afetada também pela temperatura. Em geral, um acréscimo de 10°C dobra essa atividade. O ideal é atingir a temperatura ótima de cada espécie atuante no processo. Algumas técnicas são utilizadas para elevar a temperatura, como o cobrimento do solo por terra, esterco, serapilheira e plástico. Porém, a elevação da temperatura não pode comprometer a biorremediação. A biodegradação de poluente orgânicos é otimizada em uma faixa compreendida entre 24 a 35°C de temperatura e 5,6 a 8 de pH (LEHMANN, 1998; WANG et al., 2012; WANG et al., 2017).

O contaminante normalmente supre as necessidades de carbono e energia das populações microbianas. Porém, em alguns casos, os compostos são adsorvido à MO e/ou minerais existentes no solo, tornando-os indisponíveis a ação dos micro-organismos ou em concentrações abaixo das requeridas. Por outro lado, se as concentrações excederem as toleradas pelos micro-organismos, a morte desta microbiota pode ocorrer (LEHMANN, 1998; WANG et al., 2012).

A biorremediação pode tornar-se mais eficiente quando os substratos existentes no meio são facilmente biodegradados. Quando em proporção adequada, esses substratos são usados como fontes primárias, enquanto o contaminante é co-metabolizado (CORSEUIL & ALVAREZ, 1996; TYAGI et al., 2011; AZUBUIKE et al., 2016).

O lixiviado gerado é a maior fonte de contaminação nos solos em áreas de aterros de RSU. Guerra & Angelis (2005) incubaram solo de cobertura de um aterro contaminado com lodo proveniente de decantadores de uma Estação de Tratamento de Água (ETA) em diferentes proporções. Houve biodegradação de carbono em todas as proporções lodo/solo testadas, mas foi observada uma relação direta entre a quantidade de material degradado e a proporção de lodo em relação ao solo. A DBO e DQO tiveram redução em todas as amostras do experimento. Como em RSU

é comum a presença de óleos automotivos usados e óleos vegetais, principalmente de origem doméstica, Montagnolli e colaboradores (2009) avaliaram a degradação desses contaminantes em solos arenosos. Dentre os óleos estudados os automotivos usados apresentam maior biodegradabilidade.

3.8 *Biorremediação do Lixiviado de Aterro de RSU*

As características do lixiviado determina a escolha do melhor tipo de tratamento a ser utilizado. Deve-se considerar também as limitações de lançamento do lixiviado no ponto escolhido, transporte, os custos operacionais e as mudanças sofridas pelo aterro/lixiviado ao longo dos anos (WISZNIOWSKI et al., 2006).

Desde o início, o tratamento do lixiviado de aterros no Brasil se baseia no tratamento empregado para esgotos domésticos, sem considerar as suas peculiaridades. O lixiviado é lançado em redes coletoras de esgoto doméstico e enviando a uma estação de tratamento de esgoto. Outro fator é que no Brasil não há uma técnica padrão de tratamento, visto que algumas variáveis como o tempo do depósito (grau de decomposição dos resíduos) e os fatores ligados à hidrologia da região em que se encontra o aterro, interfere nas características do lixiviado, variando assim de aterro para aterro (ROMANI & SEGALA, 2014).

O tratamento biológico é mais indicado para lixiviado de áreas do aterro com resíduos depositados mais recentemente, que possuem elevada concentração de MO biodegradável e amônia. Em áreas com resíduos depositados há mais tempo, o lixiviado formado possui diversos compostos orgânicos recalcitrantes de difícil biodegradação. Dessa forma, faz-se necessário conjugar processos físico-químicos no tratamento (PAPADOPOULOS et al., 1998; WISZNIOWSKI et al., 2006). Vários processos físicoquímicos podem ser empregados, como osmose reversa, carvão ativado, adsorção, precipitação / coagulação e oxidação química. Inclusive, a oxidação química pelo reagente de Fenton tem sido amplamente utilizada com maior eficiência para remoção desses recalcitrantes (PARK et al., 1999). Os compostos orgânicos presentes nos lixiviados podem ser degradados pelos micro-organismos por meio de vias catabólicas aeróbias e anaeróbias. As vias de degradação aeróbia requer a presença de oxigênio, que é o acceptor final de elétrons, oxidando a MO por meio de respiração aeróbia e o N-amoniaco, nos processos de nitrificação, com produtos finais da reação CO₂, H₂O, energia, nitrito/nitrato e novas células.

Na degradação anaeróbia, realizada por bactérias fermentativas a MO é convertida a intermediários diversos, como álcoois, ácidos, CO₂ e hidrogênio e pelas arqueias metanogênicas, que convertem CO₂, hidrogênio e acetato a metano.

Nutrientes presentes em lixiviados de aterros, principalmente o nitrogênio e o fósforo, podem causar impactos em águas superficiais como a eutrofização. A principal forma de remoção de nitrogênio é por processo de nitrificação/desnitrificação. Bactérias específicas (nitrificantes) em condições aeróbias são capazes de oxidar o N-amoniaco (principal fonte de nitrogênio no lixiviado) a nitrato por processo de nitrificação. Em seguida, por processo de desnitrificação, ocorre redução biológica do nitrato a N₂ (nitrogênio molecular) utilizando compostos orgânicos como doador de elétrons. O fósforo possui baixa concentração se comparado ao N-amoniaco e a MO. As bactérias também podem removê-lo de efluentes por meio de sua polimerização em grânulos de polifosfato (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

Uma tecnologia promissora, pois necessita de menos oxigênio em seu sistema e conseqüentemente menor consumo de energia, é o processo de remoção de N-amoniaco ANAMOX (Anaerobic Ammonium Oxidation). No processo, bactérias autotróficas anaeróbias promovem a oxidação anaeróbia da amônia usando o nitrito como acceptor de elétrons. A remoção teórica de N-amoniaco pelo processo é de 57% (LIANG & LIU, 2008).

Também é importante considerar a ocorrência da remoção da carga orgânica do lixiviado por meio de atenuação natural no interior do aterro. Vazoller e colaboradores (2001) monitoraram a biodegradabilidade anaeróbia do lixiviado de RSU de 2 aterros sanitários brasileiros durante 1 ano. Os resultados indicam que houve a estabilização da MO com o tempo, com decréscimos nos valores de DQO, sólidos voláteis totais e ácidos voláteis totais. Os valores de pH e a produção do gás metano aumentaram, indicativo de que a maior parte das áreas do aterro, por serem depósitos de resíduos mais antigos, entraram na fase de metanogênese. Os autores isolaram do lixiviado bactérias dos gêneros *Megasphaera*, *Selenomonas*, *Methanobacterium*, *Methanobrevibacter* e *Methanosarcina*.

Todorova & Kostova (2014), sugerem que o próprio sistema de drenagem de lixiviado pode atuar como um biorreator de leito fixo, no qual os componentes orgânicos são removidos por degradação anaeróbia quando este o atravessa, com

produção de gás CH_4 e CO_2 . Esse processo seria um tratamento preliminar *in situ*, o que pode ser agregado a um sistema mais amplo de tratamento de lixiviado.

O tratamento de lixiviado no Brasil é feito utilizando-se de sistemas de lagoas de estabilização (Figura 8), lodos ativados, filtros biológicos e/ou tratamento combinado com esgotos domésticos, como já citado (BIDONE et al, 1997).

Figura 8 – Sistema de lagoas de estabilização do aterro de São Gonçalo – RJ.



FONTE: FERRAZ, 2016.

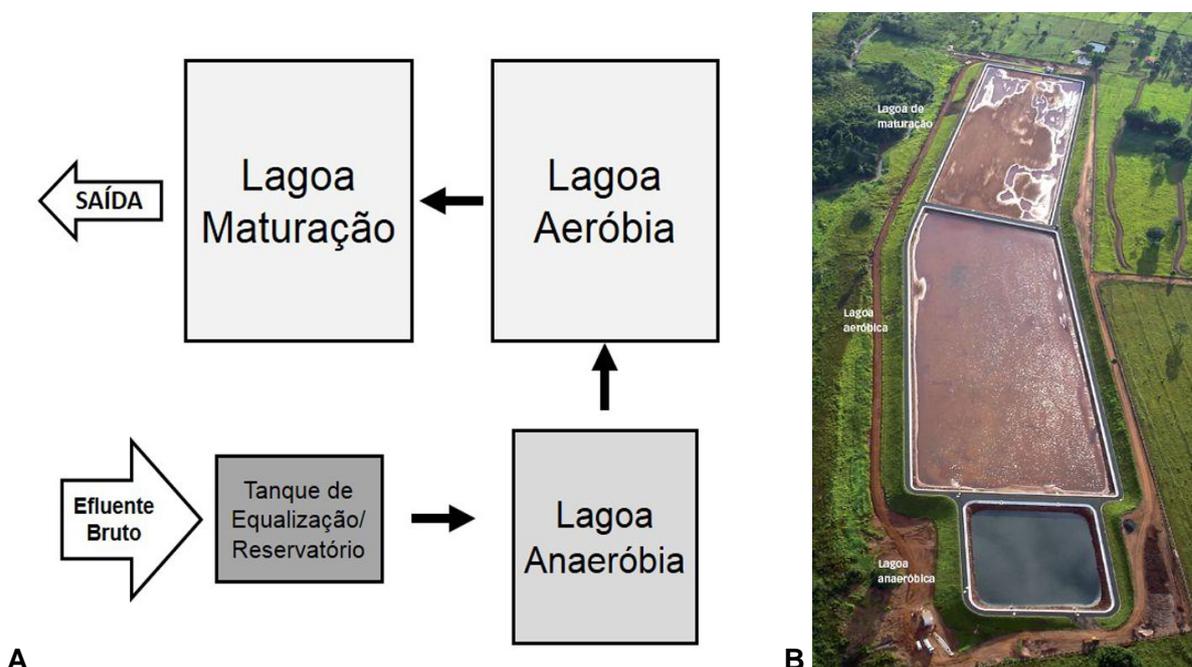
3.8.1 Tratamento em Sistema de Lagoas

As lagoas utilizadas para estabilização da MO, em geral, são classificadas em lagoa anaeróbia, facultativa e maturação, com diversas variantes (Figura 9) (VON SPERLING, 2002). No Brasil, as lagoas de estabilização são amplamente usadas para a remoção de MO e nitrogênio do lixiviado, principalmente o sistema de lagoas em série (Figura 9). Utiliza-se ainda a recirculação do lixiviado para atenuar e diluir os compostos orgânicos, depurando-os. As lagoas são reguladas pelas condições climáticas de temperatura, intensidade e duração de luz solar, o que favorece sua utilização em regiões com climas tropicais e subtropicais, como no Brasil (ZANOTELLI, 2002).

O tratamento do lixiviado nesse sistema possui alguns pontos negativos como as dificuldades operacionais, a demanda de grandes superfícies e a eficiência relativamente baixa. Além disso, os projetos são dimensionados a partir de parâmetros de lagoas que tratam esgotos domésticos. As vantagens são a facilidade de construção, por ser mais simples, com custos menores e manutenção mínima. Possui boa redução da carga orgânica e de coliformes fecais (ZANOTELLI, 2002).

Normalmente, para lixiviado de aterro de RSU, ao final do sistema há uma redução de aproximadamente 60% da DQO, 80% da DBO e de 83% para amônia (PEARSON, 1995).

Figura 9 – Sistema convencional de lagoas de estabilização em série.



A - Esquema geral de um sistema (adaptado de Zanotelli, 2002); **B** - ETE de Tanabi-SP (FLORESTA, 2013).

A) Lagoas Anaeróbias

Essas lagoas apresentam condições estritamente anaeróbias, ou seja, ausência total de oxigênio dissolvido no lixiviado (Figura 10). Os micro-organismos dominantes são bactérias acidogênicas e metanogênicas. Em geral, são utilizadas no início do processo. O dimensionamento das lagoas é em função da carga orgânica do lixiviado bruto. Assim, maiores cargas necessitam dimensionamento maior (VON SPERLING, 2002).

O lixiviado de aterro de RSU passa por esta lagoa para a redução da MO e mineralização do nitrogênio orgânico. Ao final do processo, o efluente gerado apresenta ausência de oxigênio dissolvido e alta concentração de amônia, o que exige uma etapa posterior e aeróbia no tratamento. Nas lagoas anaeróbias a estabilização é lenta, assim como o crescimento populacional das bactérias anaeróbias. Nessa etapa, observa-se reduções de DBO entre 50-60% e de sólidos próximo de 60%. Em temperaturas superiores a 15°C a eficiência apresentada foi maior (CHERNICHARO & VON SPERLING, 2002).

Figura 10 – Lagoa anaeróbia utilizada para o tratamento do lixiviado de aterro sanitário do município de Brusque-SC.



FONTE: FAUTO, 2012.

B) Lagoas Facultativas

Nesse sistema ocorre a retenção do efluente proveniente da lagoa anaeróbia que recebeu o lixiviado bruto por longos períodos até que os processos naturais de estabilização ocorram. A sua coloração normalmente deve ser verde escuro devido ao desenvolvimento de biomassa de algas, visto que são lagoas rasas fotossintéticas. As algas predominam superficialmente e proporcionam maior oxigenação do meio e assim, maior grau de depuração do efluente do lixiviado. Pode-se tornar rosáceo quando há uma alta concentração de MO no sistema.

Observa-se também a presença de bactérias redutoras de sulfato. Porém, a concentração de algas é maior do que de bactérias (ZANOTELLI, 2002).

Nesse sistema, a camada superior da coluna d'água é caracterizada pelas condições aeróbias. O suprimento de oxigênio dissolvido observado é realizado pelas algas e pela reaeração entre a interface ar e água. Próximo ao fundo das lagoas observa-se condições anaeróbias, sem oxigênio dissolvido. Entre essas duas camadas encontra-se a região facultativa (CHERNICHARO & VON SPERLING, 2002).

As algas também contribuem de maneira direta para modificar o pH e a assimilação de nutrientes existentes no efluente do lixiviado. De maneira indireta, contribuem para a volatilização da amônia. As bactérias heterotróficas realizam a oxidação da MO, convertendo-a em biomassa, CO₂, amônia e fosfatos, que por sua vez, são usados pelas algas como nutrientes. Portanto, nesse sistema há uma interação complementar entre as algas e as bactérias, apesar da presença de algumas algas que utilizam diretamente a MO existente no efluente (ZANOTELLI, 2002).

C) *Lagoas Facultativas Aeradas*

Semelhantes às lagoas naturais, são usadas para o tratamento de esgotos de cidades pequenas e médias e o efluente orgânico de atividades industriais. Trata-se de uma alternativa frente a problemas observados em outros sistemas como maus odores e eficiência baixa na remoção de nitrogênio e carbono. Além disso, necessita de menores áreas para a sua implementação e apresenta menor tempo de detenção hidráulica. Porém, é recomendado seu uso como lagoas secundárias, em que o efluente já passou por um tratamento preliminar (ZANOTELLI, 2002).

Esse sistema possui aeração mecânica ou sopradores de ar para introdução de oxigênio no meio (Figura 11). Essa aeração também promove a mistura da massa líquida, com os micro-organismos permanecendo em suspensão. Dessa forma, após esse sistema, necessita de um processo de decantação. A aeração é parcial, normalmente superficial e, assim, as camadas mais profundas se encontram em anaerobiose. Com a aeração, além da solubilização de oxigênio, as zonas de estagnação são minimizadas, há homogeneização vertical da DBO, das algas e do próprio oxigênio. O tempo de retenção hidráulica varia de 5 a 10 dias. Outras vantagens são que a mistura do meio impede a estratificação das camadas líquidas

e a volatilização de compostos tóxicos como a amônia. Porém, esse sistema demanda consumo de energia e há formação de biomassa em suspensão, com formação de espuma e bruma de aerossóis contendo bactérias, plânctons e sais minerais (CHERNICHARO & VON SPERLING, 2002).

Figura 11 – Lagoa aerada utilizada para o tratamento do lixiviado de aterro sanitário do município de Brusque-SC.



FONTE: FAUTO, 2012.

D) Lagoas Aeradas de Mistura Completa

Esse sistema é semelhante às lagoas facultativas aeradas, mas sem zonas de anaerobiose, pois permite a oxidação do N-amoniaco em nitrito/nitrato e atua de forma similar aos tanques de aeração do sistema de lodo ativado na remoção da MO (Figura 12). Porém a principal diferença é a ausência de recirculação de sólidos formados, característica central do sistema de lodos ativados. Portanto, as lagoas aeradas de mistura completa funcionam como reatores biológicos de crescimento suspenso, sem a recirculação do lodo, o que obriga a passagem em um sistema de decantação após a aeração. O TDH varia de 2 a 4 dias e de 2 dias para a decantação. O acúmulo de lodo pode durar por anos nesse sistema (CHERNICHARO & VON SPERLING, 2002).

Ao considerar o tratamento do efluente proveniente da lagoa anaeróbia, esse sistema possui operação mais simples se comparado ao sistema de lodos ativados, além de maior eficiência na transferência de oxigênio para o meio líquido, processo que é limitado em lagoas estabilizadoras tradicionais, visto que a cor escura do lixiviado dificulta a fotossíntese (CHERNICHARO & VON SPERLING, 2002).

Figura 12 – Lagoas aeradas aeróbias de mistura completa do aterro controlado de Londrina – PR.



FONTE: CASTILHOS JUNIOR, 2006.

Em estudo realizado por Moser (2003), um sistema de lagoa aerada de mistura completa foi utilizado em escala laboratorial para o tratamento de lixiviado de um aterro recente. Obteve remoção média da DBO, DQO e N-amoniaco de 99,6%, 61,6% e 88,3%, respectivamente. Também em escala laboratorial, Mahmud e colaboradores (2012) analisaram amostras de lixiviado do aterro de Matuail da cidade de Dhaka, Bangladesh simulando tratamento por lagoas de aeração biológica. Os resultados sugerem a remoção de 80% da DBO na 1ª lagoa com tempo de retenção de 6 dias e cerca de 90% de remoção na 2ª lagoa com tempo de retenção de mais 9 dias. A DQO e o N-amoniaco tiveram redução de 40% e 80%, respectivamente. A baixa redução nos valores da DQO se deve a presença de compostos recalcitrantes nos lixiviados de aterros.

E) Lagoas de Maturação

As lagoas de maturação ou estabilização final geralmente são o último estágio em uma série de lagoas ou o estágio final após o tratamento biológico convencional – lodo ativado e filtros biológicos (Figura 13). Devido à remoção anterior da maior parte da MO, este estágio é predominantemente aeróbio. A sua função central é a remoção de micro-organismos patogênicos pela exposição prolongada aos raios ultravioletas da radiação solar, inativando vírus e bactérias. Pode atingir níveis de eficiência de 99,9% na remoção de coliformes fecais. Por esse motivo, esse método de desinfecção tem menor custo se comparado com a cloração (BRISAUD, 2003).

Uma fração da DBO é removida nesse sistema, considerado um polimento, mas a remoção de nitrogênio e fósforo é significativa, seja por volatilização, precipitação ou assimilação por algas. Além disso, ocorre a maior diversidade de algas nessa etapa, com predomínio de gêneros sem mobilidade. Podem estar presente também zooplânctons, peixes e macrófitas. Outras características são a menor estratificação físico-química e biológica verticalmente, além de oxigenação mais homogênea em relação às lagoas facultativas (MAYNARD et al., 1999).

Figura 13 – Sistema de lagoas de maturação do aterro sanitário de Tijuquinhas, município de Biguaçu-SC.



FONTE: BRENTANO, 2006.

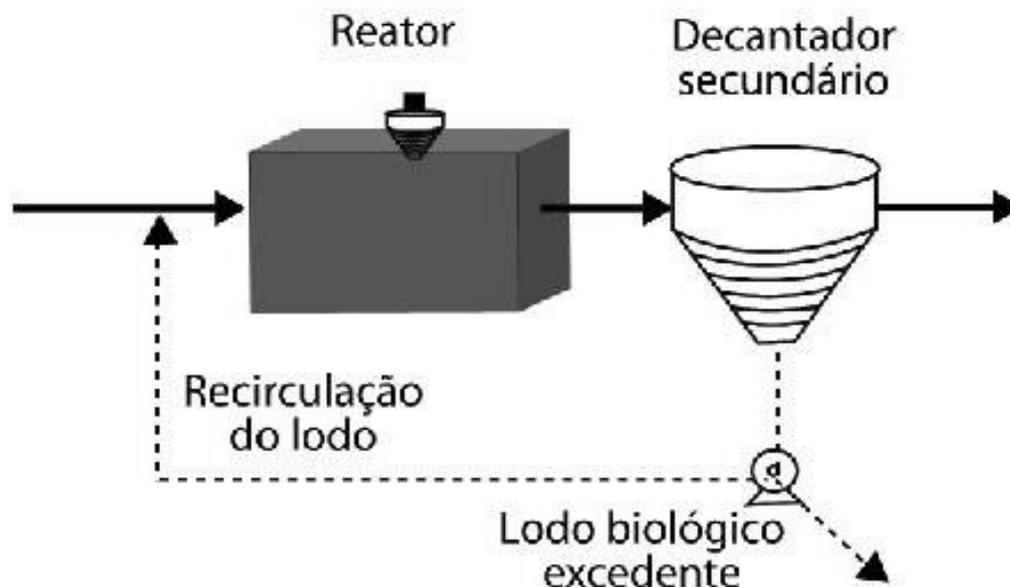
3.8.2 Tratamento por Sistema Combinado de Reatores e Lodo Ativado

O sistema combinado, em geral, possui um reator anóxico (Figura 14), um reator aeróbio e um decantador. O lixiviado *in natura* alimenta o reator anóxico, onde sofre a ação de bactérias anaeróbias. Nesse reator, há um agitador mecânico para manter os sólidos em suspensão e homogeneizar o meio. Após a permanência do lixiviado, o efluente do reator anóxico é destinado ao reator aeróbio, onde bactérias aeróbias atuam. Em seguida, o efluente segue para o decantador e deste para o descarte final. O lodo formado no decantador é recirculado para o reator anóxico. Este lodo é rico em uma microbiota bacteriana anaeróbia (PHILIPS et al., 2002).

Esse sistema é eficiente na remoção de N-amoniaco presente em alta concentração no lixiviado de aterro de RSU, chegando a 98%. Bactérias predominantemente dos gêneros *Nitrosomas sp* e *Nitrosospira sp* realizam a oxidação de N-amoniaco em nitrito (nitrosação). Em seguida, predominam os gêneros *Nitrobacter sp* e *Nitrospira sp* na oxidação do nitrito a nitrato (nitratação) (PHILIPS et al., 2002).

Em um sistema de reator de lodo ativado por batelada, Laitinen et al. (2006) obtiveram remoção de DBO do lixiviado de aterro recente superior a 90% com o tempo de detenção hidráulica (TDH) maior que 2 horas. A remoção de N-amoniaco atingiu 99% aplicando tempo de residência celular (Θ_c) de 4 a 8 dias. Para o mesmo sistema, Klimiuk & Kulokowska (2006) obtiveram remoção de DQO melhor em um reator com TDH de 12 horas, mas alimentado continuamente (batelada alimentada).

Figura 14 – Representação de um sistema de lodos ativados convencional.



FONTE: CAMPOS, 2011.

3.8.3 Tratamento por Sistema de Filtro Biológico

Trata-se de um sistema de tratamento onde o efluente atravessa um leito fixo de materiais de enchimento ou recheio (meio filtrante) onde os micro-organismos estão aderidos com a função de degradar os constituintes do efluente. O uso desse sistema no tratamento do lixiviado de aterros de RSU tem apresentado sucesso principalmente na remoção de N-amoniacal (CAMPOS et al., 2004).

O meio filtrante para ter sucesso como filtro biológico não deve possuir baixa razão dos vazios (relação entre o volume dos interstícios do meio filtrante dividido pelo volume total do filtro). Uma baixa razão proporciona entupimentos, transporte de oxigênio deficitário até partes baixas do sistema e redução no escoamento do efluente através do filtro. É importante haver uma grande área superficial específica do recheio para o crescimento biológico adequado. Além disso, o fluxo do efluente deve ser homogêneo, evitando zonas mortas e canais com baixa eficiência. O meio filtrante deve permitir maior homogeneidade do fluxo do efluente no interior do filtro (LEKANG & KLEPPE, 2000).

As principais vantagens dos filtros biológicos estão no relativo baixo custo de instalação, pouca necessidade de manutenção e tolerância às variações na carga hidráulica e orgânica do lixiviado. Em processos anaeróbios (Figura 15) ainda há a

produção de biogás, que pode ser utilizado na geração de energia, a apenas uma pequena produção de lodo. Entre as desvantagens do sistema anaeróbio está a baixa taxa de crescimento bacteriano (LEKANG & KLEPPE, 2000).

Youcai et al. (2002) utilizaram biofiltro no tratamento de lixiviado de aterro de RSU. O material filtrante foi formado por resíduos com granulometria de 15 mm. As características analisadas do lixiviado a ser tratado foram DQO, DBO e N-amoniacal. Para todos estes parâmetros, obteve-se uma eficiência média de 90% na remoção.

Figura 15 – Filtro biológico anaeróbio do sistema de tratamento de lixiviado do aterro do municípios de Minas do Leão-RS.



A: Fundo do filtro com os tubos de entrada de lixiviado (fluxo ascendente); **B:** filtro finalizado.
FONTE: BIDONE, 2007.

3.8.4 Tratamento do Lixiviado Combinado com Esgoto Doméstico

O tratamento do lixiviado de aterro de RSU combinado com esgotos domésticos em ETEs é uma alternativa para reduzir custos no tratamento do lixiviado. No Brasil são vários aterros que utilizam dessa combinação, como os aterros de Bandeirantes, São João, Vila Albertina e Santo Amaro da cidade de São Paulo – SP, além dos aterros de Extrema, em Porto Alegre – RS, Salvaterra em Juiz de Fora – MG, aterro de Belo Horizonte – MG e Morro do Céu em Niterói – RJ (FERREIRA, 2005).

Dificuldades nessa combinação são frequentes. Segundo Facchin (2000), a alta concentração de substâncias orgânicas do lixiviado de aterros recentes e de substâncias inorgânicas de aterros estabilizados, implica a necessidade de pré-tratamento. Por 22 meses, os autores monitoraram em estudo de bancada o tratamento combinado do lixiviado com esgoto doméstico na ETE Lami, em Porto Alegre – RS, que opera por sistema de lagoas de estabilização. Os resultados

sugerem que há a necessidade de controle do aporte de N-amoniaco existente em alta concentração no lixiviado visto que pode ser tóxico às algas que compõem o tratamento. Paralelamente, observou-se alta eficiência na remoção da carga orgânica e de nutrientes.

Diamadopoulos e colaboradores (1997) utilizaram processos biológicos por lodos ativados para biodegradação do lixiviado. Em uma análise de bancada, reatores operados em batelada e em regime contínuo receberam 0,5 a 2,5% de lixiviado em volume proporcionalmente ao esgoto doméstico. Os autores inocularam biomassa aeróbia e realizaram a troca total do sobrenadante a cada 24 h, com um tempo de TDH de 6h. Os resultados sugerem remoção média de DQO > 80% e N-amoniaco > 83%. Os autores também utilizaram um reator de lodos ativados em batelada sequencial em laboratório com um percentual de lixiviado em 10% (v/v) em relação ao esgoto doméstico. Os resultados apontam em remoção de 70 a 90% para a DBO e de 35 a 50% para nitrogênio total. Além disso, segundo os autores, não houve prejuízos à operação.

Cossu (1998) analisou a remoção de nutrientes em um tratamento combinado com 1 a 5% (v/v) de lixiviado em relação ao esgoto doméstico. Em laboratório, foi construída uma sequência de reatores anaeróbios, anóxicos e aeróbios. A operação do sistema durou por 12 meses e a remoção de nitrogênio e fósforo em concentrações significativas foram observadas. Além disso, não houve indicativo de inibição dos processos biológicos e de instabilidade nos reatores.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A necessidade do tratamento do lixiviado de aterros sanitários é bastante difundida, sobretudo devido às exigências do processo de licenciamento e operação. Alguns aterros controlados também tratam o seu lixiviado, mas nas áreas de disposição irregular o tratamento é negligenciado.

A técnica de biorremediação apresenta potencial de uso tanto no tratamento *in situ* de áreas contaminadas com lixiviados de aterros de RSU, como no tratamento *ex situ* deste resíduo. Devido às peculiaridades dos aterros e do seu lixiviado, a biorremediação pode ser usada em conjunto com processos físico-químicos, reduzindo o uso de insumos, custos e otimizando a eficiência operacional.

Para os lixiviados com alta concentração de N-amoniaco, o tratamento biológico é o melhor no seu tratamento, porém não promove a remoção de todos os tipos de MO, principalmente compostos recalcitrantes (ácidos húmicos e fúlvicos) que estão em altas concentrações no lixiviado e dão a cor escura a ele. Assim, a combinação dos processos biológicos aeróbios / anaeróbios com técnicas físico-químicas se mostram mais eficientes do que a aplicação desses métodos isoladamente.

Esse potencial de utilização da biorremediação para minimizar os impactos provocados pela presença do lixiviado demonstram a demanda e a necessidade da realização de pesquisas que enfoquem o tema sob esse ângulo. Isso possibilitará a busca de respostas aos questionamentos existentes quanto à eficácia e aos impactos que a aplicação desses processos pode provocar.

Existem dificuldades em relação ao tratamento do lixiviado devido à variabilidade e à sua resistência. A seleção de um método de tratamento é geralmente baseada nas características da MO, geralmente expressa como a proporção de DBO / DQO. Porém, deveriam existir outros parâmetros como a concentração da carga de nitrogênio, a concentração de substâncias atualmente consideradas como contaminantes emergentes e micropoluentes, entre outros

Ao projetar um sistema de tratamento de lixiviado, deve-se constantemente rever as técnicas utilizadas, pois à medida que a idade do aterro aumenta, essas técnicas podem se tornar totalmente inadequadas, necessitando readequar o sistema.

No Brasil normalmente utiliza-se lagoas de aeração para o tratamento do lixiviado, técnica herdada dos tratamentos de esgotos domésticos. As áreas e solos contaminados pelos lixiviado de RSU normalmente são deixadas à própria sorte, sofrendo atenuação natural. Além disso, por apresentar alta heterogeneidade e variabilidade em seus parâmetros físicos, químicos e biológicos, o lixiviado apresenta dificuldade na adoção de sistemas de tratamentos eficientes padronizados.

Atualmente os parâmetros empregados para o tratamento do lixiviado são de sistemas de tratamento de esgotos domésticos. Porém, o lixiviado possui características muito distintas, o que pode influir em tratamentos com capacidades subestimados e de baixa eficiência. Dessa forma, uma grande demanda seria o estabelecimento de parâmetros para esse sistema.

A utilização de biofiltros é viável pelo relativo baixo custo de instalação, mas sugere-se o seu uso conjugado a outros sistemas pós-tratamento, devido à dependência de fatores que interferem na qualidade do lixiviado que alimenta o sistema.

O tratamento combinado com esgotos domésticos pode ser o mais interessante, devido à existência de redes coletoras e ETEs já instaladas nos centros urbanos brasileiros. Porém, deve-se considerar os impactos provocados por essa mistura nos processos de biodegradação. Outro ponto é avaliar a viabilidade técnica e econômica, além de estabelecer parâmetros para o controle operacional. A eficiência desse sistema combinado necessita também do estabelecimento de faixas de concentração de cargas de carbono e de nitrogênio do lixiviado a serem misturadas ao efluente doméstico. A alta concentração desses parâmetros existentes no lixiviado podem comprometer todo o tratamento.

Devido às características específicas do lixiviado, pode-se identificar na sua microbiota autóctone micro-organismos com propriedades específicas que poderiam ser utilizados para a degradação de contaminantes. Além disso, o desenvolvimento de um sistema próprio traria vantagens em termos de processos e parâmetros de tratamento do lixiviado. O melhor conhecimento e entendimento da biorremediação aplicada ao lixiviado, devido às suas peculiaridades, poderia ser expandido para outros setores que geram efluentes de difícil tratamento biológico.

Uma aplicação interessante poderia ser em aterros onde o lixiviado apresenta alta concentração de N-amoniaco, o qual poderia ser usado em reatores anaeróbios para a produção de gás metano, uma fonte de energia.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 8419:1992. *Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos*, 1992. Disponível em: <http://sites.unicentro.br/wp/educacaoambiental/files/2017/04/NBR-8419.pdf>. Acesso em: fev. 2018.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004:2004. *Resíduos sólidos – Classificação*, 2004. Disponível em: <http://www.v3.eco.br/docs/NBR-n-10004-2004.pdf>. Acesso em: fev. 2018

ABDULSALAM, S.; OMALE, A. B. Comparison of Biostimulation and Bioaugmentation Techniques for the Remediation of Used Motor Oil Contaminated Soil, *Braz. Arch. Biol. Technol.*, 52 (3), 747–754, 2012.

ADENIPEKUN C. O.; ISIKHUEMHEN, O. S. Bioremediation of Engine Oil Polluted Soil by the Tropical White-Rot Fungus, *Lentinus squarrosulus* Mont. (Singer), *Pak. J. Biol. Sci.*, 11 (12), 1634–1637, 2008.

ADENIPEKUN, C. O.; OGUNJOBI, A. A.; OGUNSEYE, O. A. Management of Polluted Soils by a White-Rot Fungus, *Pleurotus pulmonarius*. *Assum Univ. J. Technol.* 15 (1), 57–61, 2011.

ALVAREZ, V. M.; MARQUES, J. M.; KORENBUM, E.; SELDIN, L. Comparative Bioremediation of Crude Oil-Amended Tropical Soil Microcosms by Natural Attenuation, Bioaugmentation, or Bioenrichment. *Appl. Environ. Soil Sci.* 2011, 156320, 2011.

AMUNDSON, R.; BERHE, A.A.; HOPMANS, J.W.; OLSON, C.; SZTEIN, A.E.; SPARKS, D.L. Soil and human security in the 21st century. *Science*, 2015.

ANDREONI, V.; GIANFREDA, L. Bioremediation and monitoring of aromatic-polluted habitats. *Appl Microbiol Biotechnol* 76:287–308, 2007.

ABRELPE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil*, 2016.

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* 32:180, 2016.

BAKER, K. H. e HERSON, D. S. *Bioremediation*. McGraw-Hill, Inc, Environmental Microbiology Associates, Inc. Harrisburg, Pennsylvania, 375p, 1994.

BALAJI, V.; ARULAZHAGAN, P.; EBENEZER, P. Enzymatic Bioremediation of Polyaromatic Hydrocarbons by Fungal Consortia Enriched From Petroleum Contaminated Soil and Oil Seeds. *J. Environ. Biol.*, 35 (3), 521–529, 2014.

BAMFORTH, S.; SINGLETON, I. Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons: current knowledge and future directions. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 80:723–736, 2005.

BENTO, F. M.; DE OLIVEIRA CAMARGO, F. A.; OKEKE, B. C.; FRANKENBERGER, W. T. Diversity of Biosurfactant Producing Microorganisms Isolated From Soils Contaminated With Diesel Oil, *Microbiol. Res.*, 160 (3), 249–255, 2004.

BIDONE, F.R.A.; POVINELLI, J.; COTRIM, S.L.S. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de filtros percoladores. In: 19º CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1997. Anais... Foz de Iguaçu, ABES, 1997.

BIDONE, R. F. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: Estudo de caso – Central de Resíduos do Recreio, em Minhas do Leão/RS. Dissertação de Mestrado. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2007.

BLAKE, W.S.; CHRISTOPHER, N.L.; JOSEPH, M.S.; JASON, R.M.; ISABELLE, M.C.; DANA, W.K.; BRADLEY, S.S. Municipal Solid Waste Landfills Harbo Distinct Microbiomes. *Frontiers in Microbiology*, vol.7, art.534, 2016.

BORDOLOI, N.K.; KONWAR, B.K. Bacterial biosurfactant in enhancing solubility and metabolism of petroleum hydrocarbons. *J Hazard Mater* 170:495–505, 2009.

BRÁS, I.P.L., FERREIRA, B.S., SILVA, M.E.F. Avaliação do efeito da recirculação de lixiviados num aterro sanitário. *Millenium*, Vol.2(2), pp.107-117,01 ju. 2017.

BRASIL. *Constituição da República Federativa do Brasil de 1988*. Brasília, DF. 05 out. 1988.

BRASIL. *Decreto - lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010*. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 02 de agosto de 2010.

BRASIL. Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 02 set. 1981.

BRASIL. Lei nº 9.605 de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 12 fev. 1998.

BRASIL. Lei nº 10.257 de 10 de julho de 2001. Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 10 jul. 2001.

BRENTANO, D. M. Desenvolvimento e aplicação do teste de toxicidade crônica com *Daphnia magna*: Avaliação de efluentes tratados de um aterro sanitário. 2006. 130 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - *Universidade Federal de Santa Catarina*, Florianópolis, 2006.

BRISAUD, F. Mixing and its impact on faecal coliform removal in a stabilization pond. *Water Science and Technology*, v. 48, n. 2, p. 75-80, 2003.

BUNDY, J. G.; PATON, G. I.; CAMPBELL, C. D. Microbial Communities in Different Soils Types do not Converge After Diesel Contamination, *J. Appl. Microbiol.*, 92, 276–288, 2002.

CAMPOS, J.R.; MORTARA, R.; ARAUJO, J.C. Development and Analysis of Anaerobic Biofilms Hydrophobic and Hydrophilic Surfaces. *Environmental Technology*, Inglaterra, v. 25, n. 1, p. 808-817, 2004.

CARBERRY J. B.; WIK, J. Comparison of *Ex Situ* and *In Situ* Bioremediation of Unsaturated Soils Contaminated by Petroleum, *J. Environ. Sci. Health, Part A*, 36 (8), 1491–1503, 2001.

CASTILHOS JUNIOR, A.B. (org). Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Rio de Janeiro: ABES. (Projeto PROSAB), 2006.

CHEN, J.; WONG, M. H.; WONG, Y. S.; TAM, N. F. Multi-Factors on Biodegradation Kinetics of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) by *Sphingomonas Spp.* A Bacterial Strain Isolated From Mangrove Sediment, *Mar. Pollut. Bull.*, 57 (6–12), 695–702, 2008.

CHERNICHARO, C.A.L.; VON SPERLING, M. Urban wastewater treatment technologies and the implementation of discharge standards in developing countries. *Urban Water*, v. 4, n. 1, p. 150-114, 2002.

CHIKERE, C. B.; OKOYE, A.U.; OKPOKWASILI, G.C. Microbial community profiling of active oleophilic bacteria involved in bioreactorbased crude-oil polluted sediment treatment. *J Appl Environ Microbiol* 4:1–20, 2016.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 18 mar. 2005

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 430 de 16 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Diário Oficial da União*, Brasília, 16 maio 2011.

COPAM – DN nº 52, de 14 de dezembro de 2001. Convoca municípios para o licenciamento ambiental de sistema adequado de disposição final de lixo e dá outras providências. *Diário do Executivo – “Minas Gerais”*, Belo Horizonte, 15 dez. 2001.

CORSEUIL, H. X.; ALVAREZ, P. J. J. "Natural Bioremediation perspective for BTX – contaminated groundwater in Brazil: effect of ethanol." *Water Science and Technology*, 34 (7-8), 311-318, 1996.

COSSU, R. *Biological removal of nutrients in co-treatment of leachate and sewage*. In: PROCEEDINGS OF INTERNATIONAL TRAINING SEMINAR: MANAGEMENT AND TREATMENT OF MSW LANDFILL LEACHATE, 1998, Venice, p. XXXIII-1 a XXXIII-13. Cagliari (Italy): CISA, Sanitary Environmental Engineering Centre, 1998.

COUTO, M. N.; MONTEIRO, E.; VASCONCELOS, M. T. Mesocosm Trials of Bioremediation of Contaminated Soil of a Petroleum Refinery: Comparison of Natural Attenuation, Biostimulation and Bioaugmentation, *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, 17 (7), 1339–1346, 2010.

DANGL, J.; COOK, D.; HASELKORN, R.; LAST, R.L.; MARTIENSSEN, R.; MCCOUCH, S.; RETZEL, E.F.; SOMERVILLE, C.R.; WESSLER, S.; YATES, J. The national plant genomics initiative: objectives for 2003-2008. *Plant Physiology*, 130:1741-1744, 2002.

DELILLE, D.; COULON, F.; PELLETIER, E. Effects of temperature warming during a bioremediation study of natural and nutrient-amended hydrocarbon-contaminated sub-Antarctic soils. *Cold Reg Sci Technol* 40:61–70, 2004.

DEMAJOROVIC, J.; BESEN, G. R.; RATHSAM, A. A. *Os desafios da gestão compartilhada de resíduos sólidos face à lógica do mercado*. 2005.

DIAMADOPOULOS, E. *et al.* Combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in a sequencing batch reactor. *Water Science & Technology*, v. 36, p. 61-68, 1997

EGGEN, T., MOEDER, M., and ARUKWE, A. Municipal landfill leachates: a significant source for new and emerging pollutants. *Sci. Total Environ.* 408, 5147–5157, 2010.

EL FANTROUSSI, S.; AGATHOS, S. N. Is bioaugmentation a feasible strategy for pollutant removal and site remediation? *Curr Opin Microbiol* 8:268–275, 2005.

ENGLEHARDT, J. D. *et al.* Options for Managing Municipal Landfill Leachate: Year 1 Development of Iron-Mediated Treatment Processes. *Tech. Rep., Florida Center for Solid and Hazardous. Waste Management*, EUA, 2006.

EUN-HEE, L.; KANG, L. K.; CHO, K. Bioremediation of Diesel-Contaminated Soils by Natural Attenuation, Biostimulation and Bioaugmentation Employing *Rhodococcus Spp.* EH831, *Korean J. Microbiol. Biotechnol.*, 39 (1), 86–92, 2011.

FACCHIN, J.M.J. *Avaliação do tratamento combinado de esgoto e lixiviado de aterro sanitário na ETE LAMI (Porto Alegre) após o primeiro ano de operação*. In: 27º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, Anais... Porto Alegre. Rio de Janeiro: ABES, 2000.

FAMULARI, S.; WITZ, K. A User-Friendly Phytoremediation Database: Creating the Searchable Database, the Users, and the Broader Implications, *Int. J. Phytorem.*, 17 (8), 737–744, 2015.

FAUTO, M. L. *Expedição Vida*, 2012. Disponível em: <http://expedicaovida.com.br/voce-quer-saber-como-funciona-o-aterro-de-brusque-para-onde-vao-os-residuos-de-blumenau/>. Acesso em maio 2018.

FEAM - FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. *Caderno técnico de reabilitação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos*. 36 p. Fundação Israel Pinheiro: Belo Horizonte, 2010.

FERRAZ, L. Prefeitura de SG multa Haztec. *Jornal O SÃO GONÇALO*, 2016. Disponível em: <http://www.osaogoncalo.com.br/geral/18550/prefeitura-de-sg-multa-haztec>. Acesso em: maio de 2018.

FERREIRA, J.A. *Plano de gestão do encerramento do aterro do Morro do Céu em Niterói (RJ)*. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005, Anais... Campo Grande, Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

FLORESTA, C. Estações compactas. Governo do Estado de São Paulo implanta tratamento de esgoto em cidades com até 50 mil habitantes. Conheça o programa e os projetos das ETEs. *Revista Infraestrutura Urbana: projetos, custos e construção*. ed.26, maio, 2013. Disponível em: <http://infraestruturaurbana17.pini.com.br/solucoes-tecnicas/26/artigo280963-3.aspx>. Acesso em: maio, 2018.

FRASCARI, D.; ZANAROLI, G.; DANKO, A.S. In situ aerobic cometabolism of chlorinated solvents: a review. *J Hazard Mater* 283:382–399, 2015.

FULEKAR, M. H.; GEETHA, M. Bioremediation of Chlorpyrifos by *Pseudomonas aeruginosa* Using Scale up Technique. *J. Appl. Biosci.*, 12, 657–660, 2008.

GARCÍA-DELGADO, C.; ALFARO-BASTA, I.; EYMAR, E. Combination of biochar amendment and mycoremediation for polycyclic aromatic hydrocarbons immobilization and biodegradation in creosote-contaminated soil. *J Hazard Mater* 285:259–266, 2015.

GENTRY, T.J.; RENSING, C.; PEPPER, I.L. New approaches for bioaugmentation as a remediation technology. *Crit Rev Environ Sci Technol* 34:447–494, 2004.

GOMES, L. P. (Coord.) et al. Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. PROSAB. São Leopoldo, RS: ABES, 2009.

GUERINOT, M.L.; SALT, D.E. Fortified foods and phytoremediation: two sides of the same coin. *Plant Physiology*, 125:164-167, 2001.

GUERRA, R. C.; ANGELIS, D. F. D. "Classificação e biodegradação de lodo de Estações de Tratamento de Água para descarte em Aterro Sanitário." *Arquivos do Instituto Biológico*, 72 (1), 87-91, 2005.

GUNASEKARAN, P.; MUTHKRISHNAN, J.; RAJENDRAN, P. Microbes in Heavy Metal Remediation, *Indian J. Exp. Biol.*, 41, 935–944, 2003.

HARITASH, A. K.; KAUSHIK, C. P. Biodegradation Aspects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A Review, *J. Hazard. Mater.*, 169 (1–3), 1–15, 2009.

HAYNES, R. J. "Nature of the belowground ecosystem and its development during pedogenesis," in *Advances in Agronomy*, Vol. 172, ed. D. L. Sparks (Amsterdam: Academic Press), 43–109, 2014.

HOGLAND, W. Remediation of an Old Landfill Site Soil Analysis, Leachate Quality and Gas Production. *Environ Sci & Pollut Res _9 Special Issue 1*: 49 – 54, 2002.

HU, G.; ZHAO, Y.; LIU, B.; SONG, F.; YOU, M. Isolation of an Indigenous Imidacloprid-Degrading Bacterium and Imidacloprid Bioremediation Under Simulated In Situ and Ex Situ Conditions, *J. Microbiol. Biotechnol.*, 23 (11), 1617–1626, 2013.

IKUMA, K.; GUNSCH, C. Effect of Carbon Source Addition on Toluene Biodegradation by an *Escherichia coli* DH5a Transconjugant Harboring the TOL Plasmid, *Biotechnol. Bioeng.*, 107 (2), 269–277, 2010.

IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo; Compromisso Empresarial para a Reciclagem. Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado. São Paulo; IPT;CEMPRE; 2 ed; 370 p., 2000.

INSAM, H & DE BERTOLDI, M. Microbiology of the composting process. In: Diaz, L. F., de Bertoldi, M., Bidlingmaier, W., Stentinford, E. (Eds.), *Compost Science and Technology. Waste Management Series*; pp. 25–48, 2007.

ISIKHUEMHEN O. S.; ANOLIEFO, G.; OGHAE, O. Bioremediation of Crude Oil Polluted Soil by the White Rot Fungus, *Pleurotus tuber-regium* (Fr) Sing. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 10, 108–112, 2003.

JANSSON, J. K.; HOFMOCKEL, K. S. The soil microbiome – from metagenomics to metaphenomics. *Curr. Opin. Microbiol.*, 43: 162-168, 2018.

JEON, C.O.; MADSEN, E.L. In situ microbial metabolism of aromatic-hydrocarbon environmental pollutants. *Current Opinion in Biotechnology*, Vol. 24(3), pp. 474-481, jun. 2013.

JHA, A. K. Probiotic Technology: An Effective Means for Bioremediation in Shrimp Farming Ponds, *J. Bangladesh Acad. Sci.*, 35 (2), 237–240, 2011.

JIMENEZ, N.; VINAS, M.; SABATE, J.; DIEZ, S.; BAYONA, J.M.; SOLANAS, A.M.; ALBAIGES, J. The Prestige oil spill. 2. Enhanced biodegradation of a heavy fuel oil

under field conditions by the use of an oleophilic fertilizer. *Environ Sci Technol* 40:2578–2585, 2006.

HEKSTER, F.M.; LAANE, R.W.P.M.; DE VOOGT, P. Environmental and toxicity effects of perfluoroalkylated substances. *Rev Environ Cont Toxicol*;179:99-121, 2003.

KHAN, F.I.; HUSAIN, T.; HEJAZI, R. An overview and analysis of site remediation technologies. *J Environ Manag* 71:95–122, 2004.

KIM S.; KRAJMALNIK-BROWN, R.; KIM, J-O.; CHUNG, J. Remediation of petroleum hydrocarbon-contaminated sites by DNA diagnosis-based bioslurping technology. *Sci Total Environ* 497:250–259, 2014.

KLIMIUK, E.; KULIKOWSKA, D. Organics removal from landfill leachate and activated sludge production in SBR reactors. *Waste Management*, n. 26, p. 1.140-1.147, 2006.

KULSHRESHTHA, S.; MATHUR, N.; BHATNAGAR, P. Mushroom as a Product and Their Role in Mycoremediation, *AMB Express*, 4 (29), 1–7, 2014.

KUMAR, A.; BISHT, B. S.; JOSHI, V. D.; DHEWA, T. Review on Bioremediation of Polluted Environment: A Management Tool, *Int. J. Environ. Sci.*, 1 (6), 1080–1093, 2011.

KURNIAWAN, T.A.; LO, W.; CHAN, G.Y.S. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*. V.B129, p. 80-100, 2006.

LAITINEM, N.; LUONSI, A.; VILEN, J. Landfill leachate treatment with sequencing batch reactor and membrane bioreactor. *Desalination*, n.191, p. 86-91, 2006.

LAVAGNOLO, M. C.; GROSSULE, V.; RAGA, R. Innovative dual-step management of semi-aerobic landfill in a tropical climate. *Waste Management*, 2018.

LEÃO, S.; BISHOP, I.; EVANS, D. Spatial-temporal model for demand and allocation of waste landfills in growing urban regions. *Computer Environment and Urban Systems*, 28:353 – 385, 2004.

LEE, H.; JANG, Y.; CHOI, Y. S.; KIM, M. J.; LEE, J.; LEE, H.; HONG, J. H. Biotechnological Procedures to Select White Rot Fungi for the Degradation of PAHs. *J. Microbiol. Methods*, 97, 56–62, 2014.

LEHMANN, J.; KLEBER, M. The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, v. 528, p. 60–68, 2015. doi:10.1038/nature16069

LEHMANN, V. “Bioremediation: A solution for polluted soils in the South?” *Biotechnology and Development Monitor*, (34), 12-17, 1998.

LEKANG O.I.; KLEPPE, H. Efficiency of nitrification in trickling filters using different filter media. *Aquacultural Engineering*, v. 21, p. 181-199, 2000

LIANG, Z.; LIU, J. Landfill leachate treatment with a novel process: anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) combined with soil infiltration system. *Journal of Hazardous Materials*, v. 151, p. 202-212, 2008.

LOCKHART, R. J., VAN DYKE, M. I., BEADLE, I. R., HUMPHREYS, P., and McCARTHY, A. J. Molecular biological detection of anaerobic gut fungi (Neocallimastigales) from landfill sites. *Appl. Environ. Microbiol.* 72, 5659–5661, 2006.

LU, Z.; HE, Z.; PARISI, V. A.; KANG, S.; DENG, Y.; VAN NOSTRAND, J. D. GeoChip-based analysis of microbial functional gene diversity in a landfill leachate-contaminated aquifer. *Environ. Sci. Technol.* 46, 5824–5833, 2012.

MAGALHÃES, R. A.; RIBEIRO, K. A. S. Política estadual de gestão de resíduos: uma análise do programa “Minas sem lixões”. *Revista Direito Ambiental e sociedade*, v. 7, n. 1, p. 34-61, 2017.

MAGAN, N.; FRAGOEIRO, S.; BASTOS, C. Environmental Factors and Bioremediation of Xenobiotics Using White Rot Fungi, *Mycobiology*, 38 (4), 238–248, 2010.

MAHMUD, K., HOSSAIN, MD.; SHAMS, S. Different treatment strategies for highly polluted landfill leachate in developing countries. *Waste Management* (New York, N.Y.), vol. 32, no. 11, p. 2096-2105, 2012.

MANSUR, M.; ARIAS, M. E.; COPA-PATINO, J. L.; FLARDH, M.; GONZALEZ, A. E. The White-Rot Fungus *Pleurotus ostreatus* Secretes Laccase Isozymes With Different Substrate Specificities. *Mycologia*, 95 (6), 1013–1020, 2003.

MARGESIN, R.; SCHINNER, F. Bioremediation (Natural Attenuation and Biostimulation) of Diesel-Oil-Contaminated Soil in an Alpine Glacier Skiing Area, *Appl. Environ. Microbiol.*, 67, 3127–3133, 2001.

MASONER, J.R.; KOLPIN, D.W.; FURLONG, E.T.; COZZARELLI, I.M.; GRAY, J.L. Landfill Leachate as a Mirror of Today's Disposable Society: Pharmaceuticals and Other Contaminants of Emerging Concern in Final Leachate from Landfills in the Conterminous United States. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 35, No. 4, pp. 906–918, 2016.

MATTEI, G.; ESCOSTEGUY, P.A.V. *Composição gravimétrica de resíduos sólidos aterrados*. Revista Engenharia sanitária e Ambiental. Vol.12 - Nº 3 - jul/set, 2007. p. 247-251, 2007.

MAYNARD, H.E.; OUKI, S.K.; WILLIAMS, S.C. Tertiary lagoons: a review of removal mechanisms and performance. *Water Research*, v. 33, n. 7, p. 1-13, 1999.

McLNERNEY, M. J., SIEBER, J. R., and GUNSALUS, R. P. Syntrophy in anaerobic global carbon cycles. *Curr. Opin. Biotechnol.* 20, 623–632, 2009.

MEAGHER, R.B. Phytoremediation of toxic elemental organic pollutants. *Curr Opin Plant Biol* 3:153–162, 2000.

MINAS GERAIS. Lei nº18.031, de 12 de janeiro de 2009. Dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos. *Diário do Executivo – “Minas Gerais”*, Belo Horizonte, 13 jan. 2009.

MISHRA, S.; SARMA, P. M.; LAL, B. Crude Oil Degradation Efficiency of a Recombinant *Acinetobacter baumannii* Strain and its Survival in Crude Oil-Contaminated Soil Microcosm, *FEMS Microbiol. Lett.*, 235 (2), 323–331, 2004.

MONTAGNOLLI, R. N., LOPES, P. R. M. e BIDOIA, E. D. “Applied models to biodegradation kinetics of lubricant and vegetable oils in wastewater.” *International Biodeterioration & Biodegradation*, 63, 297–305, 2009.

MORMILE, M. R., GURIJALA, K. R., ROBIONSON, J. A., McLNERNEY, M. J., and SUFLITA, J. M. The importance of hydrogen in landfill fermentations. *Appl. Environ. Microbiol.* 62,1583–1588, 1996.

MOSER, G. I. F.; Estudo da Nitrificação de Líquido Percolado de Aterro Sanitário Utilizando Sistemas de Lagoa Aerada e Lodos Ativados. Tese (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2003.

MURÍNOVÁ, S.; DERCOV, K. Response Mechanisms of Bacterial Degradors to Environmental Contaminants on the Level of Cell Walls and Cytoplasmic Membrane, *Int. J. Microbiol.* 2014, 873081, 2014.

NAIDU, Y.; MEON, S.; KADIR, J.; YASMEEN, S. Microbial Starter for the Enhancement of Biological Activity of Compost Tea. *J. Agric. Biol.*, 12 (1), 51–56, 2010.

NASCIMENTO, C.W.A.; XING, B. Phytoextraction: A review on enhanced metal availability and plant accumulation. *Scientia Agricola*, 63:299-311, 2006.

NIKOLOPOULOU, M.; KALOGERAKIS, N. Biostimulation strategies for fresh and chronically polluted marine environments with petroleum hydrocarbons. *J Chem Technol Biotechnol* 84:802–807, 2009.

OLIVEIRA, V.; GOMES, N. C.; ALMEIDA, A.; SILVA, A. M.; SILVA, H.; CUNHA, A. Microbe-Assisted Phytoremediation of Hydrocarbons in Estuarine Environments, *Microb. Ecol.*, 69 (1), 1–12, 2015.

OLIVEIRA, S.D.; LEMOS, S.J.L.; BARROS, C.A.; LEITE, S.G.F. Emprego de Fungos Filamentosos na Biorremediação de Solos Contaminados por Petróleo: Estado da Arte, Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2008

PADRON, E. R.; BORDENAVE, S.; LIN, S.; BHASKAR, I. M.; DONG, X.; SENSEN, C. W.; FOURNIER, J. Carbon and Sulfur Cycling by Microbial Communities in Gypsum-Treated Oil Sands Tailings Pond, *Environ. Sci. Technol.*, 45 (2), 439–446, 2011.

PALIWAL, V.; RAJU, S. C.; MODAK, A.; PHALE, P. S.; PUROHIT, H. J. *Pseudomonas putida* CS V86: A Candidate Genome for Genetic Bioaugmentation, *PLoS ONE*, 9 (1), e84000, 2014.

PARK, T.J.; LEE, K.H.; JUNG, E.J.; KIM, C.W. Removal of refractory organics and color in pigment wastewater with Fenton oxidation. *Water Sci. Technol.* 39 (10–11), 189–192, 1999.

PAPADOPOULOS, A.; FATTA, D.; LOIZIDOU, M. Treatment of stabilized landfill leachate by physico-chemical and bio-oxidation processes. *J. Environ. Sci. Health A33* (4), 651–670, 1998.

PEREIRA NETO, J. T. Gerenciamento do lixo urbano: Aspecto técnicos e operacionais. 1. ed. Minas Gerais: Miro Saraiva, p. 13 – 51, 2007.

PEARSON, H. The influence of pond geometry and configuration on facultative and maturation waste stabilization pond: performance and efficiency. *Water Science and Technology*, v. 31, n. 12, p. 129-139, 1995.

PEER, W.A.; MAMOUDIAN, M.; LAHNER, B.; REEVES, R.D.; MURPHY, A.S.; SALT, D.E. Identifying model metal hyperaccumulating plants: germplasm analysis of 20 Brassicaceae accessions from a wide geographical area. *New Phytologist*, 159:421-430, 2003.

PHIELER, R.; VOIT, A.; KOTHE, E. Microbially Supported Phytoremediation of Heavy Metal Contaminated Soils: Strategies and Applications. *Adv. Biochem. Eng. Biotechnol.*, 141, 211–235, 2014.

PHILIP, L.; IYENGAR, L.; VENKOBACHER, L. Site of Interaction of Copper on *Bacillus polymyxa*, *Water Air Soil Pollut.*, 119, 11–21, 2000.

PHILIPS, S.; LAANBROEK, H.J.; VERSTRAETE, W. Origin, causes and effects of increased nitrite concentration in aquatic environments. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v. 1, n. 2, p. 115-141, 2002

PHILP, J. C.; ATLAS, R. M. Bioremediation of contaminated soils and aquifers. In: Atlas RM, Philp JC (eds) Bioremediation: applied microbial solutions for real-world environmental cleanup. *American Society for Microbiology (ASM) Press*, Washington, pp 139–236, 2005.

FLORESTA, C. *Revista Infraestrutura Urbana*, ed.26, maio 2013. Disponível em: <http://infraestruturaurbana17.pini.com.br/solucoes-tecnicas/26/artigo280963-3.aspx>. Acesso em: 06 maio 2018.

POZDNYAKOVA, N. N. Involvement of the Ligninolytic System of White-Rot and Litter-Decomposing Fungi in the Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, *Biotechnol. Res. Int.* 2012, 243217, 2012.

RAVANIPOUR, M.; KALANTARY, R. R.; MOHSENI-BANDPI, A.; ESRAFILI, A.; FARZADKIA, M.; HASHEMI-NAJAFABADI, S. Experimental Design Approach to the Optimization of PAHs Bioremediation From Artificially Contaminated Soil: Application of Variables Screening Development, *J. Environ. Health Sci. Eng.*, 13 (22), 1–10, 2015.

CAMPOS, F. Lixiviado de aterro sanitário, impactos e alternativas de tratamento. *REVISTA TAE*, ed.4 – dez.2011/jan.2012 - ano I, 2011. Disponível em: <http://www.revistatae.com.br/3356-noticias>. Acesso em: maio de 2018.

ROMANI, A. P.; SEGALA, K. Planos de resíduos sólidos: desafios e oportunidades no contexto da Política Nacional de Resíduos Sólidos. Rio de Janeiro: *IBAM*, 2014.

SANCHEZ, C. Lignocellulosic Residues: Biodegradation and Bioconversion by Fungi. *Biotechnol. Adv.*, 27, 185–197, 2009.

SAR, P.; D'SOUZA, S. F. Biosorptive Uranium Uptake by Pseudomonas Strain: Characterization and Equilibrium Studies, *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 76, 1286–1294, 2001.

SCHWARZBAUER J.; HEIM S.; BRINKER S.; LITCKE R. Occurrence and alteration of organic contaminants in seepage and leakage water from a waste deposit land fill. *Water Res*; 36:2275 – 87, 2002.

SEGATO, L. M. & SILVA, C. L. III-039-Caraterização do chorume do aterro sanitário de Bauru. *ABES-Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 1-9, 2000.

SIDDIQUE, T.; PENNER, T.; KLASSEN, J.; NESBO, C.; FOGHT, J. M. Microbial Communities Involved in Methane Production From Hydrocarbons in Oil Sands Tailings, *Environ. Sci. Technol.*, 46 (17), 9802–9810, 2012.

SILVA-CASTRO G.A.; UAD, I.; RODRÍGUEZ-CALVO, A.; GONZÁLEZ-LÓPEZ J. CALVO, C. Response of autochthonous microbiota of diesel polluted soils to land-farming treatments. *Environ Res* 137:49–58, 2015.

SMITH, E.; THAVAMANI, P.; RAMADASS, K.; NAIDU, R.; SRIVASTAVA P.; MEGHARAJ, M. Remediation trials for hydrocarbon-contaminated soils in arid environments: evaluation of bioslurry and biopiling techniques. *Int Biodeterior Biodegradation* 101:56–65, 2015.

SINGH, D.; FULEKAR, M. H. Biodegradation of Petroleum Hydrocarbons by *Pseudomonas putida* Strain MHF 7109 Isolated From Cow Dung Microbial Consortium, *Clean – Soil Air Water*, 38 (8), 781–786, 2010.

- SIQUEIRA, J. O., MOREIRA, F. M. S., GRISI, B. M., HUNGRIA, M.; ARAÚJO, R. S. *Microrganismos e Processos Biológicos do Solo: Perspectiva Ambiental. Ministério da Agricultura, do Abastecimento e da Reforma Agrária. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa)*, 142p, 1994.
- SUGAI, S.F.; LINDSTROM, J.E.; BRADDOCK, J.F. Environmental influences on the microbial degradation of Exxon Valdez oil on the shorelines of Prince William Sound, Alaska. *Environ Sci Technol* 31:1564–1572, 1997.
- SUN, G. D.; XU, Y.; JIN, J. H.; ZHONG, Z. P.; LIU, Y.; LUO, M.; LIU, Z. P. Pilot Scale Ex Situ Bioremediation of Heavily PAHs Contaminated Soil by Indigenous Microorganisms and Bioaugmentation by a PAHs-Degrading and Bioemulsifier Producing Strain, *J. Hazard. Mater.*, 233–234, 72–78, 2012.
- TODOROVA, I.T.; KOSTOVA, I.S. Bioremediation of Leachate in the Landfill Drainage System. *Biotechnology & Biotechnological Equipment*, 14:1, 65-71, 2000.
- TORTORA, G. J; FUNKE, B. R; CASE, C. L. *Microbiologia*. 12^a.ed. Porto Alegre: Editora Artmed, 2016.
- TYAGI, M.; DA FONSECA, M. M.; DE CARVALHO, C. C. Bioaugmentation and Biostimulation Strategies to Improve the Effectiveness of Bioremediation Processes, *Biodegradation*, 22 (2), 231–241, 2011.
- URGUN-DEMIRTAS, M.; STARK, B.; PAGILLA, K. Use of Genetically Engineered Microorganisms (GEMs) for the Bioremediation of Contaminants, *Crit. Rev. Biotechnol.*, 26 (3), 145–164, 2006.
- VAN AKEN, B.; CORREA, P. A.; SCHNOOR, J. L. Phytoremediation of Polychlorinated Biphenyls: New Trends and Promises. *Environ. Sci. Technol.*, 44 (8), 2767–2776, 2010.
- VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G.V.R. *O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicação para projetos e operação*. Campina Grande, 1999.
- VAZOLLER, R. F.; GOMES, L. P.; BALDOCHI, V. M. Z.; VILLAS-BÔAS, D. M. F.; BADRA, R. J.; POLVINELLI, J. Biodegradability potencial of two experimental landfills in Brazil. *Brazilian Journal of Microbiology*, 32: 87-92, 2001.
- VILLAR, I.; ALVES, D.; GARRIDO, J.; MATO, S. Evolution of microbial dynamics during the maturation phase of the composting of different types of waste. *Waste Management* 54: 83–92, 2016.
- VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Vol. 3. Lagoas de Estabilização. 2a.ed.. 2. ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, v.1, 2002.*
- XIAO, M.; MEI, W.; CHEN, T. Cost–benefit calculation of phytoremediation technology for heavy-metal-contaminated soil. *Science of The Total Environment*, v. 563-564, p. 796-802, 2016.

WANG, R.; ZHANG, H.; SUN, L.; QI, G.; CHEN, S. ZHAO, X. Microbial community composition is related to soil biological and chemical properties and bacterial wilt outbreak. *Nature.com/scientificreports*, 7: 343, 2017. DOI:10.1038/s41598-017-00472-6.

WANG, X.; SHENG, J.; GONG, P.; XUE, Y.; YAO, T.; JONES, K. C. Persistent organic pollutants in the Tibetan surface soil: Spatial distribution, air–soil exchange and implications for global cycling. *Environmental Pollution*, v. 170, p. 145-151, 2012.

WHELAN, M.J.; COULON, F.; HINCE, G.; RAYNER, J.; McWATTERS, R.; SPEDDING, T.; SNAPE, I. Fate and transport of petroleum hydrocarbons in engineered biopiles in polar regions. *Chemosphere* 131:232–240, 2015.

WISZNIOWSKI J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GORSKA J.; MIKSCH K.; WEBER J. V. Landfill leachate treatment methods: a review. *Environmental Chemistry Letters*, v.4, p. 51-61, 2006.

YOUCAI, Z.; WANG, L.W.; HUA, R.H.; DIMIN, X.; GUOWEI, G. A comparison of refuse attenuation in laboratory and field scale lysimeters. *Waste Management* , v. 22, p. 29-35, 2002.

ZAINUN, M. Y. & SIMARANI, K. Metagenomics profiling for assessing microbial diversity in both active and closed landfills. *Science of the Total Environment* 616–617 ; 269–278, 2018.

ZANOTELLI, C.T. The performance of a facultative lagoon with baffled in the treatment of swine wastes. *Water Science and Technology*, v. 45, n. 1, p. 49-53, 2002.