revista DAE

Publicação trimestral da Sabesp • Distribuição gratuita

sabesp

211

Volume 66

julho a setembro 2018

ISSN 0101-6040

ARTIGOS TÉCNICOS

- Estimativa da geração de metano proveniente dos locais de disposição final de RSU em Pernambuco seguindo as diretrizes do Plano Estadual de Resíduos Sólidos
- Uso da metodologia participativa na elaboração de Plano Municipal de Gestão dos Resíduos da Construção Civil
- Estudo de caso: Aspectos e impactos percepctíveis na localização de lixões municipais utilizando a ferramenta M-MACBETH
- Biodegradação de Paraquat e produção de celulase em reatores inoculados com fungos e resíduo lignocelulósico
- Destilador solar convencional para efluente agroindustrial
- Produção de hidrogênio a partir da vinhaça da cana-de-açúcar em reatores anaeróbios operados em batelada
- Avaliação da prática de retorno de lodo secundário sobre o desempenho de reatores UASB em escala plena: Estudo de Caso da ETE Laboreaux - Itabira - MG
- Análise de modelos probabilísticos de frequência para obtenção de equações IDF no município de Cunha/SP.
- Utilização de dados pluviométricos para o desenvolvimento de equaçoes IDF da região metropolitana de Fortaleza-CE, Brasil

FENASAN e IFAT juntas em 2018!

Encontro Técnico AESABESP
29º Congresso Nacional de Saneamento e Meio Ambiente

FENASAN
29ª Feira Nacional de Saneamento e Meio Ambiente
parceiro IFAT 2018

18 a 20 setembro 2018
Expo Center Norte
São Paulo - SP

Tema central

É CHEGADA A HORA DE ALAVANCAR O SANEAMENTO AMBIENTAL NO BRASIL

A Fenasan é hoje reconhecida como uma das mais importantes feiras do setor de saneamento e meio ambiente. Em 2018, a Feira trará para a América Latina, por meio da parceria com a AESabesp, o know-how da IFAT - Feira Internacional para Gestão de Água, Esgoto, Lixo e Resíduos, considerado o maior evento mundial em soluções ambientais.

Serão mais de 200 empresas nacionais e internacionais apresentando suas novidades em equipamentos, produtos e serviços para um público altamente qualificado formado por profissionais, técnicos, empresários, estudantes, gestores e pesquisadores de órgãos públicos e privados.

Em paralelo, acontece o Encontro Técnico AESabesp. Serão três dias de debates, troca de experiências, melhores práticas, discutindo as realidades e desafios do saneamento ambiental com painéis, palestras técnicas e mesas redondas.

Para mais informações acesse: **www.fenasan.com.br**

Promoção

Estande VIP

Comercialização e Organização

Agência de Viagens Oficial

Apoio

Apoio Institucional

editorial

Prezados Leitores,

A gestão dos resíduos sólidos urbanos (RSU) é um dos maiores desafios da sociedade moderna e um dos fatores que impactam fortemente nos resultados atrelados ao setor de saneamento. A correlação entre a gestão inadequada dos RSU e seus impactos socioambientais é facilmente percebida pela degradação do solo, dos corpos d'água e dos mananciais, pela intensificação de enchentes, pela contribuição para a poluição do ar e pela proliferação de mosquitos vetores de dengue, zika, febre amarela dentre outras doenças.

Por isso, nesta edição destacamos três artigos sobre o tema. Eles abordam as questões de gestão de RSU, a análise qualitativa e quantitativa dos impactos ambientais gerados pelos lixões, as ferramentas de avaliação dos impactos produzidos, os resíduos da construção civil e a geração de metano nas áreas de disposição.

Além desse importante tema, nesta edição abordaremos também pesquisas aplicadas para a área agrícola, como a degradação de herbicidas e a utilização de destilador solar para efluente agroindustrial, além do tratamento anaeróbio em reatores. Por fim, na área de hidrologia, será abordada a metodologia de obtenção de equações de chuvas.

Programe-se para os cursos e treinamentos previstos para o terceiro trimestre de 2018, relacionados na seção Eventos.

Boa leitura!

Engª Cristina Knorich Zuffo

EDITORA-CHEFE

revista DAE sabesp

N° **211**
julho a setembro 2018

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. Relançada em 2007 a revista está qualificada pela CAPES como periódico B2 e está indexada a dois diretórios: Latindex e Diadorim.

Publicação

Trimestral (janeiro, abril, julho e outubro)

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. Cleverson Vitório 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 Rutkowiski (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

Fotógrafo: Altair Nascimento. Varrição manual sendo executada por gari na cidade de Santos

Projeto Gráfico, Diagramação e Revisão

Beatriz Martins Gomes 29772393832

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.

Veja a revista eletrônica na internet:

http://www.revistadae.com.br

MISTO
Papel produzido a partir de fontes responsáveis
FSC® C068089

Fotógrafo: Altair Nascimento
Varrição manual sendo executada por gari na cidade de Santos

nesta edição

ARTIGOS TÉCNICOS E REVISÃO DE LITERATURA

5 Estimativa da geração de metano proveniente dos locais de disposição final de RSU em Pernambuco seguindo as diretrizes do Plano Estadual de Resíduos Sólidos
Estimation of biogas generation from the final disposal sites of MSW in Pernambuco following the directives of State Plane for solid wasteon basic sanitation municipal plans

20 Uso da metodologia participativa na elaboração de Plano Municipal de Gestão de Resíduos da Construção Civil
Use of participatory methodology in the development of Municipal Construction and Demolition Waste Management Plan

35 Estudo de caso: Aspectos e impactos percepctíveis na localização de lixões municipais utilizando a ferramenta M-MACBETH
Case study: aspects and impacts perceptable at the location of municipal dumps using the M-MACBETH tool

50 Biodegradação de paraquat e produção de celulase em reatores inoculados com fungos e resíduo lignocelulósico
Paraquat of biodegradation and cellulase production in reactors inoculated with fungi and waste lignocellulosic

62 Destilador solar convencional para efluente agroindustrial
Conventional solar distiller for wastewater agroindustrial

74 Produção de hidrogênio a partir da vinhaça da cana-de-açúcar em reatores anaeróbios operados em batelada
Hydrogen production vinasse from the cane sugar in anaerobic reactors operated in batch

89 Avaliação do descarte de excesso de lodo secundário de FBP sobre o desempenho de reatores UASB em escala plena: estudo de caso da ETE Laboreaux - Itabira-MG
Evaluation excess discarding of secondary sludge of PBF on the performance of UASB reactors at full scale: a case study of WTP Laboreaux - Itabira / MG

105 Análise de modelos probabilísticos de frequência para obtenção de equações IDF no município de Cunha-SP
Analysis of probabilistic frequency models to obtain IDF equations in the city of Cunha, SP.

118 Utilização de dados pluviométricos para o desenvolvimento de equações IDF da região metropolitana de Fortaleza-CE, Brasil
Use of pluviometric data for the development of IDF equations of the metropolitan region of Fortaleza-CE, Brazil.

130 PUBLICAÇÕES

132 EVENTOS

Estimativa da geração de metano proveniente dos locais de disposição final de RSU em Pernambuco seguindo as diretrizes do Plano Estadual de Resíduos Sólidos

Estimation of biogas generation from the final disposal sites of MSW in Pernambuco following the directives of State Plane for solid wasteon basic sanitation municipal plans

Data de entrada: 09/02/2017

Data de aprovação: 07/07/2017

Diogo Henrique Fernandes da Paz*/ Alessandra Lee Barbosa Firmo

DOI: 10.4322/dae.2018.010

Resumo

Esta pesquisa tem como objetivo estimar a geração de CH_4 proveniente da implantação de novos aterros sanitários em Pernambuco, como contribuição aos estudos de aproveitamento de biogás. O modelo aplicado para estimar a geração de CH_4 nos aterros entre os anos de 2014 a 2032 foi o modelo do IPCC (2000). Considerando as implementações previstas no Plano Estadual de Resíduos Sólidos de Pernambuco, a geração total de biogás estimada para o estado em 2014 foi de 21.790 t de CH_4 e em 2032 foi de 161.986,5 t de CH_4. Considerando apenas os incentivos financeiros com a comercialização dos créditos de carbono ao aproveitar o CH_4 dos aterros, cerca de 5,2 milhões de dólares por ano poderiam ter contribuído em termos econômicos para a melhoria do setor nos municípios de Pernambuco, inclusive envolvendo ações com sujeitos carentes de recursos econômicos no setor.

Palavras-chave: Resíduos sólidos urbanos. Modelo de primeira ordem. Aterros sanitários. Geração de biogás. Geração de energia.

Abstract

This research aims to estimate the generation of CH_4 from the deployment of new sanitary landfills in Pernambuco, as a contribution to studies of biogas use. The model applied to estimate the generation of CH_4 from landfills between 2014 and 2032 was the Method of First Order Decay defined by IPCC (2000). Considering the implementations provided in the State Plan for Solid Waste in Pernambuco, the total estimated biogas generation for the state in 2014 was 21,790 tons of CH_4 and in 2032 was 161,986.5 tons of CH_4. Considering only the financial incentives with the commercialization of carbon credits to harness the biogas from landfills, about 5.2 million dollars per year could have contributed economically to improve the sector in the municipalities of Pernambuco, including actions involving subjects with deprived of economic resources in the sector. market.

Keywords: *Municipal solid waste. First-order model. Landfills. Biogas generation. Energy generation.*

Diogo Henrique Fernandes da Paz – Graduado em Tecnologia em Gestão Ambiental pelo Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia de Pernambuco - IFPE e em Engenharia Ambiental pelo Centro Universitário Maurício de Nassau - Uninassau. Mestre em Engenharia Civil pela Escola Politécnica de Pernambuco - Poli/UPE. Professor do IFPE, campus Cabo de Santo Agostinho.

Alessandra Lee Barbosa Firmo – Graduada em Engenharia Química pela Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, e em Tecnologia em Gestão Ambiental pelo Instituto Federal de Pernambuco – IFPE. Mestre e doutora em Engenharia Civil pela UFPE. Professora do IFPE, campus Recife.

**Endereço para correspondência:* Av. Prof. Luís Freire, 500 - Cidade Universitária, Recife - PE, CEP 50740-540. E-mail: diogo.paz@cabo.ifpe.edu.br.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

1 INTRODUÇÃO

A disposição final dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) é um dos graves problemas ambientais enfrentados pelos grandes centros urbanos. Atualmente, existem diversas alternativas tecnológicas para o tratamento e a destinação final de resíduos, envolvendo desde a valorização dos materiais até a valorização energética destes. Entretanto, no Brasil ainda existe a predominância do uso de práticas de destinação final de resíduos no solo, como lixões, aterros controlados e aterros sanitários, que têm como um dos subprodutos a emissão de gases provenientes da decomposição do material orgânico. Dados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (Abrelpe) mostram que em 2013 cerca de 42% dos resíduos gerados no Brasil tiveram como destinado locais inadequados, ou seja, 78.987 t/dia.

Com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305), publicada em 2010, havia a esperança que ocorresse a eliminação dos lixões e aterros controlados até o ano de 2014 adotando novas tecnologias de tratamento e destinação final de resíduos (BRASIL, 2010), porém isso não aconteceu e ainda existem discussões sobre esta temática e o estabelecimento de novos prazos. Entre as tecnologias existentes, o aterro sanitário vem sendo amplamente utilizado e difundido no país, por ser uma tecnologia universal de disposição final de rejeitos (GRS, 2014), devendo existir a valorização dos resíduos antes de sua disposição final.

Uma das maiores preocupações observadas na disposição de resíduos em aterros consiste na decomposição anaeróbia da fração degradável com a consequente emissão de biogás, composto principalmente por CO_2, CH_4 e outros gases traços. O CH_4 possui um potencial de aquecimento global (Global Warming Potential – GWP) 21 vezes maior que o dióxido de carbono (CO_2). Dessa forma, justifica-se a preocupação com a emissão de gás associada às discussões sobre mudanças climáticas (LIMA, 2006).

Segundo dados do Ministério da Ciência e Tecnologia – MCT, 11% das emissões antrópicas de CH_4 para a atmosfera são provenientes do tratamento de resíduos, havendo um aumento de 4% na emissão deste gás entre 2000 e 2005 no Brasil. Outras fontes de emissão são as provenientes da agropecuária, com a maior contribuição, da mudança no uso da terra e florestas e da queima incompleta de combustíveis tradicionais para gerar energia ou aquecimento térmico. (MCT, 2010),

Uma série de estudos vem sendo realizada para estimar a quantidade de metano gerada nos aterros e lixões (CETESB, 2009; FIRMO, 2013, ABRELPE, 2013), bem como a busca de formas de controle e aproveitamento do biogás, sendo as principais referências advindas do *Intergovernmental Panel on Climate Change* – IPCC (2000).

No país, projetos de aproveitamento do biogás de aterros foram impulsionados inicialmente pela oportunidade de obtenção do Certificados de Emissões Reduzidas (RCE), por meio do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), que promovia a implantação de tecnologias limpas para o tratamento (queima) e/ou geração de energia a partir do biogás produzido em aterros localizados nos países em desenvolvimento, tendo em troca créditos de carbono que poderiam ser negociados e vendidos internacionalmente, principalmente para a iniciativa privada localizada nos países desenvolvidos signatários do Protocolo de Quioto (FIRMO, 2013).

Com a crise econômica europeia e a não renovação do protocolo, porém, a comercialização de créditos de carbono deixou de ser o principal eixo

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

de financiamento dos projetos de tratamento e aproveitamento energético de biogás em aterros no Brasil, sendo tais projetos promovidos com base na sustentabilidade ambiental e econômica do próprio empreendimento, no atendimento às normas e políticas públicas, na necessidade de estabelecer relações positivas com a vizinhança do aterro, na necessidade de diversificação da matriz energética, na comercialização de energia elétrica, e ainda na existência de diversas inovações tecnológicas envolvidas no setor.

Em termos de políticas públicas, as práticas de tratamento do biogás e geração de energia são incentivadas pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010) e Política Nacional sobre Mudança do Clima (Lei nº 12.187/2009), esta última regulamentada pelo Decreto nº 7.390/2010, que estabelece como um de seus objetivos a redução das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE's) oriundos de diversas atividades humanas, inclusive as referentes aos resíduos (Artigo 4º, II), e oficializa o compromisso do Brasil junto à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima de redução de emissões de GEE's entre 36,1% e 38,9% das emissões projetadas até 2020.

Entre os anos de 1999 e 2002 foi elaborado o Diagnóstico de Resíduos Sólidos no Estado de Pernambuco pela Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente (SECTMA) em convênio com a Fundação de Amparo à Universidade Federal de Pernambuco (FADE) e o Grupo de Resíduos Sólidos da Universidade Federal de Pernambuco (GRS/UFPE). Neste trabalho foram realizadas pesquisas de indicadores sociais, de limpeza urbana, de destinação final e composição dos resíduos sólidos em cada um dos 185 municípios do estado (FIRMO e RODRIGUES, 2009). Entretanto, mesmo com a existência desses dados, não existe nenhum projeto de comercialização de créditos de carbono ou aproveitamento energético do biogás em efetivo funcionamento no Estado.

2 OBJETIVO

O objetivo desta pesquisa é estimar a geração de biogás proveniente da implantação de novos aterros sanitários em Pernambuco, prevista no Plano Estadual de Resíduos Sólidos (PERS, 2012), e verificar o potencial de aproveitamento para comercialização de créditos de carbono e geração de energia.

3 METODOLOGIA

3.1 Caracterização da área de estudo

Segundo o Plano Estadual de Resíduos Sólidos - PERS (PERNAMBUCO, 2012), Pernambuco é uma das 27 unidades federativas do Brasil, tendo como limites geográficos: ao Norte, o Ceará e a Paraíba; a Oeste, o Piauí; ao Sul, Bahia e Alagoas e a Leste, o Oceano Atlântico (Figura 1). Ocupando uma área de aproximadamente 98.146 km2, o estado está dividido politicamente em 184 municípios e um distrito estadual, o Arquipélago de Fernando de Noronha, tendo como capital a cidade do Recife.

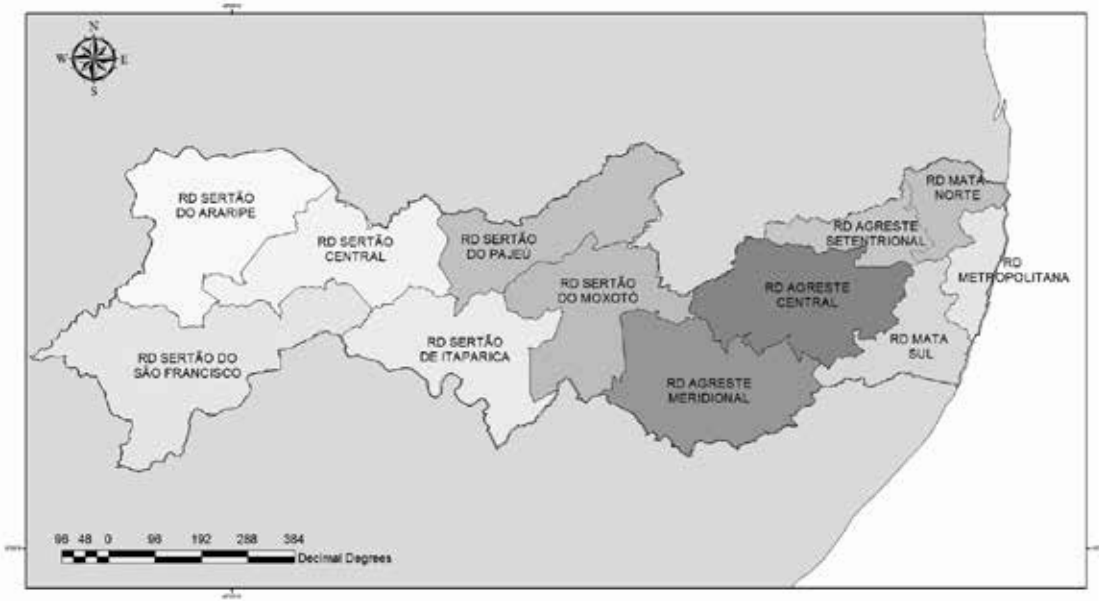
De acordo com dados levantados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010), a população do estado é a sétima maior do país, com 8.796.448 habitantes, equivalente a 4,6% da população nacional, resultando em uma densidade demográfica média de 89,63 hab.km^2. Com taxa de urbanização de 80,2%, a maior parte da população se concentra nas áreas urbanas dos grandes centros urbanos, com maior densidade nos municípios da Região Metropolitana do Recife (RMR).

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Figura 1 - Localização do estado de Pernambuco, na região Nordeste.

O território de Pernambuco está dividido em 12 Regiões de Desenvolvimento (RDs), de acordo com suas características ambientais, socioeconômicas, culturais e geográficas, facilitando a implantação de políticas públicas de gestão participativa e especializada (Figura 2). A partir dessa divisão, é possível realizar orçamentos regionalizados, com participação da sociedade, atendendo principalmente as necessidades, potencialidades e peculiaridades de cada região, permitindo que as ações do governo sejam descentralizadas, integradas e interiorizadas (PERS, 2012).

Figura 2 – Regiões de Desenvolvimento do estado de Pernambuco



Fonte: Firmo e Rodrigues (2009)

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

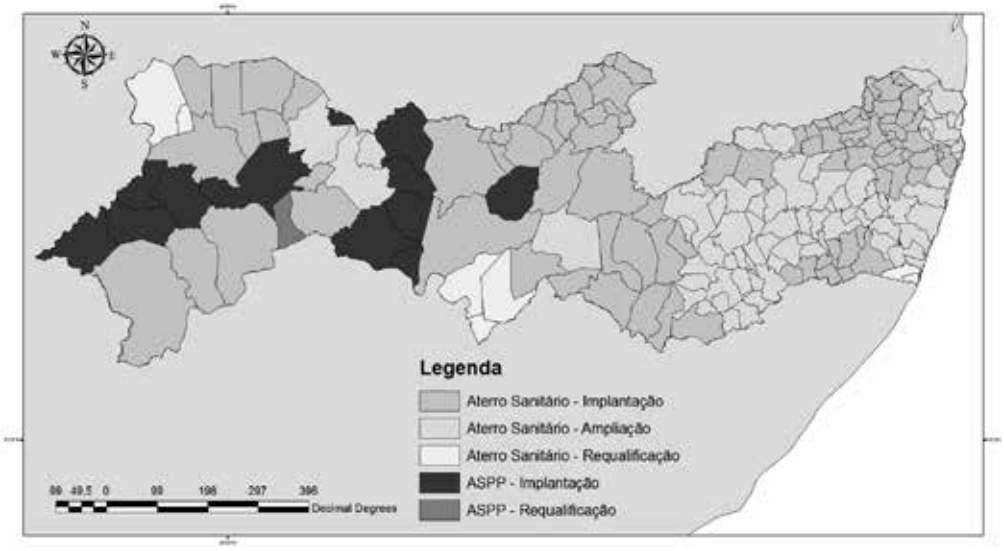
Em 2012, foi elaborado o Plano Estadual de Resíduos Sólidos de Pernambuco (PERS), por meio de parcerias com várias instituições, e de acordo com as diretrizes estabelecidas na Lei nº 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) e pela Lei nº 14.236/2010, que institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos. O plano tem como objetivo relacionar a situação atual dos resíduos sólidos no estado de Pernambuco e desenvolver diretrizes, estratégias, metas, programas e projetos, capazes de subsidiar a gestão dos resíduos sólidos no estado, contando com a validação do documento a partir da participação popular (PERNAMBUCO, 2012).

A partir dos dados obtidos, observou-se que apesar de grande parte dos municípios ainda utilizar os lixões para destinar seus resíduos (80%), a mesma proporção não se mantém quando avaliada a disposição em termos quantitativos. Cerca de 58% dos resíduos produzidos no estado são destinados a aterros sanitários. A possibilidade de reunir os municípios sob a forma de consórcio público reduziria o desafio de eliminar os lixões até o ano de 2014, por meio da implantação de aterros sanitários regionalizados, diminuindo a quantidade de áreas a serem disponibilizadas para o tratamento dos resíduos sólidos (PERNAMBUCO, 2012).

Apesar da evolução no que tange à destinação adequada dos resíduos sólidos em Pernambuco, há ainda uma necessidade de implantação de um conjunto de novos aterros, como forma de solucionar definitivamente o problema da destinação final e se adequar ao que estabelece a Lei nº 12.305, por meio do seu art. 54, determinando que "a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, observado o disposto no § 1º do art. 9º, deveria ser implantada em até 4 (quatro) anos após a data de publicação desta Lei".

Dessa forma, foi criada uma proposta de regionalização da gestão dos resíduos sólidos em Pernambuco, construída a partir dos condicionantes técnicos, políticos e legais anteriormente citados (Figura 3). Dentre os aterros a serem instalados, 7 (sete) seriam aterros sanitários de pequeno porte individualizados, 2 (dois) seriam arranjos consorciados de aterros sanitários de pequeno porte, 5 (cinco) seriam aterros sanitários individuais pelos mesmos motivos anteriores e 18 (dezoito) aterros sanitários seriam implantados de forma consorciada, totalizando 32 (trinta e dois) novos equipamentos de destinação final no Estado (PERNAMBUCO, 2012).

Figura 3 – Proposta de regionalização da destinação dos resíduos sólidos.



Fonte: Adaptado de Pernambuco (2012)

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Com a instalação dos 32 novos aterros sanitários e ampliação dos já existentes, Pernambuco possuirá 54 aterros em operação. Se em todos eles forem instalados um sistema de tratamento e aproveitamento do biogás advindo da degradação dos resíduos, Pernambuco poderá apresentar um relevante potencial de geração de energia, e captar recursos financeiros por meio da comercialização dos créditos de carbono, por meio do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo – MDL.

Os cálculos de geração de metano e seu possível aproveitamento terão como base a possível instalação desses aterros no ano de 2014, como previsto no PERS.

3.2 Levantamento de dados para aplicação no modelo

O método utilizado nesta pesquisa para a estimativa das emissões provenientes dos aterros foi o decaimento de primeira ordem, do *Guidelines 1996*, e do *Good Practice Guidance 2000*. Esse método de decaimento, também conhecido por *Tier 2*, caracteriza-se por considerar que a emissão de CH_4 persiste ao longo de uma série de anos, após a disposição do resíduo. Para a sua aplicação, são necessários dados relativos à população, clima (médias anuais de temperatura e chuva), quantidade de resíduo aterrada, composição do resíduo, qualidade de operação do aterro e quantidades de CH_4 recuperada e oxidada, conforme mostra a Equação 1 (CETESB, 2009).

Dados populacionais

Os dados relativos à população de todos os municípios do Estado de Pernambuco foram obtidos no censo do IBGE para o ano de 2010, sendo realizada uma projeção populacional para os anos de 2011 a 2032.

A metodologia utilizada para estimar a população em um tempo *t* qualquer, segundo Rios-Neto e Riani (2004), consiste em estimar a taxa média de crescimento (r) da população entre dois pontos conhecidos. Essa taxa de crescimento entre as duas datas de referência pode ser calculada por aproximação geométrica ou exponencial, representadas, respectivamente, nas equações 1 e 2:

$$r_g = \left(\sqrt[t]{\frac{P_{final}}{P_{inicial}}} \right) - 1 \qquad \text{(Eq. 01)}$$

$$r_e = \frac{1}{t} . \ln \left(\frac{P_{final}}{P_{inicial}} \right) \qquad \text{(Eq. 02)}$$

Onde:

r_g = taxa de crescimento geométrico;
r_e = taxa de crescimento exponencial;
t = tempo transcorrido entre as duas datas de referência dos censos;
$P_{inicial}$ = população no início do período e
P_{final} = população no fim do período.

A partir das equações 1 e 2 deduzem-se as equações 3 e 4, para a estimativa de uma população em um tempo t qualquer:

$$P^t = P^{inicial} * (1 + r_g)^t \qquad \text{(Eq. 03)}$$

$$P^t = P^{inicial} * e^{r_e t} \qquad \text{(Eq. 04)}$$

Onde:

P_t = população em um momento t.

Condições climáticas

As informações utilizadas das condições climáticas do estado de Pernambuco foram as médias obtidas no "Inventário de Emissões de Metano pelo Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos no Estado de Pernambuco no Período de 1990 a 2005", de Firmo e Rodrigues (2009).

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Para a aplicação do modelo do IPCC (2000) se faz necessário o levantamento de dados da pluviometria anual acumulada (mm.ano^{-1}) considerando, no mínimo, uma série histórica de 30 anos. Para tal, Firmo e Rodrigues (2009) pesquisaram no Banco de Dados Hidrológicos disponibilizados no site da Agência Nacional de Águas (ANA). Para compilar os dados obtidos das estações referentes a 83 municípios, foi utilizado o programa *HidroWeb* (Sistema de Informações Hidrológicas), que permite o gerenciamento das informações, transformando os dados dos pluviômetros diários em médias anuais da série histórica desejada. Os dados dos 101 municípios não cadastrados no banco de dados da ANA foram obtidos a partir de uma série histórica de no mínimo 7 anos disponibilizada no site do Laboratório de Meteorologia de Pernambuco (LAMEPE) do Instituto de Tecnologia de Pernambuco (ITEP).

Os dados climatológicos são utilizados para o cálculo da constante cinética de decaimento (k), seguindo a condição *default* definida pelo IPCC (2000) e utilizada pelo MCT (2010):

• Se precipitação < 1.000 mm.ano^{-1}, então *k* é igual a 0,065;

• Se precipitação ≥ 1.000 mm.ano^{-1}, então *k* é igual a 0,17.

Taxa de geração de RSU por habitante

Os dados da taxa de geração de RSU de cada município foram obtidos no Plano Estadual de Resíduos Sólidos de Pernambuco (PERNAMBUCO, 2012) por apresentar informações de todos os municípios do estado, diferente de outras bases de dados como as do SNIS, ABRELPE e IBGE. Esses valores foram mantidos constantes ao longo dos anos, pelo fato de não ser possível prever mudanças neste valor dentre o período estudado. O valor da taxa de geração para as RDs é mostrado na Tabela 1.

Tabela 1 - Taxa de geração per capita de resíduos das Regiões de Desenvolvimento de Pernambuco.

Região de Desenvolvimento	Taxa de geração per capita (kg/hab.dia)
RD Agreste Central	0.95
RD Agreste Meridional	1.38
RD Agreste Setentrional	1.23
RD Metropolitana	1.20
RD Sertão do Araripe	0.85
RD Sertão Central	0.83
RD Sertão de Itaparica	0.80
RD Sertão do Moxotó	1.44
RD Sertão do Pajeú	0.79
RD Sertão do São Francisco	0.83
RD Mata Norte	1.30
RD Mata Sul	1.11

Fonte: Pernambuco (2012)

Taxa de coleta de RSU

A taxa de coleta de RSU consiste na relação entre os resíduos gerados pela população e os que são depositados nos locais de disposição final. Esse parâmetro também foi obtido no Plano Estadual de Resíduos Sólidos (PERNAMBUCO, 2012). Assim como a taxa de geração de resíduos, a taxa de coleta foi mantida constante para todos os anos. A Tabela 2 mostra os dados de taxa de coleta média para as RDs.

Tabela 2 - Taxa de coleta média dos resíduos das Regiões de Desenvolvimento de Pernambuco.

Região de Desenvolvimento	Taxa de coleta %
RD Agreste Central	88.04
RD Agreste Meridional	82.62
RD Agreste Setentrional	91.05
RD Metropolitana	89.73
RD Sertão do Araripe	70.40
RD Sertão Central	85.63
RD Sertão de Itaparica	86.14
RD Sertão do Moxotó	80.86
RD Sertão do Pajeú	85.29
RD Sertão do São Francisco	93.00
RD Mata Norte	87.37
RD Mata Sul	81.88

Fonte: Pernambuco (2012)

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Composição gravimétrica de RSU

OA composição gravimétrica consiste na obtenção dos percentuais em peso dos principais componentes dos RSU, tais como: papel, papelão, plástico, vidro, matéria orgânica, metais dentre outros. Tal composição dos resíduos é muito variável entre os municípios e ao longo do tempo, pois depende de fatores tais como a situação econômica da população, estações do ano, clima, hábitos culturais e outros (FIRMO e RODRIGUES, 2009).

Os dados de composição gravimétrica utilizados neste trabalho foram obtidos a partir do Plano Estadual de Resíduos Sólidos de Pernambuco (PERNAMBUCO, 2012) e mantidos constantes ao longo dos anos. A Tabela 3 apresenta a composição gravimétrica média das RDs.

Tabela 3 - Composição gravimétrica média dos resíduos da Regiões de Desenvolvimento de Pernambuco.

Região de Desenvolvimento	Composição Gravimétrica - 2010 (%)						
	Vidro	Metal	Papel	Plástico	Recicláveis	Rejeitos	Matéria orgânica
RD Agreste Central	3.01	3.36	8.64	10.69	25.24	15.77	58.31
RD Agreste Meridional	1.72	2.84	7.61	10.48	22.67	16.31	61.02
RD Agreste Setentrional	2.76	3.10	8.99	10.98	25.78	18.25	55.60
RD Metropolitana	3.50	2.40	10.00	8.90	24.80	21.00	50.92
RD Sertão do Araripe	1.93	3.71	9.33	9.67	24.64	21.48	53.88
RD Sertão Central	4.17	3.27	9.38	10.22	27.04	20.48	52.48
RD Sertão de Itaparica	2.54	4.03	11.61	12.75	30.92	16.41	52.67
RD Sertão do Moxotó	1.37	1.62	11.0	13.59	27.59	14.89	57.52
RD Sertão do Pajeú	2.89	3.52	7.96	9.43	23.80	16.13	60.07
RD Sertão do São Francisco	2.32	3.37	8.05	11.20	24.93	25.62	49.59
RD Mata Norte	4.24	3.78	8.51	12.19	28.72	15.27	56.01
RD Mata Sul	1.54	1.71	4.62	9.99	17.86	19.59	62.55

Fonte: Pernambuco (2012)

Destinação final dos RSU

A pesquisa consiste em estimar a geração de metano pelos aterros sanitários que deverão ser instalados no estado de Pernambuco. Dessa forma, foi considerado que todos os municípios estariam dispondo seus resíduos de forma adequada em aterros sanitários a partir de 2014.

Para a estimativa da geração de metano, utilizaram-se dois cenários: o primeiro considerando o Fator de Correção de Metano (MCF) igual a 1, para aterros bem operados, e o segundo utilizando MCF igual a 0,5, aproximação recomendada pelo IPCC (2006) para aterros mal operados em termos de projetos de aproveitamento energético do biogás, conforme apresentado na Tabela 4. Quanto melhor se opera o aterro, maior é a geração de metano, pois os resíduos estarão adequadamente cobertos com terra, o que facilita a degradação pelas bactérias anaeróbias e pode-se ter um sistema de drenagem desse gás mais eficiente.

Tabela 4 - Fator de correção do metano para as condições de operação do aterro em termos de projetos de aproveitamento energético do biogás.

Local de destinação	MCF (fator de correção do metano)
Adequado*	1,0
Inadequado – profundo (> 5 m de lixo)	0,8
Desconhecido	0,6
Adequado* – Mal operado	0,5
Inadequado – raso (< 5 m de lixo)	0,4

* Aterro sanitário

Fonte: IPCC (2006)

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

3.3 Cálculo da geração de metano em Pernambuco

Para utilizar o modelo do IPCC (2000), foi necessário adaptá-lo aos dados pesquisados. Assim, em 2014, ano inicial a ser estimado, a emissão de metano do setor de RSU para cada município (QCH4(2014)) foi obtida pela aplicação da Equação 5.

$$Q_{CH_4(2014)_{(t=1)}} = \{[1 - e^{-k}] * [(Tx_{RSD(2014)} * Pop_{(2014)} * Tx_{col(2014)} * MCF)] * [(0,4 * A) + (0,15 * C) + (0,2 * E)].COD_f * e^{-k*(t=1)} * F * (16/12)\} \quad \textbf{(Eq.5)}$$

Onde:

$Q_{CH_4(2014)}$ é a emissão de metano no ano de 2014 ($tCH_4.ano^{-1}$);

K é a constante cinética de decaimento (ano^{-1});

$Tx_{RSD(2014)}$ é a taxa de geração de RSU per capita no município em 2014 ($kgRSD.hab.dia^{-1}$);

$Pop_{(2014)}$ é a população do município em 2014 (hab);

$Tx_{Col(2014)}$ é a taxa de coleta de RSU na área urbana no município em 2014 (adimensional)

MCF é o fator de correção do metano (adimensional);

A é a fração do resíduo correspondente a papel nos RSU (adimensional);

C é a fração do resíduo correspondente a resíduos orgânicos alimentares (adimensional);

E é a fração do resíduo correspondente a outros tipos de materiais que sejam compostos por matéria orgânica, sejam não alimentares putrescíveis, madeiras ou podas (adimensional);

COD_f é a fração de carbono orgânico degradável que é decomposto anaerobiamente (adimensional);

t é o tempo que relaciona o ano de disposição do resíduo e o ano do cálculo de emissão (ano);

F é a concentração volumétrica do metano no biogás (adimensional);

16/12 é o fator de conversão de carbono em metano ($tonCH_4.tonC^{-1}$).

Para o cálculo da emissão de CH_4 no ano de 2015, é necessário considerar a fração de resíduo que foi depositada em 2014 (que continua gerando gás em 2015) e a fração de resíduos que foi depositada neste ano. O mesmo processo de cálculo se repete até o ano de 2032, quando se encerra a estimativa de geração de metano, como é apresentado na Equação 6.

$$Q_{CH_4(2032)_{(t=19)}} = Q_{CH_4(2014)_{(t=1)}} + Q_{CH_4(2015)_{(t=2)}} + \cdots + Q_{CH_4(2031)_{(t=19)}} + Q_{CH_4(2032)_{(t=20)}} \quad \textbf{(Eq. 6)}$$

4 RESULTADOS

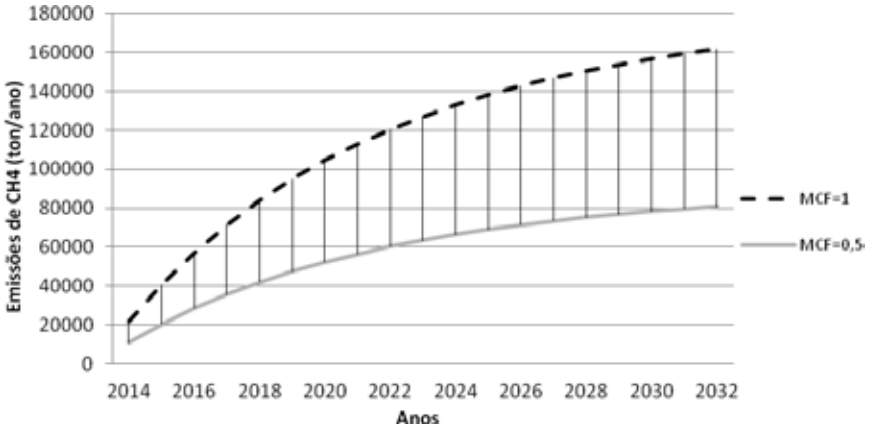
Após todo o cálculo utilizando os dados de entrada anteriormente citados, obteve-se os resultados de geração de CH_4 em cada município no Estado de Pernambuco. Somando-se as gerações de metano devido à disposição dos RSU nos anos de 2014 a 2032, desconsiderando as gerações realizadas nos anos anteriores, foi estimada a geração em 2014 de 21.790 $t.ano^{-1}$ de CH_4 e em 2032 serão gerados 23.452 $t.ano^{-1}$ somente com as emissões desse ano, totalizando 161.986,5 $t.ano^{-1}$ ao considerar as emissões dos anos anteriores. Houve um aumento de 7,6%, devido ao crescimento populacional, porém a maior quantidade é devido à existência da geração de biogás advindo das parcelas de resíduos depositadas em anos anteriores.

Na Figura 4 pode-se observar o comportamento crescente da geração de CH_4 em todo o estado, nos períodos de 2014 a 2032. Considerando o somató-

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

rio das gerações durante todo o período, o estado de Pernambuco poderá gerar aproximadamente 2.179.234,6 t de CH_4, considerando o cenário dos aterros serem bem operados (MCF=1) e aproximadamente 1.089.617,3 t considerando que os aterros instalados sejam mal operados (MCF=0,5).

Figura 4 - Resultados de geração de CH_4 pelo manejo de RSU em todo o estado.

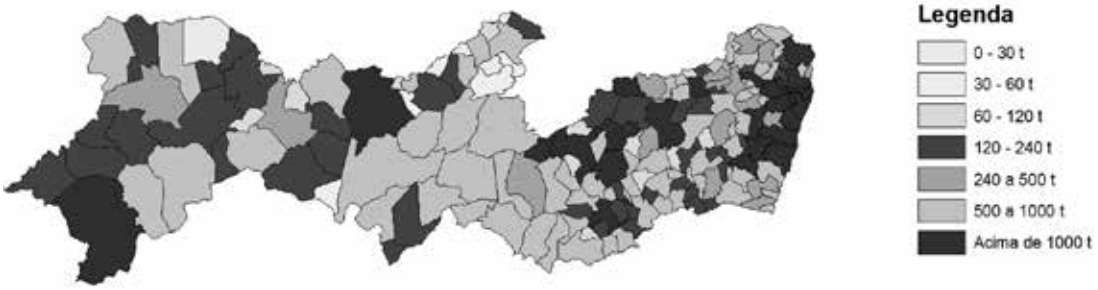


As Figuras 5 e 6 apresentam mapas da geração de CH_4 em cada município de Pernambuco nos anos de 2014 e 2032, ano inicial e final considerado na pesquisa. É possível observar que houve um aumento considerável na geração de CH_4 durante o período avaliado devido principalmente ao (i) aumento da quantidade de RSU e (ii) pela ideologia de encerramento dos lixões a partir de 2014 e disposição dos RSU em aterros sanitários. Diferente do que acontece em aterros sanitários bem operados, no qual a biodegradação acontece principalmente de forma anaeróbia resultando em um biogás com elevado teor de CH_4, em lixões a degradação de RSU acontece principalmente de forma aeróbia, resultando em um biogás com baixo teor de CH_4. Em suma, quanto melhor a operação do aterro, maior a emissão de CH_4 e maiores as probabilidades de tratamento e aproveitamento energético do biogás.

Figura 5 - Faixa de geração de metano pelos municípios pernambucanos em 2014 ($t.ano^{-1}$).

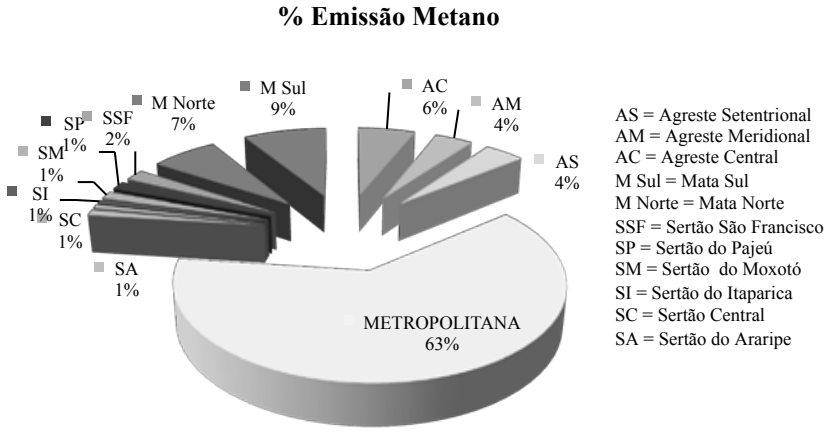
A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Figura 6 - Faixa de geração de metano pelos municípios pernambucanos em 2032 (t.ano^{-1}).



Como é apresentado na Figura 7, a Região Metropolitana responde a cerca de 63% da geração de CH_4 do estado, pelo fato de possuir um clima mais favorável à geração de gases (maior precipitação), e principalmente pela grande densidade populacional (1.207 hab/km^2) e elevada quantidade de resíduos destinadas aos aterros, resultando em aterros de grande porte. Somente a cidade do Recife, capital do estado, é responsável por 28% do total de geração de metano no estado.

Figura 7 - Geração de metano acumulado no período de 2014-2032 de cada RD de Pernambuco.

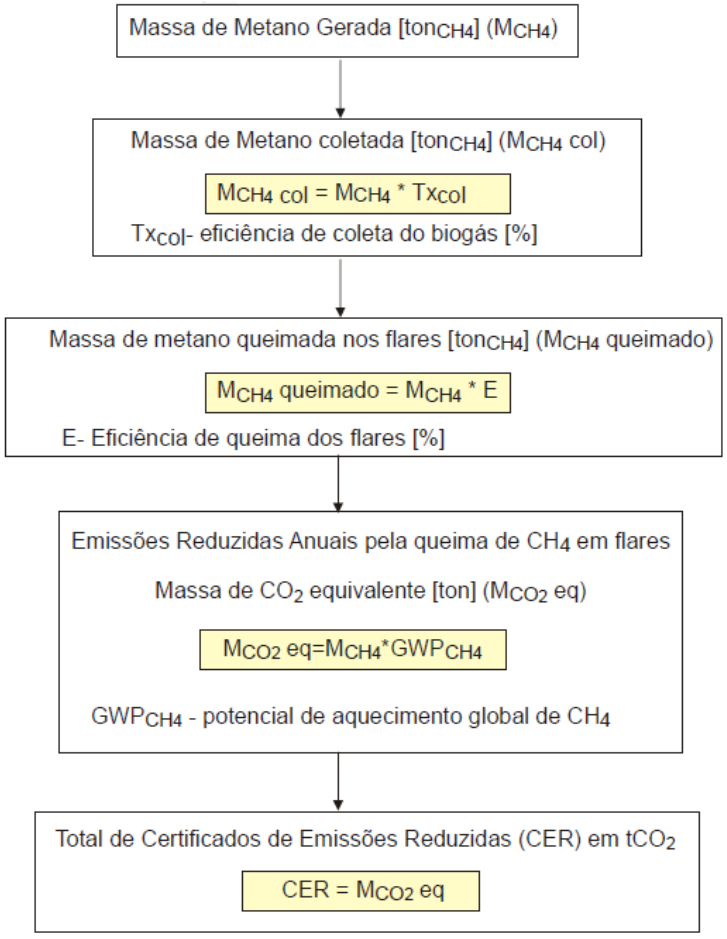


Para estimar quanto o estado de Pernambuco pode receber de incentivos financeiros com apenas comercialização dos créditos de carbono advindos do tratamento do biogás dos aterros, mesmo no período de crise, foi utilizada a metodologia de estabelecimento da linha de base ACM0001 versão 5.0, definida em FELIPETTO (2007). A sequência utilizada para cálculo de gerações reduzidas é apresentada na Figura 8.

De acordo com as estimativas realizadas para os aterros bem operados (MCF=1), serão gerados ao longo dos anos de 2014 a 2032 (18 anos) cerca de 2.179.235 t de CH_4 (M_{CH4}). Levando-se em conta que 70% do biogás gerado seja coletado (Tx_{col}) nos aterros, então **1.525.464** ton de CH4 seriam coletados e encaminhados aos queimadores. Em média, segundo Felipetto (2007), um queimador tem a eficiência de 98% (*E*), assim a massa de CH4 que realmente é queimada e oxidada a CO_2 ($M_{CH4queimado}$) é de **1.494.955** ton de CH_4. Desta forma, considerando o potencial de aquecimento global do metano igual a 21, pode-se obter uma quantidade de CO2 equivalente gerado igual a **31.394.054** toneladas, que pode corresponder às Emissões Reduzidas durante os 18 anos de geração considerados (2014 a 2032).

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Figura 8 - Sequência utilizada para o cálculo dos créditos de carbono.



Fonte: Firmo (2009)

Para Firmo (2008), o potencial de aproveitamento energético de RSU em aterros sanitários vem enfrentando desafios com relação às questões financeiras, técnicas, regulatórias e institucionais, principalmente quanto à incerteza do mercado de créditos de carbono, às competências e responsabilidades nos sistemas de gerenciamento dos resíduos e também a uma melhor estimativa do potencial de geração de energia advinda dos resíduos. No ano de 2012, frente à crise econômica mundial, foi realizado o terceiro leilão na BM&F Bovespa equivalente a um lote de 531.642 toneladas de crédito de carbono proveniente dos aterros Bandeirantes e São João em São Paulo, no qual as negociações variaram de US$ 7 a US$ 3 por tonelada.

Dessa forma, supondo que as 31.394.054 toneladas de $CO_{2.eq}$ fossem comercializadas no mercado mundial de créditos de carbono por US$ 3 por t de carbono equivalente e sem considerar os custos utilizados para a implantação do tratamento e redução dessas emissões, aproximadamente 94 milhões de dólares poderiam ter contribuído para

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

a economia dos municípios de Pernambuco, podendo obter um valor médio de 5,2 milhões de dólares por ano durante o período de 19 anos estudado, podendo esse valor ser inferior ou superior em cada ano.

Utilizando-se o mesmo processo considerando um cenário pessimista, em que todos os aterros sejam mal operados (MCF=0,5), foi possível estimar uma quantidade de CO_2 equivalente gerado igual a 15.697.026 toneladas, que sendo comercializado pelo mesmo valor, aproximadamente 47 milhões de dólares poderiam ter contribuído para a economia dos municípios de Pernambuco durante o período considerado, podendo obter um valor médio de 2,6 milhões de dólares por ano durante o período estudado, podendo este valor ser inferior ou superior ao longo dos 19 anos.

A mesma metodologia também pode ser aplicada para cada aterro sanitário a ser implantado no estado, sendo possível dessa forma calcular o potencial de aproveitamento de biogás desses aterros e os incentivos financeiros advindos da possível comercialização no mercado de carbono, desconsiderando os incentivos financeiros que ainda poderiam ser obtidos pela comercialização de energia.

A Tabela 5 apresenta os resultados referentes à geração de CH_4 e incentivos financeiros na RD Metropolitana enquanto que a Figura 9 apresenta a distribuição dos incentivos financeiros para cada aterro desta região.

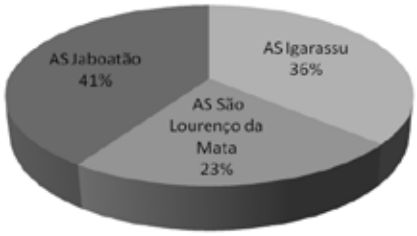
Tabela 5 – Potencial de aproveitamento de biogás na RD Metropolitana.

Aterro Sanitário	Municípios	Geração média de Resíduos (ton.dia^{-1})	Geração total de CH_4 (ton)	Incentivos financeiros (R$.ano^{-1})
Igarassu (Ampliação)	Igarassu, Recife (1/3), Olinda, Itamaracá, Abreu e Lima, Araçoiaba, Paulista e Itapissuma	1789,6	MCF = 1 451.276,5	MCF = 1 3.611.716,2
			MCF = 0,5 225.638,2	MCF = 0,5 1.805.858,1
São Lourenço da Mata (Implantação)	São Lourenço da Mata, Moreno, Camaragibe e Recife (1/3)	1095,2	MCF = 1 282.384,4	MCF = 1 2.260.016,7
			MCF = 0,5 141.192,2	MCF = 0,5 1.130.008,3
Jaboatão dos Guararapes (Ampliação)	Jaboatão dos Guararapes, Recife (1/3), Cabo de Santo Agostinho e Ipojuca	2066,83	MCF = 1 503.383,0	MCF = 1 4.028.741,6
			MCF = 0,5 251.691,4	MCF = 0,5 2.014.370,8
TOTAL	-	4951,63	-	-

A partir do levantamento da produção de metano ao longo dos anos, é possível quantificar a potência elétrica útil disponível para a geração de energia elétrica (DOMINGUES et al., 2008). Para a realização da estimativa da potência elétrica disponível para o biogás, considerou-se que este passará por um processo de separação e purificação para que somente o gás metano seja aproveitado, fornecendo assim um combustível de Poder Calorífico Inferior de 35,53 MJ.m^{-3} (ENSINAS, 2003). O cálculo da potência elétrica disponível é realizado através da Equação 7.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Figura 9 – Distribuição dos incentivos financeiros nos aterros sanitários da RD Metropolitana



$$Pot_{ano} = \frac{Q_{CH4}.PCI_{CH4}.E.n}{31.536.000} \qquad (Eq.7)$$

Sendo: **Pot_{ano}** é a Potência disponível a cada ano (KW)
Q_{CH4} é a vazão do metano anual (m^3 $CH_4.ano^{-1}$);
PCI_{CH4} é o poder calorífico inferior ($KJ.m^{-3}$ CH_4);
E é a eficiência de coleta de gases (%);
n é o rendimento elétrico;
31.536.000 é o fator de conversão ($s.ano^{-1}$).

Considerando-se a densidade do metano de 0,717 $kg.m^{-3}$, com uma eficiência de coleta de 85% e um rendimento elétrico de (40%), a potência de geração elétrica para o MCF=1 é de **3.080 KW.ano^{-1}**, com um total de **55,4 MW** e para MCF=0,5 é de **1.540 KW.ano^{-1}**, com um total de **27,7 MW**, considerando apenas o potencial durante a operação dos aterros.

5 CONCLUSÕES

A estimativa da geração de gás metano no estado de Pernambuco nos anos de 2014 a 2032 pode servir como base de dados para estudos de aproveitamento de biogás nos aterros, que pode contribuir para a viabilidade de implantação destes aterros.

Com os resultados obtidos em cada município, foi observado que Recife é o principal gerador de biogás, responsável por cerca de 28% da geração total de Pernambuco devido ao maior número de habitantes, maior velocidade de decomposição dos resíduos devido à elevada precipitação, comparada com outros municípios.

Com a comercialização de CER de CO_2 no mercado mundial de créditos de carbono, sem considerar os custos utilizados para a implantação do tratamento e a redução dessas gerações e considerando MCF=1, aproximadamente 5,2 milhões de dólares por ano poderão contribuir para a economia dos municípios de Pernambuco durante o período considerado. Entretanto, o valor se reduz à metade ao utilizar-se o MCF=0,5 gerando receita em torno de 2,6 milhões de dólares.

É possível notar que os municípios que instalarem aterros sanitários e manejarem adequadamente os mesmos serão os que têm maior potencial de geração de metano e também teriam uma maior possibilidade de implantação de estações de aproveitamento energético do biogás nos aterros. Caso os aterros a serem instalados não forem gerenciados adequadamente, o potencial de geração de biogás e energia também se reduz pela metade.

O aproveitamento de biogás pode ser viável no estado, não só para geração de energia, mas para a comercialização CER no mercado mundial. É preciso, porém, realizar um estudo mais aprofundado, considerando os custos de implantação do aterro e do sistema de aproveitamento de biogás para que seja possível confirmar sua viabilidade. É provável que não haja viabilidade econômica de implantação de sistemas de aproveitamento de biogás em aterros de pequeno porte, pois a geração de metano não é suficiente.

REFERÊNCIAS

ABRELPE - Associação brasileira de empresas de limpeza pública e resíduos especiais. **Atlas brasileiro de emissões de GEE e potencial energético na destinação de resíduos sólidos**. São Paulo-SP. 2013

BRASIL. *Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009*. Institui a Política Nacional sobre mudança no clima – PNMC e dá outras providên-

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

cias. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2009/lei/l12187.htm>. Acesso em: 11 dez. 2012.

BRASIL. *Lei nº 12.305, de 2 de Agosto de 2010*. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 11 dez.2012.

BRASIL. *Lei nº 7.390, de 9 de dezembro de 2010*. Regulamenta os arts. 6º, 11 e 12 da Lei nº 12.987, de 29 de dezembro de 2009, que institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima – PNMC, e dá outras providências.

CETESB. **Segundo Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de gases de efeito estufa – Emissões de gases de efeito estufa no tratamento e disposição de resíduos sólidos**. São Paulo- SP. 2009.

DOMINGUES, E.G.; SILVA, L.R.; BRADL, H. Evaluation of the methane and electrical energy potential and carbon credits revenues from the Goiânia landfill. In: Transmission and Distribution Conference and Exposition, 2008, Bogotá. **Anais...** Latin America: IEEE/PES, 2008.

ENSINAS, A.V. **Estudo da geração de biogás no aterro sanitário Delta em Campinas-SP**. 2003. 129 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica). Faculdade de Engenharia Mecânica – Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2003.

FELIPETTO, A.V.M. **Mecanismos de desenvolvimento limpo aplicado a resíduos sólidos: Conceito, planejamento e oportunidades**. Rio de Janeiro: IBAM, 2007. 40 p.

FIRMO, A.L.B. **Análise numérica de aterros de resíduos sólidos urbanos: calibração de experimentos em diferentes escalas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2008.

FIRMO, A.L.B. **Diagnóstico de emissões de metano pelo manejo de resíduos sólidos urbanos na Região Metropolitana do Recife/PE**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Tecnologia em Gestão Ambiental) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco. Recife, 2009.

FIRMO, A.L.B.; RODRIGUES, T.S.N. **Inventário de emissões de metano pelo manejo de resíduos sólidos urbanos no Estado de Pernambuco no período de 1990 a 2005. Relatório técnico**. Universidade Federal de Pernambuco. Grupo de Resíduos Sólidos – GRS. Recife, 2009.

FIRMO, A.L.B. **Estudo numérico e experimental da geração de biogás a partir da biodegradação de resíduos sólidos urbanos**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2013.

GRS - Grupo de Resíduos Sólidos da UFPE. **Análise das diversas tecnologias de tratamento e disposição final de resíduos sólidos urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão**. Jaboatão dos Guararapes-Pernambuco, 2014.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico Brasileiro**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Greenhouse Gas Inventory Reporting Instructions – Guideline for National Greenhouse Gas Inventories**. United Nations For Environmental Program. The Organization for Economic Cooperation and Development and The International Energy Agency. London, UK. 2000.

IPCC. **Solid Waste Disposal – Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.** Report produced by Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) on the invitation of the United Nations Framework Convention on Climate Change. 2006.

LIMA, I.V.; BOFF, M.L.; SCARPIN, J.E. Utilização do biogás como instrumento de desenvolvimento sustentável: um estudo de caso. In: Simpósio de Excelência em Gestão e Tecnologia, 3, 2006, Resende/RJ. **Anais...** AEDB, 2006.

MCT – Ministério da Ciência e Tecnologia. Emissões de gases de efeito estufa no tratamento e disposição de resíduos. **Segundo Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa. Brasília** – DF. 2010.

PERNAMBUCO. Plano Estadual de Resíduos Sólidos. Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade. 2012. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br>. Acesso em: 20/01/2013.

RIOS-NETO, E.L.G.; RIANI, J.L.R (org). **Introdução à demografia da educação**. Campinas: Associação Brasileira de Estudos Populacionais – ABEP, 2004.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Uso de metodologia participativa na elaboração de Plano Municipal de Gestão de Resíduos da Construção Civil

Use of participatory methodology in the development of Municipal Construction and Demolition Waste Management Plan

Data de entrada: 23/05/2017

Data de aprovação: 07/07/2017

Laís Peixoto Rosado**/ Carmenlucia Santos Giordano Penteado

DOI:10.4322/dae.2018.011

Resumo

As Resoluções Conama nº 307/02 e nº 448/12, em conjunto com a Política Nacional de Resíduos Sólidos, estabelecem a obrigatoriedade da elaboração dos Planos Municipais de Gestão de Resíduos da Construção Civil (PMGRCC), os quais são imprescindíveis para a obtenção de recursos junto à União. Nesse contexto, este trabalho teve como objetivo apresentar a metodologia participativa na elaboração de PMGRCC, a partir do estudo de caso do município de Limeira (SP), e discutir os aspectos relevantes da participação de diferentes atores da sociedade no planejamento da gestão municipal dos resíduos da construção civil (RCC). A análise das etapas da elaboração do plano mostrou que a união de esforços e conhecimentos de diferentes setores da sociedade envolvidos com o gerenciamento dos RCC resultou na construção de um plano com um diagnóstico detalhado do município, incluindo as suas peculiaridades, o que possibilitou o estabelecimento das metas, programas e ações condizentes com a realidade local.
Palavras-chave: Resíduos da construção civil. Plano municipal. Metodologia participativa.

Abstract

The Resolutions Conama no 307/02 and no 448/12, in conjunction with the National Solid Waste Policy, establish the obligation to prepare the Municipal Management Plans for Construction and Demolition Waste (MMPCDW), which are mandatory for obtaining resources from the Federal Government. In this context, this work aims to show the participatory methodology for MMPCDW elaboration, from the case study of the municipality of Limeira (SP), and discuss the relevant aspects on different society agent in the management plan for construction and demolition waste (CDW). The analysis of the plan steps elaboration showed that the union of efforts and knowledge resulted in the elaboration of a plan with a detailed diagnosis of the municipality, including its peculiarities, which made possible the establishment of the goals, programs and actions in keeping with the local reality.
Keywords: *Construction and demolition waste. Municipal plan. Participatory methodology.*

Laís Peixoto Rosado – Bacharel em Química. Mestra e Doutoranda em Tecnologia pela Faculdade de Tecnologia da Unicamp (Universidade Estadual de Campinas).
Carmenlucia Santos Giordano Penteado – Engenheira Química. Mestra em Engenharia Química pela UFSCar e Doutora em Ciências da Engenharia Ambiental pela EESC/USP. Professora doutora na Faculdade de Tecnologia da Unicamp.
****Endereço para correspondência:*** Rua Paschoal Marmo, 1888. Jardim Nova Itália, CEP 13484-332, Limeira-SP. E-mail: laispr@gmail.com.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

1 INTRODUÇÃO

Os resíduos da construção civil (RCC), conhecidos popularmente como entulhos, são aqueles provenientes de construções, reformas, ampliações, demolições, entre outras atividades do setor da construção civil. Segundo Osmani (2011), as principais causas de sua geração podem estar relacionadas a falhas no projeto, gestão e planejamento da obra; uso de técnicas construtivas "artesanais" e mão de obra não qualificada, além de problemas com o recebimento, armazenamento, transporte e manipulação dos materiais.

Em 2015, os municípios brasileiros coletaram aproximadamente 45 milhões de toneladas de RCC, o que corresponde a geração per capita de 0,605 kg.habitante^{-1}.dia^{-1} (ABRELPE, 2016). Considerando-se que esses valores não incluem os resíduos coletados por empresas privadas, as quantidades geradas são ainda maiores, o que exige atenção quanto ao seu manejo.

Com a promulgação do Estatuto das Cidades em 2001, surge a exigência da adoção de políticas setoriais articuladas e sintonizadas com o Plano Diretor do Município, sendo a gestão dos resíduos sólidos uma dessas políticas (PINTO; GONZÁLEZ, 2005). Nesse sentido, em 2002, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama), considerando a necessidade da criação de diretrizes para a efetiva redução dos impactos ambientais gerados pelos resíduos da construção civil, publica a Resolução nº 307, contendo as principais diretrizes para o correto gerenciamento destes resíduos nos municípios brasileiros.

A Resolução Conama nº 307/02 passou por atualizações, uma delas foi a Resolução nº 448/12, a qual traz novas definições e altera alguns critérios relacionados ao gerenciamento dos RCC em território nacional. Em termos gerais, o Conama adaptou a Resolução nº 307 à Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS); confirmou a responsabilidade dos grandes geradores na elaboração e implantação dos Planos de Gerenciamento de RCC (PGRCC); e instituiu o prazo de junho de 2013 para elaboração e implantação dos Planos Municipais de Gestão de RCC (PMGRCC) pelos municípios (BRASIL, 2002; BRASIL, 2012a).

Segundo a PNRS, a responsabilidade compartilhada deve ser vista como diretriz fundamental para a gestão dos resíduos sólidos, em que todos os setores da sociedade terão cada qual uma parte da responsabilidade pelos resíduos sólidos gerados (BRASIL, 2010). Nesse contexto, no processo de elaboração dos Planos de Gestão de Resíduos Sólidos, o diálogo possui papel estratégico e torna-se mais eficiente quando incentiva a participação de grupos organizados e entidades representativas dos setores econômicos e sociais do Estado e de cada comunidade. Para isso, o Poder Público deve assumir papel orientador e provocador do diálogo com a sociedade; sendo assim, os conselhos municipais são um dos principais mecanismos para garantir a participação da sociedade nas discussões sobre políticas públicas (BRASIL, 2011; 2012b).

A participação requer consciência sobre os atos, desse modo, os envolvidos devem possuir compreensão sobre o processo que estão vivenciando (TENÓRIO e ROZENBERG, 1997). Por isso, além do incentivo da criação de conselhos municipais, a divulgação dos dados sobre os resíduos é essencial, constituindo um fator de mobilização e controle da sociedade sobre os serviços públicos (BRASIL, 2011; 2012b). De acordo como Gomes et al. (2014), a elaboração de um plano de gestão participativa possibilita a construção de políticas de duração mais longa, garantindo o alcance social. No entanto, menos de 35% dos municípios brasileiros possuem Conselhos de Meio Ambiente.

A gestão municipal dos RCC envolve diversos atores com percepções e interesses diferentes em relação aos RCC. Pequenos e grandes geradores desejam destinar os resíduos gerados a um custo

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

acessível, a população exige da prefeitura uma cidade limpa, os órgãos de limpeza pública almejam atender a legislação ambiental sem extrapolar o uso dos recursos disponíveis e, por outro lado, os transportadores precisam lucrar com a atividade de coleta e destinação dos RCC (FERNANDES e SILVA FILHO, 2017). Desse modo, conforme destacam Carbone et al. (2015), a participação da sociedade no processo de tomada de decisão é um elemento importante na gestão ambiental municipal, e os instrumentos participativos são essenciais para dar transparência à política urbana, cuja ausência pode ser considerada uma das causas da má gestão pública.

Nesse sentido, este artigo tem por objetivo apresentar a metodologia participativa na elaboração de planos municipais de gestão de resíduos da construção civil, a partir do estudo de caso do município de Limeira (SP), e discutir os aspectos relevantes da participação de diferentes atores da sociedade no planejamento da gestão municipal de resíduos da construção civil. Desde 2011, o Município possui a Lei nº 4.812/11 (LIMEIRA, 2011), que regulamenta as etapas do manejo dos RCC, desde a coleta até a destinação final. O Município dispõe de um aterro para recebimento de resíduos da construção civil e resíduos inertes, e Ecopontos para o recebimento de pequenos volumes de RCC, distribuídos em cinco regiões principais do Município. Apesar desses mecanismos, até então não havia um PMGRCC.

Em 2013, em atendimento à Lei Federal nº 11.445/07 (BRASIL, 2007), foi elaborado o Plano Municipal de Saneamento de Limeira, contendo um volume sobre Limpeza Urbana e Manejo de Resíduos Sólidos, o qual inclui os RCC. Entretanto, esse plano não substitui o PMGRCC. Dessa forma, em 2014 as Secretarias Municipais de Desenvolvimento Rural e Meio Ambiente, Obras e Urbanismo e de Serviços Públicos, com a colaboração de empresas contratadas para prestação de serviços no Município, elaboraram uma minuta do Plano. No decorrer do primeiro semestre de 2015, agentes de instituições públicas e privadas, relacionados com o tema, foram convidados a integrar uma ação participativa para revisão da minuta elaborada, a partir de reuniões semanais.

Apesar de existir uma quantidade considerável de trabalhos discutindo aspectos relacionados à gestão e ao gerenciamento de resíduos da construção civil (GALARZA et al., 2015; SCREMIN et al., 2014; LIMA e CABRAL, 2013; CARMO et al., 2012; ÂNGULO et al., 2011; COSTA et al., 2007; AZEVEDO et al., 2006), até o momento, foram publicados apenas estudos sobre o uso do método participativo no gerenciamento integrado de resíduos sólidos (SANTOS, 2015) e de resíduos sólidos urbanos (ORSI, 2006; LOPES, 2006; TAKENAKA, 2008), não sendo encontrada nenhuma referência na literatura que relate experiências de elaboração participativa de planos municipais de gestão de RCC no Brasil. Dessa forma, este trabalho pode contribuir na disseminação da informação sobre esse importante instrumento na gestão de resíduos da construção civil.

1.1 O município de Limeira e a Gestão dos RCC

O município de Limeira está localizado a 154 km a noroeste da cidade de São Paulo, pertence à Região Administrativa de Campinas e às Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí. Estima-se que em 2015 o Município possuía 296.440 habitantes (IBGE, 2016), sendo considerado um município de médio porte.

Desde 1981, o município de Limeira possui um aterro sanitário localizado a 10 km do centro da cidade (ROSADO, 2015). Atualmente, esse aterro, que opera em sistema de codisposição de resíduos domiciliares e industriais não perigosos, está em boas condições, visto que o valor do último Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos (IQR) foi calculado em 8,7; o valor máximo para este índice é

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

10,0 (CETESB, 2015). Nesse mesmo local, chamado de Complexo Sanitário Municipal de Limeira, em células específicas para tal, são dispostos os resíduos da construção civil classe A e os resíduos volumosos. A primeira célula para disposição de RCC teve operação iniciada em 2001, e atualmente está em operação a Célula III, licenciada em 2013 (Figuras 1 e 2).

Figura 1 - Construção do aterro de RCC classe A e resíduos inertes em 2013.

Fonte: Autor, 2016.

Figura 2 - Aterro de RCC classe A e resíduos inertes em operação desde 2014.

Fonte: Autor, 2016.

De acordo com o Jornal Oficial do Município, a partir de outubro de 2015, o preço público para disposição de RCC no aterro é de R$ 12,00/m³, e volumes com até 1 m³ são isentos do pagamento. Atualmente existe um valor diferenciado de R$ 89,87/m³ para caçambas contendo RCC misturados com outros tipos de resíduos, como os orgânicos, já que esses resíduos devem ser dispostos no aterro sanitário, devido ao risco de contaminação.

O sistema de gerenciamento de RCC em Limeira também contempla 11 pontos de entrega voluntária de pequenos volumes de RCC, denominados Ecopontos, localizados em cinco regiões do Município (ROSADO, 2015). Esses pontos podem ser utilizados por qualquer pessoa, com o limite diário de 1 m³ por habitante, e neles somente poderão ser entregues materiais recicláveis, entulhos provenientes de construção civil e material vegetal (DALFRÉ et al., 2014).

Em 2014, foram geradas 173.750 toneladas de RCC. Esse valor corresponde aos resíduos coletados por 14 empresas transportadoras de RCC, às quantidades entregues pelos munícipes e transportadores autônomos diretamente no aterro e nos Ecopontos, à fração gerada nas obras da própria Prefeitura Municipal, e às quantidades coletadas pela empresa terceirizada que realiza a limpeza urbana e remove entulho das áreas de descarte irregular. Os grandes geradores são responsáveis pela destinação adequada de seus resíduos, por meio de contrato com empresas particulares que efetuam a coleta e a destinação final, e até o momento não há registro das quantidades geradas pelos mesmos (ROSADO, 2015).

A partir do panorama apresentado, verifica-se que em linhas gerais o Município possui um sistema de gerenciamento em consonância com as Resoluções Conama nº 307/2002 e nº 448/2012. Entretanto, algumas lacunas ainda precisam ser cumpridas, tais como: (a) exigir os PGRCC dos grandes geradores, a fim controlar o manejo de todo o RCC gerado no Município; (b) aprimorar o gerenciamento dos Ecopontos existentes e am-

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

pliar a abrangência da reciclagem dos RCC; e, (c) intensificar os trabalhos de fiscalização e as atividades de educação ambiental, visto que os descartes irregulares ainda são frequentes em alguns pontos do município.

2 OBJETIVOS

Apresentar a metodologia participativa utilizada na elaboração de planos municipais de gestão de resíduos da construção civil, a partir do estudo de caso do município de Limeira-SP, e discutir os aspectos relevantes da participação de diferentes atores da sociedade no planejamento da gestão municipal de resíduos da construção civil.

3 METODOLOGIA

A técnica de coleta de dados utilizada foi a observação qualitativa, também chamada de observação de campo, direta ou participante (MARCONI e LAKATOS, 2011). Essa técnica foi utilizada com o objetivo de explorar e descrever as circunstâncias na qual o PMGRCC foi elaborado, compreender as etapas da construção do documento e as relações entre os atores envolvidos, identificar os principais problemas e, por fim, relacionar os fatos com a literatura a fim de auxiliar a elaboração de futuros PMGRCC. As anotações realizadas durante a coleta de dados foram anotações da observação direta, incluindo a descrição dos fatos e, anotações interpretativas, compostas por comentários pessoais sobre o tema.

A pesquisa qualitativa descritiva pode assumir diversas formas, sendo uma delas o estudo de caso (CERVO; BERVIAN; DA SILVA, 2007). Nesse sentido, esta pesquisa se caracteriza como um estudo de caso, pois refere-se ao levantamento com mais profundidade do município de Limeira. Entretanto, os dados levantados não são limitados, pois não se restringem ao caso que estuda, podendo ser generalizado para municípios com características semelhantes às de Limeira, como número de habitantes e geração per capita de RCC. A observação foi utilizada como técnica de coleta de dados, de modo assistemático e participante. A observação assistemática consistiu na coleta e registro dos fatos sem o uso de meios técnicos ou elaboração de perguntas diretas. E a observação participante ocorreu por meio da participação da primeira autora deste artigo nas reuniões de elaboração do PMGRCC de Limeira, com o objetivo de obter dados diretamente do contexto analisado, no entanto, sem o uso de instrumentos como questionários e formulários.

A elaboração do PMGRCC teve início em março de 2015, quando foram realizadas reuniões para consolidação do grupo de trabalho responsável pela revisão da minuta do PMGRCC de Limeira, e difusão das informações para os setores envolvidos na execução do plano e para a sociedade como um todo.

Os encontros foram realizados no auditório do Centro das Indústrias de São Paulo (Ciesp), unidade de Limeira, sempre com a participação dos representantes das Secretarias de Serviços Públicos, Desenvolvimento Rural e Meio Ambiente e, Obras e Urbanismo, em conjunto com as organizações que aceitaram o convite de participação (Tabela 1). Em algumas reuniões, houve a presença de representantes das empresas de locação de caçamba, responsáveis pela coleta e transporte dos RCC, das empresas prestadoras de serviço de terraplenagem, e construtoras de médio e grande porte da região, os quais compareceram para colaborar com as discussões.

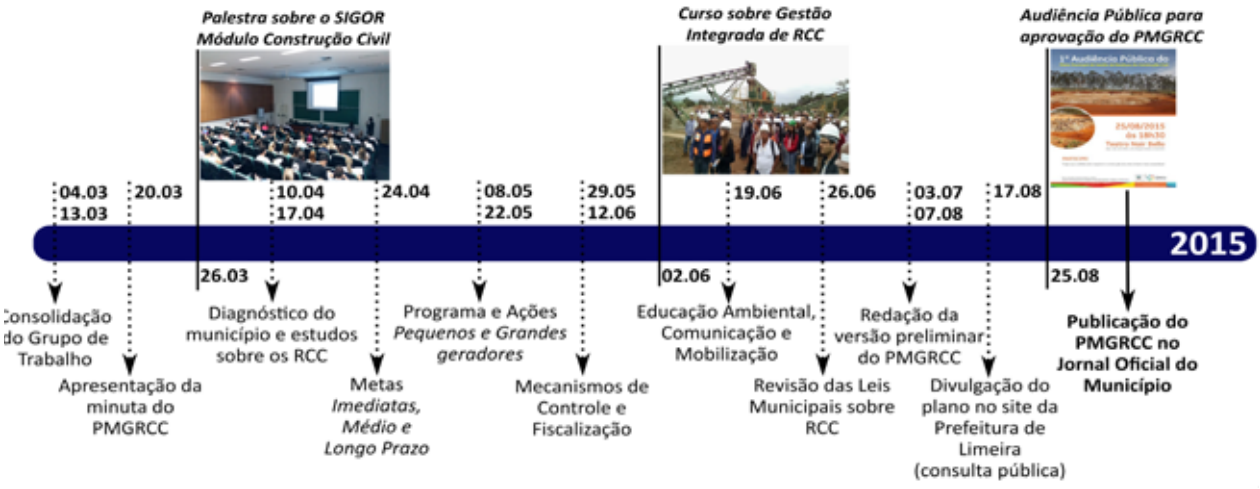
A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Tabela 1 – Instituições envolvidas na elaboração do PMGRCC de Limeira-SP.

Instituição	Abrangência	Objetivos
Abrecon (Associação Brasileira para Reciclagem dos Resíduos da Construção e Demolição)	Nacional	Instruir sobre a viabilidade técnica e econômica das Usinas de Reciclagem e informar sobre o uso dos agregados reciclados no Município.
Cetesb (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo)	Agência de Limeira	Apresentar leis, normas e resoluções em vigor, relacionadas com os RCC e experiências com a fiscalização de áreas de disposição irregular de RCC.
Ciesp (Centro das Indústrias do Estado de São Paulo)	Unidade de Limeira	Promover o envolvimento do setor industrial no PMGRCC.
CREA (Conselho Regional de Engenharia e Agronomia)	Unidade de Limeira	Divulgar informações sobre a gestão e gerenciamento dos RCC para os profissionais da área da construção civil.
Faculdade de Tecnologia Unicamp	Campus de Limeira	Contribuir com experiência em pesquisas na área de gestão e gerenciamento de RCC e uso de agregados reciclados e outros materiais alternativos na construção civil.
Sincaf (Sindicato Patronal das Indústrias da Construção de Limeira)	Limeira	Contribuir com as experiências práticas do setor da construção civil no município e transmitir as informações sobre o PMGRCC para seus associados.
ONG Sociedade Vida Plena	Limeira	Compartilhar conhecimentos e experiências sobre questões ambientais e projetos sociais realizados no Município.
Usinas de Reciclagem	Limeira e região	Apresentar os dados sobre a reciclagem de RCC no Município, incluindo as dificuldades atuais do setor.

A Figura 3 sintetiza todas as etapas e atividades que foram desenvolvidas desde a consolidação do grupo de trabalho até a publicação do PMGRCC de Limeira no Diário Oficial do Município, em outubro de 2015. A seção "Resultados e Discussão" contempla a descrição e interpretação dos dados coletados no decorrer das etapas e atividades.

Figura 3 – Linha do tempo da elaboração do PMGRCC do município de Limeira-SP.



4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A elaboração do PMGRCC foi divida em três etapas, que serão apresentadas e discutidas a seguir. Ao final, é feita uma avaliação dos avanços obtidos mediante o cumprimento de algumas metas imediatas, e as perspectivas futuras para a garantia da sustentabilidade do Plano.

4.1 Etapas da elaboração do Plano Municipal de Gestão dos Resíduos da Construção Civil de Limeira

A primeira etapa consistiu na apresentação da minuta do Plano para os integrantes do grupo, com ênfase no diagnóstico do sistema de gerenciamento de RCC existente no município, incluindo

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

os dados de geração, coleta, transporte, reciclagem e disposição final, características dos Ecopontos e das empresas terceirizadas responsáveis pelo manejo dos resíduos. Essa etapa inicial é imprescindível para a conscientização das partes envolvidas sobre a problemática dos RCC e os desafios a cerca de seu gerenciamento. Além disso, o diagnóstico é parte fundamental da elaboração do planejamento sobre a gestão e gerenciamento de resíduos sólidos.

Em relação às taxas de geração, pode-se dizer que o munícipio de Limeira possui o controle sobre as quantidades de RCC entregues nos Ecopontos, no aterro de RCC classe A e de resíduos inertes e das frações coletadas na limpeza das áreas utilizadas para a disposição irregular desse tipo de resíduo. Entretanto, assim como em outras cidades, há a dificuldade em contabilizar o volume total produzido por parte dos grandes geradores. De acordo com os dados disponibilizados pela Prefeitura de Limeira, a geração *per capita* em 2014, foi de 610 $kg.habitante^{-1}.ano^{-1}$; valor superior à taxa adotada pelo Plano de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo, cujo valor é de 510 $kg.habitante^{-1}.ano^{-1}$ (SÃO PAULO, 2014).

Outro aspecto relevante que deve ser considerado na elaboração do Plano é a caracterização dos RCC. Essa informação é de fundamental importância para que sejam traçadas estratégias de gestão e gerenciamento (CÓRDOBA, 2010). A partir do conhecimento da composição física dos RCC é possível traçar estratégias para a redução, reutilização e reciclagem (CASTRO et al., 1997). Apesar de existir dados na literatura sobre a composição dos RCC, calculadas em diferentes municípios do Brasil, a composição dos RCC pode variar de forma significativa de um município para outro, visto que há influência das características locais como, por exemplo, fatores históricos, condições topográficas, desenvolvimento econômico e panorama político (SANTOS, 2007). A ausência de um estudo detalhado a respeito da caracterização dos RCC entregues nos Ecopontos e no aterro de RCC classe A é um ponto crítico na elaboração do PMGRCC de Limeira, pois a partir dessas informações seria possível a elaboração de estratégias específicas para o gerenciamento dos materiais encontrados em maior quantidade.

Antes de iniciar a segunda etapa, o grupo de trabalho, com apoio da Cetesb, promoveu uma palestra sobre o Sistema Estadual de Gerenciamento Online de Resíduos Sólidos (SIGOR) - Módulo Construção Civil. Esse sistema tem o objetivo de monitorar parte do fluxo dos RCC desde sua geração até a destinação final, incluindo transporte e destinações intermediárias (CETESB, 2015). O evento foi realizado na Faculdade de Tecnologia da Unicamp e contou com a participação dos profissionais e empresários do setor da construção civil do Município, e dos alunos e professores da Faculdade. O uso desse sistema poderá favorecer a obtenção de dados sobre a geração dos RCC por parte dos grandes geradores, visto que todas as obras regularizadas deverão ser cadastradas. Entretanto, para que este sistema opere adequadamente, faz-se necessário um esforço da Prefeitura Municipal em disponibilizar e capacitar profissionais que terão como atividade principal a alimentação dos dados no sistema e fiscalização das informações declaradas pelas partes envolvidas (gerador, transportador e local de tratamento e/ou destinação final).

Na segunda etapa, houve a discussão dos cenários de evolução do Plano, a partir da definição das metas imediatas para 2018, médio prazo para 2022 e longo prazo para 2030. Foram definidas as seguintes metas imediatas:

- Criar um banco de dados com informações sobre a funcionalidade das pessoas físicas e jurídicas que atuam na geração, coleta, transporte, reutilização, reciclagem e disposição final dos RCC;

- Adequar os Ecopontos às normas técnicas vigentes;

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

• Manter o site da Prefeitura de Limeira e demais meios de comunicação atualizados em relação às estruturas/programas/projetos existentes relacionados ao gerenciamento dos RCC;

• Solicitar a apresentação dos Controles de Transporte de Resíduos (CTRs) como requisito obrigatório na obtenção da Habite-se ou Auto de Conclusão e Certidão de Demolição para obras e demolições no território municipal;

• Solicitar e implantar o Sistema Estadual de Gerenciamento Online de Resíduos Sólidos (SIGOR) – Módulo Construção Civil por meio de contato com a Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo ou implantar um mecanismo equivalente;

• Adotar uma porcentagem para utilização do agregado reciclado de resíduos da construção civil em Obras e Pavimentações no Município, e inserir como obrigatoriedade essa porcentagem nos Termos de Referência, Memoriais Descritivos, Especificações Técnicas, Editais e outros documentos que subsidiem a contratação de Obras Públicas.

As metas de médio e longo prazo compreendem a revisão do Plano, continuidade e ampliação do sistema de fiscalização e do programa de educação ambiental, e o estudo da implantação de novos Ecopontos. O encerramento do recebimento dos RCC passíveis de reciclagem no aterro de inertes integram as metas de longo prazo.

As metas estabelecidas se enquadram às metas propostas pelo Plano de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2014). No entanto, alguns aspectos não foram citados no PMGRCC de Limeira, como a eliminação das áreas de disposição irregular e o fomento a iniciativas de boas práticas para redução da geração de resíduos e rejeitos da construção civil. Em relação ao incentivo ao aumento da eficiência no uso dos recursos naturais, a meta sobre a adoção de uma porcentagem para utilização de agregados reciclados em obras públicas é uma das estratégias. Devido à inexistência de uma usina de reciclagem de RCC instalada no Município até o momento, as taxas de reutilização e reciclagem propostas no Plano de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo (70% em 2019; 85% em 2023 e 100% em 2025) dificilmente serão cumpridas. Entretanto, é importante ressaltar que essas metas também não são condizentes com a maioria dos municípios brasileiros e deveriam ser revistas.

A terceira etapa teve como objetivo a definição dos programas e ações em cinco eixos, a saber: Pequenos Geradores de RCC; Grandes Geradores de RCC; Gerenciamento de RCC em Obras Públicas; Mecanismos de Controle e Fiscalização; Educação Ambiental e Mobilização Social. Os tópicos a seguir retratam os pontos mais relevantes de cada eixo.

4.1.1 *Pequenos geradores de RCC*

Segundo as Resoluções Conama nº 307/02 e nº 448/12, é obrigatoriedade do município gerenciar os resíduos provenientes dos pequenos geradores. Diante desse contexto, Limeira possui 11 Ecopontos ativos para que pessoas físicas ou jurídicas possam destinar diariamente até 1 m³ de RCC. As condições para operação dos Ecopontos encontram-se nas Leis Municipais nº 4.561/10 e nº 5.300/14. A elaboração do "Programa para os Pequenos Geradores de Resíduos da Construção Civil" contou com a participação dos profissionais do Centro de Promoção Social Municipal de Limeira (Ceprosom), que são responsáveis pelo cadastro e treinamento dos colaboradores dos Ecopontos.

Uma das grandes dificuldades da operação dos Ecopontos é a deficiência da segregação dos RCC na fonte, pois frequentemente são entregues resíduos misturados nas caçambas disponíveis nos Ecopontos, que deveriam receber apenas RCC classe A. Para diminuir esse hábito, os colaboradores dos Ecopontos estão sendo treinados men-

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

salmente, para que possam diferenciar os resíduos da construção civil de um resíduo industrial, por exemplo. Outro problema encontrado é o uso inadequado dos Ecopontos por grandes geradores, que fracionam o volume total gerado e realizam diversas viagens em um único dia. Nesse sentido, será necessário um controle mais efetivo das pessoas que utilizam os Ecopontos, mediante o cadastramento dos transportadores autônomos de pequenos volumes de RCC.

As dificuldades relacionadas ao gerenciamento dos Ecopontos é retratada por outros autores; nos Ecopontos do município de São Carlos-SP, foram encontrados pequenos descartes clandestinos de RCC e volumosos pulverizados nas proximidades dos Ecopontos (CÓRDOBA et al., 2011) e nos Ecopontos do município de Uberaba-MG, Silva e Fernandes (2012) destacaram que um dos principais problemas é o recebimento de resíduos eletrônicos, os quais contêm metais pesados entre outros contaminantes.

Foi previsto o estudo de novas áreas para a implantação de outros Ecopontos, a adequação dos Ecopontos atuais à NBR 15.112 (ABNT, 2004) e, a melhoria da comunicação visual desses locais.

4.1.2 *Grandes geradores de RCC*

Como estabelecido nas Resoluções Conama nº 307/02 e nº 448/12, os grandes volumes de RCC são de responsabilidade do próprio gerador, e somente poderão ser dispostos em locais licenciados pelo órgão ambiental responsável.

Nos anexos do PMGRCC foi disponibilizado um modelo para elaboração dos Planos de Gerenciamento de RCC (PGRCC). No entanto, para não burocratizar o sistema, apenas para áreas construídas acima de 500 m² o gerador deverá elaborar o PGRCC, o qual deverá ser apresentado na solicitação de Alvará de Construção e ou Alvará de Demolição.

Entretanto, para construções e demolições com até 500 m², o gerador deverá apresentar uma declaração atestando o conhecimento das suas responsabilidades quanto à geração e destinação ambientalmente correta dos RCC. O responsável técnico pela obra também deverá apresentar uma declaração confirmando a responsabilidade em controlar e orientar o proprietário quanto à correta destinação dos resíduos gerados e a exigência do Controle de Transporte de Resíduos (CTR). Apesar de essa iniciativa representar um avanço em relação ao sistema de gerenciamento atual, sabe-se que a maioria das obras realizadas no município possui áreas inferiores a 500 m²; desse modo, a exigência da elaboração dos PGRCC abrangerá uma pequena parcela das obras.

Em resumo, para qualquer empreendimento gerador de RCC, a emissão do Habite-se ou Auto de Conclusão da Obra e a emissão da Certidão de Demolição deve estar condicionada à apresentação do CTR. Esse documento é emitido pelo transportador de resíduos, que deverá fornecer informações sobre o gerador, a origem, a quantidade, a tipologia dos resíduos e a destinação final. O plano disponibilizou um modelo de CTR, elaborado conforme as especificações da NBR 15.112 (ABNT, 2004).

4.1.3 *Gerenciamento de RCC em obras públicas*

Antes da elaboração do Plano não havia uma regulamentação municipal a respeito do gerenciamento dos RCC provenientes de obras públicas, as quais são realizadas principalmente por empresas contratadas. Desse modo, a partir do PMGRCC, todos os Termos de Referência, Memoriais Descritivos, Especificações Técnicas, Editais e outros documentos que subsidiem a contratação de obras públicas deverão incluir a exigência de implantação dos Planos de Gerenciamento de RCC.

Ficou definido que, para a assinatura do contrato, a Prefeitura Municipal de Limeira deverá exigir uma comprovação da regularidade dos agentes respon-

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

sáveis pelas atividades de transporte, triagem e destinação final de RCC. As comprovações consistem na elaboração e execução do PGRCC e manutenção de registros e dos Controles de Transporte de Resíduos.

No futuro, além da elaboração dos PGRCC, as obras públicas (a princípio as de pavimentação) deverão incorporar a utilização de agregados reciclados. Essa etapa será fundamental para incentivar a instalação e operação de uma usina de reciclagem, pública ou privada, no município. Segundo Miranda (2005), devido à resistência em relação ao uso dos agregados reciclados por parte das construtoras, caso o Poder Público participe dessa cadeia, a partir do consumo ou apoio ao consumo, a questão da destinação de resíduos e da comercialização dos agregados reciclados pode ser solucionada.

4.1.4 *Mecanismos de controle e fiscalização*

Os principais agentes envolvidos no sistema de gerenciamento de RCC são as empresas que realizam as etapas de armazenamento temporário, coleta e transporte dos RCC até a reutilização, reciclagem ou disposição final no aterro de inertes. O município possui leis que disciplinam o uso das caçambas; no entanto, devido à ausência de fiscalização, as mesmas não são obedecidas.

Em algumas reuniões estiveram presentes empresários do setor de locação e transporte das caçambas, os quais foram instruídos a esclarecer que a responsabilidade do armazenamento dos RCC é do gerador, como estabelece a Resolução Conama nº 307/02: "*os geradores de resíduos da construção civil devem ser responsáveis pelos resíduos das atividades de construção, reforma, reparos e demolições de estruturas e estradas, bem como por aqueles resultantes da remoção de vegetação e escavação de solos*" (BRASIL, 2002, p. 1). Para isso, sugere-se a elaboração de um contrato prévio entre o gerador (pessoa física ou jurídica) e a empresa de locação e transporte de caçamba.

Desse modo, caso haja contaminação dos resíduos da construção civil com outros tipos de resíduos, como os resíduos sólidos urbanos ou resíduos perigosos, o munícipe deverá pagar pela disposição adequada do resíduo, que poderá ser em aterro sanitário, aterro de resíduos perigosos ou outra forma de destinação final, de acordo com as características do contaminante.

Existe um relato comum nas cidades brasileiras de que, muitas vezes, quem contrata o serviço de caçamba não costuma dispor outros tipos de resíduos misturados ao RCC, mas que munícipes vizinhos se aproveitam dos dispositivos para descartar resíduos impróprios. Nesse sentido, a utilização de tampas nas caçambas pode auxiliar no controle do armazenamento de resíduos no canteiro de obras, ou quando possível, manter a caçamba no interior da obra, impossibilitando que outras pessoas externas tenham acesso ao compartimento.

Em relação ao transporte, as regras estabelecidas no Código de Trânsito Brasileiro (Lei nº. 9503/97) devem ser seguidas, e o Plano também determina que as empresas físicas ou jurídicas que transportam RCC deverão identificar os caminhões transportadores e as caçambas com nome da empresa e telefone, pois caso haja alguma irregularidade isso facilitará o serviço de fiscalização.

Como não há previsão para a implantação do SIGOR, é necessário que o Município inicie a implantação de um sistema de gerenciamento de RCC contendo os mecanismos necessários para controle e fiscalização das empresas ou pessoas físicas que prestem serviços de coleta, transporte, beneficiamento e disposição final de RCC ou resíduos volumosos.

A fiscalização voltada ao descarte irregular de RCC, com ênfase na limpeza urbana do Município, deve contemplar as atividades informativas de mobilização social por meio de legislação específica que possibilite a atuação, nos limites da lei, no sentido de punir os responsáveis pelo descumprimento da mesma.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

4.1.5 *Educação ambiental e Mobilização social*

O principal objetivo do "Programa de Educação Ambiental" é sensibilizar a população residente no município de Limeira sobre a responsabilidade individual no gerenciamento dos RCC, enfatizando a importância da não geração, redução, reutilização e reciclagem dos resíduos sólidos, e da disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

Orientações sobre o uso correto dos Ecopontos e das caçambas estacionárias necessitam de ampla divulgação, a fim de evitar a mistura de RCC com potencial de reutilização e reciclagem com resíduos domiciliares, animais mortos, resíduos de serviço de saúde, resíduos industriais, entre outros. Para a melhoria desse cenário, é fundamental informar sobre os impactos ambientais e econômicos e as penalidades do descarte irregular, e sobre os locais disponíveis para o descarte adequado.

As atividades contempladas pelo programa incluem a capacitação dos gestores públicos atuantes do processo de gerenciamento dos resíduos sólidos, e a sensibilização dos agentes privados atuantes no setor de construção civil e da sociedade, por meio de palestras, cursos, materiais informativos, entre outros.

Uma política de comunicação constante e de fácil compreensão, que atenda toda a população, é uma ferramenta útil para minimizar a falta de informação sobre os resíduos da construção civil e o desinteresse em manter a limpeza urbana em condições adequadas. Os serviços e programas existentes no Município, como o Programa "Só Cacareco" que coleta gratuitamente móveis inservíveis nas residências, devem ser amplamente divulgados, a fim de incentivar o envolvimento da comunidade sobre as questões referentes aos resíduos e a necessidade de mudança de comportamento.

4.2 Avanços e perspectivas futuras

No decorrer da revisão dos programas e ações, o grupo de trabalho promoveu o curso gratuito "Gestão Integrada de Resíduos da Construção Civil", com o objetivo de disseminar informações sobre a gestão dos resíduos no canteiro de obras e a aplicação dos agregados reciclados nas construções. Além dos conhecimentos teóricos ministrados por palestrantes da Abrecon no auditório da Faculdade de Tecnologia da Unicamp, os participantes visitaram uma Usina de Reciclagem de RCC com a finalidade de demonstrar a viabilidade técnica e econômica do uso dos agregados reciclados. O público-alvo foi composto de colaboradores da Prefeitura de Limeira, empresários e profissionais do setor da construção civil e manejo nos RCC no Município, estudantes e demais interessados sobre o tema, sendo que ao todo participaram 104 profissionais e 57 estudantes de nível universitário.

Após 15 reuniões, a versão preliminar do PMGRCC foi concluída, e permaneceu disponível no site da Prefeitura de Limeira, em conjunto com um formulário para que os interessados enviassem as críticas e sugestões sobre o Plano. Após nove dias, houve a audiência pública, na qual o Plano foi apresentado. Estiveram presentes por volta de cem pessoas, as quais contribuíram com seus questionamentos e sugestões, para a elaboração da versão final do Plano, publicada e aprovada por meio do Decreto Municipal nº 304, de 1º de outubro de 2015.

Durante as etapas de elaboração do PMGRCC de Limeira, duas das metas imediatas inicialmente propostas foram cumpridas: (i) solicitação da adesão do Município ao SIGOR; para isso, a Prefeitura Municipal de Limeira enviou um ofício para Secretaria Estadual de Meio Ambiente solicitando a inclusão do Município no Sistema, o pedido foi aceito e, dessa maneira, o município de Limeira encontra-se na lista de espera para o cadastro dos usuários da Prefeitura e dos demais setores; (ii) determinação de um preço público diferenciado de R$ 89,87/m³ para o recebimento de caçambas com resíduos da

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

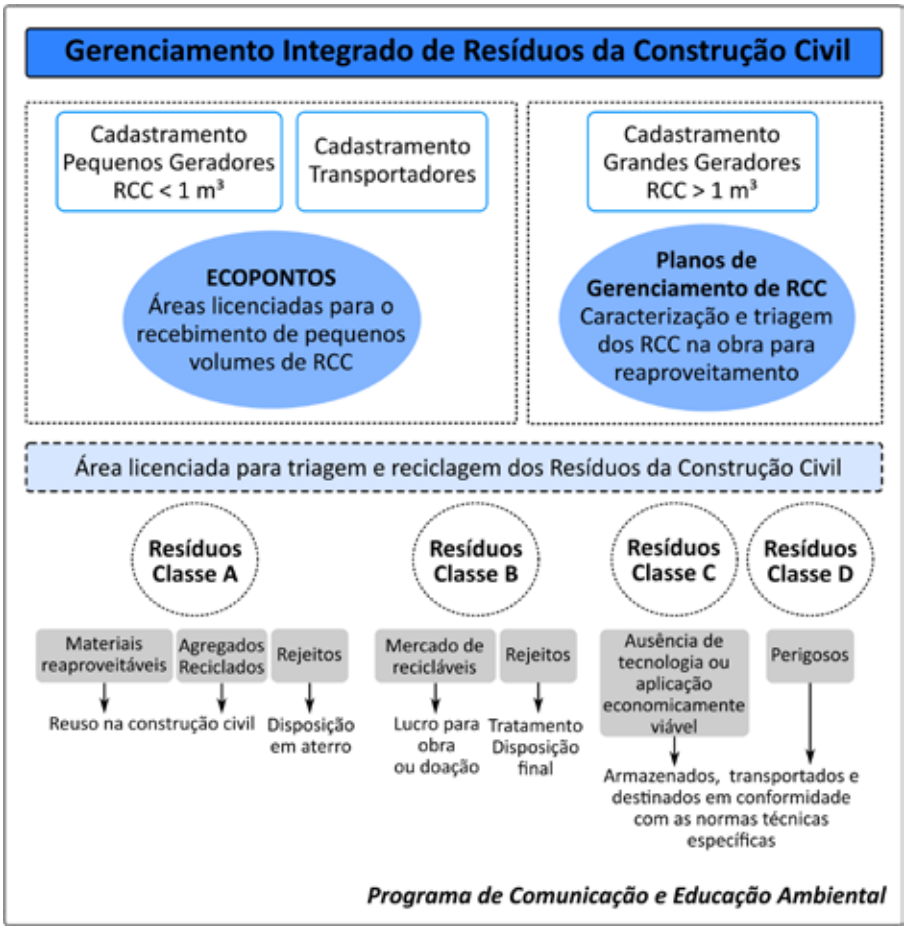
construção civil misturados com outras classes de resíduos (como os domiciliares e industriais não perigosos) no aterro municipal, visto que as mesmas não serão enviadas para o aterro de inertes, mas para o aterro sanitário. Esse novo valor foi publicado em outubro de 2015 no Jornal Oficial do Município, e tem como principal objetivo incentivar a melhoria da triagem no canteiro de obras.

Para que a execução do Plano tenha uma continuidade, será imprescindível a estruturação e formalização de um núcleo gestor para implantação e monitoramento do Plano, com a participação de funcionários efetivos da Prefeitura, bem como a criação de um Programa de Educação Ambiental voltado à população com inclusão dos pequenos e grandes geradores de resíduos da construção civil, em conjunto com ações de fiscalização.

Em relação aos recursos econômicos para atender as medidas previstas no PMGRCC, faz-se necessária uma previsão da dotação orçamentária no Plano Plurianual Municipal de Limeira. Por fim, o conteúdo do Plano deve ser revisado e aprimorado periodicamente, a fim de garantir a sua atualização diante das alternativas e tecnologias atuais para a gestão e gerenciamento dos RCC.

Por fim, cabe ressaltar que o gerenciamento integrado dos RCC deve considerar os PGRCC elaborados pelos grandes geradores, e tanto esses planos como o PMGRCC devem lançar mão das tecnologias atuais do setor, de forma a atender às diretrizes das Resoluções Conama nº 307/02 e nº 448/12, em conjunto com a hierarquia dos resíduos sólidos preconizada pela Política Nacional de Resíduos Sólidos, conforme ilustra o modelo apresentado na Figura 4.

Figura 4 – Modelo de Gerenciamento integrado de resíduos da construção civil.



A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

5 CONCLUSÃO

Neste artigo foram descritas todas as etapas envolvidas na concepção do Plano Municipal de Gestão dos Resíduos da Construção Civil de Limeira-SP, que ocorreu de forma participativa, unindo o setor público, privado e a sociedade. A partir de um grupo de trabalho com amplo conhecimento do manejo dos RCC no Município, crítico e participativo, foi possível elaborar um diagnóstico que reflete a realidade, o que resultou em um plano de gerenciamento com metas, programas e ações coerentes e passíveis de serem alcançadas dentro do cronograma proposto.

Uma das evidências da participação pública foi a presença de um número considerável de pessoas nos eventos realizados e na audiência pública. Com isso, foi possível compreender os principais desafios do gerenciamento dos RCC, como a falta de informação sobre as responsabilidades de cada agente envolvido.

A participação da Universidade no processo de elaboração do Plano foi uma via de mão dupla. A universidade contribuiu com a visão crítica pautada em resultados de projetos de pesquisa recentes sobre o diagnóstico do gerenciamento de RCC no Município, e com o conhecimento técnico-científico especializado sobre práticas de gestão e tecnologias atuais de gerenciamento de RCC. Por outro lado, a participação na elaboração do Plano proporcionou aos representantes da Universidade a grata satisfação de ver os resultados de pesquisas serem aplicados na resolução dos problemas no âmbito do município em que está inserida, além de proporcionar o conhecimento mais profundo das leis e outros instrumentos que serviram como arcabouço para a finalização do plano.

Outros aspectos, como a regularidade das reuniões e a comunicação com as empresas que atuam na coleta e transporte dos RCC até o destino final, foram essenciais para o cumprimento das atividades previstas no cronograma.

No entanto, não se pode deixar de ressaltar um dos grandes desafios na sustentabilidade de planos de gerenciamento no Brasil, que é a descontinuidade das ações de uma gestão municipal pela gestão sucessora. Nesse sentido, apesar de haver um decreto municipal que aprova o PMGRCC de Limeira, é de vital importância à estruturação e formalização de um núcleo gestor, com agentes dos setores público e privado em conjunto com agentes da sociedade e outras instituição interessadas, garantindo a execução, revisão e continuidade do plano elaborado.

Nesse sentido, este artigo fornece subsídios à pesquisadores e gestores no âmbito público e privado, para a elaboração de planos de gerenciamento de RCC, ressaltando a importância de pontos críticos, que muitas vezes são negligenciados na gestão de resíduos, tais como: responsabilidades de pequenos e grandes geradores de RCC; gerenciamento de RCC em obras públicas; mecanismos de flexibilização e fiscalização; e, importância da educação ambiental e da mobilização social.

6 AGRADECIMENTOS

À Capes (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela bolsa de doutorado.

7 REFERÊNCIAS

ÂNGULO, S. C.; TEIXEIRA, C. E.; CASTRO, A. L.; NOGUEIRA, T. P. Resíduos de construção e demolição: avaliação de métodos de quantificação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 16, n. 3, p. 299-306, 2011.

AZEVEDO, G. O. D.; KIPERSTOK, A.; MORAES, L. R. S. Resíduos da Construção Civil em Salvador: Os Caminhos para uma Gestão Sustentável. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, n. 1, p. 65-72, 2006.

ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2016**. Associação Brasileira de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Disponível em: <http://www.Abrelpe.org.br>. Acesso em: 05 out. 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15.112**: resíduos da construção civil e resíduos volumosos - áreas de

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

transbordo e triagem - diretrizes para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 2004.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama). **Resolução nº 307**, de 05 de Julho de 2002. Dispõe sobre a gestão de resíduos da construção civil. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2002.

BRASIL. **Lei nº 9.503**, de 23 de setembro de 1997. Institui o Código de Trânsito Brasileiro. Brasília, DF, 1997.

BRASIL. **Lei nº 11.445**, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Brasília, DF, 2007.

BRASIL. **Lei nº 12.305**, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Guia para elaboração dos Planos de Gestão de Resíduos Sólidos**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama). **Resolução nº 448**, de 18 de Janeiro de 2012. Altera os arts. 2º, 4º, 5º, 6º, 8º, 9º, 10 e 11 da Resolução nº 307, de 5 de julho de 2002, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2012a.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Planos de gestão de resíduos sólidos: manual de orientação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2012b.

CARBONE, A. S.; COUTINHO, S. M. V.; TOMERIUS, S.; PHILIPPI JUNIOR, A. Gestão de Áreas Verdes no Município de São Paulo: Ganhos e Limites. **Ambiente & Sociedade**, v. XVIII, n. 4, p. 201-220, 2015.

CARMO, D. S.; MAIA, N. S.; CÉSAR, C. G. Avaliação da tipologia dos resíduos de construção civil entregues nas usinas de beneficiamento de Belo Horizonte. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, n. 2, p. 187-192, 2012.

CETESB. **Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares 2014**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB, 2015.

CETESB. **Sistema Estadual de Gerenciamento Online de Resíduos Sólidos – SIGOR**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2015.

CERVO, A. L.; BERVIAN, P. A.; DA SILVA, R. **Metodologia científica**. 6. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2007.

COSTA, N.; COSTA JR, N.; LUNA, M.; SELIG, P. Planejamento de Programas de Reciclagem de Resíduos de Construção e Demolição no Brasil: uma Análise Multivariada. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 4, p. 446-456, 2007.

DALFRÉ, R. R.; MESQUITA, R.; BOZI, P. C. Diagnóstico da situação dos ecopontos no município de Limeira-SP. In: EXPOSIÇÃO DE EXPERIÊNCIAS MUNICIPAIS EM SANEAMENTO, 18., 2014, Uberlândia. **Anais...** Brasília: ASSEMAE, 2014. 1 CD-ROM.

FERNANDES, M. da P. M.; SILVA FILHO, L. C. P. da. Um modelo orientativo para a gestão municipal dos RCCs. **Ambiente Construído,** Porto Alegre, v. 17, n. 2, p. 21-38, abr./jun. 2017.

GALARZA, L.H.W.; GÓMEZ, S.T.R.; GARCEZ, E.O.; CORREA, É.C.; PORRAS, Á.C.; FORERO, I.H. Modelo dinâmico de sistemas para o gerenciamento de resíduos da construção civil na cidade de Porto Alegre: estudo de caso. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 3, p. 463-474, 2015.

GOMES, M. H. S. C.; OLIVEIRA, E. C.; BRESCIANI, L. P.; PEREIRA, R. S. Política Nacional de Resíduos sólidos: perspectivas de cumprimento da Lei 12.305/2010 nos municípios brasileiros, municípios paulistas e municípios da região do ABC. **Rev. Adm. UFSM, Santa Maria**, v. 7, Edição Especial, p. 93-110, nov. 2014.

IBGE. **Limeira: Infográficos – evolução populacional e pirâmide etária**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2016.

JORNAL OFICIAL DO MUNICÍPIO DE LIMEIRA. **Tabela de Preços Públicos**. Edição 4618, de 11 de outubro de 2015.

LIMA, A. S.; CABRAL, A. E. B. Caracterização e classificação dos resíduos de construção civil da cidade de Fortaleza (CE). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 169-176, 2013.

LIMEIRA (Município). **Lei nº 4.812/2011**, Regulamenta a coleta, triagem, reutilização, reciclagem, reservação ou destinação, disposição e o transporte de Resíduos de Construção Civil e Resíduos Volumosos no Município de Limeira. 2011.

LIMEIRA (Município). **Plano Municipal de Saneamento de Limeira/SP**. Volume 5 – Limpeza Urbana e Manejo de Resíduos Sólidos. Prefeitura Municipal de Limeira. Revisão 1. 2014.

LIMEIRA (Município). **Decreto nº 304, de 1º de outubro de 2015.** Aprovação do Plano Municipal de Gestão de Resíduos da Construção Civil (PMGRCC) do Município de Limeira. Jornal Oficial do Município, Edição 4615, de 02 de outubro de 2015.

LOPES, L. **Gestão e gerenciamento integrado dos resíduos sólidos urbanos**. São Paulo, 2006. 113 f. Dissertação (Mestrado em Geografia Humana) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

MARCONI, M. A.; LAKATOS, E. M. **Metodologia Científica**. 6. ed. São Paulo: Atlas, 2011.

ORSI, R. **A. Gestão participativa dos resíduos sólidos urbanos**. Rio Claro, 2006. 137 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2006.

OSMANI, M. Construction **Waste. In: Waste - A Handbook for Management**. Burlington, MA, USA: Academic Press, 2011. Chapter 15. p. 207 – 218.

PINTO, T. P.; GONZÁLEZ, J. L. R. (Coord.) **Manejo e gestão de resíduos da construção civil**. 196 p.: il., v. 1, Brasília, DF: Caixa Econômica Federal, 2005. ISBN: 85-86836-04-4.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

ROSADO, L. P. **Avaliação do Ciclo de Vida de Alternativas para o Gerenciamento Integrado de Resíduos da Construção Civil do Município de Limeira/SP, Brasil**. Limeira, 2015. 386 f. Dissertação (Mestrado em Inovação e Tecnologia) - Faculdade de Tecnologia, Universidade Estadual de Campinas, Limeira, 2015.

SANTOS, M. N. **Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos: Estudo de Caso no Instituto Butantan**. São Paulo, 2015. 145 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Ambiente, Saúde e Sustentabilidade) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. **Plano de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo**. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, Coordenadoria de Planejamento Ambiental, Cetesb; Autores André Luiz Fernandes Simas [et al.]; Organizadores André Luiz Fernandes Simas, Zuleica Maria de Lisboa Perez. São Paulo: SMA, 2014.

SCREMIN, L. B.; CASTILHOS JUNIOR, A. B., ROCHA, J. C. Sistema de apoio ao gerenciamento de resíduos de construção e demolição para municípios de pequeno porte. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. 2, p.203-206, 2014.

TAKENAKA, E. M. M. **Políticas públicas de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos no município de Presidente Prudente-SP**. Presidente Prudente, 2008. 234 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2008.

TENÓRIO, F. G.; ROZENBERG, J. E. **Gestão pública e cidadania: metodologias participativas em ação**. Rio de Janeiro, v. 31, n. 4, p. 101-125, 1997.

Estudo de caso: aspectos e impactos perceptíveis na localização de lixões municipais utilizando a ferramenta M-MACBETH

Case study: aspects and impacts perceptable at the location of municipal dumps using the M-MACBETH tool

Data de entrada: 24/04/2017

Data de aprovação: 10/07/2017

Valquiria Melo Souza Correia*/ Marisete Dantas de Aquino/ Antonio Clecio Fontelles Thomaz/ Marcílio Luís Viana Correia

DOI: 10.4322/dae.2018.012

Resumo

Os lixões representam um grande problema dos gestores municipais e possuem vários desafios que necessitam ser superados. Para tanto, é preciso conciliar desenvolvimento econômico e tecnológico com ações de responsabilidade socioambientais com a erradicação das áreas utilizadas para disposição dos resíduos sólidos gerados pelos municípios. Este artigo apresenta um processo de avaliação dos atuais locais dos lixões nos municípios do Crato, Juazeiro do Norte e Barbalha, apresentando os impactos ambientais, sociais e econômicos que têm proporcionado à população. O objetivo deste artigo é apresentar a problemática dos lixões dos municípios, usando a Metodologia do M-Macbeth, e verificar qual é o cenário mais preocupante. O trabalho mostra que os municípios possuem deficiências com relação aos critérios levantados e que a área de destino final dos resíduos sólidos exige providências imediatas e de relevância, e que, na visão do tomador de decisão, nenhum município está distante do problema do lixão.
Palavras-chave: Disposição de resíduos sólidos. Análise multicritério. Lixões.

Abstract

Dumps represent a major problem of municipal managers and have several challenges that need to be overcome. For that, it is necessary to reconcile economic and technological development with social and environmental responsibility actions and the eradication of the areas used for disposal of solid waste generated by the municipalities. The article presents an evaluation process of the current sites of the dumps in Crato, Juazeiro do Norte and Barbalha, showing the environmental, social and economic impacts on the population. The objective of this article is to present the problem of the municipalities' dumps using the M-Macbeth Methodology and to verify the most worrying scenario. The work shows that municipalities have deficiencies regarding the criteria raised and that the final destination area of solid waste requires immediate and relevant measures, and that, in the opinion of the decision maker, no municipality is far from the problem of dump.
Keywords: *Solid Waste Disposal. Multicriteria Analysis. Dumps.*

Valquiria Melo Souza Correia – Administradora pela Unice - Superior (Unice). Mestre em Logística e Pesquisa Operacional pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Doutoranda em Engenheira Hidráulica e Ambiental pela UFC.

Marisete Dantas de Aquino – Engenheira de pesca pela UFC. Doutora em Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela École des Hautes Études en Sciences Sociales, Paris, França. Professora Titular do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC.

Antonio Clecio Fontelles Thomaz – Graduado em Matemática pela Universidade Federal do Ceará. Mestre em Informática pela Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Doutor em Engenharia de Sistemas e Computação pela Universidade Federal do Rio de Janeiro. Pós-Doutorado na Universidade Joseph Fourrier - Gfenoble França. Professor titular Aposentado da Universidade Federal do Ceará e professor adjunto da Universidade Estadual do Ceará.

Marcílio Luís Viana Correia – Graduado em Engenharia Civil pela Universidade de Fortaleza - Unifor e licenciado em Matemática pela Universidade Estadual do Ceará - UECE. Mestre em Logística e Pesquisa Operacional pela Universidade Federal do Ceará. Especialista em Engenharia do Petróleo pela Universidade de Fortaleza - UNIFOR. Professor da Universidade Federal do Cariri (UFCA).

Endereço para correspondência:* Rua Seixas Correia, 600, Fortaleza, CE. CEP: 60.520-795.E-mail: valquiriamelosouza@hotmail.com

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

1 INTRODUÇÃO

Os lixões municipais caracterizam uma problemática de cunho social, espacial, econômico, geopolítico e ambiental. Diante de toda a sua problemática, existe ainda a questão de sua localização, o que intensifica o problema do lixo nos municípios. Segundo a Lei no 9.605/98, o lixão é um crime ambiental, visto que causa agressões – muitas vezes irreparáveis – à fauna e à flora, assim como poluição e outros crimes ambientais contra o ordenamento urbano e o patrimônio cultural.

Para Mazzini (2003, p. 219), os lixões são locais para a disposição de resíduos domiciliares e públicos "a céu aberto, sem nenhum critério técnico com relação à escolha da área e à implantação e operação da disposição; causa poluição da água, do ar e do solo, além de poluição visual". De acordo com Santos (1996, *apud* FONSECA e MORAES, 2006), que associa diretamente a eficácia da ação à adequação do objeto, é fácil perceber que o lixão é um objeto inadequado, resultado de uma ação irrefutável e ineficaz.

Dentre as principais repercussões geradas pelos lixões, podem-se destacar as definidas por Batista et al. (2010), que explica que eles afetam diretamente as esferas ambiental, sanitária, econômica e social. Todavia, os lixões produzem impactos ambientais de difícil e caro tratamento e recuperação, como a degradação da paisagem natural; contaminação das águas superficiais e subterrâneas; contaminação do solo e do ar; percolação de chorume por causa da alta condutividade hidráulica; atração de espécies exóticas; além de o local de destino ser, na maioria das vezes, área de proteção ambiental. Os aspectos sanitários consistem na atração e proliferação de vetores responsáveis por várias doenças. O fator social é outro problema de difícil solução, pois atrai catadores que buscam no lixo sua fonte de renda e alimentos. O econômico acontece porque os materiais enviados aos lixões têm valor agregado e podem ser comercializados para serem inseridos em diversas cadeias produtivas.

A existência de uma área que serve de destino inadequado a resíduos repercute na insatisfação e na qualidade de vida das pessoas que moram dela próximo, devido à presença de vetores, de odores, de fumaça ocasionada pela queima de lixo e do chorume, que afetam a qualidade de vida da população. De acordo com Mavropoulos e Newman (2015), em estudos realizados pela *International Solid Waste Association* – ISWA, o Brasil tem gastado cerca de R$ 1,5 bilhão por ano com problemas relacionados aos lixões. Todo esse custo está relacionado a programas de saúde para combater doenças causadas pelos lixões e custos com tratamentos de problemas psicossociais também causados aos moradores das regiões afetadas. Ainda segundo o estudo, com o não fechamento dos lixões, num horizonte de cinco anos (2016-2021), é provável que o país tenha um custo adicional entre R$ 13 bi e R$ 18,6 bi em saúde.

Esse aumento da população global e a urbanização estão desafiando as autoridades municipais na gestão dos resíduos sólidos. Nos países em desenvolvimento, onde 80% dos 6,7 bilhões de habitantes vivem, uma crescente e acelerada urbanização e um aumento significativo populacional exigem uma melhoria nos serviços de gestão de resíduos (AHMED e ALI, 2006).

Com um maior número de pessoas nos centros urbanos e o crescimento do consumo, a geração de resíduos sólidos aumenta na mesma proporção. Esse cenário, segundo Faria (2002), intensifica-se com a constatação de uma evidente tendência de crescimento da geração de lixo, e isso não apenas em termos absolutos (t/dia), mas também em termos relativos (kg/hab./dia).

Na verdade, o crescimento populacional contribui diretamente para uma maior produção de lixo, o que, com a evolução dos padrões de produção e consumo, torna-se mais significativo. Logo, esse

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

crescimento da população e da urbanização proporciona não apenas o aumento do uso de recursos não renováveis, mas o despejo inapropriado de resíduos tóxicos, que são os principais desafios ambientais enfrentados pela humanidade hoje em dia (RAHMAN et al., 2008).

Na maioria dos municípios brasileiros, os lixões são presença marcante e muito negligenciada, representando sérios problemas à saúde pública e ao meio ambiente, devido a que praticamente todo tipo de material, que venha a gerar ou não impacto ambiental, tem como destino final os lixões, aumentando ainda mais as problemáticas que os municípios já vêm enfrentando.

No Brasil, a gestão e o manejo dos resíduos sólidos são definidos na Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei no 12.305, de 2010, regulamentada por meio do Decreto no 7.404, de 2010, que, após 20 anos de tramitação no Congresso Nacional, estabeleceu um novo marco regulatório para o país (JACOBI & BESEN, 2011). O prazo estipulado pela Lei para extinção dos lixões foi para agosto de 2014, contudo; o Congresso brasileiro decidiu pela prorrogação por mais um ano, ou seja, agosto de 2015. No entanto, esse prazo foi insuficiente, demandando um novo adiamento, feito de maneira escalonada, para que os municípios se adaptem à PNRS no que se refere ao fim dos lixões.

Todavia, a temática ambiental tem proporcionado preocupações a pesquisadores, ao governo e à sociedade, devido às catástrofes que vêm ocorrendo em todas as partes do planeta, nas últimas décadas. Fazem-se necessárias medidas relacionadas às políticas de sustentabilidade, assim como o avanço dos órgãos ambientais e das empresas com propostas de economia verde, visto que os destinos sustentáveis vêm crescendo após a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei no 12.305/10), com o uso da política dos 4R (Reduzir, Reutilizar, Reciclar e Repensar), que tem entre suas metas a eliminação de lixões.

Conforme dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, realizada em 2008, identificou-se que ainda havia 2.906 lixões em todo o território brasileiro, distribuídos em 2.810 municípios. Fato preocupante é que, desse universo, 98% dos lixões existentes concentravam-se nos municípios de pequeno porte, e 57% estavam no Nordeste.

Os municípios do Estado do Ceará não se diferenciam da maioria dos municípios do Brasil, ou seja, o crescimento da população nos últimos anos teve como consequência o aumento da geração de resíduos sólidos. Assim, há uma preocupação cada vez maior com a preservação do meio ambiente, com a saúde pública e com a qualidade de vida da população.

Devido à ausência de planejamento, infraestrutura, insuficiência dos recursos financeiros – e mesmo técnicos – na coleta, no transporte, no tratamento e no descarte de resíduos sólidos, os problemas têm aumentado. Entre as principais razões, está a disposição dos resíduos de maneira desorganizada e desestruturada, o que causa consequências muitas vezes irreparáveis ao solo, ao ar, às águas superficiais e subterrâneas, assim como produz um impacto direto na transmissão de doenças.

Dessa maneira, localizar e caracterizar lixões pode auxiliar os órgãos públicos na remediação das áreas de sua existência, possibilitando inclusive ações consorciadas na resolução dos problemas ambientais, sociais, econômicos e sanitários deles advindos.

2 OBJETIVOS

Neste estudo, tem-se como objetivo analisar os critérios ambientais, econômicos e sociais dos locais onde se localizam os lixões das cidades de Crato, Juazeiro do Norte e Barbalha (Crajubar) e mostrar, dentre os três lixões municipais, aquele que tem representado o maior impacto, dentre dos critérios analisados, sem descartar a opinião de especialistas no assunto.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

Diante de uma realidade cada vez mais acirrada em termos de consumo e sustentabilidade, o destino adequado dos resíduos sólidos ganha, a cada dia, maior relevância, tendo em vista que o desenvolvimento econômico, a urbanização e a melhoria dos padrões de vida nas cidades levaram a um aumento da quantidade e complexidade dos resíduos gerados (RATHI, 2006).

Segundo Ojha et al. (2007), uma das principais razões para o aumento exponencial da quantidade de resíduos urbanos decorre do desejo das pessoas de melhorarem o padrão de vida e o bem-estar através da industrialização.

Para Moghaddas e Namaghi (2009), métodos indiscriminados de eliminação de resíduos resultam na poluição das águas, do solo e do ar, o que representa riscos significativos para a saúde pública.

Além do comprometimento dos recursos naturais, as gerações futuras sofrerão influências causadas pela degradação do meio ambiente se não forem adotadas medidas que minimizem esses prejuízos causados, em sua maioria, pelas atividades humanas e empresariais nocivas ao ambiente (TINOCO; KRAMER, 2011). Para Hammes (2004, p. 37), "a quantidade de lixo vai quintuplicar, se não forem mantidos os padrões atuais de consumo".

Assim, realizar mapeamento e levantamento das características ambientais, sociais e econômicas dessas áreas de disposição inadequada torna-se uma importante ferramenta no processo de gestão municipal dos Resíduos Sólidos Urbanos.

Por meio de legislações recentes, com destaque para a Política Nacional de Saneamento Básico (Lei no 11.445/2007), marco regulatório dos resíduos sólidos que estabelece as Diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico (Lei Nacional de Saneamento Básico - LNSB) (BRASIL, 2007), e pela Lei no 12.305, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), que proporcionaram maior responsabilidade aos gestores municipais no sentido de elevarem seus municípios a novos patamares referentes à gestão de resíduos sólidos urbanos e com diferentes obrigações a serem cumpridas (BRASIL, 2010).

A Lei no 12.305/2010, por sua vez, estabelece diretrizes gerais aplicáveis a todos os tipos de resíduos sólidos, exceto os radioativos, e elabora um novo modelo de gestão dos resíduos com oportunidades de desenvolvimentos econômico e social, assim como determina o fechamento dos lixões em até quatro anos e estabelece dois anos para a conclusão dos Planos de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos, a partir da sanção da lei.

Uma importante lei que busca contribuir com uma série de conceitos inovadores, ou seja, admite o resíduo sólido como material que pode ser reutilizado e reaproveitado. Assim, como trata o rejeito, bem como o insumo inservível, como matéria-prima em uma cadeia produtiva.

Toda essa transformação legal e política torna-se imprescindível para o gerenciamento adequado dos resíduos sólidos, pois repercutirá na elaboração do planejamento, manutenção, recursos e operação dos municípios (ALM, 2015). No entanto, essa realidade é, muitas vezes, tratada com descaso em países em desenvolvimento, pois exige investimentos científicos, teóricos e práticos na gestão dos resíduos sólidos (MARSHALL & FARAHBAKHSH, 2013), mostrando um cenário de negligência na maioria dos municípios, com o acondicionamento de lixões a céu a aberto.

A consequente e crescente geração de resíduos de diferentes naturezas e características, devida ao progresso econômico e ao aumento do consumo da população, juntamente com a rápida urbanização e industrialização, afeta diretamente a quantidade de resíduos sólidos urbanos gerados (SINGH e SHARMA 2002; MINGHUA et al. 2009).

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

A existência de lixões, ambientes inadequados de destinação final dos resíduos sólidos, onde são descartados sem qualquer cuidado, proporciona um grave problema para a saúde pública e para o meio ambiente. Isso repercute no setor econômico, pois, com uma produção mais acelerada de resíduos e sua disposição final sem planejamento, desencadeia desperdício de materiais e de energia.

Para muitos municípios, a ausência de recursos humanos especializados em critérios técnicos, econômicos e sociais para trabalhar com resíduos sólidos urbanos (RSU), assim como a ineficiência administrativa, proporcionam ainda mais os problemas ambientais e de saúde pública, implicando na continuidade da existência de inúmeros vazadouros a céu aberto (lixões).

Os resíduos sólidos têm impactos na saúde pública, uma vez que pode ocorrer a transmissão de doenças e infecções pela presença de animais e insetos, como roedores e baratas, entre outros. Além disso, podem ocorrer problemas como dificuldades respiratórias, malformações de fetos, dentre outros inconvenientes, todos devidos à ingestão de água contaminada, queima não controlada de lixo e exposição a produtos radioativos.

O gerenciamento inadequado dos resíduos em locais como lixões, utilizada como parâmetro para a disposição final a disponibilidade de áreas, assim como a distância em relação a outros centros urbanos (SCHALCH et al., 2002, p. 1) geram grandes preocupações ambientais.

Macbeth (Bana Consulting, 2005) é um sistema multicritério de apoio à decisão, concebido para ser usado por um consultor (facilitado ou analista de decisão), seguindo o princípio construtivista, segundo o qual "o problema e a solução pertencem ao decisor e não ao consultor" (SCHEIN, 1999). É um processo sociotécnico, com várias fases, que "combina elementos técnicos da análise multicritério com aspectos sociais de *decision conferencing*" (PHILLIPS; BANA e COSTA, 2007, *apud* COSTA, MEZ e OLIVEIRA, 2013).

Segundo Torres (2010), o método Macbeth pode utilizar o software M-Macbeth em suas etapas de apoio à tomada de decisões: estruturação, avaliação e elaboração de recomendações.

Quanto à escala de valores, para que sejam atribuídas notas às alternativas de cada critério, o software faz uso do módulo *scores*, comparando par a par, cada alternativa e, por programação linear, propõe uma escala de notas, analisando também os intervalos de variação, sem tornar o problema inconsistente. Para atribuir pesos e para a construção do critério-síntese, utiliza-se o módulo *weights* do M-Macbeth. O software M-Macbeth faz a comparação dos critérios de forma indireta, considerando fictícias as alternativas dos critérios (SOARES DE MELLO et al., 2003).

O índice pode ser construído a partir da reunião de todos os critérios do problema por meio da análise e atribuição de pesos, preferências e escalas. A escolha da metodologia Macbeth, que pode ser considerada da Escola Americana de multicritério, e que foi desenvolvida por Bana; Costa e Vansnick (1995; 1997) e apresentada em Bana; Costa e Chagas (2004).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi realizado nos municípios de Crato, Juazeiro do Norte e Barbalha, que têm população estimada de 130, 263 e 59 mil habitantes (IBGE, 2016), respectivamente. Localizados na Região Metropolitana do Cariri – RMC (Lei Complementar Estadual 78/2009), situados ao sul do Estado do Ceará e pertencentes à macrorregião do Cariri (Figura 1). A RMC é constituída pelos municípios de Juazeiro do Norte, Barbalha, Jardim, Missão Velha, Caririaçu, Farias Brito, Nova Olinda e Santana do Cariri, além do Crato, onde os lixões se apresentam em locais de passivos ambientais.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Figura 1: Localização da Região Metropolitana do Cariri

Fonte: IPECE (2012).

Figura 2: Localização dos Municípios Crato, Juazeiro do Norte e Barbalha e respectivos Lixões

Fonte: Google Earth (2017).

O município do Crato é considerado um polo de cultura popular e artesanal e apresenta uma diversidade de recursos naturais e paisagísticos que são, também, explorados como uma forma de garantir o desenvolvimento de várias atividades econômicas, dentre elas a do setor cerâmico, que tem buscado contribuir para o desenvolvimento socioeconômico da região.

Juazeiro do Norte está entre os municípios que mais se destacam no cenário cearense devido ao seu elevado dinamismo econômico. Tem como característica marcante o turismo religioso.

Quanto ao município de Barbalha, é uma importante região, perenemente irrigada por águas de fontes naturais.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Esses municípios dispõem de um importante patrimônio ambiental, cultural, científico e histórico, visto que estão inseridos nos novos territórios do século XXI, de acordo com a Declaração do Araripe.

Quanto à presente pesquisa, trata-se de um estudo de natureza exploratória com abordagem qualitativa e quantitativa, na busca de maiores informações sobre a situação dos lixões nos municípios já explicitados.

A pesquisa se refere à atual caracterização dos aspectos e impactos perceptíveis da localização dos lixões municipais, entre os meses de agosto de 2016 e abril de 2017. Para tanto, foram coletados dados quantitativos e qualitativos como cursos d'água, distância do aeroporto, núcleos residenciais e qualitativos como distância dos núcleos de baixa renda, ocupação de vias de acesso, problemas com a comunidade local, área do terreno, vida útil, acesso a veículos pesados, distância ao centro de coleta e uso do solo.

A coleta e tratamento dos dados sobre a localização dos lixões foram realizados a partir da cartografia disponível da região e em registros de inquérito no Ministério Público de cada município.

As visitas às áreas foram realizadas com registro fotográfico (Figuras 3, 4 e 5) e utilizado o aplicativo gratuito Google Earth para registro de imagens aéreas dos lixões. Quanto ao georreferenciamento, foi feito *in loco*, utilizando o GPS portátil marca Garmin GPSMAP 60 CSX, assumindo como referência o acesso principal a essas áreas.

Figura 3, 4 e 5: Disposição de resíduos sólidos no lixão a céu aberto nos Municípios de Crato, Juazeiro do Norte e Barbalha, Ceará (2017)

Nenhum dos municípios pesquisados possui uma usina de triagem e compostagem. Assim, todos os resíduos sólidos coletados têm como destino final o lixão. Alguns poucos materiais são encaminhados para as Associações de Catadores, em um trabalho pontual, em cada município. Por meio da coleta de materiais recicláveis nos bairros, os catadores também comercializam (compram e vendem) os materiais, quais sejam: garrafas PET, plástico mole, plástico tipo filme limpo e semilimpo, embalagens "brilux", recipientes "polidor", cadeira de plástico, tubo de 5L, tubo de 2L, PVC, papel branco e colorido, jornal, papelão, ferro, latinha, cobre, panela de alumínio, bacias, garrafinha tipo "coquinho", garrafas long neck, garrafas de "ypióca", recipientes de óleo, recipientes de detergente, tampas, "melissa" etc. Quanto aos rejeitos da coleta seletiva, são enviados ao lixão.

A partir dessa coleta de dados, são definidos os critérios a serem avaliados pelo tomador de decisão, utilizando como ferramenta de apoio à tomada de decisão o M-Macbeth, para a realização da análise de multicritério como uma forma de estabelecer a importância dos critérios escolhidos, e, posteriormente, auxiliar os gestores municipais.

Para a realização do estudo de caso, foi efetuada a coleta de informações conceituais dos resíduos sólidos

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

urbanos, legislação ambiental, metodologia M-Macbeth, em busca de um referencial teórico. Em sequência a isso, deu-se a busca por informações sobre os municípios e a localização dos lixões. A partir disso, a fase seguinte foram as observações in loco e contato direto com os gestores municipais ligados à área ambiental, com os presidentes e representantes das associações de materiais recicláveis e com o Ministério Público de cada município pesquisado. De posse dos dados, foram realizados o tratamento, a análise e a interpretação dos dados com o software M-Macbeth, desenvolvendo-se tabelas, gráficos e figuras.

5 RESULTADOS

Os critérios do problema são: ambiental, social e econômico. Quanto às variáveis utilizadas, foram distribuídas em qualitativas e quantitativas. As variáveis quantitativas representam valores encontrados na norma NBR 13.896/1997 e no Manual do Ibam (Instituto Brasileiro de Administração Municipal). As variáveis qualitativas consistem em valores obtidos pelo conhecimento de especialistas e técnicos da área, conforme Quadro 1.

Quadro 1: Variáveis Qualitativas e Quantitativas

	Quantitativa		Qualitativa
A1	Proximidade de curso d'água	A6	Distância de núcleos de baixa renda
A2	Permeabilidade do solo	A7	Ocupação de vias de acesso
A3	Distância de lençol freático	A8	Problemas com a comunidade local
A4	Distância de aeroportos	A9	Área do terreno
A5	Proximidade de núcleos residenciais	A10	Vida útil
		A11	Acesso a veículos pesados
		A12	Distância ao centro de coleta
		A13	Uso do solo

Fontes: NBR 13.896/97 e Manual do IBAM (adaptado)

Para os critérios ambiental, social e econômico, conforme a norma NBR 13.896/1997, a tabela 19 do IBAM, o Manual de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos e o conhecimento dos especialistas, são estimados os valores mínimos exigidos para as variáveis, de acordo com o Quadro 2:

Quadro 2: Critérios e Variáveis

Critérios	Variáveis	Prioridade	Descrição dos níveis de impacto para cada variável	Referência / classificação
AMBIENTAL	Proximidade de curso d'água	1	As áreas não podem situar-se a menos de 200 m de corpos d'água.	Extrema
	Permeabilidade do solo	4	É desejável que o solo tenha uma baixa condutividade hidráulica para evitar a percolação do chorume.	Moderada
	Distância de lençol freático	1	Entre a superfície inferior do vazadouro	Extrema
	Distância de aeroportos	1	Áreas de aterros não devem se situar próximas a aeroportos aeródromos. A distância mínima é de 3 km	Extrema
SOCIAL	Proximidade de núcleos residenciais	1	Recomenda-se que essa distância seja superior a 1000 m (baseado no IBAM)	Extrema
	Distância de núcleos de baixa renda	2	Os núcleos são locais que atraem pessoas de baixa renda, que se atraem pela catação de lixo e vivem dele em condições insalubres, gerando responsabilidade social e política para o município	Muito forte
	Ocupação de vias de acesso	2	Áreas com baixa densidade demográfica	Muito forte
	Problemas com a comunidade local	2	Indisposição com o poder público, gerando reações negativas na mídia	Muito forte
ECONÔMICO	Área do terreno	3	Tamanho ocupado para a destinação final dos resíduos sólidos	Forte
	Vida útil	4	Tempo (em anos) em que os resíduos vêm sendo jogados na área	Moderada
	Acesso a veículos pesados	4	Apresentar pavimentação de boa qualidade, sem rampas íngremes e sem curvas acentuadas, de forma a minimizar odesgaste dos veículos coletores, assim como permitir seu livre acesso ao local de vazamento mesmo na época de chuvas muito intensas	Moderada
	Distância do centro de coleta	3	Menor percurso possível de ida (ou de volta) por meio das ruas e estradas existentes, com vistas a reduzir o seu desgaste e o custo de transporte do lixo	Forte
	Uso do solo	1	Desejável que área não seja de proteção ambiental (APA)	Extrema

Fontes: NBR 13.896/97 e Manual do IBAM, tabela 19 (adaptado)

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

A priorização e o peso das variáveis de seleção foram baseados e adaptados pelo Manual do IBAM, assim tem, Quadro 3:

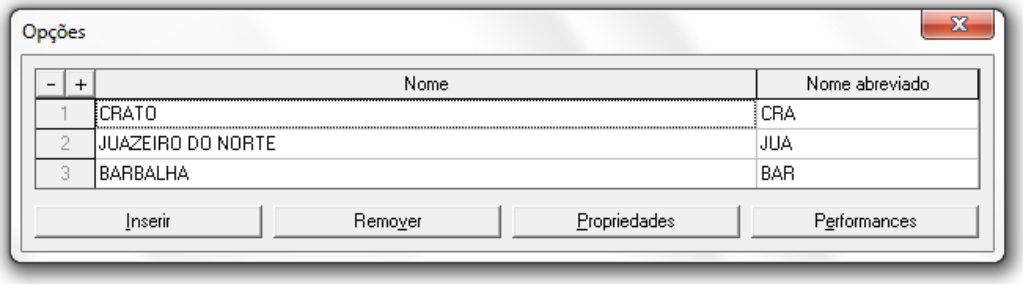
Quadro 3: Priorização e Peso das Variáveis de Seleção

Prioridade	Variáveis
1	Atendimento ao Sistema de Licenciamento de Atividades Poluidoras e à legislação ambiental em vigor
2	Atendimento aos condicionantes político-sociais
3	Atendimento aos principais condicionantes econômicos
4	Atendimento aos principais condicionantes técnicos
5	Atendimento aos demais condicionantes econômicos
6	Atendimento aos demais condicionantes técnicos

Fonte: Manual do IBAM (adaptado)

A estruturação do modelo proposto é iniciada pelo processo de construção da árvore de critérios e a definição das opções de estudo a serem analisadas. A ordem dos critérios elencados na árvore de critérios foi definida pelos gestores e técnicos do estudo e opções abordadas no artigo serão os produtos finais, gerados a partir da utilização dos RSU, tais como são demonstrados na Figura 6.

Figura 6: Definição das opções de estudo



A Figura 7 mostra a árvore M-Macbeth elaborada a partir do levantamento de informações sobre a situação dos lixões nos três municípios. Com relação aos nós destacados em vermelho: cursos d'água, distância do aeroporto, núcleos residenciais e qualitativos como distância dos núcleos de baixa renda, ocupação de vias de acesso, problemas com a comunidade local, área do terreno, vida útil, acesso a veículos pesados, distância ao centro de coleta e uso do solo são os critérios de avaliação.

Figura 7: Árvore de critérios elaborada

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Desse modo, a partir do quadro apresentado, foram definidas as propriedades do nó de cada critério destacado na árvore M-Macbeth, ressaltando que foram adotados níveis quantitativos de performance para os critérios proximidade do curso d'água, distância a aeroportos, área do terreno, vida útil, geração de resíduos sólidos, visto que esses critérios são definidos de acordo com as opções em que cada município pesquisado pode deixar de agredir o meio ambiente. No que se refere aos critérios acesso a veículos pesados, distância ao centro de coleta e uso do solo, foram trabalhados os níveis qualitativos de performance.

As Figuras 8 e 9 mostram como se deu a definição dos níveis quantitativos e qualitativos de performance dos critérios elencados, de modo que se tornam base para realizar posteriormente a comparação intercritérios.

Figura 8: Nível de Performance Quantitativo

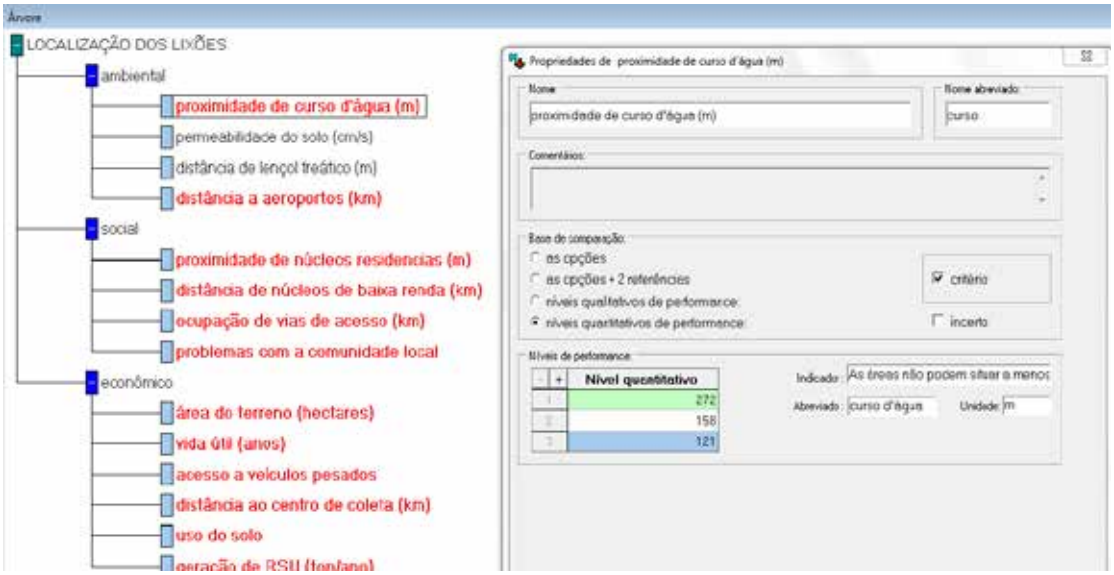
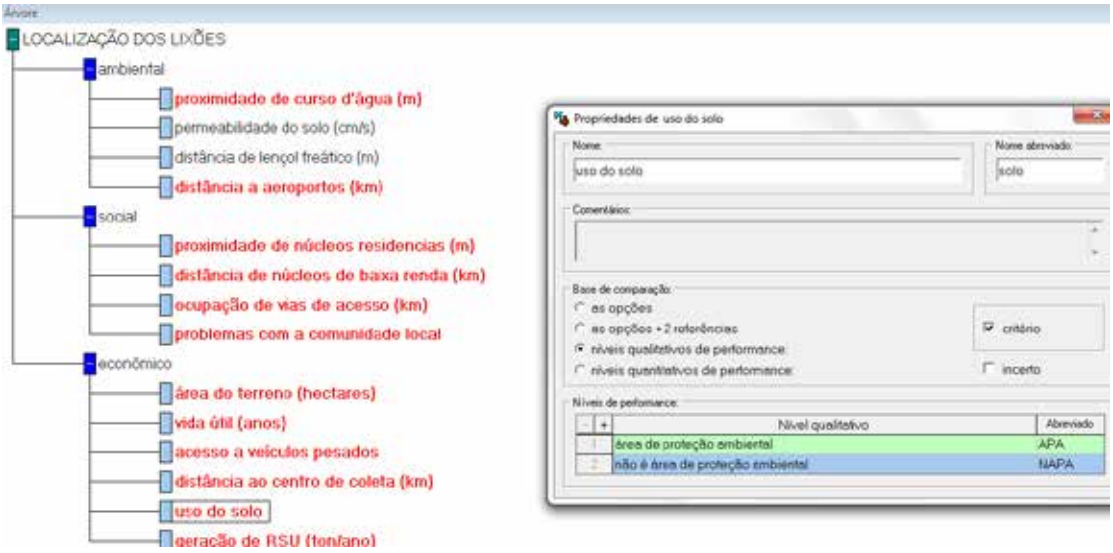


Figura 9: Nível de Performance Qualitativo



A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Quanto aos critérios definidos para o estudo, são descritos pelos indicadores demonstrados na Tabela de Julgamentos dos valores das variáveis nos municípios analisados, que foi construída a partir de informações de pesquisas realizadas de cada opção possível.

Tabela 1: Valores das variáveis nos municípios analisados

Critérios	Variáveis	Crato	Juazeiro do Norte	Barbalha
AMBIENTAL	Proximidade de curso d'água (m)	158	272	121
	Permeabilidade do solo (cm/s)	-	-	-
	Distância de lençol freático (m)	-	-	-
	Distância de aeroportos (km)	15,34	8,28	13
SOCIAL	Proximidade de núcleos residenciais (m)	434	97,3	965
	Distância de núcleos de baixa renda (km)	Pequena	Pequena	Pequena
	Ocupação de vias de acesso (km)	Fácil	Fácil	Fácil
	Problemas com a comunidade local	Médio	Grande	Médio
ECONÔMICO	Área do terreno (hectares)	31,5	27	7,48
	Vida útil (anos)	20	15	30
	Acesso a veículos pesados	Fácil	Moderado	Fácil
	Distância ao centro de coleta (km)	6,8	4,8	0,72
	Uso do solo	APA	APA	APA
	Geração de RSU (ton/ano)	174	360	40

Para cada variável foi definida a influência no município, a partir da classificação para cada nível, conforme as informações coletadas. Dessa forma, as informações foram transmitidas da tabela de julgamentos e alimentaram a tabela de performances do M-Macbeth, como mostra a Figura 10.

Figura 10: Tabela de Performances

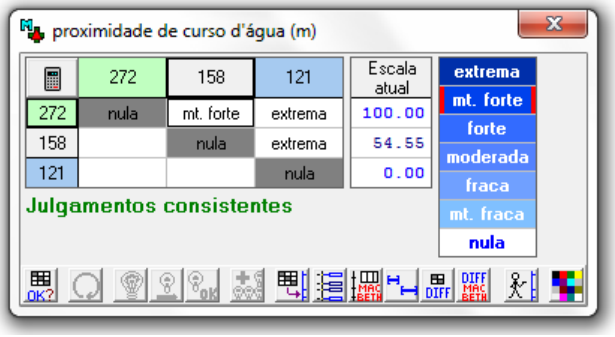
Tabela de performances

Opções	curso	aer	proxres	comunid	área	vida	veic	coleta	solo	ger
CRA	158	15	434	md	32	20	fac	7	APA	174
JUA	272	8	97	gr	27	15	mod	5	APA	360
BAR	121	13	965	md	8	30	fac	1	APA	40

Em seguida, ocorre a ordenação das opções ou níveis de desempenho dos critérios, realizando-se o julgamento qualitativo de atratividade para cada critério. Todas as diferenças de atratividade foram pré-definidas pelos autores da pesquisa e tratadas pelo software, que automaticamente verifica a compatibilidade com os julgamentos inseridos na matriz, acusando JULGAMENTOS CONSISTENTES, conforme mostra a Figura 11.

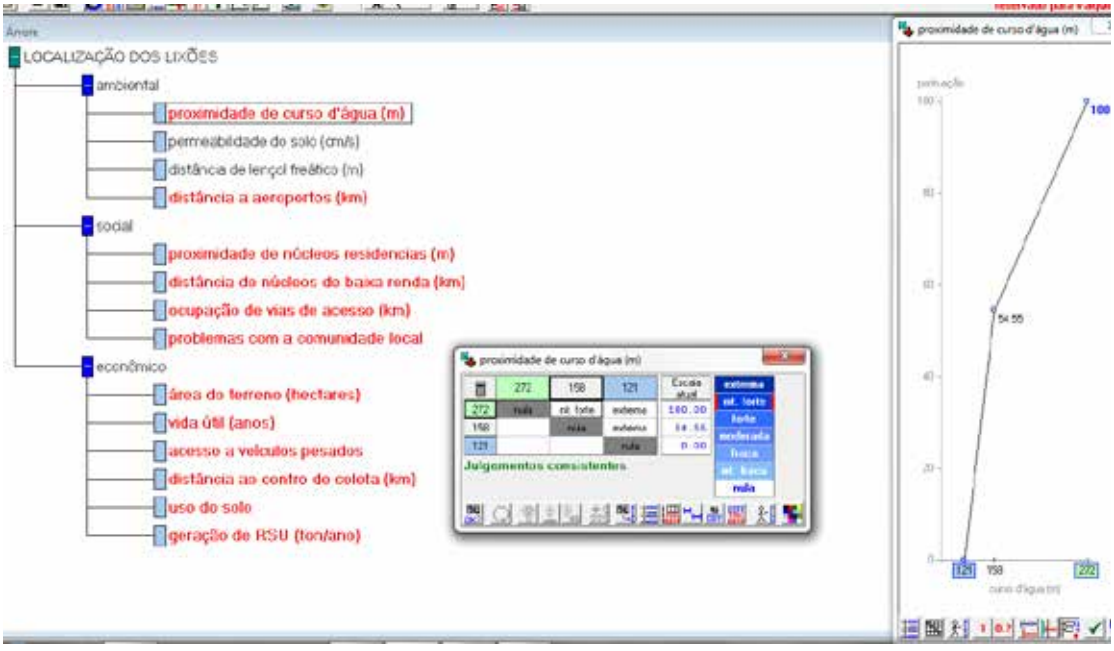
A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Figura 11: Preenchimento mostrando o nível de atratividade do critério A



A Figura 12 mostra como se apresenta uma escala de pontuação ancorada nos níveis de referência previamente estabelecidos nas propriedades do critério e atribuem as pontuações.

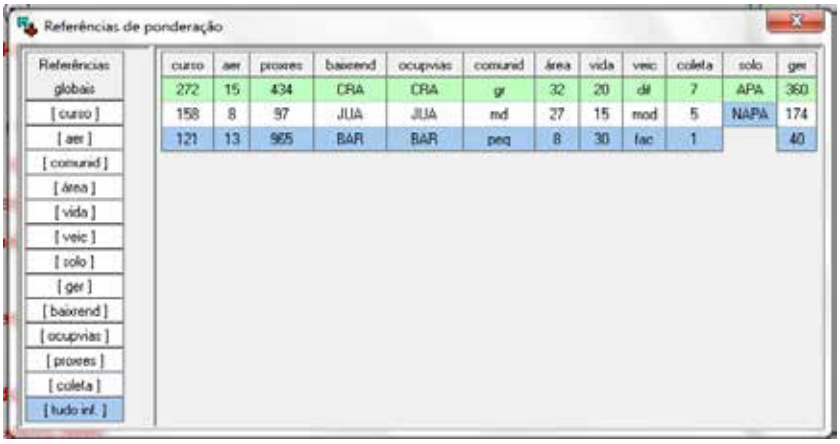
Figura 12: Resultado das diferenças de atratividades julgadas para o critério A com sua respectiva escala Macbeth definida pelo software



As referências de ponderação são mostradas na Figura 13, em que são indicadas as mais viáveis, assim como demonstra uma referência global com performances nos critérios iguais às respectivas referências inferiores.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

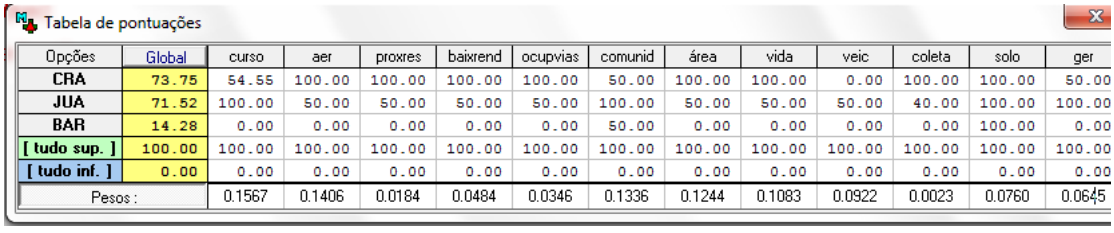
Figura 13: Referências de ponderação do critério A



Após o preenchimento das referências de ponderação, analisa-se a atratividade para cada opção em relação a cada critério estabelecido. Quanto ao resultado do julgamento de atratividade intercritérios, pode ser visualizado na Figura 14, que apresenta as pontuações de cada critério, baseadas na avaliação qualitativa.

O resultado é que, após a etapa de modelagem da pesquisa, o software oferece a tabela de pontuações para cada município em relação aos critérios envolvidos e aos pesos de cada critério.

Figura 14: Tabela de pontuações



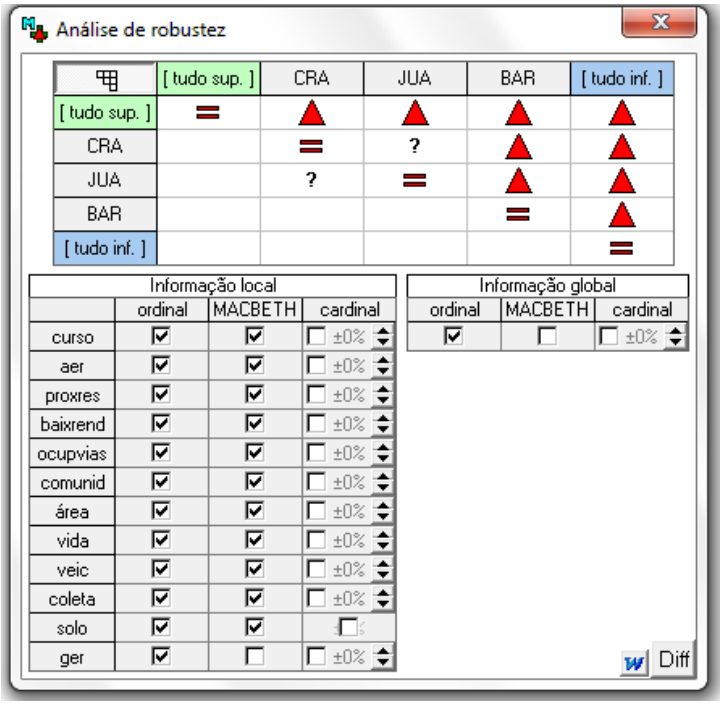
Opções	Global	curso	aer	proxres	baixrend	ocupvias	comunid	área	vida	veic	coleta	solo	ger
CRA	73.75	54.55	100.00	100.00	100.00	100.00	50.00	100.00	100.00	0.00	100.00	100.00	50.00
JUA	71.52	100.00	50.00	50.00	50.00	50.00	100.00	50.00	50.00	50.00	40.00	100.00	100.00
BAR	14.28	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	50.00	0.00	0.00	0.00	0.00	100.00	0.00
[tudo sup.]	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
[tudo inf.]	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Pesos :		0.1567	0.1406	0.0184	0.0484	0.0346	0.1336	0.1244	0.1083	0.0922	0.0023	0.0760	0.0645

Na análise da tabela de pontuações (Figura 14), percebe-se que a escala resultante de valores ficou entre os dois valores de referência (100) e (0). Logo, não se pode descartar nenhuma opção nessa etapa de análise.

Ao ordenarem-se as opções, tem-se: Crato, Juazeiro do Norte e Barbalha. No entanto, para não ter uma conclusão precipitada, analisando-se somente a tabela de pontuações, existe também a possibilidade de se verificar qual é o município que apresenta maiores deficiências em sua área de descarte final de resíduos sólidos, que seria por meio da análise de robustez, como ilustra a Figura 15, em que o símbolo em vermelho (triângulo equilátero) representa tal situação que uma opção domina outra opção se for mais atrativa nos nós critérios, ou, ao menos, em um critério. A análise de robustez mostra, exatamente, a melhor decisão a ser tomada, visto que nela estão contidas todas as informações relevantes da localização atual dos lixões e sua atratividade, podendo-se, assim, tomar uma decisão, ainda que com um olhar apenas superficial.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Figura 15: Análise de robustez elaborada pelo M-Macbeth



6 CONCLUSÕES

Com o acelerado aumento da geração de resíduos sólidos, o lixão se torna um dos maiores desafios enfrentados pelos municípios, devido à contaminação das águas terrestres e superficiais; e um grande problema para as comunidades, por causa da poluição atmosférica e cheiros de fermentação de resíduos degradáveis, doenças e ausência de controle ambiental.

O software M-Macbeth faz a análise dos atributos inseridos na árvore submetida por quem tem o propósito de tomar a decisão e posteriormente calcula os valores das variáveis nos atributos, chegando, assim, a uma classificação final e demonstrando os resultados obtidos, sem o intermédio de qualquer órgão externo.

A pesquisa foi realizada analisando-se dados de três importantes municípios da Região do Cariri, os quais apresentam deficiências na destinação final dos seus resíduos sólidos. Assim, considerou-se apropriada e eficiente a utilização da ferramenta para auxiliar na tomada de decisão, pelo fato de seus resultados serem precisos e condizentes com a situação analisada no trabalho.

Verificou-se que, entre os municípios, o que possui melhor pontuação é o município de Barbalha. No entanto, a quantidade de resíduos sólidos ali gerados é bem menor que a dos demais municípios, assim como a população atendida é a menor entre os demais municípios. Nesse quesito, vem, em seguida, o município de Juazeiro do Norte e, por fim, o município do Crato.

REFERÊNCIAS

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil, 2010**. Disponível em http://www.iea.org/textbase/nppdf/free/2010/key_stats_2010.pdf. Acesso em: 27 abril 2016.

AHMED, S.; ALI, S. People as partners: facilitating people's participation in publice private partnerships for solid waste management. **Habitat International**, 30(4), 781 e 796, (2006).

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

ALM, J. Financing urban infrastructure: knowns, unknowns, and a way forward. **Journal of Economic Surveys**, v. 29, n. 2, p. 230 262, (2015).

BATISTA D. M. B. O uso do método da listagem de controle na identificação de impactos ambientais: o caso do lixão de uma cidade de médio porte. In: **XXX Encontro Nacional de Engenharia de Produção**. São Carlos-SP. 2010.

BRASIL. Lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010. Estabelece a Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Diário Oficial da União**: Brasília, DF; 2010.

BRASIL, Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Rio de Janeiro: IBGE; 2010.

BRASIL. Congresso Nacional. Política Nacional de Resíduos Sólidos. *Lei 12.305/2010*.

COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM - CEMPRE. **Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado**, 2. ed. corr. Brasília, Editora Páginas e Letras, 2002.

FARIA, F. S. **Índice da Qualidade de Aterros de Resíduos Urbanos - IQA**. Dissertação (Mestra¬do em Ciências). Universidade Federal do Rio de Janeiro, 312p.

MARSHALL, R. E.; FARAHBAKHSH, K. Systems approaches to integrated solid waste management in developing countries. **Waste Management**, v. 33, n. 4, p. 988 1003. 2002 (2013).

FONSECA, J.; MORAES, M. **A natureza do espaço: técnica e tempo, razão e emoção**. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal do Pará – UFPA. Belém, 2006. Resenha de: SANTOS, Milton. A natureza do espaço: técnica e tempo, razão e emoção. São Paulo: Hucitec, 7p. 1996.

HAMMES, V. S. **Percepção do Impacto Ambiental**. v. 4. São Paulo: Globo, 2004.

IPECE. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. **Ceará em números 2011-2012**. Disponível em: <http://www2.ipece.ce.gov.br/publicacoes/ceara_em_ numeros/2011/completa/Ceara_em_Numeros_2011.pdf>. Acesso em:17 out. 2016.

MAZZINI, Ana Luiza D. de Amorim. **Dicionário educativo de termos ambientais**. Belo Horizonte: Conselho Regional de Química – MG, 2003. 384p.

MAVROPOULOS A.; NEWMAN D. ***Wasted Health – The tragic case of dumpsites*. International Solid Waste Association – ISWA**. Jun. 2015. Disponível em https://www.iswa.org/fileadmin/galleries/Task_Forces/THE_TRAGIC_CASE_OF_DUMPSITES.pdf. Acesso em:17 out. 2016.

MOGHADDAS, N. H.; NAMAGHI, H. H. Hazardous waste landfill site selection in Khorasan Razavi Province, Northeastern Iran. **Arabian Journal of Geosciences**, 4(1e2), 103e113. 2009.

OJHA, C. S. P.; GOYAL, M. K.; KUMAR, S. Applying fuzzy logic and the point count system to select landfill sites. **Environmental Monitoring and Assessment**, 135(1e3), 99e106. 2007.

RAHMAN, M. M.; SULTANA, K. R.; HOQUE, M. A. Suitable sites for urban solid waste disposal using GIS approach in Khulna city, Bangladesh. **Proceedings of Pakistan Academy of Sciences**, 45(1), 11e 22. 2008.

RUSSO, M. A. T. **Tratamento de resíduos sólidos**. Universidade de Coimbra, Faculdade de Ciência e Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil. 2003.

SANTOS, Milton. **A urbanização brasileira**. São Paulo: Hucitec, 1994. 157p.

SINGH, A.; SHARMA, S. Composting of a crop residue through treatment with microorganisms and subsequent vermicomposting. **Bioresour Technol** 85(2):107–111. 2002.

TORRES, N. T.; ESPENCHITT, D. G.; LINS, M. P. E. Estudo de caso: Metodologias M-Macbeth e SAD-Thor para a tomada de decisão – Escolha de um rebocador marítimo. **Simpósio de Pesquisa Operacional e Logística da Marinha** – Rio de Janeiro-RJ, Brasil, 12 e 13 de agosto de 2010.

VILHENA, A. (Coord.). **Lixo municipal: Manual de Gerenciamento Integrado**; 2. ed. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Biodegradação de paraquat e produção de celulase em reatores inoculados com fungos e resíduo lignocelulósico

Paraquat of biodegradation and cellulase production in reactors inoculated with fungi and waste lignocellulosic

Data de entrada: 03/02/2017

Data de aprovação: 11/07/2017

Glória Maria Marinho Silva/Gleycielle Cavalcante Pinheiro/Bárbara Chaves Aguiar Barbosa*/ Luciana José Ribeiro Pereira/Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa

DOI: 10.4322/dae.2018.013

Resumo

O uso abundante do herbicida Paraquat (PQT) tem causado muitos prejuízos ao ambiente devido seu potencial de bioacumulação. Outro problema ambiental é a grande quantidade de casca gerada no processamento da mandioca, lançada no ambiente sem disposição adequada. O objetivo deste trabalho foi avaliar simultaneamente a biodegradação fúngica do PQT e a produção fúngica de celulase a partir da casca de mandioca. O *Aspergillus niger* AN 400 foi utilizado em todos os testes, com tamanho de inóculo igual a 2 x 10^6 esporos.mL^{-1}. Reatores aerados em bateladas com fungo (RF) e sem fungo foram operados contendo solução de 30 mg L^{-1} PQT (RFP), solução de Vishniac (1 mL L^{-1}), concentrações de casca de mandioca (RFPC) entre 0 e 3,0 g L^{-1}, sem glicose e com 0,5 g L^{-1} de glicose (RFCG) e durante 168 horas. Os resultados mostraram que a taxa de decaimento do PQT se ajustou em modelo cinético de primeira ordem. As maiores eficiências de remoção de PQT (70%) e de DQO (78%) foram registradas no reator com fungo, glicose e 1,0 g de casca de mandioca-L^{-1} (RFPCG 1,0). Quanto à produção de celulase total, a máxima registrada foi de 0,36 FPU mL^{-1} no reator com fungo, 3,0 g de casca-L^{-1} e glicose (RFPCG 3,0)

Palavras-chave: Biodegradação. Casca de mandioca. Celulase. Paraquat.

Abstract

The abundant use of the herbicide paraquat (PQT) has caused considerable damage to the environment due to its potential for bioaccumulation. Another environmental problem is the large amount of bark generated in cassava processing, released in the environment without adequate disposal. The objective of this work was to simultaneously evaluate the fungal biodegradation of MDT and fungal cellulase production from cassava husk. Aspergillus niger AN 400 was used in all tests, with inoculum size equal to 2 x 10^6 spores.mL^{-1}. Fungus-batch aerated and fungus-free reactors were operated containing 30 mg L^{-1} PQT solution (RFP), Vishniac solution (1 mL L^{-1}), manioc peel concentrations (RFPC) between 0 and 3,0 g L^{-1}, without glucose and 0.5 g L^{-1}

Glória Maria Marinho Silva – Doutora em Hidráulica e Saneamento pela EESC-USP. Professora efetiva do Departamento de Química e Meio Ambiente do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - IFCE.
Gleycielle Cavalcante Pinheiro – Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE.
Bárbara Chaves Aguiar Barbosa – Doutora em Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Ceará. Professora efetiva do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão - IFMA.
Luciana José Ribeiro Pereira – Doutora em Biotecnologia Ambiental pela Universidade Tecnológica de Graz - Áustria. Pesquisadora do centro de tecnologia da Universidade do Minho - Portugal.
Kelly De Araújo Rodrigues Pessoa – Doutora em Hidráulica e Saneamento pela EESC-USP. Professora efetiva do Departamento de Química e Meio Ambiente do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - IFCE.
****Endereço para correspondência:*** Av. 13 de Maio, 2.081. Tel.: (85) 3307-3750. E-mail: barbara.barbosa@ifma.edu.br.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

glucose (RFCG) and for 168 hours. The results showed that the decay rate of the MDT was adjusted in a first-order kinetic model. The highest removal efficiencies of MDT (70%) and COD (78%) were recorded in the reactor with fungus, glucose and 1.0 g of manioc-bark-L^{-1} (RFPCG 1.0). As for the total cellulase production, the maximum recorded was 0.36 FPU mL^{-1} in the reactor with fungus, 3.0 g of shell-L^{-1} and glucose (RFPCG 3,0).
Keywords: *Biodegradation. Cassava husk. Cellulase. Paraquat.*

1 INTRODUÇÃO

A contaminação por agrotóxicos em ambientes aquáticos vem aumentando gradativamente e prejudicando os seres vivos que ali circundam. Devido à toxicidade e persistência desses poluentes no ambiente, a grande maioria possui alto potencial de bioacumulação na flora e na fauna aquática, o que possibilita a entrada desses contaminantes na cadeia alimentar, provocando prejuízos ao corpo d´água e à saúde pública (SOUZA, 2017).

O herbicida paraquat (Figura 1) é comumente empregado no controle de ervas daninhas, porém, quando em contato com o solo, é rapidamente absorvido e se liga fortemente à terra e à matéria orgânica se tornando biologicamente inerte, não podendo ser absorvido pelas raízes de plantas ou por outros organismos. O solo é capaz de absorver grandes quantidades de contaminantes sem sofrer muitas transformações. Entretanto, com o passar do tempo, essas transformações quase sempre são irreversíveis e os danos causados ao meio ambiente são de difícil recuperação (BRUZAFERRO, 2016; CHIARELLO, 2017).

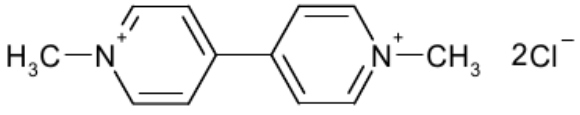


Figura 1 - Fórmula estrutural do herbicida paraquat.
Fonte: FAO (2003).

Outro problema ambiental bastante relevante é a grande quantidade de resíduos, tanto sólidos como líquidos, que são produzidos diariamente por diversos setores agroindustriais. Em sua maioria, os resíduos agroindustriais possuem elevado potencial poluente e têm sua disposição final inadequada, levando à perda de biomassa e de nutrientes de alto valor (LAUFENBERG et al., 2003), tornando-se um passivo ambiental. No entanto, esses produtos podem também ter elevado potencial em processos de remediação de que são exemplo a adsorção de contaminantes (APOSTOL et al., 2010), suporte de micro-organismos (PENHA et al., 2016) e produção biológica de enzimas e outros produtos de valor acrescentado (MENEZES, 2006; DA CRUZ et al., 2015).

Durante o processamento industrial da mandioca são gerados resíduos sólidos (casca, entrecasca e bagaço) e líquidos, uma vez que o processo de extração da fécula de mandioca ainda carece de avanços tecnológicos (CAMARGO; LEONEL; MISCHAN, 2008). Nas fecularias, a casca da mandioca é gerada em grandes quantidades, cerca de 50 kg são resultantes do processamento de cada tonelada de mandioca (LEONEL; CEREDA, 2000). Logo, se a produção brasileira de mandioca na safra de 2015 foi de 24 milhões de toneladas, então a produção de casca foi de 1,2 milhões de toneladas.

Uma alternativa para a biorremediação de águas contaminadas com paraquat é o processo de degradação fúngica em reatores de bateladas aeradas inoculados com *Aspergillus niger*, fungo filamentoso com alto potencial degradativo, capacidade de sobrevivência em condições de estresse ambiental e em baixo pH, e secretor de proteínas (CHANDER; ARORA; BATH, 2004; CONCEIÇÃO, 2005; HARBHAJAN, 2006). Por outro

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

lado, quando adicionado a esse processo, a casca de mandioca como resíduo lignocelulósico rico em celulose, esse fungo ainda é capaz de produzir enzimas de interesse comercial, como a celulase (MEKALA et al., 2008; STROPARO et al., 2012). A produção de enzimas é atribuída a sua capacidade de degradar diferentes substratos e por apresentar diversificado aparato enzimático (CHANDER; ARORA; BATH, 2004; CONCEIÇÃO, 2005; HARBHAJAN, 2006), promovendo assim a redução da carga poluidora do paraquat como também da casca de mandioca. Dentro desse contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o processo de degradação fúngica do PQT e a produção de celulase do fungo *Aspergillus niger* AN 400 a partir da casca de mandioca via bateladas aeradas com biomassa dispersa.

2 MATERIAL E MÉTODO

2.1 Preparação da casca de mandioca

A mandioca utilizada foi doada pelo Centro de Ensino e Treinamento em Extensão (Cetrex). Inicialmente, 15 kg da planta amilácea foram lavados com água corrente para a remoção de terra. Após a lavagem, as raízes de mandioca foram descascadas e as cascas foram trituradas em liquidificador (marca BRITÂNIA). Nessa etapa, foram obtidos 8,45 kg de mandioca descascadas, 6,25 L de manipueira e 300 g de casca de mandioca úmida. Posteriormente, foi realizada a secagem das cascas em estufa (marca QUIMIS) a 60°C por 24 horas, obtendo-se 206 g de casca de mandioca seca, que foram acondicionados em local seco e em temperatura ambiente.

2.2 Cultivo, produção e contagem dos esporos

A espécie em estudo foi *Aspergillus niger* AN 400 sob a forma de suspensão de esporos, fornecida pelo Laboratório de Tecnologia Ambiental (LATAM). Na preparação do inóculo foi realizada a produção de suspensão de esporos com a semeadura da espécie em placas de Petri esterilizadas contendo 15 mL de meio de cultura PDA (*Potato Dextrose Ágar*). O meio foi previamente esterilizado em autoclave a 121ºC durante 20 minutos. As placas inoculadas com fungos permaneceram por sete dias em estufa microbiológica (marca BIOPAR) à temperatura de ± 28ºC. Ao final desse período foi observado o crescimento dos esporos por toda a placa. Posteriormente procedeu-se a remoção dos esporos com solução salina, Tween 80 e água destilada estéril com o auxílio da alça de Drigalsky. Para a contagem dos esporos foi preparada uma solução utilizando 50 µL da suspensão de esporos, previamente agitada em agitador tipo Vórtex, acrescida de 950 µL de solução Tween 80. Em seguida, foram transferidos 20 µL da solução preparada para uma câmara de Neubauer, onde se deu o procedimento de contagem dos esporos em microscópio óptico (marca BIOVAL) com aumento de 400 vezes (SAMPAIO, 2005).

2.3 Montagem, operação e monitoramento dos reatores para os ensaios de biodegradação de paraquat e produção de celulase em bateladas aeradas com biomassa dispersa

Foram montados reatores de 2,5 L (volume útil) contendo concentrações constantes de paraquat (30 mg L^{-1}), solução de Vishniac (1 mL L^{-1}), tamanho de inóculo 2 x 106 esporos mL^{-1} e variando a concentração de casca de mandioca (0 - 3,0 g L^{-1}) e glicose (0 - 0,5 g L^{-1}) para avaliar a degradação do PQT pelo fungo *Aspergillus niger* AN 400 e a produção de celulase no mesmo reator. Os tempos reacionais (TR) analisados foram 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 24, 48, 72, 144 e 168 horas.Foram realizadas 4 bateladas distintas compostas por 7 reatores com fungo e 7 reatores sem fungo com as mesmas condições, totalizando 14 tipos de reatores variando a concentração da casca de mandioca e a presença de glicose na concentração de 1 g L^{-1}, conforme apresentado na Tabela 1.

A casca de mandioca e a água com solução de Vishniac foram autoclavados separadamente a 1,0 atm sob temperatura de 121°C por 20 minutos. Em seguida, misturou-se a casca, a água, adi-

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

cionou-se o paraquat e inoculou-se os reatores. Para cada TR estudado foram coletadas alíquotas de 15 mL de cada reator para a realização das análises de concentração de paraquat, demanda química de oxigênio (DQO) solúvel, pH, atividade de celulase total e sólidos suspensos voláteis (SSV).

Tabela 1 – Composição dos reatores nas bateladas realizadas no decorrer do estudo.

Tipo de reator com fungo	Composição	Tipo de reator controle	Composição
RFP	**Fungo e PQT**	**RP**	**PQT**
RFPC 0,5	Fungo, PQT e 0,5 g de casca de mandioca.	RPC 0,5	PQT e 0,5 g de casca de mandioca.
RFPCG 0,5	Fungo, PQT, 0,5 g de casca de mandioca e 0,5 g de glicose.	RPCG 0,5	PQT, 0,5 g de casca de mandioca e 0,5 g de glicose.
RFPC 1,0	Fungo, PQT e 1,0 g de casca de mandioca.	RPC 1,0	PQT e 1,0 g de casca de mandioca.
RFPCG 1,0	Fungo, PQT, 1,0 g de casca de mandioca e 1,0 g de glicose.	RPCG 1,0	PQT, 1,0 g de casca de mandioca e 1,0 g de glicose.
RFPC 3,0	Fungo, PQT e 3,0 g de casca de mandioca.	RPC 3,0	PQT e 3,0 g de casca de mandioca.
RFPCG 3,0	Fungo, PQT, 3,0 g de casca de mandioca e 3,0 g de glicose.	RPCG 3,0	PQT, 3,0 g de casca de mandioca e 3,0 g de glicose.

2.4 Métodos analíticos

As análises de pH, DQO e SSV foram realizadas conforme descrito por APHA (2005). A concentração de PQT foi determinada conforme o método descrito na Norma *AO AC Official Method 969,09 Paraquat in Pesticide Formulations* de 2000, configurada por meio da reação entre o ditionito de sódio 1%, preparado em solução de hidróxido de sódio 0,1 $mol^{-1}L$ e o paraquat contido na amostra. As leituras foram realizadas em espectrofotômetro Thermo Scientific (marca Evolution 60S UV-Visible Spectrophotometer) em comprimento de onda de 600 nm. Com base nos resultados de remoção do PQT, realizou-se a modelagem cinética de decaimento do PQT ajustada ao modelo de primeira ordem descrito por Von Sperling (2005).

Foram realizados ensaios de adsorção de PQT na casca de mandioca para quantificar a massa de PQT adsorvida na casca. Utilizaram-se 3 frascos de vidro (4 L de volume útil), nos quais cada frasco continha 0,5, 1,0 e 3,0 g de casca de mandioca L^{-1} e 30 mg L^{-1} de PQT. A capacidade máxima de adsorção de PQT na casca foi monitorada a partir de sua concentração inicial e final no reator durante um período de 35 minutos (min), obtendo alíquotas nos tempos 0, 2, 4, 5, 6, 8, 10, 15, 20, 25, 30 e 35 min, conforme descrito por Da Silva (2015).

O processo de extração das enzimas foi realizado por filtração a vácuo em filtro Milipore com membrana de fibra de vidro 47 mm de diâmetro (marca AXIVA). As alíquotas filtradas foram conservadas a 4°C e utilizadas na determinação da atividade da celulase total, a qual foi realizada de acordo com o método descrito por Miller (1959), reportado por Ghose (1987), que se baseia na medição da dosagem de açúcares redutores liberados durante a degradação de uma tira de papel de filtro Whatman nº 1 com dimensões de 1 cm x 6 cm a partir das enzimas presentes no extrato enzimático. Em tubos de ensaio (25 mL de volume útil) foram adicionados 1 mL de solução tampão citrato de sódio (pH 4,8 e 0,05 M), 0,5 mL de extrato enzimático e uma tira de papel de filtro. Para o branco total, o extrato enzimático foi substituído por 0,5 mL de tampão. Para o branco da enzima, adicionou-se 1 mL de tampão e 0,5 mL de extrato sem a presença da tira de papel filtro. Em seguida, os tubos foram incubados em estufa microbiológica a 50°C por 60 min. Após a incubação, adicionou-se 3 mL de ácido 3,5-dinitrossalicílico (DNS) em cada tubo e levou-os ao banho-maria a 100ºC por 5 min. Após a interrupção da reação com um banho de água fria, adicionaram-se 20 mL de água destilada, que foram homogeneizados, e após 20 minutos foi realizada a leitura em espectrofotômetro Thermo Scientific (marca Evolution 60S UV - *Visible Spectrophotometer*) em comprimento de onda de 540 nm.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Biodegradação fúngica de paraquat

A cinética de decaimento do PQT ajustou-se a um modelo de primeira ordem (Figura 2), e os percentuais de remoção de PQT nos reatores com as concentrações de 0 - 3,0 g de casca de mandioca L^{-1} com fungo e sem fungo, no período de 168 horas, são apresentados na Tabela 2. A máxima eficiência foi de 70% (9,11 mg.L^{-1} de PQT) para o RFPCG 1,0, após 168 horas de operação.

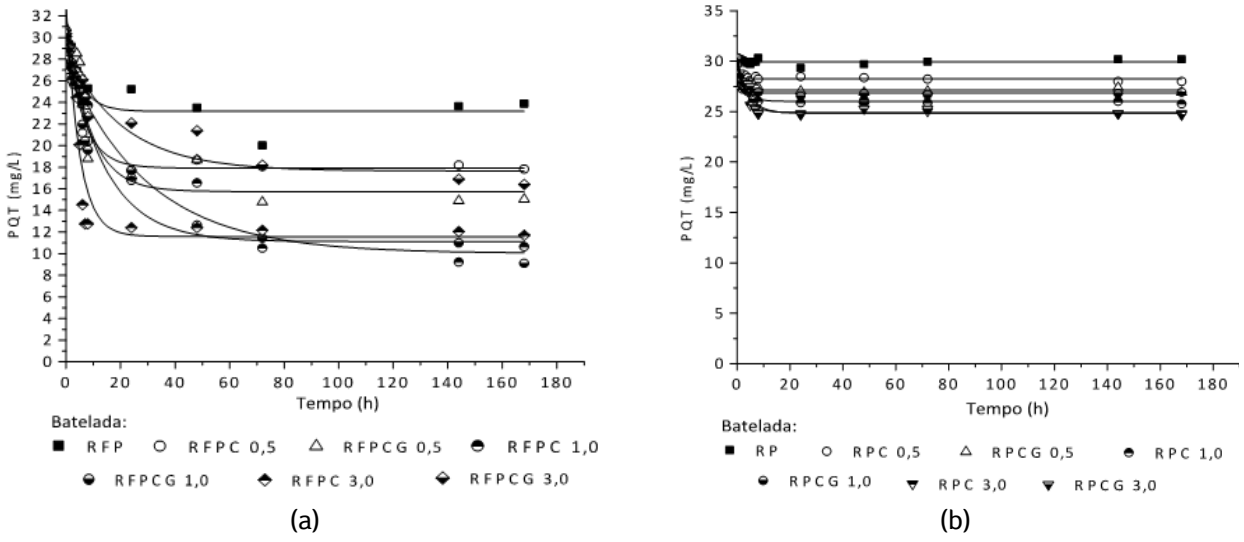


Figura 2 – Cinética de decaimento do PQT ajustada em modelo de primeira ordem nos reatores com fungo (a) e nos reatores controle (b). Legenda: RP - reator sem fungo, com PQT; RFP - reator com fungo e PQT; RFPC - reator com fungo, PQT e casca; RPC - reator sem fungo, com PQT e casca; RFPCG – reator com fungo, PQT, casca e glicose (0,5 g.L^{-1}).
Fonte: Autores (2017).

Tabela 2 – Velocidade de consumo do PQT e valores do R^2 dos reatores com fungo.

Reatores	k (h^{-1})	R^2	Eficiência remoção (%)
RFP	0,1854	0,7809	20
RFPC 0,5	0,1567	0,9038	40
RFPC 1,0	0,0333	0,9664	64
RFPC 3,0	0,2051	0,8753	61
RFPCG 0,5	0,1172	0,8758	51
RFPCG 1,0	0,0694	0,9488	70
RFPCG 3,0	0,0479	0,9050	46

A título de exemplo, Kopytko et al. (2002) estudaram a degradação de PQT em bateladas com biomassa de bactérias *Pseudomonas putida* imobilizada em gel de alginato de cálcio e encontraram eficiências de degradação entre 48% e 95% após a adição de carvão ativado e glicose 1 g L^{-1} no reator, mostrando que a presença de glicose promoveu maior eficiência, assim como encontrado na presente pesquisa. Da Silva (2015) reportou eficiência máxima em reatores com glicose 44% de remoção máxima de PQT no reator com glicose 0,5 g L^{-1}, no 30º dia de operação, utilizando reatores em bateladas aeradas com biomassa dispersa de *Aspergillus niger* AN 400, sendo esse percentual inferior ao dessa pesquisa.

O RFPC 1,0 apresentou eficiência máxima de 69% em 144 horas, valor bastante próximo do reator com as mesmas condições contendo glicose (RFPCG 1,0). Desse modo, pode-se observar que, ao final da operação, a presença do cossubstrato nesse reator parece não ter sido determinante para atingir uma máxima eficiência de degradação de PQT (70%), o que pode tornar o sistema RFPC 1,0

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

economicamente mais viável. Quanto à influência da concentração de casca de mandioca na biodegradação de PQT, a eficiência do processo foi melhor com maior concentração de casca e quando adicionou-se glicose, porém, os reatores RFPC 3,0 e RFPCG 3,0 apresentaram eficiências menores (61 e 46%, respectivamente) quando comparados com os reatores RFPC 1,0 (69%) e RFPCG 1,0 (70,3%) e permaneceram constantes a partir de 72 horas. Isso ocorreu, provavelmente, devido à saturação do sistema em vista da maior quantidade de matéria orgânica disponível, fato observado também por Royer (2008).

Tastan; Donmez (2015) investigaram a biodegradação do pesticida triclosan por *Aspergillus versicolor* e registraram 61,92% de remoção máxima do poluente no 5º dia de experimento com concentração inicial de 7,5 mg L^{-1} de pesticida, enquanto na presente pesquisa foi alcançado 64,61% com concentração inicial de 30 mg L^{-1} de PQT após apenas 3 dias de operação, o que evidencia que o *Aspergillus niger* AN 400, na condição do presente estudo, apresentou-se eficiente.

Os ensaios de adsorção de PQT na casca de mandioca realizados com as concentrações de 0,5, 1,0 e 3,0 g L^{-1} foram desenvolvidos, e encontraram-se as seguintes massas de pesticida adsorvido por grama de casca: 0,0064 g g^{-1} (10,6%), 0,0066 g g^{-1} (22%), 0,0036 g g^{-1} (33%), respectivamente. Como o reator RFPCG 1,0 removeu 70% de PQT, isso significa que apenas 22% da massa total presente no reator foi adsorvida na casca de mandioca e o restante (48%), resultou da degradação biológica dos fungos.

As constantes de velocidade de decaimento do PQT em diferentes concentrações de casca de mandioca seguiram um modelo de primeira ordem. A maior velocidade de remoção de PQT (2,19 h^{-1}) ocorreu no reator sem fungo RPC 0,5, evidenciando a predominância de adsorção, a qual se caracteriza por ser um processo mais rápido que o de degradação. Pode-se inferir, também, que a maior velocidade nesse reator deveu-se também à saturação da casca que se deu mais rapidamente quando houve menor concentração desse resíduo. Nos reatores com fungo, a maior velocidade (0,21 h^{-1}) foi registrada no RFPC 3,0, provavelmente devido ao processo de adsorção inicial seguido de degradação com remoção de PQT de 60%, após 168 horas. Vale ressaltar, porém, que o reator de maior eficiência (RFPCG 1,0; 70%), no caso com fungo, não foi o de maior velocidade. Tal condição permite inferir que a utilização conjunta do adsorvente (no caso a casca de mandioca) com biomassa fúngica proporcionou melhor resposta ao longo das 168 horas.

Na Figura 3 está apresentada a cinética de decaimento de matéria orgânica carbonácea ajustada em um modelo de primeira ordem. Observou-se que a máxima eficiência ocorreu no RFPCG 1,0 (78%), após 168 horas. Conforme relatado por El-Rahim et al. (2009), as melhores eficiências registradas nos ensaios com glicose podem ser explicadas pela disponibilidade de substrato de fácil assimilação pelos fungos em meio a moléculas de estruturas complexas, o que de acordo com Singh (2006), a glicose ao ser utilizada como cossubstrato gera subprodutos muito mais reativos que o pesticida, que reagem com o poluente gerando compostos passíveis de serem metabolizados, ao longo do tempo, pelas enzimas produzidas pelo micro-organismo.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

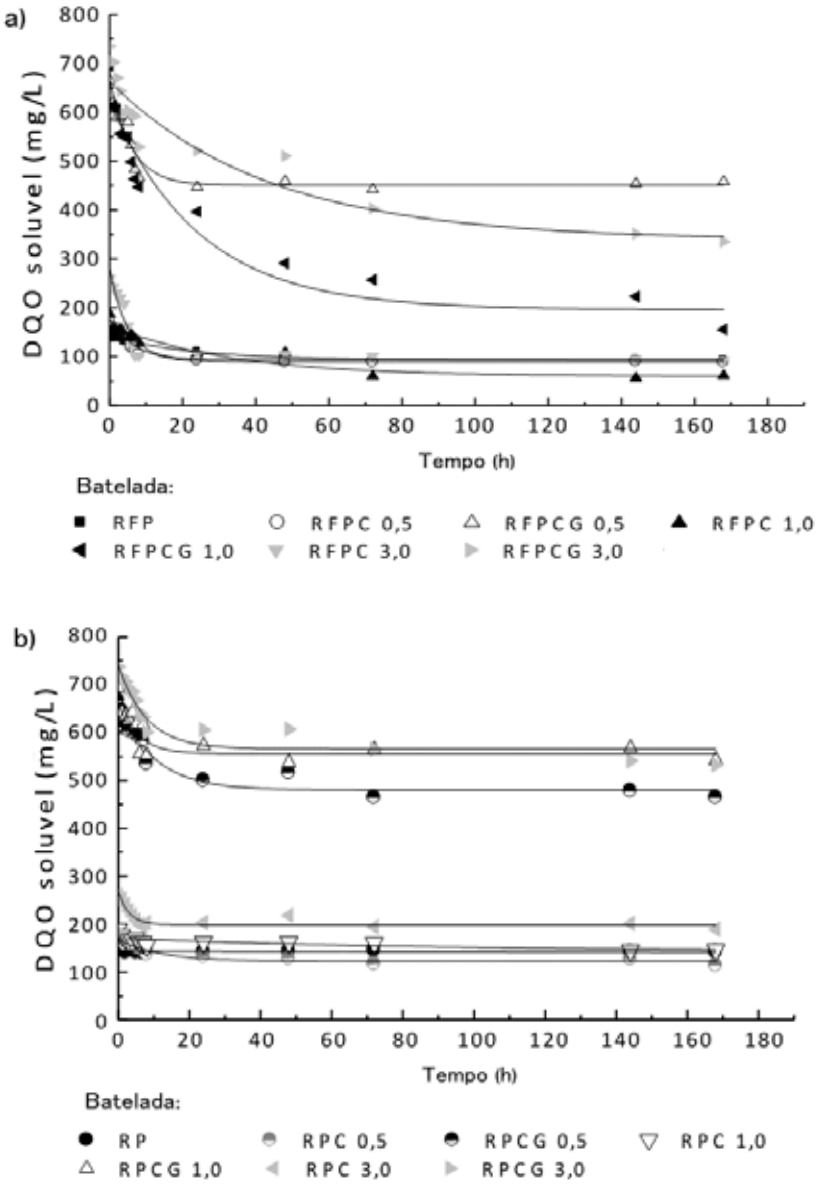


Figura 3 – Cinética da variação de DQO solúvel nos reatores com fungo (a) e sem fungo (b) com concentrações de 0,5, 1,0 e 3,0 g L^{-1} de casca de mandioca e 30 mg/L de paraquat em 168 horas de operação.

Observou-se que nas primeiras 6 horas de experimento, o RFPC 3,0 se destacou dos demais reatores e alcançou cerca de 52,3% de eficiência de DQO, enquanto os outros apresentaram uma eficiência em torno de 28,4%. O mesmo reator, porém, com adição de glicose (RFPCG 3,0) obteve menor eficiência (18,7%) nesse mesmo período. Isso ocorreu, possivelmente, devido à não metabolização do PQT nesse período, uma vez que o fungo teria utilizado a glicose como fonte primária de carbono, o que também foi observado por Da Silva (2015). Os autores Ali et al. (2008) e Ikeda et al. (2006) explicam que os reatores com glicose, em curtos períodos, podem apresentar baixa eficiência de DQO devido ao processo de degradação do cossubstrato resultar na síntese de subprodutos que são contabilizados nos valores de DQO antes de reagirem com o poluente. Entretanto, a concentração ótima de glicose a ser empregada depen-

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

de de alguns fatores, como a espécie fúngica inoculada, a estrutura molecular do poluente, o regime de operação do reator, entre outros (SINGH, 2006).

As concentrações de SSV foram avaliadas no início (0 horas) e no final da operação (168 horas). Com base nos resultados, a diferença dos valores de SSV nos reatores sem fungo foi muito baixa, tendendo a zero, mostrando que não houve crescimento fúngico no meio. A eficiência máxima de SSV encontrada foi no RFPCG 3,0 com 37,81%, seguido do RFPCG 1,0 com 28,11%, ambos com a presença de glicose, carboidrato de fácil assimilação e fundamental para o desenvolvimento dos micro-organismos. Na Figura 4 é possível afirmar visualmente que no RFPCG 1,0 o meio encontra-se mais clarificado comparado ao RFPCG 3,0, o que é bastante coerente, pois naquele reator se registrou a maior eficiência de remoção de PQT e DQO. Os autores Kyriacou et al. (2005) afirmaram que o aumento da concentração de SSV está relacionado com a disponibilidade de matéria orgânica e nutrientes essenciais ao desenvolvimento dos fungos, resultando em um melhor polimento da água residuária, como visualizado nessa pesquisa.

Figura 4 – Crescimento de *Aspergillus niger* AN 400 nos reatores, após 168 horas, com concentração de 1,0 e 3,0 g/L de casca de mandioca adicionados de 0,5 g/L de glicose, inoculados com 2 x 106 esporos/mL, 30 mg/L de paraquat e 1 mL/L de Vishniac.
Fonte: Autores (2017).

No RFPCG 3,0 observou-se um meio escuro, turvo e espesso com grande crescimento fúngico. A grande disponibilidade de matéria orgânica decorrente da alta concentração de casca de mandioca, presença de glicose e de PQT possivelmente ocasionou uma limitação difusional de nutrientes no meio, o que refletiu em menores percentuais de remoção de pesticida e DQO, fato também observado por Andrade (2013).

Os valores de pH também foram registrados nos reatores estudados nessa pesquisa. Com base nos resultados, os reatores sem fungo não apresentaram mudanças bruscas de pH, o qual variou de 5,60 a 7,79, porém verificou-se uma grande redução desse parâmetro no reator com fungo RFPCG 1,0 que variou de 6,85 para 2,34. No período de 48 horas, registrou-se o início da diminuição do pH (3,6) e os valores foram se reduzindo até chegar a 2,34 no último dia de operação, o que indica a rápida adaptação dos fungos ao meio, o início da atividade metabólica e a formação de ácidos orgânicos decorrentes do metabolismo fúngico a partir da oxidação da matéria orgânica presente (Damasceno et al., 2003; Esposito; Azevedo, 2004), o que refletiu na maior eficiência de remoção do PQT também registrada nesse reator. De acordo com Griffin (1994), a faixa ideal de crescimento fúngico é entre 4,0 e 7,0, porém esses micro-organismos suportam condições de extrema acidez e basicidade com pH entre 2,0 e 9,0. Da Silva (2015) também registrou uma transição do pH básico para o ácido variando de 7,2 para 3,1, no qual obteve maior degradação biológica de paraquat.

O perfil da atividade de celulase total por *Aspergillus niger* AN 400 está apresentado na Figura 5, na qual observaram-se os maiores valores de produção enzimática, que foi nos reatores com fungo e glicose, variando de 0,137 a 0,360 FPU.mL^{-1}, que se deu no RFPCG 3,0, com maior concentração de casca, em pH= 5,52, após 168 horas de operação. Esse fato já era esperado devido à maior quantidade de celulose (casca) para induzir a produção de celulase. Nos

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

reatores com fungo sem glicose, os valores máximos de atividade de celulase total variaram de 0,054 a 0,106 FPU.mL^{-1}. Tal fato decorre da capacidade dos fungos crescerem rapidamente quando há disponibilidade de fontes de carbono (como glicose) produzindo, como resultado do metabolismo, enzimas extracelulares mediante presença de concentrações adequadas de nutrientes (KHELIFI et al. 2009).

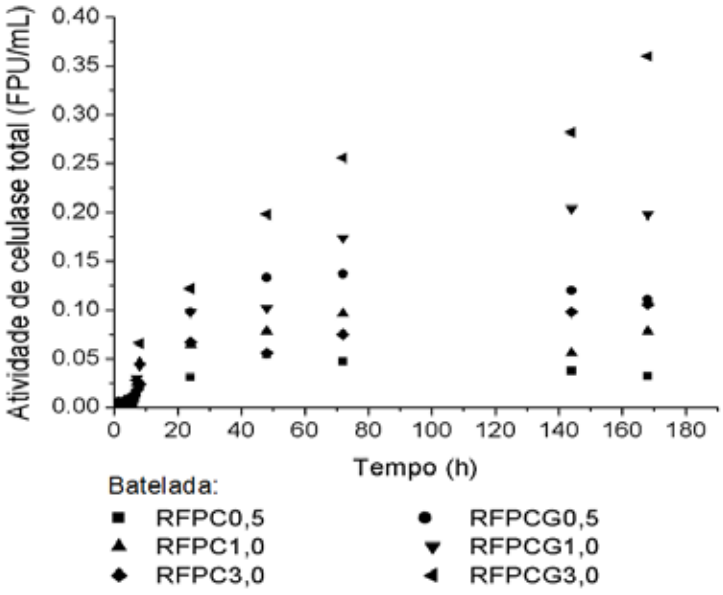


Figura 5 - Valores de atividade de celulase total nas bateladas com fungo, paraquat e casca de mandioca nas concentrações 0,5, 1,0 e 3,0 g/L, no período de 168 horas. Legenda: RFPC - reator com fungo, paraquat e casca de mandioca; RFPCG – reator com fungo, paraquat, casca de mandioca e 0,5 g/L de glicose.
Fonte: Autores (2017).

No trabalho de Basso; Gallo; Basso (2010), a produção de celulase total máxima encontrada nos ensaios com bagaço de cana-de-açúcar utilizando o fungo *Trichoderma reseei* QM9414 foi de 0,16 FPU.mL^{-1} após 10 dias de fermentação, valor inferior ao registrado nesta pesquisa, cujo substrato foi a casca de mandioca, além de ainda contar com a presença de PQT nos reatores. Khan et al. (2007) também apresentaram valores menores, comparados à presente pesquisa, e alcançaram 0,10 FPU.mL^{-1} como a máxima atividade de celulase total a partir da palha de arroz como substrato, utilizando diversas espécies de *Trichoderma* como inóculo, após 8 dias de cultivo. Aguiar; Menezes (2000) estudaram a produção de celulase total a partir de bagaço não tratado pela linhagem *Aspergillus niger* IZ-9 e registraram valores máximos de 0,08 UI.mL^{-1} em 7 dias de cultivo submerso sob agitação. Omojasola; Jilani (2008) também inocularam *Aspergillus niger* e alcançaram valores máximos de 1,58 FPU.mL^{-1} em ensaios de fermentação a partir de polpa cítrica como fonte de carbono. No entanto, Wen et al. (2005) utilizaram *Trichoderma reesei* e bagaço não tratado e atingiram a máxima atividade de celulase total (0,30 U.mL^{-1}) depois de 6 dias de fermentação, valor semelhante ao obtido no presente trabalho.

Sun; Cheng (2002) utilizaram a palha de arroz como substrato indutor de celulase. O material foi pré-tratado com hidróxido de sódio 10%, e eles

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

encontraram uma produção máxima de 1,07 FPU. mL^{-1} para o *Trichoderma reesei* RUT-C30. No entanto, o substrato utilizado na presente pesquisa, a casca de mandioca, foi utilizado sem qualquer tipo de pré-tratamento físico-químico, o que provavelmente implicou em valores inferiores aos encontrados por Sun; Cheng (2002), uma vez que o pré-tratamento com hidróxido de sódio no material lignocelulósico tem como objetivo remover parcial ou totalmente a lignina que atua como barreira ao ataque microbiano à celulose (CANETTIERI et al., 2004).

De acordo com Underklofer; Barton; Rennert (1958), as quantidades e as características físico-químicas de cada enzima produzida podem variar consideravelmente entre espécies e até mesmo entre linhagens da mesma espécie.

Analisando as condições dos reatores que apresentaram as melhores eficiências de remoção de PQT e DQO, o RFPCG 1,0 foi o mais eficaz em ambas as situações. Para a produção de celulase total, o RFPCG 3,0 apresentou melhor atividade enzimática. Isso se deveu, provavelmente, devido à maior quantidade de casca de mandioca no último reator, uma vez que a produção de celulase aumentou de acordo com o aumento da concentração de casca.

4 CONCLUSÃO

De modo geral, a proposta da pesquisa mostrou-se promissora, pois foi capaz de remover paraquat e DQO, além de produzir celulase a partir de resíduo lignocelulósico nos reatores inoculados com *Aspergillus niger* AN 400, contribuindo, dessa forma, para a redução da carga poluidora da casca de mandioca e do pesticida paraquat.

As eficiências de remoção de PQT aumentaram gradativamente à medida que aumentou-se a concentração de casca de mandioca e adicionou-se glicose; porém, o reator com maior quantidade de casca (RFPC 3,0 e RFPCG 3,0) apresentou eficiências constantes a partir de 72 horas, devido à saturação do processo em vista da maior quantidade de matéria orgânica.

As melhores eficiências de remoção de PQT e de DQO solúvel foram de 70 e 78%, respectivamente, no RFPCG 1,0. O mesmo reator sem adição de cossubstrato (RFPC 1,0), porém, apresentou eficiências de 69% de remoção de PQT e 70% de remoção de DQO, o que tornou esse processo economicamente mais viável, uma vez que a glicose não influenciou melhorando esses percentuais.

A maior velocidade de remoção de PQT ocorreu no reator sem fungo RPC 0,5, evidenciando a predominância de adsorção, que se caracteriza por ser um processo mais rápido que o de degradação. Nos reatores com fungo, a maior velocidade foi registrada no reator RFPC 3,0, provavelmente devido ao processo de adsorção inicial seguido de degradação com remoção de PQT de 60%, após 168 horas.

Quanto à produção de celulase total, o reator RFPCG 3,0 apresentou a melhor atividade enzimática, com 0,36 $FPU.mL^{-1}$ após 168 horas, evidenciando assim a influência positiva da concentração de casca de mandioca e da presença de glicose na eficiência do processo.

REFERÊNCIAS

AGUIAR, C. L.; MENEZES, T. J. B. Produção de celulases e xilanases por *Aspergillus niger* IZ-9 usando fermentação submersa sobre bagaço de cana-de-açúcar. **Boletim Centro de Pesquisa de Processamento de Alimentos**, Curitiba, v. 18, n. 1, p. 57-70, 2000.

ALI, N.; LUTFULLAH, G.; HAMEED, A.; AHMED, S. Decolorization of acid red 151 by *Aspergillus niger* SA1 under diferente physicochemical conditions. **World Journal Microbiology Biotechnology**, v. 24, n. 7, p. 1099-1105, 2008.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 21th ed. Washington: APHA, 2005.

ANDRADE, M. V. F. **Biodegradação de corante têxtil por uso de reator biológico em bateladas sequenciais com biomassa imobilizada de *Phanerochaete chrysosporium***. Dissertação de mestrado, Instituto Federal do Ceará – IFCE, Fortaleza, CE, 95 p., 2013.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

AOAC - ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTRY. Official Methods 969.09: **Paraquat in pesticide formulations (spectrophotometric method), official methods of analysis of AOAC International**. 17ª ed. Arlington, USA, 2000.

APOSTOL, L.C.; Pereira, L.; ALVES, M.M.; GAVRILESCU, M. Agro waste used as natural sorbents for acid red 51 uptakes. ICAMS 2010 - **Proceedings of the 3rd International Conference on Advanced Materials and Systems**. Bucharest, Romania, 16-18 Sep, 356-356, 2010.

BASSO, T. P.; GALLO, C. R.; BASSO, L. C. Atividade celulolítica de fungos isolados de bagaço de cana-de-açúcar e madeira em decomposição. **Pesq. Agropec. Bras.**, Brasília, v. 45, p. 1282-1289, 2010.

BRITTO, F. B.; VASCO, A. N.; PEREIRA, A. P. S.; MÉLLO JÚNIOR, A. V.; NOGUEIRA, L. C. Herbicidas no alto Rio Poxim, Sergipe e os riscos de contaminação dos recursos hídricos. **Revista Ciência Agronômica**, v. 43, n. 2, p. 390–398, 2012.

BRUZAFERRO, M; SANTOS, J. B. A. dos; BRITO, S. C.; NUNEZ, M. C. T.; RANGEL, J. A. Análise do uso de agrotóxicos em espaços de rizicultura: um estudo de caso no município de Caçapava, Sp. **Revista Univap**, São José dos Campos, v. 22, n. 40, Edição Especial, 2016.

CAMARGO K. F.; LEONEL M.; MISCHAN M. M. Produção de biscoitos extrusados de polvilho azedo com fibras: efeito de parâmetros operacionais sobre as propriedades físicas. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, Campinas, v. 28, n. 3, p. 586-591, 2008.

CANETTIERI, E. V. **Obtenção dos parâmetros e estudo cinético da hidrólise ácida dos resíduos florestais de eucalipto**. Tese (Doutorado). Faculdade de Engenharia do Campus de Guaratinguetá, Universidade Estadual Paulista, SP, p. 145, 2004.

CHANDER, M.; ARORA, D. S.; BATH, H. K. Biodecolourisation of some industrial dyes by white-rot fungi. **Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology**, Hampshire, v. 31, n. 2, p. 94-97, 2004.

CHIARELLO, M. et al. Determination of pesticides in water and sediment by HPLC-HRMS and its relationship with the use and land occupation. **Quím. Nova**, vol.40, n.2, São Paulo, 2017.

CONCEIÇÃO, D. M. Fungos filamentosos isolados do Rio Atibais, SP e refinaria de petróleo biodegradadores de compostos fenólicos. **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v. 72, n. 1, p. 99-106, 2005.

DA CRUZ, E. A.; MELO, M. C.; SANTANA, N. B., FRANCO, M., DE SANTANA, R. S. M., SANTOS, L. S., GONÇALVES, Z. S. Produção de alfa-amilase por *Aspergillus niger* em resíduo de cascas de mandioca. **UNOPAR Científica Ciências Biológicas e da Saúde**, v. 13, n. 4, 2015.

DAMASCENO, S.; CEREDA, M. P.; PASTORE, G. M.; OLIVEIRA, J. G. Production of volatile compounds by Geotrichum fragrans using cassava wasterwaste as substrate. **Process Biochemistry**, v. 39, p. 411-414, 2003.

DA SILVA, L. C. N. **Degradação biológica de paraquat em reatores em bateladas por biomassa fúngica**. Dissertação (Mestrado). Departamento de Tecnologia em Gestão Ambiental, Fortaleza, Ceará, 89 p., 2015.

DOULATI, A.F., BADII, KH., YOUSEFI, L.N., SHAFAEI, S.Z., MIRHABIBI, A.R. Adsorption of direct red 80 dye from aqueous solution onto almond shells: effect of pH, initial concentration and shell type. **J. Hazard. Mater**. v. 151, p. 730–737, 2008.

EL-RAHIM, W. M. A.; EL-ARDY; O. A., MOHAMMAD, F. H. A. The effect of pH on bioremediation potential for the removal of direct violet textile dye by *Aspergillus niger*. **Desalination**, v. 249, p. 1206-1211, 2009.

ESPOSITO, E. E.; AZEVEDO, J. L. DE. **Fungos: uma introdução à biologia, bioquímica e biotecnologia**. Caxias do Sul: EDUCS, 510 p., 2004.

FAO, Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação – **Specifications and evaluations for agricultural pesticides: Paraquat dichloride**, 2003. Disponível em: http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Pests_Pesticides/Specs/Paraquat08.pdf. Acesso em: 15 dez. 2015.

GHOSE, T. K. Measurement of cellulase activities. **Pure and applied Chemistry**, v. 59, n. 2, p. 257-268, 1987.

GRIFFIN, D. H. Fungal Physiology, Wiley-Liss, New York, 1994.

HAI, F. I.; MODIN, O.; YAMAMOTO, K.; FUKUSHI, K.; NAKAJIMA, F.; NGHIEM, L. D. Pesticide removal by a mixed culture of bacteria and white-rot fungi. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engeneers**, v. 43, p. 459-462, 2012.

HARBHAJAN, S. **Mycoremediation: fungal bioremediation**. New Jersey, 2006.

IKEDA, Y.; PARK, E. Y.; OKUDA, N. Bioconversion of waste office paper to gluconic acid in a turbine blade reactor by th filamentous fungus *Aspergillus niger*. **Bioresourse Technology**, v. 97, n. 8, p 1030-1035, 2006.

KHAN, M. H.; ALI, S., FAKHRU'L-RAZI, A., & ALAM, Z. Use of fungi for the bioconversion of rice straw into cellulase enzyme. **Journal of Environmental Science and Health**, Part B, v. 42, n. 4, p. 381-386, 2007.

KHELIFI, E.; AVED, L.; BOUALLAGUI, H.; TOUHAMI, Y.; HAMDI, M. Effect of nitrogen and carbon sources on Indigo and Congo red descolourization by *Aspergillus alliaceus* strain 121C. **J. Hazardous Materials**, v.163, p. 1056-1062, 2009.

KODAMA, T.; DING, L.; YOSHIDA, M.; YAJIMA, M. Biodegradation of an s-triazine herbicide, simazine. **Journal of Molecular Catalysis B-Enzymatic**, v. 11, n. 4/6, p. 1073-1078, 2001.

KOPYTKO, M.; CHALELA, G.; ZAUSCHER, F. Biodegradation of two commercial herbicides by the bacteria *Pseudomonas putida*. **Electron. J. Biotech**., v. 5, n. 2, 2002.

KYRIACOU, A.; LASARIDI, K. E.; KOTSOU, M., BALIS, C.; PILIDIS, G. Combined bioremediation and advanced oxidation of green table olive processing wastewater. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 3, p. 1401-1408, 2005.

LAUFENBERG, G.; KUNZ, B.; NYSTROM, M. Transformation of vegetable waste into value added products: (A) The upgrading concept; (B) Practical implementations. **Bioresource Technology**, v. 87, n. 2, p.167-198, 2003.

LEONEL, M; CEREDA, M. P. Extração da fécula retida no resíduo fibroso do processo de produção de fécula de mandioca. **Ciencia y Tecnología Alimentaría**, v. 20, p. 122-127, 2000.

MEKALA, N.K; SINGHANIA, R.R.; SUKUMARAN, R.K.; PANDEY, A. Cellulase production under solid-state fermentation by *Trichoderma reesei* RUT C30: Statistical optimization of process parameters. **Appl. Biochem. Biotechnol**., v. 151, p. 122–131, 2008.

MENEZES, G. D. G. **Produção de poligalacturonase pela linhagem *Aspergillus niger* mutante 3T5B8 em fermentação semi-sólida em biorreatores de coluna**. Dissertação (Mestrado em Ciências). Departamento de Engenharia Química, , Rio de Janeiro, 68 p., 2006.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

MILLER, G. L. Use of dinitrosalicylic acid reagent for determination of reducing sugar. **Analytical Chemistry**, v. 31, p. 426–428, 1959.

MIOLA JUNIOR, A.; SCHWANTES, D.; COELHO, G. F.; LEISMANNN, E. A. V.; GONÇALVES JUNIOR., A. C. Remoção de clorpirifós de águas contaminadas por adsorventes de casca de mandioca modificados quimicamente. **I Encontro Anual de Iniciação Científica, Tecnológica e Inovação – EAICTI.** Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, 2015.

OMOJASOLA, P. F.; JILANI, O. P. Cellulase production by *Trichoderma longi*, *Aspergillus niger* and *Saccharomyces cerevisae* cultured on waste materials from orange. **Pakistan Journal of Biological Sciences**, v. 11, n. 20, p. 2382-2388, 2008.

PENHA, E. das M, et al. Aproveitamento de resíduos da agroindústria do óleo de dendê para a produção de lipase por Aspergillus Níger. **Revista Ciência Rural**, v. 46, n.4, 2016.

QUINGXIANG, Y.; LINGXIA, T.; MIN, Y.; HAO, Z. Effects of glucose on the decolorization of reactive black 5 by yeast isolates. **Journal of Environmental Science**, v. 20 p. 105-108, 2008.

ROYER, B. **Remoção de corantes têxteis utilizando casca de semente de *Araucaria angustifolia* com biossorvente**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS, 68 p., 2008.

SAMPAIO, G. M. M. S. **Remoção de metil paration e atrazina em reatores com fungos**. Tese de Doutorado em Engenharia Civil, área de concentração em Hidráulica e Saneamento – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

SINGH, H. **Mycorremediation**. Jonh Wiley e Sons, New Jersey, 2006.

SOUZA, V. de. **Avaliação da contaminação do solo por metais tóxicos (cádmio, cromo, chumbo e alumínio) em estandes de tiro no estado do Paraná/Brasil**. Tese (Doutorado do Curso de Ambiente e Desenvolvimento). Centro Universitário UNIVATES, Lajeado, 2017.

STROPARO, E. C.; BEITEL, S. M.; RESENDE, J. T. V.; KNOB, A. Seleção de fungos filamentosos e de resíduos agroindustriais para a produção de enzimas de interesse biotecnológico. **Semina: Ciências Agrárias,** v. 33, n. 6, p. 2267-2278, 2012.

SUMATHI, S.; MANJU, B. S. Uptake of reactive textile dyes by *Aspergillus foetidus*. **Enzyme Microbiology Technology**, v. 27, p. 347-355, 2000.

SUN, Y.; CHENG, J. Hydrolysis of lignocellulosic materials for ethanol production: a review. **Bioresourse Technology**, v. 83, 2002.

TASTAN, B. E.; DONMEZ, G. Biodegradation of pesticide triclosan by Aspergillus versicolor in simulated wastewater and semi-synthetic media. **Pesticide Biochemistry and Physiology**, v. 118, p. 33-37, 2015.

WANG, J., PENG, S., WAN, Z., YUE, Z., WU, J., CHEN, T. Feasibility of anaerobic digested corn stover as biosorbent for heavy metal. **Bioresource Technology**, v. 132, p. 453–456, 2013.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Destilador solar convencional para efluente agroindustrial

Conventional solar distiller for wastewater agroindustrial

Data de entrada: 02/06/2016

Data de aprovação: 18/07/2017

Eduardo Borges Lied**/ Adriel Barbosa de Vasconcelos/ Ana Paula Trevisan/ Jacqueline Ferandin Honório/ Camilo Freddy Mendoza Morejon/ Cláudio Vinicius Arcego/Elias Lira dos Santos Junior

DOI: 10.4322/dae.2018.014

Resumo

A energia solar já exerceu no passado papel de importância significativa para a humanidade, sendo essa uma fonte de energia provedora de diversos benefícios ambientais, principalmente por estar disponível em abundância. O presente estudo foi concebido por meio da construção de um destilador solar em escala piloto. O objetivo do trabalho buscou avaliar a viabilidade técnica da utilização de um destilador solar convencional no tratamento do efluente de uma agroindústria de abate de animais. Os estudos foram desenvolvidos no período de setembro a outubro do ano de 2015 na Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Medianeira (UTFPR-MD). Os resultados obtidos atingiram uma produção diária em torno de 0,8 L/m².dia. Nas análises físico-químicas foi possível obter eficiências de redução da DQO acima de 20% e da turbidez acima de 80%.
Palavras-chave: Destilador solar. Irradiância. Rendimento.

Abstract

Solar energy has already exercised in the past role of significant importance for humanity, this is a source of energy provider of various environmental benefits, mainly because it is available in abundance. The present study was conceived through the construction of a solar distiller on a pilot scale. The objective of this study was to evaluate the technical feasibility of the use of a solar distiller in conventional treatment of effluent of an agro of slaughter of animals. The studies were developed in the period from September to October of the year of 2015 in the Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Medianeira (UTFPR-MD). The results obtained have reached a daily production around 0.8 L/m².day. The physical and chemical analyzes it was possible to gain efficiencies for reducing COD above 20% and the turbidity above 80%.
Keywords: *Solar distiller. Irradiance. Yield.*

Eduardo Borges Lied – Mestre e Doutor em Engenharia Química pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (PEQ-Unioeste). Professor adjunto do Departamento de Ciências Biológicas e Ambientais da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira (UTFPR-MD).
Adriel Barbosa de Vasconcelos – Engenheiro Ambiental (UTFPR-MD).
Ana Paula Trevisan – Mestre em Agronomia pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Doutoranda em Engenharia Agrícola (PGEAGRI-Unioeste)
Jacqueline Ferandin Honório – Doutora em Engenharia Química pela UEM.
Camilo Freddy Mendoza Morejon – Doutor em Engenharia Mecânica pela Universidade Federal do Rio Janeiro (COPPE-UFRJ). Professor associado do Departamento de Engenharia Química (PEQ-Unioeste).
Cláudio Vinicius Arcego – Mestre em Engenharia Química (PEQ-Unioeste).
Elias Lira dos Santos Junior – Mestre em Ciências de Engenharia pela Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF). Doutorando em Engenharia Química (PEQ-Unioeste). Professor adjunto do Departamento de Ciências Biológicas e Ambientais da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira (UTFPR-MD).
****Endereço para correspondência:*** Rua Osvaldo Cruz, 1092, ap. 301, bairro Neva. CEP 85802-160. Cascavel-PR. Telefone (45) 984-028-181. E-mail: lied.eduardo@gmail.com

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

1 INTRODUÇÃO

De acordo com Bezerra (1990), a energia solar é uma fonte não poluidora e pode ser utilizada de forma concentrada ou não. A energia solar ao nível do mar pode variar entre 0,5 kW/m² e 1,0 kW/m² dependendo das condições atmosféricas do lugar considerado. De acordo com o mesmo autor, para aplicações práticas se adota o valor de 0,7 kW/m², sendo que a incidência na superfície da Terra é na forma eletromagnética distribuída da seguinte maneira: 3% de ultravioleta, 42% de luz visível e 55% de infravermelho.

Segundo Soares (2004), para a evaporação de 1,0 kg de água em uma temperatura de 30°C é necessário aproximadamente 2,4x106 J. Supondo que a radiação solar diária média disponível seja 5000 kcal/m² por dia, e considerando que para destilação da água são necessários 600 kcal/kg, um destilador com superfície de 1,0 m² poderia fornecer, desconsiderando as perdas de energia, cerca de 8 litros de água destilada por dia.

Conforme o Relatório "Um Banho de Sol", do Instituto Vitae Civilis (RODRIGUES e MATAJS, 2004), o Brasil tem um grande potencial solar, pois em grande parte do território nacional há mais de 2.200 horas de insolação com um potencial equivalente a 15 trilhões de MWh, sendo uma grande alternativa energética já que esse número representa 50 mil vezes o consumo nacional de energia elétrica.

De acordo com o Atlas Brasileiro de Energia Solar (2006), a região oeste do Paraná possui uma radiação solar global média anual que varia de 4,55 a 4,90 kWh/m², sendo que a radiação solar global média sazonal de setembro a novembro varia de 5,60 a 5,95 kWh/m².

Os destiladores são uma forma eficiente de separação, principalmente entre água e os efluentes sólidos existente nela. A evaporação natural consiste no aquecimento da água pelos raios solares, gerando vapores d'água que devem ser condensados para gerar um produto final líquido (SOARES, 2004).

Em função das limitações de custo e área, a aplicação dos destiladores solares, na sua maioria, possui caráter experimental. Entretanto, estima-se que existam cerca de 100 destiladores solares espalhados por cerca de 25 países, com capacidade instalada próxima aos 20m³/dia, não estando incluídos nesses números pequenos destiladores (MALUF, 2005).

Para Maluf (2005), no Brasil os destiladores solares são quase inexistentes, sendo que na década de 1980 o Centro Tecnológico da Universidade Federal da Paraíba e o governo do Estado da Paraíba firmaram um acordo para a construção de um destilador solar com uma área de 504 m² e capacidade média de 2.520 litros por dia no município de Olivedos-PB.

Na mesma década, a Universidade Católica do Paraná (PUC) instalou um destilador solar na Vila de Tibicanga, no município de Guaraquecaba-PR para realização de estudos sobre a salinidade da água destilada. Esse destilador também funcionava como um coletor de água de chuva, produzindo em média de 5 L/m².dia, resultando em uma provisão de 12 L/hab.dia. O referido sistema foi em uma área total de 160 m², dividido em 16 módulos de destilação (GARCIAS, 1985; MALUF, 2005).

2 METODOLOGIA

2.1 Construção do destilador

A construção do destilador solar em escala piloto foi inspirado no modelo de Bezerra (2004). Neste, o destilador solar é constituído de um prisma triangular reto com ângulos de 25° com uma das faces voltadas para baixo, na qual está acoplada uma bandeja e duas calhas para alimentação e recolhimento da água produto, conforme especificações dispostas na Tabela 1.

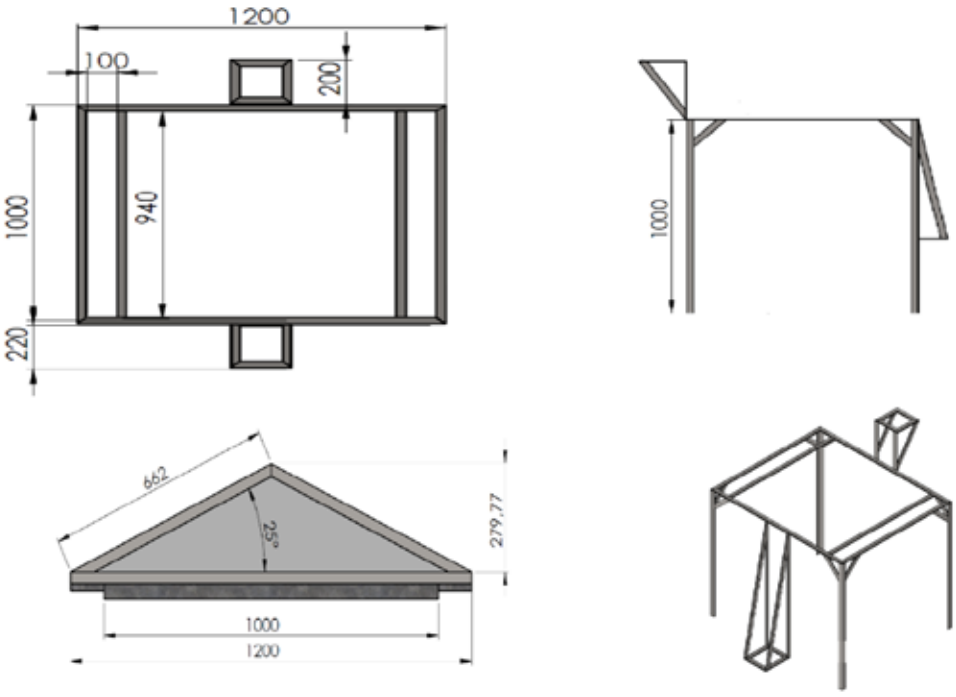
A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Tabela 1 – Características físicas e especificações técnicas do destilador.

Características	Descrição
Dimensões	1000 x 1000 x 30 mm
Materiais	
Base do destilador	Chapa galvanizada nº 28 (espessura de 0,43 mm)
Estrutura suporte	Aço comercial
Faces superiores	Vidro comum (espessura de 3 mm)

A base do destilador escolhida foi de material galvanizado (Figura 1) por ser um material relativamente barato quando comparado com a fibra de vidro.

Figura 1 – Projeto do destilador solar construído (desenho no ambiente do software SolidWorks)



Fonte: Dados da pesquisa, 2015.

A base, levemente inclinada, foi pintada com tinta metálica fusco na cor preta (Figura 2), com o objetivo de aumentar a eficiência energética do sistema. A altura do volume de líquido foi definida arbitrariamente em 15 mm, partindo das extremidades da base. Assim, o protótipo foi dimensionado com capacidade para 25 L e lâmina que varia de 15 a 25 mm.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Figura 2 – Montagem do destilador.

Fonte: Dados da pesquisa, 2015.

O destilador foi instalado nas dependências da UTFPR-MD (latitude 25° 17' 40'' S e longitude 54° 05' 30'' W) no período de 12 de setembro a 23 de outubro de 2015, coincidindo com o fim do inverno e o início da primavera no hemisfério sul.

Após instalação, foram realizadas 6 corridas em batelada com duração de uma semana cada. Os volumes de efluente tratado para cada corrida estão definidos na Tabela 2.

Tabela 2 – Volume de efluente utilizado no destilador.

Semanas	Dias da Semana	Volume (L)
1°	12/09 a 18/09	18
2°	19/09 a 25/09	18
3°	26/09 a 02/10	15
4°	03/10 a 09/10	15
5°	10/10 a 16/10	15
6°	17/10 a 23/10	15

Fonte: Dados da pesquisa, 2015.

A captação do volume destilado se deu por meio de conexões e mangueiras até um reservatório sem contato com o ambiente externo (Figura 3).

Figura 3 – Entrada e saída do destilador.

Fonte: Dados da pesquisa, 2015.

Os vitrais do destilador foram posicionados na orientação norte-sul com uma das faces voltadas ao nascente e a outra ao poente, de modo a melhor aproveitar a incidência dos raios solares, pois nesta posição foi observado menor formação de sombras na superfície interna do destilador.

2.2 Efluente utilizado

As amostras foram fornecidas por uma agroindústria do ramo de abate de suínos da cidade de

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Medianeira-PR. A coleta das amostras seguiu os procedimentos descritos pela NBR 9898/1987. As coletas foram realizadas na lagoa de decantação a cada duas semanas, sendo acondicionadas em bombonas plásticas e transportadas em temperatura ambiente até o laboratório de efluentes da UTFPR-MD. Para garantir a preservação das amostras, o efluente foi acidificado com ácido sulfúrico até pH 2 e posteriormente refrigerado a 4°C até o seu uso no destilador. A caracterização do efluente foi feita sobre uma amostra de 500 mL. Após as primeiras 24h do processo de destilação, foram coletadas amostras de 500 mL para a realização das análises da saída do destilador. Os parâmetros monitorados estão descritos na Tabela 3.

Tabela 3 – Parâmetros Físico-Químicos Monitorados na Entrada e na Saída do Destilador.

Parâmetro	Método	Unidade
Rendimento	Volumétrico[1]	$L.m^{-2}.d^{-1}$
DQO	Colorimétrico[2]	$mg.L^{-1}$
Turbidez	Nefelométrico[3]	NTU

[1] Volume evaporado no período de operação.
[2] Procedimentos segundo o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* 5220D (APHA, 2012), utilizando o equipamento espectrofotômetro (Modelo Hach DR28000).
[3] Análises segundo procedimentos do Manual de Operação da Hach (1998) do microprocessador portátil Turbidímetro (Modelo 2100P).

Os parâmetros analisados estão descritos na Tabela 4 e foram levantados diariamente durante o período de operação do destilador solar.

Tabela 4 – Parâmetros Físico-Químicos Analisados.

Parâmetro	Método	Unidade
Irradiância	Solarimétrico[1]	$W.m^{-2}$
Temperatura Ambiente	Termométrico[2]	°C

[1] Célula fotovoltaica.
[2] Veículo de climatologia online *AccuWeather.com* (2015).

Os dados da irradiância solar foram coletados por meio do software LoggerNet ligado diretamente a uma célula fotovoltaica (Figura 4) composta por células de Silício Policristalino instalada na UTFPR-MD a cerca de 80 metros do local de operação do destilador.

Figura 4 – Célula fotovoltaica instalada na UTFPR-MD.

Fonte: Dados da pesquisa, 2015.

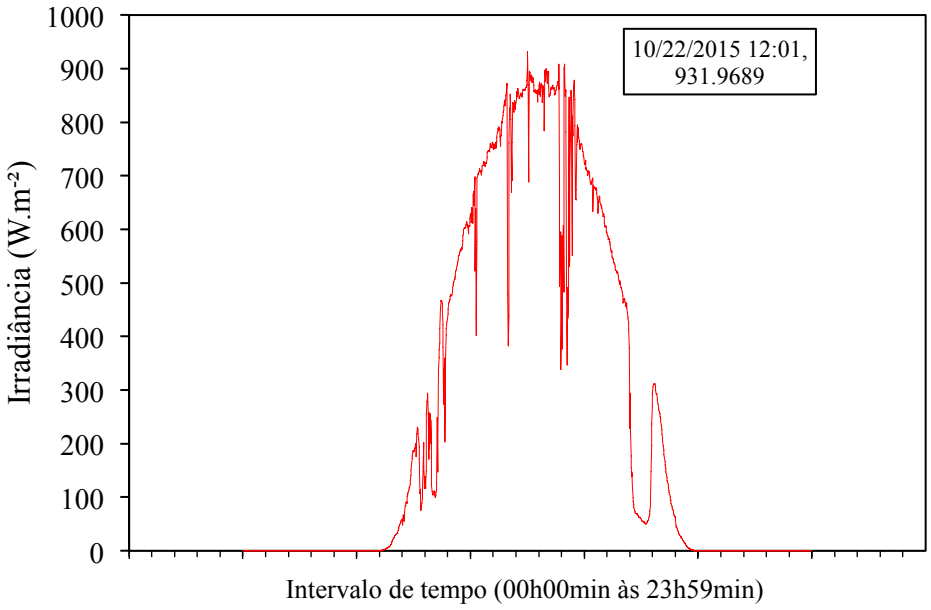
As temperaturas médias semanais foram calculadas por média simples das temperaturas máximas diárias, disponíveis online no site *AccuWeather.com*.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os valores da irradiância média foram obtidos por meio do perfil levantado pelo software LoggerNet (Figura 5). A distribuição foi obtida pelo monitoramento, com intervalos de 1 minuto, durante o período de 24 horas.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Figura 5 - Variação temporal dos valores de irradiância do dia 22 de Outubro de 2015.



Fonte: Dados da pesquisa, 2015.

A variação dos valores de irradiância (W.m-2) da Figura 5 evidenciam que os picos de incidência solar ocorrem na metade do dia, sendo que os valores desse período do dia oscilam em média em torno de uma faixa de 800 a 900 W.m-2, com um pico máximo de 931,9689 W.m-2 às 12h01min. A irradiância média foi calculada por meio da Equação 1:

$$\bar{I} = \frac{\sum_{k=0}^{n} I_k}{n} \qquad \text{Equação (1)}$$

Sendo,

$n = Total\ de\ irradiâncias\ avaliadas$ (1440);
$\bar{I} = Irradiância\ média$;
$I_k = Irradiância\ instantânea$.

Os valores obtidos estão listados na tabela 5.

Tabela 5 – Valores médios de irradiância.

Semana	Irradiância média (W.m^{-2})
1ª	833,86
2ª	712,64
3ª	341,32
4ª	678,37
5ª	621,61
6ª	874,01

Fonte: Dados da pesquisa, 2015.

A operação do destilador para efeito da determinação do rendimento médio diário se deu nos meses de setembro e outubro de 2015. Entretanto, é importante ressaltar a necessidade de conhecer o comportamento do equipamento durante todos os meses do ano, de forma a abranger os meses ótimos de operação (estação quente) e os meses de menor irradiância solar (estação fria).

Como resultado geral, a média da produção de água tratada pelo destilador foi de 0,8 L/m².dia conforme dados da Tabela 6.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Tabela 6 - Resultados da produção média diária da água tratada pelo destilador.

Semana	Volume Total de Água Bruta (L)	Volume Total de Água Tratada (L)	Média de Água por Dia (L.m^{-2}dia^{-1})	Porcentagem de Tratamento (%)
1ª	18	6,00	0,86	33,33
2ª	18	6,50	0,93	36,11
3ª	15	6,00	0,86	40,00
4ª	15	6,50	0,93	43,33
5ª	15	5,65	0,81	37,67
6ª	15	6,00	0,86	40,00

Fonte: Dados da pesquisa, 2015.

O destilador apresentou rendimentos inferiores aos encontrados na literatura para sistemas similares. Bezerra (2004), ao aplicar o destilador solar simples no tratamento de águas de produção de petróleo, conseguiu um rendimento mínimo de 2,50 L/m².dia e o máximo de 7,5 L/m².dia (Tabela 7). Também Soares (2004), ao estudar o tratamento de água unifamiliar por meio da destilação solar natural utilizando água salgada, salobra e doce contaminada, obteve uma produção média mensal de 3,1 a 3,7 L/m².dia.

Os resultados da Tabela 6 indicam que a eficiência atingiu um valor máximo de 43%, resultados que convergem com os apontamentos de Fuentes e Roth (1997), que ao estudar a aplicação de destiladores na dessalinização de água marinha concluíram que um destilador solar de bandeja simples raramente tem um rendimento superior a 60%. Entretanto, o rendimento obtido poderia ser maior se houvesse um isolamento térmico na bandeja, pois segundo Costa (2008), sem um isolamento adequado, as perdas de calor aumentam e ocasionam a diminuição da eficiência energética em cerca de 14%.

Alguns resultados da literatura estão resumidos na Tabela 7, que apresenta conteúdos relacionados à natureza do estudo (aplicação da destilação solar), ao rendimento (produção volumétrica de destilado) e aos principais resultados dos respectivos autores indicados.

Tabela 7 - Resultados obtidos de eficiência de remoção para diferentes condições e natureza de estudo para destilação solar.

Referência	Natureza do estudo	Rendimento (Produção de destilado)	Parâmetros físico-químicos analisados
Bezerra (2014)	Tratamento da água de produção de petróleo para geração de vapor	2,50 L/m^2.d (mínimo) 7,50 L/m^2.d (máximo)	Remoção de sais > 98% e Remoção de TOC[1] > 90%
Sá (2008)	Tratamento de lixiviado de aterro sanitário	7,1 L/m^2.d	Remoção de aproximadamente 100% de Turbidez, Sólidos Totais e Cor
Cruz (2008)	Dessalinização da água do mar para abastecimento humano	4,7 L/m^2.d	Eficiência de 78% na produção de destilado
Costa (2008)	Tratamento de resíduos líquidos de laboratório químico	4,8 L/m^2.d	Redução de Cr, Fe, Cu e Zn > 99% Redução de O&G[2] > 90% Redução de TKN[3] > 98%
Presente estudo	Tratamento de efluente líquido de agroindústria	0,8 L/m².dia	Redução de DQO > 45% Redução de Turbidez > 87%

1 COT: Carbono orgânico total.
2 O&G: Óleos e Graxas.

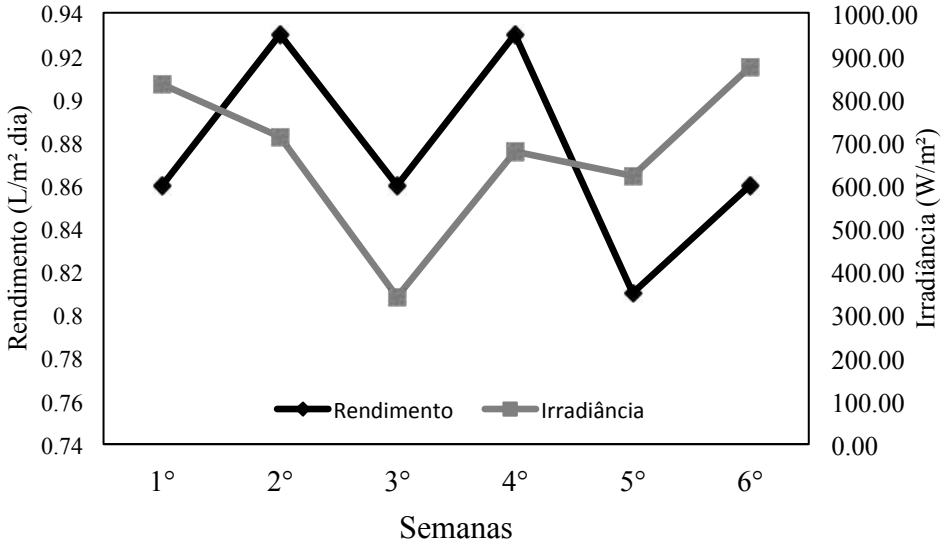
3 TKN: Nitrogênio Kjedhal Total.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Os resultados de Bezerra (2014), Sá (2008), Cruz (2008) e Costa (2008) expressos na Tabela 7 mostram que os rendimentos são muito superiores aos valores do presente estudo (0,8 L/m^2.dia). Para os parâmetros avaliados pode-se concluir que a destilação solar é eficaz na redução/remoção de contaminantes, pois os valores estão acima de 90% de eficiência, conforme os dados apresentados na Tabela 7.

Quando colocados num mesmo plano de análise – rendimento e irradiância – (Figura 6), pode-se notar uma possível correlação entre ambos, pois o rendimento acompanhou a taxa de irradiância, sendo possível identificar um decréscimo na taxa de rendimento à medida que ocorria um decréscimo da irradiância. Vale ressaltar, no entanto, que a produção de água destilada está relacionada a inúmeros fatores, entre eles os climáticos (ventos, temperatura ambiente e irradiância) e dos aspectos construtivos do destilador.

Figura 6 – Correlação entre o rendimento e a irradiância.



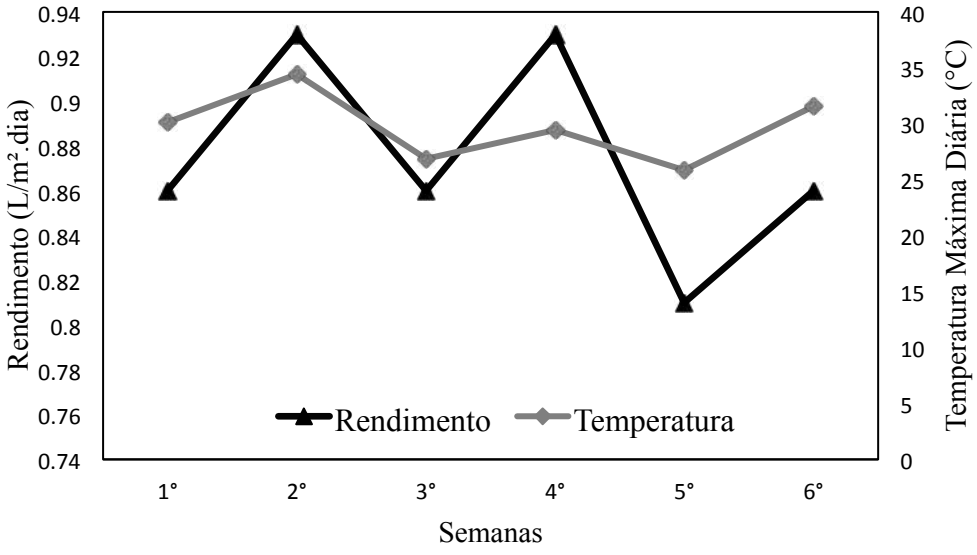
Fonte: Dados da pesquisa, 2015.

A Figura 6 consegue ilustrar que os maiores rendimentos ocorrem nas 2ª e 4ª semanas, regiões onde a irradiância apresentou valores aproximados de 700 W/m², representando um resultado satisfatório, visto que o período ocorreu no final da estação de inverno e início da primavera. A 5ª semana apresentou o menor rendimento de produção de água destilada, entretanto o nível de irradiância permaneceu acima de 600 W/m², isso pode ser justificado pelo aparecimento de falhas da vedação de borracha de silicone acético do destilador.

Na Figura 7 é possível identificar uma provável relação do rendimento obtido com a temperatura média semanal e constatar que, assim como na irradiância, o rendimento guarda uma íntima relação com a variação da temperatura.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Figura 7 – Correlação entre o rendimento e a temperatura



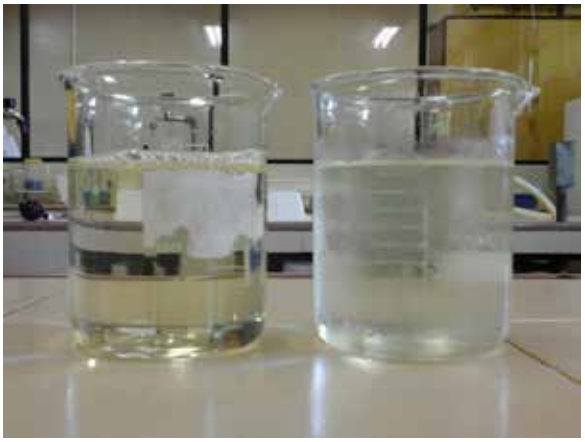
Fonte: Dados da pesquisa, 2015.

Durante o experimento, a temperatura média semanal se manteve acima dos 25°C, o que proporcionou uma produção de água destilada acima dos 0,85 L/m².dia com exceção da 5ª semana, cujo rendimento ficou próximo dos 0,80 L/m².dia.

3.1 Resultados das Análises de Eficiência no Tratamento

Conforme indicado anteriormente, os parâmetros físico-químicos analisados foram a DQO e a Turbidez. A Figura 8 permite comparar e contrastar visualmente as amostras antes do tratamento e após o processo de destilação.

Figura 8 - Efluente bruto (à esquerda) e o efluente tratado por destilação solar (à direita).



Fonte: Dados da pesquisa, 2015.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Na Tabela 8 estão organizados os valores de concentração da DQO na entrada do destilador e na saída do equipamento em forma de água destilada e a eficiência de redução obtida durante a pesquisa.

Tabela 8 - Resultados das análises de DQO realizadas na entrada e saída do destilador.

Dias da Semana	Entrada (mg.L-¹)	Saída (mg.L-¹)	Eficiência de Redução (%)
1ª	556,00	209,67	62,29
2ª	322,67	233,00	27,79
3ª	198,67	24,67	87,58
4ª	264,67	119,67	54,79
5ª	231,33	172,67	25,36
6ª	142,67	113,00	20,80

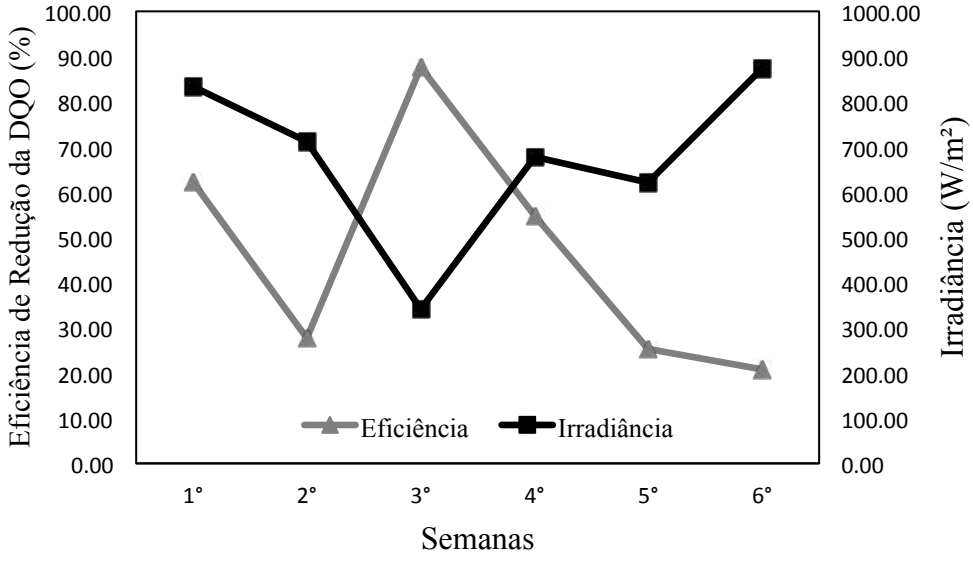
Fonte: Dados da pesquisa, 2015.

A DQO média obtida na amostra (lagoa de decantação) da agroindústria apresentou um valor de 286 mg.L^{-1} com um desvio padrão de 145,5 mg.L^{-1}.

A eficiência de redução variou muito durante o experimento, ficando sempre abaixo dos encontrados na literatura. Sá (2008), ao analisar o tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar, obteve uma redução acima de 98%.

A variação constante da eficiência de redução pode estar relacionada com a variação constante da concentração de entrada e a falha na vedação do equipamento, o que possibilitou a perda do vapor líquido gerado. Na Figura 9 está esquematizada a influência da irradiância na eficiência de redução da DQO.

Figura 9 – Correlação da eficiência com a irradiância solar.



Fonte: Dados da pesquisa, 2015.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

A Figura 9 conclui que na 3ª semana houve o registro da maior eficiência, coincidindo com a menor taxa de irradiância semanal (300 W/m²), quando a eficiência foi superior aos 80% de redução da DQO. Na 6ª semana ocorreu a menor eficiência de redução da DQO, cerca de 20%, coincidindo com a maior taxa de irradiância registrada no desenvolvimento desse trabalho, cerca de 900 W/m². Segundo Barros (2004), a DQO é utilizada para medir indiretamente o potencial poluidor de um efluente, por isso se faz necessária uma pesquisa mais ampla para determinar se a eficiência de redução de DQO é inversa à irradiância ou se foi apenas uma coincidência pela escala reduzida da pesquisa e por outras condições não investigadas.

Na Tabela 9 estão dispostos os resultados das análises de turbidez realizadas durante o experimento.

Tabela 9 - Resultados das análises de turbidez realizadas na entrada e saída do destilador.

Dias da Semana	Entrada (NTU)	Saída (NTU)	Eficiência de Redução (%)
1°	37	3	91,89
2°	36	4	88,89
3°	21	6	71,43
4°	47	3	93,62
5°	51	3	94,12
6°	42	5	88,10

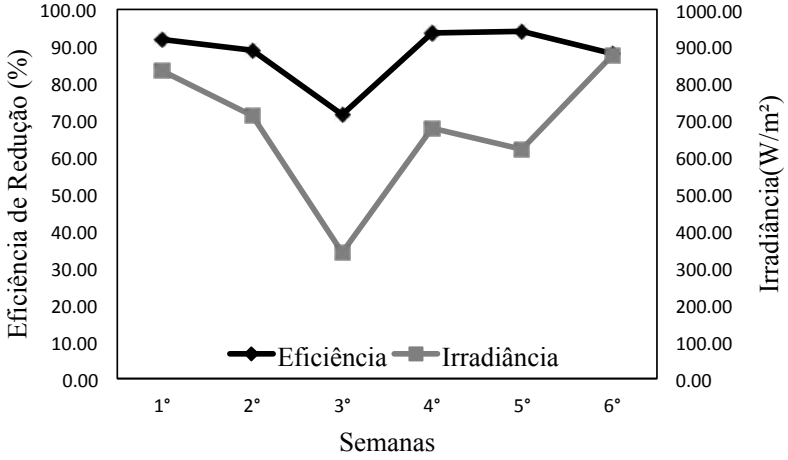
Fonte: Dados da pesquisa, 2015.

Os resultados apresentados na tabela 9 expressam uma redução significativa da turbidez, uma vez que eficiência de redução ficou perto dos 90%. Isso ocorre porque a água destilada é mais pura e, portanto, livre de material em suspensão, que é a principal causa da turbidez.

Os resultados obtidos nesse experimento convergem para valores semelhantes da literatura. Sá (2008), ao analisar a evaporação natural do lixiviado do aterro da Muribeca por meio de um destilador solar, obteve uma remoção de cerca de 100% das suas análises para turbidez. Scapin et al. (2013), ao estudar a viabilidade de um sistema de purificação de água com o uso da radiação solar, obteve uma redução próxima a 100%.

A Figura 10 expressa a influência dos valores de irradiância na eficiência de redução de turbidez durante o experimento.

Figura 10 – Correlação da eficiência com a irradiância.



Fonte: Dados da pesquisa, 2015.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Na tarefa de comparar os resultados de eficiência de redução da turbidez com a irradiância é evidente a correlação entre os parâmetros, pois a eficiência acompanhou proporcionalmente os valores de irradiância.

4 CONCLUSÃO

O processo de tratamento utilizado se mostrou viável, devido a sua simplicidade em relação a sua confecção e operação, e por não necessitar de mão de obra especializada. De acordo com os dados de rendimento, verificou-se que o destilador desenvolvido apresentou rendimentos inferiores (0,8 L/m².dia) com os encontrados na literatura.

Com relação à DQO, a eficiência do destilador foi apontada como baixa quando comparada a outros autores. Verificou-se que as eficiências obtidas para a turbidez (média de 87%) convergem para os resultados de sistema similares. Esses resultados apontam para a necessidade de trabalhar com um sistema integrado a fim de otimizar o desempenho do equipamento e atingir os valores exigidos pela legislação local.

REFERÊNCIAS

ACCUWEATHER. Disponível em: <http:/ www.accuweather.com/pt/br/medianeira/40110/month/40110?monyr=9/01/2015>. Acesso em 20 out 2015.

APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods For Examination Of Water And Wastewater**. 22 ed. Washington: American Public Health Association, 2012.

BEZERRA, A. M. **Aplicações Práticas da Energia Solar**. São Paulo: Nobel, 1990.

BEZERRA, M. A. S. **Desenvolvimento de Um Destilador Solar Para Tratamento de Águas de Produção de Petróleo Com Vistas a Sua Utilização Na Agricultura e Geração de Vapor**. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.

CRUZ, C. E. M. **Dessalinização da água do mar através da energia solar**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade do Algarve, Portugal.

FUENTES, R., ROTH, P. Teoria de La Destilación Solar em Vacio. **Revista Facultad de Ingenieria**, U. T. A., Chile, vol. 4, 1997.

GARCIAS, C.M. **Potabilização de Água Obtida por Destilação Solar da Água do Mar**. 1985. Dissertação (Mestrado em Pesquisas Hidráulicas) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

MALUF, A. L. **Destiladores Solares no Brasil**. 2005. Dissertação (Lato Sensu em Fontes Alternativas de Energia) - Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais.

RODRIGUES, D. MATAJS, R. **Um Banho de Sol Para o Brasil: o que os aquecedores solares podem fazer pelo meio ambiente e sociedade**. São Lourenço da Serra: Vitae Civilis. 2004.

SÁ, L. F. **Evaporação Natural do Lixiviado do Aterro da Muribeca Através de Um Destilador Solar**. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

SOARES, C. **Tratamento De Água Unifamiliar Através Da Destilação Solar Natural Utilizando Água Salgada, Salobra E Doce Contaminada**. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Produção de hidrogênio a partir da vinhaça da cana-de-açúcar em reatores anaeróbios operados em batelada

Hydrogen production vinasse from the cane sugar in anaerobic reactors operated in batch

Data de entrada: 19/08/2016

Data de aprovação: 26/07/2017

Nadjane Leite dos Santos Telles/ Elvan Nascimento dos Santos Filho/ Eduardo Lucena Cavalcante de Amorim* DOI: 10.4322/dae.2018.015

Resumo

O objetivo deste estudo foi avaliar a produção de hidrogênio a partir da vinhaça da cana-de-açúcar em diferentes concentrações, utilizando fermentação natural como inóculo. Os ensaios foram realizados em réplicas em reatores anaeróbios em batelada nas concentrações 10, 20, 35 e 43 g DQO. L^{-1} de vinhaça, denominados como R1, R2, R3 e R4 respectivamente. Observou-se que a produção acumulada de H_2 foi maior para concentrações crescentes de vinhaça (0,015-0,022 mmol de H_2), enquanto o rendimento de H_2 foi reduzido com o aumento da concentração de vinhaça (1,31-0,77 mmol H_2. $mmol^{-1}$carboidrato). Tal comportamento ocorreu com a eficiência de consumo de carboidratos, que reduziu de 75% a 65% e com a eficiência de remoção de DQO que variou de 33% a 22%. Destaca-se que o R1 obteve melhor rendimento de H_2, melhor eficiência de remoção de matéria orgânica e melhor eficiência de conversão de carboidratos, presumindo que o aumento da concentração de substrato inibiu o processo de produção de H_2.
Palavras-chave: Rendimento. Matéria Orgânica. Produção

Abstract

The aim of this study was to evaluate the hydrogen production from sugarcane vinasse in different concentrations, using natural fermentation as inoculum. Assays were performed in replicas in anaerobic reactors in batch on concentrations of 10, 20, 35 and 43 g COD. L^{-1} of vinasse, referred as R1, R2, R3 and R4 respectively. It was observed that H_2 accumulated production was higher at increasing concentrations of vinasse (0.015-0.022 mmol H_2), while H_2 yield was reduced with increasing vinasse concentration (1.31-0.77 mmol H_2. $mmol^{-1}$ carbohydrate). Such behavior occurred with the efficiency of carbohydrate consumption that reduced from 75 to 65% and with the efficiency of removal of COD that ranged from 33 to 22%. It is worth noting that R1 (10g COD. L^{-1}) obtained better H_2 yield, better organic matter removal efficiency and better carbohydrate conversion efficiency, assuming that increased substrate concentration inhibited the H_2 production process.
Keywords: *Yield. Organic matter. Production*

Nadjane Leite dos Santos Telles – Química Licenciada. Mestre em Energia da Biomassa na área de Biogás pela Universidade Federal de Alagoas. Técnica Laboratório/Química da Universidade Federal de Alagoas.

Elvan Nascimento dos Santos Filho – Médico Veterinário. Mestre em Energia da Biomassa na área de Biogás pela Universidade Federal de Alagoas. Médico Veterinário da Universidade Federal de Alagoas.

Eduardo Lucena Cavalcante de Amorim – Doutor em Hidráulica e Saneamento. Professor da Universidade Federal de Alagoas.

****Endereço para correspondência:*** Centro de Tecnologia – Universidade Federal de Alagoas. Av. Lourival Melo Mota, s/n – Cidade Universitária – CEP 57072-900 – Maceió/AL – Brazil. E-mail: eduardo.lucena@ctec.ufal.br

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

1 INTRODUÇÃO

A demanda global por energia tem crescido vertiginosamente, e cerca de 88% dessa carência é atendida até o presente momento por combustíveis fósseis (WEILAND, 2010). O petróleo e seus derivados são as principais fontes de energia usadas atualmente. A combustão desses combustíveis fósseis produz dióxido de carbono e outros gases residuais que decorrentes de seu uso excessivo causam impactos ambientais, contribuindo não só para as alterações climáticas e o aquecimento global, mas também pode promover um rápido esgotamento das fontes de energia natural (GUO et al., 2010). Outras fontes de combustíveis, como a biomassa, têm sido estudadas e desenvolvidas em busca de energia limpa e renovável.

No contexto energético, a biomassa pode ser designada como qualquer matéria orgânica proveniente de organismos vivos que pode ser convertida em energia. É uma fonte de energia renovável e potencialmente sustentável, pois o dióxido de carbono gerado pela biomassa é absorvido no processo de fotossíntese das plantas, tornando-o menos ofensivo ao meio ambiente. Entre essas fontes de biomassa estão os resíduos sólidos urbanos (RSU), resíduos agroindustriais, biomassa florestal, entre outras. Exemplos de biomassa utilizados para conversão de energia são: casca de arroz, cana-de-açúcar, milho, algas, estrume e muitos outros resíduos. Apesar do carvão e do petróleo serem igualmente provenientes de seres vivos, não são considerados biomassa, já que resultam de processos geológicos.

Em virtude da diversidade de fontes de biomassa, a utilização desses resíduos como matéria-prima para geração de energia torna-se uma atraente alternativa, pois além de preservar águas subterrâneas e superficiais, podem utilizar o biogás gerado como fonte energética e ainda contribuir para diminuição do descarte inadequado desses resíduos no meio ambiente. Embora o uso de biogás no Brasil ainda esteja limitado, a avaliação do potencial de produção de biogás e geração de energia a partir de grandes fontes de resíduos orgânicos é importante para subsidiar novas discussões e políticas públicas (SALOMON, 2009).

Um setor que vem ganhando importância no tratamento de seus resíduos e na cogeração de energia é o sucroalcooleiro. É um dos setores que mais crescem e se desenvolvem no Brasil, sendo responsável por 3,5% do PIB nacional (LAIME et al., 2011). De acordo com CONAB (2015), o volume de cana-de-açúcar processada totalizou aproximadamente 658,80 milhões de toneladas na safra de 2013/2014, volume superior a 10,70%, em relação à safra 2012/2013, que foi de 588,92 milhões de toneladas. Segundo a NOVA CANA (2015), o Brasil é o segundo maior produtor mundial de álcool.

O principal efluente gerado do processamento da cana-de-açúcar é a vinhaça, resíduo final da fabricação de álcool etílico por via fermentativa. A vinhaça se apresenta como resíduo de baixo pH, coloração marrom, podendo conter material particulado e alta presença de matéria de compostos orgânicos e inorgânicos, além de possuir três importantes componentes: nitrogênio, fósforo e o potássio (CABELLO, 2009). É caracterizada pelo alto poder poluente, cerca de cem vezes maior que os esgotos domésticos e seu alto valor fertilizante (SEARMSIRIMONGKOL et al., 2011).

No Brasil, o destino mais comum da vinhaça é a aplicação direta no solo como fertilizante da própria cana-de-açúcar, o que representa uma solução mais barata e simples do ponto de vista econômico, porém para cada litro de etanol produzido cerca de 10 – 18L de vinhaça são gerados (SILVA, 2007). Em virtude do alto teor de matéria orgânica e nutrientes, o lançamento desse grande volume de efluente de forma contínua no ambiente destaca-se pela potencialidade de danos ambientais.

Diante da questão ambiental e da necessidade energética, fontes alternativas de energia, que sejam renováveis e menos poluentes, começaram a ganhar destaque. O hidrogênio (H_2) surge como

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

possível substituto para os combustíveis derivados do petróleo, já que possui fonte renovável e é considerado um combustível limpo. A utilização de H_2 é equivalente a 3% do consumo de energia e deverá crescer significativamente nos próximos anos, por conter maior conteúdo energético e gerar apenas água na sua combustão (VAN GINKEL, et. al., 2001).

Atualmente o H_2 é produzido principalmente a partir de combustíveis fósseis, biomassa e água. Cerca de 90% de H_2 é produzido pelas reações de gás natural ou frações de óleo leve com vapor a altas temperaturas. Esses métodos principalmente consomem combustíveis fósseis como fonte de energia e são considerados de energia intensiva e nem sempre favoráveis ao ambiente. A produção biológica de hidrogênio utilizando microrganismos está atraindo a atenção de defensores do ambiente e do processo de economia de energia (DAS; VERZIROGLU, 2001).

Os processos biológicos apresentam como vantagem o baixo custo e a utilização de recursos energéticos renováveis que são inesgotáveis. Além disso, eles também podem utilizar diversos resíduos industriais e domésticos ricos em carboidratos como substrato, minimizando os problemas causados decorrente do descarte inadequado desse material (DAS; VERZIROGLU, 2001).

O processo de digestão anaeróbia apresenta-se como uma interessante opção de tratamento de efluentes, tanto no controle da poluição como na possibilidade de recuperação de energia (SILES et al., 2010). Atualmente, pesquisadores de todo o mundo têm dado atenção especial aos processos anaeróbios, bem como ao desenvolvimento de reatores para o tratamento de resíduos e principalmente a conversão de orgânicos em biogás (hidrogênio e metano).

Alguns estudos utilizando a vinhaça como substrato já foram desenvolvidos, e seus resultados indicam a viabilidade desse resíduo na produção de hidrogênio. Estudos recentes, como os de LAZARO (2012) e FERRAZ (2009), avaliaram a influência da concentração e temperatura respectivamente na produção de hidrogênio a partir da vinhaça da cana-de-açúcar.

Nesse contexto, a pesquisa pretende contribuir com o estudo da digestão anaeróbia da vinhaça, visando ao tratamento e à utilização desse efluente em condições ambientais favoráveis, ou seja, visando à sustentabilidade (econômica, ambiental e social) na produção de açúcar e álcool.

2 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

2.1 Substrato

O substrato utilizado como fonte de carbono foi a vinhaça resultante do processamento da cana-de-açúcar na produção de etanol, coletada em uma indústria sucroalcooleira no estado de Alagoas-Brasil. A vinhaça foi coletada na saída da coluna de destilação em galões de 20L e levada ao laboratório; amostras foram homogeneizadas e transferidas para frascos de 1L para caracterização analítica, e posteriormente os galões foram armazenados em freezers e mantidos a -15 °C até seu uso como substrato na montagem dos reatores.

A caracterização analítica da vinhaça foi realizada em amostras frescas por meio de análises físico-químicas, conforme Tabela 1.

Tabela 1: Caracterização de amostra de vinhaça (vinhaça usada na montagem dos reatores).

Parâmetros	Resultados
PH	4,36
Temperatura (°C)	85
Ácidos Voláteis Totais (g. L^{-1})	4,245
Alcalinidade (g. L^{-1})	ND
DQO (g. L^{-1})	43,341
Fósforo (g. L^{-1})	0,078
Carboidratos (g. L^{-1})	14,504
Nitrogênio (NTK) (g. L^{-1})	0,235
Sólidos Totais (g. L^{-1})	34,090
Sólidos Voláteis Totais (g. L^{-1})	26,350
Sólidos Fixos (g. L^{-1})	7,740
Sulfato (g. L^{-1})	2,405

*ND: Não detectado
Fonte: Autora (2015)

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

2.2 Inóculo

O inóculo foi obtido pelo processo de fermentação natural (autofermentação) da vinhaça, adaptado de acordo com PENTEADO (2012). A vinhaça foi colocada em recipiente aberto, tipo balde plástico de 5L, por um período de 72h em local ventilado. Após o período de repouso, o inóculo fermentado foi utilizado nos ensaios dos reatores anaeróbios em batelada.

2.3 Reator

Os ensaios foram realizados em tubos de vidro, tipo Duran com volume total de 2L, volume reacional correspondente a 1L e 1L de ¨headspace¨. O Volume reacional correspondeu a uma solução composta de 10% de inóculo e 90% de substrato na DQO desejada. Os frascos foram mantidos em caixa térmica na ausência de luz e sob temperatura controlada de 22,4 ± 0,7°C, durante todo o período experimental.

Figura 1: Reatores anaeróbios em batelada utilizados nos ensaios de produção de hidrogênio.

Para garantir a anaerobiose, foi substituído todo o ar atmosférico dos frascos por meio do borbulhamento de nitrogênio (N_2) no meio líquido e no headspace por 10 min. em cada reator. Todos os ensaios foram realizados em réplicas, inclusive o ensaio do branco, que tem a finalidade de mostrar a presença de interferentes que possivelmente possam existir no ensaio. Assim, foram montados um total de 10 reatores, sendo 2 deles contendo apenas o inóculo e água destilada, o que corresponde ao branco, e os demais contendo inóculo, substrato (vinhaça) e água destilada, correspondendo a 4 DQO distintas (aproximadamente 10, 20, 35 e 43g DQO. L^{-1}). Essas concentrações foram escolhidas de acordo com os resultados apresentados na caracterização da amostra inicial em escala crescente de DQO. L^{-1} até a DQO da vinhaça in natura. Após a preparação do volume reacional, o pH foi ajustado para valores próximos de 5,5 com adição de NaOH 1 mol. L^{-1}, sendo este um valor adequado para a produção de hidrogênio (LIN e LAY, 2004). Esse ajuste de pH visa selecionar bactérias produtores de hidrogênio por meio do controle de pH.

Para facilitar a identificação de cada ensaio, a Tabela 2 mostra como foi montado cada reator e as siglas adotadas para sua apresentação. Quando se observou, por meio da cromatografia gasosa, a estabilização da produção de hidrogênio, encerrou-se o ensaio.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Tabela 2: Sigla adotada para cada ensaio realizado.

Sigla adotada		$DQO_{teórica}$ ($g.L^{-1}$)	DQO_{medida} ($g.L^{-1}$)	pH	T(°C)
Média[1]	Réplica[2]				
Bc	**Bc 1**	5	5,535	5,52	23,5
	Bc 2	5	5,343	5,50	22,8
R1	**R 1.1**	10	10,610	5,48	22,9
	R 1.2	10	10,533	5,48	23,0
R2	**R 2.1**	20	20,426	5,48	23,4
	R 2.2	20	23,571	5,49	23,3
R3	**R 3.1**	35	33,336	5,54	22,9
	R 3.2	35	33,330	5,40	21,9
R4	**R 4.1**	43	43,767	5,49	22,9
	R 4.2	43	43,435	5,49	21,2

[1]Quando se referir à média das réplicas.
[2]Quando se referir a cada reator individualmente.
Fonte: Autora (2015)

2.4 Análises Químicas

Para fins de monitoramento, as análises das variáveis operacionais, o método utilizado para cada parâmetro e a frequência são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3: Variáveis analisadas, frequência e metodologia de análise.

Variáveis	Parâmetros	Frequência	Metodologia
Físico-química	Carboidratos ($g.L^{-1}$)	2 vezes por semana	Dubois et al (1956)
	DQO ($g.L^{-1}$)	2 vezes por semana	
	pH	Inicial e final	
	Temperatura (°C)	3 vezes por semana	
	Ácidos Voláteis Totais ($g.L^{-1}$)	Caracterização	
	Alcalinidade ($g.L^{-1}$)	Caracterização	Standard Methods (1998)
	Fósforo ($g.L^{-1}$)	Caracterização	
	Nitrogênio (NTK)($g.L^{-1}$)	Caracterização	
	Sólidos Totais ($g.L^{-1}$)	Caracterização	
	Sólidos Voláteis Totais ($g.L^{-1}$)	Caracterização	
	Sólidos Fixos ($g.L^{-1}$)	Caracterização	
	Sulfato ($g.L^{-1}$)	Caracterização	
Cromatografia Gasosa	Composição do Biogás	3 vezes por semana	MAINTINGUER (2008)
	Ácidos Orgânicos Voláteis	Inicial e final	
	Álcoois	Inicial e final	

Fonte: Autora (2015)

2.5 Ajuste dos dados experimentais

Para resumir dados quantitativos aproximadamente simétricos, calculou-se a média aritmética das réplicas dos reatores como uma medida de locação. E para mostrar o quanto de variação ou dispersão existe em relação à média foram utilizados o desvio padrão (σ) e o coeficiente de variação (CV) como critério para composição dessas médias. Geralmente, os pesquisadores utilizam o coeficiente de variação, definido como desvio padrão em porcentagem da média, como dado estatístico na avaliação da precisão dos experimentos.

Após a composição da média, os valores de produção de hidrogênio (H_2) foram ajustados a dois modelos de regressão não linear, que neste estudo serão representados pelas funções sigmoidais de Gompertz e Logística, sendo estes os mais usuais

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

para produção de hidrogênio. Assim, a máxima produção de hidrogênio foi estimada por meio do ponto de inflexão – ponto no qual ocorre a taxa máxima de variação da função – dos modelos de regressão não linear ajustados aos dados observados. O software Origin 8.0 foi utilizado para ajustar os dados ao modelo.

De acordo com PASSOS (2010), a soma dos quadrados dos resíduos pode ser utilizada como critério na escolha do melhor ajuste. Portanto, a sigmoide que melhor se ajustou aos dados foi a de Gompertz, que segundo LAZARO (2012) é o modelo ideal para descrever a produção de biogás em ensaio em batelada.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Produção de Hidrogênio

A produção de hidrogênio foi acompanhada por 69 dias até atingir a estabilidade em reator anaeróbio em batelada com 4 diferentes concentrações de vinhaça da cana-de-açúcar. Os dados relativos a consumo do substrato, composição dos metabólitos solúveis produzidos (SMP) e produção de biogás serão apresentados a seguir.

Não houve controle do pH ao longo do experimento. O pH inicial de cada reator foi ajustado com adição de NaOH 1 mol. L^{-1} para valores próximos a 5,5, sendo este um valor adequado para produção de hidrogênio (LIN e LAY, 2004). A Tabela 4 apresenta os valores da média das réplicas de pH inicial e final dos reatores.

Tabela 4: pH inicial e final da média das réplicas dos reatores

Reatores	pH inicial	pH final
R1	5,48	4,58
R2	5,49	4,50
R3	5,47	4,57
R4	5,49	4,44

Fonte: Autora (2015)

Foi observada uma redução no pH final de cada reator, como mostra a Tabela 4, o que indica a geração de ácidos orgânicos, como já era esperado. A produção de hidrogênio ocorre na etapa acidogênica do processo de digestão anaeróbia, assim a matéria orgânica é convertida em hidrogênio, ácidos graxos voláteis de cadeia curta e gás carbônico, ocasionando uma redução de pH. Os dados indicam que a variação do pH está dentro de uma faixa compatível com a produção de hidrogênio de acordo com a literatura (LAZARO, 2012; SANTOS, 2014).

3.2 DQO e carboidrato do substrato

Neste estudo foi utilizado substrato que apresentou DQO de 43,767 g. L^{-1} (in natura) e carboidratos totais de 14,504 g. L^{-1}. A partir deste, foram adotadas 4 DQO distintas (aproximadamente 10g. L^{-1}, 20g. L^{-1}, 35g. L^{-1} e 43g. L^{-1}), com intervalo de cerca de 10 g. L^{-1} entre cada um deles até a concentração da DQO in natura, e os reatores foram monitorados durante todo o experimento.

Por meio da determinação da $DQO_{inicial}$ e DQO_{final}, verificou-se a eficiência de remoção da matéria orgânica em cada reator. A eficiência de remoção da DQO variou aproximadamente entre 22% a 33% (Tabela 5). LAZARO (2012) obteve em seu estudo utilizando a vinhaça como substrato uma remoção entre 6% e 11% para ensaios a 37 ºC e entre 0% e 11% para os ensaios a 55 ºC. Importante ressaltar que a remoção de DQO não é completamente reduzida no processo de produção de H_2, sendo necessárias etapas posteriores da digestão anaeróbia para diminuição da matéria orgânica. Segundo SÁ (2013), estima-se que a redução de DQO nesse estágio seja inferior a 20%. A Tabela 5 apresenta as concentrações iniciais e finais de DQO e carboidratos, além da eficiência de remoção de DQO e eficiência de consumo de carboidratos totais; todos os resultados representam a média aritmética das réplicas dos reatores.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Tabela 5: Concentrações iniciais e finais de DQO e carboidratos totais, eficiência de remoção de DQO e eficiência de consumo de carboidratos totais da média das réplicas dos reatores.

Reatores		R1	R2	R3	R4
DQO	Inicial (g.L-1)	10,571	21,999	33,337	43,767
	Final (g.L-1)	7,017	16,980	23,888	32,161
	Eficiência remoção (%)	33,62	22,81	28,37	26,52
Carboidratos totais	Inicial (g.L-1)	5,316	9,593	12,143	14,421
	Final (g.L-1)	1,302	2,215	3,803	4,936
	Eficiência consumo (%)	75,15	76,91	68,68	65,77

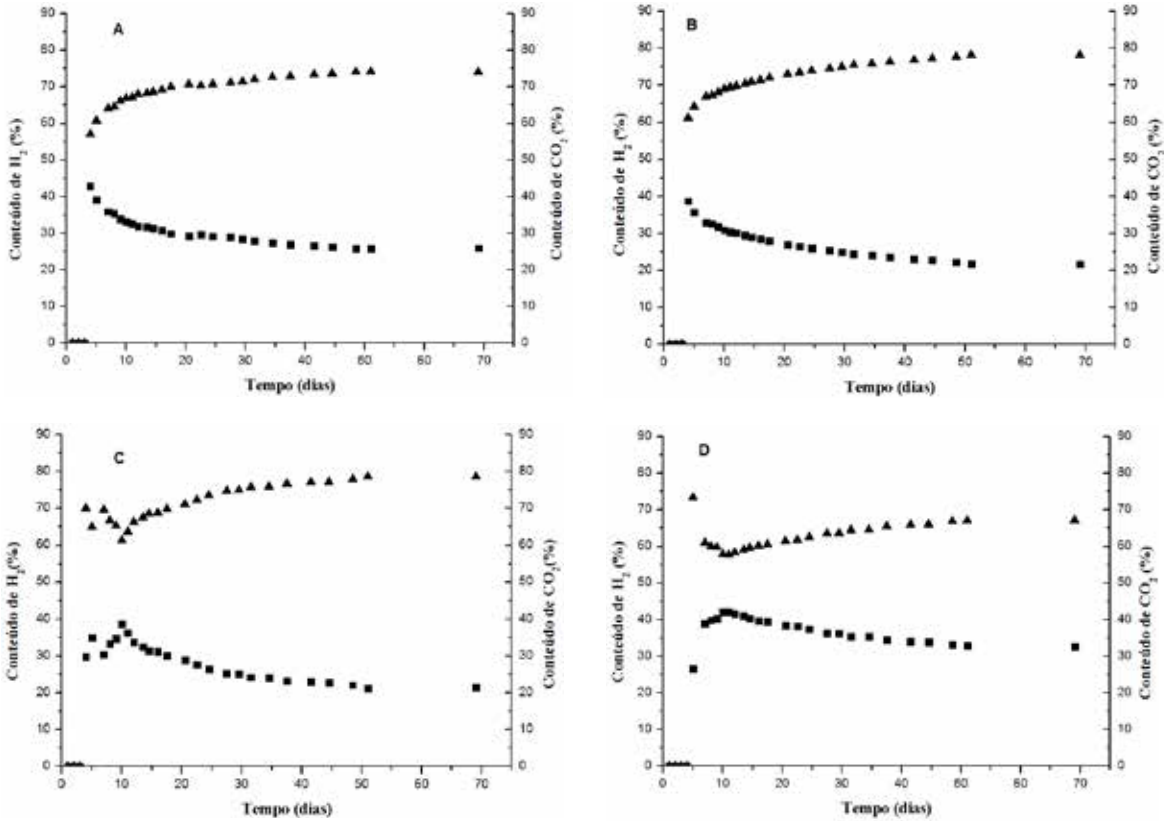
Fonte: Autora (2015).

Foi observado que o consumo dos carboidratos (Tabela 5) também se reduziu com o aumento da concentração do substrato (75% a 65%); possivelmente os microrganismos presentes não conseguiram degradar todo o carboidrato. Podemos prever que esse substrato ainda teria capacidade de produção de hidrogênio se o mesmo fosse transferido para outro reator. LAZARO (2012) obteve consumo de carboidratos de 79% a 87%.

3.3 Composição do Biogás

Foram observados conteúdos de H_2 e CO_2 no biogás, não sendo detectada a presença de metano em nenhum reator durante todo o experimento. A ausência de metano pode ser atribuída ao pH em condições acidogênicas, o que inibe a atividade metanogênica responsável pelo consumo de hidrogênio.

Figura 2: Variação temporal do conteúdo de H_2 e CO_2 no biogás. (A) R1, (B) R2, (C) R3 e (D) R4. (■) % H_2 e (▲) % CO_2.



A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Observou-se que o conteúdo do biogás não variou muito no decorrer do experimento. O R1 foi o que apresentou maior conteúdo médio de H_2, em torno de 34%, R2 de 30%, R3 de 25% e R4 de 29% (Figura 2). Vale ressaltar que, de acordo com as rotas metabólicas envolvidas na degradação do substrato, a porcentagem máxima de H_2 é de 66%, utilizando a rota do ácido acético.

3.4 Produção acumulada de hidrogênio (H_2)

De acordo com os resultados do desvio padrão (σ) e do coeficiente de variação (CV) (Tabela 6), observou-se que o R1 e R2 apresentaram menor variabilidade dos dados em relação à média. Considerando CV ≤ 20% para os dados apresentados, pode-se dizer que as médias representam de maneira significativa a produção acumulada de hidrogênio das réplicas dos reatores. Assim, para análise da produção acumulada de hidrogênio foi utilizada a média da produção de cada reator; porém para o R4 foi utilizado apenas o resultado de um reator, pois sua réplica não produziu hidrogênio em nenhum momento do experimento, supondo que houve uma contaminação no mesmo.

Tabela 6: Produção acumulada de H_2, média da produção acumulada, desvio padrão e coeficiente de variação dos reatores.

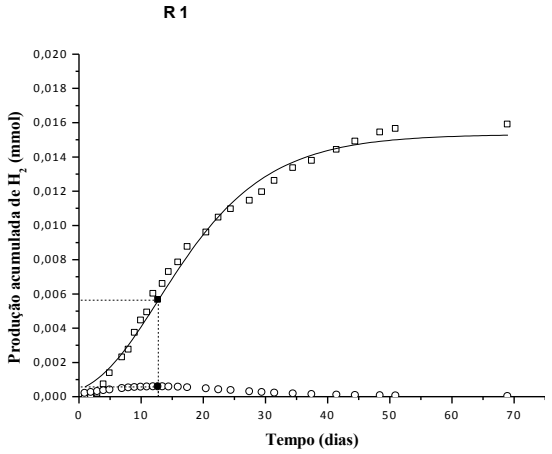
Reatores		Produção acumulada H_2 (mmol)	Média produção acumulada H_2 (mmol)	Desvio padrão (σ)	CV (%)
R1	**R1.1** **R1.2**	0,01525 0,01653	0,01589	0,0009	5,66
R2	**R2.1** **R2.2**	0,02283 0,02013	0,02148	0,00191	8,88
R3	**R3.1** **R3.2**	0,02350 0,01995	0,02173	0,00251	11,56
R4	**R4.1** **R4.2**	0,02328 0,00000	0,02328	-	-

Fonte: Autora (2015)

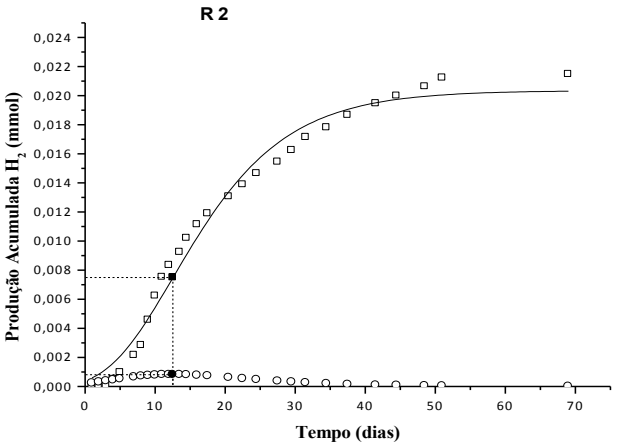
Após análise estatística das réplicas, os dados de produção acumulada de hidrogênio foram ajustados ao modelo de Gompertz (Figura 3). Não foi observada a fase lag (tempo necessário para a comunidade microbiana se adaptar e iniciar a produção de hidrogênio) em nenhum reator, presumindo que houve uma adaptação rápida do consórcio microbiano para produção de hidrogênio.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

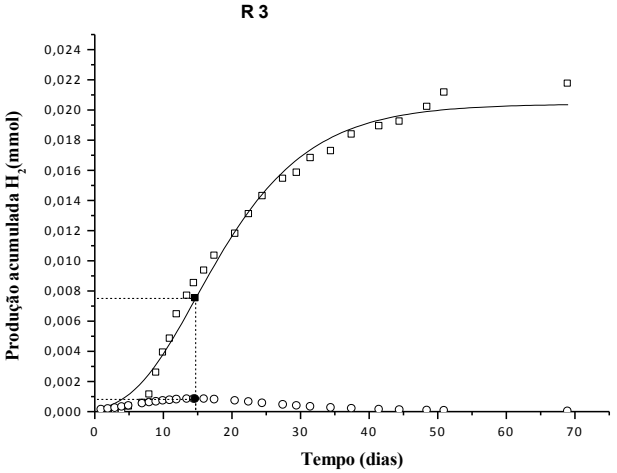
Figura 3: Produção temporal de hidrogênio por reator, ajustado ao modelo de Gompertz. (□) Produção acumulada de H_2; (○) Produção máxima; (-) sigmóide ajustado ao modelo de Gompertz; (■) Ponto de inflexão e (●) Produção máxima de H_2.



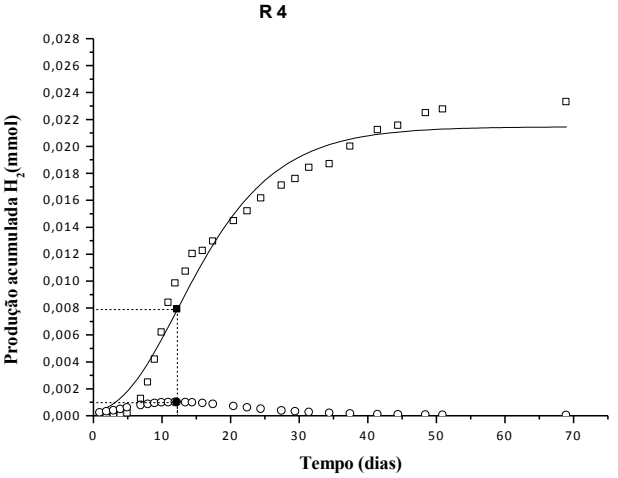
Produção acumulada de H_2 = 0,01532 mmol
Ponto de inflexão = 12,76 dias
Produção máxima de H_2 = 0,000569 mmol
R^2 = 0,98968



Produção acumulada de H_2 = 0,02035 mmol
Ponto de inflexão = 12,54 dias
Produção máxima de H_2 = 0,000818 mmol
R^2 = 0,98289



Produção acumulada de H_2 = 0,02041 mmol
Ponto de inflexão = 14,71 dias
Produção máxima de H_2 = 0,000818 mmol
R^2 = 0,98827

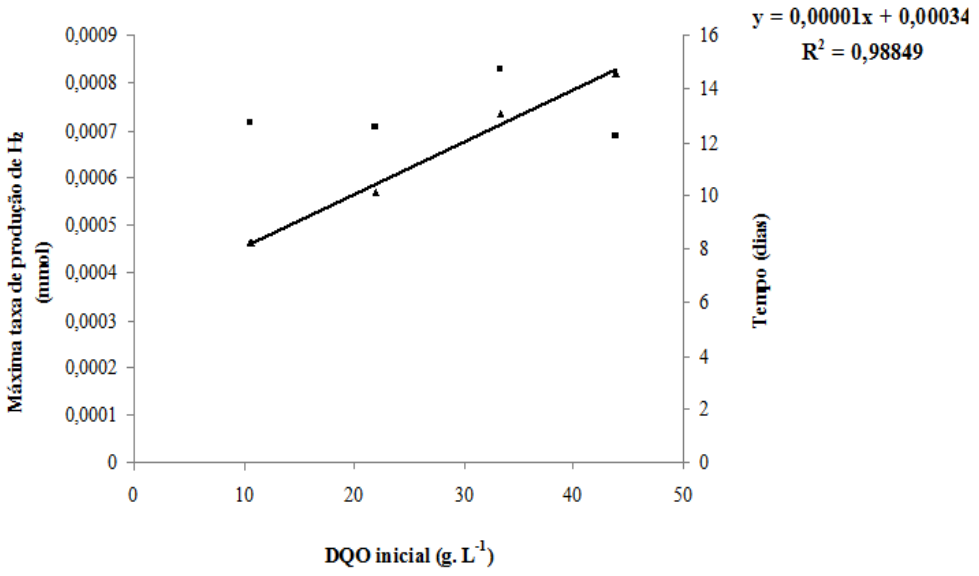


Produção acumulada de H_2 = 0,02146 mmol
Ponto de inflexão = 12,24 dias
Produção máxima de H_2 = 0,000979 mmol
R^2 = 0,97313

A produção de hidrogênio acumulada aumentou aproximadamente de 0,015 mmol para 0,022 mmol de H_2 com o aumento da concentração de substrato de 10 – 43 g DQO. L^{-1} (Figura 4). Não existe um consenso de qual seria uma concentração ideal para aumentar a produção e o rendimento da produção biológica de hidrogênio, porém sabe-se que uma concentração elevada de substrato pode inibir o processo, em virtude da alta quantidade de matéria orgânica, metais pesados, entre outros compostos. Além disso, o excesso da concentração do substrato pode ocasionar o acúmulo de ácidos orgânicos voláteis, com isso diminuição do pH e consequentemente inibir o crescimento de bactérias produtoras de hidrogênio.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Figura 4: Relação entre produção máxima de hidrogênio e o tempo. (■) Tempo da máxima produção de H2; (▲) Máxima produção de H2 e (-) Reta da equação do tempo.

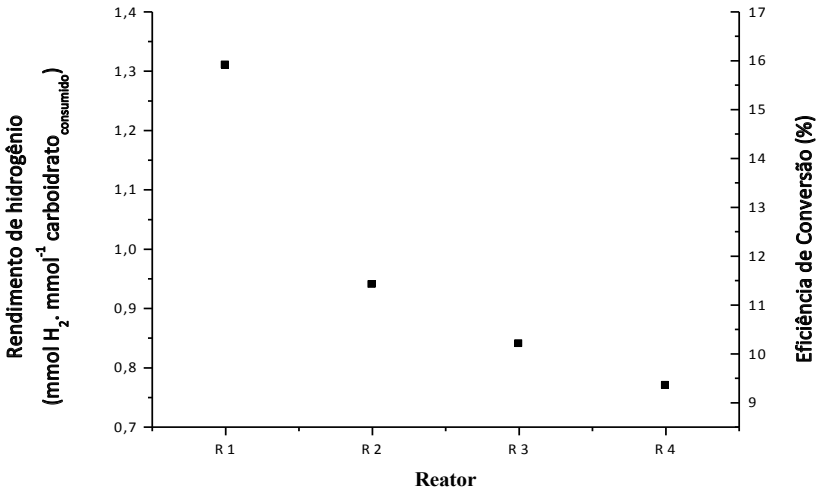


A Figura 4 também mostra que não houve variação significativa no tempo, representado pelo ponto de inflexão (12,65 ± 1,1), cujo coeficiente de variação foi de 8,7% entre os reatores, presumindo que independentemente da concentração do substrato a produção máxima de H_2 se dará no mesmo período. Para corroborar, a equação cujo R2= 0,98849 mostra que realmente não há variação de tempo.

Já o rendimento de hidrogênio diminuiu com o aumento da concentração do substrato. O rendimento é um critério importante na avaliação do processo de produção biológica de hidrogênio. Esse critério consiste no número de mols de H_2 produzidos em função da quantidade de carboidratos totais consumidos. Foram obtidos rendimentos menores (1,31 a 0,77 mmol H_2. $mmol^{-1}$ de carboidrato) com o aumento da concentração de carboidratos (Figura 5). Provavelmente, pode ter ocorrido inibição do substrato ou limitações cinéticas para que ocorresse essa redução no rendimento. Os autores VAN GINKEL (2010), CHEN (2010), também observaram que houve aumento na taxa de produção de hidrogênio para concentrações crescentes de substrato. Todavia, com relação ao rendimento houve uma diminuição para concentrações mais elevadas. Os autores justificaram o baixo rendimento pela sobrecarga da concentração de substrato, em que houve limitação na conversão de glicose.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Figura 5: Relação entre rendimento de hidrogênio, consumo de carboidratos totais e eficiência de conversão por reator.



3.5 Composição dos produtos solúveis

A Tabela (7) apresenta os metabólitos solúveis produzidos durante o experimento em cada reator. Em todos os ensaios foi observada a presença de ácido acético (HAc), ácido butírico (HBu), ácido propiônico (HPr) e etanol (EtOH) no início do experimento. Enquanto na amostra final foi observada a presença dos mesmos ácidos, nenhuma amostra apresentou etanol em sua composição final, ou seja, todo o etanol foi consumido durante o ensaio.

Tabela 7: Composição dos metabólitos solúveis produzidos em cada reator.

Reatores		HAc (mmol. L^{-1})	HBu (mmol. L^{-1})	HPr (mmol. L^{-1})	EtOH (mmol. L^{-1})
R1	Inicial	1,113	0,110	0,277	8,040
	Final	2,530	0,108	0,374	0
R2	Inicial	1,932	0,110	0,276	20,854
	Final	9,536	3,000	0,279	0
R3	Inicial	3,604	0,112	0,280	30,745
	Final	5,217	4,054	0,282	0
R4	Inicial	2,284	0,119	0,278	11,956
	Final	3,139	0,466	0,696	0

Fonte: Autora (2015)

A produção de hidrogênio a partir de carboidratos ocorre quando há a produção de acetato e butirato (Reações 1 e 2, respectivamente), enquanto a produção de etanol resulta na não produção de H2 (KOSKINEN, 2007). Sendo que o rendimento de hidrogênio varia substancialmente de traços a pequenas quantidades dependendo dos microrganismos presentes.

Produção de hidrogênio e ácido acético a partir da glicose

$$C_6H_{12}O_6 + 2H_2O \longrightarrow 2CH_3COOH + 2CO_2 + 4H_2$$
$$\Delta G = -215{,}69\ KJ/mol \qquad (1)$$

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Produção de hidrogênio e ácido butírico a partir da glicose:

$$C_6H_{12}O_6 + 2H_2O \longrightarrow CH_3CH_2CH_2COOH + 2CO_2 + 2H_2 \quad \Delta G = -257{,}1\ KJ/mol \qquad (2)$$

A produção de ácido acético e ácido butírico foi superior à do ácido propiônico em todos os ensaios. O ácido acético apresentou maior concentração no R2 (9,536 mmol. L^{-1} HAc.). Embora o R2 tenha apresentado maior concentração de ácido acético, isso não culminou em um maior rendimento de hidrogênio. Isso porque o acúmulo desse metabólito não implica necessariamente em produção de hidrogênio, visto que algumas espécies microbianas, como *Clostridium aceticum*, podem converter dióxido de carbono e hidrogênio em ácido acético (Reação 3).

$$4H + 2CO_2 \longrightarrow CH_3COOH + 2H_2O \qquad (3)$$

O ácido butírico apresentou concentração máxima de (4,054 mmol. L^{-1} HBu.) no R3. A produção de ácido propiônico foi observada em maior quantidade no final do experimento, quando a produção de hidrogênio já se encontrava estabilizada. O ácido propiônico obteve uma maior produção no R4 (0,696 mmol. L^{-1} HPr.), justificado pela diminuição dos ácidos acético e butírico e pelo menor rendimento de hidrogênio. Ressalta-se ainda que a produção de ácido propiônico é desfavorável onde não há produção de H_2, mas sim consumo de 2 mols de H_2 (Reação 4).

Produção de ácido propiônico a partir da glicose:

$$C_6H_{12}O_6 + 2H_2 \longrightarrow 2CH_3CH_2COOH + 2H_2O \quad \Delta G = -358\ KJ/mol \qquad (4)$$

Vale salientar que a produção de hidrogênio pela fermentação do ácido acético e butírico ocorre em pH 5 – 6 e observou-se que o pH dos reatores foi acidificando, provavelmente em virtude da geração dos ácidos orgânicos, sendo comprovado pela redução de pH apresentado na Tabela 5. ANTONOPOULOU et al., (2011), afirma que a seleção de pH apropriado é determinante para a produção de hidrogênio.

3.6 Balanço de Carbono

Para determinar o balanço de carbono, foram utilizadas as relações estequiométricas de oxidação da glicose, ácido acético, ácido butírico, ácido propiônico e etanol para calcular a $DQO_{teórica}$. A $DQO_{teórica}$ total é resultado do somatório da $DQO_{teórica}$ dos metabólitos solúveis produzidos e da $DQO_{teórica}$ do carboidrato total.

A $DQO_{teórica}$ foi menor que a DQO_{medida} em todos os reatores (Tabela 8), tanto no início como no final do experimento, o que indica a presença de outros metabólitos solúveis não identificados na análise cromatográfica realizada, além da presença da biomassa que não foi quantificada e por isso não são considerados no cálculo da $DQO_{teórica}$, mas estão presentes e são responsáveis pela DQO_{medida}. De acordo com WILKIE et al. (2000), os compostos fenólicos (ácido tânico e ácido húmico), além de outros, podem estar presentes na vinhaça.

Por meio dos dados verificou-se a porcentagem de $DQO_{teórica}$ em relação à DQO_{medida} no início do experimento, em que variou de 39 a 62% . Já no final do experimento essa variação foi de 21% a 34%. O R1 foi o que apresentou maior relação $DQO_{teórica}$/ DQO_{medida} em porcentagem, ou seja, o resultado da $DQO_{teórica}$ foi mais próximo da DQO-medida, , isso porque proporcionalmente a quantidade de matéria orgânica foi menor neste reator.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Tabela 8: Balanço de carbono: DQO inicial e final dos metabólitos, dos carboidratos totais, $DQO_{teórica}$ (DQOt) e DQO_{medida} (DQO_m) inicial e final e a relação DQO_t/DQO_m.

	Reatores							
	R1		R2		R3		R4	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
DQO_{HAC} ($g.L^{-1}$)	0,071	0,162	0,124	0,611	0,231	0,334	0,661	0,935
DQO_{HBU} ($g.L^{-1}$)	0,018	0,017	0,018	0,480	0,018	0,649	0,019	0,304
DQO_{HBU} ($g.L^{-1}$)	0,031	0,042	0,031	0,169	0,031	0,032	0,031	0,078
DQO_{EtOH} ($g.L^{-1}$)	0,772	0,000	2,002	0,000	2,952	0,000	1,147	0,000
$DQO_{carboidratos}$ ($g.L^{-1}$)	5,673	1,410	10,236	2,363	12,956	4,058	15,388	6,334
DQO_t ($g.L^{-1}$)	6,565	1,631	12,410	3,623	16,188	5,072	17,417	7,650
DQO_m ($g.L^{-1}$)	10,571	7,017	21,999	16,980	33,337	23,888	43,767	32,161
$DQOt-DQO_m$ ($g.L^{-1}$)	4,007	5,386	9,589	13,357	17,149	18,815	26,350	24,511
$DQOt/DQO_m$ %	62,10	23,24	56,41	21,33	48,56	21,23	39,80	23,79

Fonte: Autora (2015)

4 CONCLUSÕES

A partir dos dados obtidos e apresentados conclui-se que é possível produzir hidrogênio utilizando vinhaça de cana-de-açúcar como substrato em reatores anaeróbio em batelada.

A fermentação natural se mostrou adequada para a obtenção do consórcio microbiano. Além disso, não foi detectada produção de metano nos ensaios realizados, o que significa a não ocorrência do processo de metanogênese e reforça a seleção microbiana em prol da comunidade produtora de H_2. Outro fato importante é que não foi observada a fase *lag* em nenhum ensaio, presumindo-se que houve uma rápida adaptação do consórcio microbiano para a produção de H_2.

Observou-se que a concentração de substrato pode influenciar diretamente na produção de H_2 em reatores alimentados com vinhaça de cana-de-açúcar, pois apesar de a produção acumulada de H_2 ter sido crescente em todo o experimento, o rendimento de produção de H_2 foi reduzido com o aumento da concentração de carboidratos. Destaca-se que o R1 (10g DQO. L^{-1}) obteve melhor rendimento de H_2, melhor eficiência de remoção de matéria orgânica e melhor eficiência de conversão de carboidratos, presumindo que o aumento da concentração de substrato inibiu o processo de produção de H_2.

Em todos os ensaios foram obtidas concentrações superiores de ácido acético e ácido butírico e concentrações menores de ácido propiônico, e não foi detectada produção de etanol em nenhum ensaio. Esse fato demonstra que a produção de hidrogênio ocorreu pela rota metabólica que mais favorece a formação de H_2.

Nesse sentido, salienta-se a importância de monitoramento de variáveis que possam influenciar diretamente o rendimento de H_2, tais como pH, metabólitos solúveis, qualidade do inóculo (visando selecionar consórcios microbianos produtores de H_2 com altos rendimentos).

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

REFERÊNCIAS

AMORIM, E.L.C. **Efeito da concentração de glicose e da alcalinidade na produção de hidrogênio em reator anaeróbio de leito fluidificado**. 2009. 163 f. Tese (Doutorado em engrenharia hidráulica e saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

AMORIM, E.L.C.; BARROS, A.R.; DAMIANOVIC, M.H.R.Z.; SILVA, E.L. Anaerobic Fluidized Bed Reactor with Expanded Clay as Support for Hydrogen Production thorough Dark Fermentation of Glucose. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 34, p.783-790, 2009.

ANTONOPOULOU, G.; GAVALA, H. N.; SKUADAS, I. V.; LYBERATOS, G. Effect of substrate concentration on hydrogen production from sweet sorghum extract. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 36, p. 4843-4851, 2011.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th. edn. American Public Health Association**. Washington, DC: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environmental Federation; 1998.

CABELLO, P. E.; SCOGNAMIGLIO, F. P:; TERÁN, F. J. C. Tratamento de vinhaça em reator anaeróbio de leito fuidizado. **Engenharia Ambiental**, v. 6, n. 1, p. 321-338, jan./abr. 2009.

CHEN, C. C., LIN, C. Y., CHANG, J. S. Kinetics of hydrogen production with continuos anaerobic. **Appl Microbiol Biotechnol**, v. 57, p. 56-64, 2001.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO – CONAB. Disponível em: <http://www.conab.gov.br/conteudos.php?a=1253&>, Acesso em: 29 jul.2015.

DAS, D.; VERZIROGLU, T. N. Hydrogen production by biological processes: a survey of literature. **Int J Hydrogen Energy**, v. 26, p. 13-28, 2001.

DUBOIS, M.; GILLES, K. A.; HAMILTON, J. K.; REBERS, P. A.; SMITH, F. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. **Analytical chemistry**, v. 28, p. 350-356, 1956.

FERRAZ Jr., A. D. N. **Digestão anaeróbia da vinhaça da cana-de-açúcar em reator acidogênico de leito fixo seguido de reator metanogênico de manta de lodo**. 2013. 162 f. Tese (Doutorado em engenharia hidráulica e saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

FERRAZ, F.M.; BRUNI, A.T.; BIANCHI, V.L.D. Performance of an anaerobic baffled reactor (ABR) in treatment of cassava wastewater. **Brazilian Journal of Microbiology**, v 40, p. 48-53, 2009.

GUO, X.M.; TRABLY, E.; LATRILLE, E.; CARRÈRE, H., STEYER, J. Hydrogen production from agricultural waste by dark fermentation: A review. **Science Direct. Journal of Hydrongen Energy**, p. 1-14. 2010.

LAIME, E. M. O.; FERNANDES, P. D. Possibilidades tecnológicas para a destinação da vinhaça: uma revisão. **Revista Trópica-ciências Agrárias e Biológicas**. v. 5, n. 3, p. 16. 2011.

LAZARO, C. Z. **Influência da concentração de substrato e da temperatura na produção de hidrogênio a partir da vinhaça da cana-de-açúcar**. 2012. 157 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

LIN, C. Y.; LAY, C. H. Effects of carbonate and phosphate concentrations on hydrogen production using anaerobic sewage sludge microflora. **International Journal of Hydrogen Energy**. v.29, p.275-281, 2004.

MAINTINGUER, S.I. **Obtenção e caracterização filogenética de consórcio bacteriano utilizado em reator anaeróbio em batelada aplicado à produção de hidrogênio**. 2009. 167f. Tese (Doutorado em engenharia) - Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

NOVA CANA. Disponível em: http: <//www.novacana.com/etanol/sobre-etanol/>, Acesso em: 3 Ago.2015.

PASSOS, J. R. S.; BISCARO, A. F. V.; FLORENTINO, H. O. Funções sigmoidais aplicadas na determinação da atividade metanogênica específica. **AME. Rev. Bras. Biom.**, v.28, n.1, p. 141-150, 2010.

PENTEADO, E. D. **Influência da origem e do pré-tratamento do inóculo na produção de hidrogênio a partir de águas residuárias em biorreator**. 2012. 143 f. Dissertação (Mestrado em engenharia hidráulica e saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

SÁ, L. R. V.; CAMMAROTA, M. C.; LEITÃO, V. S. F. Produção de hidrogênio via fermentação anaeróbia – aspectos gerais e possibilidades de utilização de resíduos agroindústriais brasileiros. **Química Nova**, vol. 37 n. 5 São Paulo, 2014.

SALOMON, K. R.; LORA, E. E. S. Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil. **Biomass and Bioenergy**, v. 33, p.1101-1107, 2009.

SANTOS, S. C. **Produção de hidrogênio em reator anaeróbio de leito fluidificado termofílico com vinhaça como substrato orgânico**. 2014. 163 f. Tese (Doutorado em engenharia hidráulica e saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.

SEARMSIRIMONGKOL, P; RANGSUNVIGT, P.; LEETHOCHAVALIT, M.; CHADEJ, S. Hydrogen production from alcohol distillery wastewater contanaining high potassium and sulfate using anaerobic sequencing batch reactor. **Int J Hydrogen Energ**, n. 36, p. 12810-12821. 2011.

SILES, J. A.; BREKELMANS, M. A. ; MARTÍN, M.A., CHICA, A. F. ; MARTÍN, A. Impact of ammonia and sulphate concentration on thermophilic anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 9040-9048. 2010.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

SILVA, M. A. S.; GRIEBELER, N. P.; BORGES, C. L. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola Ambiental**, v.11, n.1, p.108-114, 2007.

VAN GINKEL, S.; SUNG, S.; LAY, J. J. Biohydrogen production a function of pH and substrate concentration. **Environ Sci. Technol**, V.35, p. 4726-4730, 2001.

WEILAND, P. Biogas production: current state and perspectives. **Applied Microbiology Biotechnology**, n. 85, p. 849–860. 2010.

WILKIE, A. C.; RIEDESEL, R. J.; OWENS, J. M. Stillage characterization and anaerobic treatment of ethanol stillage from conventional and cellulosic feedstocks. **Biomass and Bioenergy**, v.19, p 63-102, 2000.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Avaliação do descarte de excesso de lodo secundário de FBP sobre o desempenho de reatores UASB em escala plena: estudo de caso da ETE Laboreaux – Itabira-MG

Evaluation excess discarding of secondary sludge of PBF on the performance of UASB reactors at full scale: a case study of WTP Laboreaux - Itabira-MG

Data de entrada: 12/04/2016
Data de aprovação: 09/08/2017

Túlio Cesar Floripes*/ Carlos Augusto de Lemos Chernicharo/ Cesar Rossas Mota Filho

DOI:10.4322/dae.2018.016

Resumo

O presente trabalho apresenta o estudo do efeito do descarte de excesso de lodo secundário para adensamento e digestão em 4 reatores UASB da estação de tratamento de esgoto (ETE) *Laboreaux* de Itabira, Minas Gerais. Para tanto, avaliou-se o efeito do descarte de excesso de lodo, em função da remoção de DQO, SST e SSed, por meio da operação dos reatores em 4 fases, sendo a fase inical com TDH médio de 18 h e as demais com TDH médio de 9 h. Durante o estudo, 636 dias, os reatores receberam lodo do descarte de excesso em ciclos horários de 30 min, 24 h por dia. Os resultados encontrados apontaram eficiências de remoção de DQO de 75%, SST de 85% e SSed de 95%. De modo geral, o descarte de excesso de lodo mostrou ser uma técnica vantajosa e aplicável às estações anaeróbias com unidades de pós-tratamento aeróbias (UASB+FBP), sendo os problemas operacionais até então apontados ocasionados pelo gerenciamento ineficiente de lodo nos UASB.
Palavras-chave: Descarte de excesso de lodo. Tratamento de lodo. reatores UASB.

Abstract

This research studied the effect of excess discarding secondary sludge to UASB reactors for thickening and digestion in the full-scale sewage treatment plant (STP) Laboreaux in Itabira Minas Gerais. The effect of sludge excess discarding was evaluated based on COD, TSS and SSed removals through the operation of the reactors in 4 stages. The initial stage had an HRT of 18 hours and the others stages had a mean HRT of 9 hours. During the study, 636 days, the reactors received sludge from excess discharge in hourly cycles of 30 min, 24 hours per day. The results showed efficiency of removal of COD 75%, TSS 85% and SSed 95%. In general, excess sludge discarding proved to be an advantageous technique applicable to anaerobic stations with aerobic post-treatment units (UASB+FBP), with the operational problems mentioned so far caused by management of sludge in the UASB.
Keywords: *Sludge excess discarding. Sludge treatment. UASB reactors.*

Túlio Cesar Floripes – Engenheiro Sanitarista e Ambiental pelo Centro Universitário do Leste de Minas Gerais. Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pelo Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universaidade Federal de Minas Gerais.
Carlos Augusto de Lemos Chernicharo – Engenheiro Civil e Mestre em Saneamento pela Universidade Federal de Minas Gerais. Doutor em Engenharia Ambiental pela University of Newcastle Upon Tyne, Inglaterra. Pós-Doutor pela University of New South Wales, Austrália. Professor Titular do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG.
Cesar Rossas Mota Filho – Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Ceará. Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pela University of Nevada, Estados Unidos. Doutor em Engenharia Civil e Ambiental pela North Carolina State University, Estados Unidos. Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG.
****Endereço para correspondência:*** Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Avenida Antônio Carlos 6627, bloco 1, sala 4529. Belo Horizonte-MG, Pampulha, CEP 31270901. E-mail: tuliocesargf@msn.com.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

1 INTRODUÇÃO

O tratamento conjunto de águas residuárias e lodo do descarte de excesso em sistema UASB foi inicialmente discutido e proposto por Van Haandel e Letinga (1994), sendo que nos anos seguintes foram realizados diversos trabalhos sobre essa temática, todavia a grande maioria em escala piloto e de demonstração, e com lodo de descarte de excesso oriundo de outros tratamentos secundários que não o Filtro Biológico Percolador (FBP). As únicas contribuições apresentadas até o momento em estações em escala plena (UASB+-FBP) foram desenvolvidas por Magalhães (2012) e Chernicharo et al. (2014).

Segundo Jenícek et al. (1999), além de minimizar a produção de lodo e de produzir um lodo mais concentrado e estabilizado, é esperado que a combinação do tratamento de água residuária e lodo de excesso atenda aos requisitos de remoção de material orgânico típico do tratamento de águas residuárias (em torno de 60 a 80%), e da digestão do lodo no que se refere a remoção de sólidos voláteis (40 a 50%).

A Tabela 1 apresenta um resumo dos trabalhos sobre recirculação de lodo e das eficiências e concentrações efluentes médias encontradas até o momento na literatura, considerando apenas os efluentes do UASB.

Tabela 1 – Resumo dos trabalhos sobre descarte de excesso de lodo para adensamento e digestão em reatores UASB tratando esgoto doméstico

Fonte	Origem do lodo Secundário	Resultados Efluente UASB		Eficiência de Remoção	
		DQO ($mg.L^{-1}$)	SST ($mg.L^{-1}$)	DQO (%)	SST (%)
SOUSA (1996)	Reatores Sequencial de Batelada	58,1	38	86	85
ORTEGA et al (1996)	Lodo Ativado	-	-	78	-
BOF et al (1999)	Biofiltro Aerado Submerso	136	41	79	76
FREIRE, von SPERLING e CHERNICHARO (1999)	Lodo Ativado	114	30	84	85
COURA e VAN HAANDEL (1999)	Lodo Ativado	315	90	60	73
GONÇALVES et al (1999)	Lodo Ativado	101	34	91	94
VERONEZ (2001)	Biofiltro	95	52	-	-
AISSE et al (2001)	Biofiltro Aerado Submerso	162	78	57	50
WANKE et al (2002)	Biofiltro Aerado Submerso	66	15	88	94
GONÇALVES et al (2002)	Biofiltro Aerado Submerso	186	77	64	63
PONTES (2003)	Filtro Biológico Percolador	104	66	75	-
COSENTINO et al (2005)	Lodo Ativado	167	-	76	-
CASEIRO, PIVELI e SOBRINHO (2006)	Lodo Ativado	239	72	67	42
PONTES e CHERNICHARO (2009)	Filtro Biológico Percolador	164	42	65	81
SILVA FILHO e VAN HAANDEL (2014)	Lodo Ativado	170	275	60	-

Fonte - Adaptado de Caseiro, Piveli e Além Sobrinho (2006).

Nota-se pela leitura dos textos acima que é consenso entre os autores o potencial da aplicação da técnica do descarte de excesso de lodo, devido à não observação de impactos negativos aos sistemas de tratamento global. Alguns autores apresentam, inclusive, pontos positivos, como o aumento da produção de metano e a redução da produção de lodo, bom desempenho na digestão do lodo aeróbio (podendo comparar o sistema ao fluxograma tradicional de lodos ativados) e aumento na atividade metanogênica específica. Entretanto, ressalta-se que todos esses trabalhos foram realizados em escala piloto ou escala de demonstração, sob condições controladas, o que nem sempre acontece em estações operando em escala plena.

No que se refere aos trabalhos realizados com os sistemas UASB/FBP, Pontes (2003) e Pontes e Chernicharo (2009) inferiram que a combinação

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

do processo de tratamento anaeróbio de águas residuárias com a digestão da biomassa de descarte de excesso pode conferir grande viabilidade econômica ao sistema de tratamento.

Entretanto, de acordo com Kassab et al. (2010), o descarte de excesso de biomassa tem sido apontado como causa de perdas de sólidos no efluente de reatores UASB operando em escala plena no Brasil. Segundo Pontes (2003), isso possivelmente se deve à presença de partículas com menores dimensões em pontos mais elevados do reator UASB, resultando na necessidade de descartes mais frequentes de biomassa nos reatores.

A degradação do efluente do UASB pode ser relacionada com o gerenciamento ineficiente da massa de lodo interna, uma vez que grandes acúmulos de lodo dentro do reator ocasionam grandes perdas de sólidos no efluente tratado. Resultando assim em baixa retenção de sólidos pelo FBP, o que implica em um lodo de excesso no DS instável e com altas concentrações (variação de 3% a 4%), de características muito próximas às do lodo do UASB.

Em trabalho mais recente realizado na ETE Onça, Belo Horizonte, Chernicharo et al. (2014) avaliaram, comparativamente, durante 12 meses, 4 dos 24 reatores (volume unitário de cada reator igual a 2.285 m³ e TDH médio de operação igual a 7 horas) – em que apenas 2 dos 4 reatores recebiam descarte de lodo de excesso, sendo observado nesses reatores excessivo aumento de perda de sólidos. Todavia, os autores atribuíram o aumento da perda de sólidos nos reatores a um somatório de fatores, notadamente o lodo de excesso com concentração bastante elevada (3% a 4% de sólidos) e à incapacidade do sistema de desidratação em processar todo o lodo produzido nos UASB (apenas uma das duas centrífugas necessárias esteve em funcionamento durante a maior parte da pesquisa), o que ocasionou aumento no tempo de retenção do lodo nos reatores UASB e consequente elevação da manta de lodo.

Sobre o efeito do lodo de excesso dos decantadores secundários (DS) sobre a performance dos reatores UASB, Chernicharo et al. (2014) relatam que, comparativamente, os dois reatores que receberam lodo de excesso apresentaram concentrações bem mais elevadas de SST, SSed e DQO_{total} que os dois reatores que não receberam lodo de excesso. Entretanto, nos períodos 4 e 5, quando foi possível aumentar a frequência de descarte de lodo dos reatores que operavam com excesso de lodo, observou-se uma significativa melhora na qualidade dos efluentes desses reatores, particularmente para o parâmetro DQO, cujas concentrações medianas foram 165 e 174 $mg.L^{-1}$ para os reatores sem recebimento de lodo de excesso, e 200 e 162 $mg.L^{-1}$ para os reatores com recebimento de excesso de lodo.

Por outro lado, a elevação das concentrações de SST, SSed e DQO_{total} nos efluentes dos reatores com recebimento de lodo de excesso aparentemente não afetou as concentrações de $DQO_{filtrada}$, que se mantiveram muito próximas nos 4 reatores UASB da pesquisa, em todos os períodos operacionais, o que é uma indicação de que o descarte do lodo de excesso não afetou a atividade microbiológica nos reatores (CHERNICHARO et al., 2014).

Embasado nos problemas anteriormente descritos e discutidos na literatura, o presente estudo teve como objetivo avaliar o efeito do descarte de excesso de lodo secundário sobre o desempenho dos reatores UASB na ETE Laboureaux em Itabira-MG, buscando analisar o comportamento dos reatores UASB quanto aos parâmetros DQO_{total}, Sólidos Totais e Sólidos Sedimentáveis.

2 MATERIAL E MÉTODOS

A execução desse estudo foi realizada na Estação de Tratamento de Esgoto *Laboreaux*, localizada na cidade de Itabira-MG, sendo a ETE constituída de unidades de tratamento preliminares, reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

lodo (UASB), filtros biológicos percoladores (FBP) e decantadores secundários (DS). A realização do estudo incluiu a operação assistida e o monitoramento da estação, sendo o fluxograma de tratamento dimensionado para operação com descarga do excesso de lodo para adensamento e digestão em reatores UASB. A Tabela 2 apresenta as características das principais unidades de tratamento. Para o desenvolvimento da pesquisa, foram selecionados quatro reatores (2 blocos), denominados de R1, R2, R3 e R4.

Tabela 2 – Características principais da ETE Laboreaux

Características	Reatores UASB	Filtros biológicos percoladores (FBP)	Decantadores secundários (DS)
População (hab.)		70.000	
Vazão (L.s^{-1})		170	
Número de unidades	8 (4 blocos)	2	2
Tipo	Retangular	Circular	Circular
Dimensões (m)	21,7 × 6,2	D = 22,5	D = 20,0
Área (m^2)	134,5	397,6	314,0
Profundidade útil (m)	4,5	2,5	3,0
Volume útil (m^3)	605,25	-	942

A partir da Fase 1, fez-se necessária a adequação do TDH dos quatro reatores selecionados para 9 h (sendo esse o TDH médio de projeto). Para tanto, realizou-se a adequação das vazões por meio da alteração da altura das comportas da caixa distribuidora de vazão (CDV1) utilizando a equação do vertedor retangular. As comportas de alimentação dos reatores 5 a 8 (blocos 3 e 4) foram içadas até a altura de 5,5 cm e as comportas de alimentação dos reatores 1 a 4 (blocos 1 e 2) mantidas a nível da soleira. A vazão nos vertedores foi aferida pelo uso de régua com base na vazão média afluente de 40 L.s^{-1} para os blocos 1 e 2, e 20 L.s^{-1} para os blocos 3 e 4 considerando uma vazão média de 100 L.s^{-1} (ou seja, os reatores 1 a 4 operaram com 80% da vazão total). A vazão total da estação foi medida automaticamente no canal parshall ao longo do dia por sensor ultrassônico.

O descarte de lodo de excesso para os reatores UASB foi realizado por meio da estação elevatória de recirculção de lodo (ERL) equipada com duas bombas centrífugas de 5 cv de potência. O sistema de automação da ETE possibilitava a operação das bombas em ciclos horários (30 minutos por decantador - 26 minutos de bombeamento e quatro minutos de descanso) durante 24 horas. Durante a pesquisa, em cada ciclo de operação da ERL, por decantador, foi bombeado um volume de lodo secundário equivalente a 1,26 m^3, por batelada (volume compreendido entre os níveis 0,70 e 1,20 m do poço de sucção), totalizando 2,52 m^3.h^{-1} (0,70 L.s^{-1}). A recirculação de lodo de excesso era acionada quando o nível de lodo no poço de sucção chegava a 1,20 m, sendo desligado quando o nível atingia 0,70 m. Neste momento, a válvula de descarte do sistema de decantação (DS1 ou DS2) era acionada para enchimento do poço de lodo e reinício da recirculação de lodo para a elevatória de esgoto bruto 2.

O monitoramento da ETE foi realizado por análises na fase líquida (2 vezes por semana) dos parâmetros, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Sedimentáveis (SSed), nos afluentes e efluentes de cada unidade de tratamento. Para a fase sólida, o monitoramento foi realizado por meio da análise dos perfis de sólidos -- Sólidos Totais (ST) e Sólidos Totais Voláteis (STV) __nos reatores anaeróbios. Todos os parâmetros foram analisados segundo o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, com análise de DQO pelo método 5220D (APHA, 2005).

A pesquisa foi desenvolvida em seis fases, como pode ser observado na Tabela 3, onde apresentam-se o resumo das fases estudadas e a sistemática de descarte de lodo.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Tabela 3 – Caracterização das fases operacionais da pesquisa

Fase Operacional	Duração (dias)	Descrição	Sistemática de descarte de lodo
0	174	Fase de monitoramento e estudo do comportamento dos reatores operando em subcarga, com TDH médio de 17 h. Essa era a condição usual de operação da ETE, tendo em vista que as vazões afluentes à mesma ainda estavam bem abaixo da vazão de projeto.	Descarte de 10 m³ de lodo por reator, por dia. Seguindo rotina de rodízio, conforme o manual de projeto da ETE.
1	146	A partir da Fase 1 (até a Fase 4), ajustou-se a vazão de alimentação em 4 dos 8 reatores da ETE, para que os mesmos pudessem operar com TDH próximo ao de projeto (9 horas), de modo a conferir maior representatividade aos resultados da pesquisa. Dessa forma, os reatores UASB 1, 2, 3, e 4 passaram a receber, igualitariamente, quase toda a vazão afluente à ETE, com a vazão residual sendo encaminhada para os demais reatores (5, 6, 7 e 8).	Descarte de 10 m³ de lodo por reator, por dia. Seguindo rotina de rodízio, conforme o manual de projeto da ETE.
2	45	Implementação de rotina de interrupção da alimentação dos reatores UASB 1 e 2 por uma hora, de modo a conseguir maior adensamento do lodo antes da operação de descarte, o que poderia resultar em maiores descartes de lodo para um mesmo volume processado pelo filtro prensa. O descarte de lodo dos reatores 3 e 4 foi mantido como antes, sem a interrupção de alimentação desses reatores.	Descarte de 10 m³ de lodo por reator, por dia. Com paralisação dos reatores 1 e 2 por uma hora, para posterior descarte. E descarte normal dos reatores 3 e 4. Os demais reatores seguiram o procedimento operacional padrão.
3	87	Visando reduzir a quantidade de lodo de descarte e reduzir a perda de sólidos nos reatores, foi então implementada nova rotina para descarte de lodo dos reatores, com descartes maiores nos reatores 1 e 2, e menores nos reatores 3 e 4. Para esta fase, reviu-se o coeficiente de produção de lodo nos reatores, considerando o acréscimo de carga orgânica oriunda do lodo de descarte.	Descarte de 20 m³ de lodo dos reatores 1 e 2, e de 10 m³ dos reatores 3 e 4 por dia. Os demais reatores seguiram o procedimento operacional padrão.
4 A	56	Retirada de passivo de lodo até que a concentração à altura de 2,0 m fosse reduzida a valores próximos a 0,5%, de modo a garantir que não haveria lodo no interior do compartimento de decantação dos UASB. Foi também removido o passivo de lodo dos DS por meio da recirculação contínua de lodo por 15 dias. Durante essa etapa da pesquisa fez-se necessário o aumento das bateladas do filtro prensa de 6 para 8 por dia, fazendo assim com que a capacidade de desidratação por dia da ETE de 60 m³ fosse utilizada.	Descarte de 30 m³ de lodo por reator, por dia (um reator por semana, de 2a a 6a feira) e descarte de 10 m³ por dia dos demais reatores. Sendo o descarte realizado apenas nos reatores da pesquisa. Ex.: 1ª Semana: descarte de 30 m³ R1 e descarte de 10 m³ R2, R3 e R4. 2ª Semana: descarte de 30 m³ R2 e descarte de 10 m³ R1, R3 e R4.
4 B	117	Monitoramento e manutenção do perfil de lodo nos reatores UASB por meio de descarte de 8 m³ de lodo por reator, por dia, considerando a concentração do lodo a 1% na altura descarte (2,0 m).	Descarte de 8 m³ de lodo dos reatores 1 a 4 por dia. E descarte de 10 m³ por dia dos demais reatores, visando à retirada do passivo de lodo e problemas futuros de perda de sólidos.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Condições Operacionais

A Figura 1 apresenta as vazões médias e os correspondentes tempos de detenção hidráulica (TDH) ao longo dos 645 dias de monitoramento dos quatros reatores da ETE *Laboreaux*. Na Figura 2, são mostradas as vazões e os TDH (valores médios) dos reatores UASB ao longo das 24 horas do dia, para as fases 0 a 4.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

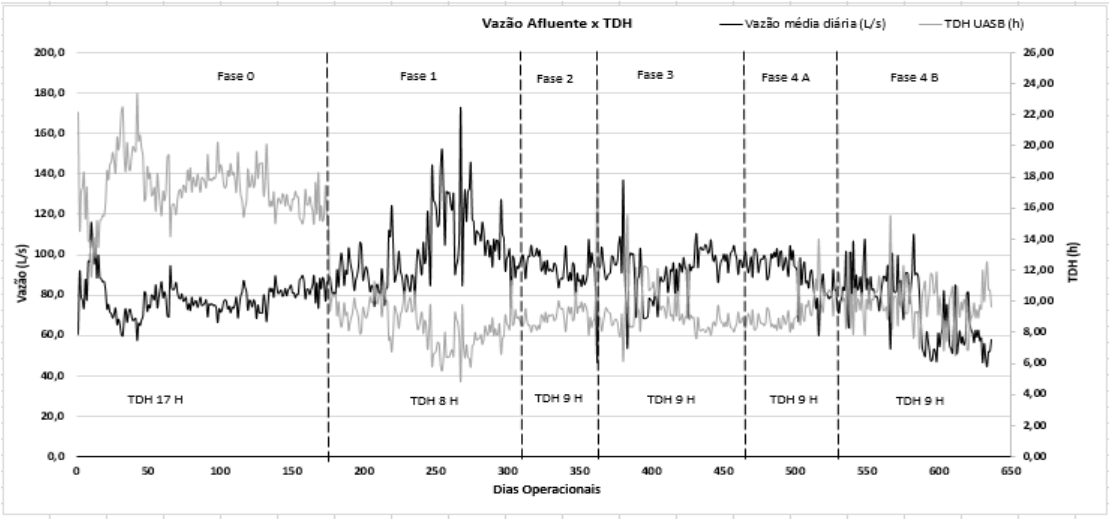


Figura 1 – Hidrograma de Vazão *versus* Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)

A análise das Figuras 1 e 2 permite os seguintes comentários:

• A adequação do TDH médio da ETE *Laboreaux*, de 18 h para 9 h, foi essencial para o ideal monitoramento da estação, uma vez que o TDH ajustado se aproxima do que é usualmente definido em projeto de reatores UASB, contribuindo assim para que outras estações possam reproduzir o estudo desenvolvido.

• As vazões médias afluentes (Figura 1) aos quatro reatores da ETE Laboreaux, na Fase 0, mantiveram-se a maior parte do tempo entre 60 e 90 $L.s^{-1}$, apresentando aproximadamente 50 % de vazão inferior ao valor de projeto (170 $L.s^{-1}$). Nas fases 1 a 4, os valores de vazão se mantiveram entre 80 e 105 $L.s^{-1}$, com um pico de 172 $L.s^{-1}$ verificado no dia 26/12/2013, superior à vazão de projeto, ocasionado pela entrada de águas pluviais no sistema de esgotamento devido ao rompimento do interceptor de esgoto próximo a chegada da ETE.

• Os TDHs médios dos quatro reatores (Figura 1) se mantiveram na fase 0, entre 12 e 19 horas, apresentando valores inferiores à média de 18 horas. Após adequação do TDH nos reatores, fases 1 a 4, nota-se que o TDH se manteve entre 8 e 10 horas, apresentando valores variando entre 6 e 8 horas entre os dias 255 e 297 em função do aumento da vazão afluente devido ao período de chuva. O comportamento da vazão e do TDH nos reatores, em cada fase, pode ser melhor visualizado na Figura 2, onde se apresentam as médias diárias (24 horas) de vazão e TDH.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

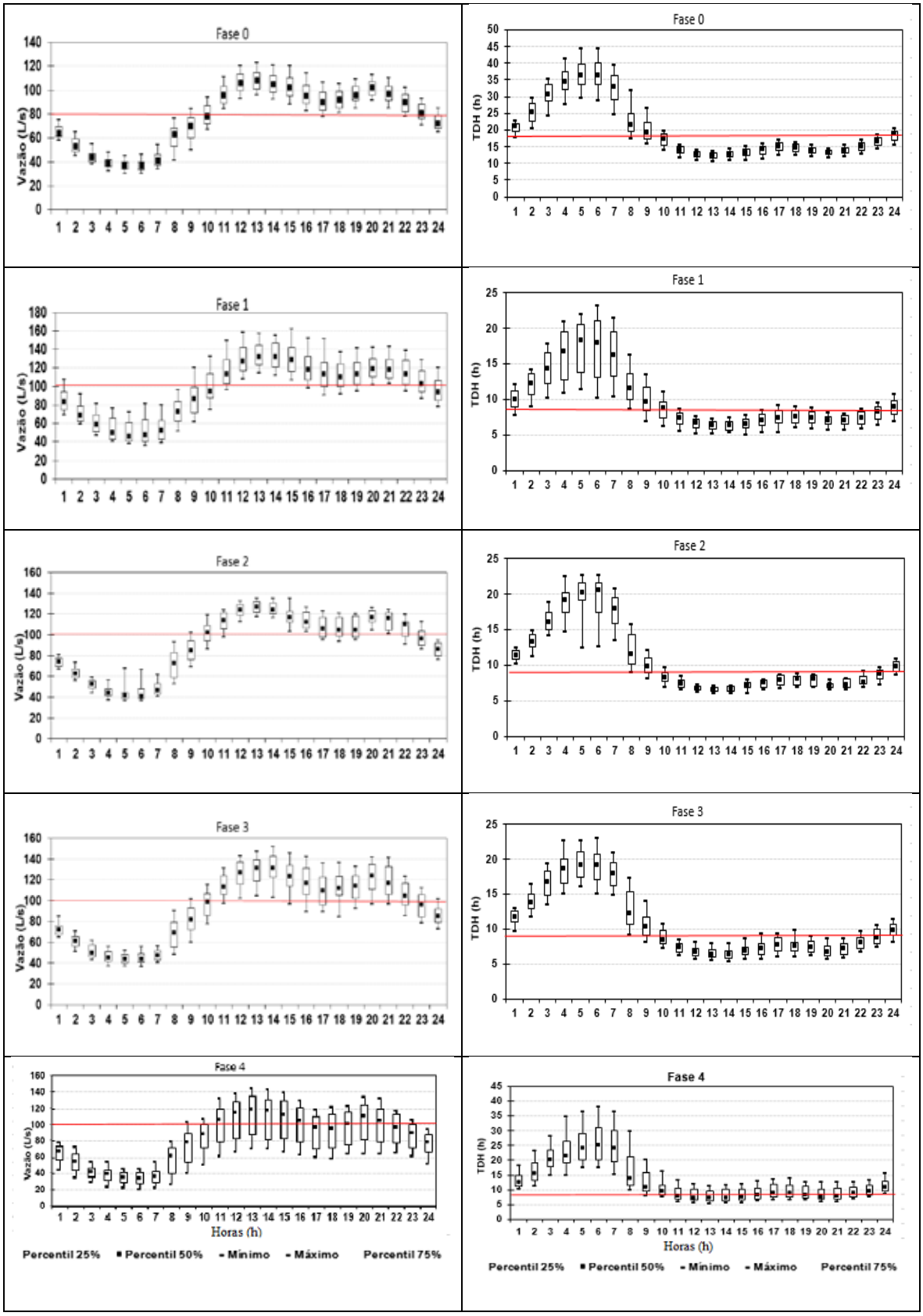


Figura 2 - Vazões médias diárias e TDH médios diários

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

• Em relação à Figura 2, os perfis de variação das vazões afluentes à ETE Laboreaux mostraram que os reatores UASB durante as fases 0 a 3 operaram a maior parte do dia (10:00 às 23:00 horas – 13 horas) com TDH abaixo do médio. O melhor ajuste de TDH foi observado na fase 4, onde observa-se TDH médio diário (no período de 10:00 às 23:00 horas) próximo de 9 horas (TDH de projeto).

• A variação do TDH, apresentado nas fases 2 a 3, pode ser relacionada a sinistros operacionais observados ao longo da pesquisa, como o rompimento do interceptor, paralisação de um reator devido ao rompimento da lona do separador trifásico, etc.

A Tabela 4 apresenta a média dos principais parâmetros operacionais dos reatores UASB e dos decantadores secundários para as cinco fases da pesquisa. A análise da Tabela permite os seguintes comentários:

• Os parâmetros médios, mostrados na Tabela 4, indicam que não existiu sobrecarga hidráulica nas unidades de tratamento estudadas, uma vez que as vazões mensuradas foram inferiores à de projeto.

• O TDH mais elevado, na fase 0, implicou em menores valores de velocidade superficial, o que pode ter propiciado alta sedimentação de sólidos nos reatores.

• Em relação às cargas orgânicas (esgoto mais lodo de excesso), nota-se que na fase 0 os valores de carga orgânica volumétrica afluente foram aproximadamente 50 % inferiores aos valores notados nas demais fases. O aumento da carga observado nas fases 1 a 3 se deu provavelmente via recirculação de lodo de excesso com alta concentração (3 a 4 %) dos DS. A concentração incomum do lodo, observada nos DS, para fases 1 a 3, ocorreu em função da alta perda de sólidos dos UASB no momento do aumento da vazão nos reatores, tendo ainda como causa a falta de produtos químicos necessários ao condicionamento do lodo (como sulfato ferroso), a quebra de placas do filtro prensa e a baixa quantidade de leitos de secagem (apenas 4), o que resultou em acúmulo de lodo nos decantadores e reatores. Cabe ressaltar que os FBP não foram capazes de estabilizar os sólidos carreados dos UASB, cabendo assim aos DS retenção de grande parte desse material.

Tabela 4 – Médias dos principais parâmetros operacionais das unidades de tratamento

Fase	Parâmetros da ETE		Parâmetros dos reatores UASB			Parâmetros dos DS	
	Q ($L.s^{-1}$)	COV ($kgDQO.m^{-3}.d^{-1}$)	TDH (h)	Velocidade superficial ($m.h^{-1}$)	COV* ($kgDQO.m^{-3}.d^{-1}$)	TAS ($m^3.m^{-2}.d^{-1}$)	TDH (h)
0	78,5	0,77	17,3	0,26	0,77	10,8	13,3
1	101,2	1,04	8,9	0,54	1,8	22,3	6,5
2	91,3	1,12	9,3	0,49	1,8	20,1	7,2
3	92,6	1,08	9,2	0,50	1,6	20,4	7,1
4	98	1,44	9,4	0,52	2,2	21,6	6,7

* No período entre as fases 1 a 4 os quatro reatores da pesquisa operaram com 80% da vazão afluente
Q: vazão, COV: Carga Orgânica Volumétrica, TDH: Tempo de Detenção Hidráulica, TAS: Taxa de Aplicação Superficial

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

3.2 Efeito do Descarte de Lodo de Excesso sobre o Desempenho dos Reatores UASB

O efeito da adequação do TDH e descarte de lodo de excesso sobre os reatores pode ser avaliado de forma geral pelas Figuras 3 a 5, que apresentam os gráficos de série histórica para os pontos CDV 1 e efluente apenas dos UASB (R1 a R4) e boxplot dos pontos CDV 1 (caixa de distribuição de esgoto, onde o esgoto bruto afluente é misturado ao lodo de excesso vindo dos DS), CDV 2 (afluente dos 4 reatores) e EF (efluente final da ETE) para os parâmetros DQO_{total}, SST e SSed. A análise das Figuras 3 a 5 permite os seguintes comentários:

Fase 0

• O valor médio afluente aos reatores anaeróbios foi de 550 $mg.L^{-1}$ de DQO, resultando em uma carga orgânica volumétrica média de 0,77 $kgDQO.m^{-3}.d^{-1}$ afluente à estação. Para esse período da pesquisa, nota-se que a concentração de DQO efluente dos reatores variou de 147 a 168 $mg.L^{-1}$, apresentando uma eficiência média de remoção da ordem de 73 %. Notam-se também, concentrações efluentes baixas para os parâmetros SST e SSed, resultando em elevadas eficiências de remoção, de 84 e 88 %, respectivamente.

• Os valores de eficiência de remoção observados (Figuras 3 a 5) se aproximam dos valores comumente observados em estações que operam sem descarte de lodo de excesso, o que permite deduzir que os reatores não sofreram impactos negativos nesse período, operando de forma estável. Sobre os dados apresentados, cabe ressaltar que apesar dos elevados percentuais de remoção observados na fase 0 (TDH de 18 h) existe uma grande inviabilização de dimensionamento de reatores com o tempo de detenção hidráulico adotado, uma vez que demandaria áreas maiores e maior quantidade de reatores.

Fase 1

• A diminuição do TDH e consequente aumento da vazão nos reatores implicou em instantânea perda de eficiência, com concentrações efluentes próximas às afluentes, devido ao revolvimento de sólidos que se encontravam sedimentados. Após uma hora de adequação de TDH, os valores efluentes de SSed observados foram da ordem de 60 $mL.L^{-1}$, nos quatro reatores. Essas observações também são mencionadas na literatura por Silva e van Haandel (2014), que observaram em trabalho realizado com reatores UASB a deterioração da qualidade do efluente anaeróbio decorrente do descarte de lodo aeróbio de excesso, notadamente sobre a concentração de sólidos sedimentáveis, que aumentou muito quando a carga de lodo aeróbio foi aumentada.

• O acréscimo da vazão em aproximadamente 100 %, em cada um dos 4 reatores, resultou na elevação da carga orgânica volumétrica média para 1,8 $kgDQO.m^{-3}.d^{-1}$ (aumento de 135 % em relação a fase 0), ocasionando, consequentemente, o aumento da produção de lodo.

• A observação da Figura 3b aponta para desempenho insatisfatório dos reatores, produzindo efluente com concentrações inaceitáveis, com baixa eficiência (35%) de remoção de DQO, e concentração efluente média de 355 $mg.L^{-1}$.

• A concentração efluente de SST nos reatores variou de 204 a 224 $mg.L^{-1}$, representando apenas 38% de remoção de sólidos (Figura 3 b).

• A concentração efluente média de sólidos sedimentáveis foi de 3 $mL.L^{-1}$ e a eficiência de remoção, de 50 %. Nota-se na Figura 5a que os valores efluentes estiveram sempre próximos aos valores afluentes dos UASB, o que demonstra a baixa eficiência de remoção do sistema.

• De modo geral, os valores relatados são preocupantes do ponto de vista operacional, uma vez que grande parte das elevadas perdas de biomassa dos reatores UASB não foi estabilizada nos FBP, sendo a biomassa retida nos decantadores, onde dada a elevada carga de sólidos, parte destes não sedimentou e, consequentemente, foi lançada com o efluente final.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

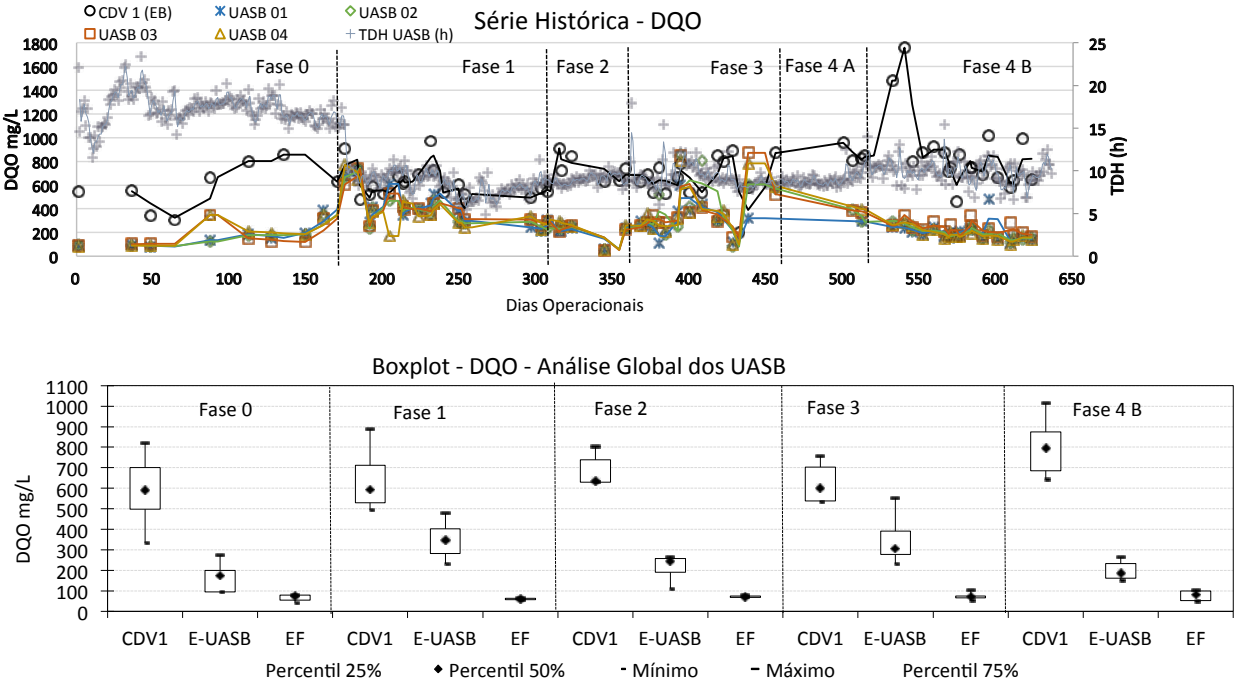


Figura 3 - a) Série Histórica (Afluente e Efluentes dos Reatores) e b) Boxplot análise Global para DQO (Afluente e Efluente da Estação)

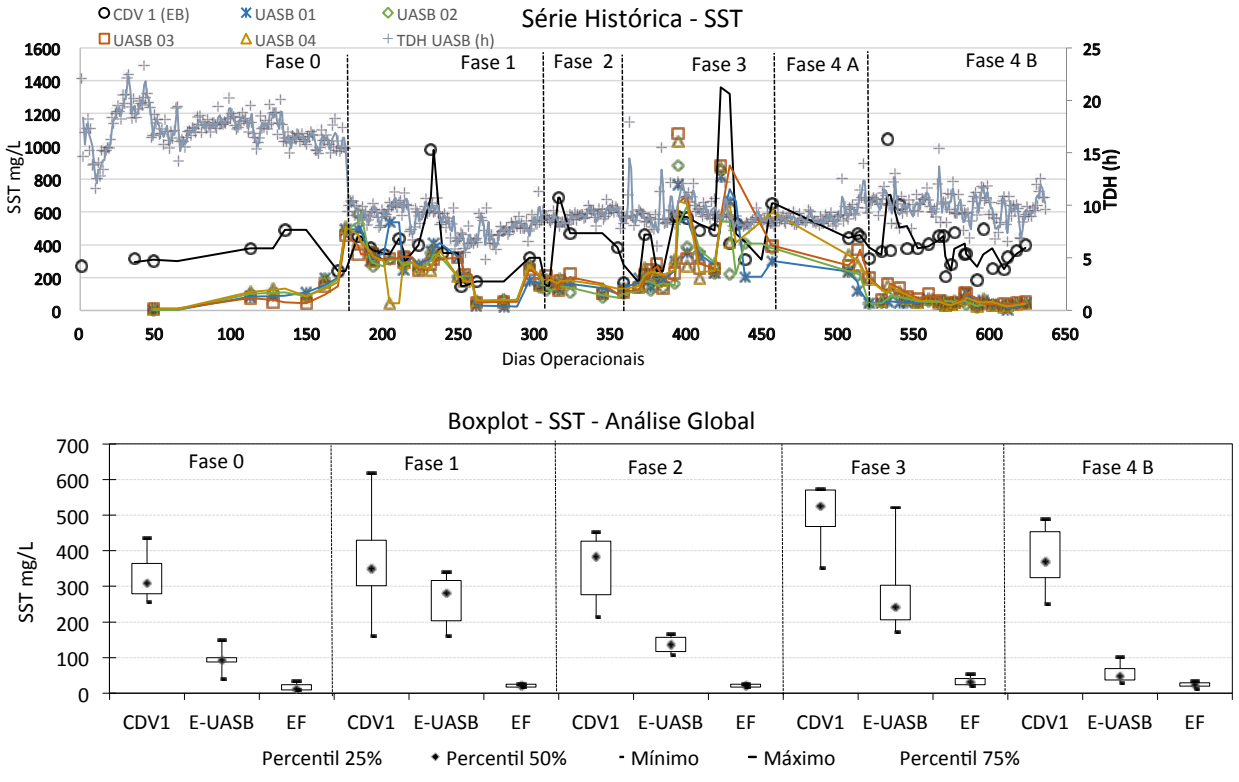


Figura 4 - a) Série Histórica (Afluente e Efluentes dos Reatores) e b) Boxplot análise Global para SST (Afluente e Efluente da Estação)

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

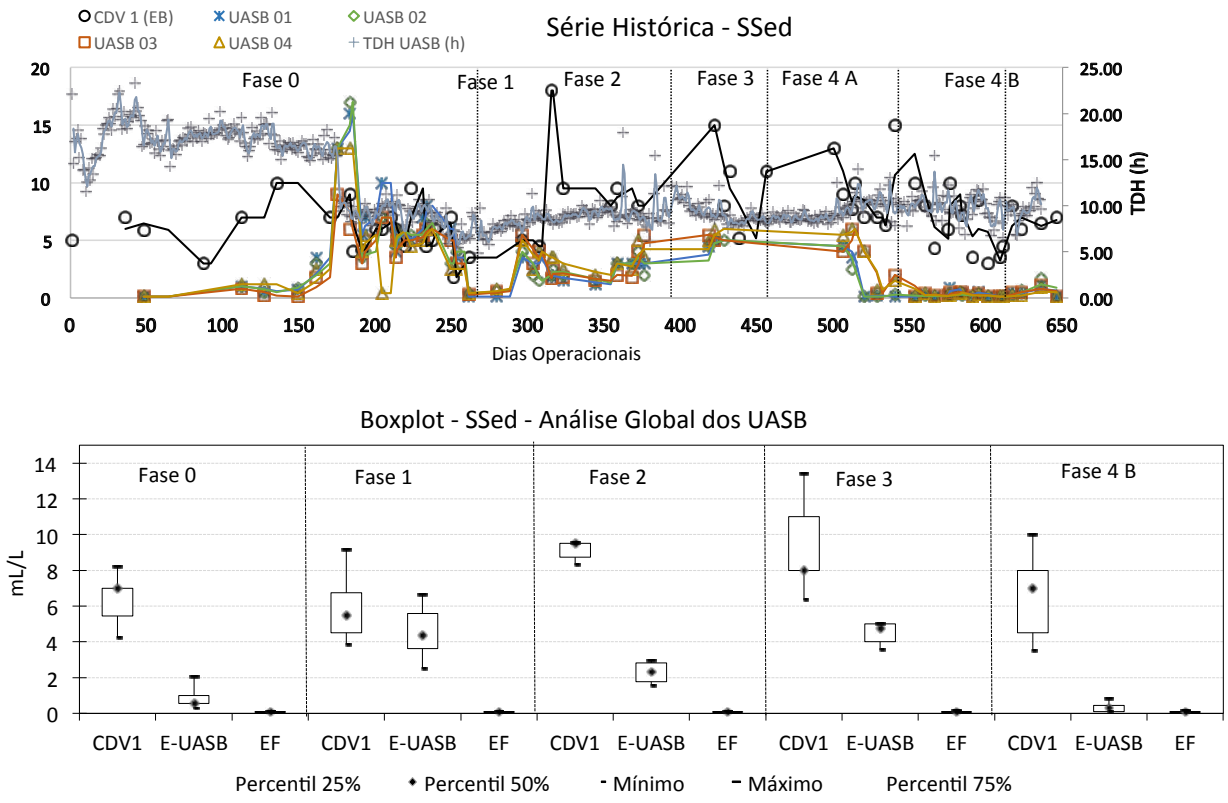


Figura 5 - a) Série Histórica (Afluente e Efluentes dos Reatores) e b) Boxplot análise Global para SSed (Afluente e Efluente da Estação)

Fase 2

• Durante essa fase de estudo, a carga orgânica volumétrica média afluente aos reatores foi de 1,8 kgDQO.m^{-3}.d^{-1}, mesma da fase anterior. Entretanto, com base nas eficiências apresentadas, nota-se que os valores de estabilização de matéria orgânica foram satisfatórios, com remoção de DQO média de 64% (245 mg.L^{-1}) vista a concentração de entrada de 690 mg.L^{-1}.

• Nota-se também aumento na eficiência de remoção de sólidos, quando comparada à fase 1, apresentando valores médios de 62% para SST; e 77% para SSed (Figura 4 e 5).

• Os valores encontrados, próximos aos valores usuais de eficiência de reatores sem descarte de lodo de excesso, foram obtidos, possivelmente, pelo fato da paralisação do reator (antes do descarte) permitir o descarte de lodo que se encontrava acima do separador trifásico e do registro superior de descarte (altura de 1,75 m).

• A paralisação dos reatores demonstrou-se inviável, dado o processo manual de suspensão e abaixamento das comportas da caixa distribuidora de vazão, podendo tal procedimento interferir na correta equalização da vazão afluente aos reatores, como pode ser observado nas Figuras 1 e 2 a variação diária em torno do TDH médio.

Fase 3

• Nessa fase da pesquisa, cabe destacar que houve redução da carga orgânica afluente nos reatores UASB de aproximadamente 8%, o que equivale à afluência de 1,6 kgDQO.m^{-3}.d^{-1}, demonstrando que a redução na perda de sólidos

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

alcançadas na fase anterior contribuiu para o decréscimo no passivo de lodo nos decantadores secundários.

• Entretanto, devido a problemas operacionais como redução e férias de funcionários da ETE, quebra de placas do filtro prensa, falta de cloreto férrico e sobrecarga dos leitos de secagem, nota-se (Figuras 3, 4 e 5 b) que houve queda de eficiência dos reatores UASB, quando comparada à fase 2, com remoção média de 40% para DQO, 50% para SST e eficiência máxima de 45% para sólidos sedimentáveis.

Fase 4. A

• Devido aos problemas operacionais anteriormente citados, fez-se necessária a interrupção das análises para adequação dos reatores UASB às necessidades da pesquisa. Para tanto, no período que envolveu o mês de agosto/2014 e a primeira semana de setembro/2014 foi retirado todo o passivo de lodo dos UASB, que se encontrava a altura de 2,0 m, por meio do aumento do número de prensagens no filtro prensa e aumento do volume de lodo descartado. Cabe ressaltar que o passivo de lodo acumulado no decantador secundário também foi retirado por meio da recirculação contínua (24 horas) por 15 dias.

Fase 4. B

• Nota-se que a carga orgânica afluente aos reatores foi de 2,2 kgDQO.m^{-3}.d^{-1}, o que permite inferir que mesmo com carga orgânica superior, a retirada do passivo de lodo do decantador contribuiu para a melhoria da eficiência do tratamento.

• Conforme os resultados apresentados nas Figura 3 a 5, é notória a melhora dos efluentes dos reatores UASB referente à concentração dos parâmetros DQO, SST e SSed, possivelmente devido à retirada do passivo de lodo dos reatores e do decantador.

• Nota-se que nessa fase a eficiência média de remoção de DQO foi de 75 %, valor superior ao apresentado na fase 2. De acordo com a Figura 3b, nessa fase, houve também menor variação nos dados de concentração efluente dos reatores, corroborando a notória melhora do desempenho do UASB.

• A análise da Figura 4b demonstra que a eficiência média de remoção de SST foi de 85%, a maior observada entre as fases de estudo com TDH de 9 horas. O valor apresentado de eficiência de SST sugere que a causa de perda de eficiência nos reatores estava nas altas concentrações de sólidos encontrados no ponto de coleta de 2,0 m, o que ocasionou perda excessiva no efluente dos UASB e consequente deteriorização da caracterização geral (DQO, SST e SSed) do efluente.

• Nota-se na Figura 5b que a fase 4 B apresentou melhor eficiência de remoção de SSed (~95%) quando comparada às demais fases, resultando em valor de eficiência de remoção superior àquele observado na Fase 0 (TDH de 18 horas).

• Em termos gerais, cabe ressaltar que a fase 4 apresentou eficiências de remoção compatíveis com os valores usualmente encontrados em ETEs que operam sem descarte de lodo de excesso, permitindo assim inferir que o descarte de lodo de excesso não ocasionou impactos negativos aos reatores UASB durante a fase 4 B.

3.3 Dinâmica do Lodo nos Reatores UASB

A Figura 6 apresenta a evolução global dos perfis de sólidos totais (ST) nos reatores UASB utilizados na pesquisa durante as cinco fases operacionais (da fase 0 à fase 4). Cada gráfico representa para cada ponto de amostragem de lodo (0,5, 1,0, 1,5 e 2,0 m) as médias das concentrações obtidas para os 4 reatores nas diferentes fases. A análise da Figura 6 permite os seguintes comentários:

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

• A dinâmica de sólidos dos reatores ao longo das 4 primeiras fases (fases 0 a 3) apresentou concentrações semelhantes, com o lodo bastante concentrado na parte inferior do reator (ponto de amostragem 0,50 m) e um pouco menos concentrado nas demais alturas de amostragem (1,0; 1,5 e 2,0 m).

• No ponto amostral de 0,50 m, as concentrações de ST estiveram sempre entre 4,0 e 4,5%, que são típicas de reatores UASB tratando esgoto doméstico. Nos pontos amostrais superiores (1,0 a 2,0 m), o lodo apresentou concentrações de ST inferiores às observadas no fundo do reator, conforme esperado, variando entre 2,0% e 3,0%. Todavia, esperava-se que as concentrações fossem mais baixas, da ordem 0,5%, nos pontos de amostragem mais elevados do compartimento de digestão, de modo a caracterizar a transição do leito de lodo (concentrações acima de 1,5%) para a manta de lodo (concentrações abaixo de 1,0%).

• Apenas na fase operacional 4 foi possível observar um perfil de sólidos diferente das demais fases, o que certamente foi devido à melhor estratégia de descarte de lodo praticada durante essa fase. Com o incremento dos descartes de lodo praticados durante a fase 4A, foi possível remover o excesso de lodo que havia nos reatores da pesquisa, o que resultou na redução significativa das concentrações de sólidos nos pontos mais elevados do compartimento de digestão, cerca de 1,7% no ponto amostral 1,50 m e abaixo de 0,5% no ponto amostral 2,0 m.

• Observa-se que a evolução das concentrações de ST no ponto de amostragem a 2,0 m esteve relacionada com as eficiências médias de remoção de DQO e SST anteriormente citadas. A manutenção de baixas concentrações de lodo na parte superior do compartimento de digestão torna-se essencial para que se possa evitar o acúmulo de lodo no interior do compartimento de decantação, condição importante para reduzir a perda de sólidos e a deterioração da qualidade do efluente do reator.

• Analisando conjuntamente os perfis de sólidos mostrados na Figura 6 com as concentrações efluentes de DQO, SST e SSed mostradas nas Figuras 3 a 5, é possível observar que as fases 0 e 4 foram as únicas em que se obteve baixas concentrações desses parâmetros no efluente dos reatores da pesquisa. Infere-se que as baixas concentrações de DQO, SST e SSed estiveram relacionadas às menores perdas de sólidos no efluente durante essas duas fases, as quais, por sua vez, foram decorrentes de: i) maior TDH (18 h) e menor velocidade ascensional (v = 0,24 m/h) durante a fase 0; e ii) menor concentração de lodo na parte mais elevada do compartimento de digestão (< 0,5% no ponto de amostragem 2,0 m) na fase 4.

• De modo geral, a manutenção de biomassa com concentração de 4 a 4,5 % na altura de 0,5 m, mesmo com a ausência de descarte de lodo a essa altura, pode ser importante para o descarte de lodo de excesso por amortecer as variações de carga orgânica e conferir maior resistência a choques hidráulicos na biomassa, possibilitando, assim, a manutenção da biomassa com maior atividade biológica.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

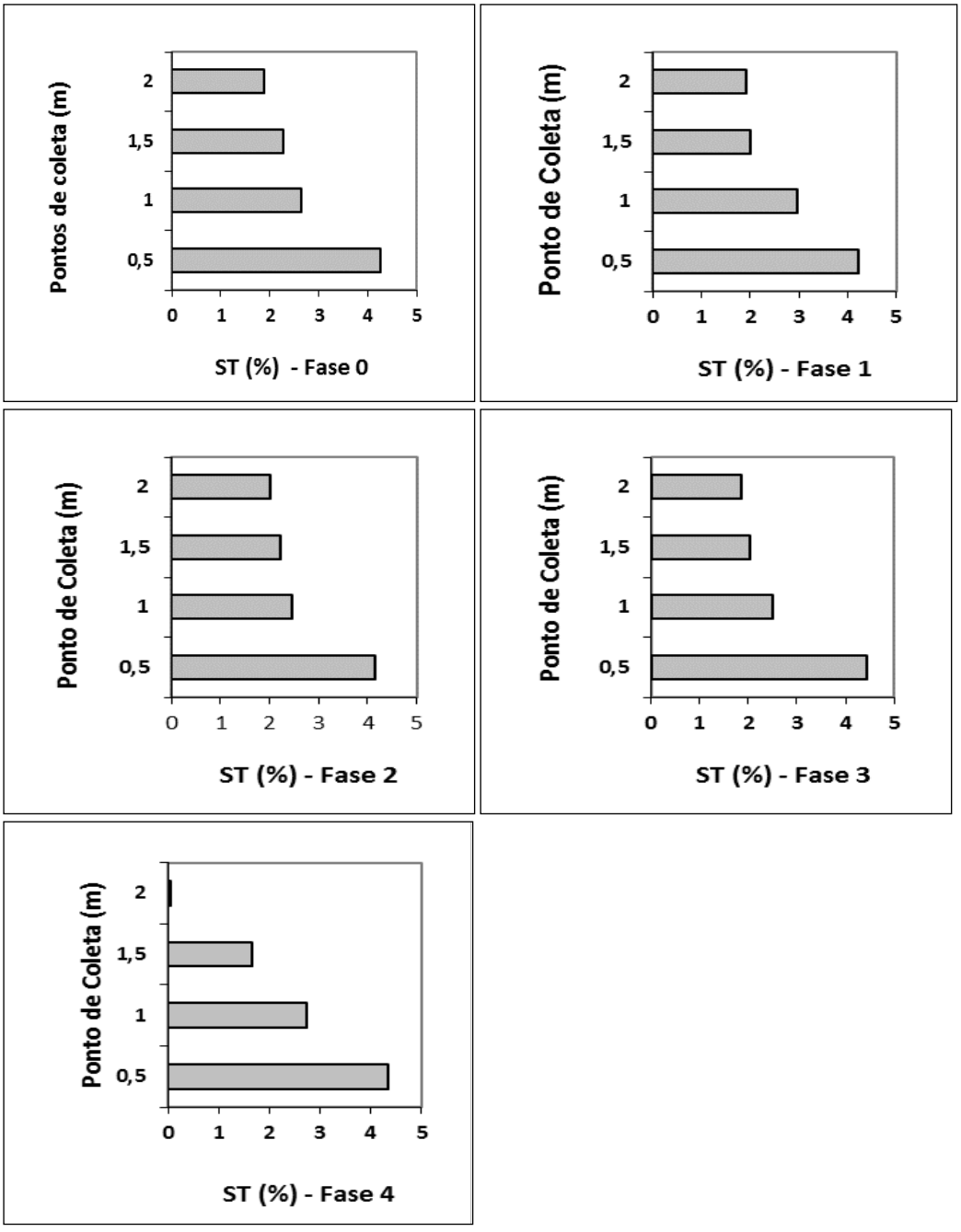


Figura 6 – Dinâmica de sólidos nos reatores UASB para as 5 fases da pesquisa

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

3.4 Análise Global da Estação

Abaixo, apresenta-se um análise global da ETE comparando as concentrações afluentes e efluentes da estação:

• Apesar da baixa eficiência encontrada em algumas fases da pesquisa, a estação apresentou desempenho global médio de remoção de DQO para as fases 0, 1, 2, 3 e 4 de 87, 88, 88, 88 e 89%, respectivamente.

• No que se refere à concentração de SST no efluente final, a estação apresentou eficiência global durante as fases de estudo de 95, 90, 94, 94 e 94%.

• Em relação à concentração de sólidos sedimentáveis no efluente final da estação, os valores encontrados foram sempre abaixo de 0,1 mL/L.

• A análise das Figuras 3, 4 e 5 B permite inferir que o descarte de lodo de excesso não é prejudicial ao desempenho global da ETE, que quando bem operada pode apresentar eficiência de remoção relevante e produzir efluente com qualidade superior ao estabelecido pelos padrões de lançamento e aumento da produção de biogás.

4 CONCLUSÕES

A operação dos reatores com TDH de 9 horas mostrou-se dependente da manutenção e controle da massa de lodo no interior dos reatores anaeróbios. Os resultados encontrados no decorrer da pesquisa demonstraram que o descarte de excesso de lodo para adensamento e digestão em reatores UASB não é o causador de perda de sólidos e degradação da qualidade do efluente de reatores UASB. Os problemas até então notados, no que diz respeito aos elevados valores de SST observados nos efluentes dos reatores e à perda de eficiência de remoção de matéria orgânica, estão ligados diretamente ao gerenciamento ineficiente do lodo de excesso nos reatores UASB. Ademais, outros problemas operacionais vivenciados numa ETE, como: i) baixa capacidade de desidratação devido ao dimensionamento ineficiente dos sistemas; ii) dificuldades encontradas para o descarte diário de lodo dos reatores; iii) falta de produtos químicos complementares à desidratação; iv) dimensionamento ineficiente dos tanques de lodo, dentre outros, podem agravar ainda mais a situação de perda de sólidos, o que resulta em queda de eficiência dos reatores.

Baseado nos resultados obtidos pela pesquisa, conclui-se que a perda excessiva de sólidos no efluente dos reatores pode ser evitada com o estabelecimento de um adequado gerenciamento para o descarte de lodo de excesso secundário e a manutenção nos reatores UASB de concentração de lodo na parte superior do compartimento de digestão (antes do defletor de gases) inferior a 1,0%. Preferencialmente, a concentração de sólidos nesse ponto não deve ultrapassar a 0,5%.

REFERÊNCIAS

AISSE, M. M. et al. Avaliação do sistema reator UASB e filtro biológico aerado submerso para o tratamento de esgoto sanitário. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 23.,2001, Campo Grande. **Anais**...João Pessoa: ABES, 2001.

APHA-AWWA-WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19a ed. Washington, D.C.: Ed. APHA, 1995, 1587 p.

BOF, V. S; CASTRO, M. S.M.; GONÇALVES, R. F. ETE UASB + Biofiltro aerado submerso: desempenho operacional com retorno do lodo aeróbio para o UASB. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 20, 1999, Rio de Janeiro. **Anais**...Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CASEIRO, A. H.; PIVELLI, R. P.; SOBRINHO, P. A. Reator UASB Tratando Esgoto Sanitário e Digerindo Lodo Aeróbio Excedente. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 30. 2006, Punta del Este. **Anais**...Punta del Este: AIDIS, 2006.

CHERNICHARO, C. A. L. et al. Secondary sludge return for thickening and digestion in UASB reactors: case study of Onça STP - Brazil. In: SIMPOSIO LATINO AMERICANO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA XI. 2014, LA HABANA, CUBA. **Anais**... LA HABANA, CUBA, 2014.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

COSENTINO, P. R. S. et al. Estabilização de lodo de sistemas aeróbios em reatores do tipo UASB. In: CONGRESSO BRASILEIRO DEENGENHARIA SANITÁRIA, 23, 2005, Campo Grande. **Anais**...Rio de Janeiro: ABES, 2005

COURA, M. A.; VAN HAANDEL, A.C. Viabilidade técnica e econômica do digestor anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) no sistema anaeróbio/aeróbio. In: CONGRESSO BRASILEIRO DEENGENHARIA SANITÁRIA, 20, 1999, Rio de Janeiro. **Anais**...Rio de Janeiro: ABES, 1999.

FREIRE, V. H.; VON SPERLING, M; CHERNICHARO, C. A. L. Avaliação do desempenho de um sistema combinado UASB – Lodo ativado no tratamento de efluentes sanitários. In: CONGRESSO BRASILEIRO DEENGENHARIA SANITÁRIA, 20, 1999, Rio de Janeiro. **Anais**... Rio de Janeiro: ABES, 1999.

GONÇALVES, R.F. et al. Using a UASB reactor for thickening and digestion of discharged sludge from submerged aerated biofilters. **Water Science and Technology**, v. 45, n.10, p. 299-304, 1999.

JENÍCEK, P. J.; DOHÁNYOS, M.; ZÁBRANSKÁ, J. Combined anaerobic treatment of wastewater and sludges. **Water Science and Technology**, v. 40, n.1, p. 85-91, 1999.

KASSAB, G. et al. Sequential anaerobic-aerobic treatment for domestic wastewater - A review. **Bioresource Technology**, v.101, n.10, p.3299-3310, 2010.

METCALF, E.; EDDY, M. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3rd edição. New York: McGraw-Hill Inc., 1991, 1334 p.

MAGALHÃES, K. M. **Avaliação do retorno do lodo aeróbio sobre a eficiência dos reatores UASB da estação de tratamento de esgoto de Itabira**. 2012. 49 f. Monografia (Especialização em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

ORTEGA, C. L.; ROBLES, A N.; BOHÓRQUEZ, S. S. Efecto de lodos ativados de purga sobre el funcionamento de un reator UASB piloto y las caracteristicas del lecho de lodo granular. In: CONGRESSO PANAMERICANO DE INGIENIERIA SANITARIA E AMBIENTAL, 25, 1996, México. **Anais**... México: AIDIS, 1996.

PONTES, P. P. **Reatores UASB aplicados ao tratamento combinado de esgotos sanitários e lodo excedente de filtro biológico percolador**. 2003. 214 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.

PONTES, P. P.; CHERNICHARO, C. A. L. Efeito do retorno de lodo aeróbio sobre as características da biomassa presente em reatores UASB tratando esgoto sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n.2, p. 223-234, 2009.

SILVA FILHO, J. A.; VAN HAANDEL, A. C. Estabilização de Lodo de Pós-Tratamento Aeróbio na Unidade de Pré-tratamento Anaeróbio. **DAE**, n. 194, p. 86 – 102.

SOUSA, J. T. **Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de fluxo ascendente em reator aeróbio sequencial em batelada e coluna de lodo anaeróbio para desnitrificação**. 1996. 258 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para países de clima quente**. Campina Grande: EPGRAF, 1994.

VERONEZ, F. A.; GONÇALVES, R. F. Produção de biogás em um reator tratando esgoto sanitário e lodo de descarte de biofiltros aerados submersos. In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., 2001, Espirito Santo. **Anais**... Espirito Santo: SIBESA, 2001.

WANKE, R. et al. Utilização de Estações de Tratamento de Esgotos modulares compactas associando reatores anaeróbios e aeróbios na região sudeste do Brasil. In: TALLER Y SIMPOSIO LATINOAMERICANO SOBRE DIGESTIÓN ANAEROBIA, 7., 2002, Mérida, Yucatán, México. **Anais**...Mérida: IWA, 2002. p. 229-232.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Análise de modelos probabilísticos de frequência para obtenção de equações IDF na cidade de Cunha-SP

Analysis of probabilistic frequency models to obtain IDF equations in the city of Cunha-SP.

Data de entrada: 07/12/2016

Data de aprovação: 09/08/2017

Maria Luíza Teófilo Gandini**/ Paulo Ivo Braga de Queiroz

DOI:10.4322/dae.2018.017

Resumo

Para o dimensionamento de obras hidráulicas, é importante que sejam usadas equações IDF bem ajustadas a cada local. A formulação de uma IDF depende da adequação de uma função teórica de distribuição de probabilidade à série histórica de precipitação. Esse trabalho avalia a adequação de seis funções de distribuição de probabilidade (normal, log-normal, Pearson tipo III, log-Pearson tipo III, Gumbel Teórica, Gumbel Finita) aos dados de precipitações máximas anuais de 21 estações pluviométricas do município de Cunha-SP e de municípios vizinhos. A avaliação das distribuições foi baseada no teste de Kolmogorov-Smirnov, no P-valor e em análises visuais. Como resultados, obteve-se que a função Gumbel Finita é a que melhor representou valores extremos. As distribuições Pearson tipo III e log-Pearson tipo III foram as que apresentaram menores P-valores. As IDFs de 5 a 60 min são proporcionais às de 60 a 1.440 min.
Palavras-chave: Equações IDF. Distribuições probabilísticas. Teste de aderência. Análises visuais.

Abstract

For the design of hydraulic works, it is important that welladjusted local IDF equations are used. The formulation of an IDF equation depends on the adequacy of a theoretical function of probability distribution to the historical series of precipitation. This work evaluates the adequacy of six functions of probability distribution (normal, log-normal, Pearson type III, log-Pearson type III, Theoretical Gumbel, Finite Gumbel) to the data of maximum annual rainfall of 21 rainfall stations of Cunha county-SP and surroundings. The evaluation of distributions was based on the Kolmogorov-Smirnov test, the P-value test, and on visual analysis. As results, it was obtained that the Finite Gumbel function is the one that best represented extreme values. Pearson type III and log-Pearson type III distributions were shown to have lower P-values. IDFs from 5 to 60 min are proportional to those of 60 at 1440 min.
Keywords: *IDF equations. Probabilistic distributions. Adherence test. Visual analysis.*

Maria Luíza Teófilo Gandini – Mestre e Doutoranda em Engenharia de Infraestrutura Aeronáutica (área de Infraestrutura Aeroportuária) pelo Instituto Tecnológico de Aeronáutica. Professora assistente da Universidade Federal de Ouro Preto.
Paulo Ivo Braga de Queiroz – Mestre em Engenharia de Infraestrutura Aeronáutica. Doutor em Engenharia Aeronáutica e Mecânica pelo Instituto Tecnológico de Aeronáutica. Professor adjunto do Instituto Tecnológico de Aeronáutica.
****Endereço para correspondência:*** Rua Barão de Ouro Branco, 99, Bairro Antônio Dias, Ouro Preto, MG.CEP: 35.4000-000. E-mail: mltgandini@gmail.com.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

1 INTRODUÇÃO

Chuva intensa é a ocorrência extrema de precipitação, com duração, distribuição temporal e espacial críticas para uma área ou bacia hidrográfica (BERTONI e TUCCI, 2015). Como a chuva é uma variável aleatória contínua, pode-se representá-la por meio de alguma distribuição teórica de probabilidade.

O estudo das relações intensidade-duração-frequência (IDF) das precipitações extremas é de grande interesse para os trabalhos de hidrologia, devido à frequente aplicação na estimativa das vazões de projeto para dimensionamento de obras de engenharia, tais como vertedores de barragens, bueiros, bocas de lobo, terraços, canais de drenagem (BACK, 2006).

2 OBJETIVO

Este trabalho teve como objetivo determinar qual distribuição de probabilidade, entre normal, log-normal, Pearson tipo III, log-Pearson tipo III, Gumbel Teórica e Gumbel Finita, melhor se adequava aos dados de precipitação diária de 21 estações pluviométricas do município de Cunha e seu entorno, que fazem parte da sub-bacia do Alto Vale do Paraíba do Sul, comparando as frequências amostrais com as frequências teóricas conjuntamente com diagnóstico gráfico e posteriormente avaliando os parâmetros das IDFs obtidas.

3 METODOLOGIA

A Tabela 1 reúne as informações acerca das estações escolhidas.

Tabela 1: Resumo das estações escolhidas e suas características (HIDROWEB, 2015).

Id	Código	Nome	Operadora	Lat.	Long.	Altitude
3	2244014	Capetinga	DAEE-SP	-22°51'00"	-44°47'00"	1060
4	2244015	Campos de Cunha	DAEE-SP	-22°55'00"	-44°49'00"	1020
5	2244026	Vargem do Tanque	DAEE-SP	-22°56'00"	-44°55'00"	880
6	2244048	Campos de Cunha	CPRM	-22°55'16"	-44°49'20"	750
7	2244096	Campos do Cunha	LIGHT	-22°55'13"	-44°49'13"	1010
8	2245055	Estrada de Cunha	CPRM	-22°59'45"	-45°02'30"	790
9	2245056	Estrada de Cunha (DA)	DAEE-SP	-22°59'00"	-45°30'00"	800
10	2245164	Paraitinga	DAEE-SP	-22°59'59"	-45°03'00"	790
11	2344001	Fazenda do Cume	DAEE-SP	-23°05'00"	-44°54'00"	900
12	2344002	Cunha (INMET)	DAEE-SP	-23°04'00"	-44°57'00"	970
13	2344003	Sertão do Rio Manso	DAEE-SP	-23°07'00"	-44°51'00"	1460
14	2344009	Alto S. do Mar - B. Mato Limpo	CPRM	-23°09'13"	-44°51'32"	1050
16	2344012	Bairro Paraibuna	DAEE-SP	-23°11'00"	-44°59'00"	1120
17	2344015	Cunha	LIGHT	-23°04'45"	-44°57'32"	940
18	2344018	Cunha (EC)	DAEE-SP	-23°05'00"	-44°58'00"	980
19	2345005	Capivara	DAEE-SP	-23°04'00"	-45°04'00"	800
21	2345174	Ferraz	DAEE-SP	-23°10'00"	-45°06'00"	880
22	2245059	Rocinha	DAEE-SP	-22°54'00"	-45°05'00"	1000
23	2345006	Faxinal	DAEE-SP	-23°07'00"	-45°12'00"	840
24	2345007	Lagoinha	DAEE-SP	-23°05'00"	-45°12'00"	910
25	2345117	Lagoinha	LIGHT	-23°00'18"	-45°11'31"	900

3.1 Teste de aderência

Para verificar a aderência de uma distribuição proposta à distribuição empírica dos valores amostrais, realizam-se os chamados testes de aderência, principalmente quando não se conhece a priori a distribuição de probabilidades que descreve a população da qual se extraiu um certo conjunto de observações, situação que é muito frequente no âmbito das variáveis aleatórias hidrológicas (NAGHETTINI e PINTO, 2007).

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Para distribuições contínuas, o teste de Kolmogorov-Sminorv (K-S) geralmente é o que melhor atende aos objetivos. A partir do teste de aderência de K-S, é possível comparar dois conjuntos de dados sem a necessidade de que esses conjuntos estejam ajustados a uma função de distribuição conhecida. Em outras palavras, trata-se de um teste não paramétrico (PRESS et al., 2007).

A estatística D de Kolmogorov-Smirnov foi obtida pelo valor máximo da diferença absoluta entre duas funções de distribuição cumulativas. Assim, para comparar um conjunto de dados $S_N(x)$ à uma função distribuição cumulativa P(x), a estatística K-S é definida pela Equação 1:

$$D = \max_{-\infty<x<\infty} |S_N(x) - P(x)|, \quad (1)$$

As funções densidade de probabilidade acumuladas foram calculadas de acordo com as fórmulas apresentadas por Naghettini e Pinto (2007) para cada uma das 6 distribuições.

Desse modo, no intuito de verificar qual delas se adequou mais à série de dados, calculou-se o P-valor (definido mais adiante), e quanto menor ele for, melhor será a distribuição.

Após o cálculo do $D_{máx}$ do teste K-S, determina-se o número de pontos efetivos N_e. No caso da comparação envolvendo uma distribuição contínua, tem-se que o número de pontos efetivo é igual ao número de pontos experimentais, isto é $N_e = N$.

De acordo com Press et al. (2007), para o cálculo do P-valor, define-se inicialmente a variável z por meio da Equação 2:

$$Probabilidade\ (D > observado) = Q_{KS}\left(\left[\sqrt{N_e} + 0{,}12 + {0{,}11}/{\sqrt{N_e}}\right] D\right), \quad (2)$$

onde utiliza-se $D_{máx}$ no lugar de D. O cálculo do P-valor faz-se então pela Equação 3:

$$P_{KS}(z) = \frac{\sqrt{2\pi}}{z}\sum_{j=1}^{\infty} \exp\left(-\frac{(2j-1)^2\pi^2}{8z^2}\right). \quad (3)$$

3.2 Equações IDFs

As variáveis que caracterizam as chuvas intensas são a duração, a intensidade e a frequência de ocorrência, que é o inverso do período de retorno; são as equações intensidade-duração-frequência (IDF), que relacionam essas três variáveis, a Equação 4 exemplifica um tipo de fórmula em que a IDF pode ser apresentada:

$$i = \frac{K \cdot Tr^c}{(m+t_d)^n}, \quad (4)$$

onde i é a intensidade da chuva intensa (mm/h), t_d é o tempo de duração da chuva (min), Tr é o tempo de recorrência (anos) e K, c, m e n são parâmetros adimensionais obtidos do ajuste, que são determinados para cada local.

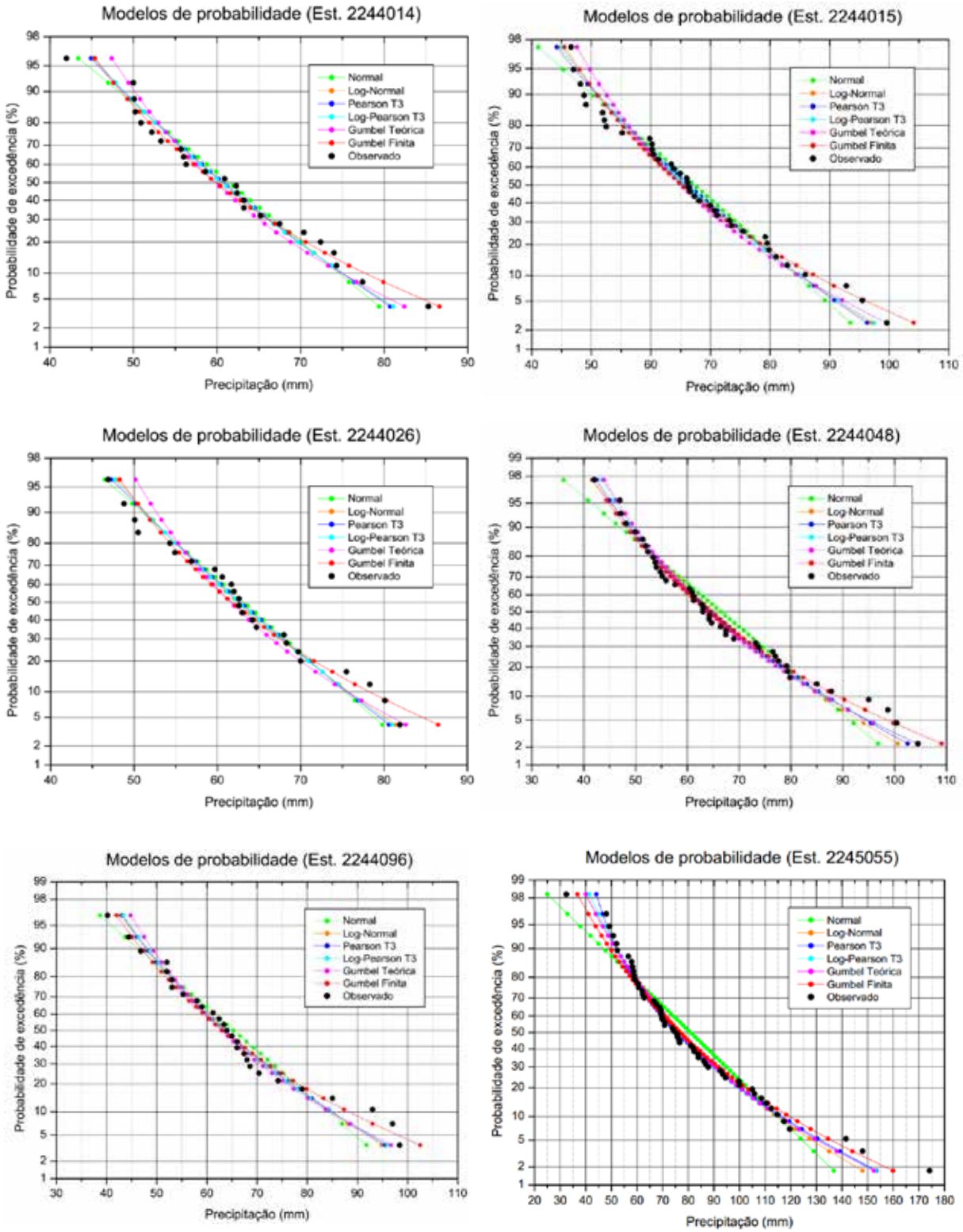
Primeiramente, buscaram-se as séries históricas do local e, feito isso, os registros foram organizados por anos hidrológicos (para o sudeste do Brasil, o ano hidrológico se inicia em outubro e termina em setembro do ano seguinte, ou seja, ele compreende o início do período chuvoso até o fim do período seco).

Selecionou-se de cada ano hidrológico a maior chuva diária. Feito isso, as mesmas foram organizadas em ordem decrescente. Optou-se por aplicar o teste de *outliers* de Grubbs e Beck (1972), com o propósito de garantir que valores extremos, muito altos ou muito baixos, não atrapalhassem os demais procedimentos estatísticos.

Determinadas as séries de chuvas máximas anuais por ano hidrológico, escolheu-se a distribuição probabilística que era capaz de representar o comportamento das chuvas extremas no local de estudo, baseando-se nos testes de aderência de Kolmogorov-Smirnov, nos P-valores e em análise visual dos gráficos da Figura 1, frisando que se escolheu a distribuição que melhor garantiria uma boa extrapolação para os maiores valores de precipitação.

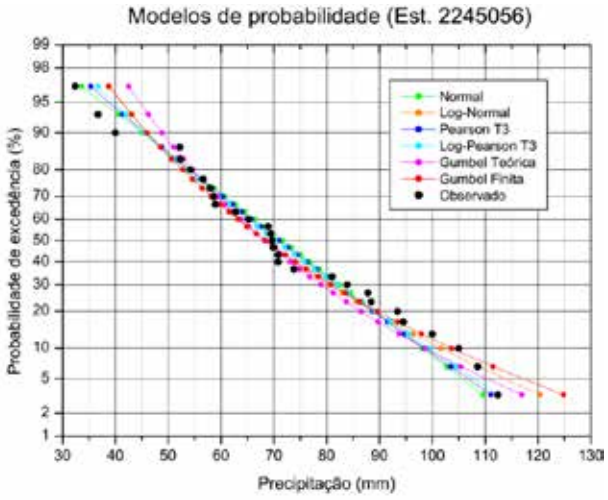
A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

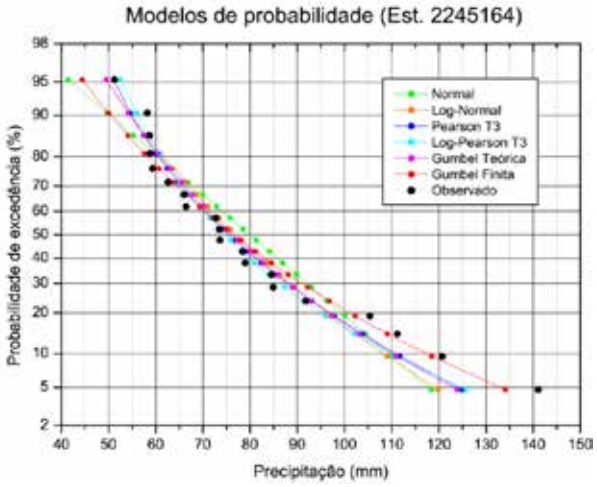
Figura 1: Modelos de probabilidade para todas as estações levando em conta as 6 distribuições estatísticas.

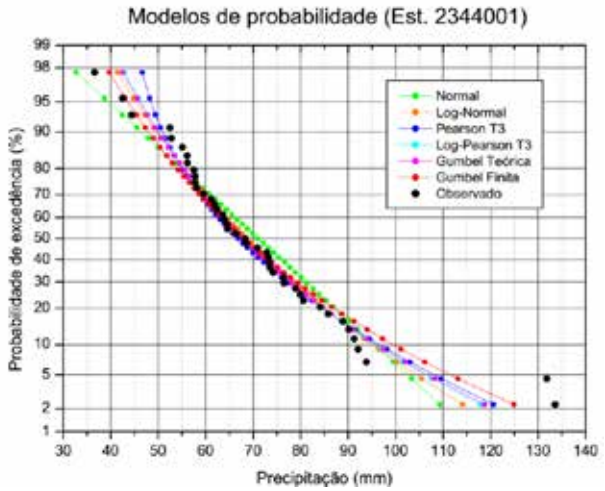


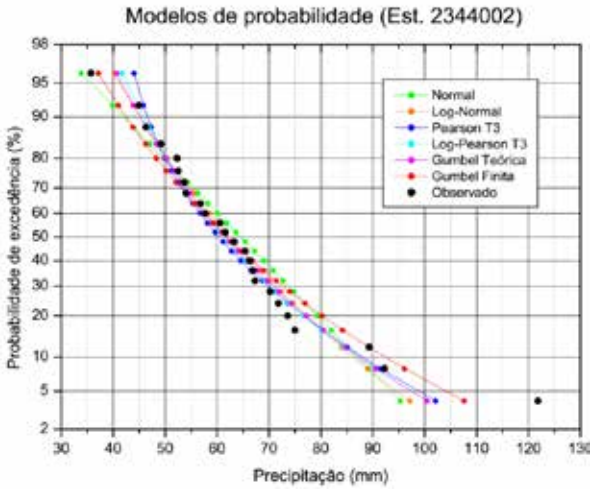
A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

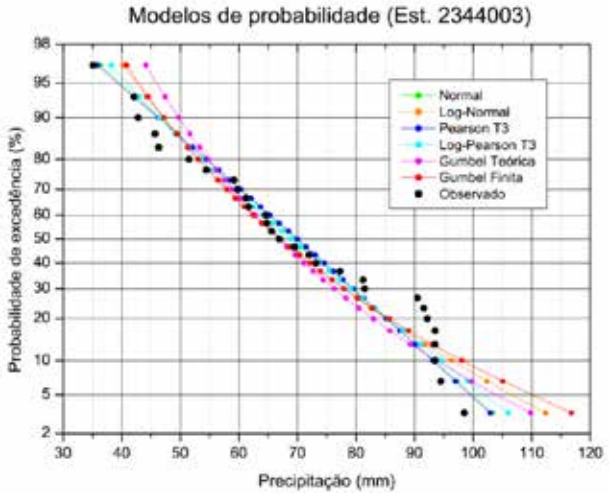
CONTINUAÇÃO Figura 1: Modelos de probabilidade para todas as estações levando em conta as 6 distribuições estatísticas.

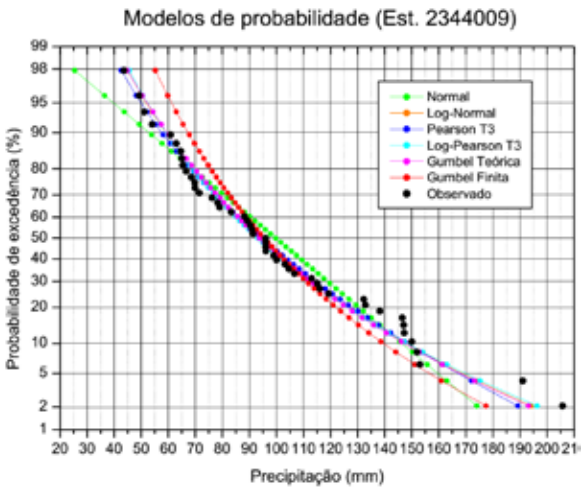






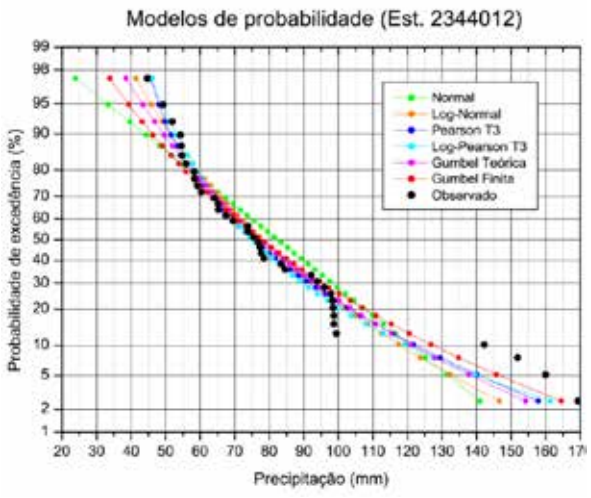


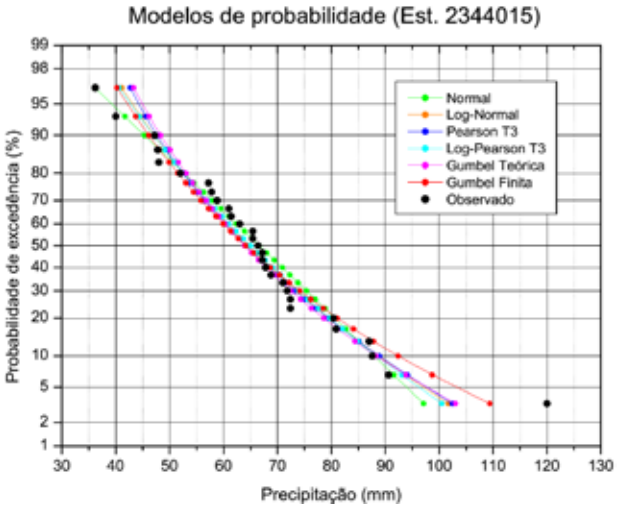


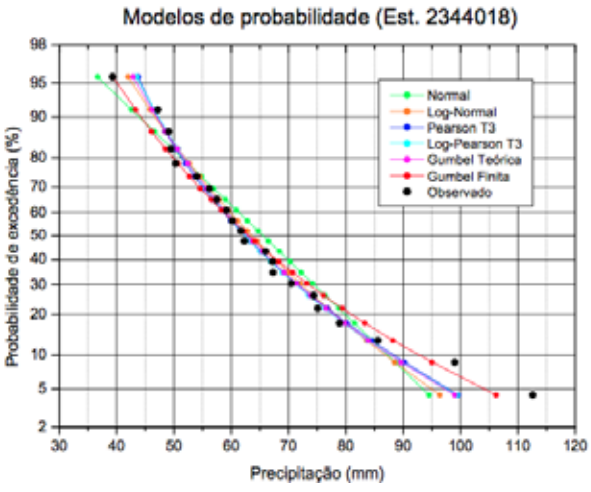


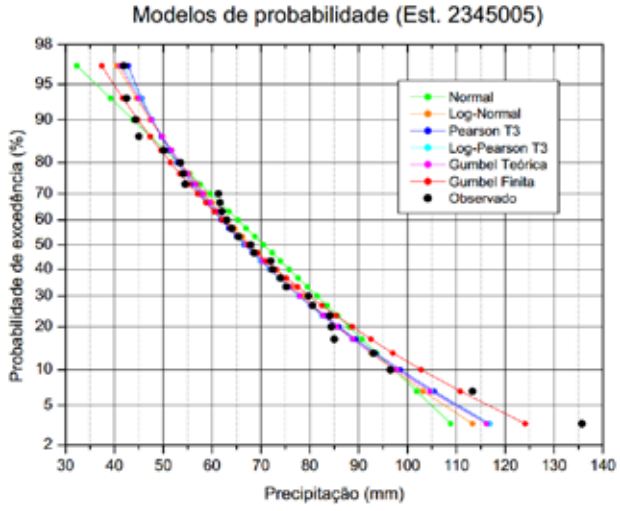
A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

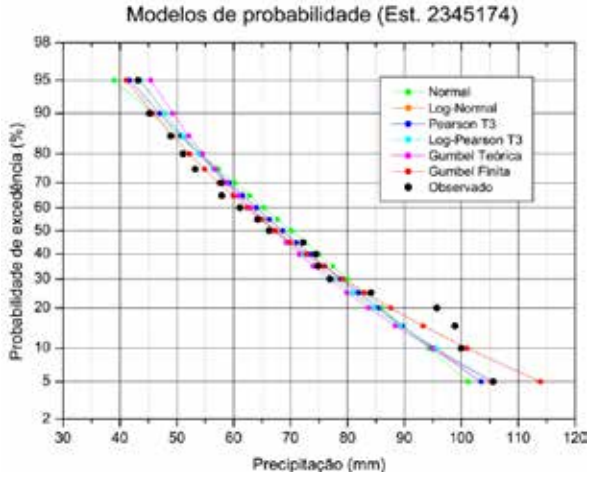
CONTINUAÇÃO Figura 1: Modelos de probabilidade para todas as estações levando em conta as 6 distribuições estatísticas.

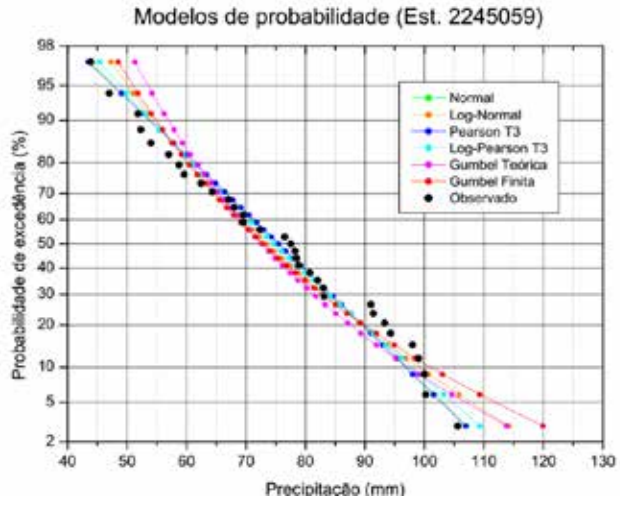






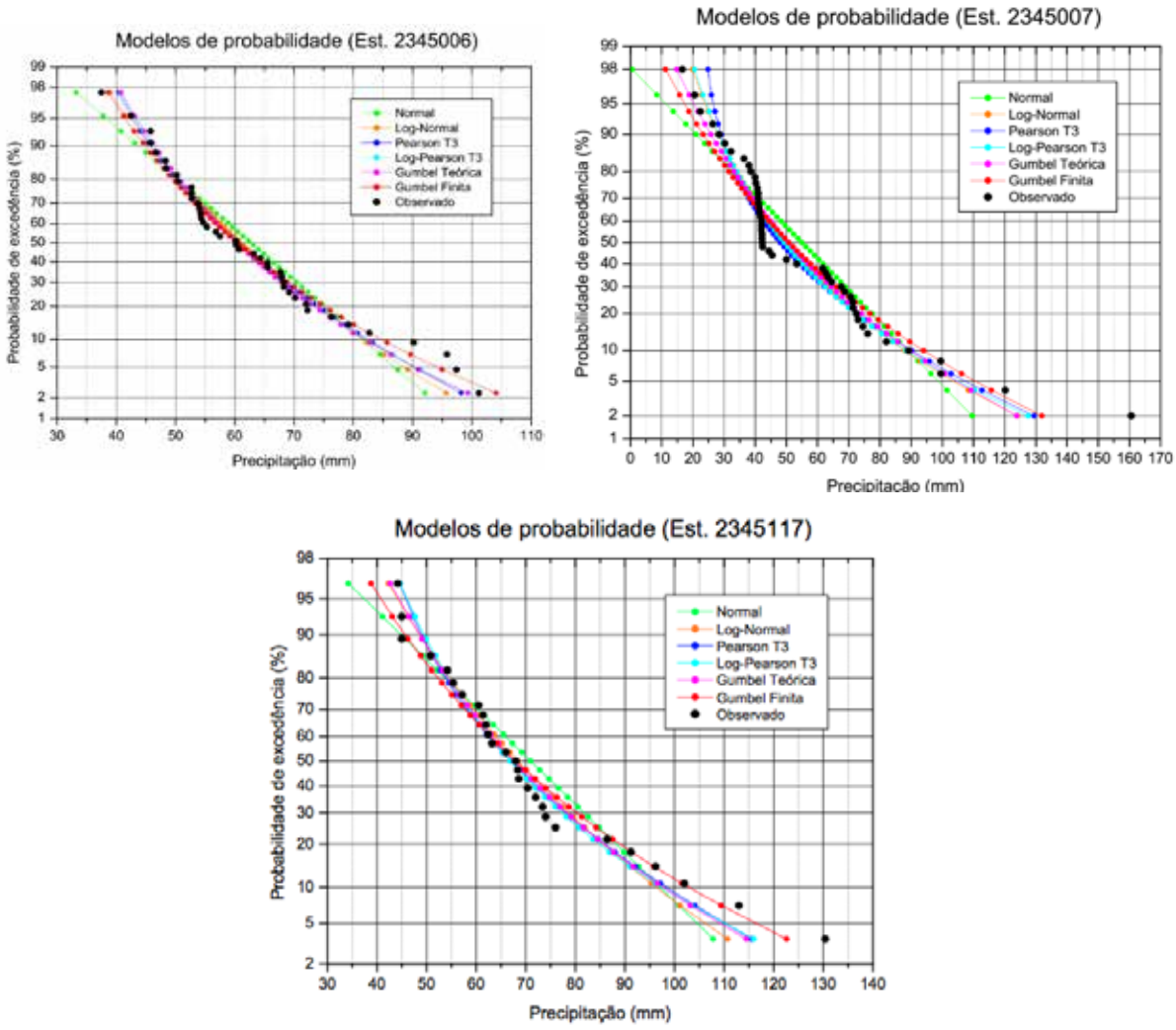






A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

CONTINUAÇÃO Figura 1: Modelos de probabilidade para todas as estações levando em conta as 6 distribuições estatísticas.



Uma vez escolhida a distribuição mais apropriada, utilizou-se a equação de Ven-Te-Chow (definida mais adiante) para obter as chuvas de 1 dia, referentes aos tempos de recorrência de 2, 5, 10, 20, 30, 50, 75 e 100 anos. Conforme Chow (1964), um quantil de uma variável hidrológica pode ser representado pela média $\bar{x}$ somada a um desvio ΔX:

$$X = \bar{x} + \Delta X, \qquad (5)$$

O termo ΔX depende da dispersão característica da distribuição de X, do tempo de retorno e de outros parâmetros do modelo probabilístico. Ainda segundo Chow (1964), o termo ΔX pode ser assumido igual ao produto do desvio padrão σ por um fator de frequência K, ou seja, $\Delta X = K\sigma$. O fator de frequência é uma função do tempo de retorno e da distribuição de probabilidades empregada na análise. Desse modo, a Equação 5 pode ser reescrita dando origem à Equação 6 (equação de Ven-Te-Chow):

$$x_{Tr} = \bar{x} + K\sigma, \qquad (6)$$

onde $\bar{x}$ é o valor médio da variável considerada, σ é o desvio-padrão, e K é o fator de frequência.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Utilizou-se o método dos coeficientes de desagregação com valores propostos pela Cetesb (1980) para o cálculo da altura de chuva para outras durações menores que 1 dia. Há de se ressaltar que primeiramente transformou-se a chuva de 1 dia em chuva de 24 horas, para depois obter-se as durações inferiores. A partir das alturas, chega-se às intensidades em milímetros por hora pela Equação 7:

$$i = \frac{P}{t_d} \cdot 60, \qquad (7)$$

onde P é a precipitação em milímetros e t_d é o tempo de duração da chuva em minutos.

Por meio dos três conjuntos dos valores de: períodos de retorno, durações e intensidades, fez-se uma regressão não linear, para obter os parâmetros da Equação 4.

4 RESULTADOS

A Tabela 3 reúne os valores de $D_{máx}$ para cada estação e distribuição estatística. Totalizaram-se 126 testes, dos quais apenas um apresentou rejeição para um valor de D crítico a 5%, destacado em negrito e sublinhado nas Tabelas 2 e 3. O P-valor para cada estação e distribuição está apresentado na Tabela 3. Os espaços preenchidos com "-" devem-se ao fato de que os parâmetros da distribuição não se enquadravam no intervalo de validade, e por isso não foi possível fazer o cálculo de frequência.

Tabela 2: $D_{máx}$ do teste K-S para cada modelo probabilístico e a respectiva estação.

ESTAÇÃO	3	4	5	6	7	8	9
Normal	0,104	0,081	0,103	0,128	0,153	0,135	0,136
Log-Normal	0,088	0,082	0,095	0,086	0,111	0,078	0,095
Pearson	0,092	0,078	0,087	0,075	0,109	0,068	0,123
Log-Pearson	0,088	0,082	-	0,064	0,103	0,066	-
Gumbel Teórica	0,104	0,105	0,132	0,069	0,086	0,070	0,102
Gumbel Finita	0,105	0,102	0,130	0,069	0,110	0,082	0,096
ESTAÇÃO	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**16**	**17**
Normal	0,166	0,110	0,154	0,143	0,114	0,183	0,160
Log-Normal	0,116	0,078	0,113	0,127	0,068	0,124	0,119
Pearson	0,118	0,092	0,111	-	0,063	0,126	0,118
Log-Pearson	0,094	0,080	0,102	-	0,067	0,107	-
Gumbel Teórica	0,112	0,083	0,108	0,150	0,074	0,135	0,126
Gumbel Finita	0,158	0,109	0,143	0,119	0,149	0,160	0,130
ESTAÇÃO	**18**	**19**	**21**	**22**	**23**	**24**	**25**
Normal	0,143	0,110	0,117	0,092	0,118	**0,211**	0,184
Log-Normal	0,093	0,087	0,107	0,114	0,097	0,169	0,127
Pearson	0,068	0,114	0,110	-	0,077	0,144	0,111
Log-Pearson	0,066	0,102	0,105	-	0,079	0,163	0,101
Gumbel Teórica	0,072	0,099	0,112	0,142	0,081	0,172	0,116
Gumbel Finita	0,111	0,111	0,082	0,127	0,076	0,161	0,140

A média do $D_{máx}$ do teste K-S em ordem crescente dá-se pela seguinte sequência: para a log-Pearson tipo III foi 0,070, para a Pearson tipo III foi 0,090, para a log-normal foi 0,104, para Gumbel Teórica foi 0,107, para a Gumbel Finita foi 0,118 e para a normal foi 0,135.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Tabela 3: P-valor para cada modelo probabilístico e a respectiva estação.

ESTAÇÃO	3	4	5	6	7	8	9
Normal	0,052	0,043	0,049	0,541	0,485	0,759	0,372
Log-Normal	0,011	0,048	0,024	0,106	0,129	0,131	0,053
Pearson	0,017	0,029	0,010	0,036	0,113	0,045	0,251
Log-Pearson	0,011	0,050	-	0,007	0,075	0,037	-
Gumbel Teórica	0,055	0,231	0,234	0,016	0,015	0,059	0,094
Gumbel Finita	0,058	0,193	0,212	0,017	0,117	0,173	0,057
ESTAÇÃO	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**16**	**17**
Normal	0,404	0,347	0,421	0,438	0,450	0,859	0,585
Log-Normal	0,063	0,051	0,099	0,293	0,023	0,425	0,223
Pearson	0,070	0,141	0,077	-	0,009	0,448	0,212
Log-Pearson	0,008	0,066	0,046	-	0,019	0,249	-
Gumbel Teórica	0,048	0,084	0,072	0,499	0,049	0,531	0,280
Gumbel Finita	0,339	0,340	0,325	0,220	0,770	0,738	0,323
ESTAÇÃO	**18**	**19**	**21**	**22**	**23**	**24**	**25**
Normal	0,271	0,146	0,055	0,071	0,422	**0,979**	0,708
Log-Normal	0,012	0,025	0,025	0,237	0,196	0,891	0,256
Pearson	0,000	0,177	0,034	-	0,041	0,727	0,125
Log-Pearson	0,000	0,093	0,022	-	0,054	0,865	0,067
Gumbel Teórica	0,000	0,074	0,040	0,509	0,065	0,902	0,162
Gumbel Finita	0,065	0,158	0,001	0,363	0,038	0,859	0,373

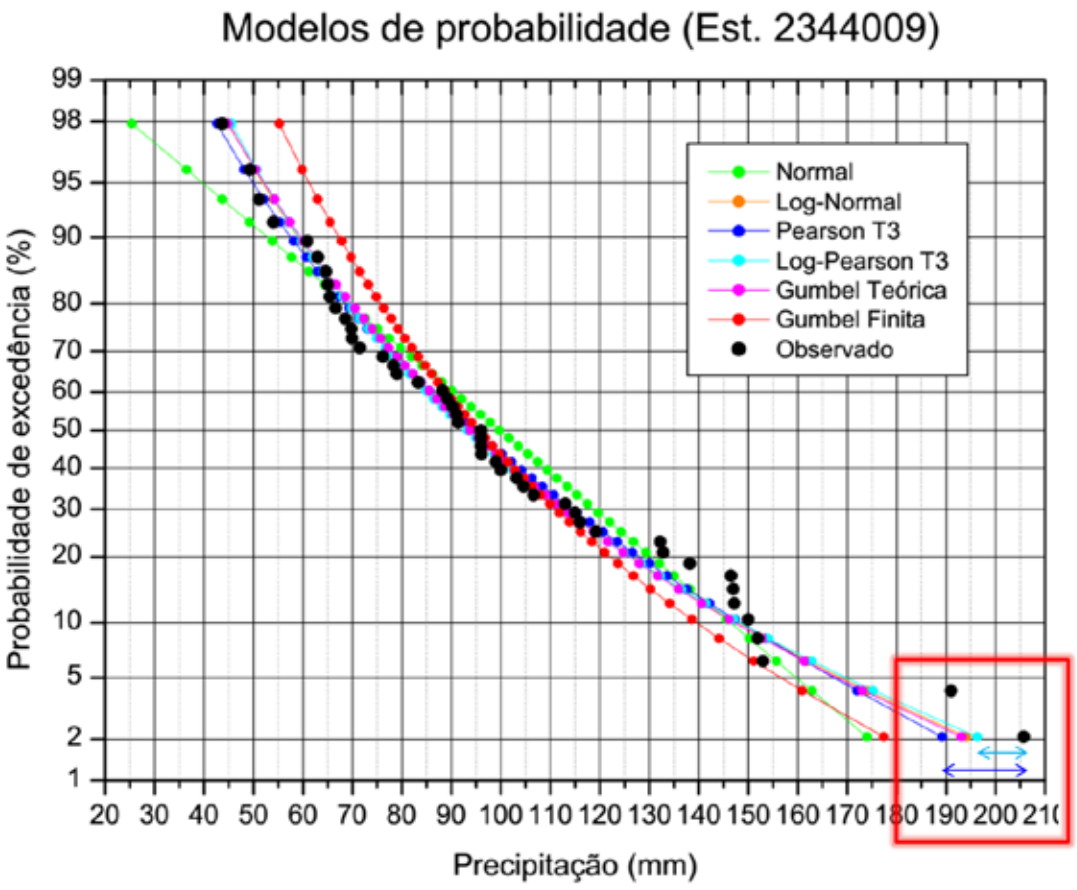
A média do P-valor em ordem crescente dá-se pela seguinte sequência: para a log-Pearson tipo III foi 0,104, para a Pearson tipo III foi 0,135, para a log-normal foi 0,158, para Gumbel Teórica foi 0,191, para a Gumbel Finita foi 0,273 e para a normal foi 0,403.

Ressalta-se que se encontrou um detalhe relevante nesses testes (K-S e P-valor) para o caso particular das IDFs, que reside no fato de que desde as menores probabilidades às maiores são analisadas, ou seja, os parâmetros dos testes são obtidos por meio de análise de frequências teóricas e amostrais para todo o conjunto de dados. Contudo, para a construção de IDFs, deve-se atentar que o mais importante é o ajuste às menores probabilidade de excedência, a fim de que se permita fazer adequadas extrapolações com as equações obtidas, haja vista que para elaborar projetos de drenagem eficientes ao combate de danos provocados por cheias necessita-se de valores extremos de precipitação, de modo que para a construção da IDF é de suma importância que o modelo escolhido adira bem aos maiores valores de precipitação observados na série anual.

Para contornar essa particularidade e no intuito de observar o comportamento na parte final das distribuições, foi feita também uma análise visual (à qual deu-se grande peso) nos gráficos da Figura 1. A razão disso é que, caso seja feita a aplicação do teste K-S à totalidade da série, sem complementá-lo com a análise visual gráfica, o mesmo pode paliar a real tendência dos extremos máximos. Pode-se observar isso em um exemplo destacado em vermelho na Figura 2. No caso desta estação, para um nível de significância de 5%, o parâmetro $D_{crítico}$ vale 0,198 e o $D_{máx}$ para log-Pearson tipo III e Pearson tipo III, respectivamente vale 0,067 e 0,063. Isso sugere que a segunda distribuição é mais representativa desse conjunto de dados. Todavia, ao avaliar a construção gráfica para essa estação, constata-se que a log-Pearson tipo III se aproxima mais dos extremos maiores; em vista disso, essa distribuição passa a ser mais indicada do que Pearson tipo III para extrapolação das precipitações máximas, nesse caso.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Figura 2: Comparação entre as frequências observadas e as teóricas de cada modelo de probabilidade para a estação 2344009 (Id = 14).



Unindo as informações mencionadas anteriormente, escolheu-se para cada estação a distribuição que representou melhor o comportamento das precipitações extremas, ou seja, às menores probabilidades de excedência; assim, indica-se a seguir a distribuição escolhida para cada caso. Para as estações 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 12, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 23, 24, e 25, foi escolhida a distribuição Gumbel Finita. Para as estações 13 e 22, foi escolhida a distribuição Pearson tipo III e para as estações 9 e 14, foi escolhida a log-Pearson tipo III. Como já é muito preconizado na literatura, Gumbel Finita foi a distribuição que mais se mostrou coerente com valores extremos.

As Tabela 4 e 5 condensam os valores dos parâmetros obtidos para cada estação.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Tabela 4: Valores dos parâmetros K, c, m e n para durações entre 5 e 60 minutos.

Estação	K	c	m	n	Média do E (%)	# Anos
3	418,4148	0,1233	7,2369	0,6454	1,58	24
4	456,1252	0,1362	7,2374	0,6454	1,86	38
5	431,3320	0,1140	7,2372	0,6454	1,40	24
6	449,7631	0,1485	7,2370	0,6454	2,15	43
7	442,6182	0,1515	7,2370	0,6454	2,23	27
8	547,8592	0,1861	7,2370	0,6454	3,24	56
9	489,8050	0,1647	7,2371	0,6454	3,01	29
10	544,6848	0,1817	7,2371	0,6454	3,10	20
11	480,3398	0,1662	7,2369	0,6454	2,62	43
12	438,3100	0,1728	7,2371	0,6454	2,82	24
13	514,3748	0,1049	7,2372	0,6454	2,91	29
14	665,9877	0,1951	7,2369	0,6454	3,38	47
16	562,4264	0,2012	7,2371	0,6454	3,78	38
17	451,6343	0,1614	7,2371	0,6454	2,49	29
18	445,6021	0,1678	7,2369	0,6454	2,67	22
19	479,1035	0,1800	7,2368	0,6454	3,04	29
21	477,1492	0,1748	7,2371	0,6454	2,88	19
22	551,1931	0,0941	7,2370	0,6454	2,49	33
23	424,0091	0,1522	7,2370	0,6454	2,25	42
24	382,4623	0,2323	7,2372	0,6454	5,13	49
25	482,3472	0,1775	7,2370	0,6454	2,96	27
Média	482,6448	0,1613	7,2371	0,6454	2,76	-
Desvio Padrão	63,9554	0,0333	0,0001	0,0000	0,80	-

Tabela 5: Valores dos parâmetros K, c, m e n para durações entre 60 e 1.440 minutos.

Estação	K	c	m	n	Média do E (%)	# Anos
3	595,3278	0,1233	5,4270	0,7356	1,91	24
4	648,8693	0,1362	5,4245	0,7355	2,15	38
5	613,6655	0,1140	5,4265	0,7356	1,75	24
6	639,8752	0,1485	5,4248	0,7355	2,41	43
7	629,6811	0,1515	5,4240	0,7355	2,48	27
8	779,3919	0,1861	5,4235	0,7355	3,40	56
9	696,8345	0,1647	5,4253	0,7355	3,17	29
10	774,8959	0,1817	5,4251	0,7355	3,26	20
11	683,3669	0,1662	5,4237	0,7355	2,84	43
12	623,5744	0,1728	5,4257	0,7355	3,01	24
13	731,7609	0,1049	5,4242	0,7355	3,05	29
14	947,4877	0,1951	5,4247	0,7355	3,52	47
16	800,1231	0,2012	5,4244	0,7355	3,91	38
17	642,5354	0,1614	5,4254	0,7356	2,72	29
18	633,9999	0,1678	5,4267	0,7356	2,88	22
19	681,6267	0,1800	5,4250	0,7355	3,21	29
21	678,8239	0,1748	5,4252	0,7355	3,07	19
22	784,2335	0,0941	5,4266	0,7356	2,68	33
23	603,2174	0,1522	5,4247	0,7355	2,50	42
24	544,0571	0,2323	5,4263	0,7355	5,24	49
25	686,1972	0,1775	5,4238	0,7355	3,14	27
Média	686,6450	0,1613	5,4251	0,7355	2,97	-
Desvio Padrão	90,9882	0,0333	0,0010	0,0000	0,74	-

Os erros médios obtidos entre os valores calculados e os que deram origem às curvas, nos dois casos, não superaram 3%, demonstrando que os parâmetros foram bem ajustados. O maior erro foi na estação 24, que não logrou um bom ajuste aos modelos probabilísticos.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

5 DISCUSSÕES

Os valores mais altos do P-valor para cada uma das distribuições foram todos para a estação 24. Esse fato pode ser explicado analisando a Figura 1 para a referida estação, que demonstra claramente que há dois regimes de chuva presentes nos dados da série daquela estação, muito possivelmente por ela ter sido movida de lugar, ou por mudanças na condição do pluviômetro (como altura e/ou surgimento de obstáculos ao redor da estação como vegetação crescente por exemplo). Por conseguinte, para dois regimes de chuvas distintos sugere-se futuramente trabalhar com distribuições bimodais.

As séries foram divididas em durações de 5 até 60 minutos e depois de 60 até 1.440 minutos, pois há uma diferença de tendência nas intensidades das chuvas de pequena e grande duração. Isso se confirma pelo fato de o fator K mudar drasticamente comparando-se os dois casos.

Devido ao fato de a maioria das séries pluviométricas brasileiras não possuir mais de 100 anos (período de retorno para macrodrenagem) de dados, utiliza-se frequentemente a extrapolação das mesmas por meio de modelos de distribuição de probabilidades. Para fazer a escolha do modelo, o teste K-S é comumente utilizado, de modo a escolher aquela que represente melhor os registros históricos. Os estudos de inundações, porém, têm por objetivo determinar probabilidades de excedência que representam eventos extremos. Em outras palavras, as menores probabilidades de excedência são as probabilidades que deveriam nortear os critérios de aderência dos dados a uma distribuição teórica. Dessa forma, a comparação entre valores de $D_{máx}$ e de P-valores de séries inteiras pode levar a escolhas inadequadas, pois uma distribuição com $D_{máx}$ pequenos para grandes precipitações é preferível a uma distribuição que tenha um $D_{máx}$ global menor, mas que tenha valores de D maiores para as precipitações extremas. Assim sendo, para essa finalidade específica, o teste de aderência seria mais representativo se a série histórica fosse muito grande, com 80, 90 anos por exemplo, mas fossem utilizados apenas os 20 ou 30 maiores valores de chuvas diárias, compondo-se assim uma subsérie a ser analisada separadamente.

6 CONCLUSÕES

Este trabalho apresentou uma análise estatística de dados de chuvas do município de Cunha e municípios vizinhos. Os melhores resultados de P-valor foram obtidos para as distribuições da família gama, Pearson tipo III e log-Pearson tipo III, o que condiz com a literatura acerca do bom desempenho das mesmas para hidrologia. Evidencia-se, porém, a importância da análise visual das séries históricas pluviométricas quando se trata de analisar eventos extremos de máximas.

A comparação das intensidades estimadas com os parâmetros ajustados neste trabalho com os valores observados disponíveis para as estações apresentou uma diferença inferior a 3%, evidenciando o bom ajuste da equação.

Completa-se ainda que, comparando-se por este método, as IDFs de 5 até 60 minutos e de 60 até 1.440 minutos, obtém-se que o parâmetro K é proporcional pelo fator de 1,42 aproximadamente, o parâmetro m por um fator em torno de 0,75 e o parâmetro n por cerca de 1,14, enquanto o parâmetro c é igual para ambos os casos.

REFERÊNCIAS

BACK, A. J. **Relações Intensidade-Duração-Frequência de chuvas intensas de Chapecó, Estado de Santa Catarina**. Maringá, v. 28, n. 4, p. 575-581, Out./Dez., 2006.

BERTONI, J. C.; TUCCI, C. E. Precipitação. In: TUCCI, C.E.M. (Organizador). **Hidrologia Ciência e aplicação**. Porto Alegre: Editora da Universidade, 2015. cap. 5, p. 177-241.

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Drenagem Urbana: manual de projeto**. São Paulo. 1980. 476p.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

CHOW, V. T. Section 8-I. Statistical and probability analysis of hydrologic data. Part I – Frequency Analysis. In: **Handbook of Applied Hydrology.** McGraw- Hill. USA. p. 8.1-8.42, 1964.

GRUBBS, F.; BECK G. "Extension of Sample Sizes and Percentage Points for Significance Tests of Outlying Observations", **Technometrics**, v. 14, n. 4, p. 847-854, 1972.

HIDROWEB. **Sistema de informações hidrológicas**. 2015. Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br/>. Acesso em: 20 Ago. 2015.

NAGHETTINI, M.; PINTO, E. J. de A. **Hidrologia Estatística**. Belo Horizonte: CPRM, 2007. 552 p.

PRESS, W. H.; TEUKOLSKY, S. A.; VETTERLING, W. T.; FLANNERY, B. P. **Numerical recipes - The Art of Scientific Computing**. 3. ed. Cambridge University Press, New York. 1235 p. 2007.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Utilização de dados pluviométricos para o desenvolvimento de equações IDF da região metropolitana de Fortaleza-CE, Brasil

Use of pluviometric data for the development of IDF equations of the metropolitan region of Fortaleza-CE, Brazil

Data de entrada: 10/08/2017

Data de aprovação: 04/09/2017

Tatiane Lima Batista*/Francismário de Menezes Alves/Paulo Roberto Lacerda Tavares

DOI:10.4322/dae.2018.018

Resumo

A compreensão das características das chuvas intensas é fundamental para o dimensionamento de estruturas hidráulicas e o gerenciamento dos recursos hídricos. As equações que relacionam a intensidade, duração e frequência dessas chuvas (Equações IDF) são ferramentas importantes utilizadas na determinação da vazão de projeto. Devido à escassez de pluviógrafos no Brasil, métodos de desagregação da chuva diária medida por pluviômetros foram desenvolvidos como alternativa para geração das equações IDF. Neste trabalho, foi aplicada a metodologia das isozonas, proposta por Torrico (1974), para o desenvolvimento de equações IDF, aplicadas aos 19 municípios da Região Metropolitana de Fortaleza-CE, Brasil. Os resultados foram comparados, para a cidade de Fortaleza, com equações de trabalhos consagradas, baseadas em dados pluviográficos, apresentando ótimos índices de correlação.
Palavras-chave: Chuvas intensas. Equações IDF. Isozonas.

Abstract

Understanding the characteristics of heavy rainfall is critical to the design of hydraulic structures and water resources management. The equations that relate the intensity, duration and frequency of rainfall (IDF equations) are important tools used in determining the design flow. Due to the scarcity of pluviographs in Brazil, daily rain disaggregation methods measured by rain gauges were developed as an alternative to building the IDF equations. In this work the methodology of the isozones proposed by Torrico (1974) was applied in the development of IDF equations for the 19 cities of the Metropolitan Region of Fortaleza-CE, Brazil. These results were compared to the city of Fortaleza with equations of dedicated work -based rain gauge data, generating optimal levels of correlation.
Keywords: *Intense rains. IDF equations. Isozones.*

Tatiane Lima Batista – Graduada em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Mestranda em Recursos Hídricos pela Universidade Federal do Ceará (UFC).
Francismário de Menezes Alves – Graduado em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC).
Paulo Roberto Lacerda Tavares – Graduado em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Doutor em Recursos Hídricos pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Professor adjunto da Universidade Federal do Cariri (UFCA).
****Endereço para correspondência:*** Rua São Benedito, 1709. Bairro Franciscanos. CEP: 63020-237. Juazeiro do Norte -CE.
Telefone: (88) 99729-2911. E-mail: tatianelima.eng@gmail.com.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

1 INTRODUÇÃO

A precipitação é a principal variável de entrada da água no sistema hidrológico. Por isso, o entendimento de suas características é imprescindível para estudos associados ao planejamento dos recursos hídricos, geração de energia e projetos de engenharia. As chuvas naturais são fenômenos aleatórios e têm distribuição irregular no tempo e no espaço. As chuvas intensas representam um estudo à parte no campo hidrossedimentológico, com importante contribuição em estudos associados à erosão do solo, inundações, perdas agrícolas, dimensionamento de estruturas hidráulicas e reservatórios, dentre outras utilizações (ELSEBAIE, 2012).

Essas chuvas são caracterizadas por três parâmetros: intensidade (I), duração (D) e frequência de ocorrência ou tempo de retorno (F). A relação entre esses três parâmetros é denominada Equação ou Curva Intensidade-Duração-Frequência (Curvas IDF) (SOUZA et al., 2012).

Intensidade de precipitação é o valor da razão entre a altura precipitada e sua duração (ARAGÃO et al., 2013). A Frequência ou Tempo de retorno, expresso em anos, é definido como o valor médio esperado do tempo de recorrência associado a um certo evento. Em outras palavras, ele corresponde ao tempo médio necessário (em anos) para que o evento ocorra ou seja superado em um ano qualquer e é igual ao inverso da probabilidade de que tal evento de referência ocorra ou seja superado. No caso das equações IDF, os eventos de referência são as precipitações máximas (NAGHETTINI; PINTO, 2007).

A Organização Meteorológica Mundial define Precipitação Máxima de Projeto como a maior altura de precipitação para uma dada duração meteorologicamente possível, para uma determinada bacia, numa certa época do ano (WMO, 1973). Em termos práticos, a chuva intensa é aquela que possui uma grande intensidade e que pode provocar prejuízos materiais e humanos. Quando a chuva intensa é associada a uma duração e período de retorno, torna-se uma chuva de projeto (OLIVEIRA et al.,2011).

Para a construção da Equação IDF de uma certa localidade, faz-se necessário o conhecimento das séries históricas de dados de precipitação de diferentes durações. Portanto, registros de pluviógrafos são ferramentas fundamentais para esse tipo de estudo.

No Brasil, a densidade da rede de pluviógrafos é pequena e os períodos de observação são curtos, o que implica em análises estatísticas menos precisas. Isso dificulta o processo de tomada de decisão em relação a ações que dependam desse conhecimento, como projetos de combate a inundações, proteção dos solos contra erosão, dentre outras (DAMÉ;TEIXEIRA; TERRA, 2008). Nesse sentido, a escassez de dados pluviográficos no Brasil e o pequeno período de observação disponível tornam-se um problema na confecção desses modelos. Como alternativa, dados diários de chuva, obtidos por meio de pluviômetros, podem ser utilizados por métodos de desagregação. (SOUZA et al., 2012). Neste trabalho, será utilizado o método proposto por Torrico (1974).

Torrico (1974) elaborou um mapa, identificando 8 zonas de relações iguais entre a precipitação máxima anual de 1 hora e de 24h, para diferentes tempos de retorno. Apresentou também as relações entre as alturas de precipitação de 6min e de 24h, para tempos de retorno entre 5 e 50 anos e 100 anos. Para isso, ele utilizou as mesmas estações de Pfafstetter (1975). Ele propôs também a utilização de um coeficiente igual a 1,095 para conversão da chuva de um dia em chuva de 24h. Assim, as chuvas de 1 hora e 6 min podem ser obtidas para o tempo de retorno escolhido. Através de métodos de interpolação, podem ser obtidos os valores de precipitações para outras durações (GENOVEZ; ZUFFO, 2000).

Obras importantes, como o projeto Executivo de Engenharia para Pavimentação do Acesso ao Observatório de Itacuruba, o Anel Rodoviário Metropolitano de Porto Alegre e a Barragem da Ga-

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

meleira no Piauí foram projetadas utilizando as isozonas de Torrico (1974) (BASSO et al., 2016).

Como exemplo, podemos citar os trabalhos realizados por Fechine Sobrinho (2014), Aragão et al. (2013), Souza et al. (2012) e Santos et al. (2009) que, por meio da metodologia de desagregação de chuvas diárias, obtiveram as equações IDF para postos pluviométricos dos estados do Ceará, Sergipe, Pará e Mato Grosso do Sul, respectivamente.

Recentemente, podemos citar os estudos de Borges e Thebaldi (2016), que desenvolveram modelos de chuvas intensas para o município de Formiga, MG, e Souza et al. (2016), que estimaram as equações IDF para o estado de Rondônia utilizando 41 estações pluviométricas por meio da desagregação de chuva diária.

Com isso, o objetivo deste trabalho é desenvolver, utilizando uma interface gráfica computacional, as equações IDF para os 19 municípios da Região Metropolitana de Fortaleza aplicando um método de desagregação da chuva diária, utilizando dados de pluviômetros, e comparar os resultados obtidos, para a cidade de Fortaleza, com equações existentes na literatura, geradas a partir de dados de pluviógrafos.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

A Região Metropolitana de Fortaleza é formada por 19 municípios. A Figura 1 mostra um mapa da região, as isozonas nas quais ela se insere e os postos pluviométricos estudados.

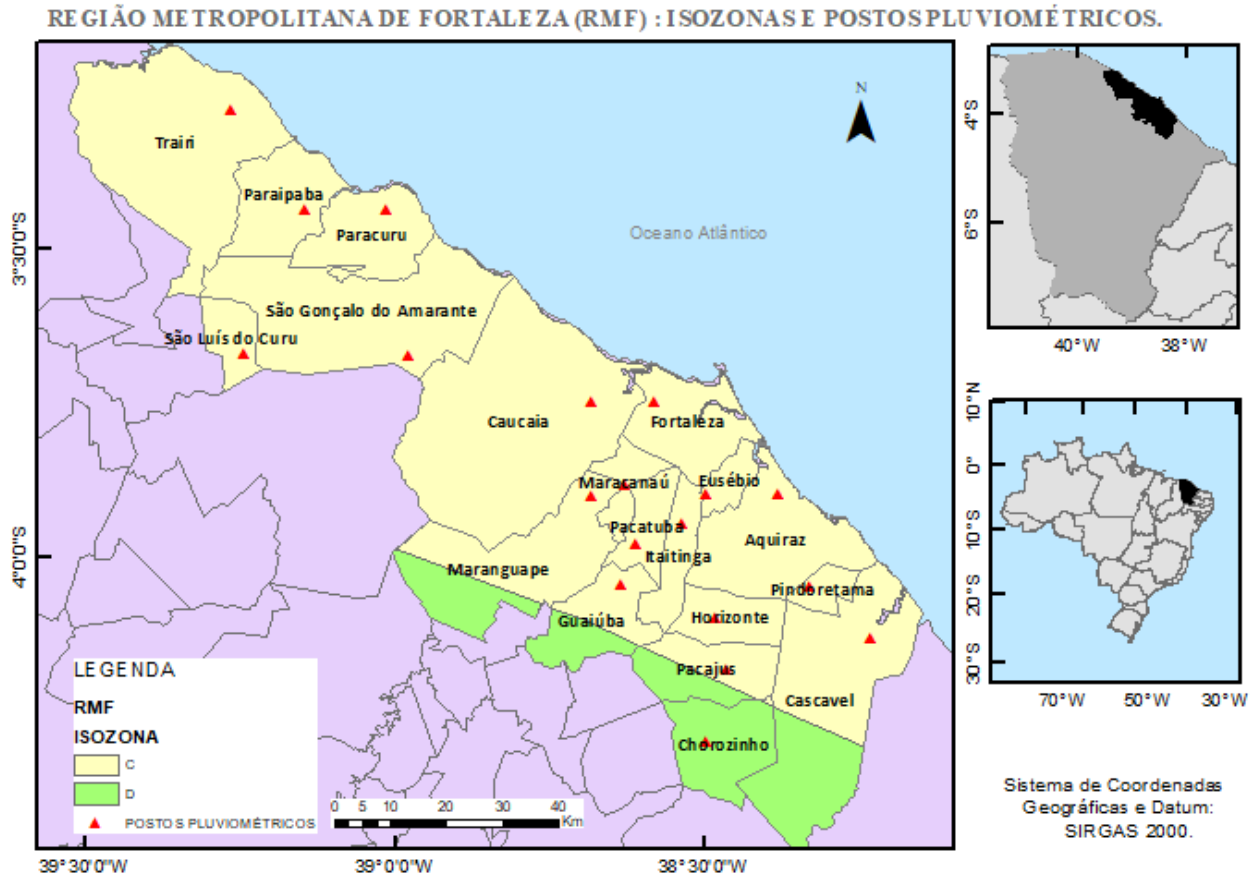


Figura 1: Região Metropolitana de Fortaleza, isozonas e postos pluviométricos estudados.
Fonte: A autora.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

O clima da região é caracterizado pela sazonalidade da precipitação e por elevadas temperaturas o ano todo. A sua localização geográfica é próxima ao Equador, o que favorece uma intensa insolação o ano todo. Por ser próxima do oceano, a região sofre influência marítima e, consequentemente, tem temperaturas mais amenas do que no interior do estado. O clima é definido como tropical equatorial com até seis meses secos.

Os dados dos postos pluviométricos dessa região foram utilizados para o desenvolvimento das equações IDF para cada município.

2.2 Determinação das equações IDF a partir de dados de pluviômetros

Para o desenvolvimento das equações IDF para os 19 municípios da Região Metropolitana de Fortaleza, foi elaborado um código computacional, utilizando a linguagem Java, com a implementação das etapas descritas a seguir.

Seleção dos dados

Foi escolhido o posto pluviométrico com maior quantidade de anos de observação para cada cidade. A entrada de dados se deu por meio de arquivos no formato texto (*.txt), disponibilizados na página da Funceme, na internet. Desses arquivos foram geradas as séries anuais de precipitações diárias máximas.

Ajuste a uma distribuição de probabilidade

O algoritmo realizou os testes de aderência do Qui-Quadrado e o de Lilliefors, além do cálculo de tendência, linearidade, Desvio Quadrático Médio, Desvio Quadrático Residual e Desvio Médio Absoluto aplicados a cinco distribuições de probabilidade: Gamma com dois e três parâmetros, Log Normal com dois e três parâmetros e Gumbel. Para a escolha da distribuição e probabilidade associada a cada série, foram analisados os resultados dos testes de aderência. Dentre as distribuições que tiveram os testes de aderência aceitos, foi escolhida aquela cujos desvios calculados eram inferiores.

Após a escolha da distribuição de melhor ajuste, foram determinadas as precipitações associadas aos períodos de retorno de 5, 10, 15, 20, 25, 30, 50 e 100 anos por meio da utilização da função inversa da distribuição ajustada.

Escolha da Isozona

Por meio da localização do posto pluviométrico, determinou-se a isozona correspondente e, assim, os coeficientes de desagregação da precipitação de 24h para cada duração e período de retorno.

Desagregação da chuva diária

A chuva diária é transformada em chuva de 24h pelo coeficiente de Torrico (1974). Os valores das precipitações para a duração de 6 min e 1 hora foram encontrados pela multiplicação da precipitação de 24 horas pelos respectivos coeficientes de desagregação. Para as durações intermediárias, foi utilizada a interpolação logarítmica.

Determinação dos parâmetros da Equação IDF

Para a determinação dos parâmetros da equação IDF foi utilizada a mesma metodologia de Fechine Sobrinho (2014). Para cada uma das estações pluviométricas da Região Metropolitana de Fortaleza, foram obtidos os parâmetros da equação IDF, de acordo com a Equação 1.

$$I = a(Tr+S)b(t+c)n \quad (1)$$

Em que: *a*, *b* e *n* são os parâmetros a serem definidos, *I* é a intensidade da chuva (mm/min), *Tr* é o tempo de retorno (anos) e t é a duração do evento (min).

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Os parâmetros *a*, *b* e *n* foram encontrados pela aplicação do método dos mínimos quadrados aos valores das intensidades de precipitação encontradas. O parâmetro c foi obtido pelo método de Wilken (1978), e o parâmetro S foi encontrado pelo processo gráfico analítico de minimização do X^2 expresso pela função $X^2 = f(s)$.

Validação do ajuste

Para validação das equações IDF encontradas, faz-se necessário avaliar o ajuste entre os resultados obtidos pela equação e pela distribuição de probabilidade escolhida (SILVA; ARAÚJO, 2013). Para isso, foram utilizadas duas análises estatísticas, baseadas no coeficiente de determinação (R^2) e no Erro Relativo Médio (ERM).

A análise a partir do coeficiente de determinação consistiu em verificar se a relação linear entre os valores calculados pelas equações IDF e os estimados pelo método das isozonas é estatisticamente significante, com maior linearidade expressa pela proximidade do R^2 do valor 1,0 (um). Avaliou-se, ainda, por meio de um teste t de Student, se essa relação linear é do tipo Y = X, ou seja, se as hipóteses de que o coeficiente angular da reta (α) é igual a 1 (um) e o intercepto (β) é igual a 0 (zero) não podem ser rejeitadas ao nível de significância 5%.

O Erro Relativo Médio (ERM) formulado na Equação 2 estima o grau de divergência, em porcentagem, entre os valores. Quanto mais próximo de 0 estiver, melhor será a qualidade do ajuste.

$$ERM = i=0N|Yi-Xi|YiN \quad (2)$$

Em que: Xi é a intensidade estimada pelo método das isozonas (mm/min). Yi é a intensidade calculada pela equação ajustada (mm/min) e N é a quantidade de dados.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Equações IDF para os municípios da região metropolitana de Fortaleza

Os dados de precipitação diária foram obtidos para os 19 municípios da Região Metropolitana de Fortaleza no site da Funceme.

A Tabela 1 lista as estações pluviométricas escolhidas com suas respectivas características. Pode-se observar que a maioria dos postos possui uma quantidade de anos de observação superior a 30, sendo que apenas seis cidades não atingem esse valor. O posto da cidade de Eusébio possui a menor série de dados, com 27 anos de observação. O posto do PICI da cidade de Fortaleza possui a maior quantidade de anos de observação, com 98 anos de dados.

O software de geoprocessamento ArcView GIS foi utilizado para definir a isozona na qual os postos pluviométricos estão inseridos. O mapa da Figura 1 ilustra a demarcação das isozonas e localização dos postos pluviométricos na Região Metropolitana de Fortaleza.

Por meio dos registros diários das precipitações desses postos, foram obtidas as séries de máximas diários anuais em mm. As Tabelas 2, 3 e 4 mostram todas as séries de precipitações máximas diárias anuais para cada município de RMF.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Tabela 1 - Postos pluviométricos estudados da Região Metropolitana de Fortaleza.

Município	Nome	Posto Número	Latitude	Longitude	Qtd de anos de observação	Isozona
Aquiraz	Aquiraz	11	-3.900	-38.383	38	C
Cascavel	Cascavel	36	-4.133	-38.233	39	C
Caucaia	Caucaia	38	-3.750	-38.683	49	C
Chorozinho	Chorozinho	204	-4.300	-38.500	29	D
Eusébio	Eusébio	552	-3.900	-38.500	27	C
Fortaleza	PICI	363	-3.750	-38.583	98	C
Guaiúba	Guaiúba	207	-4.047	-38.637	43	C
Horizonte	Horizonte	205	-4.100	-38.483	28	C
Itaitinga	Itaitinga	211	-3.950	-38.483	28	C
Maracanaú	Maracanaú	82	-3.885	-38.631	43	C
Maranguape	Maranguape	83	-3.903	-38.683	43	C
Pacajus	Pacajus	103	-4.183	-38.467	43	C
Pacatuba	Pacatuba	104	-3.979	-38.614	38	C
Paracuru	Paracuru	109	-3.440	-39.014	40	C
Paraipaba	Paraipaba	110	-3.438	-39.145	28	C
Pindoretama	Pindoretama	176	-4.050	-38.333	29	C
São G. do Amarante	São G. do Amarante	133	-3.675	-38.980	43	C
São Luis do Curu	São Luis do Curu	135	-3.672	-39.242	43	C
Trairi	Trairi	144	-3.276	-39.265	41	C

Tabela 2 – Precipitações máximas diárias anuais em mm para municípios da RMF(I).

Precipitações diárias máximas anuais (mm)								
Ano	Aquiraz	Cascavel	Caucaia	Chorozinho	Eusébio	Guaiúba	Horizonte	Itaitinga
1973	-	-	117	-	-		-	-
1974	-	-	125	-	-	130	-	-
1975	-	-	64	-	-	76	-	-
1976	-	-	82	-	-	50	-	-
1977	-	86.5	94	-	-	91	-	-
1978	-	86.4	126	-	-	83	-	-
1979	135.3	-	70	-	-	96	-	-
1980	87.8	152.8	70	-	-	97	-	-
1981	97	83.5	104	-	-	58.2	-	-
1982	65.4	49	58	-	-	56.6	-	-
1983	61.6	58.2	72.2	-	-	78.2	-	-
1984	143.4	50.5	77	-	-	55	-	-
1985	136.4	114.6	92.4	-	-	95	-	-
1986	85.6	140	115.8	-	-	91.6	-	-
1987	121.4	52.6	78	-	-	50	-	-
1988	154.6	80	89.4	72	-	86.2	-	123
1989	116	136	58.6	67.6	-	45	68.4	-
1990	90	81	41.8	44.3	97	32	42.6	60.5
1991	80	75	76.2	69.7	55	70.4	65	81
1992	114	107	48	85	86	65	69	61.8
1993	62	55	63	75.4	47	55	85	40.6
1994	105.2	117	94	60	68.2	120	110	100
1995	91.6	86	154	66	85.4	71	71.5	80
1996	128	120	114	68	120.1	96	138	86
1997	85	91	93.4	53	120	90	54.2	88.2
1998	45	93	57.2	36	50	50	76.1	73.2
1999	52	73	66	40	105	46	71.6	84
2000	118	75	87	98	97	79	84.2	78
2001	129	87	141	50	124	112.8	141	116
2002	107	133.2	95.6	69	104	90	74	73

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

CONTINUAÇÃO Tabela 2 – Precipitações máximas diárias anuais em mm para municípios da RMF(I).

Precipitações diárias máximas anuais (mm)								
Ano	**Aquiraz**	**Cascavel**	**Caucaia**	**Chorozinho**	**Eusébio**	**Guaiúba**	**Horizonte**	**Itaitinga**
2003	84.6	118	105	75	83	60	65.2	87
2004	228	150	137.6	71	253	70	80	166
2005	68	100	55	74	68	50	73	74
2006	103	203	117	132	112	100	96	108
2007	104	130	128	77	88	52.6	74	79
2008	128	118.5	68.2	55	105	77.2	91.6	78
2009	105	145	86	50	86	70.6	77	118
2010	80.6	80	60	31	145	35	35	61
2011	174	160	117	55	102	120	107	87
2012	60	80.1	130	105.9	114	48	64.4	102
2013	50	83	49.4	45	62	87	63	47
2014	50	66	73.4	37	63	65	70	63
2015	67	101	135.2	72	85	119	116	142
2016	163.2	90	110.9	48	150	55	66	91

Tabela 3 – Precipitações máximas diárias anuais em mm para municípios da RMF (II).

Precipitações diárias máximas anuais (mm)										
Ano	**Maracanaú**	**Maranguape**	**Pacajus**	**Pacatuba**	**Paracuru**	**Paraipaba**	**Pindoretama**	**São Gonçalo do Amarante**	**São Luis do Curu**	**Trairi**
1973	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1974	111	128	130	-	-	-	-	118	158	-
1975	46	58.4	113	-	-	-	-	59.6	59.9	-
1976	103	86	77	-	-	-	-	79	69	190
1977	85	68.8	83	-	82.2	-	-	80.2	63	65
1978	107	100	33.5	-	75.3	-	-	52.2	80.8	152
1979	90	62.2	48.1	73.3	49.2	-	-	51.2	30.7	85
1980	58	119	88.5	107.3	115.3	-	-	69.8	62.9	60
1981	102.4	71	59	71.2	114.2	-	-	73	132	97
1982	86	61	32.3	60	79.2	-	-	71.4	73	114
1983	93	90	128	27	63.2	-	-	56.2	25	103
1984	76.5	80	80.3	88.5	75.3	-	-	67	40.8	84.5
1985	96	76	165	97	104.2	-	-	88	56	105
1986	120	98	126	95	120.2	-	-	165	93	71
1987	62	87.3	121.8	120	120.3	-	-	80.8	62	79.5
1988	62	130	55.3	103	104.2	-	50	68.4	60.2	48.4
1989	50	86	86	75	110	52.8	110	80	45	71.3
1990	53	77	45	69.4	69	98	70	53.4	110	83.6
1991	54	63	63	90.4	70	172.5	100	62.4	55	106
1992	72	69.5	72	77.4	60.2	50	112	78	66	50
1993	55	60	47	52.8	130	82	45	62	35	94
1994	75	78	150	96	142	65	110	137	83	170
1995	86	102	84	76	133	88	132	89.2	150	60
1996	75	82	90	95.2	157	127.4	151	93.6	53	150
1997	32	48	75	69	112.6	55	115	67.6	37	111
1998	76	78	41	86	136	49	54	39	58	82
1999	64	66	46.4	88	93	112	67	60	86	122
2000	75	85	99.6	89	82	79	64	53	64	93
2001	135.8	103.2	150	131	143	81.8	114	93	90	76
2002	132	114.6	111	97.2	165	125	90	92	73	130
2003	68	102	74	75	82	82.4	131	167	70	141
2004	89	95.2	88	88	150.3	74	133	96	53	84
2005	73	112	64.5	63	78	79	105	141	50	74
2006	111	79	103	67	79.6	55	178	95	83	58

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

CONTINUAÇÃO Tabela 3 – Precipitações máximas diárias anuais em mm para municípios da RMF (II).

Precipitações diárias máximas anuais (mm)										
Ano	Maracanaú	Maranguape	Pacajus	Pacatuba	Paracuru	Paraipaba	Pindoretama	São Gonçalo do Amarante	São Luis do Curu	Trairi
2007	82	119	85	61	83.6	77	125	123	72	74
2008	95.6	113.8	88.6	66	91	72	104	61.4	158	81
2009	105	203.8	113	70	81	121	99	100	141	91
2010	102	73.6	66	51	51	53	101	80	52	77
2011	90	90	85	75	84	60	115	60.2	91	100
2012	73	77.8	77.2	65	75	63	90	59	24	48
2013	42	50.2	46.2	69	98	125	77	63	51	64
2014	63	60	39.2	75	67.8	85	71	57	50	50
2015	98	100	57	146	79	99	82	51	45	109
2016	83	60.8	47	56	150	233	145	63	101	217

Tabela 4 – Precipitações diárias máximas para a cidade de Fortaleza (mm).

Ano	P. Máxima	Ano	P. Máxima	Ano	P. Máxima	Ano	P. Máxima
1919	67	1944	84	1969	72	1994	83
1920	125	1945	69	1970	134	1995	137
1921	97	1946	94	1971	138	1996	85
1922	74	1947	98	1972	136	1997	92
1923	91	1948	110	1973	76	1998	86
1924	70	1949	227	1974	128	1999	44
1925	67	1950	78	1975	65	2000	90
1926	67	1951	67	1976	85	2001	103
1927	65	1952	118	1977	168	2002	110
1928	97	1953	59	1978	122	2003	146
1929	81	1954	68	1979	117	2004	173
1930	64	1955	66	1980	84	2005	97
1931	85	1956	69	1981	161	2006	119
1932	56	1957	120	1982	74	2007	81
1933	65	1958	55	1983	91	2008	68
1934	103	1959	106	1984	112	2009	84
1935	102	1960	115	1985	145	2010	65
1936	69	1961	150	1986	142	2011	198
1937	83	1962	81	1987	83	2012	197
1938	148	1963	172	1988	87	2013	47
1939	91	1964	112	1989	62	2014	43
1940	61	1965	74	1990	61	2015	132
1941	94	1966	63	1991	104	2016	100
1942	51	1967	113	1992	82		
1943	131	1968	65	1993	83		

A maior média das precipitações diárias máximas anuais foi de 102,01 mm para a cidade de Aquiraz, e a menor foi de 64,89 mm para a cidade de Chorozinho. A maior precipitação diária observada foi de 253 mm e aconteceu na cidade de Eusébio no ano de 2004. Fortaleza apresentou uma média das precipitações máximas 97,23 mm e sua maior chuva diária ocorreu no ano de 1949 com 227 mm.

Após a definição das séries de máximas anuais, foram realizados os testes de aderência com os valores observados e estimados a partir de cinco distribuições de probabilidade: Gamma II, Gumbel, Gamma III, LogNormal II e LogNormal III.

Para cada cidade, todos os índices e coeficientes de correlação encontrados foram analisados. A partir dessa análise foi escolhida a distribuição

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

de probabilidade de melhor ajuste. Essa escolha foi realizada com base nos resultados dos testes de aderência. Dentre as distribuições que tiveram como aceita a hipótese de que representam adequadamente a série de dados, foi escolhida aquela cujos valores dos desvios foram inferiores.

A partir da distribuição de probabilidade escolhida, as precipitações diárias máximas para vários períodos de retorno foram encontradas para cada município. Esses valores então foram convertidos em chuvas de duração de 24h segundo a metodologia de Torrico (1974). Assim, as intensidades de precipitação para diferentes durações foram encontradas para cada município por meio da desagregação desses valores de precipitação. Os valores dos parâmetros da equação IDF para cada município foram encontrados de acordo com a metodologia utilizada por Fechine Sobrinho (2014) descrita anteriormente e estão listados na Tabela 5 juntamente com a distribuição escolhida e a respectiva isozona de localização.

Por meio dos resultados mostrados na Tabela 5, nota-se que os valores dos parâmetros *c* e *n* se mostraram invariáveis para a grande maioria das cidades da RMF, com exceção apenas de Chorozinho, o único município que pertence a uma isozona diferente (isozona D). Segundo Aragão et al. (2013), isso é consequência do procedimento de cálculo baseado na metodologia de desagregação, já que para dados de pluviógrafosisso não é observado.

O parâmetro a possuiu amplitude variando de 12,83 a 24,138 , tendo seus maiores valores concentrados nas cidades de Aquiraz e Pindoretama. Já o parâmetro *b* possuiu valores que foram de 0,081 a 0,195. Seus maiores valores estão concentrados nos municípios de Paraipaba, São Gonçalo do Amarante e São Luís do Curu. Os valores do parâmetro S variaram de -2,15 a -2,01.

Os resultados da verificação da qualidade do ajuste estão apresentados na Tabela 6.

Podemos observar que os valores de R^2 mantiveram-se praticamente constantes e foram todos superiores a 0,98. Os valores dos Erros Relativos Médios foram todos inferiores a 3,1%. Pode-se perceber também que todos os resultados indicam que o intercepto (β) tende a 0 e o coeficiente angular da reta (α) tende a 1.

Tabela 5 - Parâmetros da equação IDF para os municípios da RMF.

Município	c	s	a	b	n	Distribuição utilizada	Isozona Taborga
Aquiraz	15.945	-2.110	24.048	0.126	0.760	GAMMA II	C
Cascavel	15.945	-2.040	22.360	0.133	0.760	GUMBEL	C
Caucaia	15.945	-2.100	21.052	0.106	0.760	GAMMA II	C
Chorozinho	13.866	-2.130	16.032	0.113	0.769	GAMMA II	D
Eusébio	15.945	-2.060	22.628	0.149	0.760	GUMBEL	C
Fortaleza	15.945	-2.070	21.711	0.138	0.760	GAMMA III	C
Guaiúba	15.945	-2.100	17.421	0.109	0.760	GAMMA II	C
Horizonte	15.945	-2.020	17.552	0.123	0.760	GUMBEL	C
Itaitinga	15.945	-2.020	19.315	0.125	0.760	GUMBEL	C
Maracanaú	15.945	-2.140	19.221	0.081	0.760	GAMMA III	C
Maranguape	15.945	-2.030	19.359	0.126	0.760	GUMBEL	C
Pacajus	15.945	-2.110	19.479	0.133	0.760	GAMMA II	C
Pacatuba	15.945	-2.010	17.600	0.115	0.760	GUMBEL	C
Paracuru	15.945	-2.030	22.136	0.119	0.760	LOG NORMAL II	C
Paraipaba	15.945	-2.070	19.357	0.195	0.760	GAMMA III	C
Pindoretama	15.945	-2.150	24.138	0.087	0.760	GAMMA III	C
São G. do Amarante	15.945	-2.090	12.830	0.181	0.760	LOGNORMAL III	C
São Luis do Curu	15.945	-2.040	16.241	0.179	0.760	LOGNORMAL II	C
Trairi	15.945	-2.080	16.116	0.188	0.760	LOG NORMAL III	C

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Tabela 6 - Índices de verificação da qualidade do ajuste

Município	R^2	ERM	α	β
Aquiraz	0.983	0.031	0.985	0.030
Cascavel	0.984	0.030	0.983	0.029
Caucaia	0.983	0.030	0.985	0.024
Chorozinho	0.989	0.025	0.988	0.014
Eusébio	0.984	0.031	0.984	0.032
Fortaleza	0.983	0.030	0.981	0.030
Guaiúba	0.983	0.030	0.983	0.020
Horizonte	0.984	0.030	0.984	0.021
Itaitinga	0.984	0.030	0.983	0.024
Maracanaú	0.983	0.030	0.985	0.019
Maranguape	0.984	0.030	0.982	0.024
Pacajus	0.983	0.031	0.983	0.026
Pacatuba	0.984	0.030	0.983	0.020
Paracuru	0.984	0.030	0.983	0.027
Paraipaba	0.983	0.030	0.979	0.037
Pindoretama	0.983	0.030	0.984	0.025
São G. do Amarante	0.983	0.031	0.984	0.025
São Luis do Curu	0.984	0.030	0.980	0.027
Trairi	0.983	0.031	0.980	0.030

3.2 Comparação entre as equações IDF geradas por pluviógrafos e pluviômetros para a cidade de Fortaleza

A Equação 3 abaixo foi construída por Silva, Palácio Junior e Campos (2013) a partir de dados de 30 anos de registros pluviográficos (1970-1999) do pluviógrafo da estação climatológica da Universidade Federal do Ceará- Campus do PICI.

$$i=2345,29*T0,173(t+28,31)0,904 \quad (3)$$

Em que: I é a intensidade em mm/h; T é o tempo de retorno em anos e t é a duração da chuva em min.

A fim de comparar os resultados obtidos pela metodologia de desagregação, implementada neste estudo, com os da Equação 3, a equação IDF para a cidade de Fortaleza foi obtida neste trabalho por meio dos dados do posto pluviométrico do PICI para o período de observação de 1919 a 2016 (98 anos de dados) e está mostrada na Equação 4.

$$I=21,711*(Tr-2,07)0,138(t+15,945)0,76, \text{ para } 5min < t < 240min. \quad (4)$$

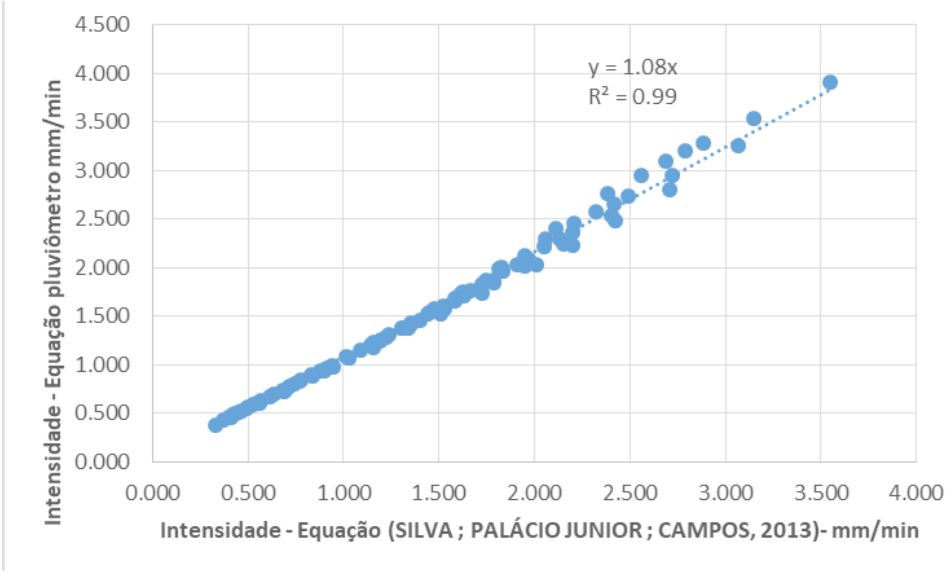
Em que: I é a intensidade em mm/min; T é o tempo de retorno em anos e t é a duração da chuva em min.

O gráfico de correlação linear da Figura 2 foi construído com os valores das intensidades de chuva obtidas pelas duas equações para períodos de retorno de 5, 10, 15, 20, 25, 30, 50 e 100 anos e para durações de até 240 min.

No eixo x encontram-se os valores obtidos pela equação desenvolvida por Silva, Palácio Junior e Campos (2013), e no eixo y os valores obtidos pela equação construída pelo programa. O coeficiente angular da linha de tendência do gráfico gerado foi de 1,08, que é próximo da unidade. Um valor desse coeficiente igual a 1 representaria a igualdade dos resultados obtidos pelas duas equações. O Erro Relativo Médio encontrado por meio da comparação dos resultados gerados pelas duas equações foi de 0,069. Dessa forma, os resultados obtidos pela equação gerada pelo algoritmo representam bem os resultados obtidos pela equação gerada pelos dados dos pluviógrafos.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Figura 2: Correlação linear entre os valores de intensidade obtidos pela equação de Silva, Palácio Junior e Campos (2013) e pelo algoritmo desenvolvido neste trabalho.



Fonte: A autora.

4 CONCLUSÕES

Pode-se concluir que métodos para a determinação das chuvas intensas para regiões que não possuem pluviógrafo são ferramentas úteis e necessárias e devem ser cada vez mais aprimorados.

A vasta densidade pluviométrica do Brasil favorece o desenvolvimento de metodologias baseadas em dados de pluviômetros para determinação das chuvas intensas de uma determinada região.

Para a cidade de Fortaleza, a equação gerada por dados de pluviômetros apresentou uma alta correlação com os dados gerados pela equação padrão. Os valores das intensidades obtidos pela equação IDF calculada pelo programa para a cidade de Fortaleza foram comparados com os obtidos pela equação gerada por Silva, Palácio Junior e Campos (2013) por meio de dados de pluviógrafos. Os bons ajustes apresentados pelos coeficientes de determinação e angular, respectivamente, 0,99 e 1,08, sugerem que os resultados encontrados pela metodologia de desagregação, implementada neste estudo, reproduzem adequadamente as intensidades calculadas pela equação IDF de Silva, Palácio Junior e Campos (2013).

Dentre as distribuições de probabilidade estudadas, a Gumbel foi a mais utilizada, sendo definida como a de melhor ajuste para 6 dos 19 municípios, seguida pela Gamma II, que foi definida como de melhor ajuste para 5 municípios. A Log Normal 2 e 3 parâmetros foi a menos utilizada, apenas 2 municípios cada.

As equações IDF para todos os municípios da Região Metropolitana de Fortaleza puderam ser encontrados e podem ser utilizados como base em projetos hidráulicos. Os resultados mostraram que a metodologia utilizada proporcionou um bom ajuste dos parâmetros das equações IDF, o que proporciona uma maior segurança na sua utilização.

REFERÊNCIAS

ARAGÃO, R.; SANTANA, G. R.; COSTA, C. E. F. F. da; CRUZ, M. A. S.; FIGUEIREDO, E. E. de; SRINIVASAN, V. S. Chuvas intensas para o Estado de Sergipe com base em dados desagregados de chuva diária. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 3, p.243-252, 21 dez. 2013.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

BASSO, Raviel Eurico et al . Revisão das isozonas de chuvas intensas do Brasil. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 4, p. 635-641, Dec. 2016.

DAME, Rita de C. F.; TEIXEIRA, Claudia F. A.; TERRA, Viviane S. S.. Comparação de diferentes metodologias para estimativa de curvas intensidade-duração-freqüência para Pelotas - RS. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal , v. 28, n. 2, Junho 2008.

ELSEBAIE, I. H. Developing rainfall intensity-duration-frequency relationship for two regions in Saudi Arabia. **Journal of King Saud University**, v.24, p.131-140, 2012.

FECHINE SOBRINHO, V. et. al. Desenvolvimento de equações Intensidade-Duração-Frequência sem dados pluviográficos em regiões semiáridas. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, Campina Grande, v.19, n.7, p.727-734, 2014.

FUNCEME – Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos: Produtos e serviços. Disponível em: <http://www.funceme.br>. Acesso em 10 de Janeiro de 2017.

GENOVEZ, A. M., ZUFFO, A.C. Chuvas intensas no estado de São Paulo: estudos existentes e análise comparativa. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.5, n.3, p.45-58, 2000.

NAGHETTINI, M.; PINTO, É. J. de. A. **Hidrologia Estatística**. Belo Horizonte: CPRM, 2007. 552 p.

OLIVEIRA, L. F. C.; VIOLA, M. R.; PEREIRA, S., MORAIS, N. R. Modelos de predição de chuvas intensas para o estado do Mato Grosso, Brasil. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 3, p. 274-290, 2011.

SANTOS, G. G. et al. Intensidade-duração-frequência de chuvas para o Estado de Mato Groso do Sul. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 13, (Suplemento), p.899-905, 2009.

SILVA, B. M. et al. Chuvas Intensas em localidades do Estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 17, n. 3, p. 135-147, 2012.

SILVA, F.O.E.; PALÁCIO JÚNIOR, F.F.R.; CAMPOS, J.N.. Equações de chuvas para Fortaleza-CE com dados do pluviógrafo da UFC. **Revista DAE**, São Paulo n. 192, p.48-59, 2013.

SILVA, S.R. da; ARAÚJO, G.R. de S. Algoritmo para Determinação da Equação de Chuvas Intensas. **Revista Brasileira de Geografia Física,** Recife, v.6, n.5, p. 1371-1383, 2013.

SOUZA, R. O. R. de M.; SCARAMUSSA, P. H. M.; AMARAL, M. A. C. M. do; NETO, J. A. P.; PANTOJA, A. V.; SADECK, L. W. R.. Equações de chuvas intensas para o estado do Pará. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 16, n. 9, p.999-1005, 2012.

SOUZA, V.A.S. de.; DIAS, R.H.S.; SILVA FILHO, E.P. de.; NUNES, M.L.A.; ANDRADE, C.D.; ROSA, A.L.D.de.. Determining IDF Equations for the State of Rondônia. **Revista Brasileira de Climatologia**, v.18, n.12, p. 10-26, 2016.

TORRICO, J. J. T. **Práticas Hidrológicas**. Rio de Janeiro: Transcon, 1974. 119 p.

WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION - WMO. Manual for Estimation of Problable Maximum Precipitation. **Meteorological Organization**. Geneva, 1973. 190 p.

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Gêneros de Algas Continentais do Brasil

Carlos E. De M. Bicudo, Mariângela Menezes

A terceira edição de Gêneros de Algas De Águas Continentais do Brasil: Chave Para Identificação e Descrições foi inteiramente atualizada e ampliada. Os 11 anos que separam a edição anterior desta terceira edição foram um período de intensa atividade na sistemática e na taxonomia mundial das algas, causada, principalmente, pela introdução de técnicas da biologia molecular e da microscopia eletrônica de varredura na identificação de gêneros e categorias infragenéricas das microalgas.

O total de gêneros incluídos nesta terceira edição da chave é 591. Sem uma obra concorrente no momento em toda a América Latina, a presente chave é uma demanda da comunidade científica brasileira. Substitui com enorme vantagem a edição anterior, a segunda.

Mais informações: www.rimalivraria.com.br

Substâncias Húmicas e Matéria Orgânica Natural

Eny Maria Vieira, Fernanda Benetti, Lívia Botacini Favoretto Pigatin e Deborah Pinheiro Dick

O livro Substâncias Húmicas e Matéria Orgânica Natural traz alguns dos trabalhos apresentados durante a XIª edição do Encontro Brasileiro de Substâncias Húmicas, realizada na cidade de São Carlos, interior de São Paulo. Os congressos do Grupo Brasileiro da International Humic Substances Society (IHSS), conhecidos como Encontro Brasileiro de Substâncias Húmicas (EBSH), constituem um fórum de discussão para pesquisadores, estudantes e profissionais que atuam na área de substâncias húmicas e matéria orgânica no país, em que são abordados os mais variados tópicos relativos a esse tema.

Mais informações: www.rimalivraria.com.br

Geologia Estrutural - 2ª edição

Haakon Fossen

O livro Geologia Estrutural é resultado de uma preocupação do autor, o geólogo norueguês Haakon Fossen, em estabelecer um equilíbrio entre as abordagens geralmente encontradas sobre o tema. Esta segunda edição de Geologia Estrutural inclui um capítulo inteiramente novo sobre juntas e veios, exemplos e estudos de caso adicionais de diversas partes do mundo e novos exercícios, ilustrações e animações online. Além dos novos casos brasileiros presentes na versão original em inglês, como a Faixa Ribeira, o Além Paraíba e a Faixa Araçuaí, o autor fez um trabalho exclusivo de adaptação e complementação para a tradução publicada pela Oficina de Textos, com a inclusão de vários casos locais, como a zona de cisalhamento de Patos, a Bacia Tucano, Rosário do Sul e Faixa Brasília, entre outros.

Mais informações: www.ofitexto.com.br/livro/geologia-estrutural-2a-edicao/

Proteção De Rios Com Soluções Maccaferri

Gerardo Fracassi

A obra aborda desde a Morfologia fluvial e os tipos de intervenção em um curso de água até a Bioengenharia e métodos de dimensionamento. Apresenta sugestões para projetos de estrutura em gabiões e traz diversos casos reais em que explica detalhadamente os problemas encontrados e as soluções aplicadas, com ilustrações passo a passo. Uma valiosa referência para profissionais envolvidos em obras de proteção e estabilização de margens, controle do traçado de rio e proteção contra inundações.

Mais informações: www.ofitexto.com.br/livro/protecao-de-rios-com-solucoes-maccaferri/

Interfaces Prediais

Roberto de Carvalho Júnior

Este livro foi desenvolvido com a finalidade de apresentar uma visão conceitual simples e didática dos vários subsistemas das instalações prediais e suas principais interfaces com o projeto de arquitetura.

Mais informações: www.blucher.com.br/livro/detalhes/interfaces-prediais-1385

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

Óleo e água não se misturam

A solução é reciclar

Não jogue óleo na rede de esgoto ou no solo, nem em ralos e vasos sanitários.

Cada litro de óleo de fritura pode poluir até 25 mil litros de água, se descartado de forma errada.

Uma solução mais responsável e ecológica é reciclar para fabricar sabão e biocombustível.

Ao se desfazer do óleo usado, utilize garrafas PET usadas, embalagens de amaciantes ou de sucos.

Leve seu óleo usado até um dos pontos de coleta para que seja descartado de forma correta.

Conheça o **PROL - Programa de Reciclagem de Óleo de Fritura** no site **www.sabesp.com.br**

sabesp

GOVERNO DO ESTADO SÃO PAULO

Mês	Dias	Evento	Local
Julho	8 a 12	World Cities Summit Singapore	Local: Sands Expo & Convention Centre, Cingapura. Mais informações: www.worldcitiessummit.com.sg/
	10 a 13	V COBESA	Local: Universidade Federal do Vale do São Francisco, Campus Juazeiro, Bahia Mais informações: www.vcobesa.com.br/#modal
Agosto	20 a 22	6th Sustainable Phosphorus Summit (SPS2018)	Local: Brasília Palace Hotel, Brasilia, DF Mais informações: www.sps2018.com.br/organizer
	23 a 25	CPVF Shanghai	Local: Guangzhou Zhenwei International Exhibition, China Mais informações: www.zhenweiexpo.com
	31 agosto a 01 de setembro	SIMPOI 2018 - OPERAÇÕES E A ECONOMIA CIRCULAR	Local: Escola de Administração de Empresas de São Paulo, São Paulo Mais informações: http://eventos.fgv.br/simpoi-2018
Setembro	18 a 20	WASTE EXPO BRASIL 2018	Local: Pavilhão Branco Expo Center Norte, São Paulo Mais informações: www.wasteexpo.com.br/
	18 a 20	29º ENCONTRO TÉCNICO AESABESP/29ª FENASAN 2018	Local: Pavilhão Branco Expo Center Norte São Paulo, São Paulo Mais informações: www.fenasan.com.br/
	29 de setembro a 03 de outubro	Weftec New Orleans	Local: New Orleans, Estados Unidos Mais informações: www.wef.org
Outubro	10 a 12	SILUBESA	Local: Fundação Dr. António Cupertino Miranda, Cidade do Porto, Portugal Mais informações: www.18enasb-silubesa.apesb.org/
	22 a 26	Ontario Water Innovation Week	Local: Toronto, Ontario Mais informações: http://watertapontario.com/events/ontario-water-innovation-week-2/
	23 a 25	XII Congreso Internacional AEDyR	Local: Toledo, Espanha Mais informações: www.aedyr.com/es/abierto-el-plazo-para-presentacion-de-los-abstracts-del-xii-congreso-internacional-aedyr
Novembro	6 a 8	XX Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas - FENAGUA 2018	Local: Expo D. Pedro , Campinas Mais informações: http://abas.org/xxcabas/
	4 a 7	National Water & Wastewater Conference 2018	Local: Hotel Bonaventure Montréal Montreal, Canadá Mais informações: www.wcowma-bc.com/event/national-water-wastewater-conference-2018/
Dezembro	4 a 7	10º IPWE - 10th International Perspective on Water Resources and the Environment	Local: Cartagena, Colombia Mais informações: https://ipwe2018.uniandes.academy/index.php/en/

A Revista DAE está licenciada sob a Licença Atribuição-NãoComercial 4.0 Internacional Creative Commons.

QUER GANHAR TEMPO E COMODIDADE?

CONHEÇA O APLICATIVO SABESP MOBILE

BAIXE O NOVO APLICATIVO DA SABESP, DISPONÍVEL PARA ANDROID E IOS,
E TENHA ACESSO FÁCIL E RÁPIDO A INÚMERAS FUNCIONALIDADES.

SEGUNDA VIA
DE CONTAS

HISTÓRICO
DE CONSUMO

AVISO DE
VAZAMENTOS

INFORMAR
FALTA DE ÁGUA

sabesp

CIASABESP OFICIALSABESP WWW.SABESP.COM.BR

O site da Revista DAE está repleto de novidades

Assine gratuitamente o boletim eletrônico, é só se cadastrar!

No site você pode baixar o conteúdo completo da Revista.

www.revistadae.com.br