

## ARTIGOS TÉCNICOS

---

- Viabilidade técnica e econômica do aproveitamento das águas de chuva e cinza para consumo não potável em edifício residencial de Santa Maria (RS)
- Vicissitudes dos digestores anaeróbios de lodo no Brasil
- Comparação de duas metodologias de obtenção da equação de chuvas intensas para a cidade de Caraguatatuba (SP)
- Parâmetros agronômicos e inorgânicos de lodo de esgoto: estudo de caso da Região Metropolitana de Curitiba (PR)
- Avaliação da gestão de resíduos da construção civil em Cuiabá e Várzea Grande
- Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em lagoas de estabilização
- Níveis de adubação no cultivo de melancia irrigado com esgoto



# CONGRESSO ABES FENASAN 2017

O maior encontro de Saneamento  
Ambiental das Américas

2 A 6  
OUT/2017  
SÃO PAULO-SP  
RESERVE A DATA!  
PARTICIPE.

Tema central:  
**Saneamento ambiental:  
desenvolvimento e  
qualidade de vida na  
retomada do crescimento**

Informações: [www.abesfenasan2017.com.br](http://www.abesfenasan2017.com.br)

Realização



Apoio



Patrocínio Supremo



Estande VIP



Apoio Especial



Apoio institucional



Organização



---

# editorial

Prezado leitor,

Temos novidades na Revista DAE. Desde que subimos para a categoria B2 da Qualis/CAPES, o número de artigos submetidos e aprovados aumentou. Para atender a essa demanda, a revista passará a contar com até 130 páginas. Esperamos dessa forma, reduzir a lista de espera para publicação de artigos. Além do acréscimo de páginas, nossa próxima publicação será uma edição especial e seu lançamento acontecerá em outubro, durante o 29º Congresso ABES/28ª Feira Nacional de Saneamento e Meio Ambiente – FENASAN.

Nossa edição de setembro traz artigos bem abrangentes, que envolvem desde a área de hidrologia, reúso, tratamento de esgoto, biossólidos e biogás até resíduos da construção civil. Na área de hidrologia, temos dois artigos relacionados às precipitações pluviométricas. Em “Comparação de duas metodologias de obtenção da equação de chuvas intensas para a cidade de Caraguatatuba, em São Paulo”, os dados de uma série histórica de 31 anos são utilizados para traçar um comparativo entre as duas equações propostas. Já “Viabilidade técnica e econômica do aproveitamento das águas de chuva e (águas) cinzas para consumo não potável em edifício residencial de Santa Maria, no Rio Grande do Sul”, avalia a viabilidade técnica e econômica de um projeto de aproveitamento de água de chuva e de “água cinza” para o consumo não potável, tendo por base um edifício residencial.

Dois artigos relacionados a tratamento de esgotos: “Tópicos especiais da cloração de esgoto sanitário visando à desinfecção”, em que as variações de cloro residual livre e combinado em diferentes dosagens e tempos de contato após o tratamento preliminar são avaliadas; e “Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário em lagoas de estabilização”, no qual a ideia é demonstrar que os tratamentos de lixiviado e esgoto doméstico realizados de forma conjugada podem ser uma alternativa promissora para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

“Vicissitudes dos Digestores Anaeróbios de Lodo no Brasil” aponta a necessidade de racionalização do processo e o aproveitamento do biogás. “Parâmetros agronômicos e inorgânicos de lodo de esgoto: estudo de caso da Região Metropolitana de Curitiba, Paraná” avalia as diferenças de parâmetros de lotes de lodo na Região Metropolitana capital paranaense entre 2007 e 2013. E “Níveis de adubação química em cultivo de melancia irrigado com esgoto doméstico”, analisa o uso de esgoto tratado em reator anaeróbio para irrigação por gotejamento no cultivo de melancia em uma região semiárida.

Finalmente, “Avaliação de gestão de resíduos da construção civil exercida em Cuiabá e Várzea Grande” traz uma análise da gestão dos resíduos da construção civil nos municípios mato-grossenses.

Boa leitura!



Engª Cristina Knorich Zuffo

EDITORA-CHEFE

#### Missão

A Revista DAE tem por objetivo a publicação de artigos técnicos e científicos originais nas áreas de saneamento e meio ambiente.

#### Histórico

Iniciou-se com o título Boletim da Repartição de Águas e Esgotos (RAE), em 1936, prosseguindo assim até 1952, com interrupções em 1944 e 1945. Não circulou em 1953. Passou a denominar-se Boletim do Departamento de Águas e Esgotos (DAE) em 1954 e Revista do Departamento de Águas e Esgotos de 1955 a 1959. De 1959 a 1971, passou a denominar-se Revista D.A.E. e, a partir de 1972, Revista DAE. Houve, ainda, interrupção de 1994 a 2007. A Revista DAE foi resgatada em setembro de 2007 com uma proposta arrojada: voltar a ser o periódico que se transformou na principal referência bibliográfica de técnicos da área. Para tal, conta com um Conselho Editorial formado por importantes profissionais e renomados professores universitários de todo o país.

#### Publicação

Quadrimestral (janeiro, maio e setembro)

Diretoria de Tecnologia, Empreendimentos e Meio Ambiente – T  
Superintendência de Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação  
Tecnológica – TX

Rua Costa Carvalho, 300 – Pinheiros – 05429 000

São Paulo – SP – Brasil

Tel (11) 3388 9422 / Fax (11) 3814 5716

#### Editora-Chefe

Engenheira Cristina Knorich Zuffo

#### Editora Científica

Engenheira Iara Regina Soares Chao

#### Conselho Editorial

Prof. Dr. Pedro Além Sobrinho (Universidade de São Paulo – USP), Prof. Dr. Cleverton Vitorio Andreoli (Companhia de Saneamento do Paraná – Sanepar), Prof. Dr. José Roberto Campos (USP), Prof. Dr. Dib Gebara (Universidade Estadual Paulista – Unesp), Prof. Dr. Eduardo Pacheco Jordão (Universidade Federal do Rio de Janeiro), Prof. Dr. Rafael Kospchitz Xavier Bastos (Universidade Federal de Viçosa), Prof. Dr. Wanderley S. Paganini (Faculdade de Saúde Pública da USP), Profª. Drª. Emilia Wanda Rutkowski (Universidade Estadual de Campinas – Unicamp), Prof. Dr. Marcos Tadeu (USP), Profª. Drª. Dione Mari Morita (Escola Politecnica da USP), Profª. Drª. Angela Di Bernardo Dantas (Universidade de Ribeirão Preto/UNAERP). Coordenação da Eng. Cristina Knorich Zuffo (Sabesp).

#### Capa

Chafariz do Pátio do Colégio, Cidade de São Paulo/SP | Fotógrafo Altair Nascimento

#### Projeto Gráfico, Diagramação e Revisão

Ideorama Comunicação – EIRELI

ISSN 0101-6040

As opiniões e posicionamentos expressos nos artigos são de total responsabilidade de seus autores e não significam necessariamente a opinião da Revista DAE ou da Sabesp.



Chafariz do Pátio do Colégio, Cidade de São Paulo/SP | Fotógrafo Altair Nascimento

## nesta edição

### ARTIGOS TÉCNICOS

**5** Viabilidade técnica e econômica do aproveitamento das águas de chuva e cinza para consumo não potável em edifício residencial de Santa Maria (RS)

*Technical and economic feasibility of the use of rainwater and greywater for non-potable consumption in a residential building in Santa Maria (RS)*

**20** Vicissitudes dos digestores anaeróbios de lodo no Brasil

*Vicissitudes of anaerobic sludge digesters in Brazil*

**34** Comparação de duas metodologias de obtenção a equação de chuvas intensas para a cidade de Caraguatatuba (SP)

*Comparison of two methods for the determination of the intense rainfall equation for Caraguatatuba (SP)*

**50** Parâmetros agrônômicos e inorgânicos de lodo de esgoto: estudo de caso da Região Metropolitana de Curitiba (PR)

*Agronomics and inorganics parameters of sludge: a case study of the Curitiba Metropolitan Region (PR)*

**62** Avaliação da gestão de resíduos da construção civil em Cuiabá e Várzea Grande

*Waste construction management evaluation in Cuiabá and Várzea Grande*

**77** Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em lagoas de estabilização

*Combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in stabilization ponds*

**94** Níveis de adubação no cultivo de melancia irrigado com esgoto

*Fertilization levels on watermelon cultivation irrigated with sewage*

# Viabilidade técnica e econômica do aproveitamento das águas de chuva e cinza para consumo não potável em edifício residencial de Santa Maria (RS)

*Technical and economic feasibility of the use of rainwater and greywater for non-potable consumption in a residential building in Santa Maria (RS)*

- **Data de entrada:**  
13/04/2016
- **Data de aprovação:**  
20/07/2016

Vinicius Kuchinski | Maria do Carmo Cauduro Gastaldini

DOI: 10.4322/DAE.2016.031

## Resumo

A preocupação com a falta de água subsidia o crescimento de ideias sustentáveis e que demandam menos recursos hídricos. Por isso, avaliou-se a viabilidade técnica e econômica de um projeto de aproveitamento de águas de chuva e cinza para o consumo não potável em edifício residencial. O edifício, localizado na cidade de Santa Maria (RS), conta com 42 apartamentos com padrão médio de acabamento e área privativa média de 92 m<sup>2</sup>. Para tal, utilizou-se o método da simulação para o aproveitamento da água de chuva e, para o sistema de aproveitamento de água cinza, consideraram-se metodologias e sistemas propostos na literatura recente. Com relação à viabilidade econômica, foi empregado o método do VPL. O reservatório foi dimensionado em 15 m<sup>3</sup> e, com o sistema de aproveitamento da água cinza, conseguiu atender a 100% da demanda de água não potável. O sistema, incluindo a estação de tratamento de água cinza, teve um custo de R\$ 48.139,77 e gerou economia de água potável de R\$ 15.346,50/ano, tornando-se técnica e economicamente viável.

**Palavras-chave:** Aproveitamento de água cinza. Aproveitamento de água de chuva. Sustentabilidade.

## Abstract

*The concern about the lack of water subsidizes the growing of sustainable ideas that demand less water resources. Therefore, it was aimed to assess the technical and economic feasibility of the rainwater use and greywater reuse for non-potable consumption in a residential building. The building is located in the city of Santa Maria (RS) and has 42 apartments with an average standard of finishing and private average area of 92 m<sup>2</sup>. For this purpose, it was used the simulation method to the use of rainwater, besides methods and systems proposed in recent literature for greywater system. About the economic viability, it was used the NPV method. The reservoir was sized at 15 m<sup>3</sup> and, with greywater use system, ensures 100% of non-potable water demand. Including the greywater treatment plant, the full system implementation cost was R\$ 48,139.77, and the system generated an annual saving in drinking water of R\$ 13,262.94, showing up technically and economically viable.*

**Keywords:** greywater reuse, rainwater use, sustainability

**Vinicius Kuchinski** – Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Mestre em Engenharia Civil pela UFSM. Engenheiro Civil do Governo do Estado do Rio Grande do Sul. Departamento de Administração do Patrimônio do Estado, Secretaria da Modernização Administrativa e dos Recursos Humanos - Governo do Estado do Rio grande do Sul.

**Maria do Carmo Cauduro Gastaldini** – Professora Titular do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Maria.

**Endereço para correspondência** (\*): Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Av. Roraima 1000, Prédio 10 – Laboratórios do Centro de Tecnologia (CTLAB), Campus Universitário – Bairro Camobi, CEP 97105-900 – Santa Maria/RS.

## 1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento sustentável surgiu, entre outros motivos, com a preocupação com a forma como os recursos naturais são consumidos, visto que são retirados e explorados até sua total exaustão ou sua completa extinção. Nesse âmbito, é possível inferir que isso ocorre em razão de geralmente não existir um plano de recuperação ambiental das áreas e dos recursos explorados.

A situação agrava-se, principalmente, quando o recurso é a água, que é indispensável para a manutenção da vida no planeta Terra. Com essa escassez, é imprescindível que o homem procure formas alternativas de consumir os recursos, de maneira racional e sustentável. Nesse cenário, uma solução sustentável seria tratar e reusar, para fins benéficos, os esgotos já disponíveis nas áreas urbanas, para complementar o abastecimento público. Essa prática contribuiria substancialmente para o aumento da robustez dos sistemas e tornaria o conceito de resiliência pouco significativo, uma vez que eliminaria as condições de estresse associadas à redução da disponibilidade hídrica em mananciais utilizados para abastecimento público (HESPANHOL, 2015).

Primeiramente, é fundamental a conscientização da população sobre o uso racional da água e a necessidade de implantação de um sistema de abastecimento de água seletivo. Ainda, uma vez que, na maioria das edificações, a água potável é utilizada para a realização de todas as atividades (SALLA et al., 2013), o aproveitamento das águas de chuva e cinza proporcionaria o suprimento da demanda de água não potável, poupando-se a utilização de uma água de boa qualidade, que passou por diversos processos para chegar à potabilidade, contribuindo com o meio ambiente e a sustentabilidade. O aproveitamento da água de chuva contribui, também, com a diminuição do pico de escoamento superficial após as chuvas, que, devido ao processo de urbanização das bacias hidrográficas, é aumentado.

Contudo, para a utilização dessas águas (cinza e de chuva), deve ser feito um estudo de viabilidade técnica, para avaliar sua disponibilidade e analisar, de acordo com sua finalidade, a necessidade de tratamento prévio. De fato, o sistema de aproveitamento de águas pluvial e cinza depende, basicamente, do destino final e do tratamento necessário para a água, de modo que não traga riscos à saúde, tubulações, pisos, carros, plantas etc.

## 2 OBJETIVO

Este estudo teve como objetivo avaliar a viabilidade técnica e econômica de um sistema de aproveitamento das águas de chuva e cinza para fins não potáveis em edifício residencial da cidade de Santa Maria (RS).

## 3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

### 3.1 Estudo da viabilidade técnica

#### *Sistema de aproveitamento da água de chuva*

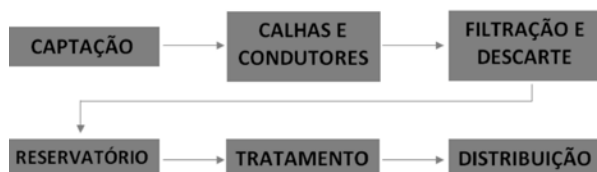
Até mesmo no Brasil, país com grande oferta de água doce, os sinais de escassez começam a aparecer nas regiões Nordeste e Norte, onde menos de 18% e 14% da população urbana é atendida por sistemas de abastecimento satisfatórios, respectivamente (LOURENÇO, 2013).

Apesar de o sistema de coleta e aproveitamento da água de chuva ser utilizado há anos em algumas regiões do país, são recentes os avanços na legislação e normas técnicas a respeito do uso dessa água para fins não potáveis. Um exemplo de legislação relacionada ao consumo racional da água é a Lei Municipal nº 10.785, de Curitiba (PR), que passou a vigor em 2003. A lei curitibana aborda o Programa de Conservação e Uso Racional da Água nas Edificações (PURA), que tem como objetivo instituir medidas que induzam à conservação, ao uso racional e à utilização de fontes alternativas, como a água proveniente de chuvas e as águas servidas (água cinza, por exemplo).

A água de chuva, para ser utilizada, deve passar por um controle de qualidade, que, de acordo com sua finalidade, deve atender a padrões previamente estabelecidos pelos órgãos responsáveis. As diretrizes para o acompanhamento da qualidade da água são dadas pelas Resoluções CONAMA nº 274/2000 e nº 357/2005, pela Portaria MS nº 2.914/2011 e pela NBR 15527 (ABNT, 2007).

O sistema de aproveitamento de água pluvial depende, basicamente, do destino final e do tratamento necessário para a água, podendo seu fluxograma ser visualizado na Figura 1. As instalações devem obedecer, obrigatoriamente, às instruções contidas nas normas: NBR 10844 (ABNT, 1989), para as calhas e condutores horizontais e verticais; NBR 12213 (ABNT, 1992), para as grades de remoção de detritos; NBR 15527 (ABNT, 2007), que dispõe sobre a utilização da água de chuva para fins não potáveis e seus requisitos; NBR 12217 (ABNT, 1994), para o projeto de reservação; NBR 12214 (ABNT, 1992), para o sistema de bombeamento de água; e NBR 5626 (ABNT, 1998), que aborda as instalações prediais de água fria.

É destacável a observação de alguns pontos importantes que estão presentes nas normas, como, por exemplo, o impedimento da retransfusão, a prevenção de refluxo e a proteção contra conexão cruzada, de forma que as fontes de água potável não entrem em contato com as fontes de água não potável. Além disso, fazem-se necessários dispositivos de segurança para os reservatórios, como extravasor, esgotamento, cobertura, entre outros.



**Figura 1** – Fluxograma de aproveitamento da água de chuva.

Ainda segundo a NBR 15527 (ABNT, 2007), o volume de água de chuva aproveitável depende da área de coleta, da precipitação, do coeficiente de escoamento superficial e da eficiência do sistema de captação. Assim, o coeficiente de escoamento superficial, também chamado coeficiente de *runoff* ou coeficiente C, é um adimensional resultante da relação entre o volume de água que escoou sobre uma superfície e o volume de água precipitado sobre ela. Além disso, a norma sugere o descarte dos primeiros 2 mm de chuva, para que a sujeira disposta sobre a área de drenagem não entre no sistema de captação, sendo, assim, rejeitada por dispositivo especial. Esse descarte foi confirmado por Hagemann (2009) para a região de Santa Maria (RS).

A mesma norma faz menção ao cálculo do volume dos reservatórios, que deve ser dimensionado com base em critérios técnicos, econômicos e ambientais, levando em conta as boas práticas da engenharia, podendo, a critério do projetista, ser utilizado um dos métodos contidos no Anexo A da norma ou outro, desde que seja devidamente justificado.

### *Sistema de aproveitamento de água cinza*

Conforme a Agência Nacional de Águas (ANA, 2005), a água cinza é um efluente que não possui contribuição da bacia sanitária, ou seja, corresponde ao efluente gerado pelo uso de banheiras, chuveiros, lavatórios, máquinas de lavar roupas e pias de cozinha (estas com ressalva, pois diversos autores não consideram seu efluente água cinza pela presença de óleos, graxas e restos de alimentos).

Sua utilização deve ser feita de maneira a contribuir para o desenvolvimento sustentável e a conservação dos recursos, sem prejuízo à saúde pública ou ao meio ambiente (MADUNGWE; SAKURIGWA, 2007). Em grande parte do mundo, o reúso de esgotos ocorre sem problemas, tanto que a Organização das Nações Unidas (ONU) mantém um programa global de reúso planejado da água, com o objetivo de garantir o uso sustentado, além

da conservação e integridade dos ecossistemas (SAMPAIO, 2006).

As tecnologias aplicadas para o tratamento de água cinza incluem sistemas físicos, químicos e biológicos, sendo a maior parte precedida pelo passo de separação do sólido e líquido, como pré-tratamento, seguida de desinfecção, como pós-tratamento (LI et al., 2009).

A prática do aproveitamento de água cinza significa o engajamento na redução do consumo de água potável e constitui um uso racional da água, resultando em preservação ambiental. Como exemplo, um esquema de instalação hidrossanitária de aproveitamento de água cinza está representado na Figura 2, mostrando os detalhes e itens que se fazem necessários para a correta disposição do sistema, incluindo o sistema de tratamento, composto, principalmente, pela Estação de Tratamento de Água Cinza (ETAC).

Segundo Jeppesen (1997), as orientações para o aproveitamento doméstico de água cinza são: proteger as pessoas de doenças transmitidas pela água devido à operação de instalações de reutilização; assegurar que as instalações não causem nenhum dano ambiental para a vizinhança; e aplicar a água cinza em um sistema que resulte

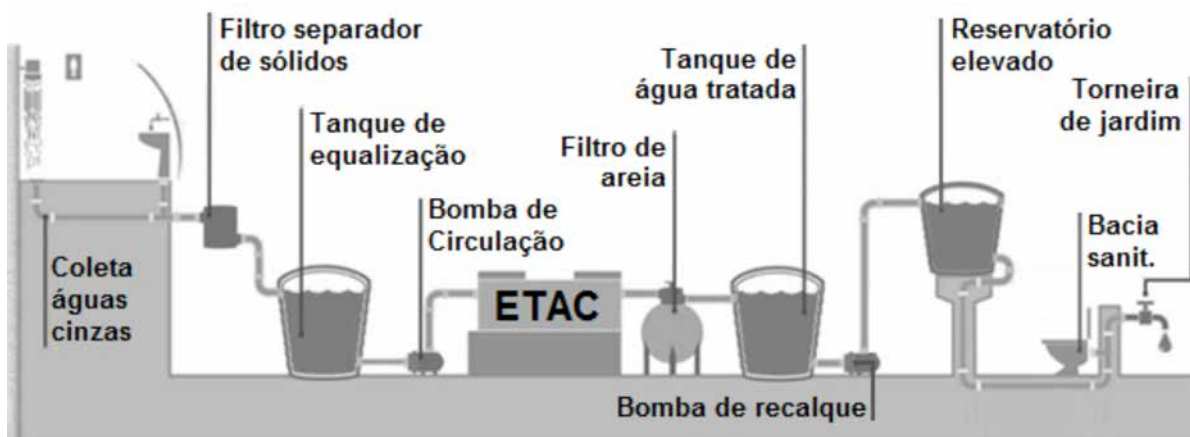
numa boa relação custo-benefício. Al-Jayyousi (2003), por sua vez, após testes de reutilização de água cinza na Jordânia, afirmou que a qualidade da água tem grande variação conforme o sistema de tratamento utilizado, sendo necessária a utilização de um sistema que atenda às necessidades dos usuários.

### *Demanda de água não potável*

Existe uma dificuldade muito grande em prever a demanda de água não potável, pois é impossível mensurar a quantidade de água que cada pessoa consome para realizar a mesma atividade – enquanto alguém pode utilizar 100 L de água por dia, outra pessoa pode consumir 250 L, por exemplo.

Os usos da água em uma residência podem ser internos e externos e sua quantificação é, geralmente, feita por estimativa de demanda, visto que as pesquisas no Brasil com relação ao consumo residencial de água são escassas (TOMAZ, 2003).

Para ter uma estimativa de demanda, Tomaz (2007) apresentou tabelas que relacionam atividades que consomem água com a quantidade de água necessária para sua realização. A Tabela 1 exhibe as estimativas de demanda para os usos internos, enquanto a Tabela 2 expõe as estimativas para usos externos.



**Figura 2** – Esquema do sistema de aproveitamento de água cinza.

Fonte: Adaptado de Ecoracional (2014).



**Tabela 1** – Estimativa de demanda de água não potável para usos internos.

Uso interno	Unidade	Parâmetro		
		Inferior	Superior	Provável
Bacia sanitária – volume de descarga	Litros/descarga	6,8	18	9
Bacia sanitária – frequência de uso	Descarga/pessoa.dia	4	6	5
Vazamento de bacia sanitária	Porcentagem	0	30	9
Máquina de lavar roupas – volume de água	Litros/ciclo	108	189	108
Máquina de lavar roupas	Carga/pessoa.dia	0,2	0,37	0,37

Fonte: Adaptado de Tomaz (2007).

**Tabela 2** – Estimativa de demanda de água não potável para usos externos.

Uso externo	Unidade	Valor
Rega de gramado ou jardins	Litro/dia.m <sup>2</sup>	2
Lavagem de carros – volume de água	Litros/lavagem.carro	150
Lavagem de carros – frequência	Lavagem/mês	4

Fonte: Adaptado de Tomaz (2007).

### Estudo da viabilidade econômica

Segundo Kraychete (1997), o estudo da viabilidade engloba dois aspectos relacionados com as questões estritamente econômicas. O primeiro é o conjunto de perguntas que devem ser feitas para a implantação da atividade que se quer desenvolver, enquanto o segundo aborda as contas necessárias, ou seja, basicamente, a análise dos custos (variáveis e fixos) para a instalação do projeto, da depreciação e da receita gerada. Algumas das perguntas relacionadas à primeira parte do estudo da viabilidade econômica incluem o processo de produção, os investimentos, o consumo de energia, a comercialização (no caso de uma empresa que está vendendo um produto), os impostos e a legislação.

Nesse contexto, o Valor Presente Líquido (VPL) é um indicador que facilita a escolha do sistema em

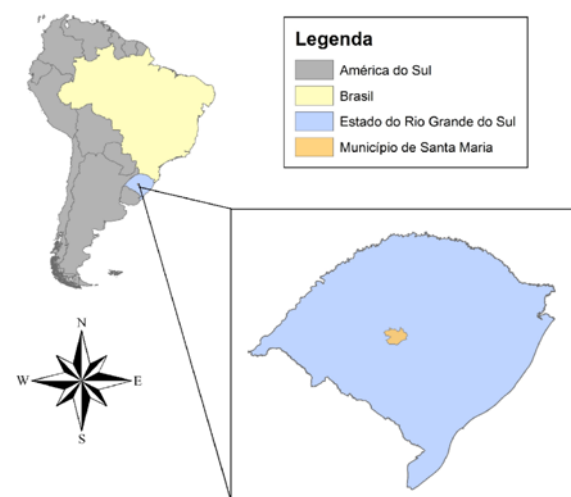
relação à sua viabilidade econômica, uma vez que define as movimentações futuras de um projeto em um único valor no presente.

Com base nisso, Fernandes et al. (2007) estudaram a viabilidade econômica de instalações de sistemas de aproveitamento de água de chuva por cisternas na Universidade Federal do Rio Grande do Norte. O método de estudo utilizado pelos pesquisadores foi o cálculo do VPL, concluindo-se que o sistema de aproveitamento de água pluvial mostra-se economicamente viável frente à utilização da água do sistema de abastecimento público da cidade.

## 4 METODOLOGIA

### 4.1 Área de estudo

O trabalho foi baseado na criação de um projeto de aproveitamento de água cinza e aplicação da água de chuva para consumo não potável em um edifício residencial. O edifício chama-se Residencial Gabro e está sendo executado em Santa Maria (RS) (Figura 3), localizado na Rua Visconde de Pelotas, 2220.



**Figura 3** – Localização da área de estudo – Residencial Gabro.

O edifício, que tem padrão de acabamento médio, conta com três pavimentos de garagem, oito pavimentos tipo e cobertura. O pavimento tipo possui dois apartamentos com três dormitórios (125 m<sup>2</sup> de área privativa) e três apartamentos com dois dormitórios (dois com 75 m<sup>2</sup> de área privativa e um com 60 m<sup>2</sup>). A cobertura possui dois apartamentos com quatro dormitórios (230 m<sup>2</sup> de área privativa), assim totalizando 42 apartamentos.

#### 4.2 Viabilidade técnica

O projeto teve como foco a utilização da água de chuva e o aproveitamento da água cinza para fins não potáveis, começando pelas unidades habitacionais, as quais abastecem as bacias sanitárias. Nas áreas úteis, o abastecimento dessas águas dá-se em pontos de lavagem do condomínio e rega de jardins ou gramados.

##### Oferta pluviométrica de Santa Maria

Para análise da oferta pluviométrica de Santa Maria, foram utilizados os dados de precipitação referentes à estação pluviométrica do 8º Distrito de Meteorologia (8º DISME) do Ministério da Agricultura, distante aproximadamente 12 km da área de estudo, no período de 1º de janeiro de 1990 a 1º de janeiro de 2010.

##### Quantificação da demanda de água não potável

A quantidade de pessoas que residirão no edifício foi calculada a partir da Tabela 3, indicando a estimativa de água consumida por apartamento, de acordo com o número de dormitórios. Além da informação fornecida pela Tabela 3, utilizaram-se dados publicados pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP, 2012, p. 15), que recomendam, para fins de projeto, utilizar o consumo *per capita* em residências de 150 L.

**Tabela 3** – Estimativa de consumo de água por dormitório em residência.

Quantidade de quartos	Consumo (L/dia)
1	400
2	600
3	800
4 ou mais	1.000

Fonte: Curitiba (2006).

A partir das informações das Tabelas 1 e 2, algumas considerações de projeto foram feitas para o desenvolvimento do trabalho:

- Bacia sanitária: cada pessoa utiliza a descarga da bacia sanitária cinco vezes ao dia; cada descarga tem volume de 9 L de água.
- Área de jardim: o total da área de jardins do edifício é de aproximadamente 140 m<sup>2</sup>, sendo regado por 2 L/m<sup>2</sup>.dia, quatro dias por mês.
- Área de limpeza: considerou-se que a limpeza geral é feita uma vez por semana e, para cada limpeza, são gastos 300 L de água.

##### Dimensionamento do reservatório de águas de chuva e cinza

A NBR 15527 (ABNT, 2007) traz, em seus anexos, métodos de dimensionamento do reservatório de água de chuva, cada um com suas peculiaridades. O método escolhido foi o da simulação (Equação 1), que se baseia na determinação do percentual de consumo que será atendido em função de um tamanho de reservatório previamente definido. Também é chamado método de análise de simulação de um reservatório com capacidade suposta (RUPP et al., 2011).

$$S_{(t)} = Q_{(t)} + S_{(t-1)} - D_{(t)} \quad (1)$$

Sendo:  $0 < S_{(t)} < V$  e  $Q_{(t)} = C \cdot P(t) \cdot A$

Em que:

$S_{(t)}$  = volume de água no reservatório no tempo  $t$  (m<sup>3</sup>).

$S_{(t-1)}$  = volume de água no reservatório no tempo  $t-1$  ( $m^3$ ).

$Q_{(t)}$  = volume de água de chuva aproveitável no tempo  $t$  ( $m^3$ ).

$D_{(t)}$  = demanda ou consumo no tempo  $t$  ( $m^3$ ).

$P_{(t)}$  = precipitação da chuva no tempo  $t$  (mm).

$V$  = volume do reservatório ( $m^3$ ).

$C$  = coeficiente de escoamento superficial.

$A$  = área de captação ( $m^2$ ).

Por outro lado, o sistema hidrossanitário de aproveitamento da água cinza na edificação foi pensado de forma a efetuar a coleta das águas residuárias e separar a água cinza. Uma vez que se pode utilizar o mesmo reservatório para armazenar a água de chuva e o efluente tratado da água cinza, para seu dimensionamento, é necessário determinar a quantidade de água cinza gerada pelos moradores do edifício e adequar um reservatório que atenda às duas fontes.

Para estimar a quantidade de água cinza de forma precisa, próxima da realidade, alguns parâmetros presentes na bibliografia são propostos por diversos autores. Neste caso, levaram-se em conta dois critérios, conforme Tabelas 4 e 5.

**Tabela 4** – Geração de água cinza com base nos parâmetros propostos por Melo e Azevedo Netto (1988).

Uso	Quantidade de consumo (L/dia)	
	Proposto	Adotado
Asseio pessoal	30 a 60	45
Bebida	2	0
Lavagem de roupas	10 a 20	15

Fonte: Melo e Azevedo Netto (1988)

**Tabela 5** – Geração de água cinza com base nos parâmetros propostos por Gonçalves e Bazzarella (2005).

Uso	Consumo per capita	Consumo por aparelho
Lavatório	3 min/dia	10 L/min
Chuveiro	10 min/dia	12 L/min
Tanque	5 min/dia	10 L/min
Máq. de lavar roupas	3 ciclos/semana	210 L/ciclo

Fonte: Gonçalves e Bazzarella (2005)

### Dimensionamento da ETAC

Para a ETAC, foi adotado o sistema proposto por Gonçalves (2006), em estudo do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB), que desenvolveu uma estação desse tipo para uma edificação. O mesmo tratamento foi proposto por Bazzarella (2005), sendo capaz de tratar uma quantidade de água cinza produzida por 60 pessoas (24 L/hab.dia).

O funcionamento da ETAC é resumido da seguinte forma: a água bruta que vem da rede de coleta passa pelo tanque de equalização; após peneiramento, passa por um Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC), em três tanques (RAC1, RAC2, RAC3), seguindo para o Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS) e, posteriormente, o Decantador Secundário de Placas (DEC); por fim, passa por um filtro terciário de membrana com clorador de pastilha, sendo armazenada no tanque de água cinza tratada.

Assim, o RAC foi previsto para assegurar uma eficiência mínima de 60% na remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), para uma temperatura média da água residuária de 20 °C. Foi definido um tempo de detenção hidráulica ( $t$ ) de dez horas e compartimentação de três câmaras. O volume útil do RAC pode ser determinado pela Equação 2:

$$V_{RAC} = K_2 \cdot Q_{méd} \cdot t \quad (2)$$

Em que:

$V_{RAC}$  = volume útil do RAC ( $m^3$ ).

$K_2$  = coeficiente de pico de horário ( $K_2 = 3$ ).

$Q_{méd}$  = vazão média de água cinza ( $m^3/h$ ).

$t$  = tempo de detenção hidráulica (h).

O polimento do efluente do RAC é realizado pelo FBAS e possui um material de meio suporte, em que as colônias de microrganismos, responsáveis pela degradação biológica, fixam-se. O FBAS dá-se em fluxo normal ascendente e é dimensionado com seção retangular, tomando-se como parâmetro principal de dimensionamento a carga orgânica volumétrica sobre o meio granular (CvDBO).

Segundo Gonçalves (2006), o cálculo dessa carga é descrito pela Equação 3, o volume do meio granular é obtido por meio da Equação 4 e a vazão de ar necessária para o funcionamento do biofiltro dá-se pela Equação 5.

$$CDBO_{FBAS} = (1 - E_{RAC}) \cdot K_2 \cdot Q_{méd} \cdot DBO \quad (3)$$

$$V_{FBAS} = CDBO_{FBAS} \div CvDBO_{FBAS} \quad (4)$$

$$Q_{ar} = T_{ar} \cdot CDBO_{FBAS} \quad (5)$$

Em que:

$CvDBO = 0,5 \text{ kgDBO}_5/m^3 \cdot \text{dia}$ .

$DBO_5 = 100 \text{ mg/L}$  (valor médio de  $DBO_5$  da água cinza).

$h_{leito} = 1,50$  (altura útil do meio granular).

$E_{RAC} DBO_5 = 60\%$  (eficiência de remoção de  $DBO_5$  do RAC).

$T_{ar} = 30 \text{ Nm}^3/\text{kgDBO}_5$  aplicado (taxa de aplicação de ar).

O decantador secundário foi dimensionado com seção retangular, prevendo uma taxa superficial ( $t_s$ ) de  $25 \text{ m}^3/m^2 \cdot \text{dia}$ , calculando a área superficial ( $A_{DEC}$ ) pela Equação 6:

$$A_{DEC} = K_2 \cdot Q_{méd} \div t_s \quad (6)$$

Para o dimensionamento do filtro terciário, de geometria retangular, tomou-se como parâmetro principal de dimensionamento a velocidade ascensional ( $v$ ) de  $4,0 \text{ m/h}$ . O cálculo da área superficial é apresentado na Equação 7:

$$A_{FT} = K_2 \cdot Q_{méd} \div v \quad (7)$$

### Determinação das instalações hidráulicas

Como esta pesquisa tinha como objetivo a avaliação da viabilidade técnica de um projeto de aproveitamento de águas pluvial e cinza, as instalações hidráulicas prediais do edifício em análise deviam ser diferentes das usuais. Assim, algumas diretrizes foram tomadas para a elaboração de um projeto sólido, que não apresentasse falhas, como a inadequada mistura de água potável com água reaproveitada. Nesse âmbito, o traçado das instalações prediais expõe-se como indispensável, identificando as tubulações referentes à captação da água cinza, à captação da água de chuva e à água potável.

### 4.3 Viabilidade econômica

A viabilidade econômica deste projeto começa pela redução do consumo de água potável, fornecida pela concessionária local, a Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN). Quando uma edificação começa a utilizar a água de chuva e a água cinza, a qual seria descartada, abre-se mão de utilizar água potável, desonerando, assim, a conta desse recurso.

Com o volume de água não potável que será reaproveitado no prédio e o preço do metro cúbico de água de R\$ 4,09/m<sup>3</sup>, fornecido pela CORSAN (julho/2014), foi possível fazer o cálculo de quanto será poupado, por meio da Equação 8:

$$P = V \times T \quad (8)$$

Em que:

P = valor poupado com a utilização do projeto (R\$/ano).

V = volume de água não potável reutilizado no edifício (m<sup>3</sup>/ano).

T = tarifa por m<sup>3</sup> de água potável fornecido pela concessionária (R\$/m<sup>3</sup>).

#### VPL

O VPL, também conhecido como método do valor atual, é um método matemático-financeiro capaz de determinar o valor presente de pagamentos futuros, descontando uma taxa de juros apropriada. Agostini (2009) propôs um método para o cálculo do VPL de um sistema (Equação 9), como o proposto neste trabalho, englobando também a economia gerada pelo sistema e os custos despendidos com ele.

$$VPL = \left[ \sum_{j=1}^n \frac{E \cdot (1+i_A)^j - C \cdot (1+i_E)^j}{(1+i)^j} \right] - INV \quad (9)$$

Em que:

VPL = valor presente líquido (R\$).

j = período temporal de avaliação (anual).

n = número de períodos considerados (vida útil).

E = economia gerada pelos sistemas (R\$).

C = custos relacionados com operação e manutenção dos sistemas (R\$).

INV = custo do investimento inicial dos sistemas (R\$).

i = taxa de juros considerada.

iA = taxa de aumento da tarifa de água potável da concessionária (anual).

iE = taxa de aumento da tarifa de energia elétrica da concessionária (anual).

Para a aplicação da Equação 9, Pozzebon (2013) calculou a variação média de cada uma das taxas no período de 2000 a 2010, encontrando uma taxa de aumento da tarifa de energia elétrica  $iE = 9,53$  e de aumento da tarifa da água potável  $iA = 7,52$ . Já a taxa de juros considerada foi a Taxa de Juros de Longo Prazo (TJLP) do Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES), que tem vigência trimestral e, em todos os trimestres de 2013, ficou em 5% ao ano (BNDES, 2013).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Viabilidade técnica do aproveitamento da água de chuva

Para o aproveitamento da água de chuva, foi utilizada uma série de dados históricos de precipitação de 20 anos (1990 a 2010), considerando uma área de

captação de 418,75 m<sup>3</sup>. Já a demanda de água não potável, para o abastecimento das bacias sanitárias, com a limpeza do condomínio, a rega dos jardins e a lavagem de carros, foi de 8,85 m<sup>3</sup>/dia.

Por meio do método da simulação, o volume do reservatório escolhido foi de 15 m<sup>3</sup>, pois, pela curva de garantia (Figura 4), ficou evidente que, ao aumentar consideravelmente esse volume, o ganho com relação ao abastecimento era irrisório. A garantia de abastecimento, ou seja, a quantidade de água poupada com a utilização de água pluvial, para um reservatório de 15 m<sup>3</sup> é de aproximadamente 9,30% da demanda.

Como forma de comparação, Fasola et al. (2011) encontraram um potencial de economia de água potável para duas escolas em Santa Catarina. Tratando-se de água cinza, foi de 4% a 5% de aproveitamento, enquanto o aproveitamento de água pluvial foi, em média, de 32,7%. Há de se ressaltar o maior uso de água não potável nas escolas e, também, uma área de captação muito maior (638 e 800 m<sup>2</sup>), resultando em maior volume pluvial captado.

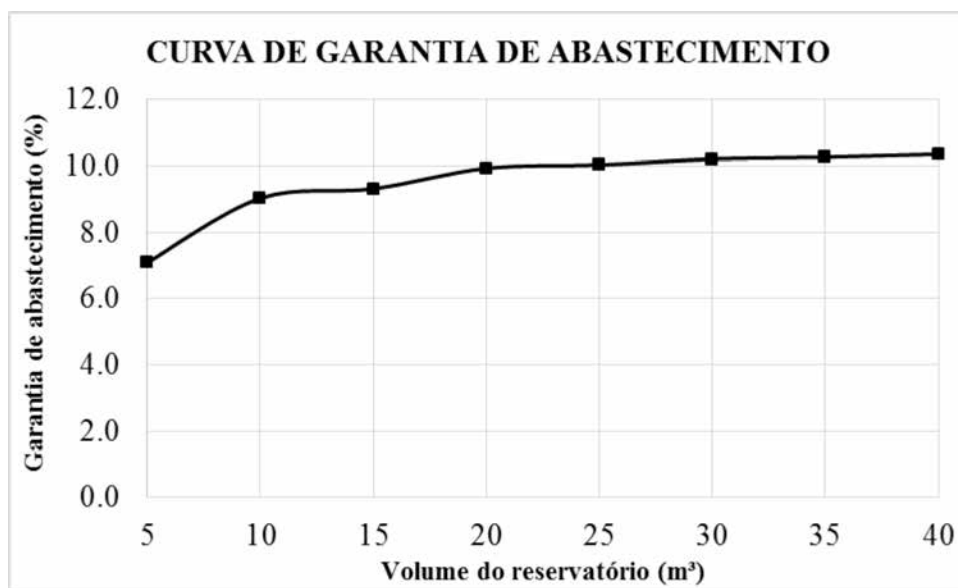
## 5.2 Viabilidade técnica do aproveitamento de água cinza

Um conjunto de parâmetros utilizados foi proposto por Melo e Azevedo Netto (1988), para consumo de água para usos residenciais, retratado na Tabela 6. Adotando valores intermediários para o consumo de água potável, chegou-se à geração de água cinza de 11,70 m<sup>3</sup>/dia, para cada uso dentro de uma residência. Para ter outros subsídios, foram utilizados os parâmetros propostos por Gonçalves e Bazzarella (2005), que resultaram numa geração de água cinza de 56,55 m<sup>3</sup>/dia.

**Tabela 6** – Geração de água cinza pelos parâmetros propostos por Melo e Azevedo Netto (1988).

Uso	Nº de pessoas	Quantidade de consumo (L/dia. pessoa)		Geração de água cinza (m <sup>3</sup> /dia)
		Proposto	Adotado	
Asseio Pessoal	195	30 a 60	45	8,75
Bebida		2	0	0,00
Lavagem de Roupas		10 a 20	15	2,93
Total				11,70

Fonte: Adaptado de Melo e Azevedo Netto (1988).



**Figura 4** – Curva de garantia de abastecimento.

Tendo ocorrido uma diferença grande entre os valores obtidos nas duas simulações, optou-se pela quantia de água cinza gerada pelos parâmetros de Melo e Azevedo Netto (1988), considerando a segurança.

Como a oferta pluviométrica na região é incapaz de abastecer a demanda estimada para o Residencial Gabro, o reservatório de 15 m<sup>3</sup> seria capaz de atender a cerca de 7,20% da demanda. Uma alternativa seria a mistura da água cinza tratada com a água de chuva. Assim, em períodos de estiagem, a produção de água cinza poderia suprir a falta da água de chuva.

Diferentemente do caso tratado neste trabalho, comparando com os resultados obtidos por Faso-la et al. (2011), o aproveitamento de água cinza mostrou-se uma estratégia inviável, pois não existiam aparelhos que ofertassem grande volume de efluentes, como chuveiros ou máquinas de lavar roupas. Por outro lado, Jamrah et al. (2007) investigaram o potencial de aproveitamento de água cinza em cinco residências na cidade de Oman e encontraram uma fração de geração de água cinza em torno de 83% do total de água consumida, mostrando uma grande capacidade de geração em edificações residenciais.

#### *Dimensionamento da ETAC*

A ETAC do edifício ficou localizada no subsolo; como o pé-direito tinha 2,65 m, foi arbitrada uma altura de 2,00 m para ela. Para a produção diária de 11,70 m<sup>3</sup> de água cinza, tinha-se, então, uma vazão de 0,488 m<sup>3</sup>/h.

A área total do RAC era de 10,20 m<sup>2</sup> e a área de cada câmara, 3,40 m<sup>2</sup>. Então, cada câmara tinha dimensões de 1,20 x 2,90 x 2,00 m, tendo o RAC completo 3,60 x 2,90 x 2,00 m.

Para o biofiltro, as dimensões adotadas foram: 1,20 x 1,60 x 2,00 m, com altura do leito de 1,50 m. As dimensões adotadas para o DEC foram: 1,20 x 1,25 x 2,00 m e para o filtro terciário: 0,60 x 0,65 x 2,00 m.

A desinfecção com cloro é feita no reservatório de água, em que ocorre a mistura da água cinza tratada com a água de chuva. O cloro é capaz de remover a cor remanescente dos tratamentos anteriores, garantir a completa desodorização e prevenir a proliferação de bactérias no reservatório (BAZARELLA, 2005). Assim, com uma concentração de 3 mg/L, serão gastos anualmente 14,4 kg de cloro para o tratamento das águas residuárias.

A representação esquemática do sistema proposto para o aproveitamento de água, com o sistema de aproveitamento de água cinza e a ETAC, é mostrada na Figura 5.

#### **5.3 Viabilidade econômica do sistema**

De acordo com a atual estrutura tarifária da COR-SAN, o Residencial Gabro enquadra-se na categoria Básica Residencial B. Assim, a conta de consumo de água é formada pelo preço do serviço básico (R\$ 19,35) e pela quantidade de água utilizada, que é multiplicada pelo preço-base (R\$ 4,09/m<sup>3</sup>).

Como o serviço básico seria cobrado com ou sem o aproveitamento de água de chuva, ele não foi considerado no cálculo da economia gerada pela utilização do sistema. Portanto, chegou-se a um volume de 10,28 m<sup>3</sup> de água potável poupada por dia, resultando numa economia anual de R\$ 15.346,50.

O resumo da relação de materiais, mão de obra e custos de implantação do sistema de aproveitamento da água de chuva e tratamento/ aproveitamento de água cinza é mostrado na Tabela 7. Os valores foram consultados na tabela do Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil (SINAPI), pu-

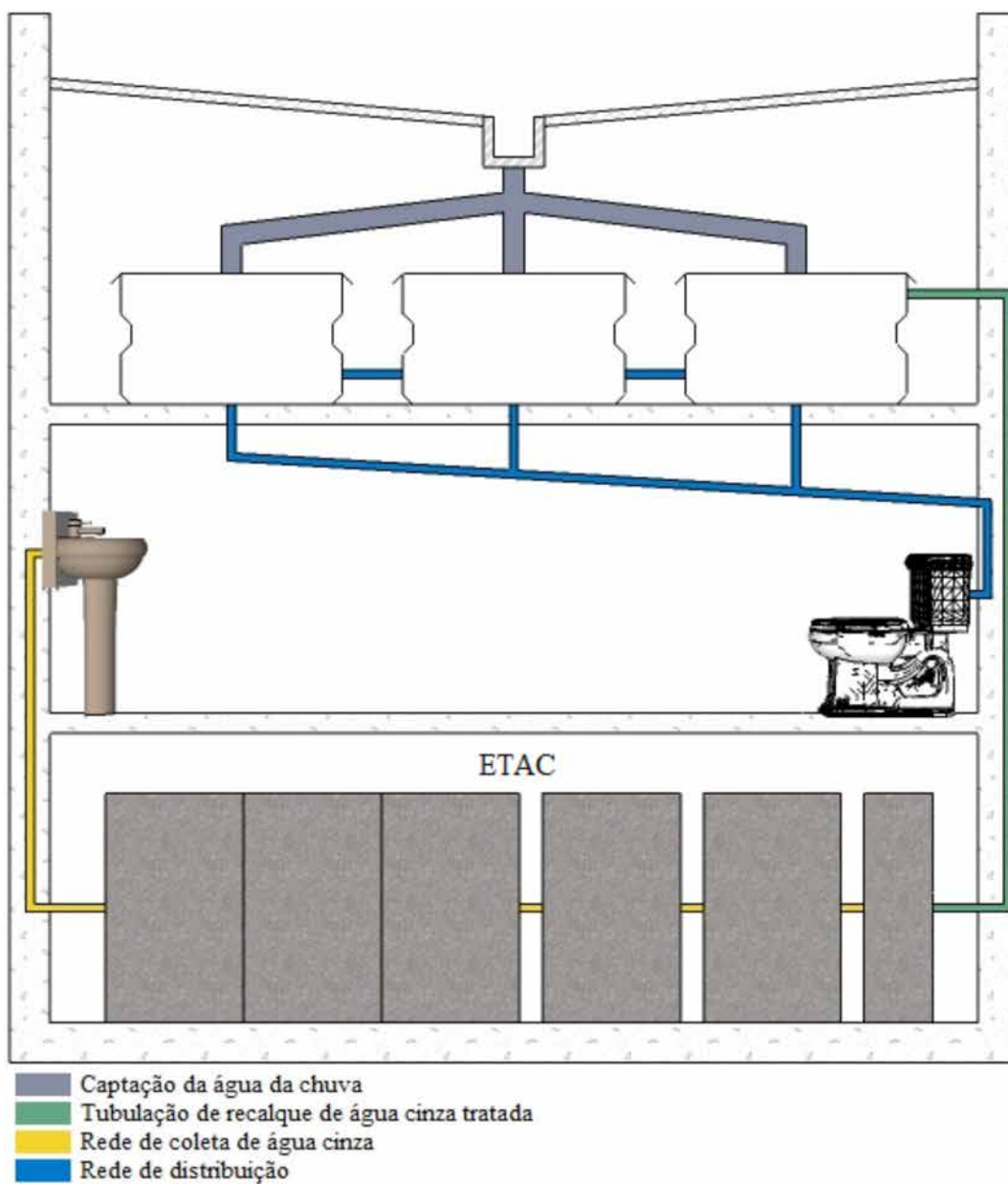


Figura 5 – Esquema do sistema avaliado.

blicada em novembro de 2013, e a mão de obra foi estimada em 35% do valor do material. De forma explicativa, alguns dos materiais utilizados para a implantação do sistema foram: tubulações e conexões de policloreto de polivinila (PVC),

dispositivo de descarte, filtro industrial, freio d'água, sifão ladrão, sistema realimentador automático, material elétrico, registro de gaveta, dosador de cloro, rede de coleta, tanque de equalização, sistema de tratamento da água cinza, tanque de água cinza tratada e sistema de recalque.



**Tabela 7** – Resumo da planilha de custos de implantação, manutenção e mão de obra.

Item	Descrição	Mat. (R\$)	Mão de obra (R\$)	Total (R\$)
1	Sistema de coleta e dist. da água pluvial	14.572,83	5.100,49	19.673,32
2	Rede de coleta de água cinza	5.180,49	1.813,17	6.993,66
3	Tanque de equalização	1.618,00	566,30	2.184,30
4	RAC	2.133,08	746,58	2.879,66
5	FBAS	2.181,74	763,61	2.945,35
6	Decantador secundário	2.133,08	746,58	2.879,66
7	Filtro terciário	2.613,94	914,88	3.528,82
8	Tanque de água cinza tratada	1.618,00	566,30	2.184,30
9	Sistema de recalque	1.781,83	623,64	2.405,47
10	Manutenção do sistema	2.296,93	168,30	2.465,23
Total				48.139,77

As instalações hidrossanitárias do edifício já haviam sido projetadas e, portanto, inclusas no orçamento da obra. Assim, apenas novos materiais foram contabilizados no estudo da viabilidade econômica do aproveitamento da água de chuva.

Por fim, a Figura 6 mostra que o sistema é economicamente viável, pois o investimento inicial é recuperado logo no segundo ano de utilização. Ao final dos 20 anos de vida útil, o sistema acu-

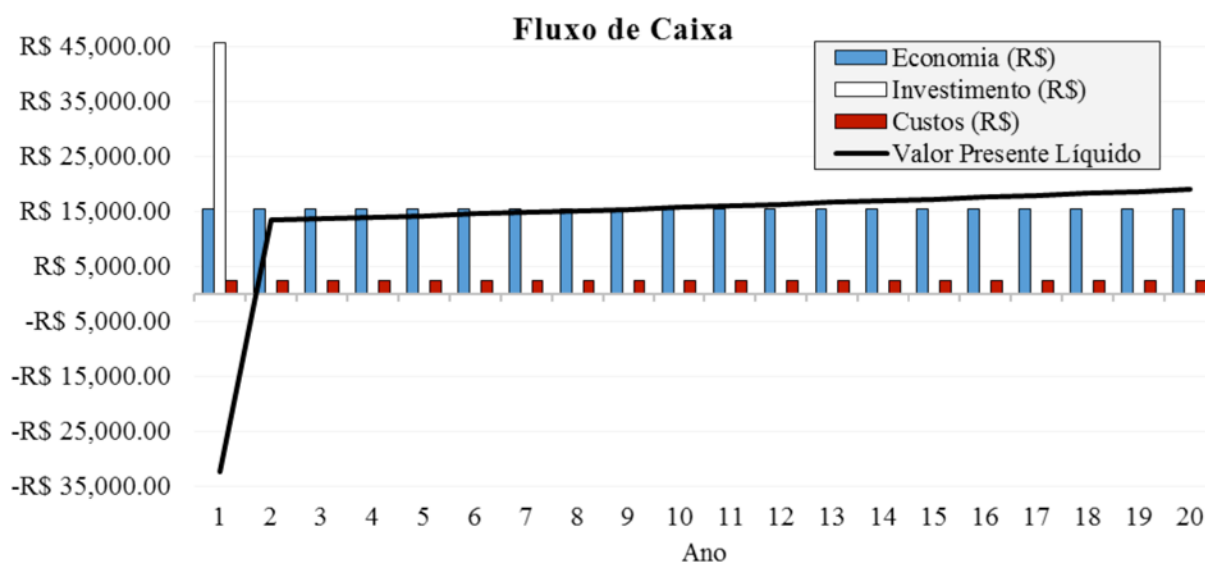
mula um valor de R\$ 272.615,83, que não pode ser considerado lucro, pois não há retorno para os cofres do condomínio, por exemplo. Contudo, uma considerável quantia em dinheiro é poupada, justamente pela utilização do sistema.

## 6 CONCLUSÕES

O dimensionamento do sistema de aproveitamento de águas de chuva e cinza foi realizado para o edifício Residencial Gabro, cuja população foi estimada em 195 pessoas, consumindo 8,85 m<sup>3</sup>/dia de água não potável para abastecer suas bacias sanitárias, fazer a limpeza do condomínio uma vez por semana e a rega das plantas.

Utilizando o método da simulação, foram dimensionados reservatórios para a área de captação de 418,75 m<sup>2</sup>, visando a uma maior eficiência de reservação de água pluvial. Assim, o reservatório de 15 m<sup>3</sup> garante o abastecimento total de água não potável, em 100% do tempo de vida útil do sistema de aproveitamento de águas pluvial e cinza.

Da mesma forma, o aproveitamento da água cinza é viável tecnicamente, visto que há uma produção no edifício de 11,70 m<sup>3</sup>/dia, que atende totalmente à demanda de água não potável da edificação. O sis-



**Figura 6** – Fluxo de caixa do sistema.

tema de água de chuva misturado com água cinza poupa anualmente 3.752,20 m<sup>3</sup> de água potável.

Do ponto de vista econômico, apesar do investimento inicial de R\$ 45.674,54, o sistema, além de ser viável, gera uma economia de água potável, que seria paga à concessionária, extremamente alta. Isso é explicado porque cerca de 30% a 35% da água que se utiliza é para fins não potáveis. Ao fazer um balanço dos custos de implantação e da economia gerada pelo sistema em 20 anos, chega-se a um valor de R\$ 272.615,83, que seria poupado de ser pago à companhia que faz a distribuição da água no município.

Em suma, a utilização de um sistema como o abordado neste trabalho traz benefícios econômicos e ambientais. Além disso, pode acontecer sem problema algum, uma vez que foi mostrado que é tecnicamente viável.

## REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS, FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO e SINDICATO DA INDÚSTRIA DA CONSTRUÇÃO CIVIL DE SÃO PAULO. **Conservação e Reuso de água em Edificações**. São Paulo: Prol Editora Gráfica. 2005.
- AGOSTINI, R. D. S. D. **Avaliação do desempenho e da viabilidade econômica de um sistema de reuso de água cinza em um edifício residencial de alto padrão**. Projeto de graduação; UFES. Vitória, 70 p., 2009.
- AL-JAYYOUSI, Odeh R.. Greywater reuse: towards sustainable water management. **Desalination**, Amã, v. 1, n. 156, p.181-192, 1 ago. 2003.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10844**: Instalações prediais de águas pluviais: procedimento. Rio de Janeiro, 1989. 13 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12213**: Projeto de captação de água de superfície para abastecimento público. Rio de Janeiro, 1992. 05 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12214**: Projeto de sistema de bombeamento de água para abastecimento público. Rio de Janeiro, 1992. 15p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12217**: Projeto de reservatório de distribuição de água para abastecimento público. Rio de Janeiro, 1994. 4 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969**: Tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997. 60 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15097**: Aparelhos sanitários de material cerâmico – Requisitos e métodos de ensaio. Rio de Janeiro, 2004. 37p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15527**: Água de chuva: aproveitamento de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis: requisitos. Rio de Janeiro, 2007. 8 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 5626**: Instalação predial de água fria. Rio de Janeiro, 1998. 41 p.
- BAZZARELLA, Bianca Barcellos. **Caracterização e aproveitamento de água cinza para uso não potável em edificações**. 165 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 2914**, de 12/2011. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 12 dez. 2011. Seção 1, p. 39-46.
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº 274**, de 29 de novembro de 2000. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 08 janeiro de 2001.
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357**, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 março de 2005.
- BNDES. Banco Nacional do Desenvolvimento Econômico e Social. **Taxa de Juros de Longo Prazo** - TJLP. 2013. Disponível em: [http://www.bndes.gov.br/SiteBNDES/bndes/bndes\\_pt/Ferramentas\\_e\\_Normas/Custos\\_Financeiros/Taxa\\_de\\_Juros\\_de\\_Longo\\_Prazo\\_TJLP/index.html](http://www.bndes.gov.br/SiteBNDES/bndes/bndes_pt/Ferramentas_e_Normas/Custos_Financeiros/Taxa_de_Juros_de_Longo_Prazo_TJLP/index.html). Acesso em: 24 dez. 2013.
- CÂMARA MUNICIPAL DE CURITIBA. **Lei Municipal n. 10.785**, de 18 de setembro de 2003. Cria no Município de Curitiba, o Programa de Conservação e Uso Racional da Água nas Edificações – PURAE. Disponível em: <http://www.cmc.pr.gov.br>. Acesso em: 13 out. 2013.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO – SABESP. **Norma Técnica Sabesp NTS 181**. São Paulo, 2012. 26 p.
- CURITIBA. **Decreto nº 293**, de 22 de março de 2006. Regulamenta a Lei nº 10.785/03 e dispõe sobre os critérios do uso e conservação racional da água nas edificações e dá outras providências. Curitiba, 2006.
- ECORACIONAL. **Como instalar**. Disponível em: <http://loja.ecoracional.com.br/comoinstalar>. Acesso em: 07 abr. 2014.
- FASOLA, Gabriel Balparda et al. Potencial de economia de água em duas escolas em Florianópolis, SC. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 11, n. 4, p.65-78, out./dez. 2011.

- FERNANDES, Diogo Robson Monte; MEDEIROS NETO, Vicente Batista de; MATTOS, Karen Maria da Costa. Viabilidade econômica do uso da água da chuva: um estudo de caso da implantação de cisterna na UFRN / RN. In: **Encontro Nacional De Engenharia De Produção**, 27. 2007, Anais. Foz do Iguaçu, 2007.
- GONÇALVES, Ricardo Franci (Coordenador). **Uso Racional da Água em Edificações**. Rio de Janeiro: ABES, 2006.
- GONÇALVES, R.F.; BAZZARELLA, B.B. Reuso de águas cinzas e gerenciamento alternativo das águas amarelas (urina) em áreas urbanas. **Anais eletrônicos do Workshop sobre Reuso**. Campina Grande, PB, 2005.
- JAMRAH, Ahmad et al. Evaluating greywater reuse potential for sustainable water resources management in Oman. **Environmental Monitoring And Assessment**, Oman, v. 137, n. 2, p.315-327, 12 jun. 2007.
- JEPPESEN, B.. Domestic greywater re-use: Australia's challenge for the future. **Desalination**, Brisbane, v. 3, n. 106, p.311-315, jun. 1997.
- KRAYCHETE, Gabriel. Como fazer um Estudo de Viabilidade Técnica/Econômica. In: **Consulta Economia Popular: Viabilidade e Alternativas**. Promovido pela CESE – CEDAe. Salvador, 1997.
- LOURENÇO, Luana. **Brasil pode enfrentar falta de água**. Disponível em: <<http://www.progresso.com.br/caderno-a/brasil-mundo/brasil-pode-enfrentar-falta-de-agua>>. Acesso em: 20 set. 2013.
- LI, Fangyue; WICHMANN, Knut; OTTERPOHL, Ralf. Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. **Science Of The Total Environment**, Hamburgo, v. 11, n. 407, p.3439-3449, 15 maio 2009. Quinzenal.
- MADUNGWE, Emaculate; SAKURIGWA, Saniso. Greywater reuse: A strategy for water demand management in Harare?. **Physics And Chemistry Of The Earth**, Dar Es Salaam, v. 32, n. 17, p.1231-1236, 3 ago. 2007.
- MELO, V.O., AZEVEDO NETTO, J.M., **Instalações Prediais Hidráulico-Sanitárias**, Editora Edgard Blucher Ltda, São Paulo, 1988.
- POZZEBON, P. H. B. **Viabilidade técnica, econômica e social do aproveitamento das águas de chuva e cinzas para consumo não potável na cidade de Santa Maria/RS**. 193 f. Dissertação (Mestrado) - UFSM, Santa Maria, 2013.
- RUPP, Ricardo Forgiarini; MUNARIM, Ulisses; GHISI, Enedir. Comparação de métodos para dimensionamento de reservatórios de água pluvial. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 11, n. 4, p.47-64, out./dez. 2011.
- SALLA, Marcio Ricardo et al. Viabilidade técnica de implantação de sistema de aproveitamento de água pluvial para fins não potáveis em universidade. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 13, n. 2, p.167-181, abr./jun. 2013.
- SAMPAIO, Anne Raquel. Reuso da Água. **Revista Brasileira de Saneamento e Meio Ambiente: BIO**, Rio de Janeiro, p.16-29, jun. 2006.
- TOMAZ, P. **Aproveitamento de água de chuva**. São Paulo: Navegar Editora, 2003.
- TOMAZ, Plínio. Aproveitamento de água de chuva de telhados em áreas urbanas para fins não potáveis: Diretrizes básicas para um projeto. In: **Simpósio Brasileiro De Captação Da Água De Chuva**, Belo Horizonte, MG. 2007.

# Vicissitudes dos digestores anaeróbios de lodo no Brasil

## *Vicissitudes of anaerobic sludge digesters in Brazil*

• **Data de entrada:**  
28/08/2015

• **Data de aprovação:**  
26/07/2016

Marcelo Kenji Miki \*

DOI:10.4322/dae.2016.032

### Resumo

No Brasil, as atividades de projeto (concepção e dimensionamento) e operação de digestores anaeróbios de lodo acabaram incorporando certas práticas, que acabam por desfavorecer o uso mais racional deste tipo de processo. Enquanto que em países como EUA e Alemanha realizam contínuos esforços para o uso benéfico do biogás, no Brasil, mesmo em ETEs de grande porte, esta prática não se encontra muito difundida. Esta nota técnica destacou elementos de caráter técnico dos digestores anaeróbios de lodo com o intuito de subsidiar os estudos de viabilidade técnico-econômico-ambiental do uso benéfico de biogás. Estas questões de caráter mais técnico checam os fundamentos de tratamento de esgoto e proporcionam um melhor entendimento do tratamento de esgotos em nosso país. Em estudos de viabilidade, além das questões meramente econômicas, como a tarifa de energia elétrica e incentivos fiscais no Brasil, há outros elementos que deveriam ser reavaliados. A falta de preocupação na fase de projeto em relação ao regime de temperatura no interior dos digestores anaeróbios na faixa de 35°C pode levar à falta de visão de um maior custo operacional devido à maior produção de lodo, bem como em outras questões operacionais relevantes, como recebimento de materiais que interferem negativamente no processo.

**Palavras-chave:** Digestor Anaeróbio, biogás, digestão mesofílica, uso benéfico.

### Abstract

*In Brazil, the design and operation of anaerobic sludge digesters have incorporated certain practices, which do not lead to a more rational use of this type of process. While in countries such as the United States and Germany, there are continuous efforts to use biogas, in Brazil, even in large-scale plants, this practice is not widespread. This technical note highlighted technical aspects of the anaerobic sludge digesters with the purpose of subsidizing the technical-economic-environmental viability studies of the beneficial use of biogas. These more technical issues check the basics of sewage treatment and provide a better understanding of sewage treatment in our country. In feasibility studies, in addition to merely economic issues, such as electric energy tariffs and tax incentives in Brazil, other elements should be re-evaluated. The lack of concern in the design phase regarding the temperature regime inside anaerobic digesters in the 35°C range may lead to a lack of vision of a higher operating cost due to increased sludge production, as well as other relevant operational issues such as Material that interferes negatively with the process.*

**Keywords:** Anaerobic digester, biogas, mesophilic digestion, beneficial use.

**Marcelo Kenji Miki** – Engenheiro civil e mestre pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (USP)  
Gerente do Departamento de Execução de Projetos de Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação/TXE da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (Sabesp)

**Endereço para correspondência (\*):** Rua Costa Carvalho, 300, São Paulo-SP, CEP 05429-900, e-mail: mmiki@sabesp.com.br

## 1 INTRODUÇÃO

No Brasil, o setor de saneamento ainda se ressentir de ter indicadores muito desfavoráveis, principalmente no que se refere a questão de tratamento de esgotos.

E mais grave do que ter poucos sistemas de tratamento de esgoto implantados, é direcionar os escassos recursos disponíveis em projetos deficientes do ponto de vista técnico e econômico.

Uma questão prática difundida na elaboração de projeto de ETE no Brasil, cuja origem é desconhecida, é a adoção de digestores anaeróbios de lodo, do tipo convencional sem sistema de aquecimento. Supõe-se que há uma tendência de se justificar tal prática com o fato do Brasil ser um país favorecido pelas condições tropicais e consequentemente com temperaturas mais altas.

Nos EUA, a utilização da digestão anaeróbia de lodo, realizada em conjunto com decantação primária, é adotada em faixas típicas de vazão média entre 11.000 a 19.000 m<sup>3</sup>/dia (127 a 219 L/s), conforme a WEF (2012). Para vazões menores, prefere-se adotar o sistema aeróbio de tratamento de esgotos, pois tende a ser menos complexo do ponto de vista operacional e ter em investimento menor.

No Brasil, tanto a prática de projeto como a operação dos digestores anaeróbios de lodo estão repletas de vicissitudes, que são discutidas nesta Nota Técnica.

Entende-se por vicissitudes como uma sucessão de alternâncias, instabilidade que conduz à imprevisibilidade e condição que contraria ou é desfavorável a algo ou alguém.

## 2 CRITÉRIOS DE DIMENSIONAMENTO DE DIGESTORES ANAERÓBIOS DE LODO

Uma das diferenças mais significativas referente a projeto de ETEs no Brasil refere-se a questão da temperatura de trabalho nos digestores anaeró-

bios, que afeta significativamente a produção de biogás bem como a produção de lodo digerido.

O dimensionamento de digestores anaeróbios de lodo adotado em METCALF & EDDY (2013) é focado para a digestão única a alta taxa com sistema de aquecimento entre 30 a 38°C. Já em QASIM (1999) cita-se como digestão convencional aquela que seria não aquecida e não misturada, com tempos de digestão de 30 a 60 dias e normalmente considerada instável e ineficiente. E ainda de acordo com METCALF & EDDY (2013) uma prática utilizada no passado e raramente utilizada hoje em dia, era fazer um dimensionamento associando um digestor de alta taxa com um convencional, de modo que este último operaria principalmente como estocagem.

No Brasil, os projetos de digestores anaeróbios de lodo normalmente são dimensionados sem sistema de aquecimento. E na Norma Brasileira ABNT NBR 12209 de dimensionamento de ETEs, o item 7.5.2.14 apresenta como tempo de digestão os seguintes valores:

- a) Para digestor convencional não homogeneizado:  $\geq 45$  dias;
- b) Para digestor convencional homogeneizado:  $\geq 30$  dias;
- c) Para digestor de alta taxa não aquecido:  $\geq 22$  dias;
- d) Para digestor de alta taxa aquecido:  $\geq 18$  dias;

Enquanto que nos EUA, há a alternativa de dimensionamento de dois tipos de digestores mesofílicos anaeróbios, nota-se que no Brasil há quatro tipos e cujos fundamentos são um tanto desconhecidos.

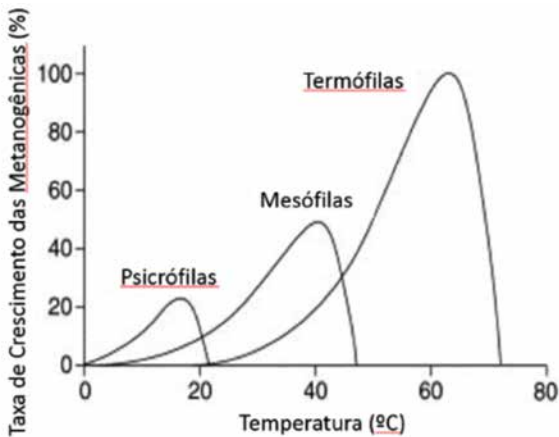
No Estado de São Paulo, mais especificamente na Sabesp, ainda são poucas as ETEs com digestores anaeróbios de lodo, podendo ser citadas como exemplo as ETEs de Barueri, Suzano, ABC e São Miguel da RMSP e a ETE Franca (Figura 1), sendo todos

atualmente sem aquecimento. Para as ETE de Suzano e Franca, levantamentos realizados nos últimos anos apresentaram respectivamente uma temperatura média mensal no digestor de 22°C e 24°C e temperatura máxima mensal de 26°C e 27°C.



**Figura 1:** Digestores anaeróbios da ETE Franca – São Paulo sem sistema de aquecimento e temperatura média de 23°C

Este gradiente de temperatura aproximado de 10°C entre um digestor aquecido a 35°C e um digestor não aquecido em clima tropical de 25°C é extremamente significativo na taxa de crescimento das bactérias anaeróbias e conforme a figura 2, a diferença é de aproximadamente o dobro.



**Figura 2:** Taxa relativa de crescimento das bactérias metanogênicas em função da temperatura.  
**Fonte:** Wiegel (1990) apud Lettinga et al (2001)

Este fundamento teórico do gráfico anterior é refletido na prática de dimensionamento do tempo de detenção do digestor anaeróbio em função da temperatura, conforme Quadro 1.

**Quadro 1:** Tempos de detenção recomendados no dimensionamento de Digestores Anaeróbios de Lodo

Temperatura operacional, °C	Tempo de Detenção Mínimo, (dias)	Tempo de Detenção de Projeto, (dias)
18	11	28
24	8	20
30	6	14
35	4	10
40	4	10

**Fonte:** Metcalf & Eddy (2013)

Como a temperatura num digestor exerce influência direta na taxa de crescimento biológico e consequentemente no grau de estabilização do lodo e na produção de biogás, é fundamental garantir um sistema de aquecimento tanto para o lodo de entrada como do lodo dentro do digestor, possibilitando assim uma variação mínima de temperatura e a estabilidade do processo. Conforme METCALF & EDDY (2013) a demanda de calor necessária para o aquecimento de digestores deve atender aos seguintes quesitos:

- Aumento da temperatura do lodo para a entrada dos digestores;
- Compensação da perda de calor nas paredes, fundos e teto do digestor;
- Compensação das perdas de calor que podem ocorrer na tubulação entre o aquecimento e o digestor.

O método mais comum para aquecimento de digestores é através de trocadores de calor externos, que podem ser através dos seguintes tipos: container com água aquecida, casco/tubo e espiral.

A demanda de energia para aquecimento de digestores é diretamente influenciada pelas condições climáticas. Em levantamento realizado pela

CHP, EPA em 2011, contabilizou a demanda de energia necessária para aquecimento dos digestores anaeróbios em função do porte da ETE, parametrizada através da vazão. Este levantamento foi dividido em 5 zonas climáticas dos EUA e mesmo em locais com clima quente nota-se uma demanda energética, conforme Quadro 2.

**Quadro 2:** Requisitos de energia térmica para digestores anaeróbios conforme a zona climática

Clima	(MJ/dia)/(m³/s)		
	Mínimo	Máximo	Média
Zona 1 (Frio)	43.346	89.100	67.427
Zona 2 (Moderado/Frio)	38.530	81.876	60.203
Zona 3 (Moderado/Misto)	33.714	72.243	55.387
Zona 4 (Quente/Muito Quente)	28.897	67.427	48.162
Zona 5 (Muito Quente)	24.081	62.611	43.346

Fonte: CHP, EPA (2011)

A opção de aquecimento de digestores anaeróbios é uma prática adotada mesmo nas regiões mais quentes dos EUA, levando-se em conta os benefícios da maior estabilização do lodo e menor geração de sólidos. E a energia a ser utilizada para este aquecimento do lodo normalmente vem do próprio biogás gerado no digestor, já que sua produção em muito supera a demanda para aquecimento do lodo.

Para realizar este aquecimento do lodo, a alternativa técnica mais convencional é utilizar o biogás para aquecimento de uma caldeira e a água quente resultante utilizada num trocador de calor externo e o biogás excedente é enviado para queimadores. Neste tipo de configuração com caldeira, normalmente o biogás não é submetido a um processo de remoção de impurezas.

Outro parâmetro de dimensionamento utilizado em digestores anaeróbio é a taxa de aplicação de

SSV (em kg /m³ dia). O Quadro 3 apresenta valores de taxa de aplicação conforme o tipo de lodo.

**Quadro 3:** Critérios típicos de dimensionamento para digestores anaeróbios mesofílicos de lodo de mistura completa e alta taxa

Parâmetro	Valor	Unidades
Critério Volumétrico Lodo Primário	0,03 – 0,06	m³/capita
Lodo Primário + Lodo de Filtro Biológico	0,07 – 0,09	m³/capita
Lodo Primário + Lodo Secundário	0,07 – 0,11	m³/capita
Taxa de Aplicação de Sólidos*	1,6 – 4,8	kg SSV/m³ dia
Tempo de Detenção de Sólidos*	15 – 20	Dias

\* baseado na combinação de digestão de lodo primário e secundário sem qualquer método pré-tratamento

Fonte: Metcalf & Eddy, 2013

Já os valores típicos de redução de sólidos voláteis destruídos num digestor anaeróbio de alta taxa em função do tempo de detenção estão apresentados no Quadro 4.

**Quadro 4:** Estimativa de Destruição de Sólidos Voláteis em digestor anaeróbio mesofílico de alta taxa e mistura completa

Tempo de Detenção, dias	Destruição de Sólidos Voláteis, %
30	50 – 65
20	50 – 60
15	45 – 50

Fonte: Metcalf & Eddy (2013)

A importância da destruição de sólidos voláteis é a menor produção de lodo em massa seca e a maior produção de biogás e conseqüentemente de energia, caso haja um uso benéfico. Outro efeito colateral da maior destruição de sólidos voláteis é um lodo com maior porcentagem de sólidos fixos em sua composição, beneficiando

tanto a fase de condicionamento químico, com menor consumo de polímero, como na fase de desaguamento mecânico, que resulta num lodo menos úmido, conforme LAWLER et al (1986). No exterior, principalmente na Europa, é comum de se adotar a incineração do lodo. E quanto mais seco o lodo na fase de desaguamento, menor será o consumo energético consumido para as etapas de secagem e incineração, já que a água presente no lodo representa uma alta demanda energética para aquecimento.

Enfim, os benefícios do devido aquecimento do lodo se resumem numa menor geração de lodo, tanto em massa seca como na úmida, e numa maior produção de biogás. Estes benefícios deveriam ser devidamente contabilizados na fase de projeto de uma ETE e não ser simplesmente descartados, sem uma devida avaliação crítica. Pode-se presumir que tal desprezo pelo aquecimento dos digestores anaeróbios de lodos ocorreu numa época em que a disposição do lodo no próprio pátio da ETE, situação comum ocorrida no passado, não representando um custo operacional. Outra hipótese desta abordagem foram as constantes falhas ocorridas nos sistemas de aquecimento destes digestores mais antigos, apresentando diversos problemas operacionais e sem a devida estabilização de regime mais contínuo.

### 3 CÁLCULO DA EFICIÊNCIA DE DESTRUIÇÃO DE SÓLIDOS VOLÁTEIS NO DIGESTOR

Como foi citado a destruição de sólidos voláteis, cabe aqui destacar a abordagem de seu cálculo em termos de rotina operacional que pode ser calculada através da fórmula de Van Kleeck, conforme METCALF & EDDY (2013).

$$R_{SSV} = \frac{W_{SV \text{ na entrada}} - W_{SV \text{ na saída}}}{W_{SV \text{ na entrada}} - (W_{SV \text{ na saída}}) \times W_{SV \text{ na entrada}}} \times 100$$

(1)

Onde:

$W_{SV \text{ na entrada}}$  = fração em massa de sólidos voláteis por sólidos totais para o lodo de entrada no digestor

$W_{SV \text{ na saída}}$  = fração em massa de sólidos voláteis por sólidos totais para o lodo de saída no digestor

A fórmula de Van Kleeck assume que não há saída de sobrenadante ou acumulação de areia dentro do digestor, podendo não ter na prática uma acurácia de 100%. Neste cálculo assume-se que o conteúdo de carga de sólidos fixos é conservativo ao passar pelo digestor.

A justificativa da adoção desta equação em termos operacionais está explicada pela US EPA (2003). A vantagem de se utilizar a fórmula de Van Kleeck é que os valores das relações de Sólidos Voláteis/Sólidos Totais na entrada e saída do digestor sofrem menos oscilações que os valores absolutos de concentração de sólidos. Outra forma para contornar esta variabilidade, seria adotar uma coleta de amostras mais frequentes, o que implicaria numa maior carga de trabalho laboratorial. Estas concentrações sofrem oscilações significativas nas operações de adensamento de lodo e um valor isolado desta medida pode não representar o que de fato ocorreu no processo.

### 4 IMPORTÂNCIA DO ADENSAMENTO DE LODO

A importância do processo de adensamento de lodo, tanto o primário como o secundário, referem-se à retirada de água em excesso que demanda uma energia para aquecimento e bem como diminuir o volume de lodo processado e contribuir para o



prolongamento do tempo de detenção no digestor.

**Quadro 5:** Efeito da concentração de lodo e do tempo de detenção na taxa de aplicação de sólidos

Teor de Sólidos do Lodo, %	Taxa de Aplicação de Sólidos Voláteis (kg SSV/m <sup>3</sup> dia)			
	10 dias <sup>b</sup>	12 dias	15 dias	20 dias
2	1,4	1,2	0,95	0,70
3	2,1	1,8	1,4	1,1
4	2,9	2,4	1,9	1,4
5	3,6	3,0	2,4	1,8
6	4,3	3,6	2,9	2,1
7	5,0	4,2	3,3	2,5
8	5,7	4,8	3,8	2,9

<sup>a</sup> Baseado num lodo com 70% de sólidos voláteis e uma massa específica de 1,02 kg/L

<sup>b</sup> Tempo de detenção Hidráulica em dias

Fonte: Metcalf & Eddy, 2013

A importância do adensamento na alimentação do lodo para digestor é indicada nos dados apresentados do Quadro 5. Por exemplo, para um tempo de detenção hidráulico de 15 dias e com 3% de ST, a taxa de aplicação de sólidos é de 1,4 kg SSV/m<sup>3</sup> dia. Aumentando-se a alimentação do lodo em 6% de ST, a taxa de aplicação de sólidos pode subir para 2,9 kg SSV/m<sup>3</sup> dia, próximo do valor médio de taxa de aplicação de sólidos do Quadro 6. Neste exemplo hipotético, atinge-se uma duplicação da capacidade do digestor.

No Brasil, um possível efeito colateral desta prática de não se adotar o aquecimento de lodos é não dar a devida atenção a etapa de adensamento de lodo, já que afeta diretamente na demanda de calor. Esta abordagem se torna mais grave quando se refere ao excesso de lodo biológico, cujas características não favorecem a utilização do adensamento por gravidade, como o utilizado no lodo primário. De acordo com QASIM (1999), a presença de lodo biológico complica o adensamento por gravidade pois seu comportamento caracteriza-se por apresentar uma sedimentação lenta, resistir à compactação e com tendência a estratificação. Este tipo de consideração referente ao lodo biológico também pode ser encontrado em WANG et al (2007), que relata das dificuldades encontradas no passado. Na ETE de

Franca o lodo biológico passa por um adensador por gravidade dedicado e o teor de sólidos resultante dificilmente atinge 2%.

Em METCALF & EDDY (2013) cita-se a utilização da decantação em conjunto para adensamento do lodo biológico no decantador primário. A descrição desta operação é mais complexa pois envolve a utilização de um dos decantadores como unidade de adensamento do lodo biológico, controle do tempo de detenção do lodo, adição de agentes coagulantes para melhorar a sedimentação do lodo, diluição do lodo, etc.

## 5 LINHA BASE NOS ESTUDOS DE USO BENÉFICO DE BIOGÁS ATRAVÉS DE COGERAÇÃO

De acordo com a WERF (2012), mesmo em países desenvolvidos como os EUA, somente 8% das ETEs com digestão anaeróbia fazem uso do biogás como fonte de energia, sendo que a forma mais comum de uso do biogás é a cogeração. Em um levantamento realizado pela US EPA Combined Heat and Power Partnership (CHPP), em 2011 havia um potencial significativo de geração de energia a partir do biogás em torno de 200 a 400 MW que poderia ser utilizado nas próprias ETEs ou injetada na rede elétrica. E considerando que 4% de toda a eletricidade dos EUA é utilizada na operação de sistemas de água e esgoto, ilustra-se a importância crítica do papel das ETEs em suprir energia.

De acordo com relatos colhidos na Alemanha em visita realizada em 2013 através do PROBIOGÁS, Programa de Cooperação Técnica entre o Brasil e a Alemanha, patrocinado pelo Ministério das Cidades e a Agência GIZ, a viabilidade econômica para a utilização do Biogás em cogeração se dá em ETEs com um atendimento mínimo de 30 mil habitantes (aproximadamente 60 L/s).

Nos EUA, havia uma regra geral que dizia que ETEs com capacidade acima de 10 mgd (438 L/s) tinham atratividade econômica em cogeração, devido a economia de escala. Este número vem

sofrendo algumas reavaliações e acredita-se que deveria ser revisto para 175 L/s (4 mgd) ou 219 L/s (5 mgd). O grupo da EPA de cogeração estima que uma ETE de capacidade de 219 L/s (5 mgd) equivale a 10 kW de capacidade de geração de energia elétrica. Esta mudança de paradigma é devida, em grande parte, a habilidade das ETEs em receber e processar resíduos de outras fontes (que não o esgoto propriamente dito) e em menor extensão, em pré-tratamento de lodo e melhorias na digestão.

De acordo com levantamento realizado pelo CHP (2011) os custos para instalação de equipamentos de cogeração incluindo os custos de pré-tratamento são:

**Quadro 6:** Custos de instalação de equipamentos de cogeração

Tipo de Co-Geração com pré-tratamento do Biogás	Preço por kW instalado
Micro Turbina	U\$ 3000/kW a U\$ 5000/kW;
Motor Alternativo (ou ainda denominado motor convencional de combustão interna)	a) U\$2500/kW a U\$ 4000/kW, para instalações de 300 kW a 1 MW; b) U\$ 2000 a U\$ 3000/kW para instalações acima de 1 MW;
Turbina	U\$ 1800 a U\$ 2800/kW;
Células Combustível	U\$ 5000 a U\$ 6000/kW, mesmo para instalações acima de 1 MW.

Fonte: CHP (2011)

O que cabe ser destacado neste estudo realizado pelo CHP (2011) é que o foco foi direcionado para ETEs já com digestores anaeróbios, representando a melhor oportunidade para a cogeração. Mas, conforme relatado anteriormente, cabe destacar que nos EUA os digestores anaeróbios já são projetados levando-se em conta o aquecimento do lodo para a fase mesofílica, que normalmente utilizam o próprio biogás para este aquecimento e o excedente é queimado em flares ou ainda utilizado no aquecimento ambiente. E através de modelagem chegou-se na seguinte regra de potencial energético:

- 1 MGD de vazão afluente (43,8 L/s) equivale a uma instalação elétrica com capacidade

de 26 kW e 2,4 MMBtu/dia de energia térmica (23.229 MJ/dia).

A análise deste estudo revelou que uma substancial quantidade de calor para aquecimento de instalações só estava disponível em locais com clima mais quente, onde a demanda para este aquecimento é mínima, exceto nos meses de inverno. Nestes locais com clima quente, até 25% da energia térmica gerada na cogeração está disponível para aquecimento ambiente de instalações. Já nos climas frios, onde há uma demanda para aquecimento dos digestores, normalmente não há energia de sobra para o aquecimento ambiente de instalações.

O que deve ser destacado nos estudos de viabilidade financeira do uso benéfico de biogás através de cogeração é a linha base de avaliação. Como destacado, muitas vezes no Brasil não se considera a necessidade de se aquecer os digestores anaeróbios para a fase mesofílica e consequentemente não se prevê o isolamento térmico das paredes dos digestores, bem como as instalações necessárias para aquecimento. Logo num estudo econômico limitado a geração de energia elétrica pode haver uma perda da atratividade econômica justamente pelo fato de se incluir um alto investimento para o aquecimento dos digestores, condição esta que não ocorre nos países desenvolvidos.

Do ponto de vista energético, o melhor aproveitamento do biogás seria através de calor. Quando se faz o aproveitamento combinado do biogás através de energia elétrica e calor, também há uma condição favorável do ponto de vista energético, fato que não ocorre quando há somente o aproveitamento para geração de energia elétrica.

Quando os digestores anaeróbios não são aquecidos como no Brasil, não ocorre esta simbiose deste aproveitamento combinado de energia elétrica e calor. Este calor excedente da cogeração poderia ter outro uso de modo a aumentar a eficiência energética global, no entanto numa ETE convencional desconhece-se outro uso tão

vantajoso, que aproveite esta demanda, como o aquecimento de digestores anaeróbios de lodo. Outro possível uso poderia ser o aquecimento de instalações prediais, de uso mais restrito no Brasil. Já a utilização deste calor contribuiria pouco para um processo de secagem térmica do lodo devido à alta demanda energética deste tipo de processo, sendo necessário complementar com outras fontes de energia como gás natural ou energia solar.

Em visita técnica nas ETEs da Alemanha, notou-se que algumas ETEs não promoviam um tratamento prévio do biogás gerados nos digestores anaeróbios, mesmo para o  $H_2S$ . Uma suposição desta não necessidade de remoção destas impurezas pode estar relacionada a adoção de utilização de sais férricos para a remoção de fósforo e que ao entrarem no digestor anaeróbio, abatem a concentração de  $H_2S$  no biogás. Outro aspecto interessante é que os fornecedores dos conjunto moto-geradores são normalmente empresas localizadas muito próximas as ETEs e com facilidade de se fazer a manutenção.

Outra questão relevante a ser mencionada é o costume no Brasil de não se investir numa ETE após a etapa de construção, mesmo que haja uma viabilidade econômica, devido a disputa de recursos orçamentários para outras prioridades, como por exemplo, aquelas estabelecidas pela Universalização do Saneamento. Este quadro é muito comum de se encontrar em companhias mistas e públicas. Desta forma, cabe destacar que um programa de cogeração pode ser mais fácil de ser implementado no Brasil nas empresas de caráter público, caso tenha origem em sua concepção original. Entende-se que este foi o caso do aproveitamento energético de Biogás da ETE Arrudas, Belo Horizonte, MG, COPASA, com capacidade nominal de  $3,375 \text{ m}^3/\text{s}$ . Trata-se de uma ETE de Lodos Ativado Convencional com Digestores Anaeróbios de Lodo devidamente aquecidos na fase mesofílica, com capacidade instalada de geração de  $1640 \text{ kW}$  (10 microturbinas) e aproveitamento do calor do

gás de escape para aquecimento do lodo de entrada ao digestor.

Já no caso da ETE de Ribeirão Preto (vazão média de tratamento de  $120.000 \text{ m}^3/\text{dia}$ ) de Concessão Privada da GS Inima do Brasil, a implantação da cogeração ocorreu após quase 1 década da implantação em 2002. A ETE de Ribeirão Preto é do tipo de Lodos Ativado Convencional e com Digestores Anaeróbios de Lodo devidamente aquecidos a  $37^\circ\text{C}$ , com 2 moto geradores com capacidade de gerar  $752\text{kWh}$ . O modelo de negócio utilizado para a implantação da usina de geração de energia elétrica foi um contrato de longo prazo (48.000 horas) com manutenção preventiva embutida, e comprovação inicial do rendimento energético nos dois anos iniciais de operação. A cogeração por não ser o core business da empresa de saneamento, repassa o risco tecnológico de questões futuras para a empresa contratada na cogeração. Por exemplo, os requisitos de qualidade de biogás, como siloxanos e  $H_2S$ , e suas respectivas tecnologias de tratamento para abastecer o motor de cogeração seriam de responsabilidade da empresa fornecedora da cogeração e não mais da empresa operadora de saneamento.

No Brasil, um questionamento que deveria ser feito antes que a cogeração nos projetos atuais de ETEs convencionais refere-se ao aquecimento dos digestores anaeróbios e seus devidos impactos operacionais nos custos de disposição final do lodo, cujos preços tem sofrido aumento nos aterros sanitários e também nos custos de processamento, que no Estado de São Paulo tem sido muito adotada a compostagem, para atender aos requisitos de disposição na agricultura.

## 6 RECEBIMENTO DE OUTROS MATERIAIS NOS DIGESTORES ANAERÓBIO DE LODO

Experiências no exterior tem mostrado o uso crescente dos digestores anaeróbio de lodo no co-processamento de outros resíduos. Na Alemanha, na ETE de Manheim com vazão média de tratamento

de 1 m<sup>3</sup>/s, possui uma unidade de recebimento de lodo industrial. São estabelecidos certos critérios de recebimento, como envio o mais constante possível e DQO acima de 100.000 mg/L (exemplo: origem de indústria de sorvete). Como há uma valoração energética dos resíduos na Alemanha, há situações em que a ETE paga pelo resíduo ou vice-versa. O processamento de lodo na ETE de Manheim/Figura 3 corresponde a 90 m<sup>3</sup>/h gerado no próprio tratamento de esgoto e 200 m<sup>3</sup>/h de resíduos da indústria alimentícia/Figura 4.



**Figura 3:** Digestores Anaeróbios de Lodo (37° C) da ETE Manheim - Alemanha



**Figura 4:** Unidade de Recebimento de Lodo Industrial da ETE Manheim - Alemanha

Uma prática que tem sido muito difundida, refere-se ao lançamento de lodo de ETA no sistema de coleta de esgotos sanitários e encaminhamento às ETEs. ZHANG et al (2011) realizaram estudos

em escala laboratorial checando a influência do lançamento de lodo de 5 ETAs (vazão total de 31 m<sup>3</sup>/s) para 1 ETE (vazão total de 27 m<sup>3</sup>/s) para o Sistema de Detroit/EUA e concluíram que os impactos do lodo de ETA nos decantadores primários da ETE não seriam significativos, desde que o lançamento fosse feito de maneira contínua. RANYA (2012) estudou a influência do lançamento de lodo de 2 ETAs de Ottawa/Canada (vazão total 13 m<sup>3</sup>/s) na ETE de ROPEC/Robert O. Pickard Enviromental Centre (vazão operacional de 19 m<sup>3</sup>/s). Este lançamento de lodo de ETA em base seca representa 9 toneladas por dia de SST. Em 2008, iniciou-se o lançamento de fato do lodo de ETA para a ETE ROPEC, onde forma avaliados os efeitos práticos de redução de consumo de produtos químicos para remoção de fósforo assistida quimicamente, aumento do manto de lodo nos decantadores primários e aumento da umidade após desaguamento, ligeiro decréscimo na qualidade do biogás em termos de concentração de H<sub>2</sub>S. Para o sistema de Ottawa, entendeu-se que os impactos foram administráveis e favoráveis no lançamento do lodo das ETAs para a ETE.

No Brasil, a SABESP contratou um estudo de pesquisa do lançamento de Lodo de ETA em ETE para os casos de Franca e da ETA ABV na ETE Barueri, que concluiu favoravelmente em ambos os casos. Cabe salientar, conforme Relatório SABESP (2006), que uma das recomendações realizadas foi a construção de um tanque de equalização de modo a lançar o Lodo da ETA ABV de forma contínua e gradativa no sistema de coleta de esgotos, de forma a evitar problemas nos processos da ETE Barueri. Devido a uma questão de prioridade devido à falta de recursos financeiros, só foi implantado o lodo duto. Assim a descarga de lodo da ETA ABV no sistema de coleta através de um lodo duto até o Interceptor IPI-6 é realizado em batelada. Outra alternativa proposta no estudo seria a própria implantação da remoção mecanizada e contínua de lodo e módulos lamelares. Esta recomendação de equalização do lançamento de lodo

de ETA em ETE é feita por diversos autores, conforme SENA (2011) apud FERREIRA FILHO (1998) e ASCE et al (1996).

Apesar de recomendações favoráveis do lançamento do lodo de ETA em ETE para casos específicos, deve-se atentar para certas premissas técnicas, de modo a não desprezar certas condições operacionais que podem influenciar de forma negativa nesta solução. Por exemplo, de acordo com SABESP (2006), o tempo de esvaziamento de cada decantador da ETA ABV (total de 8 unidades) para retirada de lodo consome 3,75 horas, sendo 2,5 horas para o clarificado e 1,25 horas para o lodo. Assim, todo este lodo acumulado no decantador em 15 dias é descarregado em 1,25 horas no sistema de coleta de esgotos. Do ponto de vista técnico, não é possível prever como se dará este comportamento do lodo de ETA até chegar nos digestores de lodo da ETE Barueri, mas sabe-se que este pulso de carga de sólidos deveria ser equalizado de forma não prejudicar as unidades do sistema de esgotos. A adoção de um sistema mecanizado e contínuo de remoção do lodo da ETA ABV traria como benefício adicional a equalização do lançamento do lodo, o próprio aumento da capacidade hidráulica da ETA, devido a eliminação do tempo de parada de cada decantador, cujo tempo total de parada é de aproximadamente 9 horas por operação.

Além do lodo de ETA, outro material que deveria receber mais atenção, principalmente na fase de concepção de uma ETE, é o lodo de fossa séptica. Este material normalmente já vem devidamente estabilizado e seu recebimento na entrada de uma ETE não contribui para uma estabilização adicional. É mais conveniente instalar uma unidade específica de recebimento de fossa séptica e seu direcionamento fase de desaguamento do lodo, devendo sofrer previamente uma mistura e homogeneização destes materiais.

## 7 DISCUSSÃO

Historicamente a implantação de Digestores Anaeróbios de Lodo em ETEs de Lodos Ativados Convencionais no exterior sempre se deu com sistemas de aquecimento para a faixa mesofílica de 35° C com o próprio biogás gerado em sistemas com caldeiras, sendo o excedente queimado.

A implantação de sistemas de cogeração com aproveitamento da energia do biogás tem um alto grau de eficiência energética. Nos EUA, a linha base de implantação de um sistema de cogeração já parte com um sistema de aquecimento e isolamento térmico dos digestores anaeróbios, diferente do que ocorre no Brasil, onde não se costuma adotar o aquecimento.

A limitada experiência no aquecimento de digestores anaeróbios de lodo no Brasil desfavorece o compartilhamento de boas práticas de forma mais ampla. Desta pouca experiência, recomenda-se que o aquecimento de lodo nos trocadores de calor seja precedido por uma etapa preliminar de tratamento do lodo de maceração ou gradeamento fino de modo a evitar entupimentos.

Em primeiro lugar ressurte-se de estudos econômicos mais embasados que justifiquem esta prática, já que se entende que apesar dos custos de implantação mais altos, os custos de disposição final do lodo estão em patamares elevados, da ordem de centenas de reais por tonelada.

Esta distorção de concepção de digestores anaeróbios não aquecidos induz a uma falta de gestão operacional, levando a uma negligência em outras etapas do processo de tratamento de esgotos.

Uma destas etapas negligenciadas no Brasil é a previsão adequada do adensamento de lodo na etapa de projeto, principalmente no que se refere ao lodo biológico de descarte, cujo compor-

tamento é de difícil compactação. Ao invés do método por gravidade, tem-se adotado o adensamento mecânico para este tipo de lodo antes de ser enviado aos digestores anaeróbios. A preocupação de se elevar o teor de sólidos do lodo biológico tem como meta diminuir o volume processado, conseqüentemente aumentando o tempo de detenção, bem como diminuindo a demanda energética para aquecimento, aumentando assim a destruição de sólidos voláteis.

Outra etapa negligenciada situa-se na fase de operação propriamente dita de uma ETE, onde deixa-se de checar se produção de biogás é suficiente para fazer o próprio aquecimento do lodo no digestor anaeróbio. E isto acaba pode levar a uma prática de recebimento de todo e qualquer material, deixando-se de se levar em conta se sua contribuição atrapalha ou beneficia a produção de biogás e a destruição de sólidos voláteis, como por exemplo, o lodo de ETA. Ressente-se no Brasil de uma avaliação mais crítica desta prática bem difundida do lançamento de lodo de ETA numa ETE, principalmente em relação aos impactos no balanço energético, bem como na própria produção de lodo.

Já em países como a Alemanha e EUA, o digestor anaeróbio de lodo tem uma posição mais relevante no processo de tratamento de esgotos e tem-se cada vez mais dado atenção como uma unidade de co-processamento, onde recebem outros materiais que contribuem a produção de biogás e não ao contrário do que ocorre no Brasil. Por exemplo, lá fora até mesmo biomassa oriunda de plantações são muitas vezes utilizadas na alimentação destes digestores de lodo.

Outra prática mais sofisticada lá fora com muitas investigações é a quebra da parede celular do lodo biológico de descarte para tornar mais disponível e eficiente a digestão anaeróbia. De acordo com DASSANAYAKE et al (2011), os processos de lise celular para lodo biológico recaem nos seguintes mecanismos: a) pressão e calor; b) pulso de campo elétrico; c) processos químicos e pressão; d) pressão; e) microondas e/ou ultrassom.

Para os processos térmicos, a tecnologias comercialmente disponíveis, bem como as vantagens e desvantagens estão apresentadas no Quadro 7, conforme LONG, BULLARD (2012).

Outros tipos de processos de pré-tratamento do lodo biológico diferentes do térmico estão apresentados no Quadro 8.

**Quadro 7:** Comparação Qualitativa das Tecnologias de Pré-Tratamento Térmico do Lodo Biológico

Processo	Vantagens	Desvantagens
<b>Térmico</b>		
Cambi: Hidrólise Térmica	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Redução de patógenos para Lodo Classe A;</li> <li>• Digestor pode operar em alta concentração de sólidos (~10%) devido à reduzida viscosidade;</li> <li>• Aumenta a capacidade do digestor;</li> <li>• Melhora o desaguamento do lodo, a destruição de sólidos e a produção de gás;</li> <li>• Elimina a espuma no digestor.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Aplicação normalmente limitada a grandes ETEs;</li> <li>• Operação Complexo;</li> <li>• Tanques de aço em alta pressão e aquecidos requerem operadores treinados em sistemas a alta pressão = alto custo;</li> <li>• Inspeções regulatórias e de manutenção requerem várias paradas por ano;</li> <li>• Alto requisito de aquecimento para subir a temperatura a 165°C</li> <li>• Aumento da fração inerte solúvel na clarificado do desaguamento;</li> </ul>
BioThelys: Hidrólise Térmica		
Exelys: Hidrólise Térmica Contínua	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Redução de patógenos para Lodo Classe A;</li> <li>• Processo Contínuo;</li> <li>• Efetivo em pequenas e grandes ETEs.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Alto requisito de aquecimento</li> </ul>

Fonte: LONG, BULLARD (2012)

**Quadro 8:** Descrição das tecnologias comercialmente disponíveis de pré-tratamento do lodo secundário antes da digestão anaeróbia do tipo físico, químico e elétrico

Tecnologia/Fabricante	Descrição	Vantagens	Desvantagens
OpenCel/OpenCel, EUA	Tecnologia de pulso de energia, expõe o lodo biológico a explosões de alta tensão entre 20 a 100 microssegundos para lise da membrana celular	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Requisitos relativamente baixos de energia</li> <li>• Transmite calor utilizável para lodo secundário</li> <li>• Baixos requisitos de espaço</li> <li>• Operação a baixa pressão</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Relativamente novo</li> <li>• Número limitado de instalações na América do Norte</li> <li>• Oferecido somente por 1 fornecedor</li> </ul>
Crown Disintegration, Siemens, EUA	Pré-tratamento é aplicado somente a uma parte do lodo secundário, o que inclui trituração e mistura, seguida de pressurização. A alta queda de pressão causa cavitação do lodo e provoca a ruptura da membrana da célula	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tecnologia similar oferecida por outros fabricantes</li> <li>• Baixos requisitos de espaço</li> <li>• Aproximadamente em 20 instalações de toda Europa</li> <li>• Pequena área de implementação</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Altos requisitos de energia</li> <li>• Sem instalações na América do Norte</li> <li>• Sistema de alta pressão 1200 kPa com peças de desgaste</li> </ul>
Sludge Squeezer, Huber, EUA	Tecnologia proporciona uma alta queda de pressão do lodo secundário num processo de dois estágios. No 1º estágio os flocos de lodo são rompidos mecanicamente. No 2º estágio os flocos são misturados no lodo através de um campo de vazão hidrodinâmico e homogeneizados	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tecnologia similar oferecida por outros fabricantes</li> <li>• Baixos requisitos de espaço</li> <li>• Aproximadamente em 3 instalações em toda a Europa</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Altos requisitos de energia</li> <li>• Sem instalações na América do Norte</li> <li>• Sistema de alta pressão 1200 kPa com peças de desgaste</li> </ul>
MicroSludge, MicroSludge, Canadá	Pré-tratamento de uma parte do lodo secundário com cal para amaciar a membrana celular, trituração e mistura, seguido de pressurização até 1200 kPa. Após o alívio de pressão, as células são expostas a forças de alto cisalhamento, das quais seriam as responsáveis a ruptura das membranas celulares. O processo inclui gradeamento grosseiro e fino para o lodo adensado e condicionado, respectivamente, bem como de um separador gás líquido para desprender o gás amônia formado em pH alto.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pequena área de implementação</li> <li>• Redução no custo de desaguamento (polímero e energia elétrica)</li> <li>• Benefício de aumento de temperatura de 7°C do lodo processado</li> <li>• Redução da energia de mistura do digestor devido à redução da viscosidade e volume</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Altos requisitos de energia</li> <li>• Requer adição de cal</li> <li>• Sistema de alta pressão 1200 kPa com peças de desgaste</li> <li>• Sem instalações na América do Norte</li> </ul>
Sonolyzer, Ovivo, EUA	Tratamento ultrassônico do lodo secundário, no qual consiste da aplicação de ondas sonoras de alta frequência para o lodo, causando cavitação e desintegração das membranas celulares	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Intensos estudos realizados nos últimos 15 anos</li> <li>• Mais de 25 instalações no mundo</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Altos requisitos de energia</li> <li>• Oferecido somente por 1 fornecedor</li> </ul>
Desintegração eletrocinética, Sud-Chemie AG, Alemanha	O lodo passa por uma série de tubulações contendo um campo elétrico interno de alta voltagem e à medida que se move, a estrutura celular é enfraquecida e quebrada, o que permite as bactérias digerirem o lodo de forma mais efetiva	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Otimiza a digestão</li> <li>• Aumenta a produção de gás</li> <li>• Aumenta a sedimentação do lodo</li> <li>• Várias instalações na Europa</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Altos requisitos de energia</li> <li>• Operação com alta voltagem</li> </ul>

Fonte: METCALF & EDDY (2013)

## 8 CONCLUSÕES

No Brasil, a implantação de sistemas de lodos ativados com digestores anaeróbios de lodo é uma prática pouco difundida, em parte, devido a popularização da tecnologia UASB surgida na Europa na década de 80 e que aqui encontrou condições favoráveis de disseminação.

Tanto a prática operacional como a de projeto dos digestores anaeróbios de lodo merecem ser revistas no Brasil, de forma a incorporar o entendimento de sua função original de processo dentro de uma ETE. No Brasil, após a construção propriamente dita, muitas vezes ressentem-se de uma adequada injeção de recursos orçamentários na manutenção corretiva e preventiva dos equipamentos e instalações nas ETEs. Esta situação é agravada quanto se requer dinheiro novo numa ETE de modo a realizar uma modernização de processo. O que deve ser realçado é que muitas vezes certas readequações em ETEs podem trazer benefícios econômicos significativos em horizontes de tempo relativamente curtos, mas para isto necessitam da injeção de recursos.

Uma das preocupações motivadoras desta Nota Técnica foi procurar um fio condutor que pudesse esclarecer melhor o porquê da alegação da não viabilidade técnico e econômica do uso benéfico de biogás de digestores anaeróbios de lodo no Brasil, mesmo em ETEs de grande escala.

Além dos aspectos meramente econômicos, como as tarifas praticadas, tanto de energia elétrica como dos serviços de saneamento, as taxas de retorno utilizadas nestes estudos, o preço de equipamentos, muitas vezes importados, coube investigar melhor certas práticas adotadas na etapa de projeto, bem como a própria operação dos sistemas de saneamento.

A partir do momento em que se certos fundamentos básicos são desprezados, corre-se o risco de trilhar caminhos cada vez mais tortuosos e dispendiosos no tratamento de esgotos, como se

procurou mostrar na questão da falta de sistema de aquecimento de digestor anaeróbio de lodos. Apesar de estar suficientemente esclarecido nos livros textos desta matéria, no Brasil em várias localidades esta prática foi de certa forma desprezada pelos técnicos do setor.

Tem-se consciência de que seria muita pretensão explicar todos os problemas da não viabilidade técnico e econômica do uso do biogás seriam oriundos de uma causa única. Mas procurou-se subsidiar certas questões um tanto básicas do tratamento de esgotos para um quadro mais amplo e fugir da discussão de certas especialidades.

O fundamento técnico que justifica o aquecimento de lodo na digestão mesofílica é que as velocidades das reações bioquímicas crescem com a temperatura, dobrando a cada 10°C, que é justamente a faixa de temperatura necessária para subir da temperatura do lodo nas condições ambientes até a temperatura na faixa mesofílica. E esta temperatura de operação deve permanecer estável de modo a não prejudicar a digestão anaeróbia, levando a maiores reduções de lodo gerado e reduzindo os custos de disposição final.

No Brasil, a utilização de sistemas de lodos ativados com digestores anaeróbios mesofílicos de lodo é bem pequena. Entende-se que na fase de concepção de projeto, deveria haver uma preocupação maior na fase sólida de tratamento, com a inclusão de dispositivos adequados, como por exemplo, adensamento mecânico do lodo biológico, sistema de aquecimento dos digestores anaeróbios de lodo, gasômetro, sistema de medição e controle de vazão e qualidade do biogás, sistema de queima completa do Biogás. Esta preocupação prévia na concepção de digestores anaeróbios pode também levar a adoção de novas tecnologias que beneficiem e façam o uso benéfico do Biogás, como por exemplo, dos dispositivos de lise celular do lodo biológico. E levando-se em conta o uso benéfico do Biogás, como por exem-



plo através da cogeração de energia elétrica e reaproveitamento do calor, pode-se reavaliar os impactos do ponto de vista econômico da prática de lançamento de lodo de ETA, de forma equalizada, na ETE.

Os estudos envolvendo processos térmicos devem ter bem definidos os limites do volume de controle, de modo a fazer os balanços energéticos e de massa. Somente a partir desta definição pode-se inferir de modo mais objetivo certas questões técnicas e econômicas, como a menor geração de lodo a partir do aquecimento mesofílico.

Outra carência comum no setor de saneamento é a falta de dados reais de medição de volumes gerados e qualidade do biogás. Como é a alternativa mais comum de disposição final é a simples queima em flare, não há uma real preocupação de se instalar medidores, bem como calibrar estes dispositivos ao longo da etapa operacional. Estas informações técnicas obtidas através de medidores são essenciais para qualquer estudo de viabilidade técnico e econômica. Trabalhar com meros dados estimativos, acarreta implica em maiores riscos nos investimentos.

## REFERÊNCIAS

- DASSANAYAKE, C. Y. SMITH Jr, J.E.; AUERBACH, E.; OSTAPCZUK, R. **When does use of waste activated sludge (WAS) lysis make sense?** Proceedings of the Water Environment Federation, WEFTEC 2011: Session 11 through Session 20, pp. 696-707(12), 2011.
- CHP, EPA. **Opportunities for Combined Heat and Power at Wastewater Treatment Facilities:** Market Analysis and Lessons from the field, 2011.
- LAWLER, F.L; CHUNG, Y.J; HWANG, S.J; HULL. B.A. **Anaerobic Digestion:** Effects on Particle Size and Dewaterability, Journal (Water Pollution Control Federation), Vol. 58, No. 12 (Dec., 1986), pp. 1107-1117.
- LETTINGA, G.; REBAC, S.; ZEEMAN, G. Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. *TRENDS in Biotechnology* Vol.19, nº09, p.363-370, Sept 2001.
- LONG.; J. H.; BULLARD, C.M. **WAS Pretreatment to Boost Volatile Solids Reduction and Digester Gas Production** – Market and Technology Assessment Proceedings of the Water Environment Federation, WEFTEC 2012: Session 11 through Session 20, pp.980-998(19), 2012.
- METCALF & EDDY, **Wastewater Engineering**, Treatment and Resource Recovery, 5<sup>th</sup> Edition, Mc Graw-Hill Education, 2013.
- RANYA, S. **The full-scale impact of water treatment alum sludge on municipal wastewater treatment.** Proceedings of the Water Environment Federation, WEFTEC 2012: Session 1 through Session 10, pp. 399-409, 2012.
- SABESP, **Relatório Estudo de viabilidade técnica e econômica para o lançamento do Lodo da ETA ABV na ETE Barueri, Contrato CSS nº 27.687-01 A:** Prestação de serviços técnicos especializados para o Programa de Disposição de Lodos em Estações de Tratamento de Água em Estações de Tratamento de Esgotos, JNS Engenharia, Consultoria e Gerenciamento S/C Ltda, São Paulo, 2006.
- SENA, H.C. **Recebimento de lodo de ETA em ETE por lodo ativado operando com mídia plástica no tanque de aeração (MBBR).** Tese apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Doutor em Engenharia, 2011.
- QASIM, S.; R. **Wastewater Treatment Plants**, Planning, Design and Operation. 2nd Edition, Technomic Publishing, 1999.
- WANG, L. K.; SHAMMAS, N.K.; HUNG, Y. **Biosolids treatment processes**, Handbook of Environmental Engineering, Volume 6, Humana Press, 2007.
- WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION, **Solids Process Design and Management**, Mc Graw Hill, 2012.
- ZHANG, X.; HROMADA, T.; RICHARDS, J. **A new approach to handle alum sludge from water treatment plants:** will continuous disposal of alum sludge affect wastewater operation? Proceedings of the Water Environment Federation, WEFTEC 2011: Session 1 through Session 10, pp. 391-399, 2011.

# Comparação de duas metodologias de obtenção da equação de chuvas intensas para a cidade de Caraguatatuba (SP)

## Comparison of two methods for the determination of the intense rainfall equation for Caraguatatuba (SP)

- **Data de entrada:**  
07/12/2015
- **Data de aprovação:**  
29/08/2016

Daniela Martins\* | Nadiane Smaha Kruk | Nelson Luiz Goi Magni | Paulo Ivo Braga de Queiroz

DOI:10.4322/dae.2016.033

### Resumo

As equações de chuvas intensas, que relacionam intensidade, duração e frequência (IDF), são amplamente empregadas no dimensionamento das estruturas de drenagem. Os objetivos deste trabalho são fornecer duas equações de chuva para a localidade de Caraguatatuba (SP), obtidas por séries anuais baseadas em dados consistentes de uma série histórica de 31 anos, e traçar um comparativo entre elas. A região destaca-se pelo crescente desenvolvimento vindo de obras como o novo Porto de São Sebastião e a duplicação da Rodovia dos Tamoios, que vem sofrendo com constantes inundações. As equações de IDF foram ajustadas por séries anuais, admitindo-se que as precipitações intensas atendem à distribuição estatística de tipo I de Fisher-Tipett, conhecida também como distribuição de Gumbel. Obtiveram-se a expressão geral, aqui denominada tipo Chen, e a tipo  $\ln\ln$ , na qual ficou associado um período de retorno amostral a cada intensidade de precipitação observada. A equação do tipo Chen apresentou boa extrapolação para grandes períodos de retorno. Já a do tipo  $\ln\ln$  teve resultados melhores para durações menores que 40 min e maiores que 800 min. Podem-se utilizar ambas as equações para eventos de projeto com pequenos períodos de retorno e, quando há necessidade de utilizar a equação para grande período de retorno, é mais interessante lançar mão da equação do tipo  $\ln\ln$ , que tende a maximizar a intensidade das chuvas.

**Palavras-chave:** Curva de IDF. Equação de chuvas intensas. Caraguatatuba.

### Abstract

*Intense rainfall equations, which relate intensity, duration and frequency (IDF), are widely used in the design of urban drainage. The purpose of this study is to provide two intense rainfall equations in the city of Caraguatatuba, obtained from annual series based on a consistent data set with a historical series of 31 years, and to draw a comparison between them. The study region is distinguished by increasing development coming from works such as the new port of São Sebastião and the doubling of Tamoios Highway, which has suffered from constant flooding. The IDF's equations were adjusted by annual series assuming that the intense rainfall adjusted in the type I statistical distribution of Fisher-Tipett, also known as the Gumbel distribution. It was obtained the general expression, here called "Chen type", and " $\ln\ln$  type", in which it was associ-*

**Daniela Martins** – Doutoranda em Infraestrutura Aeroportuária no Instituto Tecnológico de Aeronáutica, danielamartins1977@yahoo.com.br.

**Nadiane Smaha Kruk** – Professora adjunta do Instituto Tecnológico de Aeronáutica, nadiane@ita.br.

**Nelson Luiz Goi Magni** – Mestre em Engenharia pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo e engenheiro do Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo (DAEE/SP), nelson.magni@daee.sp.gov.br.

**Paulo Ivo Braga de Queiroz** – Professor adjunto do Instituto Tecnológico de Aeronáutica, pi@ita.br.

ated a sampling return period to every observed intense precipitation. The “Chen type” equation showed good scaling for large return periods. The “lnln type” equation showed better results for smaller durations lower than 40 min and higher than 800 min. These two equations can be used in the design of drainage system with small return periods and, when there is need to use the equation for long period of return, it is more interesting to make use of the “lnln type” equation as it tends to maximize the intensity of rain.

**Keywords:** IDF curves. Rainfall intensity equation. Caraguatatuba.

## 1 INTRODUÇÃO

As equações de chuvas são amplamente empregadas no dimensionamento das estruturas de drenagem e representam, de forma simplificada, o estudo das máximas intensidades obtidas a partir de uma série histórica representativa e confiável.

De acordo com Zhu et al. (2012), as curvas de intensidade, duração e frequência (IDF) são uma ferramenta probabilística que já provou ser muito útil no planejamento e no projeto do manejo de recursos hídricos e na engenharia. Os autores ainda salientam que elas são capazes de fornecer uma avaliação das características dos extremos de precipitação.

Para sua determinação, são necessárias medições simultâneas da altura da precipitação da chuva, variando de acordo com o tempo, realizadas em um aparelho denominado pluviógrafo. Na década de 1970, no Brasil, segundo Villella e Matos (1975), o modelo de pluviógrafo mais utilizado era o de sifão, que gera gráficos traçados em papel e cuja leitura ainda é manual e demanda tempo para sua análise. Atualmente, muitas estações telemétricas dispõem de pluviógrafos do tipo caçamba.

Os gráficos de chuva registram suas alturas e tempos de duração. Os elementos registrados são manipulados estatisticamente, possibilitando deduzir dos resultados de tais estudos a regra, que, analiticamente, se traduz por expressão matemática, denominada equação de chuvas (WILKEN, 1978).

A obtenção das curvas de IDF é realizada a partir da leitura de pluviógrafos que tenham uma série histórica representativa. Existem vários méto-

dos para obter as equações de chuvas intensas. No Brasil, encontram-se bibliografias, como, por exemplo, Pfafstetter (1957), Wilken (1978), Martinez e Magni (1999) e, atualmente, Martinez e Magni (2014), com a inserção de novas equações para outras cidades do estado de São Paulo.

Martins et al. (2013), utilizando dados divulgados pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo (DAEE/SP), obtiveram, para a cidade de Caraguatatuba, uma equação de chuvas intensas baseada em uma série histórica de 11 anos (1974 a 1984). Antes de sua publicação, a cidade não possuía uma equação de chuvas consolidada, utilizando-se aquela desenvolvida para a cidade de Ubatuba, publicada no trabalho de Martinez e Magni (1999, 2014).

A série de 11 anos é considerada “curta” para a geração das curvas de IDF. No trabalho de atualização das equações de chuvas de Martinez e Magni (2014), os autores mencionam que, para serem confiáveis, as equações elaboradas devem ser baseadas em séries históricas com extensões superiores a 20 anos de dados.

No trabalho de Setzer (1973), foi publicado um estudo de chuvas intensas no estado de São Paulo, no qual o autor utilizou, para a equação de Ubatuba, uma série de dados de 7,57 anos e citou a dificuldade de trabalhar com períodos demasiadamente curtos, menores de dez anos. O autor acrescenta que, nesse tipo de trabalho, só se devem levar em conta períodos de observação da mesma ordem de grandeza que a recorrência máxima estudada.

## 2 OBJETIVOS

Os objetivos deste trabalho são fornecer duas equações de chuva para a localidade de Caraguatatuba (SP), obtidas por séries anuais, e traçar um comparativo entre elas. Neste trabalho, além dos 11 anos de dados utilizados por Martins et al. (2013), acrescentaram-se mais 20, de modo que a nova série é mais representativa, permitindo gerar uma curva de IDF mais confiável para projetos usuais de obras hidráulicas.

## 3 MATERIAIS E MÉTODO

### Área de estudo

A bacia do rio Juqueriquerê possui uma área de drenagem de 419,36 km<sup>2</sup> e é parte integrante das 34

sub-bacias da Bacia Hidrográfica do Litoral Norte, Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 5 (UGRHI-5), sendo a maior em área territorial.

O posto pluviográfico E2-046, cujos dados foram extraídos para este estudo, fica localizado na bacia do rio Juqueriquerê, que abrange a cidade de Caraguatatuba e parte da cidade de São Sebastião, conforme ilustra a Figura 1, no litoral norte do estado de São Paulo, e que, ao longo dos anos, vem sofrendo com constantes inundações. A região destaca-se pelo crescente desenvolvimento vindo de obras, como o novo Porto de São Sebastião e a duplicação da Rodovia dos Tamoios.

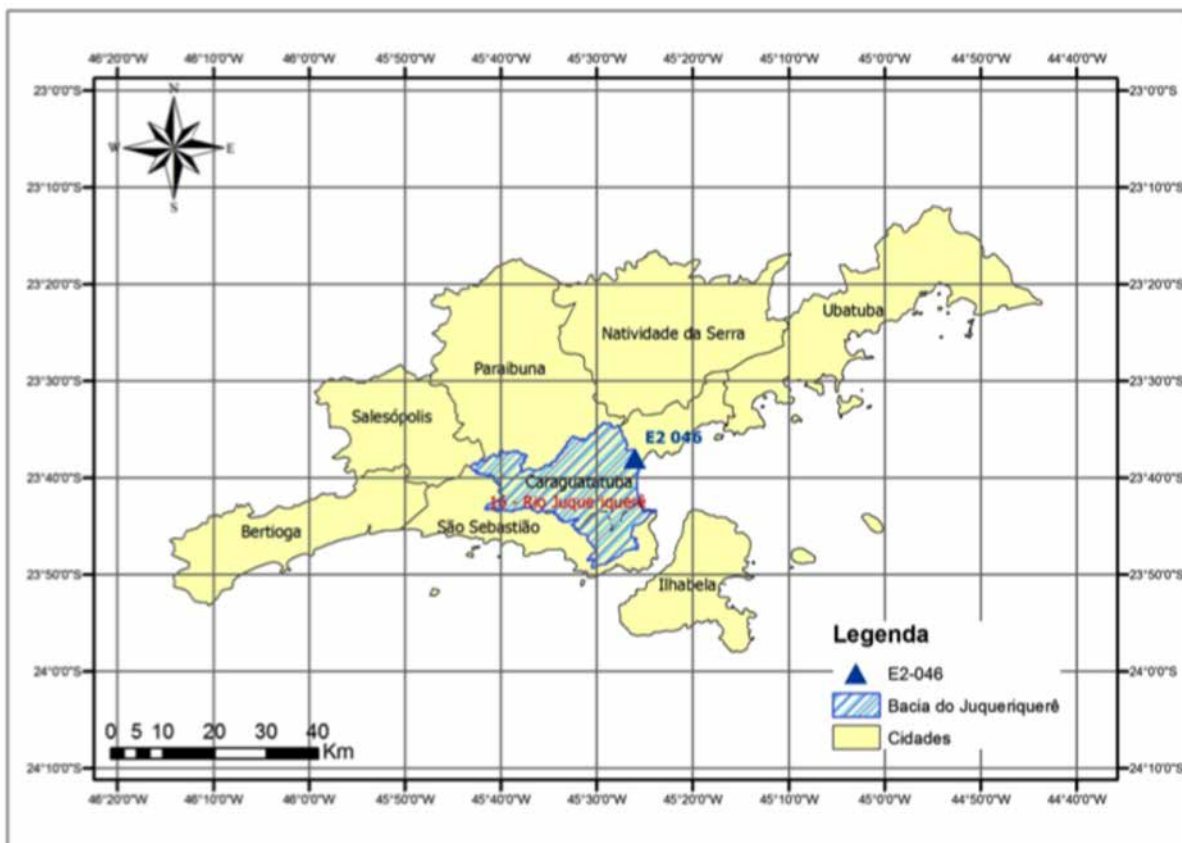


Figura 1 – Localização da bacia do rio Juqueriquerê e da estação E2-046 do DAEE/SP.

### Levantamento dos dados de intensidade de chuva

O pluviógrafo mecânico de boia registra em uma fita de papel (Figura 2), simultaneamente, a quantidade e a duração da precipitação (WILKEN, 1978).

Esses pluviômetros possuem um registrador que gira a uma velocidade constante, em uma determinada escala de tempo, e os valores são registrados por uma pena num papel ligado a eles, definindo a duração da chuva e sua intensidade. Os registros são armazenados em rolos com 15 m de comprimento, cada rolo equivalendo a uma escala de tempo de um mês. Alguns rolos podem ser utilizados para mais de um mês, trocando a cor da pena, conforme ilustra a Figura 2.

Atualmente, existem pluviógrafos automáticos com *data loggers* embutidos que funcionam com pulsos elétricos. O interessante é que esses dados podem ser editados e analisados em tempo real por meio de um computador pessoal. Na época da

instalação do pluviógrafo utilizado neste trabalho, não existia esse tipo (a instalação foi realizada em 1974).

Quando do início deste trabalho, os valores lidos do pluviógrafo da estação E2-046, divulgados pelo DAEE/SP, estavam dentro dos anos de 1974 a 1984. O DAEE/SP possuía os dados de pluviógrafos de 1985 a 2001 em rolos ainda não processados, como ilustra a Figura 3. O órgão cedeu esse material, o que permitiu realizar a leitura manual desses anos, gerando uma leitura de 330 chuvas consideradas representativas para o processamento. Esses dados foram enviados à Companhia de Processamento de Dados do Estado de São Paulo (Prodesp) ([www.prodesp.sp.gov.br](http://www.prodesp.sp.gov.br)), que trabalha em parceria com o DAEE/SP com a tecnologia da informação, e processados para gerar as intensidades máximas em 10, 20, 30, 60, 120, 180, 360, 720, 1.080 e 1.440 min de todas as chuvas lidas manualmente.



**Figura 2** – Trecho representativo da leitura de um pluviograma.  
Fonte: DAEE/SP.



**Figura 3** – Rolos de leitura de pluviógrafo da estação E2-046 cedidos para leitura pelo DAEE/SP.

De acordo com Martinez e Magni (2014), as curvas de IDF incorporam a expressão proposta por Ven-Te-Chow para as análises hidrológicas (1951), admitindo-se que as precipitações intensas atendam à distribuição estatística de tipo I de Fisher-Tipett, conhecida também como distribuição de Gumbel. Na equação desenvolvida pela metodologia de Martinez e Magni (1999), fica associado um período de retorno amostral a cada intensidade de precipitação observada. Feito isto, é calculada, para cada intensidade de precipitação, a variável reduzida y da distribuição de Gumbel, ou seja, conforme cita Wilken (1978), para obter o ajuste é necessário ligar, a cada grandeza de intensidade de chuva na amostra, um valor particular da probabilidade ou período de retorno, obtendo a Equação 1, em que são determinados os valores de A, B, C, D, E, F e G para a referida localidade.

$$t_{t,T} = A \times (t + B)^c + D \times (t + E)^f \times \left\{ G + H \times \ln \left[ \ln \left( \frac{T}{T-1} \right) \right] \right\} \quad (1)$$

### Equações de chuvas intensas

Conforme Waltz (2000), a equação de chuvas intensas pode ser obtida segundo diferentes metodologias, desde que, para isso, se disponha de uma série de dados pluviográficos confiável.

De acordo com Goulart et al. (1992), não existe regra específica para afirmar que uma equação de IDF é suficientemente precisa na estimativa das intensidades máximas de chuva de uma localidade. Entretanto, Martinez e Magni (2014) citam que, na realidade, não existem ou são raras as medições de vazões nos cursos d'água, o que torna imprescindível, para o dimensionamento das obras hidráulicas, o conhecimento das precipitações intensas.

Consoante Waltz (2000), a escolha do tipo de série depende das relações entre o evento hidrológico e as características da infraestrutura a ser projetada, do tamanho da série disponível e do objetivo do estudo. Como apresentado por Chow (1964), as séries parciais fornecem resultados mais consistentes para

períodos de retorno inferiores a dez anos e ambas as séries, anual e parcial, contemplam, praticamente, os mesmos resultados para períodos de retorno iguais ou superiores a dez anos.

Neste trabalho, com a mesma base de dados (de 31 anos), foram ajustados dois tipos de equação, ambos baseados em séries históricas anuais de intensidades máximas. Cabe salientar que, de acordo com Chow (1964), as séries parciais devem ser utilizadas quando os segundos valores no ano afetam o projeto, em se tratando de máximas intensidades.

### Análise de frequência: série anual/expressão geral

A partir dos dados obtidos (Tabela 1), adotou-se a distribuição de valores extremos do tipo I, também conhecida como distribuição de Gumbel, Fisher-Tipett tipo I ou dupla exponencial. Essa distribuição é muito utilizada na análise de frequência de eventos hidrológicos, inclusive com inúmeras aplicações na determinação de curvas de IDF de precipitações intensas e estudos de vazões de enchentes (NAGHETTINI; PINTO, 2007).

**Tabela 1** – Intensidades máximas anuais (mm/min) da estação E2-046, localizada em Caraguatatuba.

Ano	Intensidade (mm/min) para as durações (min) de:									
	10	20	30	60	120	180	360	720	1.080	1.440
1971	1,320	1,280	1,270	1,130	0,780	0,578	0,366	0,228	0,158	0,119
1972	2,560	2,420	2,010	1,460	0,780	0,530	0,267	0,133	0,089	0,067
1973	1,340	1,090	1,000	0,680	0,400	0,367	0,208	0,127	0,097	0,094
1974	1,640	1,030	0,830	0,470	0,430	0,375	0,280	0,169	0,130	0,098
1975	2,050	2,040	1,800	1,620	1,010	0,721	0,368	0,204	0,136	0,103
1976	1,920	1,790	1,690	1,580	1,280	1,021	0,572	0,325	0,223	0,184
1977	1,510	1,080	0,740	0,380	0,190	0,206	0,108	0,059	0,039	0,029
1978	0,910	0,860	0,720	0,570	0,460	0,456	0,341	0,184	0,130	0,107
1979	1,920	1,470	1,210	1,010	0,540	0,387	0,286	0,157	0,113	0,085
1980	1,340	1,290	1,050	0,600	0,410	0,351	0,177	0,098	0,065	0,057
1981	2,160	1,870	1,590	1,200	0,800	0,613	0,386	0,207	0,156	0,118
1982	1,000	0,940	0,810	0,550	0,390	0,312	0,196	0,132	0,091	0,069
1983	1,600	1,290	1,260	1,040	0,610	0,444	0,231	0,129	0,086	0,071
1984	1,250	1,070	1,040	0,770	0,400	0,266	0,186	0,118	0,079	0,059
1985	1,510	1,270	1,070	0,660	0,500	0,350	0,193	0,117	0,096	0,087
1986	1,310	1,140	1,030	0,770	0,440	0,326	0,165	0,101	0,076	0,062
1987	1,480	0,880	0,620	0,500	0,280	0,187	0,115	0,074	0,054	0,046
1988	1,650	1,140	0,970	0,700	0,460	0,324	0,180	0,092	0,061	0,055
1989	1,240	1,130	0,890	0,500	0,340	0,286	0,145	0,078	0,070	0,067
1990	1,830	1,720	1,620	1,280	0,750	0,524	0,304	0,172	0,122	0,092
1991	1,580	1,090	0,840	0,540	0,390	0,295	0,151	0,086	0,069	0,055
1992	1,290	1,100	0,920	0,700	0,580	0,441	0,283	0,160	0,109	0,082
1993	1,150	1,090	1,040	0,810	0,540	0,364	0,195	0,174	0,126	0,120
1994	1,330	1,020	0,970	0,760	0,590	0,441	0,249	0,157	0,106	0,084
1995	1,670	1,350	1,090	0,670	0,360	0,268	0,233	0,117	0,084	0,064
1996	1,360	1,210	1,170	0,890	0,560	0,401	0,221	0,136	0,114	0,098
1997	1,440	1,240	1,100	0,620	0,440	0,317	0,234	0,129	0,088	0,069
1998	1,590	1,440	1,290	0,780	0,450	0,322	0,181	0,102	0,076	0,066
1999	1,280	1,160	0,930	0,590	0,360	0,257	0,146	0,110	0,078	0,063
2000	1,370	0,950	0,830	0,670	0,420	0,305	0,192	0,120	0,102	0,081
2001	1,160	0,990	0,810	0,640	0,390	0,262	0,132	0,067	0,046	0,035

De acordo com Chow (1951), Gumbel desenvolveu uma metodologia para computar a frequência anual de cheias com base na teoria dos valores extremos, porém ela foi simplificada para uso prático e, atualmente, pode ser expressa pela Equação 2.

$$y_T = \bar{y} + K_T \times \sigma \quad (2)$$

Em que:

$y$  = máximo valor diário de chuva no período de 365 dias.

$y_T$  = máximo valor extremo anual para o período de retorno  $T$  (anos).

$\bar{y}$  = média de  $y$ .

$\sigma$  = desvio padrão de  $y$ .

$K_T$  = fator de frequência, função do período de retorno  $T$  (anos).

A função de probabilidades acumuladas da distribuição de Gumbel é dada pela Equação 3 (NAGHETTINI; PINTO, 2007).

$$F_Y(y) = \exp\left[-\exp\left(-\frac{y-\beta}{\alpha}\right)\right], \text{ para } -\infty < y < \infty < \beta < \infty, \alpha > 0 \quad (3)$$

Em que:  $\alpha$  representa o parâmetro de escala;  $\beta$ , o parâmetro de posição; e  $y$ , a variável reduzida de Gumbel. A função densidade de probabilidade é dada pela Equação 4.

$$f_Y(y) = \frac{1}{\alpha} \exp\left[\frac{y-\beta}{\alpha} - \exp\left(\frac{y-\beta}{\alpha}\right)\right] \quad (4)$$

Supondo que  $\{X_1, X_2, \dots, X_N\}$  representa um conjunto de  $N$  variáveis aleatórias independentes, com distribuição comum  $F_X$ , particularizando para o máximo anual,  $N$  pode ser interpretado como o número de observações de  $X$ , em instantes de tempo equi-

distantes entre si, ao longo de um período fixo de um ano.

Tomando  $Y = \max\{X_1, X_2, \dots, X_N\}$ , o valor esperado, a variância e o coeficiente de assimetria de  $Y$  são, respectivamente (NAGHETTINI; PINTO, 2007):

$$E[Y] = \beta + 0,5772 \times \alpha \quad (5)$$

$$Var[Y] = \sigma_Y^2 = \frac{\pi^2 \times \alpha^2}{6} \quad (6)$$

$$\gamma = 1,1396 \quad (7)$$

Isso denota que a função de Gumbel possui assimetria, sendo positiva e constante, para valores específicos de  $\alpha$  e  $\beta$ .

A função inversa da função acumulada de probabilidade de Gumbel é expressa pela Equação 8.

$$x(T) = \beta - \alpha \times \ln\left[-\ln\left(1 - \frac{1}{T}\right)\right] \quad (8)$$

Em que:  $T$  é o período de retorno.

Com a Equação 8, estimando os parâmetros da distribuição pelo método dos momentos, tem-se:

$$\beta = \bar{X} - 0,45 \times s_X \quad (9)$$

$$\alpha = \frac{s_X}{1,283} \quad (10)$$

Em que:  $\bar{X}$  e  $s_X$  denotam a média e o desvio padrão amostrais, respectivamente.

Substituindo as Equações 9 e 10 na Equação 8 e fazendo algumas simplificações, tem-se:



$$x(T) = \bar{X} + \left[ -0,45 - \frac{1}{1,283} \times \ln \left( -\ln \left( 1 - \frac{1}{T} \right) \right) \right] \times s_x \quad (11)$$

A Equação 12 é a equação geral para análise de frequência hidrológica (CHOW, 1964).

$$x(T) = \bar{X} + K_T \times \sigma_Y \quad (12)$$

Em que:  $K_T$  é o fator de forma ou fator de frequência e pode ser estimado pela Equação 13.

$$K_T = \frac{Y_T - \mu_Y}{\sigma_Y} \quad (13)$$

Em que:

$K$  = fator de frequência, que indica o número de vezes em que o valor do desvio padrão supera a (ou é superado pela) média da série.

$Y$  = variável reduzida.

$\mu_Y$  = média de  $Y$ .

$\sigma_Y$  = desvio padrão de  $Y$ .

No caso das distribuições de Gumbel,  $K_T$  pode ser expresso pela Equação 14.

$$K_T = \frac{-\ln \left[ -\ln \left( 1 - \frac{1}{T} \right) \right] - \mu_Y}{\sigma_Y} \quad (14)$$

Com uma amostra de dez anos de dados registrados e  $K_{10} = 1,8483$  e para uma amostra com cem anos de dados e mesmo período de retorno, o valor de  $K_{10}$  corresponde a 3,1533.

### Análise de frequência: equação usando a estrutura do tipo Chen

A primeira equação de IDF proposta tem sua expressão geral como ilustra a Equação 15, sendo feito o ajuste das incógnitas (**a**, **b**, **c** e **d**) de acordo com as informações de IDF obtidas do pluviógrafo. Conforme Wilken (1978), nessa expressão, é admitida a constância de **a** em relação à frequência.

$$i_{t,T} = \frac{a \times T^b}{(t + c)^d} \quad (15)$$

Em que:

$i_{t,T}$  = intensidade máxima média de precipitação, correspondente à duração.

**a**, **b**, **c** e **d** = parâmetros locais obtidos por regressão não linear, com base nas informações extraídas de pluviogramas.

Essa expressão é uma fórmula empírica que resume a experiência de vários estudos.

Como Chen (1983) desenvolveu uma fórmula de IDF generalizada para qualquer local nos Estados Unidos, neste artigo a chamaremos equação do tipo Chen.

### Análise de frequência: equação incorporando a estrutura matemática de Gumbel (tipo InIn)

Nesta outra expressão usada para a definição da equação de chuvas intensas, foi adotada a mesma formulação matemática empregada por Magni (1984) e Martinez e Magni (1999, 2014), quando da elaboração de equações para 30 localidades do estado de São Paulo. Os autores usaram somente séries históricas anuais de intensidades de chuvas.

As equações que relacionam IDF das precipitações para cada localidade incorporam a expressão proposta por Ven Te Chow para as análises hidrológicas, admitindo-se que as precipitações intensas atendem à distribuição estatística de tipo I de

Fisher-Tipett, conhecida também como distribuição de Gumbel. Assim, nesse tipo de função, as características matemáticas da distribuição adotada são preservadas na estrutura da equação a ser definida.

Foi admitida a hipótese de que a média e o desvio padrão das intensidades médias das chuvas variam com a duração, por meio das Equações 16 e 17.

$$M_{(i)t} = A \times (t + B)^C \quad (16)$$

$$\sigma_{(i)t} = D \times (t + E)^F \quad (17)$$

Em que: **A, B, C, D, E, F, G e H** são parâmetros a ser determinados para cada localidade.

Substituindo as Equações 14, 15 e 16 na Equação 12, obtém-se a Equação 1, utilizada para a definição da equação de chuvas intensas.

#### 4 RESULTADOS

Os dados de 1971 a 1984 (14 anos de registros de pluviógrafos) estão disponíveis no *site* do SigRH. Os dados de 1985 a 2001 (17 anos de registros de pluviógrafos) possuíam registro, mas não tinham sido lidos. Os rolos de pluviógrafo foram gentilmente cedidos pelo DAEE/SP e lidos. Em seguida, foi realizado o tratamento dos dados, conforme citado na introdução deste trabalho.

Conforme ilustra a Tabela 2, foram registradas 215 chuvas entre os anos de 1971 a 1984 e lidas 330 chuvas entre os anos de 1985 a 2001, gerando um total de 545 chuvas. Dessa forma, foram gerados 31 anos contínuos obtidos da mesma estação (E2-046). Comparando com o trabalho de Goulart et al. (1992), as chuvas mapeadas totalizaram 509 chuvas lidas (Tabela 2), criando uma base de dados bastante representativa, uma vez que o autor encontrou a

melhor relação analítica entre IDF com a classificação de 168 chuvas intensas durante 25 anos. Já no trabalho de Silva et al. (2012), o processo de análise baseou-se numa série histórica de 30 anos e 611 hietogramas de precipitação.

Foi feita uma análise conjunta dos dados pluviográficos e pluviométricos, verificando se todas as chuvas relevantes foram realizadas. Após a leitura manual dos dados, estes foram passados para a Prodesp para digitalizar no formato solicitado e elaborar os mínimos móveis, gerando as intensidades de chuvas para cada duração (10, 20, 30, 60, 120, 180, 360, 720 e 1.440 min), conforme ilustra a Tabela 1.

**Tabela 2** – Classificação das chuvas lidas no período de 1985 a 2001 pelo pluviógrafo E2-046.

Ano	Quantidade de Chuvas Lidas	Ano	Quantidade de Chuvas Lidas	Ano	Quantidade de Chuvas Lidas
1971	01	1982	19	1993	13
1972	02	1983	30	1994	18
1973	02	1984	15	1995	22
1974	14	1985	22	1996	18
1975	23	1986	30	1997	15
1976	30	1987	22	1998	28
1977	06	1988	27	1999	14
1978	16	1989	18	2000	11
1979	16	1990	21	2001	13
1980	27	1991	16	Total	
1981	14	1992	22	31anos	545

Pela análise de frequência da série anual, foi ajustada a equação do tipo Chen (Equação 18). A curva de IDF obtida para a série é ilustrada pela Figura 4. O ajuste dos parâmetros da Equação 15 (a, b, c e d) para gerar a Equação 18 foi feito inicialmente pela metodologia descrita por Wilken (1978) e depois pela ferramenta *Solver* do *software* Excel®,

apresentando menor erro quadrático e tendo um melhor ajuste dos dados.

$$i = \frac{117.3376 \times T^{0.1683}}{(t + 86.4139)^{0.9918}} \quad (18)$$

Em que:

$i$  = intensidade da chuva, correspondente à duração  $t$  e período de retorno  $T$ , em mm/min.

$t$  = duração da chuva em minutos.

$T$  = período de retorno em anos.

Para otimizar o ajuste dos parâmetros (a, b, c e d) da Equação 15, utilizou-se a Equação 19.

$$\text{Minimizar } \varepsilon = \frac{1}{n_T n_t} \sum_{i=1}^{n_T} \sum_{j=1}^{n_t} (i_{IDF,i,j} - i_{calc,i,j})^2 \quad (19)$$

Em que:

$n_t = 10$  = número de durações para cada intensidade de chuva (durações apresentadas na Tabela 1).

$n_T = 8$  = períodos de retorno das intensidades ajustadas (de dois a cem anos).

$i_{IDF,i,j}$  = intensidades obtidas pela curva de IDF teórica otimizada (neste caso, do tipo I).

$i_{calc,i,j}$  = intensidades calculadas pelo tipo Chen.

A minimização foi feita por meio de gradação reduzida não linearizada, desenvolvida por Carpentier e Abadie (1966) e implementada no Solver do Excel®. Definiu-se a precisão de conver-

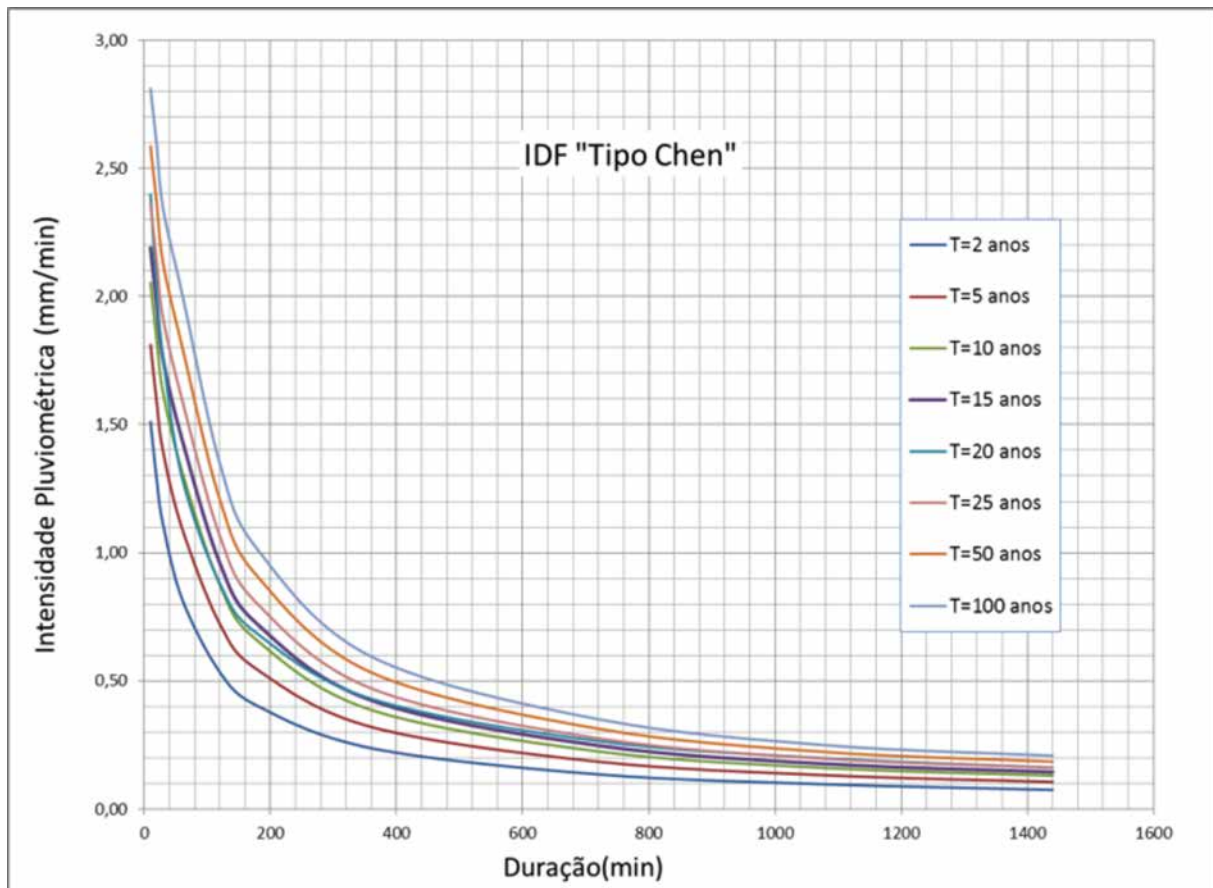


Figura 4 – Curva de IDF para a cidade de Caraguatatuba usando a expressão do tipo Chen.

gência do método como sendo , obtendo-se um erro de 0,24383.

Na convergência, o Solver para quando a alteração relativa no valor da célula de destino é menor que o número exibido na caixa de convergência das cinco últimas iterações. A convergência é aplicada apenas aos problemas não lineares e deve ser indicada por um número fracionário entre zero e um. Uma convergência menor é indicada quando o número inserido tem mais casas decimais – por exemplo, 0,0001 tem uma alteração relativa me-

nor que 0,01. Quanto menor for o valor da convergência, mais tempo será necessário para o Solver encontrar uma solução.

O algoritmo usado em cada iteração para determinar a direção da pesquisa foi o método quasi-Newton, que geralmente exige mais memória e bem menos iterações.

Pela análise de frequência da série anual, foi ajustada a equação do tipo *lnln* (Equação 20). A curva de IDF obtida para a série é ilustrada pela Figura 5.

$$i_{t,T} = 32,9439 \times (t + 30)^{-0,83579} + 4,424 \times (t + 30)^{-0,64431} \left\{ -0,47491 - 0,8889 \times \ln \left[ \ln \left( \frac{T}{T-1} \right) \right] \right\} \tag{20}$$

Em que:

$i_{t,T}$  = intensidade da chuva, correspondente à duração *t* e período de retorno *T*, em mm/min.

*t* = duração da chuva em minutos.

*T* = período de retorno em anos.

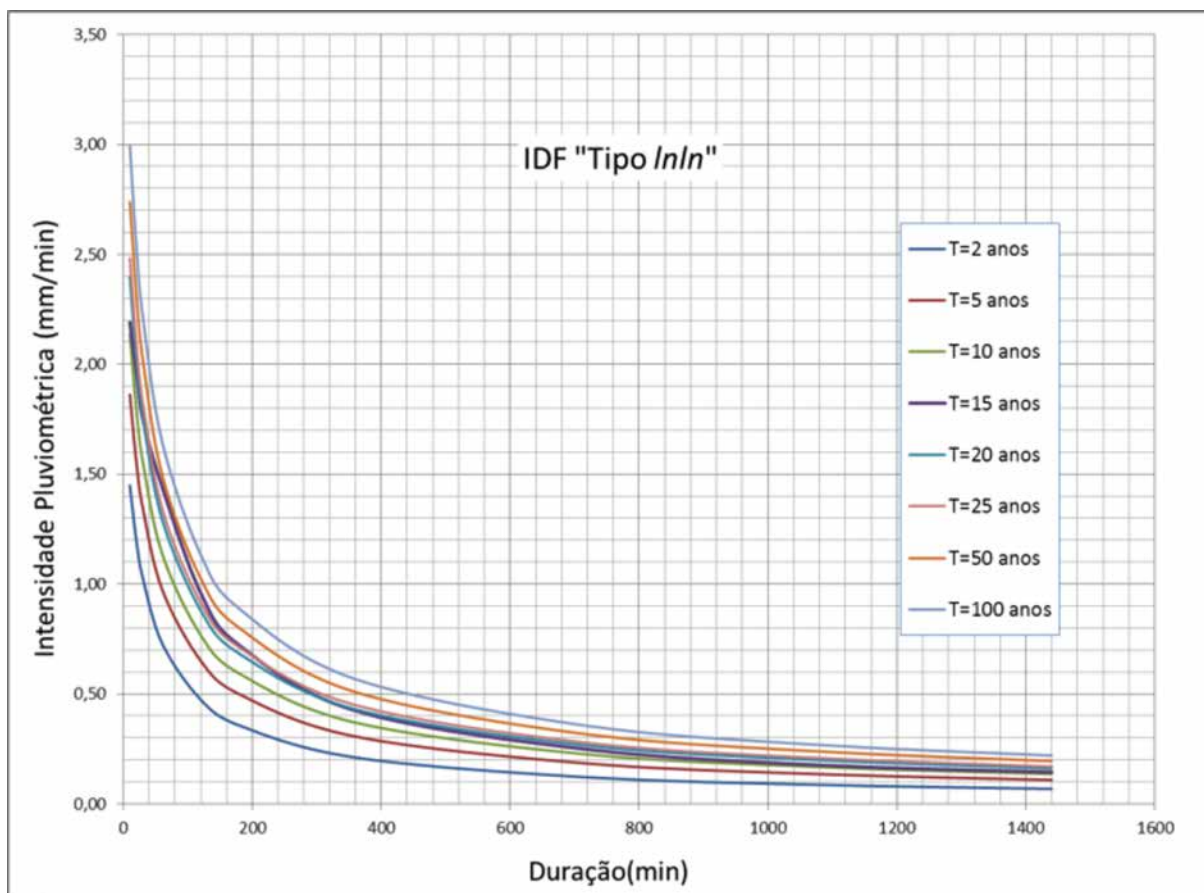
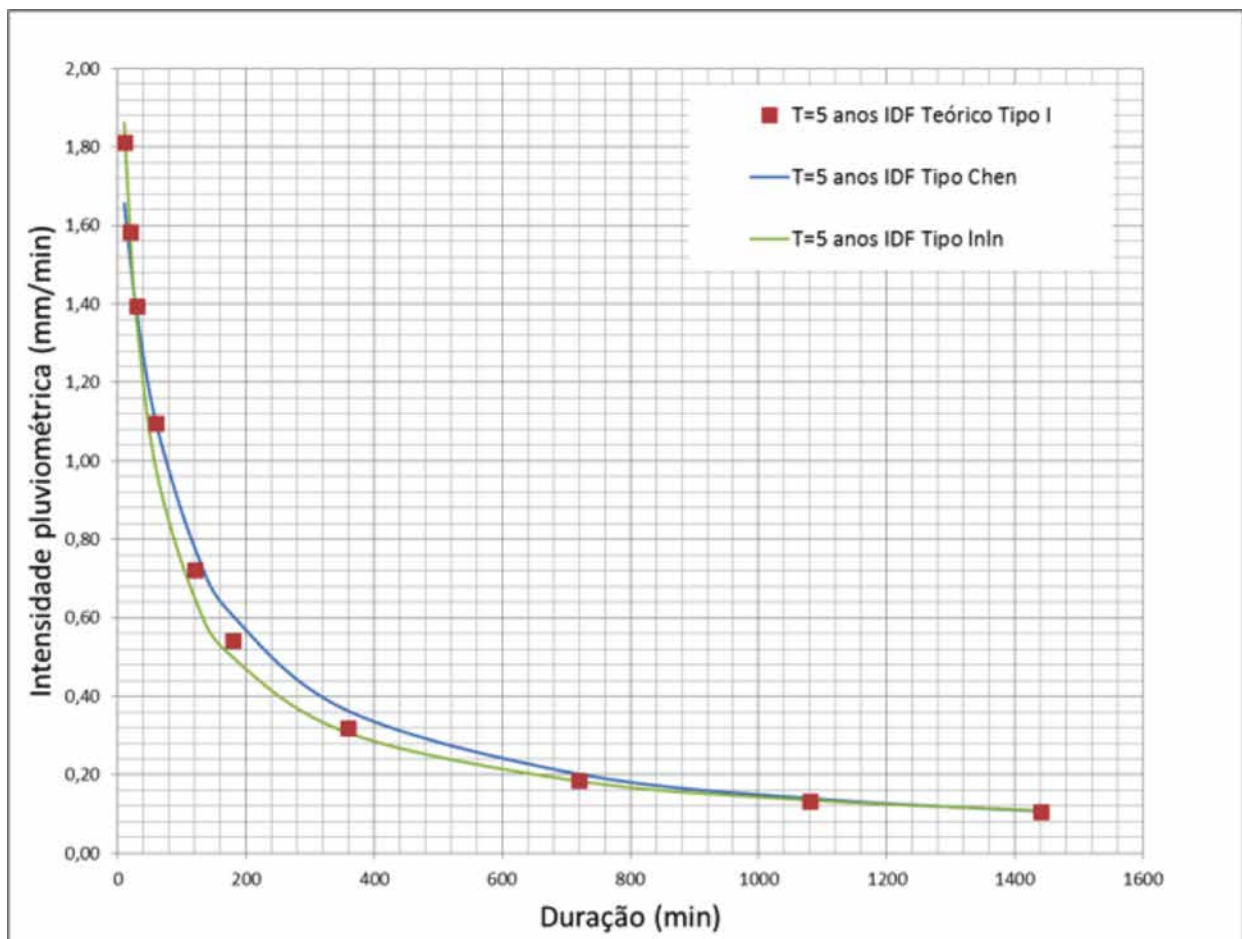


Figura 5 – Curva de IDF para a cidade de Caraguatatuba usando a expressão do tipo *lnln*.

## 5 DISCUSSÃO

Uma análise muito importante é verificar a sobreposição das curvas de IDF com mesmo período de retorno. Na Figura 6, nota-se que a curva gerada pela expressão geral assumiu valores um pouco superiores em relação aos pontos gerados por Gumbel, para o período de retorno de cinco anos. A equação proposta pelo método *lnln* apresentou valores coincidentes para pequenas e grandes du-

rações; para durações entre 40 e 800 min, os valores de intensidade tiveram tendência a minimizar em relação aos valores teóricos do tipo I. Já para um período de retorno maior ( = 100 anos) (Figura 7), a expressão ajustada pelo tipo Chen indicou dados bem aderidos aos valores teóricos do tipo I considerando a curva de IDF derivada da equação obtida pelo método *lnln*.



**Figura 6** – Ajustes das curvas de IDF para a cidade de Caraguatatuba usando séries anuais (T = 5 anos).

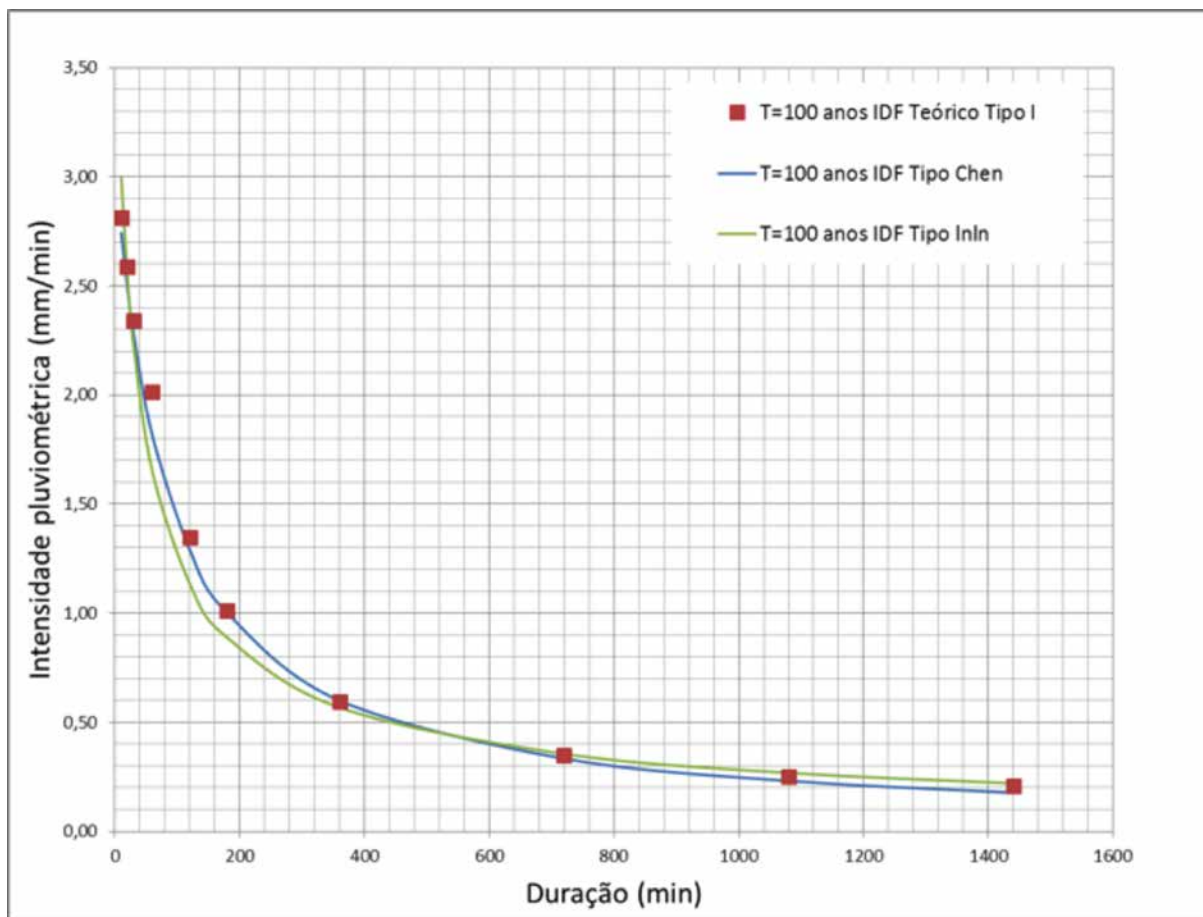
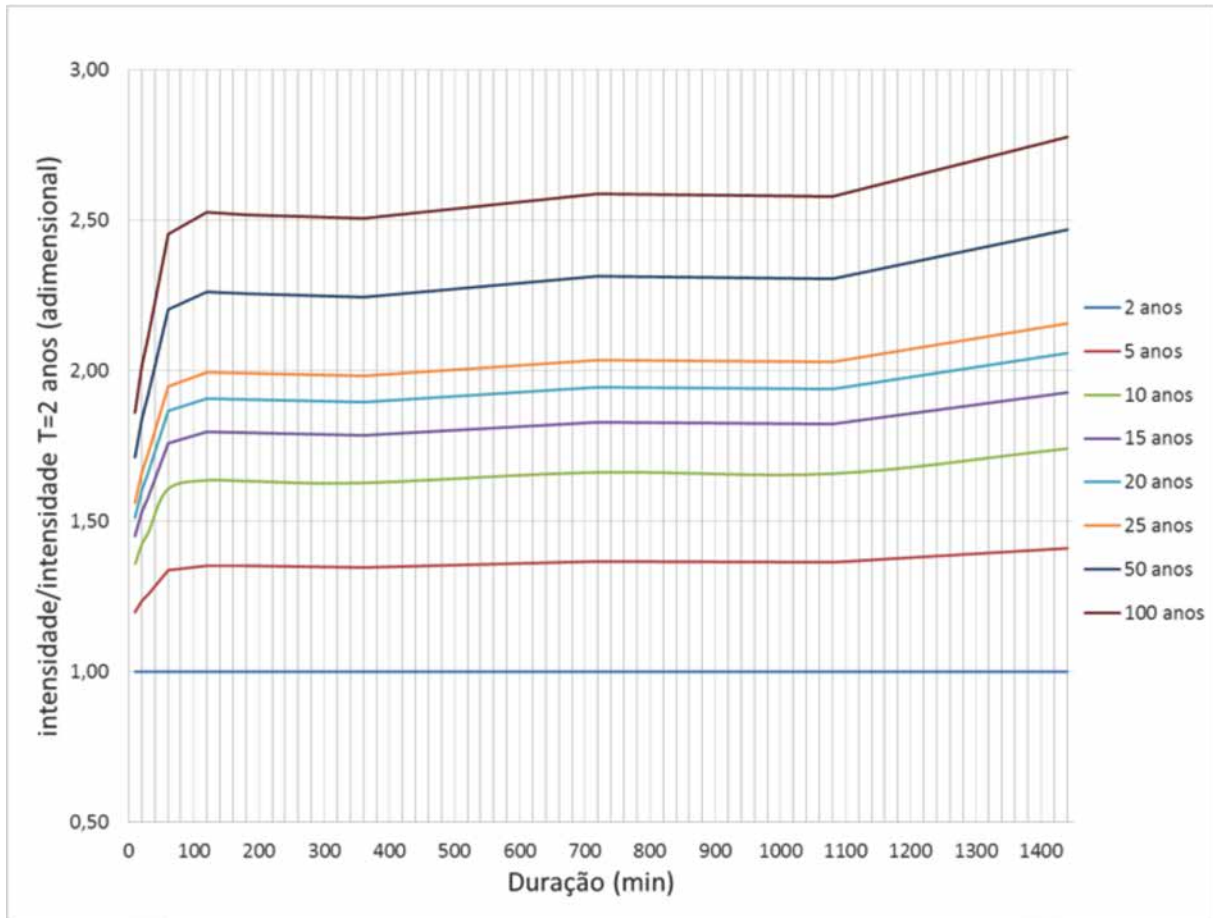


Figura 7 – Ajustes das curvas de IDF para a cidade de Caraguatatuba usando séries anuais (T = 100 anos).

Analizou-se também o comportamento das intensidades das chuvas para diversos períodos de retorno em relação às intensidades para o período de retorno de dois anos, para as diversas durações, como pode ser visto na Figura 8.



**Figura 8** – Relação entre as intensidades das chuvas com vários períodos de retorno e sua relação com as intensidades de chuva no T = 2.

Observa-se, pela Figura 8, que existe um comportamento bastante distinto entre as chuvas com durações menores do que 60 min e as com durações maiores do que estas. Isso poderia ser explicado pelos diferentes fatores que levaram à formação das chuvas observadas. Chuvas com menores durações têm o efeito de convecção mais frequente, enquanto chuvas com durações maiores podem ter efeitos combinados de orografia ou de frentes.

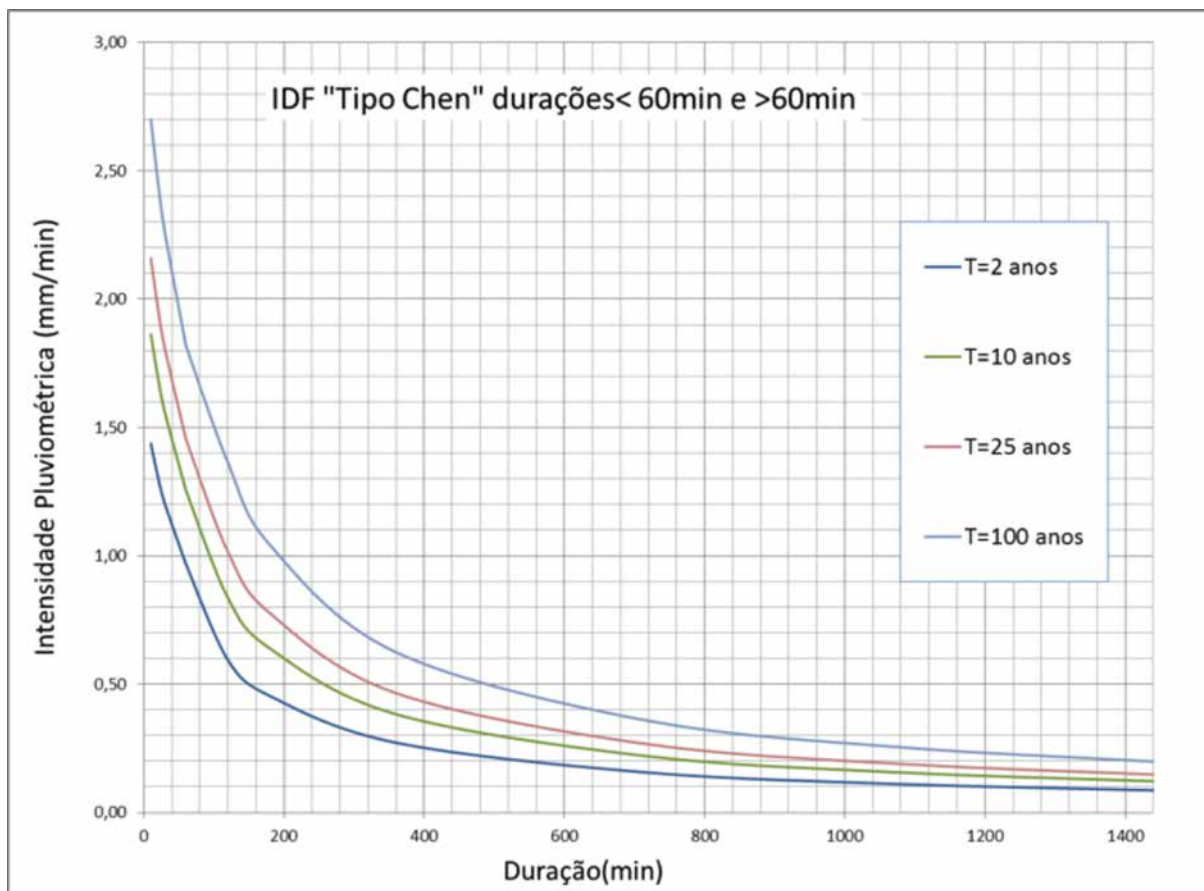
Dadas essas observações, para alcançar resultados de ajustes ainda melhores, foram obtidas outras duas equações, de acordo com os métodos já apresentados, para dois intervalos distintos de duração. Para durações de chuvas entre 10 e 60

min. foi encontrada a Equação 21 e, para durações entre 60 e 1.440 min, a Equação 22.

$$i = \frac{116.457 \times T^{0.161}}{(t + 90.506)^{0.978}} \quad (21)$$

$$i = \frac{48.068 \times T^{0.212}}{(t + 49.415)^{0.885}} \quad (22)$$

As duas equações oriundas da análise dos tipos de chuva apresentaram um erro mínimo quadrático menor que a Equação 18, que revelou uma somatória – Equação 19 – de 0,2438. As Equações 21 e 22 indicaram, respectivamente, os valores de 0,1621 e 0,0420.



**Figura 9** – Relação entre as intensidades das chuvas com vários períodos de retorno e sua relação com as intensidades de chuva no T = 2.

## 6 CONCLUSÕES

Após exaustivo trabalho de leitura do material cedido e posterior processamento, foi possível gerar curvas de IDF para a cidade de Caraguatatuba (SP), que atualmente não dispõe de estudo específico e utiliza a equação de chuvas intensas de Martinez e Magni (2014).

Neste estudo, foram propostas duas metodologias: expressão do tipo Chen e do tipo  $\ln \ln$ , resultando em duas equações distintas.

As novas equações de chuvas intensas são baseadas numa série de dados consistentes, com uma série histórica de 31 anos. Foi feita a comparação entre elas e seus comportamentos nos diversos períodos de retornos e as curvas apresentaram

comportamentos diferentes. A equação do tipo Chen indicou boa extrapolação para grandes períodos de retorno. Já a equação do tipo  $\ln \ln$  apresentou resultados melhores para durações menores que 40 min e maiores que 800 min.

Podem-se utilizar ambas as equações para eventos de projeto com pequenos períodos de retorno e, quando há necessidade de utilizar a equação para grande período de retorno, é mais interessante empregar a equação do tipo  $\ln \ln$ , pois tende a maximizar as intensidades de chuva.

Após a análise do comportamento das chuvas para pequenas e grandes durações, foram geradas duas equações (21 e 22), com um erro quadrático menor do que com todas as durações. Houve



uma melhora significativa para todas as durações, recomendando-se, ao adotar o método Chen, utilizar as equações variando pelas durações, pois, nesse caso, a intensidade de chuva varia com a duração. Para o método *lnln*, não houve ganho utilizando a ferramenta *Solver*, pois o ajuste já é feito dentro da própria metodologia, ou seja, utilizando diretamente a Equação 20.

As equações são uma ferramenta muito importante para projetos de estruturas hidráulicas, tanto na micro quanto na macrodrenagem, mas devem ser constantemente atualizadas com dados recentes e estudos minuciosos com dados confiáveis e séries mais extensas.

## 7 REFERÊNCIAS

- CARPENTIER, J.; ABADIE, J. Généralisation de la Méthode du Gradient Réduit de Wolfe au cas des Contraintes Non Lineaires. IV International Conference on Operational Research. Anais... In: *PROCEEDINGS OF ... OPERATIONS RESEARCH SOCIETY OF AMERICA*. New York: D. B. Herts and J. Melese, 1966.
- CHEN, C. L. Rainfall Intensity - duration - frequency formulas. *Journal of Hydraulic Engineering - ASCE*, Vol. 109, n. 12, p. 1603-21, 1983.
- CHOW, V. T. A general formula for hydrologic frequency analysis. *Transactions American Geophysical Union*, v.32, 231-237, 1951.
- CHOW, V. T. *Handbook of Applied Hydrology*. McGraw-Hill, 1964.
- GOULART, J.P.; MAESTRINI, A.P.; NEBEL, A. L. Relação intensidade-duração-frequência de chuvas em Pelotas, RS. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 1992, Vol7(1),543-552
- KITE, G. W. Frequency and Risk Analysis in Hydrology: *Water Resources Publications*, Littleton, Colorado, 257 p., 1977.
- MAGNI, N. L. G. Estudo Pontual de Chuvas Intensas - Proposição e Análise de Uma Metodologia de Estudo das Relações Intensidade Duração Frequência Definidas para Um Ponto. 1984. *Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)* - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 1984.
- MARTINEZ JÚNIOR, F.; MAGNI, N. L. G. *Equações de chuvas intensas do Estado de São Paulo*. São Paulo: DAEE; EPUSP, 1999.
- MARTINEZ JÚNIOR, F.; MAGNI, N. L. G. *Precipitações intensas no Estado de São Paulo*. São Paulo: DAEE; CTH, 2014.
- MARTINS, D.; KRUK, N. S.; TSCHOKE, G. V.: Determinação da equação de chuvas intensas para a cidade de Caraguatatuba - SP. In: *XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, 2013, Bento Gonçalves. Anais do XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2013
- NAGHETTINI, M.; PINTO, E. J. de A. *Hidrologia Estatística*. Belo horizonte: CRPM, 2007. 561p.
- PFAFSTETTER, O. *Chuvas intensas no Brasil: Relação entre precipitação, duração e frequência de chuvas em 98 postos com pluviógrafos*. Rio de Janeiro: DNOCS, 1957. 419p.
- SETZER, J. *Chuvas de Intensidade máxima no estado de São Paulo*. Revista DAE. N. 401, 1973.
- SILVA, F. O. E.; PALÁCIO JUNIOR, F.F.R.; CAMPOS, J.N.B. *Equação de chuvas para Fortaleza-CE com dados do pluviógrafo da UFC*. Revista DAE, Ed. 192, n. 1491,2012
- VILLELA, S. M., MATTOS, A. *Hidrologia Aplicada*. Editora McGraw-Hill do Brasil, São Paulo, 1975 245 p.
- WALTZ, R. C. Um estudo climatográfico de chuvas máximas e obtenção da primeira Equação de Chuvas Intensas para São José dos Campos-SP, tendo como perspectiva o Planejamento Urbano do município. *Dissertação (Mestrado em Planejamento urbano e regional)* - Universidade do Vale do Paraíba/SP, 2000.
- WILKEN, P. S. *Engenharia de Drenagem Superficial*. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo, 1978.
- ZHU, J., STONE, M.C., FORSEE, W. 2012. Analysis of Potential Impacts of Climate Change on Intensity-Duration-Frequency (IDF) Relationships for Six Regions in the United States. *Journal of Water and Climate Change*, 3(3):185-196

# Parâmetros agronômicos e inorgânicos de lodo de esgoto: estudo de caso da Região Metropolitana de Curitiba (PR)

- **Data de entrada:**  
01/02/2016
- **Data de aprovação:**  
01/09/2016

*Agronomics and inorganics parameters of sludge: a case study of the Curitiba Metropolitan Region (PR)*

Simone Bittencourt\* | Beatriz Monte Serrat | Miguel Mansur Aisse

DOI:10.4322/dae.2016.034

## Resumo

O uso agrícola do lodo de esgoto enquadra-se nos princípios de reutilização de resíduos de forma ambientalmente adequada. O Paraná é um dos estados brasileiros em que o lodo de esgoto tem a agricultura como destinação final prioritária, estando sua composição relacionada ao esgoto que lhe deu origem e ao processo de tratamento do esgoto e do lodo. Este estudo de caso visou avaliar as diferenças de parâmetros agronômicos e inorgânicos de lotes de lodo de esgoto, higienizados por estabilização alcalina prolongada, na Região Metropolitana de Curitiba, Paraná, de 2007 a 2013. Foram analisados os dados de laudos laboratoriais de 99 lotes de lodo de esgoto, no período de 2007 a 2010, e de 76 lotes, no período de 2010 a 2013. As diferenças no processo de tratamento de esgoto, possivelmente, explicam as variedades encontradas para sólidos voláteis totais,  $C_{org}$ ,  $P_{total}$ ,  $N_{total}$ ,  $N_{kjeldahl}$  e  $S_{total}$ . Para sólidos totais,  $K_{total}$  e  $Mg_{total}$ , elas podem estar relacionadas aos processos de desaguamento, higienização e estocagem dos lotes. As concentrações médias, para cada uma das 11 substâncias inorgânicas avaliadas, apresentaram níveis abaixo do limite máximo permitido pela Resolução SEMA nº 021/2009. Houve grande variabilidade na concentração de substâncias inorgânicas, estando as diferenças encontradas entre os lotes produzidos nas unidades de gerenciamento de lodo com tratamento de esgoto aeróbio e os lotes produzidos em sistemas contendo tratamento anaeróbio provavelmente relacionadas a diferenças, relativas, principalmente, ao descarte de efluentes industriais nas bacias de esgotamento sanitário.

**Palavras-chave:** Biossólidos. Reciclagem. Resolução CONAMA nº 375/2006. Resolução SEMA nº 021/2009.

## Abstract

*The agricultural use of sewage sludge fits in waste reuse principles of environmentally appropriate way. The Paraná is one of the Brazilian states where the sewage sludge has agriculture as a priority disposal. The composition of sewage sludge is related to the sewer that gave rise it and the process of treatment of sewage and sludge. This case study aimed to evaluate the differences in the agronomic and inorganic parameters, of batches of sewage sludge hygienized by prolonged alkaline stabilization, in the Metropolitan Curitiba Region, Paraná, from 2007 to 2013. They were analyzed data from laboratory reports of 99 batches of sewage sludge in the period 2007-2010 and 76 batches in the period 2010-2013. Differences in the sewage treatment process possibly explain the variability*

**Simone Bittencourt** – Engenheira agrônoma pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Doutora em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental pela mesma universidade. Profissional da Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar).

**Beatriz Monte Serrat** – Engenheira agrônoma pela UFPR. Doutora pela Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ). Professora aposentada do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola da UFPR.

**Miguel Mansur Aisse** – Engenheiro civil pela UFPR. Doutor em Engenharia em Engenharia Civil pela Universidade de São Paulo (USP). Professor do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental da UFPR.

**Endereço para correspondência:** Rua Engenheiro Antônio Batista Ribas, 151 - Tarumã - Curitiba-PR - CEP: 82800-130- Brasil - Tel: (41) 3777-7194 - e-mail: sbittencourt@sanepar.com.br

found for total volatile solids, TOC,  $P_{total}$ ,  $N_{total}$ , NTK and  $S_{total}$ . About the parameters: total solids,  $K_{total}$  and  $Mg_{total}$  the differences may be related to dewatering, sanitation and storage processes of the batches. The average concentrations observed for each of the eleven inorganic substances analyzed showed levels below the maximum limit permitted by SEMA 021/09 Resolution of the Paraná State Environment Cabinet. There was great variability in the concentration of inorganic substances; the differences found between the batches produced in the sludge management unit with aerobic sewage treatment and the batches generated on systems containing anaerobic treatment probably are related to differences mainly concerning to the disposal of industrial wastewater in the sewage basins.

**Keywords:** Biosolids. Recycling. CONAMA 375/06 Resolution. SEMA 021/09 Resolution.

## 1 INTRODUÇÃO

O lodo de esgoto apresenta, em sua constituição, quantidades significativas de matéria orgânica, sendo benéfico às características físico-químicas e biológicas do solo (TRANNNIN et al., 2007; CHUEIRI et al., 2009; de MARIA et al., 2010). Possui, também, nutrientes, como nitrogênio (N) e fósforo (P), favorecendo o cultivo vegetal (FRANCO et al., 2010; TEIXEIRA et al., 2015). Dessa forma, seu uso agrícola apresenta vantagens ambientais, quando comparado a outras práticas de destinação final, e se enquadra nos princípios de reutilização de resíduos de forma ambientalmente adequada (BRASIL, 2006).

No entanto, o resíduo pode conter substâncias inorgânicas e orgânicas poluentes, as quais devem ser controladas, quando do uso agrícola, de modo a não causar impactos negativos ao ambiente (MARTINS et al., 2003; CAI et al., 2012; NOGUEIRA et al., 2013; SMIRI et al., 2015). Da mesma forma, visando à aplicação agrícola, devem ser adotadas medidas de redução de agentes patogênicos em níveis que não apresentem riscos à saúde humana (MARTIN et al., 1990; USEPA, 2003).

Os critérios e procedimentos para uso agrícola de lodo de esgoto no Brasil são estabelecidos na Resolução CONAMA nº 375, de 29 de agosto de 2006 (BRASIL, 2006). No estado do Paraná, a Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar) destina o lodo gerado nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) ao uso agrícola, visando a proporcio-

nar a disposição final adequada sob os aspectos sanitário, ambiental e social (BITTENCOURT et al., 2009), seguindo as determinações da Resolução CONAMA nº 375/2006 e também da Resolução SEMA nº 021/2009 (PARANÁ, 2009), a qual define a Unidade de Gerenciamento de Lodo (UGL) como uma unidade, vinculada ou não a uma ETE, que realiza o gerenciamento de lodo gerado por uma ou mais ETEs, para fins de reciclagem agrícola.

O processo de higienização do lodo de esgoto, adotado no Paraná é o de Estabilização Alcalina Prolongada (EAP) (PARANÁ, 2009), que permite atender aos limites da Resolução SEMA nº 021/2009 de: coliformes tolerantes ( $< 10^3$  NMP.g<sup>-1</sup> de Sólidos Totais – ST – número mais provável por grama de ST); ovos viáveis de helmintos ( $< 0,25$  g<sup>-1</sup> de ST); *Salmonella* (ausência em 10 g de ST); e vírus ( $< 0,25$  UFP ou UFF.g<sup>-1</sup> de ST – unidades formadoras de placa ou de focos por grama de ST) (PARANÁ, 2009).

A composição do lodo de esgoto está relacionada com o esgoto que lhe deu origem e o processo de tratamento do esgoto e do lodo, sendo que a forma de tratamento e higienização afeta suas características finais. Lodos cuja estabilização ou higienização é feita com material alcalino possuem pH elevado e menos N, devido às perdas por volatilização da amônia. Lodos na forma líquida possuem mais potássio (K), por não sofrerem desaguamento na sua produção (BERTON; NOGUEIRA, 2010).

No Brasil, a aplicação de lodo de esgoto em áreas agrícolas está restrita a poucos estados, como São Paulo, Paraná, Rio Grande do Sul, Distrito Federal (SAMPAIO, 2013) e, recentemente, Espírito Santo. Dessa forma, frente à escassez de dados sobre as características dos lodos destinados ao uso agrícola, este estudo de caso teve por objetivo avaliar as diferenças de composição, em relação aos parâmetros agronômicos e às substâncias inorgânicas, em lotes de lodos de esgoto produzidos em UGLs da Região Metropolitana de Curitiba (RMC), Paraná, no período de 2007 a 2013.

O estudo busca apresentar resultados que possam ser utilizados como subsídio em estudos de comparação com lodos gerados em diferentes locais ou regiões brasileiras, bem como aqueles que passaram por processos distintos de tratamento e higienização, como a estabilização alcalina, a compostagem e a secagem térmica.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### Área de estudo

A RMC é a região mais populosa do Paraná, com 29 municípios. Em 2012, possuía 20 municípios com sistema de esgotamento sanitário, operados pela Sanepar, nos quais 122.485 milhões  $m^3 \cdot ano^{-1}$  de esgoto doméstico (BRASIL, 2012) foram tratados em 24 estações de tratamento. Em 22 das ETEs, o sistema de tratamento biológico do esgoto empregou reatores anaeróbios, do tipo *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB), seguido ou não de pós-tratamento. Na ETE Belém, no município de Curitiba, o tratamento biológico do esgoto foi aeróbio, em sistema de lodos ativados de aeração prolongada, modalidade de tratamento também adotada na ETE Industrial Audi, em São José dos Pinhais (a qual não foi objeto deste estudo).

Nas ETEs com sistemas de tratamento contendo reatores anaeróbios, do tipo UASB, verificou-se a existência ou não de unidades de pós-tratamento, tais como: flotação por ar dissolvido, lagoa de

polimento, lagoa aerada e filtro anaeróbio. Em nenhuma delas, verificou-se a existência de decantador primário em operação.

Em 2013, a RMC possuía quatro UGLs, constituídas por uma ou mais ETEs, licenciadas pelo órgão ambiental estadual, para realizar a gestão do processo de uso agrícola de lodo de esgoto. Neste estudo de caso, o lodo tratado nas UGLs foi agrupado, compondo dois grupos, da seguinte forma:

- Lotes de lodo provenientes da UGL Belém: com tratamento de esgoto por lodos ativados de aeração prolongada, desaguamento em prensa desaguadora ou centrífuga e higienização por processo de EAP.
- Lotes de lodo de esgoto provenientes das demais UGLs da RMC: com tratamento do esgoto realizado em sistemas contendo reatores anaeróbios, do tipo UASB, com ou sem unidades de pós-tratamento, desaguamento em prensas desaguadoras, centrífugas ou leitos de secagem e higienização por processo de EAP. Incluíram lotes de três UGLs.

O processo de higienização por EAP consiste na adição de cal calcítica (CaO) ou cal dolomítica (CaO + MgO) ao lodo de esgoto, em uma proporção entre 30% e 50% dos ST do lodo. O pH é elevado, acima de 12, com posterior período de cura de 30 dias. Neste estudo de caso, não se identificou o registro da quantidade e tipo de cal adicionado a cada lote, não sendo possível calcular a quantidade média de cal adicionada para os diferentes grupos de lote de lodo estudados.

Foram avaliados os dados de laudos laboratoriais de 99 lotes de lodo de esgoto, no período de 2007 a 2010, e de 76 lotes, no período de 2010 a 2013.

O número de laudos analisados de parâmetros inorgânicos (173) diferiu do número de laudos de parâmetros agronômicos (175), pois se verificou que dois lotes da UGL Belém possuíam um laudo de substâncias inorgânicas para cada, mas foram

subdivididos em dois sublotos, apresentando dois laudos de parâmetros agrônômicos para cada sublote. Do total de lotes da RMC, 46 foram caracterizados a partir de contrato de serviços laboratoriais, segundo a exigência da Instrução Técnica IAP CEP/DTA nº 001/2002 (PARANÁ, 2002), a qual não exigia a caracterização de nitrogênio Kjeldahl ( $N_{\text{Kjeldahl}}$ ), nitrogênio amoniacal ( $N\text{-NH}_4$ ), nitrato e nitrito [ $N\text{-(NO}_2^- + \text{NO}_3^-)$ ], enxofre total ( $S_{\text{total}}$ ), sódio total ( $Na_{\text{total}}$ ), arsênio (As), bário (Ba), molibdênio (Mo) e selênio (Se). Dessa forma, somente 48 dos lotes de lodo da UGL Belém e 79 das demais UGLs da RMC possuíam laudos com o resultado desses parâmetros.

Destaca-se que os limites de quantificação laboratorial para uma mesma substância inorgânica diferiram de laboratório para laboratório, estando apresentados no Quadro 1.

**Quadro 1** – Limites de quantificação laboratorial verificados nos laudos analíticos de diferentes laboratórios para substâncias inorgânicas que apresentaram resultados abaixo do limite.

Parâmetro	Limites de quantificação laboratorial ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	Laudos com resultado abaixo do limite
As	0,005 - 0,01 - 0,2 - 0,8 - 1 - 2 - 5 - 10 - 20	11
Ba	1 - 5 - 10	14
Cd	0,01 - 0,05 - 0,06 - 0,07 - 0,08 - 0,085 - 0,099 - 0,1 - 0,2 - 0,5 - 1 - 2 - 10	114
Cr	1 - 5	4
Cu	1	2
Hg	0,0000147 - 0,0001 - 0,04 - 0,1 - 0,5 - 0,7 - 5 - 10	95
Mo	0,001 - 0,2 - 0,5 - 0,6 - 0,7 - 0,8 - 1 - 2 - 5 - 10	66
Ni	0,0089 - 1 - 10	18
Pb	1 - 50	3
Se	0,5 - 0,6 - 0,7 - 0,8 - 0,9 - 1 - 2 - 5 - 10	94

**Nota:** Laudos referentes aos lotes de lodo produzidos na RMC destinados a uso agrícola, no período de 2007 a 2013.

O Quadro 2 apresenta os grupos de lodo avaliados no estudo, as características das UGLs da RMC, quanto ao tipo de lodo de esgoto produzido, o desaguamento de lodo e o número de lotes destinados, no período de 2007 a 2013.

**Quadro 2** – Características dos lotes de lodo de esgoto da RMC, higienizados por EAP, destinados ao uso agrícola, de 2007 a 2013.

Lodo produzido	Tratamento de esgoto	Desaguamento do lodo	Lotes destinados (n°)
Aeróbio	Aeróbio (a)	Prensas desaguadoras e centrífugas	84
Misto	Anaeróbio + pós-tratamento (b)	Prensas desaguadoras, centrífugas e leitos de secagem	91

**Notas:** (a) Lodos ativados de aeração prolongada. (b) Reator anaeróbio do tipo UASB, seguido ou não de pós-tratamento.

### Análise dos dados

Os parâmetros agrônômicos e inorgânicos analisados foram os definidos pela Resolução CONAMA nº 375/2006 (BRASIL, 2006), conforme mostra o Quadro 3.

**Quadro 3** – Parâmetros agrônômicos e inorgânicos e métodos de análise laboratorial utilizados.

Parâmetros agrônômicos <sup>1</sup>	Parâmetros inorgânicos <sup>2</sup>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Carbono orgânico (<math>C_{\text{org}}</math>);</li> <li>• pH em água (<math>\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}</math>);</li> <li>• <math>N_{\text{Kjeldahl}}</math>;</li> <li>• <math>N\text{-NH}_4</math>;</li> <li>• <math>N\text{-(NO}_2^- + \text{NO}_3^-)</math>;</li> <li>• fósforo total (<math>P_{\text{total}}</math>);</li> <li>• potássio total (<math>K_{\text{total}}</math>);</li> <li>• <math>Na_{\text{total}}</math>;</li> <li>• <math>S_{\text{total}}</math>;</li> <li>• cálcio total (<math>Ca_{\text{total}}</math>);</li> <li>• magnésio total (<math>Mg_{\text{total}}</math>);</li> <li>• ST e Sólidos Voláteis Totais (SVT).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• As;</li> <li>• Ba;</li> <li>• cádmio (Cd);</li> <li>• chumbo (Pb);</li> <li>• cobre (Cu);</li> <li>• cromo (Cr);</li> <li>• mercúrio (Hg);</li> <li>• Mo;</li> <li>• níquel (Ni);</li> <li>• Se;</li> <li>• zinco (Zn).</li> </ul>

**Notas:** <sup>1</sup> Apha et al. (2005). <sup>2</sup> Métodos 3050 (USEPA, 1996) e 3051 (USEPA, 2007), estabelecidos em SW-846.

Os resultados dos parâmetros agrônômicos e inorgânicos foram obtidos de laudos laboratoriais das empresas contratadas pela Sanepar, para realização da caracterização dos lotes de lodo de esgoto para uso agrícola.

Na análise estatística dos dados dos parâmetros  $S_{\text{total}}$  e  $Na_{\text{total}}$ , os limites de quantificação laboratorial foram utilizados para os resultados dos lotes que apresentaram concentrações inferiores a

eles. Na avaliação dos dados da RMC, no período de 2007 a 2013, o número de lotes analisados para  $S_{total}$  e  $Na_{total}$  foi, respectivamente, de 49 lotes de lodo da UGL Belém e 80 lotes de lodo das demais UGLs da RMC. Na análise estatística dos dados do parâmetro  $Na_{total}$ , os resultados abaixo de 10<sup>-5</sup>% foram substituídos por zero.

As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do *software* Assistat®, versão 7,7 beta (SILVA, 2014), aplicando-se a estatística descritiva. Realizou-se o teste de normalidade de Shapiro-Wilk e, para os parâmetros que revelaram distribuição normal, foi aplicado o teste t para comparação de médias, a 95% de confiabilidade, utilizando delineamento experimental inteiramente casualizado com diferentes números de repetição. Para os parâmetros que não apresentaram distribuição normal, utilizou-se o teste de Mann-Whitney para verificar se os dois grupos de lotes de lodo de esgoto eram diferentes, a 95% de confiabilidade.

Na análise de parâmetros inorgânicos, determinaram-se os percentis 75, 90, 95 e 99 utilizando o programa Excel (Microsoft). Nessa determinação, os valores de limite de quantificação foram utilizados para os resultados inferiores a eles.

No cálculo do Coeficiente de Variação (CV), não foi possível a obtenção de resultados para os parâmetros detectados em menos do que quatro lotes (SILVA, 2014).

Na aplicação do teste de Mann-Whitney, foram excluídos, para cada parâmetro inorgânico, os lotes que apresentaram valores abaixo do limite de quantificação laboratorial.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### Parâmetros agronômicos

A Tabela 1 apresenta os resultados dos parâmetros agronômicos dos lotes da RMC destinados ao uso agrícola, no período de 2007 a 2013.

**Tabela 1** – Médias e CVs de parâmetros agronômicos dos lotes de lodo da RMC, higienizados por EAP, aplicados a áreas agrícolas, no período de 2007 a 2013.

Parâmetro	Unidade	Lotes da UGL Belém (n = 84)		Lotes das demais UGLs da RMC (n = 91)		Diferentes <sup>(1)</sup>	Total de lotes (n = 175)	
		Média	CV%	Média	CV%		Média	CV%
pHH <sub>2</sub> O		11,8	7,4	11,6	8,9	Não	11,7	8,3
ST	% (massa/massa)	34,9	31,2	50,8	27,2	Sim	43,2	29,2
SVT	% de ST	33,2	67,8	20,1	61,8	Sim	26,4	68,6
C <sub>org</sub>		16,2	49,8	11,9	61,2	Sim	13,9	55,2
P <sub>total</sub>		0,77	8,3	0,42	97,7	Sim	0,58	87,6
K <sub>total</sub>		0,16	67,8	0,10	174,4	Sim	0,13	113,2
Ca <sub>total</sub>		18,4	72,7	12,9	41,6	Não	15,5	65,0
Mg <sub>total</sub>		3,84	93,7	6,0	49,7	Sim	4,96	66,7

**Nota:** <sup>(1)</sup> Foi aplicado o teste de Mann-Whitney para verificação da diferença entre os grupos de lotes de lodo de esgoto a 95% de confiabilidade.

Os lotes de lodo de esgoto produzidos nas demais UGLs da RMC apresentaram maior média de ST (Tabela 1). São possivelmente três fatores que contribuíram para esse resultado. O primeiro refere-se às características do lodo; segundo Gonçalves et al. (2001), a capacidade de desaguamento varia de acordo com o tipo de lodo e, de acordo com Spellman (1997), quanto maior for a porcentagem de sólidos fixos no lodo, mais fácil será o processo de desaguamento desse resíduo. O segundo fator diz respeito ao desaguamento, uma vez que parte do lodo que compõe os lotes de lodo das demais UGLs da RMC foi desaguada em leito de secagem, resultando em lodo com maior teor de ST. O terceiro fator está relacionado ao menor número de lotes por ano nas demais UGLs da RMC, o que faz com que o lodo permaneça por maior período de tempo estocado em pátio até o “fechamento” do lote. Nesse período, a evaporação contribui para a elevação do teor de ST.

Devido ao teor médio de ST (Tabela 1), os lodos da RMC, de estado físico pastoso, não puderam ser transportados em caminhões graneleiros e aplicados com equipamento próprio do agricultor. Dessa forma, o transporte foi realizado em caminhões-caçamba basculante e a aplicação foi com equipamentos distribuidores de adubo orgânico, adquiridos pela Sanepar e emprestados aos agricultores. O lodo foi destinado aos cultivos de milho, soja, feijão, aveia, cevada, trigo, adubação verde e eucalipto e à implantação e pós-colheita de fruteiras de caroço. A dose média de aplicação do lodo (ST) foi de 14,6 t ha<sup>-1</sup> (BITTENCOURT, 2014).

Os teores de P<sub>total</sub> (Tabela 1) dos lotes de lodo da UGL Belém foram inferiores a 0,8% de ST para lodo de sistema de lodos ativados convencional (BORGES; COUTINHO, 2004) e 2,5 % de ST para lodo de digestor anaeróbio gerado no processo de lodos ativados (PIRES et al., 2007). Para os lotes das demais UGLs da RMC, o P<sub>total</sub> foi inferior a 0,5% de ST para lodo de leito de secagem gerado em reator anaeróbio (GOMES et al., 2007).

Em relação ao K<sub>total</sub>, observou-se que as médias dos dois grupos de lotes de lodo de esgoto são diferentes (Tabela 1). O K<sub>total</sub> é solúvel e, no processo de tratamento de esgoto e desaguamento do lodo, ocorrem perdas significativas de K pela retirada de água, em que o elemento encontra-se solubilizado (TSUTIYA, 2000; PAGLIA et al., 2007). Por essa mesma razão, o maior teor de K nos lotes da UGL Belém pode estar relacionado a uma maior quantidade de umidade neles (65,1%), em comparação com os lotes gerados nas demais UGLs da RMC (49,2%). Os teores de K verificados neste estudo foram semelhantes a 0,2% de ST para lodo de sistema de lodos ativados convencional (BORGES; COUTINHO, 2004) e lodo de leito de secagem gerado em reator anaeróbio (GOMES et al., 2007) e 0,1 % de ST para lodo de digestor anaeróbio gerado no processo de lodos ativados (PIRES et al., 2007).

Na Tabela 1, observa-se que as médias de pH dos lotes não se mantiveram no nível de 12 até o momento da caracterização dos lotes, fato que não comprometeu sua higienização, uma vez que apresentaram níveis de sanidade de acordo com a Resolução SEMA nº 021/2009 (PARANÁ, 2009). As médias de pH e Ca<sub>total</sub> dos lotes de lodo da UGL Belém e das demais UGLs da RMC não foram diferentes. No entanto, as médias de Mg<sub>total</sub> foram, fato que pode estar associado ao uso de cal com diferentes teores dessa substância para higienização dos lotes de lodo (Tabela 1). Pegorini et al. (2006a) obtiveram níveis de pH mais elevados na mistura de CaO 93% para as mesmas dosagens das outras cales em lodo de esgoto, incluindo aquelas com maiores proporções de óxido de magnésio (MgO). No mesmo estudo, os autores verificaram que os lodos mais secos (49% e 60% de ST) demandaram doses menores de CaO para alcalinização e manutenção do pH, enquanto lodos mais úmidos requereram maiores dosagens.

No período de 2007 a 2013, do total de lotes de lodo da RMC destinados a uso agrícola, 46 foram caracterizados a partir de contrato de serviços la-

boratoriais, segundo a Instrução Técnica IAP CEP/DTA nº 001/2002 (PARANÁ, 2002), a qual não exige a caracterização de  $N_{kjeldahl}$ ,  $N-NH_4$  e  $N-(NO_2^-+NO_3^-)$ . O parâmetro de caracterização de N desses lotes foi o  $N_{total}$ , para o qual foi aplicado o teste de t para comparação de médias a 95% de confiabilidade (Tabela 2).

**Tabela 2** – Média e CV de  $N_{total}$  dos lotes de lodo da RMC, higienizados por EAP, aplicados a áreas agrícolas, no período de 2007 a 2013.

Parâmetro	Lotes da UGL Belém (n = 35)		Lotes das demais UGLs da RMC (n = 11)		Total de lotes (n = 46)	
	Média (% de ST)	CV%	Média (% de ST)	CV%	Média (% de ST)	CV%
$N_{TOTAL}$	2,18 a	31,2	1,5 b	22,1	2,0	31,3

**Nota:** As médias seguidas pela mesma letra não diferiram estatisticamente entre si. Foi aplicado o teste t a 95% de confiabilidade.

A Tabela 3 apresenta os resultados de  $N_{kjeldahl}$ ,  $N-NH_4$ ,  $N-(NO_2^-+NO_3^-)$ ,  $S_{total}$  e  $Na_{total}$  dos 129 lotes da RMC destinados a uso agrícola, que foram caracterizados quanto a esses parâmetros, no período de 2007 a 2013.

**Tabela 3** – Média e CV de  $N_{kjeldahl}$ ,  $N-NH_4$ ,  $N-(NO_2^-+NO_3^-)$ ,  $S_{total}$  e  $Na_{total}$  dos lotes de lodo da RMC, higienizados por EAP, aplicados a áreas agrícolas, no período de 2007 a 2013.

Parâmetro	Unidade	Lotes da UGL Belém (n = 84)		Lotes das demais UGLs da RMC (n = 91)		Diferentes <sup>(1)</sup>	Total (n = 129)	
		Média	CV%	Média	CV%		Média	CV%
$N_{kjeldahl}$	(% de ST)	1,86	49,6	1,00	64,1	Sim	1,33	57,8
$N-NH_4$		0,12	177,3	0,07	138,5	Não	0,08	171,9
$N-(NO_2^-+NO_3^-)$		0,04	525,9	0,01	264,4	Não	0,02	620,8
$S_{total}$		0,22	106,8	1,2	70,8	Sim	0,81	83,2
$Na_{total}$		0,09	82,4	0,09	96,2	Não	0,09	91,3

**Nota:** (1) Foi aplicado o teste de Mann-Whitney para verificação da diferença entre os grupos de lotes de lodo de esgoto a 95% de confiabilidade. Cálculo considerando os limites de detecção para resultados inferiores a eles.

As médias de SVT,  $C_{org}$ ,  $P_{total}$  (Tabela 1),  $N_{total}$  (Tabela 2) e  $N_{kjeldahl}$  (Tabela 3) nos lotes de lodo da UGL Belém apresentaram-se superiores às dos lotes de lodo das demais UGLs da RMC.

Os teores de  $N_{kjeldahl}$  (Tabela 3) de ambos os grupos de lodo foram inferiores a 4,5% de ST para lodo de sistema de lodos ativados convencional (BORGES; COUTINHO, 2004), a 2,5% de ST para lodo de leito de secagem gerado em reator anaeróbio (GOMES et al., 2007) e a 4,1% de ST para lodo de digestor anaeróbio gerado no processo de lodos ativados (PIRES et al., 2007). Andreoli et al. (1997) verificaram que a composição do lodo bruto proveniente de sistemas com tratamento anaeróbio de esgoto pode apresentar grandes variações, em função da periodicidade de descarga do lodo do reator biológico, sendo mais mineralizado, com menor conteúdo de Matéria Orgânica (MO) e nutrientes, quando comparado ao lodo gerado exclusivamente em sistema de tratamento de esgoto aeróbio. Segundo Eckenfelder, Patocz e Pulliam (1988), as bactérias anaeróbias contêm aproximadamente a mesma composição celular que todos os outros tipos de bactéria. A diferença é que a produção de células é menor em



sistemas anaeróbicos e, portanto, os requisitos de nutrientes são proporcionalmente menores.

A diferença das médias de  $N_{\text{kjeldahl}}$  ( $N_{\text{orgânico}} + N\text{-NH}_4$ ) entre os lotes de lodo (Tabela 3), possivelmente, é explicada pelo maior teor de  $N_{\text{orgânico}}$  nos lotes de lodo da UGL Belém, uma vez que as médias de  $N\text{-NH}_4$  não foram diferentes.

Também não foram diferentes as concentrações de  $N\text{-(NO}_2^- + \text{NO}_3^-)$ , podendo a presença desses compostos nos lotes de lodo das demais UGLs da RMC ser explicada pela oxidação do  $N\text{-NH}_4$ , no período de armazenamento para cura e formação dos lotes. As médias de  $N\text{-(NO}_2^- + \text{NO}_3^-)$ , igualmente às do  $N\text{-NH}_4$ , foram baixas, indicando uma baixa mineralização do  $N_{\text{orgânico}}$ . A determinação desses compostos de N é necessária para realização do cálculo do N disponível ( $N_{\text{disp}}$ ) no lote de lodo, conforme estabelece a Resolução CONAMA nº 375/2006. No entanto, devido às baixas concentrações verificadas (Tabela 3), poder-se-iam omitir os valores de  $N\text{-(NO}_2^- + \text{NO}_3^-)$  no cálculo de determinação do  $N_{\text{disp}}$ . Por exemplo, ao realizar o cálculo de  $N_{\text{disp}}$ , utilizando um Fator de Mineralização (FM) de 20% (adotado devido à Resolução CONAMA nº 375/2006 não estabelecer FM para lodo estabilizado por processo alcalino) e as médias observadas para lotes de lodo da UGL Belém e de lodo das demais UGLs da RMC (Tabela 3), obtêm-se, respectivamente,  $N_{\text{disp}}$  de 32,14 e 16,06 em  $\text{kg t}^{-1}$ , considerando os valores de  $N\text{-(NO}_2^- + \text{NO}_3^-)$ , e de 32,10 e 16,05  $\text{kg t}^{-1}$ , omitindo os valores de  $N\text{-(NO}_2^- + \text{NO}_3^-)$  no cálculo.

Valores de  $N_{\text{kjeldahl}}$  (Tabela 3) inferiores aos relatados por Nogueira et al. (2010), de 2,9% a 4,1%, para lodo da ETE Barueri, em São Paulo, deveram-se ao processo de higienização do lodo, uma vez que a elevação de pH provoca a perda de N por volatilização do  $N\text{-NH}_4$  (CARNEIRO; SOTTOMAIOR; ANDREOLI, 2005).

As médias de  $Na_{\text{total}}$  (Tabela 3) não foram diferentes para os dois grupos de lodo, sendo superiores ao teor de 0,03% de ST para lodo de digestor anaeróbio gerado no processo de lodos ativados (PIRES et al., 2007) e de 0,01% de ST para lodo de leito de secagem gerado em reator anaeróbio (GOMES et al., 2007). Em estudo da aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto, contendo 0,03% de  $Na_{\text{total}}$ , Nascimento et al. (2004) observaram aumentos significativos de Na trocável apenas para o argissolo, a partir da dose equivalente a 30  $\text{t ha}^{-1}$ .

Em relação ao  $S_{\text{total}}$ , a média dos lotes de lodo das demais UGLs da RMC apresentou-se maior que a dos lotes da UGL Belém (Tabela 3). Uma explicação para esse fato é que o S encontra-se na composição microbológica, ao menos na sua camada superficial, de bactérias redutoras de sulfato ou oxidantes de sulfetos (SIGOLO; PINHEIRO, 2010), normalmente encontradas no lodo de esgoto gerado em processos anaeróbios.

### Parâmetros inorgânicos

A Tabela 4 apresenta a comparação entre os limites da Resolução SEMA nº 021/2009 e os percentis 75, 90, 95 e 99 para as substâncias inorgânicas dos lotes avaliados, cujo cálculo considerou o limite de quantificação para resultados abaixo desse limite.

**Tabela 4** – Percentis 75, 90, 95 e 99 das substâncias inorgânicas dos lotes de lodo da RMC, higienizados por EAP, aplicados a áreas agrícolas, no período de 2007 a 2013, comparados aos limites da Resolução SEMA nº 021/2009.

Substância inorgânica	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
	mg kg <sup>-1</sup>										
Percentil 75	10	190	1	65	101	1,1	10	35	29	10	501
Percentil 90	10	239	2	94	121	10	10	57	61	10	614
Percentil 95	20	275	2	107	160	10	10	71	79	14	694
Percentil 99	20	354	6	238	200	10	12	93	137	22	1118
Resolução Sema 021/09	41	1300	20	1000	1000	16	50	420	300	100	2500

**Nota:** Cálculo considerando os limites de detecção para resultados inferiores a eles. Somente 48 dos lotes de lodo da UGL Belém e 79 das demais UGLs da RMC possuíam laudos com o resultado de As, Ba, Mo e Se.

Os teores de substâncias inorgânicas dos lotes de lodo da RMC destinados ao uso agrícola, no período de 2007 a 2013 (Tabela 4), encontravam-se abaixo dos limites estabelecidos pela Resolução SEMA nº 021/2009 (PARANÁ, 2009), a qual é mais restritiva que a Resolução CONAMA nº 375/2006 (BRASIL, 2006) para os parâmetros Cd, Cu, Hg e Zn.

No Paraná, a concessionária de saneamento (Sanepar) somente aceita o descarte de efluentes industriais na rede de esgotamento doméstico mediante o atendimento de critérios de sua qualidade, por parte das indústrias. São definidos valores limites para: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), pH, temperatura, óleos e graxas, sólidos sedimentá-

veis, N, P, Ag, As, Cd, Cr, Cu, ferro (Fe) solúvel, Hg, Ni, Pb, Se, estanho (Sn), Zn, benzeno, cianeto, clorofórmio, dicloroetano, estireno, etilbenzeno, fenol, fluoreto, sulfato, sulfeto, surfactantes, tetracloreto de carbono, tolueno e xileno. Os gestores podem estabelecer limites mais restritivos com base em avaliação local de capacidade das redes coletoras de esgoto e da ETE (SANEPAR, 2013).

A Tabela 5 contém as concentrações mínimas, máximas e médias, os CVs e o número de laudos analisados, para cada substância inorgânica, tendo sido excluídos, para essa análise estatística, os resultados dos laudos abaixo do limite de quantificação laboratorial.

**Tabela 5** – Concentrações de substâncias orgânicas mínimas, máximas e médias, CVs e número de laudos dos lotes de lodo da RMC, higienizados por EAP, aplicados a áreas agrícolas, no período de 2007 a 2013, com resultados acima do limite de detecção laboratorial.

Substância inorgânica	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
Mínimo (mg kg <sup>-1</sup> )	1,1	12	0,025	0,97	1,6	0,002	0,02	2,9	1,33	6,13	9,45
Máximo (mg kg <sup>-1</sup> )	10,3	357,6	4,3	370	202,5	2,76	12,2	93,0	137,3	22,8	1299
Média (mg kg <sup>-1</sup> )	2,8	165,7	0,83	47,6	85,5	0,7	2,0	29,1	29,0	10,9	369,3
CV (%)	81,4	36,8	95,8	86,9	40,2	67,9	117,2	68,5	82,8	33,6	56,4
Nº de laudos	16	113	59	169	171	77	61	155	170	33	173
Resolução SEMA nº 021/2009 (mg kg <sup>-1</sup> )	41	1300	20	1000	1000	16	50	420	300	100	2500

As concentrações das substâncias inorgânicas nos lotes de lodo de esgoto destinados a uso agrícola na RMC, no período de 2007 a 2013, não apresentaram distribuição normal. Dessa forma, foi aplicado o teste de Mann-Whitney para verificação da diferença entre os grupos de lodo a 95% de confiabilidade, conforme apresentado na Tabela 6.

Verificaram-se elevados CVs nos resultados de concentração de substâncias inorgânicas dos lotes (Tabelas 5 e 6). Todos, especialmente os verificados para Zn (Tabela 5) e Cr (Tabela 6), deveriam-se à amplitude observada entre as concentrações mínima e máxima (Tabela 5). No entanto, destaca-se que, apesar dessa elevada variação, as concentrações máximas estavam abaixo dos limites da legislação vigente (Tabela 5).

Existe grande variabilidade na presença de substâncias inorgânicas em lodo de esgoto gerado em uma ETE (BERTON; NOGUEIRA, 2010) e também em lodo gerado em diferentes ETEs (PEGO-RINI et al., 2006b), sendo as descargas industriais nas redes de coleta de esgoto doméstico responsáveis pela grande variação da concentração das substâncias.

Os lotes da UGL Belém apresentaram médias superiores para os parâmetros Cr e Ni e médias inferiores para os parâmetros Mo, Se e Zn, em comparação às médias dos lotes de lodo das demais UGLs da RMC (Tabela 6), provavelmente relacionadas a diferenças nas bacias de esgotamento sanitário.

#### 4 CONCLUSÕES

1. Em relação aos parâmetros agrônômicos do lodo de esgoto da RMC destinado ao uso agrícola, no período de 2007 a 2013, os lotes de lodo de esgoto da UGL Belém, comparados aos lotes de lodo das demais UGLs da RMC, apresentaram médias superiores para SVT,  $C_{org}$ ,  $P_{total}$ ,  $K_{total}$ ,  $N_{total}$  e  $N_{kjeldahl}$ ; inferiores para ST,  $Mg_{total}$  e  $S_{total}$ ; e não houve diferenças nas médias de  $N-NH_4$ ,  $N-(NO_2^- + NO_3^-)$ , pH,  $Ca_{total}$  e  $Na_{total}$ .
2. As diferenças no processo de tratamento de esgoto, possivelmente, explicam as variações encontradas para SVT,  $C_{org}$ ,  $P_{total}$ ,  $N_{total}$ ,  $N_{kjeldahl}$  e  $S_{total}$ . Já para os parâmetros ST,  $K_{total}$  e  $Mg_{total}$ , elas podem estar relacionadas aos processos de desaguamento, higienização e estocagem dos lotes de lodo.

**Tabela 6** – Concentrações médias de substâncias orgânicas, CVs e número de laudos dos lotes de lodo da RMC, higienizados por EAP, aplicados a áreas agrícolas, no período de 2007 a 2013, com resultados acima do limite de detecção laboratorial.

Substância inorgânica	Média (mg kg <sup>-1</sup> )		Nº de lotes		CV%		Diferentes
	Lotes da UGL Belém	Lotes das demais UGLs da RMC	Lotes da UGL Belém	Lotes das demais UGLs da RMC	Lotes da UGL Belém	Lotes das demais UGLs da RMC	
As	4,8	2,2	4	12	77,2	47,42	Não
Ba	178,9	158,5	41	72	37,6	35,3	Não
Cd	0,83	0,82	32	27	78,3	113,3	Não
Cr	68,3	28,6	81	88	2.402	63,1	Sim
Cu	87,1	84,1	81	90	32,3	46,6	Não
Hg	0,60	0,75	28	49	76,9	62,7	Não
Mo	0,77	2,62	20	41	113,9	98,5	Sim
Ni	39,9	20,8	67	88	57,48	57,1	Sim
Pb	34,0	24,5	81	89	89,2	60,8	Não
Se	10,0	11,8	15	18	36,3	30,0	Sim
Zn	290,5	441,9	83	90	59,4	47,9	Sim

**Nota:** Foi aplicado o teste de Mann-Whitney para verificação da diferença entre os grupos de lotes de lodo de esgoto a 95% de confiabilidade. Cálculo excluindo as concentrações abaixo do limite de detecção laboratorial.

3. Os lotes de lodo de esgoto apresentaram níveis de substâncias inorgânicas abaixo dos limites da Resolução SEMA nº 021/2009, demonstrando a segurança na utilização agrícola do lodo produzido nas UGLs da RMC e comprovando que o controle do recebimento de efluentes industriais na rede de esgotamento doméstico é eficaz para obtenção de lodos com baixos teores de substâncias inorgânicas. Houve grande variabilidade na concentração dessas substâncias.
4. Os lotes produzidos na UGL Belém revelaram maior concentração média de Cr e Ni e menor de Mo, Se e Zn, quando comparados aos lotes das demais UGLs da RMC, possivelmente devido a diferenças na bacia de esgotamento sanitário.

## REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard methods for the examination of water and wastewater** (21<sup>st</sup> ed.). Washington: American Water Works Association (AWWA) & Water Pollution Control Federation (WPCF), 2005.

ANDREOLI, C., V.; BONNET, B. R. P.; LARA, A. I.; WOLTER, F. R. Proposição de plano de monitoramento da reciclagem agrícola do lodo de esgoto no Estado do Paraná. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 9. **Anais**. Foz do Iguaçu: ABES, 1997. p. 232-246.

BERTON, S. R.; NOGUEIRA, T. A. R. Uso de Lodo de esgoto na agricultura. In: Coscione, A. R.; Nogueira, T. A. R.; Pires, A.M. M. (Ed.). **Uso Agrícola de Lodo de Esgoto: avaliação após a Resolução n. 375 do Conama**. Botucatu: FEPAF, 2010. p. 31-50.

BITTENCOURT, S. Gestão do processo de uso agrícola de lodo de esgoto no estado do Paraná: Aplicabilidade da Resolução Conama 375/06. 220 f. **Tese** (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental), Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2014.

BITTENCOURT, S.; ANDREOLI, C. V.; MOCHIDA, G. A.; MARIN, L. M. K, S. Uso agrícola de lodo de esgoto, estudo de caso da Região Metropolitana de Curitiba. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**, v. 2, n. 1, p. 1-11, 2009.

BORGES, M. R.; COUTINHO, E. L. M. Metais pesados dos solos após aplicação de biossólido, I – Fracionamento. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 3, p. 543- 555, 2004.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA). Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). **Série Histórica 2012**, 2012. Disponível

em: <<http://www.cidades.gov.br/serieHistorica/#>>. Acesso em: 05/09/2014.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA no 375, de 29 de agosto de 2006**. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário. 2006. Disponível em: <[www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf](http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf)>. Acesso em: 10/06/2014.

CAI, Q. Y.; MO, C. H.; LÜ, H.; ZENG, Q. Y.; WU, Q. T.; LI, Y. W. Effect of composting on the removal of semivolatile organic chemicals (SVOCs) from sewage sludge. **Bioresource Technology**, v. 126, p. 453-457, 2012.

CARNEIRO, C.; SOTTOMAIOR, A. P.; ANDREOLI, C.V. Dinâmica de nitrogênio em lodo de esgoto sob condições de estocagem. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 6, p. 987-994, 2005.

CHUEIRI, W. A., SERRAT, B. M.; BIELE, J.; FAVARETTO, N. Lodo de esgoto e fertilizante mineral sobre parâmetros do solo e de plantas de trigo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 5, p. 502-508, 2007.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ (SANEPAR). **Sistema Normativo da Sanepar**. IT/OPE/1899 - Gestão de Efluentes Não Domésticos. Curitiba: Sanepar, setembro, 2013.

DE MARIA, I. C.; CHIBA, M. K.; COSTA, A.; BERTON, R. S. Sewage sludge application to agricultural land as soil physical conditioner. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 3, p. 967-974, 2010.

ECKENFELDER, W. W.; PATOCZKA, J. B.; PULLIAM, G. W. Anaerobic versus aerobic treatment in the USA. In: HALL, E. R.; HOBSON, P. N. (Ed.) **Anaerobic Digestion**. New York: Pergamon Press Oxford, 1988. p. 105-114.

FRANCO, A.; ABREU JUNIOR, C. H.; PERECIN, D.; OLIVEIRA, F. C.; GRANJA, A. C. R.; BRAGA, V. S. Sewage sludge as nitrogen and phosphorus source for cane-plant and first ratoon crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 2, p. 553-561, 2010.

GOMES, S. B. V., NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M. Produtividade e composição mineral de plantas de milho em solo adubado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 5, p. 459-465, 2007.

GONÇALVES, R. F.; LUDUVICE, M.; VON SPERLING, M. Remoção da umidade de lodos de esgotos. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Ed.). **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: UFMG-Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Curitiba: Sanepar, 2001. p.159-259.

JUNIO, G. R. Z.; SAMPAIO, R. A.; NASCIMENTO, A. L.; CARNEIRO, J. P.; SANTOS, L. D. T.; FERNANDES, L. A. Produção de milho adubado residualmente com composto de lodo de esgoto e fosfato de Gafsa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 12, p. 1289-1297, 2012.

- MARTIN, J. H.; BOSTAIN, H. E.; STERN, G. Reduction of enteric microorganisms during aerobic sludge digestion. **Water Research**, v. 24, n. 11, p. 1377–1385, 1990.
- MARTINS, A. L. C.; BATAGLIA, O. C.; CAMARGO, O. A. Copper, nickel and zinc phytoavailability in an Oxisol amended with sewage sludge and liming. **Scientia Agricola**, v. 60, p. 747–754, 2003.
- NASCIMENTO, C. W. A.; BARROS, D. A. S.; MELO, E. E. C.; OLIVEIRA, A. B. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 2, p. 385–392, 2004.
- NOGUEIRA, T. A. R.; FRANCO, A.; HE, Z.; BRAGA, V. S.; FIRME, L. P.; ABREU-JUNIOR, C. H. Short-term usage of sewage sludge as organic fertilizer to sugarcane in a tropical soil bears little threat of heavy metal contamination. **Journal of Environmental Management**, v. 114, p. 168–177, 2013.
- NOGUEIRA, T. A. R.; MELO, W. J. de; FONSECA, I. M.; MARQUES, M. O.; HE, Z. Barium uptake by maize plants as affected by sewage sludge in along-term field study. **Journal of Hazardous Materials**, v. 181, n. 1–3, p. 1148–1157, 2010.
- PAGLIA, E. C.; SERRAT, B. M.; FREIRE, C. A. de L.; VEIGA, A. M.; BORSATTO, R. S. Doses de potássio na lixiviação do solo com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 1, p. 94–100, 2007.
- PARANÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Instituto Ambiental do Paraná. **Instrução Técnica CEP/DTA N. 001/2002**. Dispõe sobre a utilização agrícola de lodo de estação de tratamento de esgoto sanitário. Curitiba, 07 de maio de 2002.
- PARANÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Resolução Sema 021/09**. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento. Diário Oficial do Estado do Paraná, Curitiba, n. 7962, 2009, pp. 13–16. Disponível em: <<https://www.documentos.dioe.pr.gov.br/dioe/consultaPublicaPDF>>. Acesso em: 10/06/2014.
- PEGORINI, E. S.; HOPPEN, C.; TAMANINI, C. R.; ANDRADE, F. L.; TORREZAN, H. T. Aperfeiçoamento do processo de higienização através da caleação: Il Potencial de Alcalinização Prolongada. In: Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 8, 2006, Fortaleza. **Anais**. Fortaleza: ABES. CD-Rom, 2006a.
- PEGORINI, E. S.; HOPPEN, C.; TAMANINI, C. R.; ANDREOLI, C. V. Levantamento da contaminação do lodo de estações de tratamento de esgotos do estado do Paraná: Il metais pesados. In: Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 8, 2006, Fortaleza. **Anais**. Fortaleza: ABES. CD-Rom, 2006b.
- PIRES, A. M. M.; MARCHI, G.; MATTIAZZO, M. E.; GUILHERME, L. R. G. Organic acids in the rhizosphere and phytoavailability of sewage sludge-borne trace elements. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 7, p. 917–924, 2007.
- SAMPAIO, A. Afinal, queremos ou não viabilizar o uso agrícola do lodo produzido em estações de esgoto sanitário? Uma avaliação crítica da Resolução CONAMA 375. **Revista DAE**, São Paulo, n. 193, p. 16–27, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.109>>. Acesso em: 14/04/2014.
- SIGOLO, J. B.; PINHEIRO, C. H. R. Lodo de esgoto da ETE Barueri – SP: proveniência do enxofre elementar e correlações com metais pesados associados. **Geologia USP, Série Científica**, v. 10, n. 1, p. 39–51, 2010.
- SILVA, F. DE A. S. **Assistat Versão 7.7 beta**. DEAG-CTRN-UFCG. 2014. Disponível em: <<http://www.assistat.com>>. Acesso em: 10/06/2014.
- SMIRI, M.; ELARBAOUI, S.; MISSAOUI, T.; BEN DEKHIL, A. Micropollutants in sewage sludge: elemental composition and heavy metals uptake by *Phaseolus vulgaris* and *Vicia faba* seedlings. **Arabian Journal Science Engineering**, v. 40, n. 7, p. 1837–1847, 2015.
- SPELLMAN, F. R. **Dewatering Biosolids**. Lancaster: Technomic Publishing, 1997. 276 p.
- TEIXEIRA, L. A. J.; BERTON, R. S.; COSCIONE, A. R.; SAES, L. A.; CHIBA, M. K. Agronomic efficiency of biosolid as source of nitrogen to banana plants. **Applied and Environmental Soil Science**, Article ID 873504, 10 p., 2015.
- TRANNIN, I. C. DE B.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. DE S. Características biológicas do solo indicadoras de qualidade após dois anos de aplicação de biossólido industrial e cultivo de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 5, p. 1173–1184, 2007.
- TSUTIYA, M. T. Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA, 2000. cap. 4, p. 69–106.
- UNITED STATE ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY (USEPA). **SW-846. Method 3050B. Acid digestion of sediments, sludges, and soils**, Revision 2. 1996. Disponível em: <<http://www.epa.gov/mwginternal/de5fs23hu73ds/progress?id=ZUDtoOA3po>>. Acesso em: 10/05/2014.
- UNITED STATE ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY (USEPA). **Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge**. 2003. Disponível em: <<http://www.epa.gov/region8/water/biosolids/pdf/625R92013ALL.pdf>>. Acesso em: 29/11/2012.
- UNITED STATE ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY (USEPA). **SW-846. Method 3051A. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils**. Revision 1. 2007. Disponível em: <<http://www.epa.gov/mwg-internal/de5fs23hu73ds/progress?id=5FHJFrO4bb>>. Acesso em: 10/05/2014.

# Avaliação da gestão de resíduos da construção civil em Cuiabá e Várzea Grande

*Waste construction management evaluation in Cuiabá and Várzea Grande*

- **Data de entrada:**  
20/10/2014
- **Data de aprovação:**  
05/09/2016

Marcello Victor Monteiro Dondo

DOI:10.4322/dae.2016.035

## Resumo

Este trabalho visa a avaliar a gestão dos resíduos da construção civil nos municípios de Cuiabá e Várzea Grande, em termos quali-quantitativos, bem como apresentar recomendações para o aperfeiçoamento da gestão de resíduos. Para avaliar os resíduos da construção civil, elegeram-se as obras de engenharia civil, oriundas de proponentes públicos e privados, localizadas dentro do perímetro urbano de Cuiabá e Várzea Grande, na modalidade de novas construções em andamento, no período de junho de 2012 a junho de 2013, no setor de habitação. Diante das obras investigadas e cálculos estatísticos, Cuiabá apresenta geração estimada de resíduos da construção civil de 1.085.500 kg por dia e, para novas construções em andamento, no setor de habitação, com áreas acima de 12.000 m<sup>2</sup>, 130.850 kg por dia, contra 609.500 kg por dia e 72.770 kg por dia, respectivamente, em Várzea Grande.

**Palavras-chave:** Novas construções. Habitação. Gestão de resíduos.

## Abstract

*The proposed is to evaluate the waste construction management in Cuiabá and Várzea Grande, through qualitative and quantitative terms, as well offer recommendations for improving the waste management. To evaluate waste construction, it was elected civil engineering construction, from public and private sector, located within the cities of Cuiabá and Várzea Grande, new ongoing constructions type, from June/2012 to June/2013, of dwelling sector. Through the constructions studied and statistics calculation, waste construction estimated in Cuiabá is 1.085.500 kg daily and, for new constructions in progress, of dwelling sector, more than 12.000 m<sup>2</sup>, is 130.850 kg, versus 609.500 kg daily and 72.770 kg daily, respectively, in Várzea Grande.*

**Keywords:** New constructions. Dwelling sector. Waste construction management.

**Marcello Victor Monteiro Dondo** – Mestre de Engenharia de Edificações e Ambiental, especialista em Engenharia de Segurança do Trabalho e bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental. Perito criminal oficial da Perícia Oficial e Identificação Técnica de Mato Grosso (Politec-MT).

**Endereço para correspondência:** Av. A, Condomínio Monte Carlo, Torre 5, Apartamento 25, Jd. Florianópolis, Loteamento Parque das Nações, CEP: 78055-799, Cuiabá-MT; 065 9998 3849; marcellomonteiro@brturbo.com.br

## 1 INTRODUÇÃO

Nos termos da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) – Lei nº 12.305/2010 – e da Resolução CONAMA nº 307/2002, os Resíduos da Construção Civil (RCC) são aqueles gerados nas construções, reformas, ampliações e reparos de obras de construção civil, incluídos os resultantes da preparação e escavação de terrenos para obras civis que são de responsabilidade do gerador, transportador, receptor e beneficiador.

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2010), estima-se que, em âmbito nacional, as obras de construção civil, em sua maioria, continuam a utilizar modelos construtivos tradicionais, atingindo 95% do total (tijolos, argamassa, concreto, areia, brita, pedra, cimento, telhas cerâmicas, tubulações de policloreto de vinila, cabos elétricos de cobre, tintas, resinas, adesivos, cola, silicones, óleos ou fluidos impermeabilizantes, entre outros), sendo que a composição média dos RCC no Brasil alcança 92% de argamassa, concreto, tijolos e blocos cerâmicos.

Nesses mesmos modelos construtivos de obras e contexto (MMA, 2010), geram-se quantias volumosas de RCC, na ordem de 500 kg/habitante ano e 31.000.000 t/ano, o que pode representar, aproximadamente, 70% do total de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) gerados, além de as perdas por quebras ou avarias de materiais intracanteiros de obras atingirem, em média, índices de 20% na composição do total de RCC gerados.

No cenário brasileiro, estima-se que, a cada metro quadrado de construção executada de um edifício qualquer, é requerida, aproximadamente, uma tonelada de matéria-prima (recursos naturais); as contribuições das construções formais (com alvarás e licença ambiental) participam com índice de até 30% do total de resíduos gerados, sendo os 70% restantes oriundos das construções informais (sem licença ambiental). Em contrapartida, as perdas sempre ocorrem, mesmo que se melho-

re o processo produtivo de construção; por exemplo, considerando o peso específico/densidade de RCC global de aproximadamente 1.200 kg/m<sup>3</sup> (fator médio de conversão de massa para volume e vice-versa de RCC, sem fator de correção, desconsiderando efeitos de umidade e empolamento), a estimativa média de geração de entulho de obras varia de 120 kg/m<sup>2</sup> a 150 kg/m<sup>2</sup> (SOUZA, 2005).

Para tanto, visando a abordar as nuances da indústria da construção civil, no que tange aos RCC, elegeram-se as obras de engenharia civil, oriundas de proponentes públicos e privados, localizadas dentro do perímetro urbano, na modalidade de novas construções em andamento, no período de junho de 2012 a junho de 2013, no setor de habitação, nos municípios de Cuiabá e Várzea Grande.

Como hipótese da pesquisa, tem-se a implantação voluntária do Plano de Gerenciamento de Resíduos de Construção Civil (PGRCC) e da gestão de RCC nos canteiros de obras, no ramo da construção civil, como diferencial de competição entre construtoras e outras do gênero, capaz de contribuir para a minimização dos impactos ambientais negativos, ou apenas cumprindo as exigências legais dos órgãos oficiais competentes.

Portanto, o aprimoramento da gestão de resíduos pode auxiliar indireta e diretamente a fiscalização dos serviços públicos e a aplicabilidade da responsabilidade compartilhada dos geradores e transportadores de resíduos, bem como subsidiar a implantação dos planos de gerenciamento de resíduos nas prefeituras e nos canteiros de obras, com benefícios sociais, econômicos e ambientais nas municipalidades.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo geral

Avaliar a gestão de RCC em obras públicas e privadas, no setor de habitação, em Cuiabá e Várzea Grande.

## 2.2 Objetivos específicos

Realizar caracterização quali-quantitativa dos RCC oriundos de obras do setor de habitação, em Cuiabá e Várzea Grande.

Verificar a capacidade de gestão de RCC nas obras de habitação públicas e privadas de Cuiabá e Várzea Grande.

Apresentar dispositivos administrativos, técnicos, operacionais e legais viáveis à gestão dos RCC nas obras de habitação e prefeituras de Cuiabá e Várzea Grande.

## 3 METODOLOGIA

Considerando que este artigo pretende avaliar a gestão dos RCC nas prefeituras e obras públicas e privadas de habitação de Cuiabá e Várzea Grande, tem-se a seguinte ordem, disposição e organização da estrutura metodológica: (i) a citação e as referências dos locais objetos de estudo; (ii) a seleção e critérios de amostragem; (iii) as considerações preliminares para avaliar a gestão de RCC; (iv) o estabelecimento de critérios para quantificar a geração; (v) a determinação de critérios e adoção de indicadores de avaliação para qualificar a gestão aplicada aos RCC, comparando-os às recomendações técnico-legais da Resolução CONAMA nº 307/2002 e suas alterações, das NBRs 15112 a 15116, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (elencados no Anexo A deste artigo).

### 3.1 Locais de estudo

Os locais estudados foram os dois principais municípios do estado de Mato Grosso, com relevantes índices socioeconômicos, Cuiabá (capital) e Várzea Grande (cidade vizinha e que faz limite físico natural pelo rio Cuiabá), localizados na microrregião de Cuiabá, mesorregião Centro-Sul do referido estado, região de planejamento VI/Baixa-da Cuiabana.

### 3.2 Amostragem

Os locais investigados (população-alvo ou amostras) foram os canteiros de obras de construção civil, por meio de visitas técnicas *in loco*, considerando obras com 24 meses de prazo máximo de execução (já inclusos os atrasos no cronograma de execução), grandes volumes de RCC (superior a 1 m<sup>3</sup>), excluídos os resíduos volumosos, industriais, especiais e de limpeza pública, unidades edificantes para fins de moradia, população municipal adquirente de imóveis de três a dez salários-mínimos (classe média), área total construída acima de 12.000 m<sup>2</sup>, modalidade de novas construções em andamento, padrão construtivo tradicional e convencional, na área de habitação (condomínios verticais residenciais multifamiliares com 18 a 20 pavimentos, quatro unidades por pavimento e 72 a 80 unidades no total), no período de junho de 2012 a junho de 2013, dentro dos perímetros urbanos de Cuiabá e Várzea Grande (municípios de grande porte, com mais de 50.000 habitantes).

A amostra nesses locais foi de 20 unidades construtivas, junto a construtoras com razões sociais diferentes entre si, sindicalizadas no Sindicato das Indústrias da Construção do Estado de Mato Grosso (Sinduscon-MT) e legalizadas, com padrão construtivo similar e maior número de obras de habitação em execução no referido período e nos locais objetos de estudo já mencionados. Essa amostra traduz um alcance de 20% de novas unidades construtivas nos dois municípios (SECOVI, 2013).

No município de Cuiabá, foram 15 unidades visitadas e, em Várzea Grande, cinco, sendo um quinto das unidades visitadas de proponentes privados e quatro quintos de proponentes públicos nos dois municípios. A frequência e periodicidade das visitas técnicas deram-se da seguinte forma: uma por bimestre em cada obra, ou seja, seis em cada obra em um ano, totalizando 120 visitas e um ano de estudo.



As visitas técnicas às prefeituras foram quatro, sendo duas em Cuiabá e duas em Várzea Grande. A frequência e periodicidade deram-se concomitantemente à fase de visita às obras: uma por mês em cada prefeitura, totalizando quatro visitas.

### 3.3 Considerações preliminares para avaliação da gestão de RCC

A pesquisa baseou-se predominantemente em fontes de informações secundárias, ou seja, artigos técnico-científicos, livros, trabalhos acadêmicos e consulta prévia a órgãos públicos oficiais e entidades particulares afetos à área de gestão ambiental, devido a dificuldades inerentes à consecução de trabalhos acadêmicos dessa natureza.

Foram utilizados, na realização da pesquisa: trena em fibra de *nylon*, extensão máxima de 30 m, para medição de distâncias entre pontos de geração e armazenamento temporário de resíduos intracanteiros de obras públicas e privadas; máquina fotográfica digital Sony Cyber Shot, para registrar a gestão de RCC nas obras; e maquinário de informática (computador, *software* Excel, pacote Office, versão 2007), para digitalização dos dados, cálculo de estimativas, médias geométricas e aplicação de estatística descritiva junto às variáveis escalares.

Questionários foram elaborados, com realização de pré-teste e plano de amostragem, para então haver condições de aplicação junto aos canteiros de obras e prefeituras, apresentando as principais respostas dos questionamentos que permitem e contribuem na avaliação da gestão de RCC, classificação dos RCC durante os estágios das obras, caracterização qualitativa das variáveis que influenciam indiretamente a gestão de RCC e comparação da gestão de RCC entre os municípios, fundamentadas nas leis ambientais vigentes, normas técnicas pertinentes e referências bibliográficas. Resumidamente, avaliaram-se a existência, implementação, atualização e manutenção das políticas ambientais, planos e programas volta-

das aos RCC, averiguando também a capacidade técnica e operacional do gerenciamento das municipalidades e os canteiros de obras na gestão de RCC.

Os questionários foram compostos por perguntas objetivas, abertas, com variáveis qualitativas, e aplicados por entrevistas estruturadas, em turno diurno (matutino ou vespertino), em dias de semana e no momento de produção das obras e das atividades rotineiras das prefeituras. Já os entrevistados foram os responsáveis técnicos da secretaria competente na área ambiental de RCC nas prefeituras e os engenheiros ou arquitetos seniores nos canteiros de obras.

A aplicação de estatística descritiva também foi adotada junto às respectivas medidas de dispersão e tendências, restringindo-se às duas principais grandezas escalares que influenciam os cálculos estimativos de geração de RCC, no caso particular de Cuiabá e Várzea Grande, e baseando-se nos modelos e adaptações de estimativas apresentados na revisão bibliográfica – número de caçambas estacionárias removidas das obras e geração de RCC. Essa iniciativa teve o intuito de verificar a representatividade da amostragem em comparação com as situações existentes nos locais de estudo acerca da gestão de RCC.

### 3.4 Critérios de avaliação adotados para quantificar a geração de RCC nos canteiros de obras

Para realizar a estimativa de geração de RCC nos canteiros de obras públicas e privadas de Cuiabá e Várzea Grande, com as características construtivas previamente estabelecidas e elencadas, fez-se necessária a utilização de método de pesquisa do tipo investigatório e experimental, baseado em grandezas escalares indicadas na revisão bibliográfica (MMA, 2010; MARQUES NETO, 2005; SOUZA, 2005) e adaptações, demais grandezas escalares não abordadas anteriormente, variáveis quantitativas e fatores de correção necessários,

devido às realidades locais (DONDO, 2007; SECOVI, 2013; SINDUSCON-MT, 2012).

Diante dos critérios aqui adotados e adaptações matemáticas necessárias, demonstram-se e exemplificam-se as referidas variáveis e grandezas escalares minuciosamente para estimativa de perdas de materiais e geração de RCC nos canteiros de obras públicas e privadas de Cuiabá e Várzea Grande, com a descrição das suas respectivas unidades e análises dimensionais, nas Equações 1, 2, 3, 4 e 5.

$$R = [(T \times N \times G) / H] \quad (1)$$

Em que:

R = estimativa de geração de RCC exclusiva para novas construções, massa gerada por dia (kg/d).

T = média geométrica das áreas totais construídas das edificações investigadas públicas e privadas no período de execução total das obras (m<sup>2</sup>).

N = número de novas edificações em andamento, de junho de 2012 a junho de 2013, com áreas construídas superiores a 12.000 m<sup>2</sup> (adimensional).

G = média geométrica da geração de RCC (kg/m<sup>2</sup>).

H = quantidade de dias de efetivo trabalho e execução de obras com prazo de execução de 24 meses (d).

$$V = (R \times 0,2) \quad (2)$$

Em que:

V = estimativa de perdas por quebra ou avaria de materiais intracanteiros de obras que incorporam os RCC, massa por dia (kg/d).

R = valor da Equação 1 (kg/d).

0,2 = perda de material por quebra ou avaria intracanteiros de obras média adotada de 20% em decimal (adimensional).

$$S = [(R \times C1 \times C2)] \quad (3)$$

Em que:

S = estimativa de geração total de RCC municipal (kg/d).

R = valor da Equação 1 (kg/d).

C1 = coeficiente de correção 1, obtido pela razão entre o total de resíduos gerados no município de Cuiabá de novas construções e o total de resíduos gerados nas obras do município de novas construções com áreas menores que 12.000 m<sup>2</sup>, dos condomínios horizontais, da zona rural, das reformas, ampliações, demolições e revitalizações e das em situação paralisada e finalizada (adimensional).

C2 = coeficiente de correção 2, obtido pela razão entre o total de resíduos gerados no município de Cuiabá pelo setor de habitação e de resíduos gerados pelos demais setores (lazer, educação, saúde, entre outros), com exceção das obras de mobilidade urbana e transporte na malha viária terrestre (adimensional).

$$S = [(R \times C3 \times C4)] \quad (4)$$

Em que:

S = estimativa de geração total de RCC municipal (kg/d).

R = valor da Equação 1 (kg/d).

C3 = coeficiente de correção 3, obtido pela razão entre o total de resíduos gerados no município de Várzea Grande de novas construções e o total de resíduos gerados nas obras do município de novas construções com áreas menores que 12.000 m<sup>2</sup>, de condomínios horizontais, da zona rural, das reformas, ampliações, demolições e revitalizações e

aquelas em situação paralisada e finalizada (adimensional).

C4 = coeficiente de correção 4, obtido pela razão entre o total de resíduos gerados no município de Várzea Grande pelo setor de habitação e de resíduos gerados pelos demais setores (lazer, educação, saúde, entre outros), com exceção das obras de mobilidade urbana e transporte na malha viária terrestre (adimensional).

$$P = [(S / U) \times D1] \quad (5)$$

Em que:

P = geração de RCC municipal de Cuiabá ou Várzea Grande em equivalente populacional (kg/hab.ano).

S = valor da Equação 3 ou 4 (kg/d), se Cuiabá ou Várzea Grande, respectivamente.

U = população urbana municipal de Cuiabá ou Várzea Grande (hab.).

D1 = dias de efetivo exercício e execução de obras em um ano nos dois municípios (d).

### 3.5 Critérios de avaliação adotados para qualificar a gestão de RCC nos canteiros de obras e prefeituras

Resumidamente, para aferir a gestão de RCC, em termos administrativos, técnicos e operacionais, nos canteiros de obras públicas e privadas e prefeituras, primeiramente, integraram-se os atributos qualitativos e quantitativos anteriormente descritos separadamente (conforme descrito e elencado no Anexo A); em seguida, eles foram contabilizados e somados, comparando com as exigências legais e critérios técnicos (padrões de referência), exclusivamente, da Resolução CONAMA nº 307/2002 e das NBRs 15112 a 15116. Por fim, atribuiu-se qualificação à gestão de RCC eficaz ou ineficaz.

A atribuição negativa aos atributos dos questionários (elencados no Anexo A) ocorreu quando seu somatório resultou em negativo e quando não aten-

diam aos requisitos técnico-legais da Resolução CONAMA nº 307/2002 e NBRs 15112 a 15116, havendo, conseqüentemente, gestão de RCC ineficaz. Já a atribuição positiva deu-se quando o somatório resultou em positivo e quando atendiam aos mesmos requisitos técnico-legais, havendo, conseqüentemente, gestão de RCC eficaz.

## 4 RESULTADOS

### 4.1 Gestão de RCC nos canteiros de obras de Cuiabá

Com relação às visitas técnicas *in loco* e levantamentos nos 15 canteiros de obras, sendo dez públicas e cinco privadas, de Cuiabá, obtidos pelo histórico e média aritmética simples de informações junto aos canteiros durante um ano, a partir do início das obras, no estágio de terraplenagem até o estágio de revestimento externo, com valores absolutos de obras, áreas, caçambas estacionárias, geração de RCC, custo com disposição final de RCC e porcentagem de custo de disposição final de RCC, expressos, respectivamente, em unidades, m<sup>2</sup>, unidades, kg/m<sup>2</sup>, valores absolutos e porcentagem, à luz da estatística descritiva, com o intuito de subsidiar os cálculos estimativos de RCC, são demonstrados nas Equações 6 e 7.

$$R = [(T \times N \times G) / H] \quad (6)$$

Dados de entrada:

$$T = 12.530,64 \text{ m}^2$$

$$N = 60 \text{ unidades}$$

$$G = 90 \text{ kg/m}^2$$

$$H = 520 \text{ dias}$$

$$\text{Resposta: } R = 130.850 \text{ kg/dia ou } 109,04 \text{ m}^3/\text{dia.}$$

$$V = (R \times 0,2) \quad (7)$$

Dados de entrada:

R: 130.850 kg/dia

Resposta:  $V = 26.170 \text{ kg/dia}$  ou  $21,81 \text{ m}^3/\text{dia}$ .

Doravante, apresentam-se as avaliações qualitativas dos canteiros de obras públicas e particulares de Cuiabá, baseadas nos dados dos quesitos e respostas do questionário (Anexo A), de forma resumida, consensual e majoritária entre as 15 unidades construtivas investigadas, com atribuição positiva (+) ou negativa (-), explanação dos motivos e justificativas por quesito, somatório e porcentagem positiva (+) ou negativa (-), atribuição satisfatória ou insatisfatória, qualificação de gestão de RCC eficaz ou ineficaz e conclusão ao final dos quesitos.

Somatório e porcentagem dos atributos (quesitos dos questionários): oito atributos negativos ( $8/9 = 88,8\%$ ) contra um atributo positivo ( $1/9 = 11,2\%$ ).

Atribuição, baseada nos dados dos quesitos e respostas do questionário: insatisfatória.

Qualificação da gestão de RCC, baseada nos dados dos quesitos e respostas do questionário: ineficaz.

Conclusão: diante dos resultados apresentados, dos dados dos quesitos e respostas do questionário, dos indicadores de avaliação adotados e da metodologia empregada, as referidas obras não exercem a gestão ambiental plena e integrada de RCC, não cumprem nem atendem às recomendações técnico-legais da Resolução CONAMA nº 307/2002.

#### 4.2 Gestão de RCC nos canteiros de obras de Várzea Grande

Com relação às visitas técnicas *in loco* e levantamentos nos cinco canteiros de obras, sendo quatro públicas e uma privada, de Várzea Grande, obtidos pelo histórico e média aritmética simples de informações junto aos canteiros durante um ano, a partir do início das obras, no estágio de terraplenagem até o estágio de revestimento externo, com valores absolutos de obras, áreas, caçambas estacionárias, geração superficial de RCC, custo

com disposição final de RCC e porcentagem de custo de disposição final de RCC, expressos, respectivamente, em unidades,  $\text{m}^2$ , unidades,  $\text{kg}/\text{m}^2$ , valores absolutos e porcentagem, à luz da estatística descritiva, com o intuito de subsidiar os cálculos estimativos de RCC, são demonstrados nas Equações 8 e 9.

$$R = [(T \times N \times G) / H] \quad (8)$$

Dados de entrada:

$$T = 12.299,19 \text{ m}^2$$

$$N = 40 \text{ unidades}$$

$$G = 80 \text{ kg}/\text{m}^2$$

$$H = 520 \text{ dias}$$

$$\text{Resposta: } R = 72.770 \text{ kg}/\text{dia} \text{ ou } 60,64 \text{ m}^3/\text{dia}.$$

$$V = (R \times 0,2) \quad (9)$$

Dados de entrada:

$$R: 72.770 \text{ kg}/\text{dia}$$

$$\text{Resposta: } V = 14.550 \text{ kg}/\text{dia} \text{ ou } 12,13 \text{ m}^3/\text{dia}.$$

Doravante, apresentam-se as avaliações qualitativas dos canteiros de obras públicas e particulares de Várzea Grande, baseadas nos dados dos quesitos e respostas do questionário (Anexo A), de forma resumida, consensual e majoritária entre as cinco unidades construtivas investigadas, com atribuição positiva (+) ou negativa (-), explanação dos motivos e justificativas por quesito, somatório e porcentagem positiva (+) ou negativa (-), atribuição satisfatória ou insatisfatória, qualificação de gestão de RCC eficaz ou ineficaz e conclusão ao final dos quesitos.

Somatório e porcentagem dos atributos (quesitos dos questionários): oito atributos negativos ( $8/9 = 88,8\%$ ) contra um atributo positivo ( $1/9 = 11,2\%$ ).

Atribuição, baseada nos dados dos quesitos e respostas do questionário: insatisfatória.

Qualificação da gestão de RCC, baseada nos dados dos quesitos e respostas do questionário: ineficaz.

Conclusão: diante dos resultados apresentados, dos dados dos quesitos e respostas do questionário, dos indicadores de avaliação adotados e da metodologia empregada, as referidas obras não exercem a gestão ambiental plena e integrada de RCC, não cumprem nem atendem às recomendações técnico-legais da Resolução CONAMA nº 307/2002.

#### 4.3 Gestão de RCC das prefeituras de Cuiabá e Várzea Grande

Atribuição, baseada nos dados dos quesitos e respostas do questionário: insatisfatória.

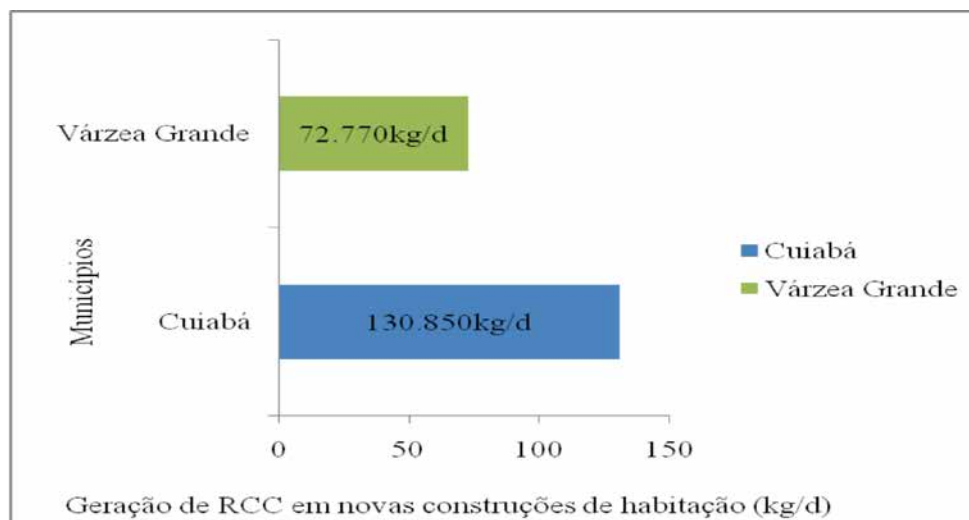
Qualificação da gestão de RCC, baseada nos dados dos quesitos e respostas do questionário: ineficaz.

Conclusão: diante dos resultados apresentados, dos dados dos quesitos e respostas do questionário, dos indicadores de avaliação adotados e da metodologia empregada, as referidas prefeituras não exercem a gestão ambiental plena e integrada

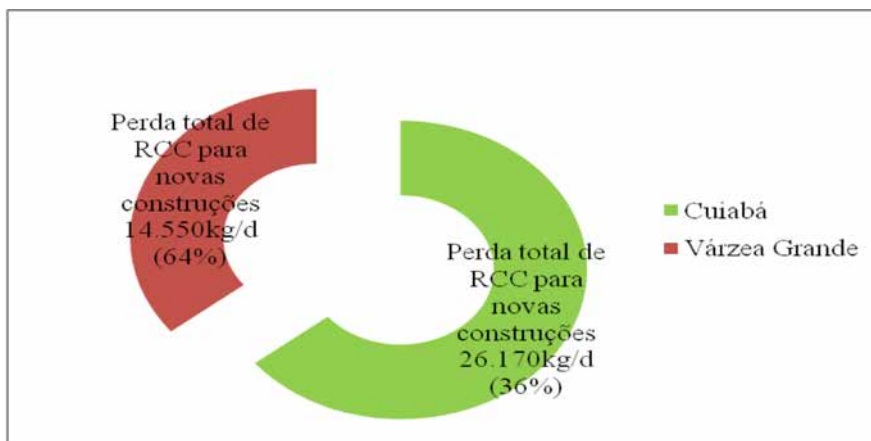
de RCC, não cumprem nem atendem às recomendações técnico-legais da Resolução CONAMA nº 307/2002 (não geração de resíduos e, secundariamente, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos RCC universalizada) e NBRs 15112 a 15116 (ponto de entrega voluntária, triagem, disposição final, isolamento de áreas para recebimento, aproveitamento e agregados e controle de qualidade voltados aos RCC).

#### 4.4 Gestão de RCC comparativa entre Cuiabá e Várzea Grande

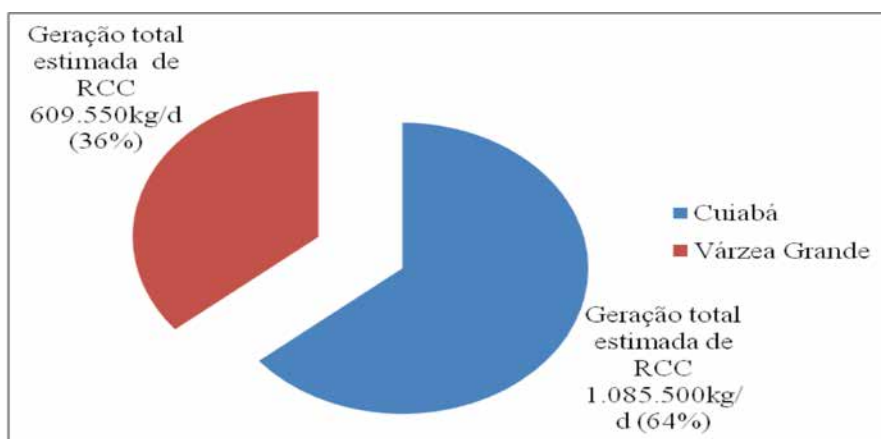
As avaliações quantitativas comparativas dos valores estimados de geração total de RCC por dia, geração *per capita* de RCC e demais informações da gestão de RCC entre os dois municípios mato-grossenses, durante o período de junho de 2012 a junho de 2013, a partir das Equações 1, 2, 3, 4, 5, são resumidas, evidenciadas e exemplificadas nas Figuras 1 a 4.



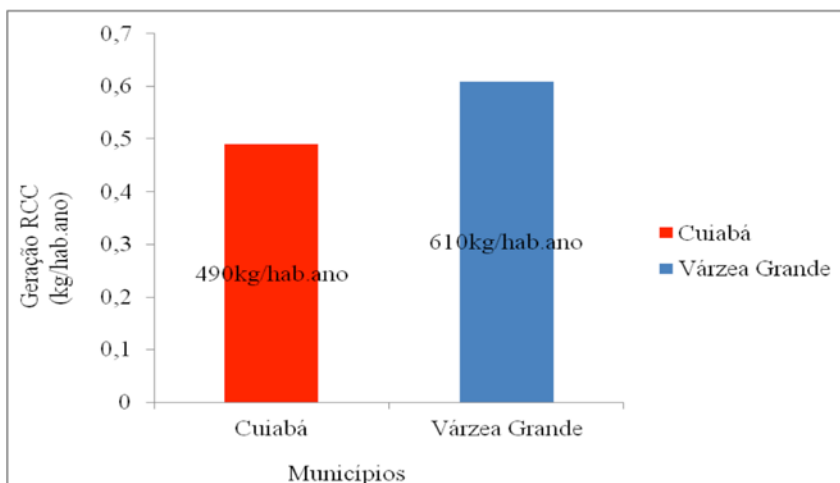
**Figura 1** – Comparação da geração de RCC de novas construções em andamento com área superior a 12.000 m<sup>2</sup>, em Cuiabá e Várzea Grande, no período de junho de 2012 a junho de 2013.



**Figura 2** – Comparação da perda de materiais por quebra ou avarias intracanteiros de novas construções em andamento com área superior a 12.000 m<sup>2</sup>, em Cuiabá e Várzea Grande, no período de junho de 2012 a junho de 2013.



**Figura 3** – Comparação da geração total de RCC, em Cuiabá e Várzea Grande, no período de junho de 2012 a junho de 2013.



**Figura 4** – Comparação da geração de RCC em equivalente populacional, em Cuiabá e Várzea Grande, no período de junho de 2012 a junho de 2013.

## 5 DISCUSSÃO

Das Figuras 1 a 4, inferem-se as seguintes discussões, deduções, extrapolações pertinentes e constatações:

- As obras de habitação têm maior amplitude, alcance social, acesso às classes sociais, financiamentos de bancos, facilidade e menos burocracia administrativa para aquisição entre os cidadãos brasileiros, em contexto local, regional e nacional. Por isso, representam parcela significativa na geração total de RCC dos municípios investigados.

- A disposição final irregular/informal advém dos problemas no sistema de gestão ambiental de RCC de obras públicas e privadas e das municipalidades. Por esse motivo, Cuiabá possui apenas 20% de atendimento ambientalmente adequado nesse quesito e Várzea Grande, 0%. Em outras palavras, Cuiabá tem 868.400 kg de RCC (80%) não encaminhados à Área de Transbordo, Triagem e Reciclagem (ATTR) Eco Ambiental e Várzea Grande tem 609.500 kg/dia de RCC sem destinação legal, formal ou regular.

- As obras de habitação com padrão construtivo convencional e tradicional decorrem da maior difusão do mercado imobiliário, resistência à mudança, falta de apoio e integração entre fabricantes e instituições de ensino e pesquisas científicas, competição mercadológica, preço, custo, benefício, inexistência de programas de redução, controle de perdas, deficiência de projetos básicos e executivos e não profissionalização dos profissionais atuantes no ramo da construção civil. Assim sendo, os resíduos das classes A e IIB são mais gerados e encontrados nos canteiros de obras, em relação às demais classes de RCC, conforme Resolução CONAMA nº 307/2002 e NBR 10004.

- A geração total de RCC teve valor e índice percentual maiores na capital mato-grossense do que em Várzea Grande, devido a diferenças significativas no contingente da população, Produto Interno Bruto (PIB), área territorial, importância

no cenário estadual, poderio econômico, maior investimento em recursos humanos e financeiros, localidade, logística e organização legal, administrativa, técnica, operacional e institucional.

- O município de Cuiabá apresentou geração total de RCC e geração de RCC em novas construções maiores do que Várzea Grande: 1.085.500 kg/dia contra 609.500 kg/dia, ou seja, 64% contra 36%. Consequentemente, teve maior valor de RCC exclusivo das novas construções em andamento pesquisadas – 130.850 kg/dia contra 72.770 kg/dia –, bem como de suas respectivas perdas por quebras ou avarias de materiais intracanteiros de obras – 26.170 kg/dia contra 14.550 kg/dia. O valor de geração total de RCC de Cuiabá é compatível com as realidades locais e outras cidades paulistas de porte e natureza semelhantes (Ribeirão Preto e Santo André), em razão do número de obras civis construídas no referido período.

- O município de Várzea Grande apresentou maior valor de geração de RCC em equivalente populacional do que Cuiabá (610 kg/hab.ano contra 490 kg/hab.ano), mesmo tendo menor população e menor número de obras civis construídas, no referido período de estudo. Esse valor ainda é próximo da média nacional (500 kg/hab.ano) e está dentro da faixa nacional (230 a 760 kg/hab.ano), além de ser compatível com as realidades locais e outras cidades paulistas de porte e natureza semelhantes (São José do Rio Preto e Piracicaba). As possíveis causas para essa situação são: menor contingente populacional (quanto menor o denominador, maior o quociente), fiscalização insuficiente, baixo nível de conscientização ambiental da sociedade local, ausência de locais, opções e alternativas para disposição final de RCC, existência de passivos ambientais e litígios judiciais com o Ministério Público Estadual de Mato Grosso (MPE-MT), nível de participação e envolvimento social na questão ambiental pela sociedade civil organizada completamente incipiente e problemas gravíssimos com insatisfatória organização

legal, administrativa, técnica, operacional e institucional, bem como no sistema de gestão e gerenciamento ambiental de RCC.

A geração de RCC calculada nas obras investigadas – 80 kg/m<sup>2</sup> em Várzea Grande e 90 kg/m<sup>2</sup> em Cuiabá – apresentou valor próximo das novas obras em andamento, em cenário nacional (97,25 kg/m<sup>2</sup>), conforme Silva (2007), devido às condições favoráveis de planejamento preliminar durante a execução das obras.

O referido valor de geração superficial de RCC oriunda das novas construções em andamento do setor de habitação residencial também tende a ser compatível com as edificações do tipo comercial e industrial, mas diferente das obras de reforma, ampliação, revitalização e demolição, em razão das diferenças nos critérios iniciais dos projetos básicos e exigências legais e contratuais com os agentes públicos fiscalizadores e financiadores.

Salienta-se, ainda, que a cobertura dos serviços públicos de água, resíduos sólidos, esgoto e águas pluviais nos referidos municípios é baixa – menos de 40% (IBGE, 2008). Ambos os municípios não cumprem e não atendem plenamente aos dispositivos das Leis nº 11.445/2007 e 12.305/2010. Além disso, não possuem mapeamento dos locais de disposição irregular de RCC e as penalidades ou sanções administrativas de reparação de danos ambientais, em geral, não ocorrem na prática, permitindo generalizar a impunidade, injustiça, lentidão, cobertura e atendimento de fiscalização incipiente, inércia da sociedade e prefeituras e ausência de consciência ecológica, ambiental e cidadã dos munícipes, que ainda imperam como um todo, guardadas as devidas proporções.

Cabe também ressaltar, após visitas técnicas à Eco Ambiental, que na prática a referida ATTR de Cuiabá é uma Área de Triagem e Transbordo (ATT), pois não está realizando o beneficiamento e reciclagem de resíduos, conforme projeto inicial previsto.

Importa lembrar que a responsabilidade do gerenciamento de RCC é compartilhada por todos os geradores, transportadores, receptores, recicladores e beneficiadores, desde a geração até a disposição final, conforme Resolução CONAMA nº 307/2002 e Lei nº 12.305/2010, ou seja, a sociedade e prefeituras não podem se eximir dessa competência, atribuição, prerrogativa intransferível, obrigação e dever com o meio ambiente.

Destaca-se, ainda, a preocupação com a prefeitura de Várzea Grande, visto que, até o presente momento, não há controle e amparo legal, técnico, operacional e institucional da gestão de RCC. Essa situação permanece *sub judice*, desde 2010, com termo de ajustamento de conduta assinado entre a referida prefeitura e o MPE-MT, sob pena de incorrer em improbidade administrativa e descumprimento das leis ambientais. Não obstante tudo isso, Várzea Grande ainda possui *deficits* habitacionais quantitativos, planos de habitação e diretores participativos ainda não implementados (Leis Complementares nº 3.112/2007 e nº 3.319/2009), urbanização desorganizada com ocupações mistas (territórios devolutos, áreas ociosas, espaços vazios ou desocupados, residenciais, comerciais e industriais), infraestruturas incipientes, estratificação social, diferenças e discrepâncias intermunicipais com Cuiabá, o que indiretamente acentua e afeta negativamente sua gestão de RCC.

Nesse contexto, ainda impera a externalização dos impactos ambientais negativos, tais como: comprometimento do tráfego de pedestres e veículos, atração de outros tipos de resíduo, poluição atmosférica, poluição visual, degradação do sistema natural, prejuízos sociais e desvalorização da área de entorno, multiplicação de vetores e doenças, danos ao patrimônio público, comprometimento da drenagem urbana, assoreamento dos córregos e poluição sonora, que acometem os locais irregulares de disposição final de RCC existentes,



predominantemente localizados nas regiões periféricas, nos limites dos perímetros urbanos, nas margens de rodovias e nas áreas de preservação ambiental e de preservação permanente dos dois municípios. Assim, a melhor opção ainda é buscar o caminho da conscientização ecológica, com responsabilidade objetiva; participação e controle social de todos os atores envolvidos; implantação de políticas, planos e programas com conceitos de sustentabilidade ambiental; revisão dos conceitos e modelos construtivos e tecnológicos na indústria da construção civil, matriz econômica, fluxos e cadeias produtivas; redução, recuperação, reaproveitamento, reciclagem e reúso de RCC; cumprimento das exigências legais e técnicas já existentes sobre a temática; e priorização de projetos executivos integrados, racionais, exequíveis, viáveis e que respeitem as condições e realidades locais.

## 6 CONCLUSÃO

### 6.1 Considerações

No período de estudo, a maior geração de RCC ocorreu no município de Cuiabá, com 1.085.500 kg por dia e 490 kg por habitante ano (resultados compatíveis com as cidades de Ribeirão Preto e Santo André, no estado de São Paulo), enquanto Várzea Grande gerou 609.500 kg por dia e 610 kg por habitante ano (resultados compatíveis com as cidades de São José do Rio Preto e Piracicaba, no estado de São Paulo), no estágio de alvenaria, fundação, superestrutura e revestimento, em detrimento da terraplenagem, acabamento e manutenção (90% contra 10%, respectivamente), ou seja, 9/10 da classe A, contra 1/10 das classes B, C e D, de acordo com a Resolução CONAMA nº 307/2002 e suas alterações.

O município mais estruturado, organizado e institucionalizado em termos de capacitação, qualificação e habilitação na gestão de RCC foi a capital mato-grossense, bem como suas respectivas obras públicas e privadas.

Ambos os municípios, incluindo seus canteiros de obras públicas e privadas do setor de habitação, não realizam gestão ambiental plena de RCC, não cumprem nem atendem integralmente às recomendações e exigências legais e normalizações técnicas da Resolução CONAMA nº 307/2002 e NBRs 15112 a 15116, diante dos indicadores de avaliação levantados, com existência de mais aspectos e critérios de gestão de RCC negativos do que positivos.

As estimativas de geração de entulhos de obras para novas construções em andamento no setor de habitação, de grandes volumes, foram compatíveis às realidades locais, considerando a metodologia empregada, no período de junho de 2012 a junho de 2013, totalizando 203.620 kg/dia, ou seja, 130.850 kg/dia em Cuiabá e 72.770 kg/dia em Várzea Grande.

A implantação do PGRCC, da gestão de RCC e das alternativas construtivas ecológicas ou ambientalmente mais sustentáveis nos canteiros de obras públicas e privadas ainda não é uma atitude voluntária em Cuiabá e Várzea Grande, ou seja, é iniciativa paliativa para cumprir exigências dos órgãos oficiais competentes, evitar multas e litígios com a justiça e veiculações pejorativas na mídia, apesar de ser capaz de contribuir na minimização dos impactos ambientais negativos, quando aplicáveis, guardadas as devidas proporções.

### 6.2 Recomendações

Exigir das instituições financeiras critérios mais rigorosos nos financiamentos e empréstimos bancários às construtoras executivas, adotando iniciativas e conceitos de sustentabilidade ambiental nas construções do setor de habitação de interesse social.

Qualificar periodicamente a fiscalização dos serviços públicos de limpeza urbana das municipalidades, para aperfeiçoar a orientação aos geradores, transportadores e receptores de resíduos.

Integrar todos os projetos executivos de construção civil do setor de habitação, a gestão e o gerenciamento de RCC dos municípios e obras públicas e privadas.

Realizar controle de quantificação de resíduos e perdas de materiais por estágio nas obras e, na medida do possível, inserir conceitos de habitações funcionais e planejadas do *built to suit* (construção sob encomenda).

Substituir e associar em maior escala, gradativamente, mais materiais alternativos nos modelos tradicionais construtivos das obras, com menor impacto ambiental, quando a tecnologia disponível for viável e aplicável, tais como: estruturas pré-moldadas e metálicas, madeira e materiais recicláveis.

Aperfeiçoar o *layout* dos canteiros de obras públicas e privadas, no que tange ao armazenamento de materiais, estocagem, bem como sua organização, de acordo com o plano de armazenagem, gerenciamento, controle de perdas, gestão estratégica e procedimentos de expedição programada, rápida e eficiente (*just in time*).

Estabelecer critérios de fiscalização e aplicação de penalidades para obras que infringirem a Lei nº 12.305/2010 e a Resolução CONAMA nº 307/2002, sendo esse um critério obrigatório para obtenção de financiamentos e alvarás de interesse.

## REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **Resíduos sólidos – classificação**: NBR 10.004, ABNT, 2004, 71 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **Agregados reciclados de resíduos sólidos da construção civil - Utilização em pavimentação e preparo de concreto sem função estrutural - Requisitos**: NBR 15.116, ABNT, 2004, 12 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **Resíduos sólidos da construção civil e resíduos inertes - Aterros - Diretrizes para projeto, implantação e operação**: NBR 15.113, ABNT, 2004, 12 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **Resíduos da construção civil e resíduos volumosos - Áreas de**

**transbordo e triagem - Diretrizes para projeto, implantação e operação**: NBR 15.112, ABNT, 2004, 7 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS ESPECIAIS E DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA (ABRELPE). **Panorama de resíduos sólidos**. Brasília: ABRELPE, 2012.

ANDRADE, A.P.M.M., **Otimização da gestão de resíduos da construção e demolição em obras de grande dimensão**. 2011. 112p. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente). Universidade Católica Portuguesa, Lisboa.

ÂNGULO, S.C. **Variabilidade de agregados graúdos de resíduos de construção e demolição reciclados**. 2000. 115p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.

BOTTA, A. M. **Gerenciamento de resíduos da construção civil em Uberaba-MG**.

CAIXA ECONÔMICA FEDERAL. **Espaço habitação**. Notícias online, 2013. Disponível em <[http://www.caixa.gov.br/destaque\\_habitacao.html](http://www.caixa.gov.br/destaque_habitacao.html)>. Acesso em: 13/06/2013.

CÂMARA BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DA CONSTRUÇÃO (CBIC). **Guia de boas práticas de sustentabilidade na indústria da construção civil e desenvolvimento em construções sustentáveis**. Brasília: CBIC, 2013.

FREITAS, M. I. **Os Resíduos da construção civil no município de Araraquara**. 2009. 86p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente). Centro Universitário de Araraquara, Araraquara.

GONZALEZ, M.A.S.; RAMIRES, M.V.V., **Análise da gestão de resíduos gerados dentro dos canteiros de obras**.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa nacional de amostragem por domicílio - Contagem**. Rio de Janeiro: IBGE, 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo demográfico de 2010**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional de amostragem por domicílio de 2009**. Rio de Janeiro: IBGE, 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa nacional de saneamento básico 2008**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Perfil dos municípios brasileiros**. Notícias online, 2012. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 02/05/2012.

INOJOSA, F.C.P., **Gestão de resíduos da construção: a Resolução Conama 307/2002 no Distrito Federal**. 2010. 225p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento sustentável). Universidade de Brasília, Brasília.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). **Panorama de resíduos da construção civil**. Brasília: IPEA, 2012.

JOHN, V. M., **Desenvolvimento sustentável, construção civil, reciclagem e trabalho multidisciplinar**. Notícias online, 2007. Disponível em: <[http://www.reciclagem.pcc.usp.br/destaque\\_re-síduos\\_da\\_construção\\_civil.html](http://www.reciclagem.pcc.usp.br/destaque_re-síduos_da_construção_civil.html)> Acesso em: 03/03/2012.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Manual de implantação de gestão de resíduos da construção civil**. Brasília: MMA, 2010.

MARQUES NETO, **Gestão dos resíduos de construção e demolição no Brasil**. São Carlos-SP. Editora RIMA, v.1, n.1, p.3-148, 2005.

PINTO, T.P. **Resíduos da construção no Distrito Federal: diagnóstico geral**. Brasília, Caixa Econômica Federal, 2008.

PINTO, T. P.; GONZÁLES, J. L. R. **Manual de orientação de manejo e gestão dos resíduos da construção civil: como implementar um sistema de manejo e gestão nos municípios**. 2005. 194p. Brasília: Caixa Econômica Federal, v.1, n.1.

PINTO, T.P. **Metodologia para a gestão diferenciada de resíduos sólidos da construção urbana**. 1999. 189p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, **Gestão diferenciada de resíduos da construção civil uma abordagem ambiental**. Porto Alegre: EDIPUCRS, v.1, p.1-164, 2009.

PUCCI, R.B. **Logística de resíduos da construção civil atendendo à Resolução CONAMA 307/2002**. 2006. 137p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CUIABÁ (PMC). **Relatório técnico de acompanhamento de gerenciamento de resíduos da construção civil**. Cuiabá: PMC, 2012.

RESOLUCAO CONAMA Nº 307, de 05 de Julho de 2002. **Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil**. Brasília, DOU nº 136 de 17/07/2002.

RIBEIRO, J. R. **Proposta de um manual para gestão dos resíduos da construção civil em cidades brasileiras**. 2009. 211p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção). Universidade Estadual de São Paulo, Bauru.

SECRETARIA ESTADUAL DAS CIDADES DE MATO GROSSO (SECID-MT). **Plano diretor integrado participativo da região metropolitana do Vale do Rio Cuiabá**. Cuiabá: SECID, 2012.

SILVA, V.A.; FERNANDES, A.L.T. **Cenário do gerenciamento dos resíduos da construção e demolição (RCD) em Uberaba-MG**.

SILVA, A.F.F. **Gerenciamento de resíduos da construção civil de acordo com a Resolução Conama 307/02 – Estudo de caso para conjunto de obras de pequeno porte**. 2007. 102p. Dissertação

(Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

SINDICATO DAS EMPRESAS DE COMPRA, VENDA, LOCAÇÃO E ADMINISTRAÇÃO DE IMÓVEIS RESIDENCIAIS E COMERCIAIS DE MATO GROSSO. **Habitação**. Notícias online, 2013. Disponível em: <<http://www.secovimt.com.br/2013/noticias.html>> Acesso em: 18/10/2013.

SINDICATO DA INDÚSTRIA DA CONSTRUÇÃO CIVIL DE MATO GROSSO. **Gestão de resíduos da construção civil e de demolição**. Notícias online, 2012. Disponível em: <[http://www.sindus-conmt.com.br/envios/2013/eventos/resíduos/folheto\\_sindus-con\\_2012.pdf](http://www.sindus-conmt.com.br/envios/2013/eventos/resíduos/folheto_sindus-con_2012.pdf)> Acesso em: 01/06/2012.

SINDICATO DA INDÚSTRIA DA CONSTRUÇÃO CIVIL DO CEARÁ (SINDUSCON-CE). **Manual de resíduos sólidos da construção civil**. Pernambuco: SINDUSCON-CE, 2011.

SOUZA, U. E. L. **Como reduzir perdas nos canteiros: Manual de gestão do consumo de materiais na construção civil**. São Paulo: Pini, 2005.

## ANEXO A – QUESTIONÁRIOS COM OS ATRIBUTOS PARA AVALIAÇÃO DA GESTÃO DE RCC

### *Questionário A – Atributos para avaliação da gestão de RCC nos canteiros de obras públicas e privadas*

1. Qual é a área total construída da obra (m<sup>2</sup>)?
2. Qual é o número total de trabalhadores diretos da obra?
3. Qual é o prazo da obra, de acordo com o cronograma físico-executivo?
4. Qual é o prazo médio por estágio da obra?
5. Quais são a quantidade estimada de RCC durante os estágios da obra e seu somatório (kg)?
6. Quais são as classes e tipologias de RCC mais geradas?
7. Qual é o estágio da obra com maior contribuição na geração de RCC?
8. A obra possui licença ambiental?
9. A obra possui algum tipo de certificação ambiental por auditorias internas ou externas?

10. Quais são a qualificação e a formação profissional dos trabalhadores da obra?
11. A obra possui algum tipo de material ecológico aplicado?
12. A obra recebeu algum tipo de fiscalização dos órgãos oficiais durante a execução?
13. A obra possui contabilizado o custo médio com coleta, transporte e destinação final de RCC?
14. Qual é a distância da obra em relação ao destino final dos RCC?
15. A obra possui controle de quantidade de perdas de materiais de construção civil aplicado?
16. A obra possui algum tipo de passivo ambiental, no que tange aos RCC, com os órgãos oficiais?

*Questionário B – Atributos para avaliação da gestão de RCC nas prefeituras de Cuiabá e Várzea Grande*

1. Quais são os principais bairros com obras de construção civil na área de habitação?
2. O município tem algum tipo de matéria-prima, materiais e insumos empregados nas obras de construção civil?
3. O município possui construtoras da construção civil especializadas em execução de obras no setor de habitação?
4. Qual é a tipologia de transporte de materiais, insumos e matérias-primas no município empregada na construção civil?
5. O município possui política ambiental voltada aos resíduos sólidos, em especial, aos RCC?
6. O município recebe fiscalização para obtenção de licenças ambientais e alvarás das suas próprias obras?
7. O município possui algum tipo de litígio judicial, devido a passivos ambientais decorrentes de RCC?
8. Quais são os locais de ATTR e assemelhados dentro do município?
9. Qual é a estrutura organizacional e institucional, bem como seu quadro técnico profissional, referente à gestão de RCC do município?
10. Existem recursos financeiros suficientes, programas de governo, verbas e investimentos na área ambiental, em relação aos resíduos sólidos, em especial?
11. Dentro do orçamento municipal, qual é a percentagem (%) e valor (R\$) destinado à área ambiental, em especial à gestão de RCC?
12. O município possui terceirização no serviço e sistema de manejo de RCC e limpeza pública? Esta possui auditoria ou fiscalização?
13. Qual é a quantidade estimada de RCC (kg) no município?
14. A prefeitura possui cadastro de empresas de caçambas estacionárias e transportadores de RCC? Qual é sua quantidade?
15. A prefeitura possui taxas exclusivas previstas no orçamento municipal para o setor da limpeza urbana e gestão de RCC?
16. A prefeitura tem conhecimento e informação dos principais locais de disposição irregular de RCC?
17. A prefeitura tem o conhecimento e informação exata do número de novas construções em andamento de junho de 2012 a junho de 2013 na área de habitação?

# Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em lagoas de estabilização

## Combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in stabilization ponds

- **Data de entrada:**  
16/06/2016
- **Data de aprovação:**  
14/09/2016

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

DOI: 10.4322/dae.2016.036

### Resumo

Neste trabalho, foi estudado o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário *in natura* e esgoto doméstico em uma série de quatro lagoas de estabilização com profundidade média de 0,5 m, sendo uma lagoa facultativa, seguida de três lagoas de maturação. O substrato utilizado na alimentação das lagoas consistiu em uma mistura de esgoto doméstico (99%) e lixiviado de aterro sanitário *in natura* (1%). A eficiência média de remoção de  $DQO_{total}$ ,  $DQO_{filtrada}$ ,  $DBO_5$ ,  $N-NH_4^+$  e coliformes termotolerantes foi de 49,0%, 48,0%, 69,0%, 86,0% e 99,8%, respectivamente. Constatou-se que o tratamento de lixiviado de aterro sanitário conjugado com esgoto doméstico apresenta potencial de se tornar uma promissora alternativa, principalmente para regiões com disponibilidade de área física, temperatura na faixa mesófila e significativa irradiação solar.

**Palavras-chave:** Aterro sanitário. Águas residuárias. Lagoas de estabilização.

### Abstract

*This study investigated the combined treatment of in natura landfill leachate and domestic sewage in a series of four stabilization ponds with an average depth of 0.5 m, one facultative pond, followed by three maturation ponds. The substrate used in feeding ponds consisted of a mixture of domestic sewage (99%) and in natura landfill leachate (1%). The average removal efficiency of total COD, soluble COD,  $BOD_5$ ,  $N-NH_4^+$  and fecal coliforms was 49.0%, 48.0%, 69.0%, 86.0% and 99.8%, respectively. It was found that the treatment of landfill leachate combined with domestic sewage has the potential to become a promising alternative, especially for regions with availability of physical area, temperature in the mesophilic range and significant solar radiation.*

**Keywords:** Landfill. Wastewater. Stabilization ponds.

**Valderi Duarte Leite\*** – Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. Professor associado B do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba.

**Andrezza Raphaella Costa Campos** – Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba.

**Alinne Gurjão de Oliveira** – Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba. Doutoranda em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal da Paraíba.

**José Tavares de Sousa** – Doutor em Engenharia Civil pela Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. Professor associado B do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba.

**Wilton Silva Lopes** – Doutor em Química pela Universidade Federal da Paraíba. Professor associado A do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba.

**Elaine Gurjão de Oliveira** – Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental. Doutoranda em Engenharia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba.

\***Endereço para correspondência:** Avenida Juvêncio Arruda, SN. Bairro Universitário. CEP 58429-600. Campina Grande-PB. Telefone (83) 3315-3311. E-mail: mangabeiraleite@gmail.com.

## 1 INTRODUÇÃO

No Brasil, são coletadas diariamente cerca de 260 mil toneladas de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). Desse quantitativo, 50,8% são dispostos em lixões, 22,5%, em aterros controlados e 27,7%, em aterros sanitários (IBGE, 2010). As diferentes vias de destinação final ou tratamento de RSU produzem lixiviado e biogás, com características químicas que sempre estão associadas à composição dos resíduos produzidos e a outros determinados tipos de fator (LEITE et al., 2009).

Segundo Laconi et al. (2011), o lixiviado de aterro sanitário é resultado do processo de percolação de águas pelos resíduos sólidos, sendo considerado um dos tipos de água residuária que podem causar grandes impactos no meio ambiente, haja vista apresentar características como alta concentração de amônia, matéria orgânica e sais. Seus perigos potenciais fazem com que seja necessário tratá-lo para que possa atender às exigências de lançamento em redes coletoras de esgotos ou quaisquer outros corpos receptores (LI et al., 2009).

A composição química do lixiviado é extremamente complexa, uma vez que, mesmo apresentando concentrações significativas de matéria orgânica, a relação Demanda Bioquímica de Oxigênio/Demanda Química de Oxigênio ( $DBO_5/DQO$ ) gira em torno de 0,25, denotando que a matéria orgânica presente nele não é de fácil biodegradação. Contudo, outras espécies químicas, como, por exemplo, elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal ( $N-NH_4^+$ ) e determinadas situações de metais pesados, sempre estão presentes na sua composição química. Portanto, torna-se necessária a busca de novas alternativas tecnológicas para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, visto que, no Brasil, o aterro sanitário é a via mais representativa de disposição final dos RSU coletados.

Segundo Abbas et al. (2009), a quantidade de lixiviado gerado em um aterro sanitário depende da

percolação das águas de chuvas pelas 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.

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, variações sazonais do tempo e idade do aterro. Na Tabela 1, são apresentados os dados de alguns parâmetros químicos de lixiviado de aterro sanitário, determinados em função da idade do aterro.

**Tabela 1** – Magnitude de alguns parâmetros químicos de lixiviado, em função da idade do aterro.

Parâmetro/idade do aterro	Novo	Intermediário	Velho
Idade (anos)	< 5	5-10	> 10
pH	6,5	6,5-7,5	> 7,5
DQO ( $mg\ O_2\ L^{-1}$ )	> 10.000	4.000-10.000	< 4.000
$DBO_5/DQO$	> 0,3	0,1-0,3	< 0,1
Compostos orgânicos	80% AGV	5-30% AGV + ácidos húmicos e fúlvicos	Ácidos húmicos e fúlvicos
Biodegradabilidade	Alta	Média	Baixa

Fonte: Renou et al. (2008).

Segundo Ifeanyichukwu (2008), aterros sanitários novos, com idade inferior a cinco anos, encontram-se na fase acidogênica e, como consequência, apresentam grande quantidade de matéria orgânica biodegradável, que é fermentada facilmente, resultando na produção de Ácidos Graxos Voláteis (AGV). Quando o aterro ultrapassa os cinco anos, a fase metanogênica inicia-se, degradando os AGV e gerando metano ( $CH_4$ ) e dióxido de carbono ( $CO_2$ ), resultando na redução da biodegradabilidade da fração orgânica do lixiviado (LEITE et al., 2011).

Em determinadas situações, o lixiviado de aterro sanitário, quando novo, apresenta altas concen-

trações de matéria orgânica biodegradável, o que propicia elevada razão  $DBO_5/DQO$ . Essa razão decai com o tempo, resultante dos processos de estabilização da matéria orgânica biodegradável, restando apenas a matéria orgânica de difícil biodegradação, o que dificulta o tratamento biológico do lixiviado (AHMED; LAN, 2012).

Li et al. (2009) comentam que o perigo potencial do lixiviado produzido em aterro sanitário implica a necessidade de tratá-lo, tendo em vista atender às exigências de descarte em redes coletoras de esgotos ou corpos aquáticos, porém suas características tornam-no 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, promovendo a máxima remoção de poluentes do lixiviado de aterro sanitário.

Entre as tecnologias estudadas, o tratamento conjugado é uma alternativa que vem sendo implantada em algumas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) no Brasil, cujo objetivo consiste em adicionar o lixiviado de aterro sanitário ao esgoto sanitário em unidades de tratamentos convencionais já existentes, minimizando, assim, os custos do aterro sanitário em relação ao tratamento do lixiviado.

Mannarino et al. (2011) enfatizam que o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário pode tornar-se uma alternativa viável, tendo em vista reduzir os efeitos impactantes ao ambiente, porém devem-se considerar alguns requisitos para sua aplicação, como a viabilidade do transporte do lixiviado até a ETE, a capacidade da estação de assimilá-lo, a compatibilidade do processo com as características do lixiviado e a possibilidade do manejo do lodo produzido.

Segundo Mara (2004) e von Sperling (2002), as vantagens do emprego de lagoas de estabilização, como alternativa de tratamento, estão relacionadas a fatores como simplicidade de construção,

manutenção e operação do sistema, reduzidos custos quando comparadas a outros sistemas de tratamento de esgotos, fonte de energia solar, satisfatória resistência às variações de cargas orgânicas e hidráulicas aplicadas ao sistema e, no caso da Lagoa de Maturação, satisfatória eficiência no tocante à remoção de microrganismos patogênicos, tornando viável a utilização do efluente para reúso agrícola.

Nessa perspectiva, é necessário o desenvolvimento de uma alternativa de tratamento que propicie a produção de efluente que atenda às normas institucionais quanto ao lançamento de efluente, dentro de uma relação custo-benefício promissora nos aspectos econômicos.

## 2 OBJETIVO

Estudar o processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico na proporção de 1% mais 99% (percentagem em volume), em lagoas de estabilização com profundidade média de 0,5 m.

## 3 METODOLOGIA

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, localizada no bairro do Tambor, na cidade de Campina Grande, região Nordeste do Brasil ( $7^{\circ}13'11''S$ ,  $35^{\circ}52'31''O$ , 550 m acima do nível do mar).

A preparação do substrato utilizado na alimentação das lagoas de estabilização para o tratamento conjugado consistiu na mistura de esgoto doméstico na proporção de 99% com lixiviado de aterro sanitário *in natura* na proporção de 1% (percentagem em volume), sendo preparado diariamente o volume necessário. A definição da proporção de lixiviado a ser utilizada no tratamento foi obtida a partir da relação entre a vazão de lixiviado produzido no aterro sanitário e a vazão de esgoto do-

méstico produzido pela população da cidade de Campina Grande.

O lixiviado utilizado foi coletado periodicamente no aterro sanitário da Região Metropolitana de João Pessoa, capital do estado da Paraíba, com o auxílio de um caminhão-tanque. Após coletado, foi transportado até as dependências da Extrabes e armazenado em reservatórios de polietileno.

O esgoto doméstico foi coletado diariamente no interceptor leste do sistema de esgotamento sanitário da cidade de Campina Grande, localizado nas proximidades do laboratório da Extrabes.

Para caracterização química do lixiviado de aterro sanitário e do esgoto doméstico utilizado na preparação do substrato, foram quantificados os seguintes parâmetros:  $DBO_5$ ,  $DQO_{total}$ ,  $DQO_{filtrada}$ , pH, Alcalinidade Total (AT), AGV, Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK),  $N-NH_4^+$ , fósforo total ( $P_{total}$ ), ortofosfato, sólidos totais, suspensos e suas frações.

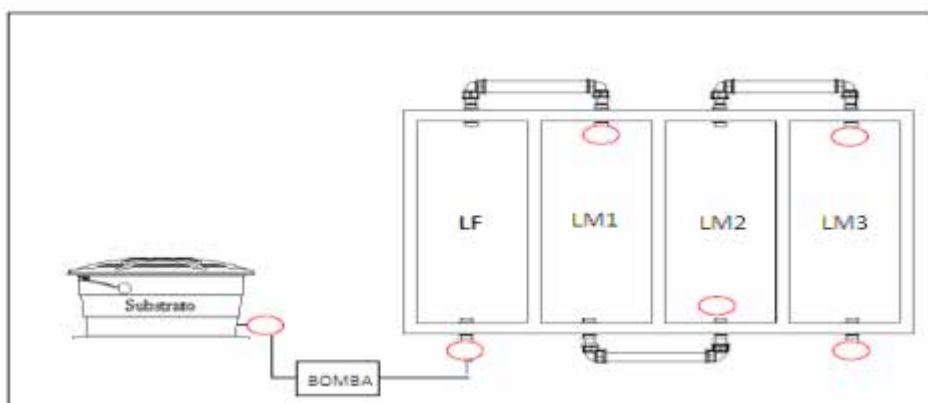
O sistema experimental foi dimensionado em escala-piloto, sendo constituído por um reservatório de polietileno de 500 L, utilizado para armazenamento

do substrato, e quatro lagoas em série, construídas em alvenaria com interconexões de tubos de polícloreto de polivinila (PVC), permitindo a passagem do efluente de uma lagoa para outra. Na primeira lagoa, foi instalado um registro de controle de fluxo do substrato, para alimentação contínua do sistema experimental, ligado a uma bomba peristáltica e outros dispositivos complementares.

A série de lagoas de estabilização consistiu em quatro lagoas, sendo uma facultativa (LF), seguida de três de maturação (LM1, LM2 e LM3) e foi monitorada com tempo de detenção hidráulica de 17 dias e carga superficial aplicada de 320 kg  $DBO_5$ /ha.dia. Os dados dos parâmetros físicos da série de lagoas são apresentados na Tabela 2 e, na Figura 1, tem-se seu diagrama esquemático.

**Tabela 2** – Dados dos parâmetros físicos das quatro lagoas de estabilização.

Lagoa	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	1,086



**Figura 1** – Diagrama esquemático das lagoas de estabilização.



O processo de monitoramento consistiu na coleta e caracterização de amostras do substrato e dos resíduos líquidos efluentes de cada lagoa. Os parâmetros analíticos caracterizados foram:  $DQO_{total}$ ,  $DQO_{filtrada}$ ,  $DBO_5$ ,  $N-NH_4^+$ , pH, AT, AGV, coliformes termotolerantes, ovos de helmintos e clorofila “a”. As amostras foram coletadas semanalmente pela manhã, sempre às 8h. Todos os parâmetros físicos e químicos foram analisados de acordo com a metodologia preconizada pela American Public Health Association (APHA, 2012).

#### 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O esgoto doméstico utilizado neste estudo foi submetido à caracterização química durante todo o período de monitoramento do sistema experimental e os dados advindos dessa caracterização são apresentados na Tabela 3.

**Tabela 3** – Magnitude dos dados advindos da caracterização química do esgoto doméstico produzido pela população da cidade de Campina Grande.

Parâmetro	Unidade	M <sub>média</sub>	M <sub>mínima</sub>	M <sub>máxima</sub>	n
pH	-	7,2	7,0	7,5	20
AT	mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>	340	287	492	20
AGV	mg H-Ac.L <sup>-1</sup>	109	73	171	20
Sólidos Totais	mg.L <sup>-1</sup>	968	669	1.249	20
Sólidos totais voláteis	mg.L <sup>-1</sup>	443	315	587	20
Sólidos totais fixos	mg.L <sup>-1</sup>	525	354	662	20
Sólidos suspensos totais	mg.L <sup>-1</sup>	199	162	259	20
Sólidos suspensos voláteis	mg.L <sup>-1</sup>	161	131	214	20
Sólidos suspensos fixos	mg.L <sup>-1</sup>	38	31	45	20
$DQO_{total}$	mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	540	513	580	20
$DQO_{filtrada}$	mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	165	135	220	20
$DBO_5$	mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	190	174	228	20
NTK	mg N.L <sup>-1</sup>	76	60	89	20
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg N.L <sup>-1</sup>	49	44	56	20
P <sub>total</sub>	mg P.L <sup>-1</sup>	6,6	5,4	8,1	20
Ortofosfato	mg P.L <sup>-1</sup>	4,0	2,4	5,1	20

Analisando os dados apresentados na Tabela 3, observa-se que o esgoto doméstico utilizado nes-

te trabalho apresentava, na época de realização da pesquisa, características intermediárias entre esgoto forte e moderado, quando comparado à classificação de esgoto adotada por Jordão e Pessoa (2005).

Considerando as magnitudes médias apresentadas na Tabela 3, constata-se que os parâmetros químicos que caracterizam o esgoto como forte são:  $DQO_{total}$  (540 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>), NTK (76 mg N.L<sup>-1</sup>), N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (49 mg N.L<sup>-1</sup>) e sólidos totais (969 mg.L<sup>-1</sup>). Por outro lado, parâmetros como sólidos suspensos totais (180 mg/L), sólidos suspensos voláteis (161 mg.L<sup>-1</sup>), sólidos suspensos fixos (39 mg.L<sup>-1</sup>),  $DBO_5$  (190 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>) e P<sub>total</sub> (6,5 mg P.L<sup>-1</sup>) possuem concentrações dentro da faixa que classifica o esgoto doméstico produzido pela população da cidade de Campina Grande como moderado.

O lixiviado de aterro sanitário utilizado na preparação do substrato foi caracterizado quimicamente e os dados são apresentados na Tabela 4.

**Tabela 4** – Magnitude dos dados advindos da caracterização química do lixiviado in natura do aterro sanitário da Região Metropolitana de João Pessoa.

Parâmetro	Unidade	M <sub>média</sub>	M <sub>mínima</sub>	M <sub>máxima</sub>	n
pH	-	7,9	7,8	8,0	20
AT	mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>	9.054	7.187	10.827	20
AGV	mg H-Ac.L <sup>-1</sup>	3.318	2.340	4.284	20
Sólidos totais	mg.L <sup>-1</sup>	21.794	20.004	23.179	20
Sólidos totais voláteis	mg.L <sup>-1</sup>	6.261	5.204	7.578	20
Sólidos suspensos totais	mg.L <sup>-1</sup>	952	899	1.000	20
Sólidos suspensos voláteis	mg.L <sup>-1</sup>	469	431	543	20
$DQO_{total}$	mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	19.672	18.370	21.733	20
$DQO_{filtrada}$	mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	11.448	13.293	10.647	20
$DBO_5$	mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	7.021	6.328	7.439	20
NTK	mg N.L <sup>-1</sup>	2.383	1.791	2.756	20
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg N.L <sup>-1</sup>	2.177	1.586	2.550	20
P <sub>total</sub>	mg P.L <sup>-1</sup>	11,2	9,1	12,8	20
Ortofosfato	mg P.L <sup>-1</sup>	6,0	5,1	6,6	20

Analisando os dados da Tabela 4, observa-se que o lixiviado de aterro sanitário da Região Metropolitana de João Pessoa apresentou elevada concentração de matéria orgânica, expressa em função da  $DQO_{total}$ , alcançando magnitude média de  $19.672 \text{ mg O}_2\text{-L}^{-1}$ . Da concentração média da  $DQO_{total}$ , somente algo em torno de 36% corresponde à concentração de  $DBO_5$ , o que caracteriza a presença de matéria orgânica de reduzida biodegradabilidade no lixiviado, consequentemente desfavorecendo a aplicação de tratamento biológico.

A principal forma encontrada de nitrogênio (N) no lixiviado foi o  $N-NH_4^+$ , correspondendo a 91% da concentração do  $N_{total}$ . Sua elevada concentração atua como fator limitante à aplicação do tratamento biológico a lixiviado de aterro sanitário. Nessa contextualização, a aplicação desse tipo só seria viável após a redução da concentração de  $N-NH_4^+$ , que poderia ser realizada por duas vias. A primeira seria a aplicação do processo de dessorção de  $N-NH_4^+$  em torres de recheio, com consequente elevação do pH, que não é relativamente barato. A segunda via seria a diluição do lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico e a consequente redução da concentração de  $N-NH_4^+$ , propiciando a viabilização do tratamento biológico desse substrato em reatores de diferentes configurações.

Os resultados da caracterização dos parâmetros químicos do substrato alimentado durante todo o período de monitoramento da série de lagoas de estabilização são apresentados na Tabela 5.

**Tabela 5** – Magnitude dos dados da caracterização química do resíduo líquido (substrato) utilizado na alimentação da série de lagoas de estabilização.

Parâmetro	Unidade	M <sub>média</sub>	M <sub>mínima</sub>	M <sub>máxima</sub>	n
pH	-	7,4	7,3	7,7	20
AT	mg $CaCO_3\text{-L}^{-1}$	420	370	460	20
AGV	mg H-Ac.L <sup>-1</sup>	120	60	170	20
Sólidos totais	mg.L <sup>-1</sup>	1.129	937	1.746	20
Sólidos totais voláteis	mg.L <sup>-1</sup>	553	384	766	20
Sólidos totais fixos	mg.L <sup>-1</sup>	576	589	980	20
Sólidos suspensos totais	mg.L <sup>-1</sup>	218	165	271,1	20
Sólidos suspensos voláteis	mg.L <sup>-1</sup>	175	133	218,4	20
Sólidos suspensos fixos	mg.L <sup>-1</sup>	43	32	52,7	20
$DQO_{total}$	mg $O_2\text{-L}^{-1}$	650	580	720	20
$DQO_{filtrada}$	mg $O_2\text{-L}^{-1}$	225	210	230	20
$DBO_5$	mg $O_2\text{-L}^{-1}$	240	200	280	20
NTK	mg N.L <sup>-1</sup>	98	76	121	20
$N-NH_4^+$	mg N.L <sup>-1</sup>	76	60	90	20
$P_{total}$	mg P.L <sup>-1</sup>	7,5	4,2	9,9	20
Ortofosfato	mg P.L <sup>-1</sup>	4,5	3,2	5,8	20

Analisando os dados apresentados na Tabela 5, constata-se que, ao adicionar 1% de lixiviado de aterro sanitário *in natura* ao esgoto doméstico (percentagem em volume), houve elevação da concentração de todos os parâmetros químicos analisados, porém o substrato ainda apresentou características entre esgoto forte e moderado, de acordo com a classificação adotada por Jordão e Pêsoa (2005).

Deve-se ressaltar que o aumento da concentração média de  $DBO_5$  para  $241 \text{ mg O}_2\text{-L}^{-1}$ , quando comparado ao esgoto doméstico da cidade de Campina Grande, enquadrou-o como esgoto forte. Com relação aos parâmetros de NTK, com concentração média de  $98 \text{ mg N.L}^{-1}$ , e  $N-NH_4^+$ , com concentração média de  $77 \text{ mg N.L}^{-1}$ , salienta-se que essas concentrações ultrapassaram os limites estabelecidos para esgoto forte.

No processo de monitoramento das lagoas de estabilização, foram quantificados os principais parâmetros químicos considerados de fundamental

importância para a avaliação do desempenho das lagoas no tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico. Nesse contexto, o potencial hidrogeniônico foi quantificado durante todo o período de monitoramento no substrato e nos efluentes da série de lagoas, haja vista sua importância no entendimento da dinâmica geral de lagoas de estabilização tratando águas residuárias. Magnitudes elevadas de pH influenciam as atividades enzimáticas, a solubilização de determinados compostos químicos e o desempenho bacteriano, por propiciarem a elevação da atividade fotossintética das algas e contribuir para a dissociação dos íons bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) em  $\text{CO}_2$  e do radical hidroxila ( $\text{OH}^-$ ). Concomitantemente, as magnitudes elevadas do pH favorecem positivamente a conversão do íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) em gás amônia ( $\text{NH}_3$ ) e, consequentemente, o processo de dessorção de  $\text{N-NH}_4^+$ .

Na Figura 2, apresenta-se o comportamento da evolução temporal do pH na massa líquida da série de lagoas de estabilização durante o período de monitoramento.

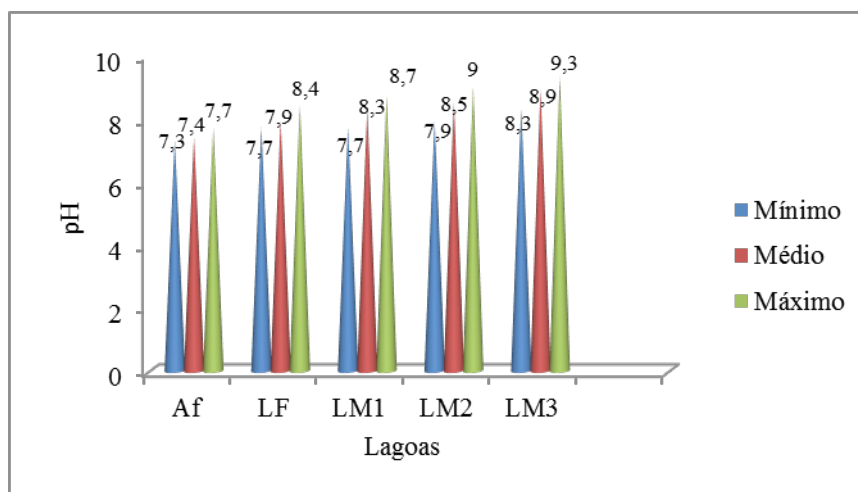
Analisando o comportamento da Figura 2, pode ser constatado que as magnitudes do pH no subs-

trato afluente e nos resíduos líquidos efluentes da série de lagoas de estabilização variaram de 7,3 a 9,3 e que o crescimento do pH ocorreu progressivamente na série de lagoas, atingindo um percentual de crescimento de 27,4%.

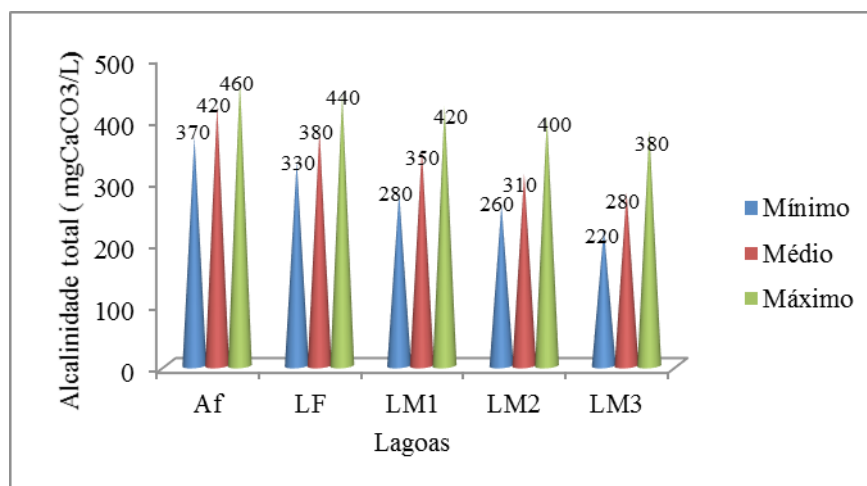
A elevação da magnitude do pH, na série de lagoas de estabilização, está associada à atividade das algas, que, pelo processo fotossintético, em que a massa algal consome o  $\text{CO}_2$  presente na massa líquida da lagoa, utilizam-no para seu crescimento, liberando radicais  $\text{OH}^-$ , fazendo com que o pH do meio líquido eleve-se.

Em relação à destinação do efluente final produzido pela série de lagoas de estabilização monitorada, pode-se destacar que a magnitude máxima do pH foi de 9,3 unidades de pH em algumas amostras caracterizadas no período de monitoramento, porém o efluente final produzido encontrou-se dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011 para lançamento em corpos aquáticos (cinco a nove unidades de pH).

O comportamento da variação temporal da concentração da AT no resíduo líquido afluente e nos efluentes de cada lagoa de estabilização no período de monitoramento é apresentado na Figura 3.



**Figura 2** – Comportamento da evolução temporal do pH no substrato afluente e nos efluentes da série de lagoas de estabilização.



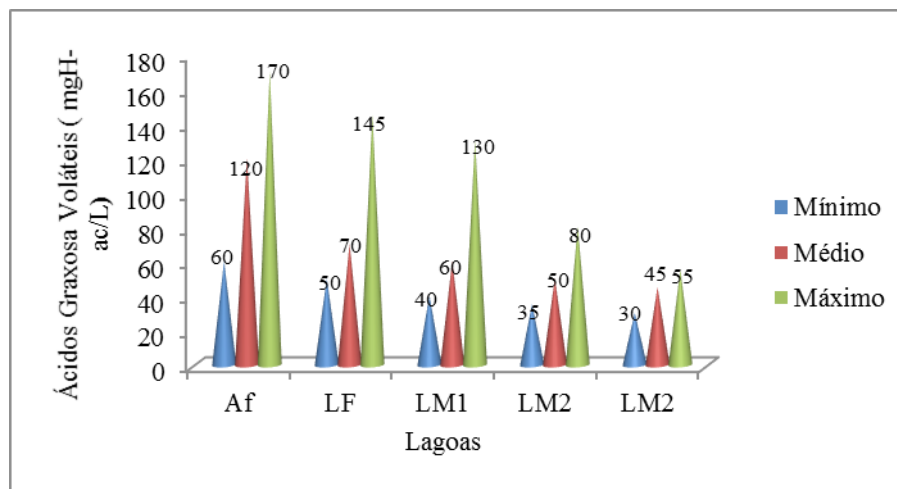
**Figura 3** – Comportamento da concentração da AT no substrato afluente e nos efluentes da série de lagoas de estabilização.

A alcalinidade é constituída por espécies químicas que podem contribuir para o tamponamento dos processos biológicos de tratamento de resíduos, evitando variações bruscas do pH. Geralmente, as espécies químicas mais presentes nas águas residuárias são os íons  $\text{HCO}_3^-$ , carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) e  $\text{OH}^-$ . No resíduo líquido (afluente) que alimentou a LF, a concentração da AT variou de 370 a 460  $\text{mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ . O significativo aumento dessa concentração foi propiciado pela concentração da AT do lixiviado de aterro sanitário, que, no caso específico deste trabalho, foi em torno de 25 vezes superior à concentração da AT do esgoto doméstico utilizado para preparação do substrato.

Constata-se que houve decréscimo na concentração de alcalinidade na massa líquida ao passar pelo tratamento na série de lagoas de estabilização. Ainda, a alcalinidade média afluente foi de 420  $\text{mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ , passando a 280  $\text{mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  na LM3, obtendo eficiência de redução média de 33%, durante os 220 dias de monitoramento.

Segundo Lima (2010), ao utilizar um sistema de lagoas de estabilização rasas, constituído por uma LF e três LMs, para tratar o substrato da mistura de águas residuárias mais 1% de lixiviado de aterro sanitário, o consumo de AT é da ordem de 45%. A redução da concentração da AT está associada à remoção do  $\text{CO}_2$  do meio líquido, particularmente pelo processo fotossintético, pela volatilização de  $\text{NH}_3$ , em que, para cada mol de gás volatilizado, é consumido 1  $\text{mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  ou 2,94  $\text{g CaCO}_3 \cdot \text{g}^{-1} \text{N-NH}_3^-$ , e também pelo processo de desnitrificação, em que são consumidas 7,14  $\text{g CaCO}_3 \cdot \text{g}^{-1} \text{N-NO}_3^-$ . Para que esses processos ocorram, são necessários: disponibilidade de oxigênio (O) dissolvido, pH variando na faixa de 7,5 a 8,5, favorável relação  $\text{DBO}_5/\text{NTK}$  e baixa presença de substâncias tóxicas (PAINTER, 1970; METCALF; EDDY, 1991; BITTON, 1994).

O comportamento da concentração de AGV no resíduo líquido afluente da LF e demais LMs é apresentado na Figura 4.



**Figura 4** – Comportamento da variação temporal das concentrações de AGV no substrato afluente e nos efluentes da série de lagoas de estabilização.

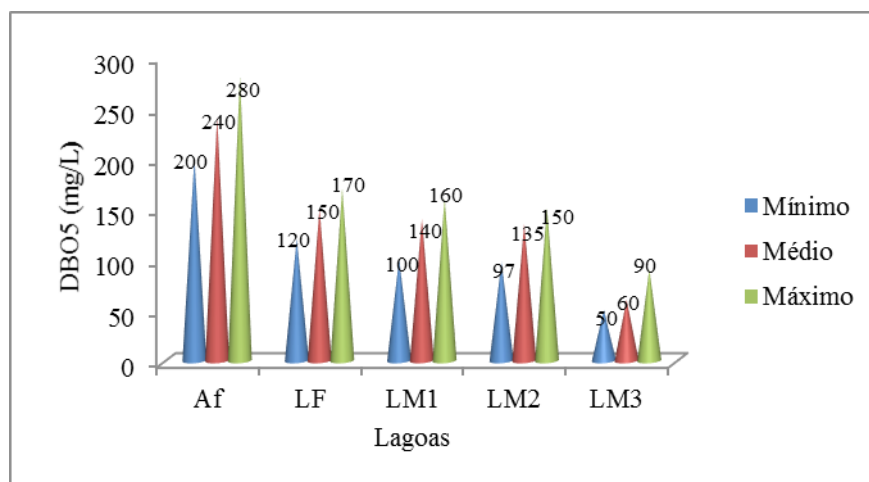
No resíduo líquido afluente, as concentrações de AGV variaram de 60 a 170 mg H-Ac.L<sup>-1</sup>, com magnitude média de 120 mg H-Ac.L<sup>-1</sup>. O significativo aumento dessa concentração no substrato que alimentou as lagoas de estabilização está associado diretamente à presença de elevadas concentrações de AGV no lixiviado de aterro sanitário, que em média foram de 2.340 mg H-Ac.L<sup>-1</sup>, o que significa concentração 32 vezes superior à de AGV presente no esgoto doméstico produzido pela população da cidade de Campina Grande. A eficiência média da remoção de AGV na série de lagoas de estabilização monitorada foi de 62,5%, produzindo efluente com concentração média de AGV de 45 mg H-Ac.L<sup>-1</sup>, para um substrato com relação de 1,4 g SST.g<sup>-1</sup> AGV. A relação estabelecida entre os sólidos suspensos voláteis e os AGV no esgoto doméstico da cidade de Campina Grande, no período deste trabalho, foi de 1,47 g SSV/g AGV, enquanto essa mesma relação para o lixiviado de aterro sanitário utilizado foi de 0,14 g SSV/g AGV; com a adição de 1% de lixiviado de aterro sanitário no substrato, passou a ser de 1,45 g SSV/g

AGV, favorecendo significativamente o tratamento biológico desse tipo de resíduo.

No que concerne às relações estabelecidas entre DBO<sub>5</sub> e AGV para o esgoto doméstico da cidade de Campina Grande, o lixiviado de aterro sanitário da cidade de João Pessoa e o substrato utilizado neste trabalho, as magnitudes das relações foram de 1,74, 2,1 e 2 g DBO<sub>5</sub>/g AGV, respectivamente.

O comportamento da DBO<sub>5</sub> no substrato afluente e efluentes da série de lagoas de estabilização é apresentado na Figura 5.

A DBO<sub>5</sub> corresponde à quantidade de matéria orgânica presente no esgoto sanitário que é passível de degradação biológica por ação microbiana e constitui um dos principais parâmetros para projeto de unidades de tratamento de águas residuárias. É utilizada na determinação das cargas superficiais ou volumétricas aplicadas ao sistema e sua redução deve atender rigorosamente aos padrões ambientais de lançamento em corpos aquáticos ou reúso agrícola.



**Figura 5** – Comportamento da DBO<sub>5</sub> no substrato afluente e nos efluentes da série de lagoas de estabilização.

A relação  $DBO_5/DQO_{total}$  do esgoto doméstico utilizado para preparação dos substratos foi de 0,35 g DBO<sub>5</sub>/g DQO<sub>total</sub>, magnitude abaixo das normalmente encontradas para esgoto doméstico produzido pela população brasileira, que é algo em torno de 0,5 g DBO<sub>5</sub>/g DQO<sub>total</sub>, sendo um indicador da presença de material facilmente biodegradável. No caso do lixiviado de aterro sanitário também utilizado para preparação do substrato, a mesma relação foi de 0,35 g DBO<sub>5</sub>/g DQO<sub>total</sub>. Portanto, o substrato estudado neste trabalho era detentor de uma fração bastante expressiva de material orgânico de difícil biodegradação, o que compromete negativamente o desempenho do sistema em termos de remoção de material carbonáceo e nitrogenado.

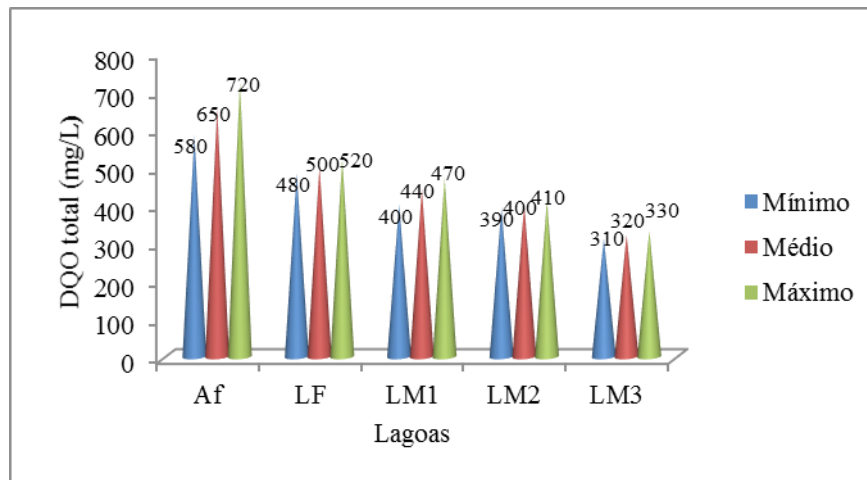
Analisando os dados de DBO<sub>5</sub>, apresentados na Figura 5, constata-se o comportamento decrescente da sua concentração na massa líquida na série de lagoas de estabilização, sendo encontradas magnitudes de concentrações médias para o afluente, LF, LM1, LM2 e LM3 de 240, 150, 140, 135 e 60 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Observa-se que o valor médio afluente da concentração de DBO<sub>5</sub> foi de 240 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, com magnitude média

final na LM3 de 60 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, propiciando eficiência média de redução de 75%.

Para que o efluente possa ser descartado em corpo aquático, deve obedecer aos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011, em que a magnitude máxima da concentração de DBO<sub>5</sub> é de 120 mg O<sub>2</sub>/L, limite que somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO<sub>5</sub> ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento das metas do enquadramento do corpo receptor.

Na Figura 6, apresenta-se o comportamento da variação temporal da concentração da DQO<sub>total</sub> no afluente e nos efluentes das lagoas de estabilização.

A concentração de DQO<sub>total</sub> no afluente variou de 580 a 720 mg O<sub>2</sub>/L, com magnitude média de 650 mg O<sub>2</sub>/L. A eficiência de redução dessa concentração foi de 50,7% e o maior percentual de remoção foi constatado na LF, haja vista receber as frações mais representativas das diversas frações de massa de DQO, além do tempo de detenção hidráulica de 4,4 dias. No esgoto doméstico da cidade de Campina Grande, da concentração dos



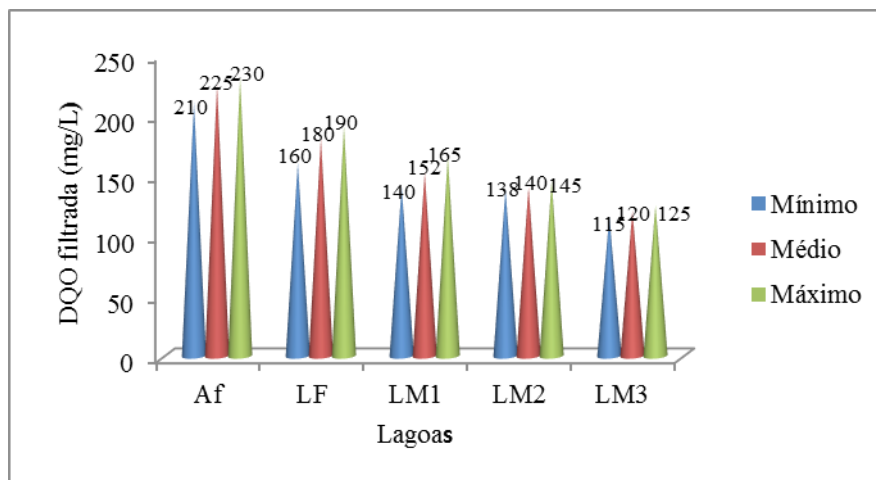
**Figura 6** – Comportamento da  $DQO_{total}$  no substrato afluente e nos efluentes da série de lagoas de estabilização.

sólidos totais, em média 55,7% correspondiam à concentração de  $DQO_{total}$ , enquanto, no lixiviado de aterro sanitário utilizado para preparação do substrato, esse percentual foi de 89,5%. Contudo, o complicador para o tratamento biológico do lixiviado é que grande fração da concentração dessa  $DQO$  é de matéria orgânica de difícil biodegradação. No esgoto doméstico utilizado na preparação do substrato, a concentração de sólidos totais dissolvidos foi, em média, de 82% da concentração dos sólidos totais; desse percentual, a relação com a  $DQO_{total}$  foi de 1,46 g SD/g  $DQO_{total}$ . Quanto ao lixiviado de aterro sanitário, o percentual de sólidos dissolvidos em relação aos sólidos totais foi de 95% e a relação estabelecida entre a concentração de sólidos dissolvidos e a de  $DQO_{total}$  passou a ser de 0,95 g SD/g  $DQO_{total}$ , algo em torno de 55% inferior, o que denota a presença de material de difícil biodegradação na fração dissolvida de matéria orgânica no lixiviado de aterro sanitário.

Investigando ainda as possíveis vias norteadoras da baixa biodegradabilidade da matéria orgânica presente no lixiviado de aterro sanitário, constatou-se que, no esgoto doméstico, em média, da

concentração de sólidos suspensos totais, 92% correspondiam à concentração de sólidos suspensos voláteis, enquanto, no lixiviado de aterro sanitário, esse percentual foi de apenas 49%, ou seja, tomando como referência os sólidos suspensos voláteis no lixiviado de aterro sanitário utilizado, sua concentração foi 87,7% menor do que a do esgoto doméstico. Por essa razão, quando se objetiva viabilizar o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico, em proporção quantitativa dos dados produzidos nas unidades de tratamento, devem-se verificar os ajustes necessários desses parâmetros e a viabilidade de aplicação do processo biológico. Em se tratando de substrato constituído por 99% de esgoto doméstico e 1% de lixiviado de aterro sanitário, que foi o resíduo líquido estudado neste trabalho, a relação entre sólidos suspensos voláteis e totais foi de 90,2%, muito próxima à do esgoto doméstico.

O comportamento da concentração da  $DQO_{filtrada}$  no substrato afluente e nos efluentes da série de lagoas de estabilização é apresentado na Figura 7.



**Figura 7** – Comportamento da  $DQO_{filtrada}$  no substrato afluente e nos efluentes da série de lagoas de estabilização.

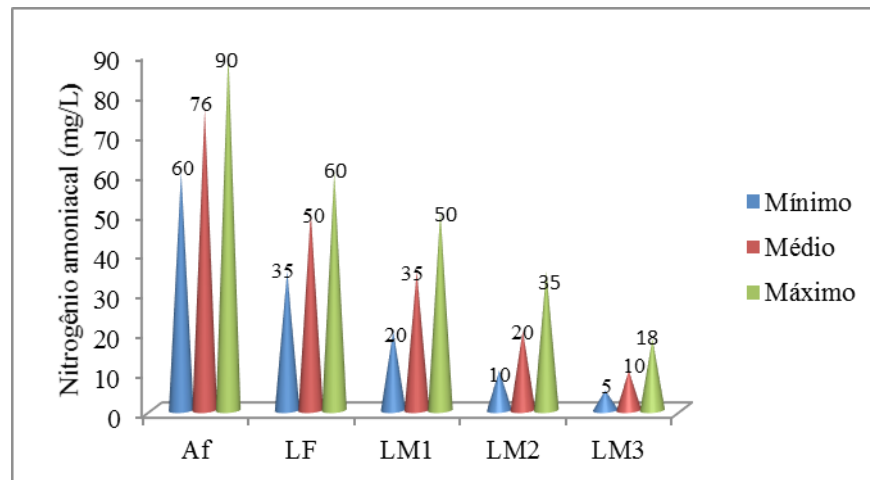
A concentração média da  $DQO_{filtrada}$  no substrato afluente foi de  $225 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ , sendo reduzida progressivamente para  $120 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  no efluente da LM3, proporcionando eficiência média de remoção de 46,6%, durante os 220 dias de monitoramento. A maior eficiência de remoção foi constatada na LF, com percentual de 20%, comportamento semelhante ao ocorrido com as concentrações de  $DQO_{total}$  (23%) e  $DQO_{particulada}$  (34%). No substrato que alimentou a lagoa de estabilização, a concentração de sólidos dissolvidos foi de  $911 \text{ mg/L}$ , enquanto a concentração de sólidos suspensos totais e voláteis foi de  $218 \text{ mg/L}$  e  $175 \text{ mg/L}$ , respectivamente. Portanto, a eficiência de remoção da concentração da  $DQO_{filtrada}$  está associada à presença de compostos orgânicos dissolvidos. No substrato utilizado neste trabalho, a relação entre sólidos totais dissolvidos e totais foi de 82,8%. Ainda, a relação estabelecida entre as concentrações de  $DQO_{particulada}$  e  $DQO_{total}$  ficou em torno de 65,4% e de  $DQO_{filtrada}$  e  $DQO_{total}$  34,0%, o que denota a presença mais significativa de sólidos orgânicos suspensos no substrato.

A digestão anaeróbia dos RSU confinados em aterros sanitários produz lixiviado com elevada concentração de  $\text{N-NH}_4^+$ . Frente a essa característica, a aplicação de tratamento biológico do lixiviado torna-se bastante complicada, haja vista a elevada concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  propiciar possibilidade de toxicidade para os microrganismos presentes no sistema de tratamento. Na Figura 8, apresenta-se o comportamento da concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  no substrato afluente e nos efluentes da série de lagoas de estabilização.

No lixiviado de aterro sanitário estudado neste trabalho, a concentração média de  $\text{N}_{total}$  foi de  $2.383 \text{ mg/L}$ ; desse total, 91% correspondiam à concentração de  $\text{N-NH}_4^+$ . No substrato, a concentração média de  $\text{N}_{total}$  foi de  $98 \text{ mg/L}$  e a de  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $76 \text{ mg/L}$ , magnitudes bem superiores à do esgoto doméstico.

A concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  apresentou tendência de decaimento, tendo valor médio afluente no substrato de  $76 \text{ mg N} \cdot \text{L}^{-1}$ , sendo reduzido progressivamente ao longo da série de lagoas para





**Figura 8** – Comportamento da concentração de  $N-NH_4^+$  no substrato afluente e nos efluentes da série de lagoas de estabilização

a concentração de  $10 \text{ mg N.L}^{-1}$  no efluente final produzido, estabelecendo eficiência de remoção média de 86,8%, associada aos processos de dessorção de amônia e ao consumo de  $CO_2$ , haja vista as limitações da ocorrência via rota de desnitrificação. Em se tratando de lagoas de estabilização alimentadas com elevada concentração de  $N-NH_4^+$ , profundidade média de 54,5 cm, pH na massa líquida variando de 7,3 a 9,3 e temperatura média na massa líquida de  $25 \text{ }^\circ\text{C}$ , as duas vias mais prioritárias para a remoção de  $N-NH_4^+$  são a dessorção de  $NH_3$  e a utilização de  $CO_2$  na fotossíntese. Nas duas primeiras lagoas, a eficiência de remoção da concentração de  $N-NH_4^+$  foi de 54% e, nas duas últimas lagoas da série, de 71%, o que justifica a influência do pH no processo de dessorção de  $N-NH_4^+$ .

Coliformes termotolerantes são aceitos mundialmente como indicadores de poluição fecal, tanto para avaliar o grau de tratamento de efluentes quanto para verificar se as águas de corpos receptores podem ser utilizadas para usos especifi-

cos, como abastecimento público, lazer, irrigação, aquicultura etc. Diversos fatores interferem no decaimento bacteriano ao longo do sistema de lagoas de estabilização, entre os quais podem ser destacados: a temperatura, direção e velocidade dos ventos, a intensidade da luz solar, a geometria das lagoas, as altas concentrações de O dissolvido, as variações das magnitudes de pH e o fenômeno da predação. No sistema de lagoas de estabilização tratando lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico, observou-se a redução das densidades de coliformes termotolerantes, como pode ser observado na Tabela 6. No substrato (99% de esgoto sanitário e 1% de lixiviado de aterro sanitário), a densidade de coliformes termotolerantes variou de  $5 \times 10^5$  a  $4 \times 10^7$  UFC/100 mL. Já no efluente final do sistema de lagoas de estabilização, essa magnitude variou de  $1 \times 10^2$  a  $4 \times 10^5$  UFC/100 mL, com concentração média de  $2,35 \times 10^4$  UFC/100 mL. Os valores mínimos, máximos, médios e desvio padrão para o afluente e efluentes de cada lagoa de estabilização (LF, LM1, LM2 e LM3) estão apresentados na Tabela 6.

**Tabela 6** – Valores mínimos, máximos, médios e desvio padrão da densidade de coliformes termotolerantes obtidos no monitoramento da massa líquida do sistema de lagoas de estabilização.

	Afluente	LF	LM1	LM2	LM3
Mínimo (UFC/100 mL)	5,00E+05	3,70E+04	1,00E+04	1,00E+03	1,00E+02
Máximo (UFC/100 mL)	4,00E+07	7,00E+06	3,00E+06	1,00E+06	4,00E+05
Médio (UFC/100 mL)	9,28E+06	1,31E+06	4,44E+05	1,13E+05	2,35E+04
Desvio padrão	9763718,9	1717940,9	732140,2	231446,4	63431,8

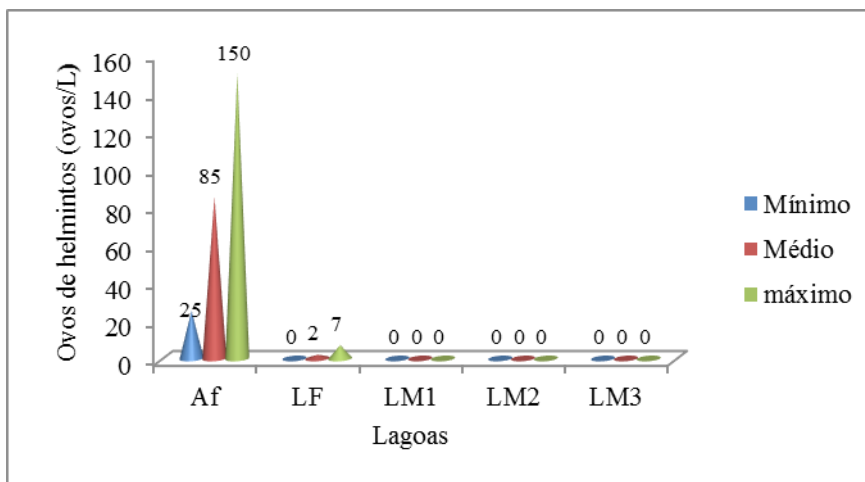
O sistema apresentou eficiência média de 99,76%, atingindo eficiências de até 99,99%. As eficiências de remoção de coliformes termotolerantes em cada lagoa de estabilização (LF, LM1, LM2 e LM3) estão apresentadas na Tabela 7.

**Tabela 7** – Magnitude das eficiências de remoção de coliformes termotolerantes obtidas no monitoramento da massa líquida das lagoas de estabilização.

Eficiência	Mín. (%)	Máx. (%)	Méd. (%)	Desvio padrão
LF	54,55	98,27	84,27	11,67
LM1	25,00	99,06	68,73	16,87
LM2	46,30	98,67	81,65	12,48
LM3	28,57	98,00	74,13	16,69
Eficiência total	97,14	99,99	99,76	0,60

A densidade média de coliformes termotolerantes no efluente produzido na última lagoa da série foi de 1.000 UFC/100 mL, o que atende à legislação pertinente para reúso agrícola. Portanto, tratar lixiviado de aterro sanitário diluído em esgoto sanitário pode ser uma promissora alternativa, principalmente para regiões com disponibilidade de área física, limitada quantidade de água para uso agrícola ou industrial e fatores ambientais favoráveis para o desempenho de lagoas de estabilização.

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 Figura 9, são apresentados os valores da densidade de ovos de helmintos encontrados no afluente e nos efluentes de cada lagoa de estabilização.



**Figura 9** – Magnitude da densidade de ovos de helmintos no substrato afluente e nos efluentes da série de lagoas monitorada.

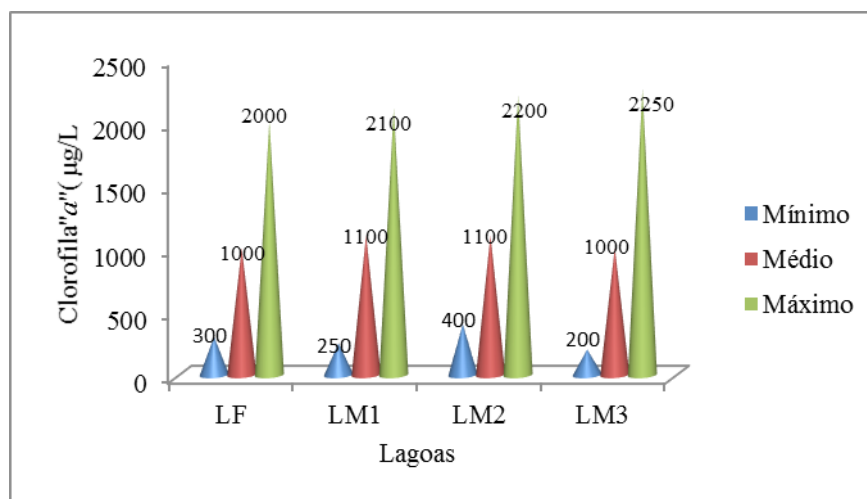
Durante o período de monitoramento das lagoas de estabilização, houve ampla variação nas densidades dos ovos de helmintos. As magnitudes mínima, máxima e média observadas foram 25 ovos/L, 150 ovos/L e 85 ovos/L, respectivamente. Nos efluentes da LF, observou-se a redução do número de ovos de helmintos em relação ao afluente. Os valores máximo e mínimo encontrados nos efluentes da LF foram de 7 ovos/L e 0 ovo/L, respectivamente. Nos efluentes das LMs, não foram encontrados ovos de helmintos em nenhuma das amostras coletadas e examinadas.

Ovos de helmintos apresentam densidades superiores às dos efluentes tratados, tendendo a sedimentar no fundo das lagoas de estabilização. Sua remoção ocorreu por sedimentação, sendo o maior número de ovos retido na LF; os que permaneceram no efluente foram retidos na LM1. A eficiência de remoção de ovos de helmintos na série de lagoas de estabilização foi de 100%.

As concentrações de clorofila “a” produzidas na massa líquida das lagoas de estabilização são apresentadas na Figura 10.

A clorofila “a” é o pigmento responsável pelo processo fotossintético. É a mais comum das clorofilas e representa, aproximadamente, de 1% a 2% em peso seco do material orgânico em todas as algas planc-tônicas. Portanto, é um parâmetro que expressa indiretamente a biomassa algal, podendo ser considerado a principal variável indicadora do estado trófico dos ambientes aquáticos. As lagoas de estabilização diferem dos corpos de águas naturais e dos reservatórios artificiais, por possuírem elevadas concentrações de nutrientes e clorofila e altas densidades fitoplanctônicas, caracterizando-as como sistemas aquáticos hipertróficos.

As concentrações médias de clorofila “a” nas lagoas de estabilização monitoradas variaram de 1.000 a 1.100  $\mu\text{g/L}$ , sendo a LM2 a que produziu maior concentração. As relações estabelecidas entre as concentrações de clorofila “a” e de  $\text{DBO}_5$  na série de lagoas de estabilização (LF, LM1, LM2 e LM3) foram de 7,69, 7,85, 8,2 e 16,6  $\mu\text{g}$  clorofila “a”/ $\text{g}$   $\text{DBO}_5$ , respectivamente, denotando que, na LM3, a relação clorofila “a”/ $\text{DBO}_5$  foi 115,8% maior quando comparada com a LF, sendo essa relação resultante da redução da



**Figura 10** – Magnitude das concentrações de clorofila “a” nos efluentes da série de lagoas de estabilização monitorada.

concentração de  $DBO_5$  propiciada pelos fenômenos envolvidos na dinâmica do processo de bioestabilização de matéria orgânica em lagoas de estabilização. Quanto às relações estabelecidas entre as concentrações de clorofila e  $N-NH_4^+$ , as magnitudes encontradas foram de 20, 31, 4, 55 e 100  $\mu g$  clorofila "a"/ $g$   $N-NH_4^+$ , respectivamente, o que significa que, na última lagoa da série, a relação clorofila "a"/ $DBO_5$  foi 400% maior quando comparada com a LF. Em outras palavras, na série de lagoas de estabilização monitorada, a disponibilidade de  $N-NH_4^+$  na massa líquida foi reduzida de 50 para 10  $\mu g$   $N-NH_4^+$ / $\mu g$  clorofila "a" e esse mesmo percentual de redução não foi constatado no quantitativo de massa de clorofila "a", denotando que a concentração de  $N-NH_4^+$  não foi fator limitante na sua geração.

## 5 CONCLUSÕES

Frente à análise dos dados deste trabalho, pode-se concluir que:

- A mistura de 1% de lixiviado de aterro sanitário com 99% de esgoto sanitário (percentagem em volume) produz substrato com característica de esgoto forte, que pode ser tratado via processo biológico.
- As lagoas de estabilização em série, com profundidade média de 0,5 m, na região Nordeste do Brasil, apresentaram bom desempenho no tratamento de substrato constituído por 1% de lixiviado de aterro sanitário e 99% de esgoto sanitário no que concerne à remoção de material carbonáceo, material nitrogenado, coliformes termotolerantes e ovos de helmintos.
- Em relação aos custos associados ao tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário, quando comparado a lagoas de estabilização aplicadas ao tratamento de esgoto sanitário, houve um pequeno acréscimo, haja vista a necessidade de transporte de lixiviado para o local das lagoas.

- No geral e considerando alguns ajustes necessários para projeto em escala real do tratamento conjugado em lagoas de estabilização, essa é uma alternativa que desponta com grande potencial para tratamento de lixiviado de aterro sanitário, dentro de uma promissora relação custo-benefício nos aspectos sociais, econômicos e ambientais.
- Na conjuntura brasileira atual e em regiões ou cidades em que existem já instaladas e em operação ETEs e aterro sanitário, as limitações técnicas e financeiras inerentes à aplicação do tratamento conjugado estão associadas diretamente à distância existente entre as duas unidades de tratamento de resíduos líquidos e sólidos e a alguns parâmetros operacionais. Contudo, os custos de transporte de lixiviado de aterro sanitário seriam ainda menores quando comparados aos diversos processos de tratamento que normalmente são exigidos para lixiviado *in natura* de aterro sanitário, objetivando a produção de efluente que atenda à legislação pertinente.

## REFERÊNCIAS

- 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, 2009, p. 672-684.
- AHMED, N. F., LAN, C. Q.; Treatment of Landfill Leachate Using Membrane Bioreactors: A Review, **Desalination**, v. 287, 2012, p. 41-54.
- APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2005.
- BITTON, G.(1994) Wastewater Microbiology. New York, John Wiley.
- 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**, vol. 178, n. 1-3, 2010, p 699-705.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico** (2008), Rio de Janeiro, ISBN 978-85-240-4135-8, 2010.

IFEANYICHUKWU, M. J.; **New Leachate Treatment Methods**. Master Thesis - Department of Chemical Engineering, Lund University, Sweden, 2008, 77 p.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A.; **Tratamento de esgotos domésticos**, 4° ed., SEGRAC, Rio de Janeiro - RJ, 2005, 932 p.

LACONI, C., ROSSETTI, S., LOPES, A., RIED, A.; Effective Treatment of **Stabilized** Municipal Landfill Leachates, **Chemical Engineering Journal**, v. 168, 2011, p. 1085–1092.

LEITE, V. D.; FERNANDES, F.; JUCÁ, J. F. T.; GOMES, L. P.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; SILVA, F. M. S.; CAETANO, M. O. **Estudo do Processo de Stripping de Amônia de Lixiviado de Aterro Sanitário**. In: Estudo de caracterização e tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário para condições brasileira. Rio de Janeiro: ABES, p. 60 – 96, 2009.

LEITE, V.D.; PEARSON, H.W.; SOUSA, J.T.; LOPES, W.S. The Removal of Ammonia from Sanitary Landfill Leachate Using a Series of Shallow Waste Stabilization Ponds. **Water Science & Technology**, v. 63, n. 4, 2011, p. 666 – 670.

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**, vol. 172, n. 1, 2009, p. 408–415.

LIMA, D.F. Tratamento Conjugado de Águas Residuárias e Lixiviado de Aterro Sanitário em Lagoas de Estabilização Rasas. Dissertação de Mestrado - Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande – PB. 2010, 95 p.

MARA, D.; **Domestic Wastewater treatment in developing countries**, First ed., London - UK, Earthscan, 2004, 310 p.

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**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 1, 2011, p. 11-9.

METCALF & EDDY(1991). *Wastewater Engineering – treatment, disposal and reuse*. 3<sup>rd</sup> Edition. New York: McGraw – Hill Book Company, Inc.

PAINTER, H. A. A review of literature on inorganic metabolism in microorganisms. **Water Research**, v.4, p. 393 – 450, 1970.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P.; Landfill Leachate Treatment: Review and Opportunity, **Journal of Hazardous Materials**, vol. 150, n. 3, 2008, p. 468–493.

VON SPERLING; OLIVEIRA, S. C., M.; Avaliação da Influência do Tempo de Detenção Hidráulica e da Taxa de Aplicação Superficial na Composição da Comunidade Fitoplanctônica Presente em Lagoas de Polimento e a Influência dessa Comunidade nas Condições Ambientais (pH, OD e amônia) das Lagoas, **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, Desarrollo y Práctica**. Vol. 3, No. 1, 2010, p. 11-21.

# Níveis de adubação no cultivo de melancia irrigado com esgoto

## Fertilization levels on watermelon cultivation irrigated with sewage

- **Data de entrada:**  
03/09/2015
- **Data de aprovação:**  
14/09/2016

Edécio José de Souza Filho | Sávía Gavazza | Lourdinha Florencio | Mario Takayuki Kato

DOI: 10.4322/dae.2016.036

### Resumo

Avaliou-se o uso de esgoto tratado em reator anaeróbico para irrigação por gotejamento, combinado com diferentes níveis de adubação química, no cultivo de melancia em região semiárida. Foram estudados quatro tratamentos, com 0%, 25%, 50% e 100% da adubação química recomendada. As médias de produtividade de todos os tratamentos variaram de 43,3 t/ha a 53,7 t/ha, sendo maior que a média no país (22,5 t/ha). Os frutos mais pesados e maiores foram obtidos nos tratamentos com 25% e 50% da adubação recomendada, mas não houve diferença significativa em relação ao tratamento com 0%. Portanto, a utilização de esgoto tratado sem adubação é a forma recomendada para a cultura da melancia. As características de alta produtividade (43,3 t/ha) e de sólidos solúveis (6,63 °Brix) indicam atratividade econômica e fruto doce, com potencial de boa aceitação comercial.

**Palavras-chave:** Gotejamento. Produtividade. Reúso da água.

### Abstract

*The use of sewage treated in anaerobic reactor for drip irrigation, combined with different levels of chemical fertilization in the cultivation of watermelon in a semiarid region, was evaluated. Four treatments, with 0%, 25%, 50% and 100% of the recommended chemical fertilization, were used. The yield in the treatments ranged from 43.3 to 53.7 ton/ha, being higher than the average productivity in the country (22.5 ton/ha). The heaviest and biggest fruits were obtained with the treatments of 25% and 50%, but there was no significant difference compared to the treatment with 0%. Therefore, the use of treated sewage without chemical fertilization is recommended as the best for the watermelon culture. The high productivity (43.3 ton/ha) and dissolved solids (6.63 °Brix) indicate it as economically attractive and resulting in a sweet fruit with expected good commercial acceptance.*

**Keywords:** Drip irrigation. Productivity. Water reuse.

**Edécio José de Souza Filho** – Graduado em Engenharia Agrícola e Ambiental pela Universidade Federal Rural de Pernambuco e mestre em Engenharia Civil (Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). E-mail: edecio.souza@yahoo.com.br

**Sávía Gavazza** – Graduada em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Alagoas e doutora em Engenharia Civil (Hidráulica e Saneamento) pela Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (USP). Professora associada da UFPE. E-mail: savia@ufpe.br

**Lourdinha Florencio** – Graduada em Engenharia Civil pela UFPE, mestre em Engenharia Civil (Hidráulica e Saneamento) pela Escola de Engenharia de São Carlos, USP, e doutora em Tecnologia Ambiental e Ciências da Agricultura pela Universidade de Wageningen, Holanda. Professora titular da UFPE. E-mail: flor@ufpe.br

**Mario Takayuki Kato\*** – Graduado em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Paraná, mestre em Engenharia Civil (Hidráulica e Saneamento) pela Escola de Engenharia de São Carlos, USP, e doutor em Tecnologia Ambiental e Ciências da Agricultura pela Universidade de Wageningen, Holanda. Professor titular da UFPE. Universidade Federal de Pernambuco, Departamento de Engenharia Civil, Laboratório de Saneamento Ambiental.

\***Endereço para Correspondência:** Av. Acadêmico Hélio Ramos, s/n. Cidade Universitária. CEP: 50740-530 Recife-PE. Tel.: 81 2126 8228. Fax: 81 2126 8716 E-mail: kato@ufpe.br

## 1 INTRODUÇÃO

As preocupações relacionadas com a quantidade e qualidade da água doce são crescentes, por causa de fatores como o aumento da demanda doméstica, industrial e agrícola, a poluição das águas, o progresso econômico, o uso intensivo e extensivo da terra e as mudanças climáticas. Consequentemente, sua disponibilidade para o futuro torna-se incerta (DAVIES; SIMONOVIC, 2011).

O reúso da água é uma prática que tanto reduz a quantidade de esgoto despejado nos corpos de água, quanto contribui para a redução do consumo da água de melhor qualidade, deixando-a para fins mais nobres. Ainda, a aplicação de efluentes ao solo é uma forma efetiva de controle da poluição e também uma alternativa viável para aumentar a disponibilidade hídrica em regiões áridas e semiáridas. Os maiores benefícios dessa forma de reúso estão associados aos aspectos econômicos, ambientais e de saúde pública (HESPANHOL, 2003).

A utilização do esgoto na agricultura é uma técnica atrativa, uma vez que o efluente contém alguns componentes minerais e orgânicos importantes para o desenvolvimento e até para a proteção das plantas (MALAVOLTA, 2006; MENDES et al., 2010; BARROS et al., 2012). Silva et al. (2015) empregaram o efluente de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), composta por reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) e lagoa de polimento, na irrigação de mudas de eucalipto e concluíram que os resultados de crescimento foram viáveis agronomicamente. Por sua vez, Barros et al. (2012) irrigaram milho com efluente da mesma ETE e observaram que as plantas apresentaram os melhores parâmetros de crescimento, bem como as menores ocorrências de ataques por nematoides.

No entanto, de acordo com suas características, os esgotos sanitários podem conter organismos patogênicos em concentrações elevadas, possibilitando risco à saúde em práticas de reúso (BASTOS et al., 2008). O uso de esgoto pode ser

dificultado também quando a irrigação é por gotejamento, devido aos possíveis entupimentos causados pela elevada concentração de sólidos (CHANDRAKANTH et al., 1988). De acordo com Batista et al. (2011), a formação de um filme com sólidos suspensos e bactérias é a principal causa de obstrução dos gotejadores. Já Bucks et al. (1979) afirmam que valores acima de 100 mg/L de sólidos suspensos caracterizam um risco severo de entupimento de gotejadores.

A melancia (*Citrullus lanatus*) é uma planta originária das regiões tropicais da África Equatorial; no Brasil, é considerada uma das mais importantes olerícolas produzidas e comercializadas (ANDRADE JÚNIOR et al., 2007). Seu ponto de colheita é entre 70 e 75 dias após o plantio, mas, no Nordeste brasileiro, esse tempo é um pouco mais reduzido, devido às altas temperaturas, sendo realizada após 65 a 75 dias do plantio (DIAS; LIMA, 2010). Sendo uma espécie própria do clima tropical, pouco tolerante ao frio intenso (MAROUELLI et al., 2012), seu cultivo em áreas áridas e semiáridas do Nordeste é algo comum e uma fonte de renda para muitos agricultores. No entanto, a pouca incidência de chuvas nessas regiões afeta a produção, aumentando os custos, devido à necessidade de irrigação, realizada, em geral, com água superficial.

A irrigação é uma prática vantajosa na produção de melancia, possibilitando aumento na produtividade e obtenção de frutos de melhor qualidade, além de viabilizar a produção na entressafra, quando os preços são mais atrativos ao produtor (MAROUELLI et al., 2012). Para obter um maior rendimento do plantio, é recomendada a adição de nutrientes, realizada pela aplicação de adubo químico, tanto no solo quanto na água de irrigação. A adubação recomendada é função da quantidade de nutrientes presentes no solo, em especial, nitrogênio, fósforo e potássio (NPK). Essa nutrição mineral contribui diretamente na produtividade e na qualidade dos frutos de melancia. O nitrogênio e o potássio são os nutrientes mais exi-

gidos e devem ser aplicados de forma e em quantidade adequada e na época correta (GRANGEIRO; CECÍLIO FILHO, 2004).

NPK são nutrientes normalmente presentes em esgotos domésticos, porém as quantidades nem sempre são suficientes para o cultivo da melancia com alta produtividade, sendo ainda necessária a adubação química adicional em níveis adequados. Para calcular a quantidade demandada de fertilizantes na irrigação com esgotos, é preciso o conhecimento prévio da sua concentração no solo. A reposição de nitrogênio é fundamental, mas geralmente sua determinação não é realizada para a indicação da fertilidade do solo. Por outro lado, a concentração desses três nutrientes nos esgotos varia de acordo com o clima, hora, lugar e dia da semana.

Portanto, os objetivos deste trabalho foram: (i) estudar os diferentes níveis de adubação química na produção e qualidade da melancia irrigada por gotejamento com esgoto doméstico tratado em reator anaeróbico; (ii) avaliar a influência do uso da irrigação com efluente no solo. Os resultados podem orientar os produtores de melancia do semiárido a desenvolver uma estratégia de adubação, em que possa ser viável o uso de esgoto para aumentar a lucratividade e diminuir os custos com fertilizantes.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento teve duração de 66 dias e foi conduzido no período de setembro a novembro de 2012, na cidade de Petrolândia (PE). O clima da região é semiárido e a vegetação predominante é a caatinga hiperxerófila (IBGE, 2010). O efluente

utilizado na irrigação foi oriundo de uma pequena ETE da cidade, composta por caixa de areia vertical, reator UASB, tanque de sedimentação/filtração e tanque de equalização/armazenamento. O reator UASB tinha volume de 50 m<sup>3</sup> e a vazão média afluyente era de 1,83 L/s, resultando em tempo de detenção hidráulica de 7,6 horas. O efluente, antes de ser usado na irrigação, passou por filtros de discos.

Amostras do afluyente e efluente da ETE (após os filtros de discos) foram coletadas e analisadas de acordo com os procedimentos descritos nos *Standards methods* (APHA; AWWA; WEF, 2012). Os parâmetros avaliados foram: condutividade elétrica, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal, fósforo, potássio, sulfato, cloretos, sódio, Razão de Adsorção de Sódio (RAS), ovos de helmintos, coliformes fecais, dureza de cálcio e dureza de magnésio. No efluente, foi determinada adicionalmente a presença de alguns metais: cádmio, cromo, cobre, chumbo, níquel, zinco, ferro e manganês. A quantificação dos metais foi realizada utilizando um espectrômetro de absorção atômica com chama (Varian, modelo AA 240FS).

O experimento foi conduzido dentro de uma área de demonstração de reúso de 2 ha, próxima da ETE e implantada em 2007. O tipo de solo era neossolo quartzarênico, sendo homogêneo em toda a área (SILVA et al., 2001); suas características físicas são apresentadas na Tabela 1.

**Tabela 1** – Características físicas do solo (número de amostras n=12).

Parâmetro	Areia total (%)	Areia grossa (%)	Areia fina (%)	Silte (%)	Argila (%)
Média	94,25	51,54	42,71	0,17	5,58
Desvio padrão	0,68	3,51	2,95	0,34	0,35



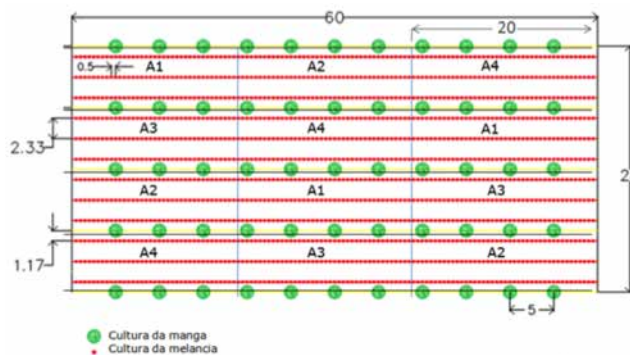
O cultivo das melancias foi realizado dentro dessa área de demonstração, mas ocupando somente 1.680 m<sup>2</sup> (60 x 28 m). A irrigação foi do tipo localizada, utilizando gotejadores de fluxo turbulento (Amanco FT), com vazão de 8 L/h. Os testes de uniformidade de lâmina de irrigação foram realizados diariamente e a limpeza dos gotejadores, três vezes por semana. O espaçamento utilizado foi de 2,33 m entre linhas e 0,50 m entre plantas e o cultivo das melancias foi realizado em consórcio com o de manga existente (Figura 1). O sistema de irrigação era composto por uma bomba (7,5 CV) e tubulações de policloreto de polivinila (PVC) de 100 mm para adução e distribuição para toda a área de demonstração, além de mangueiras de polietileno (PN20) de 16 mm, que alimentavam os gotejadores.



**Figura 1** – Área do experimento das melancias, em consórcio com o cultivo de manga existente.

A área experimental foi dividida em 12 parcelas iguais de 20 x 7 m, com delineamento experimental por blocos casualizados, com quatro tratamentos e três repetições cada (Figura 2). Os tratamentos e as respectivas repetições foram distribuídos aleatoriamente nas 12 parcelas experimentais, sendo delineados de acordo com o nível de adubação recomendado para o cultivo da melancia (IPA, 1998) (Tabela 2). Adicionalmente,

foram implantadas duas linhas de cultivo de melancia nas laterais de cada parcela, servindo como bordadura para evitar o efeito da competição entre as parcelas, seguindo a recomendação de Fehr (1987).



**Figura 2** – Área experimental para o cultivo de melancia. **Notas:** Tratamento A1 (0%) – irrigação somente com efluente. Tratamento A2 (25%) – efluente + 25% de adubação química recomendada. Tratamento A3 (50%) – efluente + 50% de adubação química recomendada. Tratamento A4 (100%) – efluente + 100% de adubação química recomendada.

**Tabela 2** – Recomendação de adubação para melancia em Pernambuco.

Teor presente no solo	Adubação no plantio	Adubação de cobertura
<b>Nitrogênio</b>	<b>(kg N/ha)</b>	<b>(kg N/ha)</b>
DNE	30	90
<b>Fósforo (mg P/dm<sup>3</sup>)</b>	<b>(kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha)</b>	<b>(kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha)</b>
< 6	120	-
6-12	90	-
13-25	60	-
> 25	30	-
<b>Potássio (cmol<sub>c</sub> K/dm<sup>3</sup>)</b>	<b>(kg K<sub>2</sub>O/ha)</b>	<b>(kg K<sub>2</sub>O/ha)</b>
< 0,08	30	90
0,08-0,15	30	60
0,16-0,30	30	30
> 30	-	30

Fonte: Adaptado de IPA (1998).

Nota: DNE = determinação não exigida.

A lâmina líquida de irrigação foi calculada pelo método evaporimétrico do Tanque Classe A (TCA), por meio da evapotranspiração de referência, de acordo com Doorenbos e Pruitt (1977), e ajustado pelo coeficiente da cultura (Equação 1).

$$ET_c = ET_{0(TCA)} \cdot K_c \quad (1)$$

Em que:

$ET_c$  = evapotranspiração da cultura (mm/dia).

$ET_{0(TCA)}$  = evapotranspiração de referência, método TCA (mm/dia).

$K_c$  = coeficiente da cultura (melancia).

O coeficiente da cultura variou de acordo com o estágio da cultura da melancia: 0,5 no estágio 1 (da emergência até 10% do desenvolvimento); 0,8 no estágio 2 (de 10% do desenvolvimento até o início do florescimento); 1,0 no estágio 3 (do fim do estágio 2 até o início da maturação dos frutos); e 0,75 no estágio 4 (do fim do estágio 3 até a colheita), seguindo as recomendações de Doorenbos e Kassam (1979). Na ocorrência de precipitação, esta foi subtraída do valor da evapotranspiração da cultura.

Para a determinação da evapotranspiração de referência no TCA, foi utilizada a Equação 2.

$$ET_0 = Ev \cdot K_p \quad (2)$$

Em que:

$Ev$  = evaporação medida no TCA (mm/dia).

$K_p$  = coeficiente do TCA.

O coeficiente da cultura foi de 0,65, de acordo com Allen et al. (1998), obtido pelos resultados de umidade relativa do ar (UR) (45%) e velocidade média do vento (8 m/s), ambos medidos na miniestação meteorológica existente.

Para encontrar a Lâmina Bruta de Irrigação (LBI) para o sistema de irrigação utilizado, foi necessário, primeiramente, o cálculo da evapotranspiração na área irrigada por gotejamento ( $ET_g$ , mm/dia), pela Equação 3.

$$ET_g = ET_c \cdot P/100 \quad (3)$$

Em que:

$P$  = percentagem de área média molhada por planta, tendo-se adotado o valor de 40%, que é o utilizado para cultivos hortícolas no semiárido (MAROUELLI et al., 2012).

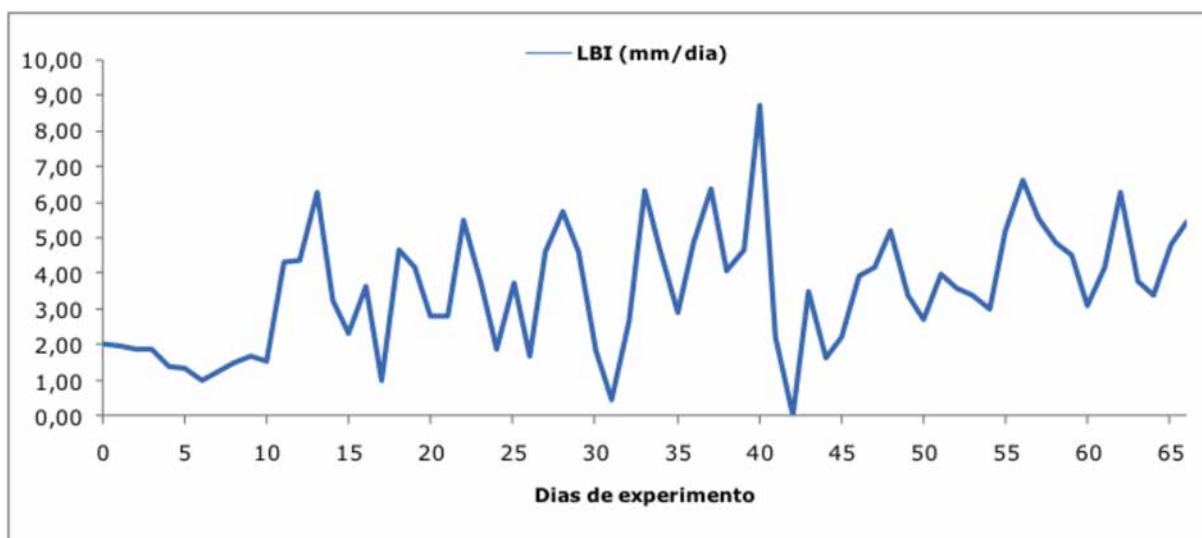
A Equação 4 foi utilizada para calcular a LBI (mm/dia).

$$LBI = ET_g / E_i \quad (4)$$

Em que:

$E_i$  = eficiência de irrigação, cujo valor foi de 90%, seguindo as recomendações de Marouelli et al. (2012).

Os resultados para a LBI são apresentados na Figura 3.



**Figura 3** – Lâmina Bruta de Irrigação utilizada no experimento.

De acordo com os resultados obtidos nas análises de solo na área experimental (fósforo de 10 mg P/dm<sup>3</sup> e potássio de 0,172 cmol<sub>c</sub> K/dm<sup>3</sup>) e seguindo a recomendação do Instituto de Pesquisas Agropecuárias (IPA, 1998), foi determinada a quantidade de NPK necessária na adubação (Tabela 3).

**Tabela 3** – Quantidade de fertilizantes necessária, de acordo com as análises do solo na área experimental e recomendações do IPA (1998).

Nutriente	Adubação no plantio	Adubação de cobertura (aos 20 e 40 dias após o plantio)
Nitrogênio (kg N/ha)	30	90
Fósforo (kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /ha)	90	-
Potássio (kg K <sub>2</sub> O/ha)	30	30

Os fertilizantes comerciais utilizados foram cloreto de potássio, sulfato de amônio e superfosfato simples, os quais foram adicionados no solo da área experimental em duas etapas e de acordo com as recomendações do IPA (1998) e Mendes et al. (2010): (i) única adubação com NPK no momento do plantio, realizada em uma cova feita com aproximadamente 20 cm de profundidade; (ii) adubação de cobertura com nitrogênio e po-

tássio aos 20 e 40 dias após o plantio, realizada em pequenas covas de aproximadamente 2 cm e cobertas com terra.

Amostras de solo foram coletadas e analisadas antes e no fim do período experimental do cultivo, com a finalidade de verificar a influência do uso do esgoto na irrigação e dos diferentes níveis de adubação no solo. Os parâmetros foram avaliados de acordo com o manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 1999), tendo sido determinados: pH, cobre, ferro, potássio e fósforo. As amostras foram coletadas na região do bulbo úmido, nas profundidades de 0-20 cm e 20-40 cm. A colheita dos frutos foi realizada quando do ressecamento da primeira gavinha. Os frutos foram pesados numa balança digital comercial (Filizola, modelo BP15), com três casas decimais. As medições do diâmetro e espessura da casca foram feitas com o auxílio de uma trena e régua, respectivamente. Para determinação dos sólidos solúveis, foi utilizado um refratômetro (Atago, modelo Master-M). Os resultados dos frutos foram analisados de acordo com o teste de Tukey a 5% de probabilidade.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### Efluente

Os resultados obtidos nas análises do efluente encontram-se na Tabela 4. O efluente apresentou condutividade de 643  $\mu\text{S}/\text{cm}$  e RAS de 3,06 ( $\text{mmol}_c/\text{L}$ )<sup>1/2</sup>, valores que, segundo Ayers e Westcot (1976), ficaram próximos dos limites de risco de salinidade e toxidez por sódio (750  $\mu\text{S}/\text{cm}$  e 3,0 ( $\text{mmol}_c/\text{L}$ )<sup>1/2</sup>, respectivamente). O valor de RAS, no entanto, ficou bem abaixo do máximo estabelecido pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2010), de 12 ( $\text{mmol}_c/\text{L}$ )<sup>1/2</sup> para águas residuárias destinadas ao uso agrícola.

A concentração de coliformes fecais foi de 2,7 x 10<sup>6</sup> CF/100 mL. De acordo com a Organização Mundial da Saúde (WHO, 1989), essa concentração torna o efluente impróprio para a irrigação de culturas consumidas cruas. No entanto, o efluente mostrou-se adequado em relação aos helmintos, tendo em vista que nenhum ovo foi encontrado nas amostras coletadas.

O valor médio de Sólidos Suspensos Totais (SST) foi de 132 mg/L. De acordo com Bucks et al. (1979), efluentes com SST maiores que 100 mg/L oferecem risco severo de entupimento dos gotejadores. Durante o período experimental, para evitar ou amenizar a necessidade de desentupimento, as limpezas foram realizadas com a frequência de três vezes por semana.

Valores obtidos nas análises de metais no afluente e efluente encontram-se na Tabela 5, assim como os valores máximos sugeridos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2012). Pelas concentrações encontradas, os metais determinados no efluente não oferecem riscos.

**Tabela 4** – Valores médios das medidas e concentrações dos principais parâmetros físico-químicos e microbiológicos do efluente tratado durante o período experimental de 66 dias.

Parâmetro	Unidade	Valor médio	n
Condutividade elétrica	$\mu\text{S}/\text{cm}$	643,0 $\pm$ 94,3	15
DQO	mg O <sub>2</sub> /L	150,4 $\pm$ 37,7	15
DBO	mg O <sub>2</sub> /L	65,1 $\pm$ 19,3	15
N-NTK	mg/L	45,3 $\pm$ 12,2	15
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/L	31,1 $\pm$ 14,0	15
P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	mg/L	5,2 $\pm$ 1,1	15
Potássio	mg/L	15,0 $\pm$ 1,6	15
S-SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	mg/L	56,4 $\pm$ 13,3	15
Cloro	mg/L	81,0 $\pm$ 38,7	15
Sódio	mg/L	65,0 $\pm$ 13,6	15
Dureza de cálcio	mg CaCO <sub>3</sub> /L	36,08 $\pm$ 14,6	15
Dureza de magnésio	mg CaCO <sub>3</sub> /L	48,0 $\pm$ 17,0	15
RAS	( $\text{mmol}_c/\text{L}$ ) <sup>1/2</sup>	3,06	-
Ovos de helmintos	nº ovos viáveis/L	0	6
Coliformes fecais	CF/100 mL	2,7 . 10 <sup>6</sup>	6
Cobre	mg/L	0,08	2
Zinco	mg/L	1,25	2
Ferro	mg/L	2,20	2
Sólidos totais	mg/L	440 $\pm$ 181	6
Sólidos totais fixos	mg/L	224 $\pm$ 98	6
Sólidos totais voláteis	mg/L	216 $\pm$ 109	6
Sólidos suspensos totais	mg/L	132 $\pm$ 74	6
Sólidos suspensos fixos	mg/L	36 $\pm$ 20	6
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	96 $\pm$ 61	6
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	308 $\pm$ 149	6
Sólidos dissolvidos fixos	mg/L	188 $\pm$ 103	6
Sólidos dissolvidos voláteis	mg/L	120 $\pm$ 61	6

**Tabela 5** – Valores médios (n = 3) das concentrações dos metais (mg/L) encontrados no afluente e efluente tratado durante o período experimental de 66 dias (mg/L).

Metal	Cádmio	Cromo	Cobre	Chumbo	Níquel	Zinco	Ferro	Manganês
Afluente	ND	ND	0,16	ND	ND	1,20	2,40	0,12
Efluente	ND	ND	0,08	ND	ND	1,25	2,20	ND
Máximo recomendado pela EPA (2012)	0,01	0,10	0,20	5,00	0,20	2,00	5,00	0,20
Limite de detecção	0,005	0,13	0,005	0,13	0,11	0,005	0,13	0,0051

Nota: ND = não detectado.

## Solo

Os resultados da caracterização do solo para ambas as camadas encontram-se na Tabela 6. De acordo com Mendes et al. (2010), o cultivo da melancia desenvolve-se satisfatoriamente em solos com pH entre 5,5 e 6,8. Nessa faixa, não há necessi-

dade da realização de calagem, sendo o conceito válido para a camada de 0-20 cm do solo. Os valores médios de pH antes do plantio encontraram-se bem próximos ou dentro daquela faixa para a camada de 0-20 cm do solo, praticamente para todos os tratamentos.

**Tabela 6** – Características médias (n = 6) do solo antes e após o fim do cultivo nas camadas de 0-20 cm e 20-40 cm de profundidade.

Tratamento	Camada (cm)	pH		Potássio (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )		Fósforo (mg/dm <sup>3</sup> )		Cobre (mg/dm <sup>3</sup> )		Ferro (mg/dm <sup>3</sup> )	
		I	F	I	F	I	F	I	F	I	F
A1 (0%)	0-20	6,53 (0,21)	5,90 (0,33)	0,19 (0,03)	0,18 (0,05)	12,00 (6,08)	14,67 (12,94)	0,43 (0,21)	0,60 (0,18)	13,27 (2,25)	21,40 (4,40)
	20-40	6,20 (0,17)	6,10 (0,24)	0,14 (0,02)	0,16 (0,03)	4,33 (1,53)	8,00 (1,73)	0,55 (0,07)	0,70 (0,12)	14,20 (1,00)	24,60 (3,08)
A2 (25%)	0-20	6,10 (0,72)	6,23 (0,34)	0,17 (0,05)	0,17 (0,03)	8,33 (4,93)	19,67 (12,50)	0,43 (0,21)	0,80 (0,59)	19,67 (1,17)	22,40 (1,93)
	20-40	6,30 (0,79)	5,97 (0,85)	0,13 (0,04)	0,19 (0,04)	3,33 (2,31)	24,00 (7,07)	0,47 (0,42)	0,90 (0,20)	17,90 (1,60)	23,60 (2,75)
A3 (50%)	0-20	6,83 (0,70)	6,10 (0,24)	0,17 (0,05)	0,20 (0,01)	23,00 (15,72)	37,00 (2,22)	0,67 (0,23)	1,60 (0,16)	18,10 (2,25)	25,10 (0,41)
	20-40	6,77 (0,85)	5,90 (0,82)	0,15 (0,02)	0,21 (0,04)	9,67 (8,14)	32,00 (13,00)	0,63 (0,23)	1,00 (0,26)	19,80 (4,85)	23,10 (4,29)
A4 (100%)	0-20	6,97 (0,83)	6,19 (0,68)	0,24 (0,06)	0,20 (0,05)	14,00 (5,20)	33,30 (4,24)	0,57 (0,42)	1,20 (0,34)	19,80 (2,42)	23,60 (1,98)
	20-40	7,27 (1,00)	6,52 (0,82)	0,19 (0,03)	0,21 (0,02)	6,00 (3,61)	26,33 (2,94)	0,77 (0,29)	1,19 (0,24)	20,00 (1,06)	22,90 (0,86)

Notas: I = inicial (antes do plantio). F = final (após o plantio). Desvio padrão: valores entre parênteses.

Os resultados dos nutrientes do solo em ambas as camadas e em todos os tratamentos (Tabela 6), antes do plantio e após o fim do experimento, mostraram que as quantidades de potássio praticamente não se alteraram ou tiveram um pequeno aumento; entretanto, no caso do fósforo, houve um aumento bem perceptível. A capacidade de troca catiônica do solo, a textura arenosa e os diferentes níveis de mobilidade do potássio e do fósforo podem justificar aquelas diferenças pequenas e maiores, respectivamente.

Foi verificado, também, um acúmulo da quantidade de cobre e, em especial, de ferro no solo no fim do plantio em ambas as camadas, em todos os tratamentos. Uma explicação seria a quantidade significativa de ferro presente no efluente irrigado (2,20 mg/L).

### Fruto

Na Tabela 7, estão apresentados os valores médios das características dos frutos colhidos. No tocante ao diâmetro, nos tratamentos A2 (25%) e A3 (50%), foram obtidos frutos maiores, mas sem diferença significativa entre ambos. Nos tratamentos A1 (0%) e A4 (100%), os respectivos

diâmetros médios foram menores e também sem diferença significativa entre ambos. Entretanto, comparando com os diâmetros dos tratamentos A2 e A3, as diferenças foram significativas. Portanto, considerando o maior tamanho e o menor uso de fertilizantes, o tratamento A2 (25%) foi o mais atrativo.

Com relação aos valores de peso obtidos nos frutos do plantio, ocorreu diferença significativa entre os tratamentos A1 (0%) e A3 (50%), cujos valores médios foram de 5,15 kg e 6,27 kg, respectivamente. Os maiores pesos médios obtidos com diferentes níveis de adubação foram nos tratamentos A2 (25%) e A3 (50%) – 6,01 kg e 6,27 kg, respectivamente. Como estatisticamente não houve diferença significativa entre os tratamentos A1 (0%) e A2 (25%), o primeiro mostrou-se mais atrativo devido à maior economia com adubo.

No tocante aos valores de sólidos solúveis, os melhores resultados foram obtidos nos tratamentos A1 (0%), A2 (25%) e A4 (100%), não havendo diferença significativa entre eles (6,57 a 6,70 °Brix). Portanto, nesse aspecto, mesmo sem adubação, o

**Tabela 7** – Valores médios das características dos frutos colhidos.

Tratamento	Diâmetro (cm)	Peso (kg)	Sólidos solúveis (°Brix)	Espessura da casca (mm)
n	30	30	15	15
A1 (0%)	20,03b	5,154b	6,63ab	10,00 NS
	(2,01)	(1,387)	(1,30)	(0,82)
A2 (25%)	22,71a	6,011ab	6,70a	9,00 NS
	(1,26)	(0,577)	(1,28)	(0,89)
A3 (50%)	22,82a	6,266a	5,20b	9,00 NS
	(1,55)	(0,731)	(1,07)	(0,71)
A4 (100%)	20,7b	5,232ab	6,57ab	6,00 NS
	(1,40)	(0,433)	(1,24)	(0,76)

**Notas:** Médias com a mesma letra não diferiram pelo teste de Tukey ( $p > 0,05$ ). NS = diferença não significativa, de acordo com o teste de Tukey a 5% de probabilidade. Desvio padrão: valores entre parênteses.

tratamento A1 (0%) novamente obteve os valores mais atrativos.

O tratamento A4 apresentou menores valores de diâmetro em relação aos tratamentos A2 e A3, sem diferença significativa em relação a A1. Esse fato pode ter ocorrido devido ao excesso de nutrientes fornecidos ao tratamento. Segundo Silva e Trevizam (2015), altos teores de alguns nutrientes podem causar a inibição de outros compostos, por meio das interações iônicas. Em relação ao peso, não houve diferença significativa entre A4 e os demais tratamentos. No caso da espessura da casca, não houve diferenças significativas nos valores entre todos os tratamentos.

Quanto à produtividade, em todos os tratamentos, foram obtidos valores maiores que 43 t/ha (Figura 4). No entanto, nos tratamentos A2 (25%) e A3 (50%), obtiveram-se os maiores valores (50,9 t/ha e 53,7 t/ha, respectivamente), não havendo diferença significativa entre ambos, de acordo com o teste de Tukey a 5%. Os tratamentos A1 (0%) e A4 (100%) apresentaram valores de produ-

tividade de 43,3 t/ha e 44,5 t/ha, respectivamente, não havendo diferença significativa entre eles; como ambos também não apresentaram diferença significativa com o tratamento A2 (25%), o tratamento A1 tornou-se também o mais indicado, devido à economia com fertilizantes.

Erdem e Yuksel (2003) avaliaram o cultivo de melancia em região de clima semiárido na Turquia, com irrigação realizada com água de abastecimento com 100% da adubação recomendada, sistema por gotejamento e espaçamento entre as linhas de cultivo de 1,20 x 1,00 m. Os valores médios obtidos de peso por unidade, sólidos solúveis e espessura da casca foram de 6,2 kg, 9,4 °Brix e 14 mm, respectivamente. Os resultados de peso são similares aos encontrados neste estudo; no entanto, a maior espessura da casca indica menor massa de polpa por fruto, tornando-o menos atrativo para o consumo. Em contrapartida, os sólidos solúveis mostraram-se mais altos, indicando um fruto mais doce.

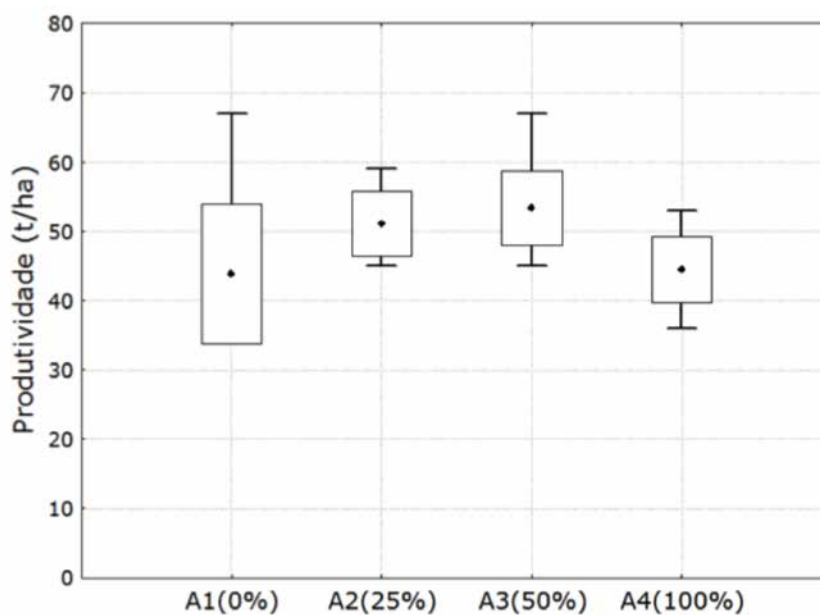


Figura 4 – Resultados de produtividade (t/ha) do plantio de melancia.

Feitosa et al. (2009) realizaram o plantio de melancia com efluente doméstico de lagoas de estabilização, utilizando irrigação por gotejamento e diferentes tratamentos (níveis de adubação química de 0%, 50% e 100%). Os valores médios obtidos de sólidos solúveis foram de 7,5, 9,5 e 7,9 °Brix, respectivamente. O tratamento com 50%, apresentando maiores valores de sólidos solúveis que de 100%, pode ser novamente explicado pela inibição causada pelas interações iônicas dos nutrientes em excesso do tratamento com 100% (SILVA; TREVIZAM, 2015). Os valores maiores, comparados com os deste trabalho, podem ser devidos à diferença climatológica das regiões de plantio e também à diferença de qualidade do efluente utilizado na irrigação.

Os valores de produtividade em todos os tratamentos deste estudo (> 43 t/ha) (Figura 5) foram maiores que a média no Brasil, que é de 22,5 t/ha (FAO, 2013). No estado de Pernambuco, a média é de 21,4 t/ha (IBGE, 2011) e, na região do semiárido pernambucano, é de 25,0 t/ha (CONDEPE/FIDEM, 2011). Esse fato pode ser explicado por causa do cálculo da média nacional e do estado de Pernambuco, uma vez que são considerados os cultivos em sequeiro, de baixa produtividade e as diferentes condições de plantio e climatológicas.

Rego et al. (2005) avaliaram diferentes níveis de adubação química na irrigação da melancia, utilizando efluente de lagoa de estabilização, e encontraram valores de produtividade menores – 16,3 t/ha quando irrigada sem adubação; 23,1 t/ha e 19,4 t/ha com 50% e 100% da adubação recomendada, respectivamente. Quando usaram água de abastecimento na irrigação, encontraram produtividade igual à da irrigação com esgoto sem adubação (16,3 t/ha). No entanto, o sistema de irrigação era por sulcos, o que deve ter influenciado a diferença, quando os resultados são comparados com os deste trabalho.

Xie et al. (2006), por sua vez, realizaram plantio de melancia em um solo arenoso, utilizando irrigação por gotejamento com água e espaçamento de 0,60 m entre linhas e 1 m entre as plantas, obtendo valores de produtividade variando entre 40,2 t/ha e 58,5 t/ha. Esses valores variaram direta e proporcionalmente com a quantidade de água irrigada, aproximando-se dos resultados obtidos neste trabalho, embora a qualidade da fonte hídrica seja distinta (água e esgoto).

#### 4 CONCLUSÕES

A irrigação da melancia com esgoto doméstico tratado sem adubação (A1 – 0%) foi bastante atrativa, pois as características do fruto não apresentaram diferenças significativas em relação ao peso e aos sólidos solúveis dos tratamentos A2 (25%) e A4 (100%) e ambos não demonstraram diferença com o tratamento A3 (50%).

Os melhores valores de produtividade obtidos neste estudo (entre 50,9 t/ha e 53,7 t/ha) foram maiores que a média do Brasil (22,5 t/ha), de Pernambuco (21,4 t/ha) e do semiárido pernambucano (25,0 t/ha)

A utilização de esgoto tratado sem adubação é a forma recomendada para o uso de esgoto tratado para a cultura da melancia na região semiárida, por aliar as características de alta produtividade (43,3 t/ha), indicando atratividade econômica e sem gastos com fertilizantes químicos, e de sólidos solúveis (6,63 °Brix), apontando fruto doce, com potencial de boa aceitação comercial.

#### 5 AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia de Pernambuco (Fapepe), pelo apoio financeiro para realização da pesquisa. À prefeitura de Petrolândia, por disponibilizar a área para experimentação e apoio para o desenvolvimento do trabalho na cidade. À Universidade Federal Rural de Pernambuco, pelas



análises de solos e disponibilização da estrutura da estação experimental de Carpina. Aos colegas da Universidade Federal de Pernambuco, Laboratório de Saneamento Ambiental, Laboratório de Engenharia Ambiental e Laboratório de Química, pelo apoio nas análises químicas.

## REFERÊNCIAS

- ALLEN, R.G.; PEREIRA, L.S.; RAES, D.; SMITH, M. **Crop evapotranspiration**. Rome: FAO, 1998. 299 p.
- ANDRADE JÚNIOR, A.S.; RODRIGUES, B.H.N.; ATHAYDE SOBRINHO, C.; BASTOS, E.A.; MELO, F.B.; CARDOSO, M.J.; SILVA, P.H.S.; DUARTE, R.L.R. **Coleção Plantar Melancia**. 2ª ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, v. 1, 2007. 85 p.
- APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 22<sup>nd</sup> edn. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation. Washington DC, 2012.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D.W. **Water quality for agriculture**. FAO Irrigation and Drainage. Paper n. 29. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. 1976.
- BARROS, K.K.; NASCIMENTO, C.W.A.; FLORENCIO, L. Nematode suppression and growth stimulation in corn plants (*Zea mays L.*) irrigated with domestic effluent. **Water Science and Technology**, v. 66, p. 681-688, 2012.
- BASTOS, R.K.X.; KIPERSTOK, A.; CHERNICHARO, C.A.L.; FLORENCIO, L.; MONTEGGIA, L.O.; SPERLING, M.V.; AISSE, M.M.; BEVILACQUA, P.D.; PIVELLI, R. P. Subsídios à regulamentação do reúso da água no Brasil - Utilização de esgotos sanitários tratados para fins agrícolas, urbanos e pisciculturais. **Revista DAE**, n. 177, p.50-62, 2008.
- BATISTA, R. O.; COSTA, F.G.B.; LOPES, H.S.S.; COELHO, D.C.L.; PAIVA, M.R.F.C. Efeito das características do esgoto doméstico na uniformidade de aplicação de sistemas de irrigação por gotejamento. **Revista Caatinga**, v. 24, n. 4, p. 137-144, 2011.
- BUCKS, D.A.; NAJAYAMA, F.S.; GILBERT, R.G. Trickle irrigation water quality and preventive maintenance. **Agriculture Water Management**, v. 2, p.149-162, 1979.
- Substituir por: CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Efluentes e lodos fluidos de indústrias cítricas: critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola**. São Paulo: CETESB, 2010. 20 p. (Norma P4.002).
- CHANDRAKANTH, M.S.; LAU, L.S.; WU, I.P. **Plugging evaluation in reuse of primary wastewater effluent for drip irrigation**. In: International Microirrigation Congress, 4, Albury, 1988. Proceeding. p.211-218, 1988.
- CONDEPE/FIDEM – AGÊNCIA ESTADUAL DE PLANEJAMENTO E PESQUISA DE PERNAMBUCO. **Produção agrícola das lavouras permanentes e temporárias**. 2011. Disponível: <[http://www.bde.pe.gov.br/visualizacao/Visualizacao\\_formato2.aspx?CodInformacao=471&Cod=3](http://www.bde.pe.gov.br/visualizacao/Visualizacao_formato2.aspx?CodInformacao=471&Cod=3)>. Acesso em: 15 de agosto de 2013.
- DAVIES, E.G.R.; SIMONOVIC, S. P. Global water resources modeling with an integrated model of the social–economic–environmental system. **Advances in Water Resources**, v. 34, p. 684-700, 2011.
- DIAS, R.C.S.; LIMA, M.A.C. **Colheita e pós colheita. Sistema de produção de melancia**. EMBRAPA Semiárido. Versão eletrônica. 2010. Disponível: <http://sistemadeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Melancia/SistemaProducaoMelancia/colheita.html>. Acesso em 03 de agosto de 2015.
- DOORENBOS, J.; PRUITT, W.O. **Guidelines for predicting crop water requirements**. Rome, FAO, 1977. 179 p.
- DOORENBOS J.; KASSAM, A. H. **Yield response to water**. Irrigation and Drainage paper n. 33, FAO, Rome, 1979. 193 p.
- EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. EMBRAPA, 1999. 70 p.
- ERDEM, Y.; YUKSEL, N. A. Yield response of watermelon to irrigation shortage. **Scientia Horticulturae**, v. 98, p. 365-383, 2003.
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. Statistics Division, 2013. **Core production data, watermelon, 2011**. Disponível em: <http://faostat.fao.org/site/339/default.aspx>. Acesso em: 07 de outubro de 2013.
- FEITOSA, T.; GARRUTI, D.S.; LIMA, J.R.; MOTA, S.; BEZERRA, F.M.L.; AQUINO, B.F.; SANTOS, A.B. Qualidade de frutos de melancia produzidos com reúso de água de esgoto doméstico tratado. **Revista Tecnologia**, v. 30, p. 53-60, 2009.
- FEHR, W.R. **Principles of cultivar development**. New York: Macmillan, 1987. 736 p.
- GRANGEIRO, L.C.; CECÍLIO FILHO, A.B. Exportação de nutrientes pelos frutos de melancia em função de épocas de cultivo, fontes e doses de potássio. **Horticultura Brasileira**, v.22, n.4, p.740-743, 2004.
- HESPAÑHOL, I. **Potencial de reúso de água no Brasil: Agricultura, indústria, município e recarga de aquíferos**. In: Mancuso, P. C. S.; Santos, H. F. Reúso de água. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública/Universidade de São Paulo, p. 37-95. 2003.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Sistema de recuperação automática – Sidra: Produção agrícola municipal: culturas temporárias e permanentes**. v. 38, 2011. Disponível em <[ftp://ftp.ibge.gov.br/ProducaoAgricola/ProducaoAgricolaMunicipal\[anual\]/2011/ta\\_elaspdf/tabela02.pdf](ftp://ftp.ibge.gov.br/ProducaoAgricola/ProducaoAgricolaMunicipal[anual]/2011/ta_elaspdf/tabela02.pdf)>. Acesso em: 23 de julho de 2014.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Histórico dos municípios**. 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/link.php?uf=pe>>. Acesso em: 30 de junho de 2015.

IPA – INSTITUTO DE PESQUISAS AGROPECUÁRIAS. **Recomendações de adubação para o Estado de Pernambuco**. Cavalcanti, F. J. A. (coord.). 2ª aproximação. Recife PE, 1998.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Ed Agronômica Ceres, v. 1, 2006. 638 p.

MARQUELLI, W.A. ; BRAGA, M.B. ; ANDRADE JUNIOR, A.S. **Irrigação na cultura da melancia**. Circular Técnica 108. Brasília: Embrapa Hortaliças, 2012 (Circular Técnica).

MENDES, A.M.S.; SILVA, D.J.; FARIA, C.M.B. **Nutrição e adubação de melancia**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2010.

REGO, J.L.; OLIVEIRA, E.L.L.; CHAVES, A.F.; ARAÚJO, A.P.B.; BEZERRA, F.M.L.; SANTOS, A.B.; MOTA, S. Uso de esgoto doméstico tratado na irrigação da cultura da melancia. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, suplemento, p. 155-159, 2005.

SILVA, R.J.; GAVAZZA, S.; FLORENCIO, L.; NASCIMENTO, C.W.A.N.; KATO, M.T. Cultivo de mudas de eucalipto irrigadas com esgoto doméstico tratado. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 2, p. 323-330, 2015.

SILVA, M.L.S.; TREVIZAM, A.R. Interações iônicas e seus efeitos na nutrição das plantas. **Informações Agronômicas**, n. 149, p. 10-16, 2015.

SILVA, A.B.; SILVA, A.C.S.; MENEZES, A.A.A.; MELLO, C.M.L.; ZEINAIDE, E.S.; SILVA, F.H.B.B.; ARAÚJO FILHO, J.C.; SANTOS, J.C.P.; OLIVEIRA NETO, M.B.; SILVA, R.R. Coordenação: BARROS, A.H.C. **Mapa Exploratório - Reconhecimento de solos do município de Petrolândia - PE. Zoneamento Agroecológico de Pernambuco - ZAPE**. Direitos reservados: Embrapa Solos, UEP Recife. 2001. Disponível em: <<http://www.uep.cnps.embrapa.br/solos/pe/petrolandia.pdf>>. Acessado em: 23 de julho de 2014.

USEPA – UNITES STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidelines for wter reuse**. EPA/600/R-12/618 Washington, DC, USA, 2012. 640 p.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture**. Technical Report, series n. 778. Geneva, Switzerland, 1989. 72 p.

XIE, Z.; WANG, Y.; WEI, X.; ZHANG, Z. Impacts of a gravel-sand mulch and supplemental drip irrigation on watermelon (*Citrullus lanatus*[Thunb.] Mats. & Nakai) root distribution and yield. **Soil & Tillage Research**, v. 89, p. 35-44, 2006.



PRÉ-LANÇAMENTO

## Métodos e técnicas de tratamento de água – 3ª Edição

**Luiz Di Bernardo, Angela Di Bernardo Dantas e Paulo Eduardo Nogueira Voltan**

O livro, Métodos e Técnicas de Tratamento de Água, traz na sua 3ª Edição a reformulação dos capítulos, atualização dos seus conteúdos e inclusão das tecnologias desenvolvidas nos últimos 11 anos, bem como os resultados de pesquisas recentes. Muitas destas pesquisas foram realizadas sob a orientação do Prof. Luiz Di Bernardo, professor titular aposentado da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC-USP), e diretor-presidente da Hidrosan, empresa de referência na elaboração de projetos de Estações de Tratamento de Água.

A 3ª edição deste livro será uma edição histórica comemorativa, com tiragem da ordem de 1500 exemplares, com previsão de mais de 1200 páginas, capa dura e imagens coloridas. Seu lançamento ocorrerá na 28ª FENASAN e no 29º Congresso da ABES, em outubro de 2017, na cidade de São Paulo.



## Eficiência Energética no Saneamento

**Pesquisadores da Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar)**

A Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar) disponibilizou em seu site o livro “Eficiência Energética no Saneamento”, que reúne os nove artigos selecionados no Prêmio Sanepar de Tecnologias Sustentáveis (PSTS) e no Prêmio Inova Sanepar, ambos sobre o tema do uso inteligente e alternativo de energia. A obra foi lançada em comemoração aos 54 anos da Sanepar, em 23 de janeiro de 2017. O livro traz os nove trabalhos selecionados no PSTS e no Inova e ainda trata das atividades pela Sanepar em relação ao uso inteligente da energia internamente e faz reflexões sobre os desafios atuais desse tema.

**Mais informações:** O livro, com trabalhos vencedores do PSTS e no Inova, está disponível no site da Sanepar, em <http://site.sanepar.com.br/a-sanepar/inovacao/publicacoes>



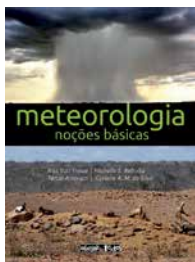
## Tecnologia Não Destrutiva: Planejamento, Equipamentos e Métodos

**Mohammad Najafi**

**Editora Bookman**

Este livro descreve como planejar, montar o cronograma e implementar projetos não destrutivos de tubulação eficientes e custo-efetivos. A utilização desses métodos cresceu muito nos últimos anos no Brasil e a publicação dessa obra vem preencher uma lacuna na literatura sobre o assunto.

**Mais informações:** <http://loja.grupoa.com.br/livros/engenharia-civil/tecnologia-nao-destrutiva/9788582604090>



## Meteorologia: noções básicas

**Rita Yuri Ynoue, Michelle S. Reboita, Tércio Ambrizzi, Gyrlene A. M. da Silva**

Ao longo de seus 13 capítulos, Meteorologia noções básicas aborda temas como radiação solar, temperatura, umidade do ar, estabilidade e pressão atmosférica, ventos, observação da atmosfera, padrão global dos ventos, modelos conceituais, poluição atmosférica e classificação climática, tudo numa linguagem direta e clara, amplamente ilustrado e com exemplos específicos de tempo e clima no Brasil.

**Mais informações:** <http://www.ofitexto.com.br/meteorologia/p#Description>



## Contenções: teoria e aplicações em obras

**Denise Gerscovich, Robson Saramago, Bernadete Ragoni Danziger**

O livro trata das estruturas de contenção, como muros de arrimo e cortinas, e todos os fatores envolvidos em seu projeto, como cálculos de dimensionamento, investigação geotécnica e características construtivas. Explica em detalhes o empuxo de terra e sua aplicação.

**Mais informações:** <http://www.ofitexto.com.br/contencoes-teoria-e-aplicacoes-em-obras/p#Description>

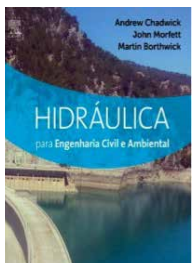


## Mecânica dos solos experimental

**Faiçal Massad**

Esse livro detalha diversos ensaios de laboratório e experimentos de campo para a análise das características e propriedades dos solos. São discutidos temas como sedimentação, compactação, densidade, permeabilidade e adensamento do solo, entre outros.

**Mais informações:** <http://www.ofitexto.com.br/mecanica-dos-solos-experimental/p>



## Hidráulica para Engenharia Civil e Ambiental

**Andrew Chadwick, Martin Bothwick e Jon Morfett**

**Elsevier**

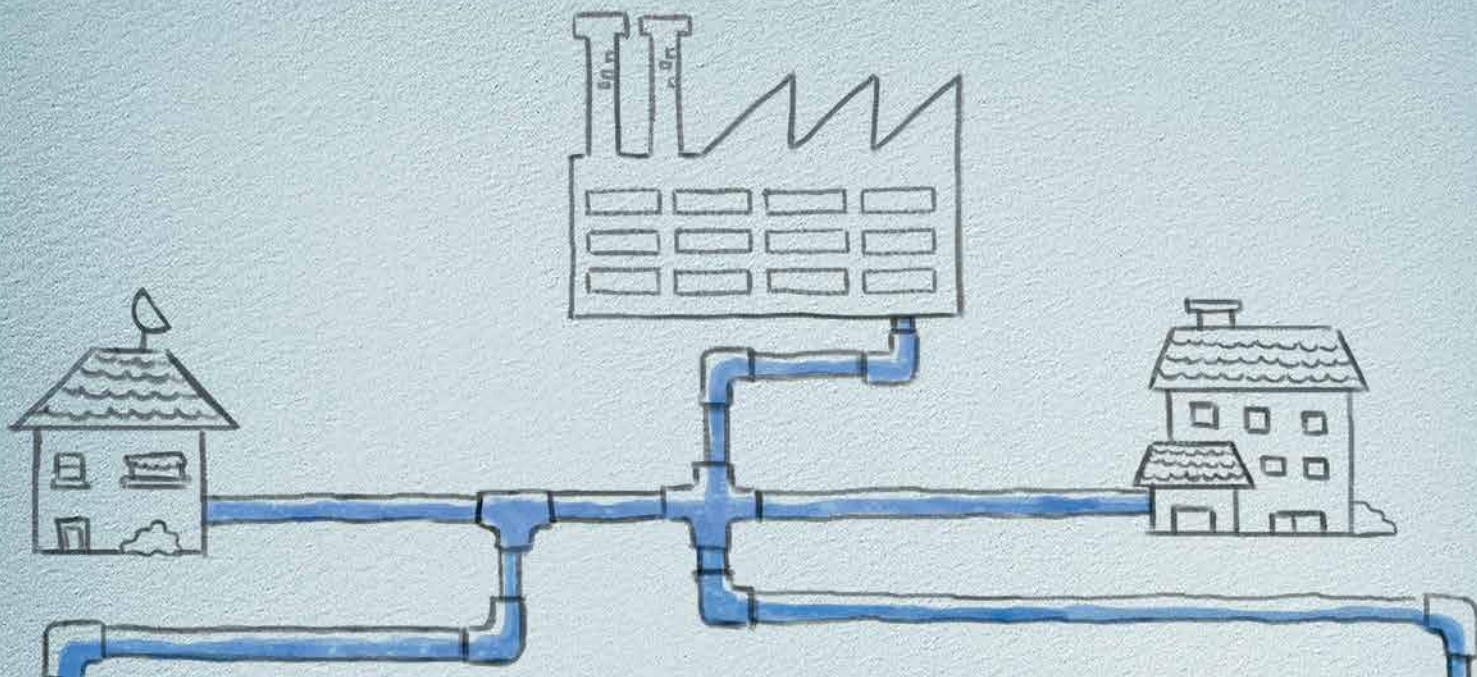
Para desenvolver soluções que estejam cada vez mais de acordo com o que o mercado precisa, os profissionais da área precisam estar atentos a tecnologias e inovações existentes. Para fornecer essa base aos estudantes e para quem já atua na área, a Editora Elsevier lança a 5ª edição do livro Hidráulica para Engenharia Civil e Ambiental, referência na área, aborda de forma completa os princípios básicos da hidráulica em engenharia civil e apresenta diversos estudos de casos, tudo isso de forma ilustrada e com exemplos resolvidos. Além disso, Hidráulica para Engenharia Civil e Ambiental traz um capítulo sobre Hidráulica Computacional, com aplicações de técnicas de simulação computacional em projetos modernos.

**Mais informações:** <http://www.loja.elsevier.com.br/site/produtos/Detailhe-produto.aspx?tid=92559&seg=21&isbn=9788535265576&cat=802&origem=&evp=&tit=Hidraulica%20para%20Engenharia%20Civil%20e%20Ambienta%20-%201%20EDI%C3%87%C3%83O>

Mês	Dias	Evento	Local
Setembro	5 a 7	AQUATECH	Local: WTC Pepsi Center, Nápoles, Benito Juarez/Cidade do Mexico, Mexico Mais informações: <a href="http://www.aquatechtrade.com/en/mexico/">http://www.aquatechtrade.com/en/mexico/</a>
	6 a 8	2nd World Symposium on Climate Change Adaptation	Local: Coimbra, Portugal Mais informações: <a href="https://www.haw-hamburg.de/fileadmin/user_upload/FakLS/07Forschung/FTZ-ALS/Veranstaltungen/Nova_Call_FINAL_.pdf">https://www.haw-hamburg.de/fileadmin/user_upload/FakLS/07Forschung/FTZ-ALS/Veranstaltungen/Nova_Call_FINAL_.pdf</a>
	10 a 15	14th IWA/IAHR International Conference on Urban Drainage (ICUD)	Local: Praga, República da Checoslovaquia Mais informações: <a href="http://www.icud2017.org/responsive/organisers.htm">http://www.icud2017.org/responsive/organisers.htm</a>
	12 a 14	IFAT	Local: África do Sul Mais informações: <a href="http://www.ifat.de/index-2.html">http://www.ifat.de/index-2.html</a>
	12 a 14	RWM	Local: Birmingham, UK - United Kingdom Mais informações: <a href="https://www.rwmexhibition.com/">https://www.rwmexhibition.com/</a>
	12 a 14	WATEC	Local: Israel Mais informações: <a href="http://watec-israel.com/">http://watec-israel.com/</a>
	12 a 15	HUSUM Wind 2017	Local: Husum, Alemanha Mais informações: <a href="http://www.husumwind.com/husumwind/en/">http://www.husumwind.com/husumwind/en/</a>
	13 a 15	13º SILUSBA - 13º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Portuguesa	Local: Cidade do Porto, Portugal Mais informações: <a href="http://www.aprh.pt/13silusba/">http://www.aprh.pt/13silusba/</a>
	20 a 22	IFAT	Local: Guangzhou, China Mais informações: <a href="http://www.ifat.de/index-2.html">http://www.ifat.de/index-2.html</a>
	25 a 27	7th IWA Conference on Odours and Air Emissions	Local: Warsaw, Poland. Mais informações: <a href="https://iwaodours2017.wordpress.com/">https://iwaodours2017.wordpress.com/</a>
	26 a 28	IFAT	Local: Índia Mais informações: <a href="http://www.ifat.de/index-2.html">http://www.ifat.de/index-2.html</a>
30 de setembro a 4 de outubro	WEFTEC	Local: Illinois, Chicago, USA Mais informações: <a href="http://weftec.org/">http://weftec.org/</a>	
Outubro	2 a 6	29º Congresso ABES/Fenasan 2017	Local: São Paulo EXPO, Rodovia dos Imigrantes, km 1,5 Mais informações: <a href="http://www.abesfenasan2017.com.br">www.abesfenasan2017.com.br</a>
	7 a 11	16th International Conference of the IWA Specialist Group on Wetland Systems for Water Pollution Control	Sevilha, Espanha Mais informações: <a href="http://www.iwa-network.org/events/16th-international-conference-of-the-iwa-specialist-group-on-wetland-systems-for-water-pollution-control/">http://www.iwa-network.org/events/16th-international-conference-of-the-iwa-specialist-group-on-wetland-systems-for-water-pollution-control/</a>
	15 a 20	IDA 2017 World Congress on Water Reuse and Desalination	Local: Hotel Sheraton World Trade Center (WTC), em São Paulo, Brasil Mais informações: <a href="http://wc.idadesal.org/br/">http://wc.idadesal.org/br/</a>
	16 a 20	Water and Health Conference 2017	Local: UNC Chapel Hill Campus - Carolina do Norte, Estados Unidos Mais informações: <a href="http://waterinstitute.unc.edu/conferences/waterandhealth2017/">http://waterinstitute.unc.edu/conferences/waterandhealth2017/</a>
	22 a 26	S2Small2017: International IWA conference on Sustainable Solutions for Small Water and Wastewater Treatment Systems	Local: La Cité, Centro de Eventos, Nantes, França Mais informações: <a href="http://s2small2017.org/">http://s2small2017.org/</a>
24 a 26	ECOMONDO	Local: Transamerica Expo Center, São Paulo Mais informações: <a href="http://ecomondobrasil.com.br/">http://ecomondobrasil.com.br/</a>	

## eventos

Outubro	25 a 28	POLLUTEC	Local: Casa Blanca, Marrocos Mais informações: <a href="https://www.tradefairdates.com/Pollutec-Maroc-M5443/Casablanca.html">https://www.tradefairdates.com/Pollutec-Maroc-M5443/Casablanca.html</a>
	30 de outubro a 3 de novembro	AQUATECH	Local: Amsterdã, Holanda Mais informações: <a href="http://www.aquatechtrade.com/amsterdam/exhibition-information/about-the-exhibition/">http://www.aquatechtrade.com/amsterdam/exhibition-information/about-the-exhibition/</a>
Novembro	1 a 2	Drinking Water 101	Local: Macon, Georgia , Estados Unidos Mais informações: <a href="https://www.awwa.org/conferences-education/seminars/drinking-water-101.aspx">https://www.awwa.org/conferences-education/seminars/drinking-water-101.aspx</a>
	7 a 10	Conference on Sustainable Wastewater Treatment and Resource, Recovery: Research, Planning, Design and Operation.	Local:Chongqing, China Mais informações: <a href="http://www.nrr-lwntp2017.com/">http://www.nrr-lwntp2017.com/</a>
	7 a 10	ECOMONDO	Local: Rimini, Italia Mais informações: <a href="http://www.showsbee.com/fairs/45816-Ecomondo-Rimini-2018.html">http://www.showsbee.com/fairs/45816-Ecomondo-Rimini-2018.html</a>
	8 a 10	2017 Design-Build for Water & Wastewater	Local: Pennsylvania Convention Center, Philadelphia, PA Mais informações: <a href="https://www.dba.org/Conferences/expo/Pages/Future-Events.aspx">https://www.dba.org/Conferences/expo/Pages/Future-Events.aspx</a>
	12 a 16	International Water Conference	Local: Orlando, Flórida, Estados Unidos Mais informações: <a href="https://eswp.com/water/overview/">https://eswp.com/water/overview/</a>
	13 a 16	IWA Water and Development Congress & Exhibition 2017:Sustainable solutions for emerging economies	Local: Buenos Aires, Argentina Mais informações: <a href="http://www.waterdevelopmentcongress.org/">http://www.waterdevelopmentcongress.org/</a>
	21 a 23	Waste Expo	Local: Centro de Eventos Pro Magno, São Paulo Mais informações: <a href="http://www.wasteexpo.com.br/">http://www.wasteexpo.com.br/</a>
	27 a 28	AQUA-THERM VIENNA	Local: Warsaw, Polonia Mais informações: <a href="http://www.eventseye.com/messen/f-aqua-therm-vienna-125-2.html">http://www.eventseye.com/messen/f-aqua-therm-vienna-125-2.html</a>
	27 a 30	POLLUTEC	Local: Lyon, França Mais informações: <a href="http://www.promosalons.com/pollutec-lyon.html">http://www.promosalons.com/pollutec-lyon.html</a>
	26 de novembro a 1 de dezembro	XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos	Local: CentroSul - Av. Gustavo Richard, 850 - Baía Sul - Centro , Florianópolis - Santa Catarina Mais informações: <a href="http://www.abrh.org.br/SGCv3/index.php?P1=13">http://www.abrh.org.br/SGCv3/index.php?P1=13</a>
29 de novembro a 2 de dezembro	VI Conferência Internacional de Pesquisa sobre Economia Social e Solidária - CIRIEC "Economia Social e Solidária, Sustentabilidade e Inovação: enfrentando os velhos e os novos problemas sociais."	Local: UFAM - Universidade Federal Do Amazonas, Manaus / Amazonas / Brasil Mais informações: <a href="http://www.redpes.pt/a-redpes/">http://www.redpes.pt/a-redpes/</a>	
Dezembro	14 a 16	WM2E 2017 - 4th Edition Water, Membrane, Environment	Local:Bangkok, Tailândia Mais informações: <a href="http://www.wm2e-expo.com/">http://www.wm2e-expo.com/</a>
Janeiro 2018	22 e 23	International Symposium on Potable Reuse	Local: Austin, TX, Estados Unidos. Mais informações: <a href="https://www.awwa.org/conferences-education/conferences/potable-reuse.aspx">https://www.awwa.org/conferences-education/conferences/potable-reuse.aspx</a>
	24 e 25	9th Mia Green Expo & Conference 2018	Local: MACC Convention Center Miami Mais informações: <a href="http://www.miagreen.com/">http://www.miagreen.com/</a>
	24 e 25	International Symposium on Biological Treatment -	Local: Austin, TX, Estados Unidos. Mais informações: <a href="https://www.awwa.org/conferences-education/conferences/biological-treatment.aspx">https://www.awwa.org/conferences-education/conferences/biological-treatment.aspx</a>



# A Sabesp trabalha para oferecer 300%

**100% de água tratada, 100% de esgoto  
coletado e 100% de esgoto tratado.**

Tanto é que, até 2014, todos os municípios do interior atendidos pela Sabesp serão 300%. E, em 2018, todo o Estado de São Paulo. Haja fôlego, mas o resultado vai valer a pena.

Saiba mais em [www.sabesp.com.br/rs2011](http://www.sabesp.com.br/rs2011)



sabesp



**GOVERNO DE  
SÃO PAULO**



Água não nasce da torneira.  
Graças ao trabalho de muita gente e  
os investimentos da Sabesp ela chega  
até sua casa com muita qualidade.

