

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

AVALIAÇÃO MICROBIOLÓGICA DE TRATAMENTO CONJUNTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E ESGOTO SANITÁRIO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

* Alinne Gurjão de Oliveira ¹
Valderi Duarte Leite ²
José Tavares de Sousa ²
Wilton Silva Lopes ²
Elaine Gurjão de Oliveira ²
Andrezza Raphaella Costa Campos ²

MICROBIOLOGICAL EVALUATION OF COMBINED TREATMENT
OF LANDFILL LEACHATE AND SEWAGE IN STABILIZATION
PONDS

Recibido el 15 de diciembre de 2015; Aceptado el 28 de junio de 2016

Abstract

This study aimed to evaluate the microbial community present in the effluents of treatment combined of sanitary landfill leachate "in nature" and sewage in wastewater stabilization ponds. The experimental system consisted of four shallow stabilization ponds in series. The substrate used for feeding the series of ponds consisted of mixture of sewage (99%) plus landfill leachate "in nature" (1%). The average removal efficiency of thermotolerant coliforms and helminthes eggs was 99.78% and 100%, respectively. The average concentration of algal chlorophyll mass in the was 1032.6 ug / L. 29 taxons included in seven taxonomic classes were identified: *Cyanobacteria*, 7 spp; *Chlamydomyces*, 3 spp; *Chlorophyceae*, 9 spp; *Euglenophyceae*, 4 spp; *Bacillariophyceae*, 4 spp; *Chrysophyceae*, 1 spp; and *Zygnemaphyceae*, 1 spp.

Keywords: combined treatment, algae, coliforms, helminthes eggs.

¹ Universidade Federal da Paraíba (UFPB), Brasil.

¹ Universidade Estadual da Paraíba, (UEPB), Brasil.

*Autor correspondente: Rua Cônsul Joseph Noujaim Habib Nacad, s/n. 58410-260. Campina Grande – PB, Brasil.
Email: alinnegurjao@gmail.com

Resumo

O presente trabalho objetivou avaliar a comunidade microbiana presente nos efluentes do tratamento conjunto de lixiviado de aterro sanitário “*in natura*” e esgoto sanitário em lagoas de estabilização. O sistema experimental era constituído de quatro lagoas de estabilização rasas em série. O substrato utilizado na alimentação da série de lagoas consistia da mistura de esgoto sanitário (99%) mais lixiviado de aterro sanitário “*in natura*” (1%). A eficiência média de remoção de coliformes termotolerantes e ovos de helmintos foi de 99.78% e 100%, respectivamente. A concentração média da massa algal expressa em *clorofila a* foi de 1032.6 ug/L. Foram identificados 29 táxons incluídos em sete classes taxonômicas: *Cyanobacteria*, 7 spp; *Chlamydoephyceae*, 3 spp; *Chlorophyceae*, 9 spp; *Euglenophyceae*, 4 spp; *Bacillariophyceae*, 4 spp; *Chrysophyceae*, 1 spp; e *Zygnemaphyceae*, 1 spp.

Palavras chave: tratamento conjunto, algas, coliformes, ovos de helmintos.

Introdução

Os atuais padrões de produção e consumo adotados pela sociedade contemporânea têm promovido crescente geração e diversidade de resíduos sólidos e líquidos, que quando não tratados e destinados corretamente, geram impactos ao meio ambiente e à biota do seu entorno.

Segundo o Panorama de Resíduos Sólidos do Brasil (Abrelpe, 2014), a geração de Resíduos Sólidos Urbanos em 2014 foi de 78.6 milhões de toneladas, representando uma produção per capita de 387.63 kg/hab.dia. Destes, 58.4% tiveram destinação final correta, enquanto os 41.6% restantes seguiram para lixões ou aterros controlados, que não oferecem proteção adequada ao meio ambiente e à saúde pública.

Os aterros sanitários são amplamente adotados para a destinação final de resíduos sólidos urbanos (Renou *et al.*, 2008). Segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos Urbanos (Brasil, 2010) apenas os rejeitos devem ser destinados aos aterros sanitários, entretanto, grande quantidade de resíduos sólidos (secos e úmidos) é direcionada a esses locais. Mehmood *et al.* (2009) afirmam que apesar das características construtivas e operacionais dos aterros sanitários reduzirem significativamente o potencial de contaminação ambiental dos lixiviados, a sua produção é ainda um grande problema para a indústria de resíduos sólidos.

Lixiviados resultam da percolação de águas através dos resíduos sólidos. É considerado um dos tipos de águas residuárias que podem causar grandes impactos ao meio ambiente, haja vista ser detentor de altas concentrações de nitrogênio amoniacal, matéria orgânica e sais (Lacóni *et al.*, 2011). Ao atingir as águas superficiais, acarreta a sensível redução de oxigênio dissolvido, levando à instabilidade da vida dos seres aeróbios do ecossistema; os nutrientes podem acelerar o processo de eutrofização de corpos d’água; e as substâncias químicas presentes nos

lixiviados podem ser tóxicas ou bioacumulativas na cadeia alimentar. Diante disso, é imperativo o tratamento desses resíduos, objetivando o não comprometimento da qualidade ambiental e da saúde pública.

Há atualmente uma série de opções disponíveis para gerenciar os lixiviados de aterros sanitários. No entanto, Mahmud *et al.* (2011) destacam que a gestão dos lixiviados deve considerar as características físicas e químicas dos mesmos, o nível de tratamento esperado e a viabilidade econômica de fazê-lo. O tratamento de lixiviados de aterros sanitários para atender às exigências do lançamento em corpos de águas naturais, é uma preocupação tanto ambiental quanto econômica, em virtude dos elevados custos de tratamento (Li *et al.*, 2009).

O tratamento de lixiviados de aterros sanitários combinado com esgotos sanitários na estação de tratamento de esgotos é por vezes preferido pela sua fácil manutenção e baixos custos operacionais (Renou *et al.*, 2008), desde que não acarrete problemas ao sistema de tratamento, tais como intoxicação e o não atendimento a padrões de lançamentos. Esta é uma das alternativas mais utilizadas para redução da concentração de poluentes dos lixiviados de aterros sanitários (Meehmood *et al.*, 2009; Gotvajna *et al.*, 2009).

Lagoas de estabilização são os processos mais simples para tratamento de águas residuárias, haja vista serem consideradas de baixo custo de manutenção e operação e empregadas como alternativas para tratamento biológico de determinados tipos de águas residuárias (Mozaheb *et al.*, 2010). Segundo Shanthala *et al.* (2009), as lagoas de estabilização tem como vantagem a economia e a eficiência no tratamento de esgotos em pequenas comunidades, podendo ser aplicada preferencialmente em regiões de clima quente.

O conhecimento da estrutura e dinâmica da comunidade microbiana permite a avaliação do sistema de tratamento, uma vez que, a ocorrência e distribuição dos microrganismos são resultados dos processos envolvidos na estabilização da matéria orgânica. A quantidade de microrganismos patogênicos, a manutenção da diversidade de espécies e a concentração da matéria orgânica, constituem aspectos importantes a serem abordados para avaliar a eficiência do tratamento em lagoas de estabilização.

O presente trabalho objetiva avaliar qualitativa e quantitativamente a comunidade microbiana presente no tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário “*in natura*” e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, na região nordeste do Brasil.

Materiais e métodos

O sistema experimental foi projetado, construído e monitorado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES) da Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, Paraíba, nordeste do Brasil (7°13'11''sul, 35°52'31'' oeste e 550 m acima do nível do mar). O sistema experimental é constituído por quatro lagoas de estabilização em série, sendo uma lagoa facultativa, seguida de três lagoas de maturação.

Preparação do Substrato

O substrato utilizado na alimentação das lagoas de estabilização, consistiu da mistura de esgoto doméstico (99%), coletado no interceptor leste do sistema de esgotamento sanitário da cidade de Campina Grande – PB, localizado nas proximidades do laboratório da EXTRABES, mais 1% (percentagem em volume) de lixiviado de aterro sanitário “*in natura*” coletado no aterro sanitário da região metropolitana da capital do Estado da Paraíba.

Sistema experimental

O sistema experimental foi dimensionado em escala piloto, sendo constituído por um reservatório de polietileno de 500 litros, onde era preparado o substrato, e de quatro lagoas de estabilização rasas em série, construídas em alvenaria com interconexões de tubos de PVC, permitindo a passagem do efluente de uma lagoa para outra. O processo de alimentação era realizado por uma bomba peristáltica, que aduzia o substrato para um registro de controle de fluxo instalado na primeira lagoa da série.

Na Tabela 1, são apresentados os parâmetros físicos das lagoas de estabilização em série.

Tabela 1. Dados dos parâmetros físicos das lagoas de estabilização em série.

	Comprimento (m)	Largura (m)	Profundidade (m)	Área (m ²)	Volume (m ³)
Lagoa 1	2.05	1.00	0.56	2.05	1.148
Lagoa 2	2.05	1.00	0.55	2.05	1.127
Lagoa 3	2.05	1.00	0.54	2.05	1.107
Lagoa 4	2.05	1.00	0.53	2.05	1.086

Na Figura 1 é apresentada a representação esquemática do sistema experimental utilizado no tratamento conjunto de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário.

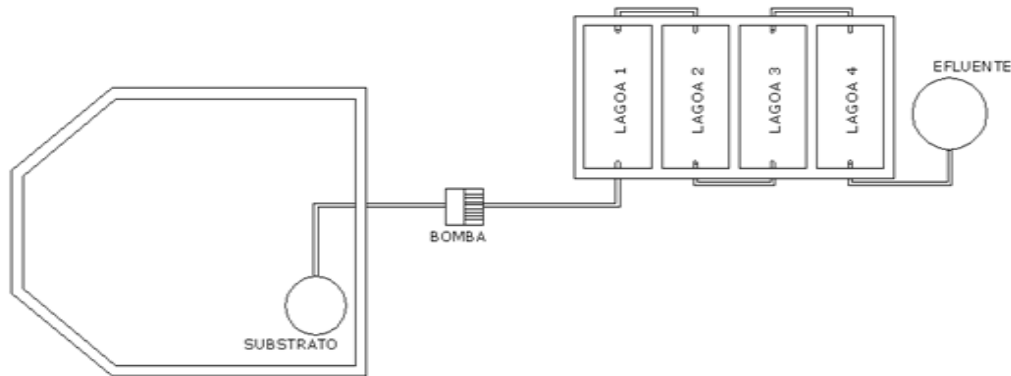


Figura 1. Representação esquemática do sistema experimental.

Monitoramento e Métodos Analíticos Aplicados

O monitoramento do sistema foi realizado por um período de 11 meses, compreendendo as estações de chuva e de verão na região nordeste do Brasil. A taxa de aplicação superficial (λ_s) foi de 320 kg.DBO₅/ha.dia, com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 17 dias para a série de lagoas.

Neste trabalho, foram adotadas nomenclaturas para os pontos de coleta das amostras, sendo eles: Entrada, Lagoa 1, Lagoa 2 (L2), Lagoa 3 (L3) e Lagoa 4 (L4), correspondendo às amostras coletadas na caixa de alimentação, saída da Lagoa 1, saída da Lagoa 2, saída da Lagoa 3, e saída da Lagoa 4 (saída do sistema).

As amostras eram coletadas semanalmente pela manhã, às 8:00 horas. Todos os parâmetros químicos, coliformes termotolerantes e *clorofila a*, foram realizados de acordo com a metodologia preconizada pela American Public Health Association (Clesceri, 2005). Para caracterização de ovos de helmintos foram coletadas amostras com frequência quinzenal e os ovos quantificados de acordo com Bailenger (1979), modificado por Ayres e Mara (1996). A caracterização da comunidade fitoplanctônica foi realizada segundo Bicudo e Menezes (2006), também com frequência semanal e amostras coletadas em toda coluna líquida das lagoas.

Resultados e discussão

Caracterização Química dos efluentes

Na Tabela 2 são apresentados os valores mínimos, máximos e médios da caracterização química do esgoto sanitário, do lixiviado de aterro, da entrada (substrato de 99% de esgoto mais 1% de lixiviado) e efluentes dos tanques em série.

Tabela 2. Parâmetros químicos dos esgotos, lixiviados e entrada e efluentes dos tanques em série.

Parâmetros (mg.L ⁻¹)*	Esgoto	Lixiviado	Entrada	L1	L2	L3	L4
pH	7.0 – 7.5 7.2	7.8 – 8.0 7.9	7.1 – 7.6 7.4	7.7 – 8.2 7.9	7.8 – 8.6 8.2	8.0 – 9.0 8.4	8.3 – 9.3 8.8
DQO	513 – 580 540	18370 – 21733 19672	585 – 783 634	433 – 772 520	405 – 490 445	390 – 746 443	280 – 393 325
DBO ₅	174 – 228 190	6328 – 7439 7021	202 – 286 238	114 – 190 159	96 – 169 132	97 – 143 117	42 – 98 73
ST	669 – 1249 1009	20004 – 23179 21794	937 – 1368 1100	857 – 1173 994	944 – 1188 1039	812 – 1362 1059	668 – 1358 1046
N-NH ₄ ⁺	44 – 56 49	1586 – 2550 2177	61 – 92 77	37 – 64 50	22 – 52 35	12 – 35 23	3 – 21 11
P - Total	5.4 – 8.1 6.6	9.1 – 12.8 11.2	5.9 – 9.8 7.7	4.1 – 8.3 6.3	4.1 – 7.8 5.8	3.3 – 6.7 5.2	2.9 – 6.2 4.4

*Exceto pH (adimensional)

O lixiviado de aterro sanitário apresentou elevadas concentrações de pH, DQO, DBO₅, ST, N-NH₄⁺ e P – Total. A adição de 1% de lixiviado ao esgoto sanitário elevou as concentrações dos parâmetros analisados (pH – 7.4; DQO – 634 mg.L⁻¹; DBO₅ – 238 mg.L⁻¹; ST – 1100 mg.L⁻¹; N-NH₄⁺ – 77 mg.L⁻¹; P-Total – 7.7 mg.L⁻¹), entretanto, não alterou as condições de biodegradabilidade do esgoto sanitário, uma vez que os três efluentes estudados (esgoto sanitário, lixiviado e substrato) apresentaram relação DBO₅/DQO próximas (0.35, 0.36 e 0.38, respectivamente).

Os parâmetros analisados apresentaram comportamento decrescente ao longo da série de lagoas, obtendo um efluente final com as seguintes características: pH – 8.8; DQO – 325 mg.L⁻¹; DBO₅ – 73 mg.L⁻¹; ST – 1046 mg.L⁻¹; N-NH₄⁺ – 11 mg.L⁻¹ e P–Total – 4.4 mg.L⁻¹. O efluente obtido na saída do sistema de tratamento está de acordo com os padrões de lançamento em corpos hídricos, segundo os parâmetros de pH (5 e 9), DBO (120 mg.L⁻¹) e N-NH₄⁺ (20 mg.L⁻¹) (Conama 430/2011).

Coliformes Termotolerantes

Diversos fatores interferem no decaimento bacteriano ao longo do sistema de lagoas de estabilização, dentre eles, temperatura, direção e velocidade dos ventos, luz do sol, geometria das lagoas, altas concentrações de oxigênio dissolvido, pH, predação, etc.

O afluente, substrato (99% esgoto sanitário mais 1% lixiviado de aterro sanitário) apresentou concentração de coliformes termotolerantes variando de 5×10^5 a 4×10^7 UFC/100mL. No efluente final do sistema de lagoas de estabilização a concentração de coliformes termotolerantes variou de 1×10^2 a 4×10^5 UFC/100mL, com concentração média de 2.35×10^4 UFC/100mL. Para a maioria das amostras coletadas, a concentração de coliformes termotolerantes foi superior a máxima exigida pela legislação para corpos de água de Classe III – 2500 coliformes termotolerantes/100mL (Conama 357/2005) e para a reutilização agrícola – 1000 UFC/100mL (Who, 2006). Entretanto, observa-se em diversas coletas, efluentes com até 1×10^2 UFC/100mL, possibilitando, sob essas condições sua reutilização para irrigação.

As magnitudes das concentrações mínimas, máximas, médias e desvio padrão de coliformes termotolerantes para o afluente (Entrada) e efluentes de cada lagoa de estabilização (L1, L2, L3, L4) são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Concentrações mínimas, máximas, médias e desvio padrão de coliformes termotolerantes obtidos no monitoramento da massa líquida do sistema de lagoas de estabilização.

UFC/100mL	Entrada	L1	L2	L3	L4
Mínimo	5.00E+05	3.70E+04	1.00E+04	1.00E+03	1.00E+02
Máximo	4.00E+07	7.00E+06	3.00E+06	1.00E+06	4.00E+05
Médio	9.28E+06	1.31E+06	4.44E+05	1.13E+05	2.35E+04
Desvio padrão	9.76E+06	1.72E+06	7.32E+05	2.31E+05	6.34E+04

Na Figura 2 é apresentada a série temporal das concentrações de coliformes termotolerantes durante a operação do sistema de lagoas em série. O Sistema apresentou eficiência média de 99.76% (concentração no efluente final de 2.3×10^4 UFC/100mL) atingindo eficiências de até 99.99% (concentração no efluente final de 1.00×10^2 UFC/100mL) para remoção de coliformes termotolerantes. As eficiências de remoção de coliformes termotolerantes em cada lagoa de estabilização (L1, L2, L3, L4) estão apresentadas na Tabela 4.

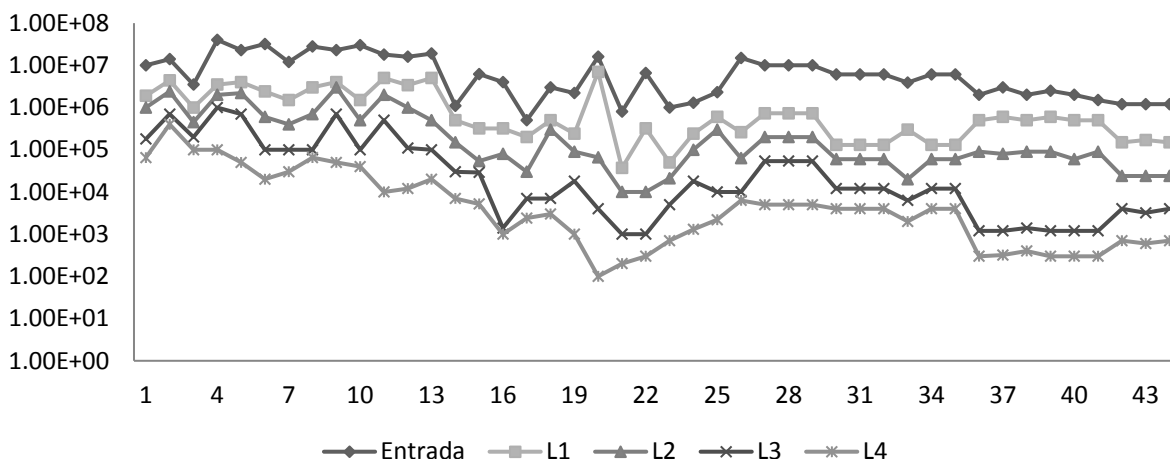


Figura 2. Comportamento das densidades de coliformes termotolerantes durante tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas.

Tabela 4. Estimativa da eficiência de remoção de coliformes termotolerantes obtidas no monitoramento da massa líquida do sistema de lagoas de estabilização.

Eficiência	Mínimo (%)	Máximo (%)	Média (%)	Desvio padrão
L1	54.55	98.27	84.27	11.67
L2	25.00	99.06	68.73	16.87
L3	46.30	98.67	81.65	12.48
L4	28.57	98.00	74.13	16.69
Série de Lagoas	97.14	99.99	99.76	0.60

Após a aplicação da ANOVA observou-se que em relação aos coliformes termotolerantes, as lagoas apresentaram diferença significativa, uma vez que o valor do F (35) foi superior ao valor de F crítico (2.4). Em virtude da diferença significativa apresentada, foi realizado o teste de Tukey. Observou-se a existência de dois grupos distintos, um para a primeira lagoa da série (L1) e um para as três lagoas seguintes (L2, L3, e L4). Não houve diferença significativa entre as três últimas lagoas da série, apresentando comportamentos semelhantes.

O pH é um importante parâmetro em processos biológicos de tratamento de resíduos líquidos, pois o crescimento e desenvolvimento de microrganismos são sensíveis às condições ácidas ou básicas do meio. Foi observada relação negativa fraca entre os valores de pH e oxigênio dissolvido (OD), e as densidades de coliformes termotolerantes nas lagoas de estabilização.

À medida que os valores de OD, e consequentemente os de pH das lagoas aumentaram, as densidades de coliformes termotolerantes diminuiram. Não foi observada a mesma relação com as concentrações de *clorofila a*, uma vez que as quatro lagoas não apresentaram diferença significativa para este parâmetro.

Na Tabela 5 estão apresentados os dados da matriz de correlação de Pearson para coliformes termotolerantes, oxigênio dissolvido, *clorofila a* e pH.

Tabela 5. Matriz de correlação de Pearson para coliformes termotolerante, oxigênio dissolvido, *clorofila a* e pH obtidos no monitoramento da massa líquida do sistema de lagoas de estabilização.

Parâmetros	CT	OD	CL ^a a	pH
CT	1			
OD	-0.30235	1		
CL ^a a	0.165818	-0.21137	1	
pH	-0.41962	0.197559	-0.13955	1

CT: Coliformes termotolerantes; OD: Oxigênio dissolvido; CL^a a: *Clorofila a*

Diversos fatores atuam concomitantemente criando condição insustentável à sobrevivência dos microrganismos patogênicos. A menor profundidade das lagoas deste estudo otimizam a remoção de coliformes termotolerantes, assim como apontado por Picot *et al.* (1992), favorecendo a atividade fotossintética, a liberação de oxigênio dissolvido e a elevação do pH (Oliveira *et al.*, 2001).

Ovos de Helmintos

A concentração das formas parasitárias de ovos de helmintos no esgoto doméstico, varia em decorrência das condições de saúde da população assistida pela rede coletora. A presença ou ausência de ovos de helmintos é uma das características mais importantes associadas à utilização de águas residuárias tratadas, no que diz respeito à preservação da saúde pública.

Na Tabela 6 são apresentados os valores (mínimos, máximos e médios) de densidade de ovos de helmintos encontrados no afluente da série de lagoas e as frequências relativas observadas no período estudado. Durante o período estudado, observou-se ampla variação nos valores de ovos de helmintos nos afluentes. Os valores mínimo, máximo e médio observados foram 23.3 ovos/L, 156.3 ovos/L e 81 ovos/L, respectivamente. Os maiores valores foram de *Ascaris lumbricoides* (10 – 112.5 ovos/L), seguido de *Ancylostoma duodenale* (0 – 25 ovos/L), *Hymenolepis nana* (0 – 12.5 ovos/L), *Hymenolepis diminuta* (0 – 5 ovos/L), *Entamoeba histolytica* (0 – 18.7 ovos/L) e *Trichuris trichiura* (0 – 10.4 ovos/L).

Tabela 6. Densidades (mínima, máxima e média) e frequências relativas de ovos de helmintos obtidos no afluente do sistema de lagoas de estabilização.

Amostra	Contagem ovos/L	Frequência Relativa (%)					
		<i>A. lumbricoides</i>	<i>A. duodenali</i>	<i>H. nana</i>	<i>H. diminuta</i>	<i>E. hystolitica</i>	<i>T. trichiura</i>
Mínimo	23.3	10	0	0	0	0	0
Máximo	156.3	112.5	25	12.5	5	18.8	10.4
Média.	81	64.7	9.9	2.9	0.7	2.1	0.7
Dp.*	43.3	35.1	7	4.2	1.0	5.5	2.8

*Dp. Desvio Padrão

Segundo Zerbine (2000), em trabalho realizado com esgoto afluente à ETE de Itabira-MG, observou variações nas densidades de ovos de helmintos entre 5 e 240 ovos/L. Para os esgotos domésticos produzidos pela população da cidade de Campina Grande – PB, os valores de ovos de helmintos encontrados entre os anos de 2000 e 2001, variaram de 0 a 147 ovos/L (Konig *et al.*, 2002), demonstrando, segundo os autores, que a presença de ovos de helmintos nos esgotos domésticos é intermitente.

Em relação à qualificação de ovos de helmintos, Zerbine (2000) observou também, semelhante ao presente estudo, a presença de ancilostomídeos, *Ascaris lumbricoides*, *Trichuris trichiura* e *Hymenolepis sp.*, com uma maior prevalência de ovos de *Ascaris lumbricoides* e de ancilostomídeos.

Nos efluentes da primeira lagoa da série, observou-se redução do número de ovos de helmintos em relação ao afluente. Os valores mínimos e máximos encontrados nos efluentes da L1 variaram de 0 a 27.1 ovos/L, respectivamente. Nos efluentes das lagoas 2, 3 e 4, não foram encontrados ovos de helmintos em nenhuma das amostras coletadas e examinadas. Das 6 (seis) espécies observadas nos afluentes da série de lagoas, apenas duas foram encontradas nos efluentes da primeira lagoa da série (L1): *Ascaris lumbricoides* (0 – 27.1 ovos/L) e *Ancylostoma duodenale* (0 – 1 ovo/L).

Na Tabela 7 são apresentados os valores de densidade (mínima, máxima e média) e frequências relativas de ovos de helmintos encontrados no efluente da primeira lagoa da série (L1). Considerando que a densidade dos ovos de helmintos nos esgotos é sempre superior às dos efluentes tratados, a eficiência de remoção está associada ao processo de sedimentação, ficando sempre retido no lodo acumulado nas lagoas de estabilização (Santos *et al.*, 2012). O sistema de lagoas apresentou eficiência de 100% para a remoção de ovos de helmintos, sendo a maior parte retida na L1, e o restante na L2.

Tabela 7. Densidades (mínima, máxima e média) e frequências relativas de ovos de helmintos obtidos nos efluentes primeira lagoa da série (L1).

Amostras	Contagem ovos/L	Frequência Relativa (%)	
		<i>A. lumbricóides</i>	<i>A. duodenali</i>
Mínimo	0	0	0
Máximo	28.1	27.1	1
Média	3.4	3.2	0.2
Desvio padrão	7.5	7.1	0.4

Kaeté *et al.* (2012) confirmam em seu trabalho, a redução do número de ovos de helmintos dos efluentes ao longo de uma série de lagoas de estabilização. Sarafi *et al.* (2012) corrobora com a afirmação e aponta a melhor eficiência de lagoas de estabilização para remoção de ovos de helmintos, em relação a outras tecnologias de tratamento de efluentes.

Segundo Keffala *et al.* (2012) diversos trabalhos analisando o lodo depositado em lagoas de estabilização confirmam a diminuição da concentração de ovos ao longo das lagoas, refletindo as condições de sedimentação das mesmas, uma vez que a distribuição dos ovos assemelha-se a distribuição do lodo no fundo das lagoas.

Clorofila a

As concentrações de *clorofila a* observadas nesse estudo apresentaram aumento dos valores de *clorofila a* na L2, em relação à L1 e pequeno decréscimo das concentrações em direção ao efluente final do sistema. Os valores mínimos, máximos, médios e desvio padrão das concentrações de *clorofila a* observados no período estudado na série de lagoas estão apresentados na Tabela 8.

Tabela 8. Concentrações mínima, máxima, média e desvio padrão da *clorofila a* obtidas no monitoramento da massa líquida da série de lagoas.

<i>Clorofila a</i> (µg/L)	L1	L2	L3	L4
Mínimo	333.6	273.0	398.6	116.9
Máximo	1987.0	2223.0	2249.0	2248.6
Média	966.3	1089.7	1160.8	913.7
Desvio padrão	511.7	618.4	538.2	476.7

Na Figura 3 está apresetada a série temporal das concentrações de clorofila a observadas durante a operação do sistema de lagoas em série.

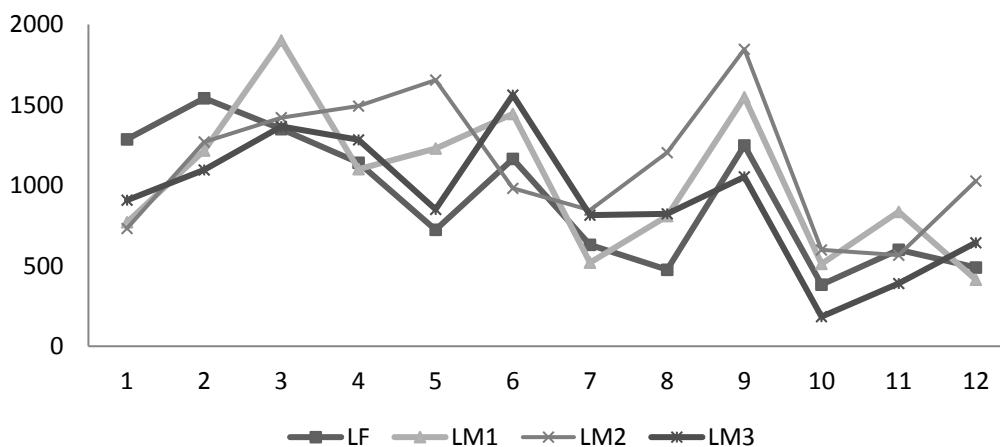


Figura 3. Série temporal das concentrações de clorofila a observadas durante a operação do sistema de lagoas em série

Variações nas concentrações de *clorofila a* em diferentes sistemas de lagoas de estabilização são reportadas na literatura. Em lagoas de estabilização utilizadas para o tratamento de esgoto sanitário, observou-se valores de *clorofila a* elevados. Falco (2005) tratando esgoto doméstico em lagoas de estabilização no Estado de São Paulo obteve valores de *clorofila a* variando entre 107 µg/L a 3061 µg/L. Em lagoas de estabilização tratando esgoto doméstico no Estado da Paraíba, Ribeiro (2007) observou concentrações de clorofila variando de 0 a 4607.0 µg/L.

Em lagoas de estabilização utilizadas no tratamento de lixiviados de aterros sanitários brutos, observou-se significativas concentrações de *clorofila a*, porém ainda menores do que as obtidas no tratamento de esgotos sanitários, entre 267.5 µg/L e 727.4 µg/L (Fernandes, 2009) e de 8.4 µg/L a 1205.0 µg/L (Silva, 2007).

Os valores de *clorofila a* obtidos no tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário apresentaram-se, em geral, mais elevados do que os observados no tratamento de lixiviado bruto, e mais próximos dos obtidos no tratamento de esgotos sanitários.

Na Tabela 9, são apresentados os resultados da análise estatística, ANOVA, para os valores de *clorofila a* obtidos durante o período de monitoramento na massa líquida das lagoas de estabilização.

Tabela 9. ANOVA de fator único aplicada aos dados de *clorofila a* na massa líquida da série de lagoas de estabilização.

Fonte da variação	SQ	Gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	1300331.1	3	433443.7	1.493171	0.219375	2.673218
Dentro dos grupos	38317501	132	290284.1			
Total	39617832	135				

De acordo com o resultado obtido a partir da aplicação da análise de variância, ANOVA, observou-se que as variações entre as concentrações de *clorofila a* na massa líquida das lagoas estabilização, não apresentaram diferenças significativas, sendo o valor de F (1.49) menor do que o valor de F crítico (2.67), demonstrando assim a tendência à uniformidade dos valores das concentrações de *clorofila a* entre as lagoas.

O valor médio da concentração de *clorofila a* nos efluentes finais do sistema de lagoas de estabilização foi de 913.7 µg/L. De acordo com Pearson (2005) concentrações superiores a 500 µg/L de *clorofila a* não são interessantes para o descarte de efluentes finais, podendo comprometer os corpos de água receptores.

Composição da Comunidade Fitoplanctônica

Na série de lagoas de estabilização tratando lixiviado e esgoto sanitário, foram identificados 29 táxons na série de lagoas de estabilização, sendo que destes, 7 pertencentes a Cyanobacteria (24%), 3 a Chlamydomphyceae (10%), 9 a Chlorophyceae (31%), 4 a Euglenophyceae (14%), 4 a Bacillariophyceae (14%), 1 a Chrysophyceae (3,5%), 1 a Zygnemaphyceae (3,5%).

As distribuições de riquezas de táxons nas classes de organismos fitoplanctônicos para as quatro lagoas em série do sistema são apresentadas na Figura 4.

Com a análise de riqueza de táxons observou-se o predomínio de Chlorophyceae na L1 (33%), L2 (35%) e na L4 (26%). A L3 apresentou maior número de espécies de Cyanobactérias (29%) e não foi observada a presença de Zygnemaphyceae.

Konig *et al.* (2002), estudando oito sistemas de lagoas de estabilização no Estado da Paraíba, encontrou o maior número de táxons na classe Chlorophyceae. Granado (2004) em estudo realizado em lagoas facultativas, também encontrou as classes Cyanobacteria, Chlorophyceae, Euglenophyceae, Cryptophyceae e Bacillariophyceae, sendo mais representativas as Chlorophyceae e Cyanobacteria.

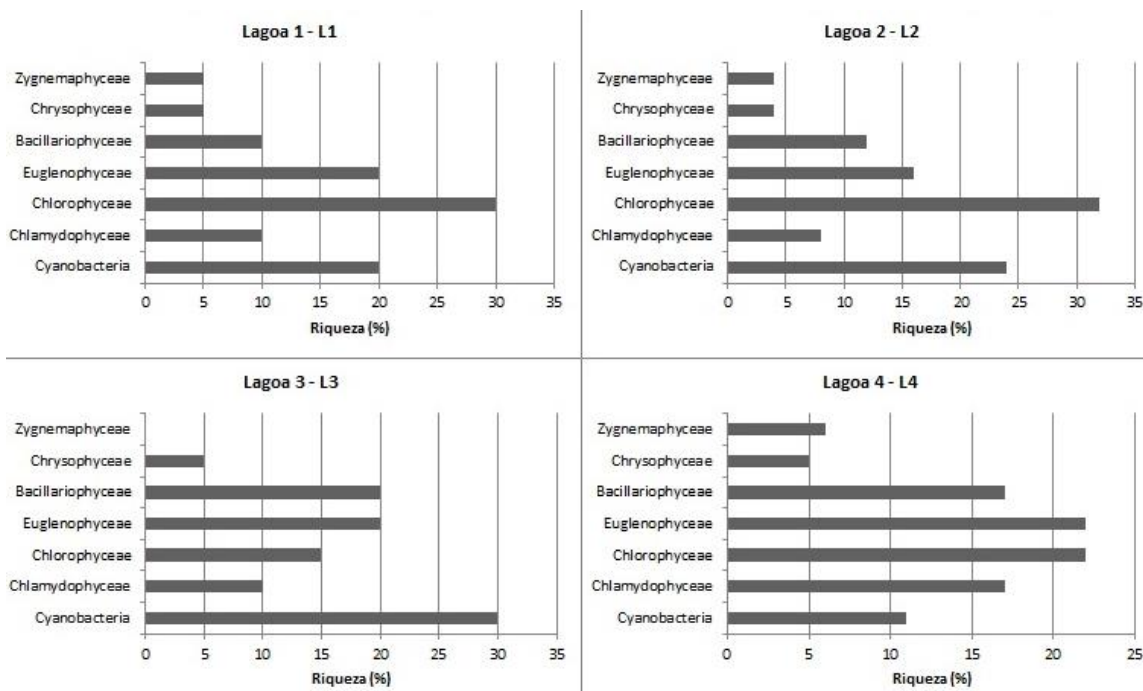


Figura 4. Distribuição da riqueza de táxons nas classes de organismos fitoplanctônicos na massa líquida da série de lagoas (L1, L2, L3 e L4).

Dentre os 29 táxons encontrados, 13 foram identificados ao nível de espécie e 16 ao nível de gênero. Do total de táxons identificados, 12 foram comuns às quatro lagoas (*Chlorella* sp., *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Chlamydomonas* sp., *Pandorina morum*, *Monoraphidium arcuatum*, *Oocystis* sp., *Euglena* sp., *Lepocinclis* sp., *Phacus* sp., *Trachelomonas euchlora*, *Gomphonema parvulum*, *Synechocystis* sp., *Synura* sp.); 3 foram exclusivos da L2 (*Synechococcus elongatus*, *Scenedesmus accuminatus*, *Tetrastrum heteracanthum*); e 1 foi exclusivo da L3 (*Nitzschia* sp.).

Quanto à frequência de ocorrência de táxons, na L1, 11 táxons foram considerados comuns, 4 táxons constantes e 6 raros. Na L2 foram registrados 13 táxons comuns, 2 constantes e 12 raros. Na L3 foram registrados 10 táxons comuns, 3 constantes e 8 raros. E na L4, 11 táxons comuns, 3 constantes e 5 raros. A L2 apresentou a maior composição fitoplanctônica, com 26 táxons identificados, seguida da L1 e L3 com 20 táxons cada, e a L4 com 18 táxons.

A composição de táxons encontrados em cada lagoa estudada e a respectiva frequência de ocorrência está apresentada na Tabela 10.

Tabela 10. Freqüência de ocorrência e composição dos táxons obtidos do monitoramento da massa líquida do sistema de lagoas de estabilização em série.

Táxons	L1		L2		L3		L4	
	Freq. (%)	Classif.	Freq. (%)	Classif.	Freq. (%)	Classif.	Freq. (%)	Classif.
CYANOBACTERIA								
<i>Anabaena sp.</i>	ND	-	10	R	10	R	10	R
<i>Chlorococcus sp.</i>	ND	-	10	R	10	R	ND	-
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	80	CT	60	CT	50	CM	50	CM
<i>Microcystis aeruginosa</i>	40	CM	20	CM	20	CM	ND	-
<i>Oscillatoria sp.</i>	20	CM	ND	-	10	R	ND	-
<i>Spirulina sp.</i>	50	CM	40	CM	10	R	ND	-
<i>Synechococcus elongatus</i>	ND	-	10	R	ND	-	ND	-
CHLAMYDOPHYCEAE								
<i>Chlamydomonas sp.</i>	40	CM	40	CM	40	CM	30	CM
<i>Eudorina elegans</i>	ND	-	10	R	10	R	10	R
<i>Pandorina morum</i>	40	CM	30	CM	20	CM	30	CM
CHLOROPHYCEAE								
<i>Chlorella sp.</i>	60	CT	80	CT	80	CT	70	CT
<i>Closteriopsis acicularis</i>	10	R	10	R	ND	-	ND	-
<i>Merismopedia elegans</i>	10	R	10	R	ND	-	ND	-
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	20	CM	50	CM	60	CT	50	CM
<i>Monoraphidium sp.</i>	10	R	30	CM	ND	-	20	CM
<i>Oocystis sp.</i>	10	R	20	CM	10	R	10	R
<i>Scenedesmus accuminatus</i>	ND	-	10	R	ND	-	ND	-
<i>Scenedesmus linearis</i>	40	CM	40	CM	ND	-	10	R
<i>Tetrastrum heteracanthum</i>	ND	-	10	R	ND	-	ND	-
EUGLENOPHYCEAE								
<i>Euglena sp.</i>	60	CT	40	CM	30	CM	60	CT
<i>Lepocinclis sp.</i>	40	CM	50	CM	20	CM	20	CM
<i>Phacus sp.</i>	70	CT	50	CM	80	CT	80	CT
<i>Trachelomonas euchlora</i>	20	CM	20	CM	10	R	20	CM
BACILLARIOPHYCEAE								
<i>Gomphonema parvulum</i>	10	R	10	R	30	CM	20	CM
<i>Navicula sp.</i>	ND	-	30	CM	50	CM	20	CM
<i>Nitzschia sp.</i>	ND	-	ND	-	10	R	ND	-
<i>Synechocystis sp.</i>	20	CM	10	R	20	CM	30	CM
CRYSOPHYTA								
<i>Synura sp.</i>	30	CM	10	R	20	CM	10	R
ZYGNEMAPHYCEAE								
<i>Closterium sp.</i>	10	R	10	R	ND	-	40	CM

CT: táxon constante; CM: táxon comum; R: táxon raro; ND: não detectado.

Segundo Branco (1978) próximo à entrada das lagoas de estabilização, predominam gêneros de flagelados pigmentados, tais como *Euglena* sp, *Lepocinclis* sp, *Chlamydomonas* sp e *Phacus* sp; nas regiões finais das lagoas, onde a matéria orgânica já se encontra degradada, passam a dominar as algas verdes (clorofícias) como *Chlorella* sp, *Chlorococcum* sp, *Micractinium* sp, *Golenkinia* sp e *Actinastrum* sp; e a cianobacteria *Microcystis* sp. Neste trabalho, esta predominância de Euglenophyta no início da lagoa (entrada do afluente) e de Chlorophyta e Cyanobacteria no final (saída do efluente), não foram observadas, não sendo identificado um padrão de distribuição espacial.

Conclusões

Com base nos resultados obtidos no monitoramento do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário (1%) e esgoto doméstico (99%) em lagoas de estabilização, pode-se concluir que:

Em relação à qualidade microbiológica, o substrato (conjugado de lixiviado de aterro sanitário – 1% e esgoto sanitário – 99%) apresentou densidade de coliformes termotolerantes variando de 5×10^5 a 4×10^7 UFC/100mL; e de ovos de helmintos variando de 23 a 156 ovos/L. A eficiência média de remoção de coliformes termotolerantes de 99.76%, gerou um efluente com concentração média de 2.3×10^4 UFC/100mL. A eficiência de remoção de ovos de helmintos no sistema de lagoas foi de 100%, concentrando-se na primeira lagoa da série.

Como não foram encontrados ovos de helmintos nos efluentes finais do sistema em nenhuma das amostras coletadas e examinadas, o efluente tratado pode ser utilizado para a irrigação agrícola (WHO, 2006). Entretanto, a concentração média de coliformes termotolerantes de 2.3×10^4 UFC/100mL foi superior ao indicado pela OMS para reutilização agrícola que é de 1000 UFC/100mL (WHO, 2006), além de superior a máxima exigida pela legislação para corpos de água de Classe III – 2500 coliformes termotolerantes/100mL (Conama 357/2005).

As concentrações médias de clorofila a na série de lagoas de estabilização rasas variou de 913.7 µg/L a 1160.8 µg/L, não sendo observadas diferenças significativas entre os efluentes das lagoas de estabilização rasas. Essas elevadas concentrações observadas nos efluentes podem comprometer os corpos de água receptores no que diz respeito a eutrofização, ao disponibilizar nutrientes eutrofizantes, bem como a possível liberação de microrganismos produtores de toxinas contribuindo, ainda mais para sua degradação.

Em relação à composição fitoplanctônica, foram identificados 29 táxons genéricos e infragenéricos incluídos em sete classes taxonômicas: Cyanobacterias, 7 spp; Chlamydomphyceae, 3 spp; Chlorophyceae, 9 spp; Euglenophyceae, 4 spp; Bacillariophyceae, 4 spp; Crysophyceae, 1 spp; e Zignemaphyceae, 1 spp. Do total de táxons identificados, 12 foram comuns às quatro lagoas, 3 foram exclusivos da L2 e 1 foi exclusivo da L3. A ocorrência de cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas, caracteriza as lagoas de estabilização como potenciais fontes de contaminação dos corpos hídricos.

Agradecimentos

Os autores deste trabalho agradecem o apoio financeiro concedido em termos de rubrica de custeio e capital a FINEP e CNPq. Outrossim, agradecem também a CAPES pela concessão de bolsas de estudo, haja vista considerarem de fundamental importância para consolidação dos programas de pós-graduação e para formação de recursos humanos.

Referências bibliográficas

- Abrelpe (2014) *Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil*. Acesso em: 19 de junho de 2016. Disponível em: www.abrelpe.org.br
- Ayres, R., Stott, R., Lee, D.L., Mara, D D. Silva, S.A. (1991). Comparison of techniques for the enumeration of human parasitic helminth eggs in treated wastewater. *Environmental Technology*, **12**, 617-623.
- Bicudo, C.E.M; Menezes, M. (2006) *Gêneros de Algas de águas continentais do Brasil*. São Carlos: RiMa, 512p.
- Branco, S.M. (1978) *Hidrologia aplicada à engenharia sanitária*. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 620p.
- Brasil. *Política Nacional de Resíduos Sólidos* (2010) Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010.
- Brasil. *Conselho Nacional do Meio Ambiente* (2011) Resolução N° 430, de 13 de maio de 2011. Ministério do Meio Ambiente.
- Clesceri, S.L., Greenberg, A.E., Eaton, A.D. (2005) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA)*. 21 ed. Washington: American Public Health Association, 1193p.
- Falco, P.B. (2005) *Estrutura da comunidade microbiana (algas e bactérias) em um sistema de lagoas de estabilização em duas escalas temporais: nictimeral e sazonal* (tese de doutorado). São Carlos: USP/ Escola de Engenharia de São Carlos, 137p.
- Gotvajna, A.Z.; Tisler, T.; Koncana, J.Z. (2009) Comparison of different treatment strategies for industrial landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*. **162**, 1446–1456.
- Keffala, C., Harerimana, C.E, Vassel, J.L. (2012) A review of the sustainable value and disposal techniques, wastewater stabilization ponds sludge characteristics and accumulation. *Environ Monit Assess*, **185** (1), 45-58.
- Konaté, Y.; Maiga, A.H.; Bassetb, D.; Casellasc, C.; Picot, B. (2012) Parasite removal by waste stabilisation pond in Burkina Faso, accumulation and inactivation in sludge. *Ecological Engineering*, **50**, 101-106.
- Konig, A.; Ceballos, B.S.O.; Almeida, M.V.A. (2002) Observações sobre a população algal em efluentes de lagoas de estabilização em escala real no estado da Paraíba – Brasil. In: *XXVIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitaria e Ambiental*. Cancún, México, 27 a 31 de outubro de 2002.
- Laconi, C., Rossetti, S., Lopes, A., Ried, A. (2011) Effective Treatment of Stabilized Municipal Landfill Leachates, *Chemical Engineering Journal*, **168**, 1085–1092.

- Li, H., Zhou, S., Sun, Y., Feng, P., Li, J. (2009) Advanced treatment of landfill leachate by a new combination process in a full-scale plant. *Journal of Hazardous Materials*, **172**, 408 – 415.
- Mahmud, K., Hossain, D., Shams, S. (2011) Different treatment strategies for highly polluted landfill leachate In developing countries. *Waste Management*, **32**(11), 2096-2105.
- Mehmood, M.K., Adetutu, E., Nedwell, D.B., Ball, A.S. (2009) In situ microbial treatment of landfill leachate using aerated lagoons. *Bioresource Technology*. **100**, 2741 – 2744.
- Mozaheb, S.A., Ghaneian, M.T., Ghanizadeh, G.H., Fallahzadeh, M. (2010) Evaluation of the Stabilization Ponds Performance for Municipal Wastewater Treatment in Yazd – Iran, Middle-East. *Journal of Scientific Research*, **6**(1), 76-82.
- Pearson, H., (2005) *Microbial Interactions in facultative and maturation ponds*. In: Mara, D.; Horan, N.J. The Hand Book of Water and Wastewater Microbiology. Academic Press, London - UK, 449-458.
- Picot, B., Bahlaoui, A., Moersidik, S., Baleux, B., Bontoux, J. (1992) Comparison of Purifying Efficiency of High Rate Algae Pond with Stabilization Pond. *Water Science and Technology*, **25**(12), 197 – 206.
- Ribeiro, P.C. (2007) *Análise de fatores que influenciam a proliferação de cianobactérias e algas em lagoas de estabilização*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB, 106p.
- Renou, S., Givaudan, J.G.; Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P. (2008) Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, **150**, 468–493.
- Santos, A.S.P. (2010) *Aspectos técnicos e econômicos do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico em lagoas de estabilização*. Tese de Doutorado. Pós Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 212p.
- Shanthala, M., Shankar, P.H., Basaling, B.H. (2009) Diversity of phytoplanktons in a waste stabilization pond at Shimoga Town, Karnataka State, India. *Environ Monit Assess*, **15**, 437-444.
- WHO, World Health Organization (2006) *Guidelines for the safe use of wastewater excreta and greywater*, **2**, França.