

## **II-219 - TRATAMENTO CONJUGADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E ESGOTO SANITÁRIO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO**

**Valderi Duarte Leite<sup>(1)</sup>**

Engenheiro Químico pela Universidade Federal da Paraíba. Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Federal da Paraíba. Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP). Pós-Doutoramento no âmbito do PROCAD/CAPES/2007 entre as instituições parceiras PPGCTA/UEPB e DHS/EESC/USP. Professor Doutor da Universidade Estadual da Paraíba, onde desenvolve atividades de ensino e orientação de projetos de Mestrado e Doutorado.

**Andrezza Raphaella Costa Campos<sup>(2)</sup>**

Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba - UEPB

**Wilton Silva Lopes<sup>(3)</sup>**

Professor Doutor da Universidade Estadual da Paraíba - UEPB

**José Tavares de Sousa<sup>(4)</sup>**

Professor Titular da Universidade Estadual da Paraíba - UEPB

**Catarina Simone Andrade do Canto<sup>(5)</sup>**

Pós-doutoranda do Departamento de Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba - UEPB

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Rua Baraúnas, 351 - Bairro Universitário - Campina Grande - PB - CEP: 58429-500 - Brasil - Tel: +55 (83) 3315-3311 - e-mail: mangabeiraleite@gmail.com

### **RESUMO**

A busca contínua por alternativas viáveis e eficientes para o tratamento do lixiviado de aterro sanitário fez com que surgisse a ideia de se pesquisar sobre o tratamento conjugado entre lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário, visando ao tratamento do lixiviado com concentrações de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal reduzidas e, portanto, mais adequadas ao tratamento biológico convencional. Desta forma, este estudo teve por objetivo avaliar a eficiência do processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário (*in natura*) diluído com esgoto sanitário, utilizando-se uma série de lagoas de estabilização rasas (0,55 m). O sistema experimental foi constituído por quatro lagoas de estabilização em série, sendo uma lagoa facultativa (LF) seguida por três lagoas de maturação (LM1, LM2 e LM3). Para a alimentação do sistema era preparado, diariamente, 500 L de substrato a partir da mistura de 1% de lixiviado de aterro sanitário e 99% de esgoto sanitário. Também foram realizados dois perfis temporais de pH, concentração de oxigênio dissolvido e temperatura na série de lagoas de estabilização, objetivando a melhor compreensão do comportamento do sistema experimental. As eficiências médias de remoção de DQO total, DQO filtrada, DBO<sub>5</sub> e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> foram 49%, 48%, 69% e 86%, respectivamente. Constatou-se, ainda, que os valores finais de pH (8,9), DBO<sub>5</sub> (74 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>) e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (11 mgN.L<sup>-1</sup>) atingiram os patamares definidos pela Resolução do CONAMA 430/2011, para descarte de efluentes de sistemas de tratamento de esgoto sanitário em corpos aquáticos. A partir dos perfis realizados, observou-se que os valores de pH e oxigênio dissolvido variaram ao longo do dia, apresentando as maiores magnitudes para o período de maior insolação, entre 11 e 14 horas. Com base nos resultados obtidos, tem-se que o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário pode ser considerado uma alternativa viável e eficiente para o tratamento do lixiviado *in natura*, adequando-o a um processo biológico com baixo custo operacional, e evitando que o mesmo possa causar impactos negativos ao meio ambiente.

**PALAVRAS-CHAVE:** Tratamento conjugado, lixiviado de aterro sanitário, esgoto sanitário, lagoas de estabilização rasas.

### **INTRODUÇÃO**

Segundo Laconi *et al.* (2011), o lixiviado de aterro sanitário é resultado do processo de percolação das águas através dos resíduos sólidos e é considerado um dos tipos de águas residuárias que mais podem causar impactos negativos ao meio ambiente, haja vista apresentar características como altas concentrações de matéria orgânica, nitrogênio amoniacal e sais.

Os perigos potenciais do lixiviado de aterro sanitário exigem um tratamento rigoroso para que as exigências de lançamento em redes coletoras de esgotos ou em quaisquer outros corpos receptores possam ser atingidas (LI *et al.*, 2009). A composição química de um lixiviado é extremamente complexa, pelo fato do mesmo apresentar concentrações significativas de matéria orgânica (carbonácea e nitrogenada). Ademais, a relação DBO<sub>5</sub>/DQO gira em torno de 0,25, denotando que a matéria orgânica presente em lixiviado não é de fácil biodegradação.

Vale salientar, contudo, que outras espécies químicas como, por exemplo, metais pesados podem estar presentes na composição química do lixiviado. Portanto, torna-se necessária a busca por novas alternativas tecnológicas para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário; isto porque, no Brasil, o aterro sanitário é a via mais representativa de disposição final dos resíduos sólidos urbanos coletados.

Segundo Abbas *et al.* (2009), a quantidade de lixiviado gerado em um aterro sanitário depende da percolação das águas das chuvas através das camadas dos resíduos aterrados, dos processos bioquímicos que ocorrem na fração da massa putrescível, do percentual de água presente na massa dos resíduos e também do grau de compactação dos resíduos aterrados. Por outro lado, Guo *et al.* (2010) constataram que as características qualitativas do lixiviado de aterros sanitários variam de acordo com o tipo, grau e estágio de decomposição dos resíduos sólidos aterrados, como também da umidade, de variações sazonais do tempo e da idade do aterro. Para Li *et al.* (2009), o perigo potencial do lixiviado produzido em aterro sanitário implica na necessidade urgente de tratá-lo, tendo em vista atender às exigências de descarte em esgotos ou corpos aquáticos. Além disso, suas características o tornam preocupante tanto ambiental quanto economicamente, devido aos custos envolvidos no seu tratamento. Em função dessas características, é necessária a escolha do tratamento e condições de funcionamento ideais com o intuito de promover a máxima remoção de poluentes do lixiviado do aterro sanitário.

Dentre as tecnologias que estão sendo estudadas para tratar adequadamente o lixiviado de aterro sanitário, o tratamento conjugado é uma alternativa que vem sendo implantada em algumas ETE's no Brasil. Esta técnica consiste em adicionar o lixiviado de aterro sanitário ao esgoto sanitário nas unidades de tratamentos convencionais já existentes, minimizando, assim, os custos do aterro em relação ao tratamento dos resíduos lá gerados.

Mannarino *et al.* (2011) atestaram que o tratamento conjugado pode tornar-se uma alternativa viável para o tratamento de lixiviado. Porém, para que este tipo de tratamento seja implantado de forma adequada, alguns requisitos básicos devem ser levados em conta, como: a viabilidade do transporte do lixiviado até a ETE, a capacidade da estação em assimilá-lo, a compatibilidade do processo com as características do lixiviado e a possibilidade do manejo do lodo produzido.

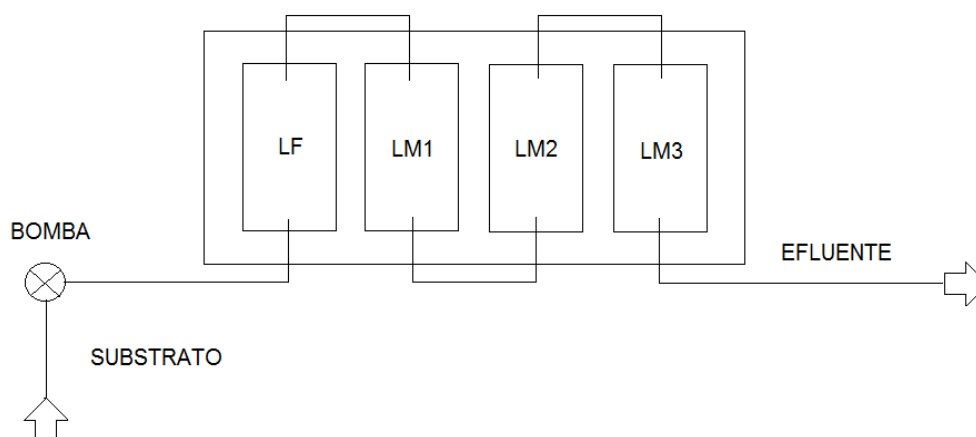
Vale ressaltar, contudo, que o tratamento conjugado pode ser desenvolvido em vários tipos de sistemas, entre eles, em lagoas de estabilização. De acordo com Mara (2004) e von Sperling (2002), as vantagens do emprego de lagoas de estabilização como alternativa de tratamento estão relacionadas a fatores como: simplicidade na construção, manutenção e operação do sistema; custos reduzidos quando comparados aos de outros sistemas de tratamentos de esgotos; fonte de energia solar facilmente disponível; resistência satisfatória às variações de cargas orgânicas e hidráulicas aplicadas no sistema e, no caso da lagoa de maturação/polimento, satisfatória eficiência em relação à remoção de microrganismos patogênicos, tornando viável a utilização do efluente para reúso agrícola.

Assim, na perspectiva de desenvolvimento de uma alternativa tecnológica que possa propiciar a produção de um efluente que atenda às normas institucionais concernentes ao lançamento águas residuárias em corpos d'água, dentro de uma relação custo-benefício promissora, este trabalho teve por objetivo estudar o processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em lagoas de estabilização rasas, com profundidade média de 0,55m.

## **MATERIAIS E MÉTODOS**

O sistema experimental foi projetado, construído e monitorado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário (EXTRABES), instituição de pesquisa da Universidade Estadual da Paraíba e localizada no bairro do Tambor, na cidade de Campina Grande (PB),

região Nordeste do Brasil (7°13'11''sul, 35°52'31''oeste e 550 m acima do nível do mar). Este foi dimensionado em escala piloto, sendo constituído por um reservatório de polietileno com capacidade de 500 L, utilizado para o preparo do substrato, e por quatro lagoas de estabilização em série, sendo uma facultativa (LF) e três de maturação (LM1, LM2 e LM3) (Figura 1). As lagoas foram construídas em alvenaria com interconexões de tubos de PVC, o que permitia a passagem do efluente de uma lagoa para outra. A primeira lagoa possuía um registro de controle de fluxo do substrato ligado a uma bomba peristáltica, para alimentação do sistema experimental. A carga superficial aplicada ao sistema foi de 320 kgDBO<sub>5</sub>/hab.dia, com TDH de aproximadamente 17 dias.



**Figura 1: Desenho esquemático do sistema experimental.**

As características físicas das lagoas são apresentadas na Tabela 1, a seguir.

**Tabela 1: Características físicas das quatro lagoas de estabilização utilizadas.**

Lagoas	Comprimento (m)	Largura (m)	Profundidade (m)	Área (m <sup>2</sup> )	Volume (m <sup>3</sup> )
LF	2,05	1,00	0,56	2,05	1,148
LM1	2,05	1,00	0,55	2,05	1,127
LM2	2,05	1,00	0,54	2,05	1,107
LM3	2,05	1,00	0,53	2,05	1,066

O lixiviado utilizado na preparação do substrato (mistura de esgoto sanitário com lixiviado de aterro sanitário) era coletado no aterro sanitário da região metropolitana de João Pessoa, capital do estado da Paraíba. A coleta era realizada periodicamente com o auxílio de um caminhão-tanque. Após coletado, o lixiviado era transportado até as dependências da EXTRABES, armazenado em reservatórios de polietileno e caracterizado física e quimicamente.

O esgoto sanitário utilizado para preparação do substrato era coletado diariamente no interceptor leste do sistema de esgotamento sanitário da cidade de Campina Grande (PB), localizado nas proximidades da EXTRABES.

A preparação do substrato utilizado na alimentação das lagoas de estabilização para o tratamento conjugado consistiu da mistura de esgoto sanitário com lixiviado de aterro sanitário na proporção 99:1 (percentagem em volume). Tal proporção foi baseada na relação entre a vazão de lixiviado produzido no aterro sanitário (1,6 L.s<sup>-1</sup>) e a vazão de esgoto sanitário produzido pela população da cidade de Campina Grande (PB) (535,0 L.s<sup>-1</sup>). Nestes termos, a vazão do lixiviado estimada a partir de cálculos correspondeu a 0,3% da vazão de esgoto sanitário. Assim, foi adotada a proporção de lixiviado de 1%, o que supera a proporção calculada, mas evita uma possível sobrecarga de lixiviado em um tratamento em escala real.

Vale ressaltar que se o lixiviado tiver DQO de até 10.000 mg.L<sup>-1</sup>, poderá ser usada uma proporção de lixiviado em torno de 5%. Mas, se o valor da DQO for próximo a 24.000 mg.L<sup>-1</sup>, essa proporção deverá ser reduzida para 2% evitando, assim, possíveis alterações na mistura com o esgoto, o que comprometeria a eficiência do

tratamento (Boyle e Ham (1974) e Henry (1987) *apud* Ferreira, 2009). Ressalta-se ainda que o volume (500L) de substrato necessário para a alimentação da série de lagoas de estabilização era preparado diariamente.

Para melhor compreensão do comportamento do sistema experimental, foram realizados dois perfis temporais para o monitoramento dos parâmetros pH, temperatura e concentração de oxigênio dissolvido (OD). No primeiro perfil foram medidos a temperatura ambiente, a radiação ultravioleta, com o auxílio de um radiômetro com comprimento de onda de 360 nm, e o pH a 20 cm da superfície da massa líquida durante um período de 18h, com medidas tomadas de hora em hora. No segundo perfil, com duração de 24 horas e amostragem também horária, foram monitoradas a temperatura a 20 cm de profundidade, a concentração de oxigênio dissolvido (a 20 e 50 cm de profundidade) e o pH a 20 cm da superfície da massa líquida nas quatro lagoas de estabilização.

A apresentação dos resultados e o tratamento estatístico para os parâmetros monitorados foram realizados com o auxílio do software *Minitab* 15. Ademais, com objetivo de descrever a tendência da distribuição dos valores médios dos dados amostrais, utilizou-se a representação gráfica do *Box Plot*.

Finalmente, o processo de monitoramento consistiu na coleta e caracterização de amostras do lixiviado, do esgoto doméstico, do substrato e dos resíduos líquidos efluentes de cada lagoa. Os parâmetros analíticos caracterizados foram: DQO<sub>Total</sub>; DQO<sub>Filtrada</sub>; DBO<sub>5</sub>; N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>; pH; sólidos totais; sólidos totais voláteis; sólidos suspensos totais; sólidos suspensos voláteis; alcalinidade total; ácidos graxos voláteis; oxigênio dissolvido, fósforo total e ortofosfato. As amostras eram coletadas semanalmente, no período da manhã. Ademais, todos os parâmetros físicos e químicos foram analisados de acordo com as metodologias preconizadas pela American Public Health Association (APHA, 2012).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

O lixiviado de aterro sanitário utilizado na preparação do substrato foi caracterizado quimicamente e os resultados são apresentados na Tabela 2.

**Tabela 2. Magnitudes dos resultados advindos da caracterização química do lixiviado, *in natura*, do aterro sanitário da região metropolitana da cidade de João Pessoa (PB).**

Parâmetros	Unidades	M <sub>Média</sub>	M <sub>Mínima</sub>	M <sub>Máxima</sub>
pH	-	7,9	7,8	8,0
Alcalinidade Total	mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>	9054,0	7187,0	10827,0
Ácidos Graxos Voláteis	mgHAc.L <sup>-1</sup>	3318,0	2340,0	4284,0
Sólidos Totais	mg.L <sup>-1</sup>	21794,0	20004,0	23179,0
Sólidos Totais Voláteis	mg.L <sup>-1</sup>	6261,0	5204,0	7578,0
Sólidos Suspensos Totais	mg.L <sup>-1</sup>	952,0	899,0	1000,0
Sólidos Suspensos Voláteis	mg.L <sup>-1</sup>	469,0	431,0	543,0
DQO <sub>Total</sub>	mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	19672,0	18370,0	21733,0
DQO <sub>Filtrada</sub>	mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	11448,0	13293,0	10647,0
DBO <sub>5</sub>	mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	7021,0	6328,0	7439,0
Nitrogênio Total Kjeldhal	mgN.L <sup>-1</sup>	2383,0	1791,0	2756,0
Nitrogênio Amoniacal	mgN.L <sup>-1</sup>	2177,0	1586,0	2550,0
Fósforo Total	mgP.L <sup>-1</sup>	11,2	9,1	12,8
Ortofosfato	mgP.L <sup>-1</sup>	6,0	5,1	6,6

Segundo von Sperling (1995), a relação entre a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO) fornece informações sobre a biodegradabilidade dos compostos orgânicos e indica qual método de tratamento é o mais viável.

Assim, analisando-se os dados apresentados na Tabela 2, constata-se que o lixiviado utilizado para preparação do substrato era detentor de baixa relação DBO<sub>5</sub>/DQO (0,36), além de apresentar elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal e de alcalinidade total. Portanto, frente à magnitude destes parâmetros, em especial ao que se refere ao material carbonáceo e nitrogenado, pode-se dizer que o lixiviado estudado é proveniente de um aterro sanitário de difícil biodegradabilidade e que possui expressivo potencial de toxicidade, o que inviabiliza a aplicação do tratamento biológico na sua forma "*in natura*".

Segundo Ahmed e Lan (2012), o lixiviado, quando novo, apresenta altas concentrações de matéria orgânica biodegradável favorecendo, assim, uma elevada razão DBO<sub>5</sub>/DQO. Contudo, esta razão tende a cair com o tempo, devido aos processos de estabilização da matéria orgânica biodegradável. Desta forma, restará apenas a matéria orgânica de difícil degradação, o que reduzirá a razão DBO<sub>5</sub>/DQO indicando a dificuldade do tratamento do lixiviado por métodos convencionais.

Como já mencionado, a principal forma de nitrogênio encontrada no lixiviado do aterro sanitário foi o amoniacal, correspondendo a 91% do total encontrado. Esta elevada concentração de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (2177 mgN.L<sup>-1</sup>) sugere uma maior dificuldade para a aplicação direta de um tratamento biológico convencional.

De acordo Zhang *et al.* (2009), os sistemas anaeróbios são eficientes no tratamento de substratos com elevadas concentrações de DQO. Mas, em se tratando de lixiviado, as elevadas concentrações de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> inibem os microrganismos presentes no sistema de tratamento. Nestes termos, a dessorção de amônia como uma etapa prévia ao tratamento biológico faz-se necessária, ou mesmo outro tipo de tratamento, como o tratamento conjugado lixiviado-esgoto sanitário em lagoa facultativa.

A alcalinidade, definida como a capacidade de reagir quantitativamente com um ácido forte até um valor definido de pH, é constituída por espécies químicas que contribuem para o tamponamento dos processos biológicos de tratamento de resíduos, evitando, assim, variações bruscas do pH. Neste estudo, a alcalinidade a bicarbonato também apresentou valores elevados, apesar da alta produção de ácidos graxos voláteis (3318,0 mgHAc.L<sup>-1</sup>). Nestas condições, o pH manteve-se levemente básico, atingindo um valor médio de 7,9. Vale ressaltar, contudo, que o pH está diretamente ligado às concentrações de nitrogênio amoniacal e de ácidos graxos voláteis, tornando esses elementos os principais parâmetros na gestão do equilíbrio de pH no meio reacional (FISGATIVA *et al.*, 2016).

As concentrações de sólidos totais também atingiram patamares elevados. Contudo, a concentração média dos sólidos totais voláteis (STV) representou pouco menos de 30% dos sólidos totais presentes no lixiviado. Ademais, a relação entre as concentrações dos sólidos suspensos voláteis e dos sólidos suspensos totais (SSV/SST) foi igual a 0,5, o que sugere que metade dos sólidos suspensos presentes no lixiviado era constituído por massa bacteriana.

Na Tabela 3 são apresentadas as magnitudes dos parâmetros químicos do esgoto sanitário utilizado para a preparação do substrato utilizado na alimentação da série de lagoas de estabilização.

**Tabela 3. Magnitudes dos resultados advindos da caracterização química do esgoto sanitário da cidade de Campina Grande (PB).**

Parâmetros	Unidades	M <sub>Média</sub>	M <sub>Mínima</sub>	M <sub>Máxima</sub>
pH	-	7,2	7,0	7,5
Alcalinidade Total	mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>	340,0	287,0	492,0
Ácidos Graxos Voláteis	mgHAc.L <sup>-1</sup>	109,0	73,0	171,0
Sólidos Totais	mg.L <sup>-1</sup>	968,0	872,0	1160,0
Sólidos Totais Voláteis	mg.L <sup>-1</sup>	443,0	315,0	587,0
Sólidos Suspensos Totais	mg.L <sup>-1</sup>	175,0	120,0	256,0
Sólidos Suspensos Voláteis	mg.L <sup>-1</sup>	161,0	131,0	214,0
DQO <sub>Total</sub>	mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	540,0	513,0	580,0
DQO <sub>Filtrada</sub>	mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	165,0	135,0	220,0
DBO <sub>5</sub>	mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	190,0	174,0	228,0
Nitrogênio Total Kjeldhal	mgN.L <sup>-1</sup>	76,0	60,0	89,0
Nitrogênio Amoniacal	mgN.L <sup>-1</sup>	49,0	44,0	56,0
Fósforo Total	mgP.L <sup>-1</sup>	6,6	5,4	8,1
Ortofosfato	mgP.L <sup>-1</sup>	4,0	2,4	5,1

Ao se analisar os valores médios apresentados na Tabela 3, pode-se constatar que os parâmetros que caracterizam o esgoto como sendo forte são: DQO<sub>Total</sub> (540,0 mg.L<sup>-1</sup>), NTK (76,0 mgN.L<sup>-1</sup>), N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (49,0 mgN.L<sup>-1</sup>) e sólidos totais (969,0 mg.L<sup>-1</sup>). Por outro lado, parâmetros como sólidos suspensos totais (180,0 mg.L<sup>-1</sup>), sólidos suspensos voláteis (161,0 mg.L<sup>-1</sup>), sólidos suspensos fixos (39,0 mg.L<sup>-1</sup>), DBO<sub>5</sub> (190,0 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>) e fósforo total (6,5 mgP.L<sup>-1</sup>) estão dentro da faixa que classifica o esgoto como sendo moderado. Portanto, o esgoto sanitário da cidade de Campina Grande – PB encontra-se dentro da faixa que o caracteriza



como esgoto entre moderado e forte, de acordo com a classificação de esgoto adotada por Jordão e Pessoa (2005).

Como o lixiviado, o esgoto sanitário utilizado no experimento apresentou baixa relação  $DBO_5/DQO$  (0,35), o que o caracterizou como sendo lentamente biodegradável. Já no tocante à alcalinidade e aos ácidos graxos voláteis, os valores obtidos foram relativamente baixos quando comparados àqueles obtidos para o lixiviado. A capacidade de tamponamento do meio foi mantida, com o pH em torno da neutralidade (pH médio igual a 7,2).

É sabido que o pH é um dos parâmetros essenciais para o desenvolvimento do tratamento biológico, devido a grande sensibilidade dos microrganismos às suas variações. Desta forma, cada etapa do processo mostra uma sensibilidade diferente a uma dada faixa de pH. Um pH entre 7,0 e 8,0, por exemplo, é adequado para a degradação de proteínas; entre 6,0 e 9,0, para degradação de carboidratos (WALKER *et al.*, 2010). Bactérias fermentativas e a maior parte dos microrganismos metanogênicos se desenvolvem melhor quando submetidos a uma faixa de pH entre 4,0 e 8,5 e entre 6,5 e 7,2, respectivamente (ZHANG & SUN, 2014). Por outro lado, a metanogênese sofre limitações para valores menores que 5,5 e maiores que 8,0. Assim, em casos de tratamento biológico, conjugado ou não, o pH do meio deve ser devidamente controlado em função das etapas a serem desenvolvidas em cada sistema.

Vale ressaltar que, assim como o nitrogênio, o fósforo constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos, por ser exigido também em grandes quantidades pelas células. Os esgotos sanitários no Brasil apresentam, tipicamente, concentração de fósforo total na faixa de 6 a 10 mgP/L, não exercendo efeito limitante sobre os tratamento biológico em si. Neste trabalho, também de forma semelhante ao apresentado para o lixiviado, os valores médios de fósforo total e ortofosfato foram inferiores a 12 mgP.L<sup>-1</sup>, o que está de acordo com o exposto acima. E como dito anteriormente, valores de fósforo e ortofosfato nesta faixa classificam o esgoto como sendo moderado.

Na Tabela 4 são apresentadas as magnitudes dos parâmetros químicos referentes ao substrato utilizado para a alimentação da série de lagoas de estabilização.

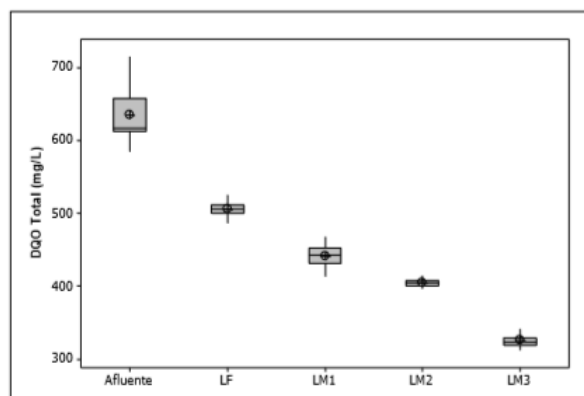
**Tabela 4. Magnitudes dos resultados advindos da caracterização química do substrato utilizado na alimentação da série de lagoas de estabilização rasas.**

Parâmetros	Unidades	M <sub>Média</sub>	M <sub>Mínima</sub>	M <sub>Máxima</sub>
pH	-	7,4	7,1	7,7
Alcalinidade Total	mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>	418,0	369,0	479,0
Ácidos Graxos Voláteis	mgHAc.L <sup>-1</sup>	116,0	78,0	182,0
Sólidos Totais	mg.L <sup>-1</sup>	1129,0	937,0	1746,0
Sólidos Totais Voláteis	mg.L <sup>-1</sup>	553,0	384,0	766,0
Sólidos Suspensos Totais	mg.L <sup>-1</sup>	194,0	140,0	271,0
Sólidos Suspensos Voláteis	mg.L <sup>-1</sup>	175,0	133,0	251,0
DQO <sub>Total</sub>	mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	637,0	585,0	715,0
DQO <sub>Filtrada</sub>	mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	223,0	214,0	232,0
DBO <sub>5</sub>	mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	241,0	203,0	286,0
Nitrogênio Total Kjeldhal	mgN.L <sup>-1</sup>	98,0	76,0	121,0
Nitrogênio Amoniacal	mgN.L <sup>-1</sup>	77,0	61,0	92,0
Fósforo Total	mgP.L <sup>-1</sup>	7,5	4,2	9,9
Ortofosfato	mgP.L <sup>-1</sup>	4,5	3,2	5,8

Substrato: 99% de esgoto doméstico + 1% de lixiviado de aterro sanitário.

Analisando-se os dados apresentados na Tabela 4, pode-se constatar que ao se adicionar 1% de lixiviado de aterro sanitário (*in natura*) ao esgoto sanitário, houve a elevação da concentração de todos os parâmetros químicos analisados, quando comparadas àquelas apresentadas pelo esgoto doméstico. Porém, o substrato ainda apresentou características entre esgoto forte e moderado, de acordo com a classificação de esgoto adotada por Jordão e Pessoa (2005).

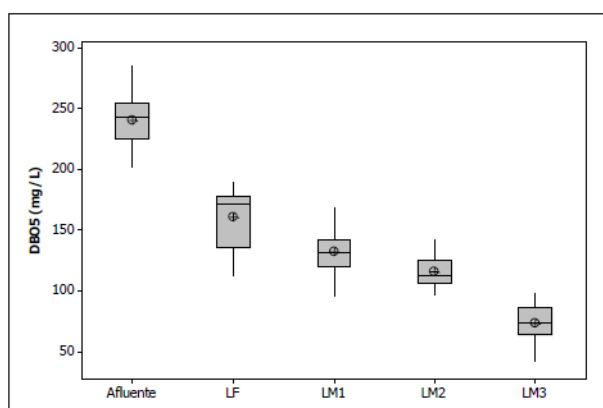
A concentração média de matéria orgânica no substrato, em termos de  $DQO_{Total}$ , foi  $637 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ , atingindo  $326 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  no efluente da LM3 (Figura 2). Esta redução resultou em uma eficiência de remoção de matéria orgânica carbonácea de 49%, obtida para uma carga superficial aplicada de  $320 \text{ kgDBO}_5/\text{hab.dia}$  e razão  $DBO_5/DQO$  de 0,38 (lentamente biodegradável).



**Figura 2: Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de  $DQO_{Total}$  obtidos a partir do monitoramento da série de lagoas de estabilização ensaiadas.**

Lima (2010) e Torquato (2010), tratando um substrato produzido a partir da mistura de água residuária com lixiviado de aterro sanitário e utilizando um sistema de lagoas de estabilização rasas, composto por uma lagoa facultativa e três lagoas de maturação, obtiveram eficiências de remoção de matéria orgânica carbonácea de 54% e 19%, respectivamente.

Também observa-se que o valor médio de  $DBO_5$  no substrato foi  $241 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  e na LM3,  $74 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  (Figura 3). Nestes termos, a eficiência de remoção do sistema foi de 69%, durante o tratamento do substrato ao longo da série de lagoas de estabilização. Pode-se inferir que tal comportamento ocorre devido à atuação dos microrganismos na parcela biodegradável da matéria orgânica do substrato, apesar da baixa razão  $DBO_5/DQO$ . É importante frisar que, para que o efluente possa ser descartado em corpo aquático, este deve obedecer aos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 430/2011, onde o valor máximo de  $DBO_5$  é de  $120 \text{ mg/L}$ . Nestes termos, pode-se afirmar que o tratamento proposto foi efetivo na remoção da matéria bioquimicamente degradável.



**Figura 3: Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de  $DBO_5$  obtidos a partir do monitoramento da série de lagoas de estabilização ensaiadas.**

Ainda segundo a referida Resolução, o limite máximo de  $DBO_5$  permitido somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de  $DBO_5$  ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

Deve-se ressaltar, ainda, que o aumento da concentração média de  $\text{DBO}_5$  para  $241,0 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ , quando comparada àquela relativa ao esgoto sanitário da cidade de Campina Grande ( $190 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ), o enquadrrou como esgoto forte.

No tocante à alcalinidade e aos ácidos graxos voláteis, os valores obtidos também foram relativamente baixos, com valores médios de pH variando entre 7,0 e 9,0 ao longo da série de lagoas de estabilização (Tabela 4).

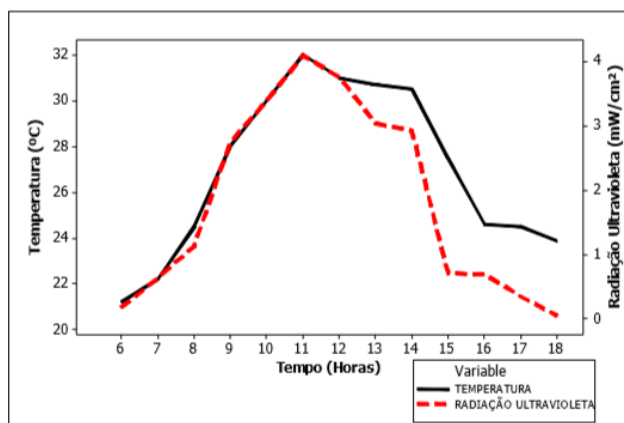
Com relação aos parâmetros NTK (concentração média de  $98 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ ) e  $\text{N-NH}_4^+$  (concentração média de  $77 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ ), salienta-se que estas concentrações ultrapassaram os limites estabelecidos para esgoto forte, que são  $76 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$  e  $49 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ , respectivamente (Tabela 3). Contudo, estes valores não apresentaram altos níveis de toxicidade para as células microbianas, haja vista a boa eficiência de remoção de matéria orgânica carbonácea (aprox. 50%).

As concentrações de sólidos totais no substrato foram baixas quando comparadas àquelas obtidas para o lixiviado *in natura*. Ademais, a concentração média dos sólidos totais voláteis (STV) representaram cerca de 49% dos sólidos totais presentes no substrato, com uma razão SSV/SST de 0,9, indicando que 90% dos sólidos suspensos presentes no substrato eram compostos por microrganismos.

### PERFIS TEMPORAIS - 18h

Como mencionado em Material e Métodos, foram realizados dois perfis temporais com o objetivo de melhor compreender o comportamento do sistema experimental. No primeiro perfil, foram medidos a temperatura ambiente, a radiação ultravioleta e o pH, a 20 cm da superfície, durante um período de 18h.

Observa-se, pela Figura 4, que a incidência de radiação ultravioleta apresentou uma crescente nas primeiras 5h de perfil (máximo de  $4,1 \text{ mW}/\text{cm}^2$ ), o que foi acompanhado pelo aumento de temperatura (máximo de  $32^\circ\text{C}$ ). Assim, pode-se inferir que os resultados obtidos para radiação ultravioleta e temperatura ambiente têm relação entre si e afetam diretamente a atividade fotossintética das algas, bem como a atividade metabólica das bactérias. Esta relação tem como consequência a obtenção de melhores resultados quanto ao tratamento do substrato.



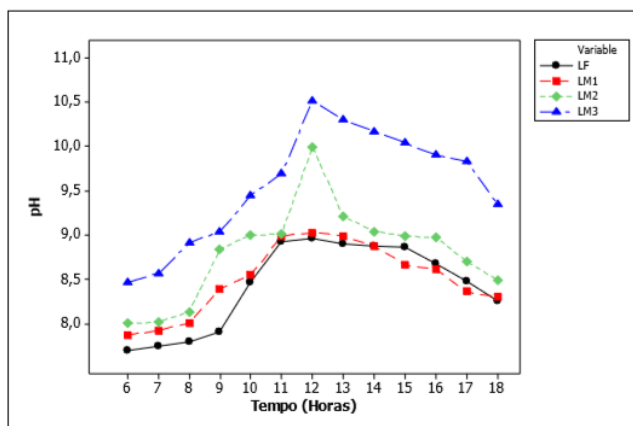
**Figura 4: Variações temporais da temperatura ambiente e da radiação ultravioleta obtidas a partir do perfil de 18h.**

Jordão e Pessoa (2005) também atestam que a temperatura apresenta relação com a radiação solar, além da velocidade da fotossíntese e da velocidade do metabolismo dos microrganismos. Assim, a radiação solar nas lagoas de estabilização tem influência direta sobre a velocidade da fotossíntese.

Com relação à variação temporal do pH, medido a 20 cm da superfície (Figura 5), pode-se observar que houve elevação no período de 9 às 12 horas na série de lagoas avaliadas, decrescendo lentamente até o final do período de ensaio. O aumento do pH está relacionado à atividade fotossintética mais intensa, sendo causado pelo aumento da radiação ultravioleta e, consequentemente, da temperatura ambiente.



De acordo com Santos (2010), lagoas de estabilização, por apresentarem baixas profundidades, favorecem a penetração da radiação solar, resultando na elevação do pH e da concentração de oxigênio dissolvido no meio líquido. Consequência deste fato é o decaimento da concentração de microrganismos patogênicos, o que traz mais qualidade ao efluente gerado.



**Figura 5: Variação temporal do pH, medido a 20 cm da superfície, obtida a partir do perfil de 18h.**

## PERFIS TEMPORAIS - 24h

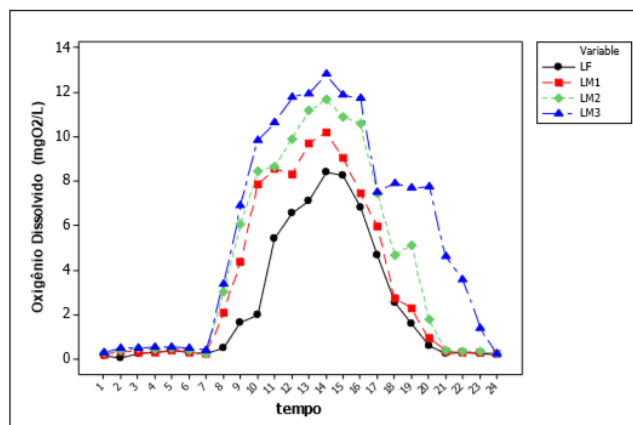
No segundo perfil temporal, foram monitoradas a concentração de oxigênio dissolvido (a 20 e 50 cm de profundidade), a temperatura a 20 cm de profundidade e o pH a 20 cm da superfície da massa líquida das lagoas de estabilização.

As lagoas facultativas caracterizam-se por apresentar, no decorrer do dia, condições aeróbias e anaeróbias na massa líquida das lagoas de estabilização. Durante o dia, a produção de OD aumenta devido às condições favoráveis à atividade fotossintética realizada pelas algas, favorecendo a predominância de condições aeróbias na massa líquida da lagoa de estabilização. Já no período noturno, a produção de oxigênio, a partir da fotossíntese, é interrompida, passando a prevalecer a condição de anaerobiose na massa líquida da lagoa de estabilização (KELLNER e PIRES, 1998). Comportamento semelhante pode ser observado na Figura 6, que mostra o comportamento do pH nas lagoas de estabilização, quando as medidas foram tomadas a 20 cm da superfície.

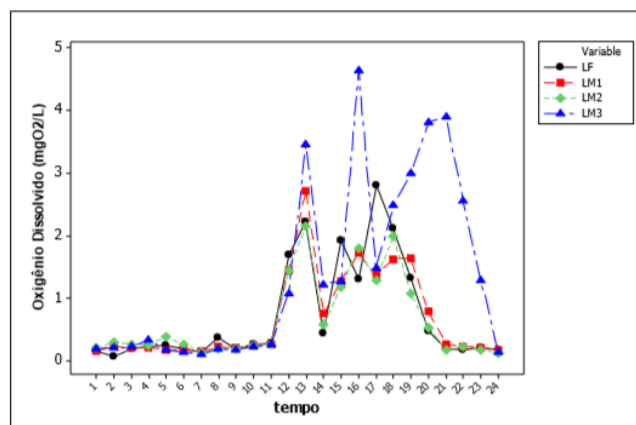
A tendência do comportamento da concentração de OD, medida a 50 cm da superfície da massa líquida nas lagoas de estabilização (Figura 7), foi crescente das 12 às 18 horas, tendo sua concentração reduzida a partir das 19 horas, com exceção da LM3, na qual a concentração de OD começou a decrescer somente a partir das 21 horas. Como no caso anterior, pode-se concluir que durante o dia, devido às algas promoverem a fotossíntese, a produção de OD foi maior que o consumo, elevando a sua concentração nas lagoas. Durante a noite, o consumo do OD foi maior que sua produção, reduzindo sua concentração nesse horário.

O comportamento da temperatura na massa líquida, medida a 20 cm de sua superfície na série de lagoas de estabilização, é apresentado na Figura 8. Observa-se, como nos casos anteriores, um comportamento crescente das 7 às 16 horas, sofrendo decréscimo a partir das 17 horas. Esse comportamento ocorre, provavelmente, devido às mudanças na temperatura ambiente ao longo do dia. Os valores máximos de temperatura nas quatro lagoas foram obtidos entre 14 e 15 horas, podendo ser explicados pela lenta transferência de calor do ambiente para as lagoas.

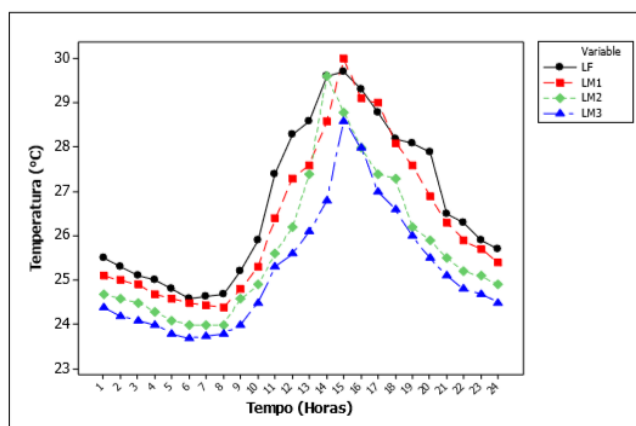
Finalmente, a Figura 9 mostra a variação temporal de pH obtida durante a realização do segundo perfil. Pode-se observar que os maiores valores do pH ocorreram entre os horários de 8 e 17 horas, apresentando forte tendência a permanecer constante ao longo da noite. Este fato demonstra a influência existente entre a atividade fotossintética e a variação do pH em cada lagoa. Os valores de pH tenderam a aumentar ao longo das lagoas e atingiram os seguintes valores: 8,9 (LF); 8,9 (LM1); 9,38 (LM2) e 10,0 (LM3).



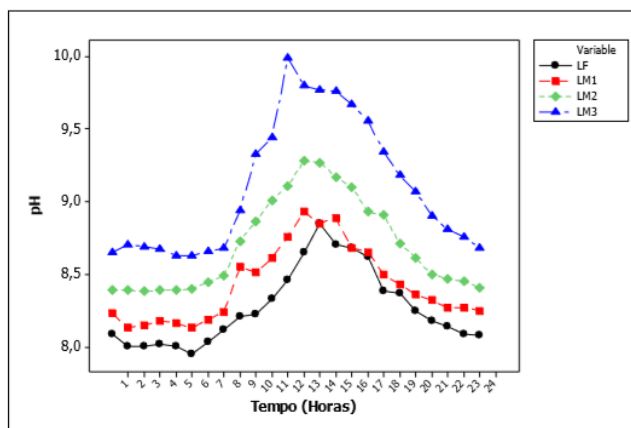
**Figura 6:** Variação temporal da concentração de oxigênio dissolvido, medida a 20 cm da superfície, obtida a partir do perfil de 24 h.



**Figura 7:** Variação temporal da concentração de oxigênio dissolvido, medida a 50 cm da superfície, obtida a partir do perfil de 24 h.



**Figura 8:** Variação temporal da temperatura, medida a 20 cm da superfície, obtida a partir do perfil de 24 h.



**Figura 9: Variação temporal do pH, medida a 20 cm de profundidade, obtida a partir do perfil de 24 h.**

## CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, conclui-se que:

- A mistura de 1% de lixiviado de aterro sanitário com 99% de esgoto sanitário (percentagem em volume) produziu um substrato com características de esgoto forte e de degradação lenta, podendo, contudo, ser tratado via processo biológico.
- O tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, sem que houvesse o tratamento prévio do lixiviado, mostrou-se uma alternativa viável de tratamento para este tipo de resíduo, por gerar efluentes que atenderam aos padrões de descarte de efluentes em corpos aquáticos, como estabelecido pela Resolução 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Ademais, a possível eliminação de patogênicos, característica deste tipo de sistema, o tornou ainda mais atrativo.
- As lagoas de estabilização em série, com profundidade média de 0,5m na região nordeste do Brasil, apresentaram bom desempenho no tratamento de substrato utilizado no que concerne à remoção de material carbonáceo e nitrogenado.
- Com relação aos indicadores, os valores médios de  $\text{DBO}_5$ ,  $\text{N-NH}_4^+$  e pH obtidos após o tratamento apresentaram-se dentro das condições padrões estabelecidas pela Resolução CONAMA 430/2011, para descarte em corpos aquáticos de efluente de sistema de tratamento de esgoto sanitário.
- A partir da realização do primeiro perfil temporal (18h), observou-se que a temperatura ambiente e radiação ultravioleta apresentaram grande influência no comportamento do sistema experimental ao longo do dia, o que resultou na elevação do pH da massa líquida.
- Com a realização do segundo perfil (24h), constatou-se que os valores dos indicadores OD, pH e temperatura apresentaram um comportamento crescente durante o dia e decrescente durante a noite, devido à influência da temperatura ambiente sobre o sistema experimental.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBAS, A.A.; GUO, J.S.; PING, L.Z.; YA, P.Y.; AL-REKABI, W.S. Review on Landfill Leachate Treatments. *American Journal of Applied Sciences*, v. 6, n. 4, p. 672-684, 2009.
- AHMED, N.F., LAN, C.Q. Treatment of Landfill Leachate Using Membrane Bioreactors: A Review. *Desalination*, v. 287, p. 41-54, 2012.
- APHA - American Public Health Association. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21th ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2005.

4. FERREIRA, C.F.A.; CANTANHEDE, A.L.G.; LEITE, V.D.; BILA, D.M.; CAMPOS, J.C.; YOKOYAMA, L.; FIGUEREIDO, I.C.; MANNARINO, C.M.; SANTOS, A.N.; FRANCO, R.S.O.; LOPES, W.S.; SOUSA, J.T. Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos com Esgoto Sanitário. *In: GOMES, L.P., (Coord.). Resíduos Sólidos: Estudo de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. PROSAB 5, v. 3. ABES, Rio de Janeiro - RJ, 2009, p. 243 – 293.*
5. FISGATIVA, H.; TREMIER, A.; DABERT, P. Characterizing the Variability of Food Waste Quality: a Need for Efficient Valorisation Through Anaerobic Digestion. *Waste Management*, v. 50, p. 264–274, 2016.
6. GUO, J.S.; ABBAS, A.A.; CHEN, Y.P.; LIUA, Z.P.; FANG, F.; CHEN, P. Treatment of Landfill Leachate Using a Combined Stripping, Fenton, SBR, and Coagulation Process. *Journal of Hazardous Materials*, v. 178, n. 1-3, p. 699–705, 2010.
7. JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. Tratamento de Esgotos Domésticos, 4ª ed., SEGRAC, Rio de Janeiro - RJ, 2005, 932 p.
8. KELLNER, E.; PIRES, E.C. Lagoas de estabilização. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro - RJ, 1998. 244p.
9. LACONI, C., ROSSETTI, S., LOPES, A., RIED, A. Effective Treatment of Stabilized Municipal Landfill Leachates. *Chemical Engineering Journal*, v. 168, p. 1085–1092, 2011.
10. LI, H.; ZHOU, S.; SUN, Y.; FENG, P.; LI, J. Advanced Treatment of Landfill Leachate by a New Combination Process in a Full-Scale Plant. *Journal of Hazardous Materials*, v. 172, n. 1, p. 408–415, 2009.
11. LIMA, D. F. Tratamento Conjugado de Águas Residuárias e Lixiviado de Aterro Sanitário em Lagoas de Estabilização Rasas. Campina Grande. 2010. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual da Paraíba, 2010.
12. MANNARINO, C.F.; FERREIRA, J.A.; MOREIRA, J.C. Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos e Esgoto Doméstico como Alternativa para a Solução de um Grave Problema Ambiental e de Saúde Pública – Revisão Bibliográfica. *Caderno de Saúde Coletiva*, v. 19, n. 1, p. 1-9, 2011.
13. MARA, D. Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries. 1<sup>st</sup> ed., Earthscan, London - UK, 2004, 310 p.
14. SANTOS, A.S.P. Aspectos Técnicos e Econômicos do Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterro Sanitário com Esgoto Doméstico em Lagoas de Estabilização. Rio de Janeiro. 2010. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2010.
15. TORQUATO, S.C. Pós-Tratamento Conjugado de Águas residuárias Doméstico e Lixiviado em Lagoas de Estabilização. Campina Grande. 2010. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Campina Grande, 2010.
16. VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. v. 1. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. Belo Horizonte, 1995, 240 p.
17. VON SPERLING, M. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Lagoas de Estabilização. v. 3. 2ª ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. Belo Horizonte, 2002, 196 p.
18. WALKER, L.R. An Investigation into the Bioprocesses of DiCOM®: A Technology Combining Composting and Thermophilic Anaerobic Digestion for the Treatment of Municipal Solid Waste. Western Australia. 2010. Thesis. Murdoch University, 2010.
19. ZHANG, T., DING, L., REN, H., XIONG, X. Ammonium Nitrogen Removal from coking Wastewater by Chemical Precipitation Recycle Technology. *Water Research*, v. 43, p. 5209–5215, 2009.
20. ZHANG, L.; SUN, X. Changes in physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage co-composting of green waste with spent mushroom compost and biochar. *Bioresource Technology*, v. 171, n. 1, p. 274–284, 2014.