



ABES ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL



R B C I A M B

Revista Brasileira de Ciências Ambientais
Junho de 2016

Nº 40

Expediente

Editor Geral

Maurício Dziedzic

Editores Internacionais

Günter Gunkel – Alemanha

Jose Alfaro Joins - EUA

Manuela Morais - Portugal

Oscar Parra - Chile

Editores Nacionais

Adriana Marques Rosseto

Marco Aurélio da Silva Carvalho Filho

Mário Augusto Gonçalves Jardim

Tadeu Fabrício Malheiros

Conselho Editorial

Arlindo Philippi Jr, Asher Kiperstock, Carlos Alberto Cioce Sampaio, Cleverson Vitorio Andreolli, Eliza Maria Xavier Freire, Fabiano Toni, Jorge Tenório, Leandro Gonçalves Oliveira, Luiz Carlos Beduschi Filho, Marco Antonio Almeida de Souza, Maria de Lourdes Florencio, Maria do Carmo Martins Sobral, Miguel Mansur Aisse, Valdir Fernandes, Wanderley da Silva Paganini

Coordenação

Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES

Presidente Nacional da ABES

Dante Ragazzi Pauli

Responsáveis

Allan Rodrigues

Soraia F. F. Fernandes

Produção Editorial

Zeppelini Publisher

www.zeppelini.com.br

Submissão de artigos, dúvidas e sugestões: rbciasm@abes-dn.org.br



[Instruções para autores, clique aqui](#)

Esta é uma publicação em parceria com o Instituto de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável - ICTR www.ictr.org.br

ÍNDICE

1 - AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE ASSOCIADA À QUALIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO EM CAMPINA GRANDE, PARAÍBA

Risk assessment to health associated to water quality for human supply of Campina Grande city, Paraíba state
Igor Souza Ogata - Rui de Oliveira - Celeide Maria Belmont Sabino Meira - Ruth Silveira do Nascimento - Juscelino Alves Henriques

16 - POLÍTICAS PÚBLICAS RELACIONADAS AO TRANSPORTE INDIVIDUAL E COLETIVO E SEUS IMPACTOS SOBRE INDICADORES DE SAÚDE E AMBIENTE EM UBERLÂNDIA, MINAS GERAIS

Public policies concern to individual and collective transport and its impacts on health and environment indicators in Uberlândia, Minas Gerais

Paolla Brandão da Cunha - Guilherme Gomes Silva - Boscolli Barbosa Pereira

27 - AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DA COBERTURA ARBÓREA DOS BAIROS CENTRAIS DE MACAPÁ (AP)

Tree cover quantitative analysis of the urban area of Macapá (AP)

Iann Rodrigues Sarquis - Gisele Herbst Vazquez - Luiz Sérgio Vanzela

43 - AVALIAÇÃO DA GERAÇÃO DE RESÍDUOS EM DISCIPLINAS DE QUÍMICA ORGÂNICA E INORGÂNICA E PROPOSTAS DE REDUÇÃO

Assessment of waste generation in Organic and Inorganic Chemistry disciplines and reduction proposals

Ricardo Barbosa - Valma Martins Barbosa - Erika Pereira Felix

57 - DESAFIOS PARA OS MUNICÍPIOS DA REGIÃO METROPOLITANA DE SALVADOR, BAHIA, FRENTE À DESCENTRALIZAÇÃO DO LICENCIAMENTO AMBIENTAL

Challenges for the municipalities in the metropolitan region of Salvador, Bahia state, Brazil, regarding the environmental licensing decentralization

Larissa de Lima Cardoso - Alessandra Argolo Espírito Santo Carvalho

69 - AVALIAÇÃO DO USO DE RESÍDUO DE CURTUME DE COURO DE PEIXE COMO ALTERNATIVA NA RECUPERAÇÃO BIOLÓGICA DE SOLOS DEGRADADOS

Evaluation of waste fish leather tannery as an alternative to biological restoration of degraded soils

Leocimara Sutil de Oliveira Pessoa Paes - Sandy Adriele Kalb - Rafaela Lombardo - Marcelly Xavier de Farias - Patrícia de Souza - Luis Fernando Roveda - Kátia Kalko Schwarz

80 - RESPONSABILIDADES JURÍDICAS AMBIENTAIS E ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS: ESTUDO DE CASO DO MUNICÍPIO DE ITIRAPINA (SP)

Legal and environmental responsibilities sewage treatment: case study of the municipality of Itirapina (SP)

Celso Maran de Oliveira - Ozelito Possidônio de Amarante Junior - Adeildo Cabral da Silva - Illona Maria de Brito Sá

95 - GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO CIVIL: ESTUDO DE CASO EM EMPREENDIMENTOS COMERCIAL E RESIDENCIAL EM LONDRINA (PR)

Management of building waste: case study in a commercial and a residential buildings in Londrina (PR)

Paola Arima Scalone - Sueli Tavares de Melo Souza - Edilene Sarge Figueiredo

107 - MODELOS DE ESCALA REDUZIDA UTILIZADOS NA ANÁLISE DA SUSTENTABILIDADE DE PRODUTOS

Sustainability assessment of product design using reduced scale models

Paulo Cesar Machado Ferroli - Lisiane Ilha Librelotto - Letícia Mattana

124 - COMPOSTAGEM: UMA NECESSIDADE DOS CENTROS URBANOS

Composting: a necessity of urban centers

Verônica Rosária Polzer

AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE ASSOCIADA À QUALIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO EM CAMPINA GRANDE, PARAÍBA

RISK ASSESSMENT TO HEALTH ASSOCIATED TO WATER QUALITY FOR HUMAN SUPPLY OF CAMPINA GRANDE CITY, PARAÍBA STATE

Igor Souza Ogata

Engenheiro sanitaria e ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). Professor da UEPB.

Rui de Oliveira

Engenheiro civil pela Escola de Engenharia do Maranhão. Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). PhD em Engenharia Civil pela Universidade de Leeds. Professor da UEPB.

Celeide Maria

Belmont Sabino Meira

Arquiteta e engenheira civil pela UFPB. Mestre em Engenharia Civil pela UFPB. Doutora em Recursos Naturais pela UFCG. Professora da UEPB.

Ruth Silveira

do Nascimento

Engenheira civil pela UFPB. Licenciatura plena em Matemática pela UEPB. Mestre em Engenharia Civil pela UFPB. Doutora em Recursos Naturais pela UFCG. Professora da UEPB.

Juscelino Alves Henriques

Engenheiro sanitaria e ambiental pela UEPB. Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pela UFCG. Doutorando em Saneamento pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Professor do Instituto Federal do Espírito Santo (IFES) – *Campus Ibatiba*.

Endereço para correspondência:

Igor Souza Ogata – Rua Coronel João Figueiredo, 78 – Bodocongó – 58430-180 – Campina Grande (PB) – Brasil – E-mail: igor_ogata@hotmail.com

RESUMO

Este trabalho realizou uma avaliação de risco da qualidade da água da rede de distribuição de Campina Grande, Paraíba, nordeste do Brasil, por meio do método da Análise dos Modos e Efeitos de Falhas (FMEA). A amostra foi composta por oito pontos ao longo da rede de distribuição, tendo sido analisados os indicadores sentinelas — cloro residual livre (CRL) e turbidez — e mais quatro indicadores auxiliares — cloro residual combinado (CRC), cor, pH e bactérias heterotróficas. Utilizando todos os indicadores, seis pontos foram classificados como de risco baixo e dois como de risco moderado. Analisando apenas os riscos relacionados aos indicadores sentinelas, três pontos foram classificados como de risco baixo, três como de risco desprezível, um como de risco moderado e um como de risco alto, tendo esses indicadores apresentado melhor adequação metodológica. A ausência de CRL no ponto de risco alto foi o principal fator para tal classificação.

Palavras-chave: vigilância da qualidade da água; água para consumo humano; avaliação de risco; metodologia FMEA.

ABSTRACT

This paper describes a water quality risk assessment based on the application of Failure Mode and Effects Analysis (FMEA) methodology conducted at the water distribution network of Campina Grande city, Paraíba state, northern Brazil. Both sentinel indicators — free residual chlorine (FRC) and turbidity — and four auxiliary indicators — combined residual chlorine (CRC), color, pH and heterotrophic bacteria — were analyzed in water samples collected at eight monitoring points throughout the distribution network. Based on data of all these water quality indicators, six of these points were classified as low risk and two as moderate risk ones, but, considering only the sentinel indicators, three points were classified as low risk, three as negligible risk, one as moderate risk and one as high risk, being these indicators considered as performing better methodological adequacy. The absence of FRC in the high-risk point was the main factor for such a classification.

Keywords: surveillance of water quality; water for human consumption; risk assessment; FMEA methodology.

INTRODUÇÃO

A análise de risco é uma metodologia que compreende a avaliação, o gerenciamento e a comunicação de risco (BASTOS *et al.*, 2009; CARMO *et al.*, 2008). A avaliação quantitativa de risco envolve a identificação de perigos, a avaliação da dose-resposta, a avaliação da exposição e a caracterização do risco. No gerenciamento, devem ser realizadas ações para minimizar, eliminar e/ou mitigar os riscos avaliados. Por fim, na comunicação são informados às partes interessadas os riscos provenientes de determinada situação.

Nesse aspecto, a operação rotineira de um sistema de abastecimento de água (SAA) está sujeita a eventos que podem resultar na introdução — ou na remoção — de perigos na cadeia produtiva de água para consumo humano. Dentre esses eventos perigosos, podem ser citados: a alteração da qualidade do manancial — por ação natural ou antrópica —, a pressão negativa no sistema de distribuição, os vazamentos nas tubulações, a introdução de contaminantes na rede de distribuição, a operação inadequada da estação de tratamento, a manutenção deficiente, as más condições das instalações prediais e a reservação incorreta (BRASIL, 2006c).

Dessa forma, segundo Carmo *et al.* (2008), tornam-se necessários o controle e a vigilância da qualidade da água a fim de garantir que o padrão de potabilidade seja atendido até a utilização da água pelo consumidor. De acordo com a Portaria n.º 2.914 (BRASIL, 2011) do Ministério da Saúde (MS), controle e vigilância da qualidade da água são atividades exercidas para avaliar se a água fornecida à população apresenta risco à saúde, sendo o controle realizado pelo responsável pelo serviço de abastecimento, e a vigilância, pela autoridade de saúde pública.

Para executar o controle e a vigilância da qualidade da água, devido à quantidade de parâmetros do padrão de

potabilidade, é importante eleger indicadores que expressem precocemente a situação da água de maneira ágil, barata e representativa. Esses indicadores podem ser classificados como sentinelas e auxiliares.

Segundo o MS (BRASIL, 2006a), os indicadores sentinelas para controle e vigilância da qualidade da água são o cloro residual livre (CRL) e a turbidez, e têm como principal objetivo conferir condições de identificação precoce de situações de risco, principalmente em relação a doenças de veiculação hídrica. Por sua vez, os indicadores auxiliares não têm um conjunto padronizado, mas a “Diretriz Nacional do Plano de Amostragem da Vigilância em Saúde Ambiental Relacionada à Qualidade da Água para Consumo Humano” (BRASIL, 2006a) sugere a escolha desses em relação às características do SAA. Neste trabalho, foram escolhidos o cloro residual combinado (CRC), a cor, o pH e as bactérias heterotróficas.

A vigilância geralmente ocorre por meio de análises físicas, químicas e microbiológicas, em pontos vulneráveis da rede, com uma frequência alta, gerando um banco de dados que, se devidamente sistematizado e analisado, constitui importante subsídio para a necessária avaliação de risco à saúde associada ao abastecimento de água (BRASIL, 2006c).

Portanto, a avaliação de risco pela sua capacidade em quantificar perigos torna-se uma ferramenta singular na realização da proposta deste trabalho, a qual constituiu-se na apresentação dos riscos à saúde associados à água distribuída por rede na cidade de Campina Grande, Paraíba, nordeste do Brasil. Foi possível, inclusive, classificar as áreas da rede distribuidora, segundo o grau de risco.

MATERIAIS E MÉTODOS

A rede de distribuição de água da cidade de Campina Grande tem uma extensão de 1.216 km, estando dividida em quatro zonas de pressão — A, B, C e D —, das quais as zonas A e D são independentes entre si e as zonas B e C estão provisoriamente interligadas por razões de manutenção e troca de tubulações na zona B (SOU-

ZA, 2010). Há, no sistema, canalizações de diversos materiais — desde ferro fundido e cimento amianto até policloreto de vinila (PVC) — e de diferentes idades — ligações domiciliares muito recentes e outras quase centenárias —, não sendo possível, neste trabalho, um levantamento minucioso desses aspectos.

Foram definidos oito pontos de amostragem, contemplando as quatro zonas de pressão, com base na “Diretriz Nacional do Plano de Amostragem da Vigilância em Saúde

Descrição de procedimentos analíticos

Os procedimentos analíticos seguiram as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA/AWWA/WPCF, 2012), sendo as análises realizadas em triplicata. Os indicadores analisados foram: CRL, turbidez, CRC e pH — realizados

Estatística e classificação dos dados

O tratamento estatístico dos dados dos indicadores analisados fundamentou-se na remoção dos *outliers* por meio do método de Grubbs ($P_{0,05}$) (ROHLF & SOKAL, 1995), com a finalidade de ajustar os dados à distribuição normal. Esse método foi necessário para eliminar os erros de medição, do método de análise ou inerentes da população analisada, que impossibilitava a representação por medidas de tendência central.

Em seguida, foi procedido o cálculo da média aritmética a fim de representar o conjunto amostral de cada indicador para cada ponto de amostragem. A medida de tendência central foi necessária para realizar a categorização dos dados por meio de classes baseadas no padrão de potabilidade da Portaria nº 518/2004 do MS — Portaria vigente durante a realização do trabalho, mas revogada pela Portaria nº 2.914/2011 do MS — (BRASIL, 2004), pois para execução do método

de Ambiental Relacionada à Qualidade da Água para Consumo Humano” (BRASIL, 2006a); a localização dos pontos de amostragem está disposta na Tabela 1 e Figura 1.

in loco — e bactérias heterotróficas e cor — realizados no Laboratório de Saneamento da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). Foram efetivadas 30 análises para cada indicador, distribuídas semanalmente entre abril e novembro de 2010.

proposto neste trabalho as médias necessitariam estar normalizadas, ou seja, adimensionais.

Portanto, em uma faixa da concentração mínima ao valor máximo permitido pelo padrão de potabilidade, 6 classes equitativas foram criadas e representadas por valores de 0 a 5, dos quais, sempre, o maior valor é associado às situações menos favoráveis para a qualidade da água, enquanto que o menor valor é associado às situações mais favoráveis. Os indicadores com valores máximos e mínimos — CRL e pH —, permitidos na Portaria nº 518/2004 do MS (BRASIL, 2004), tem categorias distintas para cada valor. A Figura 2 mostra todas as categorias criadas para todos os indicadores.

Como não existe um parâmetro para CRC na Portaria nº 518/2004 do MS (BRASIL, 2004), foi, então, considerado o padrão para monocloramina.

Tabela 1 – Localização dos pontos georreferenciados de amostragem.

Ponto	Localização	Coordenadas UTM – SAD69/24S
P1 – Universidade Estadual da Paraíba	Bodocongó (ZP D)	178.190m E / 9.201.768m N
P3 – E.E.E.F.M. Severino Cabral	Bodocongó (ZP D)	177.630m E / 9.200.169m N
P4 – Escola Municipal Ana Azevedo	Bairro das Nações (ZP C)	181.964m E / 9.203.638m N
P5 – Vila Olímpica Plínio Lemos	José Pinheiro (ZP B)	182.987m E / 9.200.893m N
P6 – E.E.E.F.M. Solon de Lucena	Centro (ZP C)	181.709m E / 9.201.468m N
P7 – E.E.E.F.M. Monte Carmelo	Bela Vista (ZP A)	179.360m E / 9.200.757m N
P8 – E.E.E.F.M. Clementino Procópio	São José (ZP B)	180.784m E / 9.200.398m N
P9 – E.E.E.F.M. Félix Araújo	Liberdade (ZP A)	180.454m E / 9.198.406m N

E.E.E.F.M.: Escola Estadual de Ensino Fundamental e Médio; ZP: zona de pressão; UTM: Universal Transversa de Mercator; m: metros; E: leste; N: norte.

Avaliação de risco (metodologia Análise dos Modos e Efeitos de Falhas)

A Análise dos Modos e Efeitos de Falhas (FMEA), segundo Stamatis (2003) e Nascimento & Oliveira (2011), é uma metodologia de avaliação de risco que estuda os possíveis modos de falha de sistemas e os efeitos causados por esses. Ela é muito aplicada em sistemas industriais, devido à sua simplicidade e flexibilidade, e, de acordo com Toledo & Amaral (2006), deve ser realizada por equipe multidisciplinar. A equipe discute os perigos associados a um determinado processo e preenche um formulário contendo os efeitos, as causas, as medidas mitigadoras e a quantificação desses riscos. A quantificação é baseada em quatro critérios — severidade, ocorrência, detecção e abrangência —, e, por fim, os

valores desses critérios são multiplicados, gerando um resultado que caracteriza o risco total do processo avaliado (SPIESMAN & SPEIGHT, 2014; VIANA, 2011).

O formulário FMEA descreve os perigos identificados na rede de distribuição da cidade de Campina Grande, o tipo do perigo, o efeito, a causa, as medidas mitigadoras e os critérios de quantificação do risco.

Os perigos foram levantados com base nos indicadores estudados em cada ponto de amostragem, bem como nos padrões recomendados pela Portaria nº 518/2004. Sendo assim, os eventos perigosos listados foram rela-

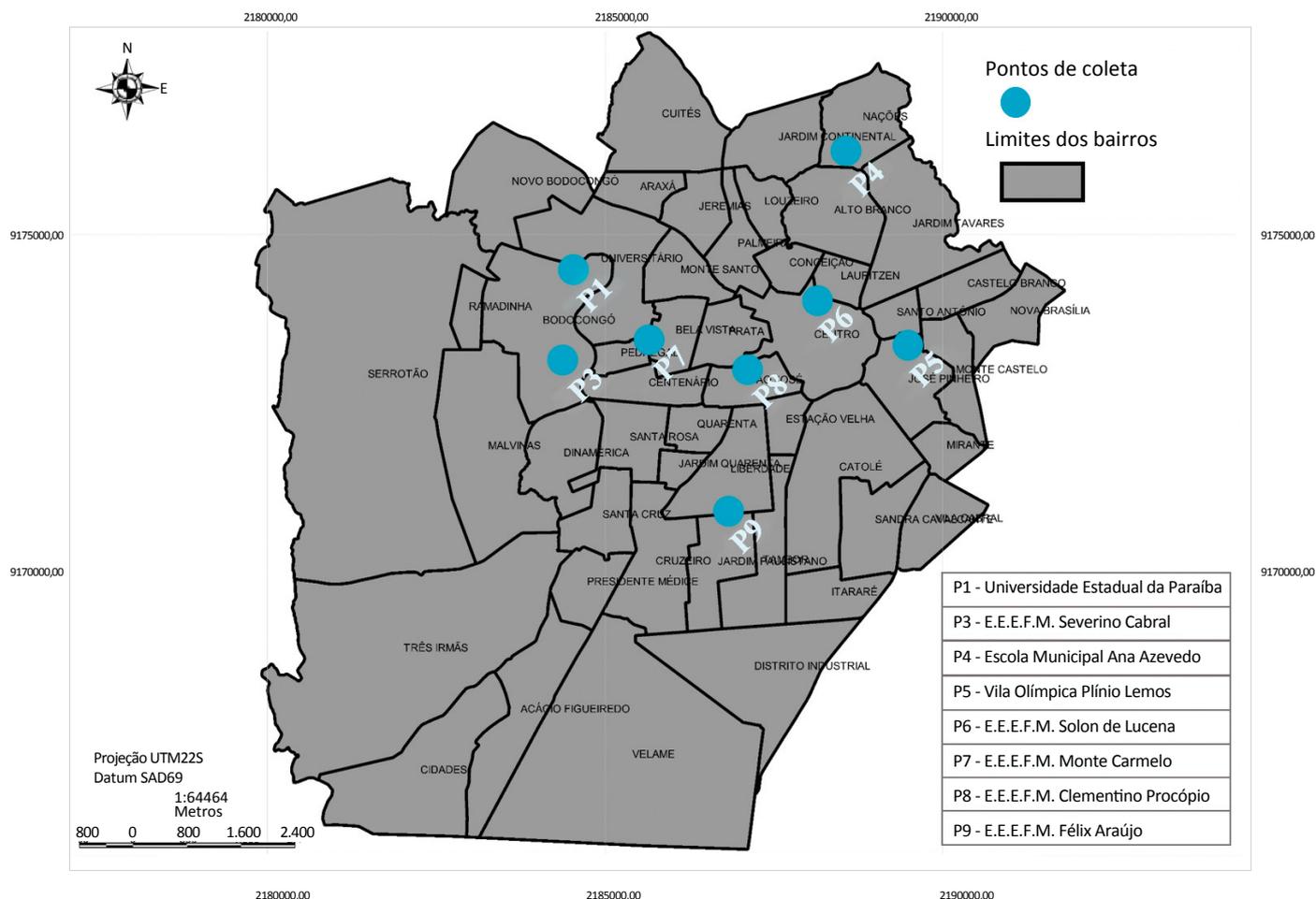


Figura 1 – Espacialização dos pontos de amostragem na área urbana de Campina Grande.

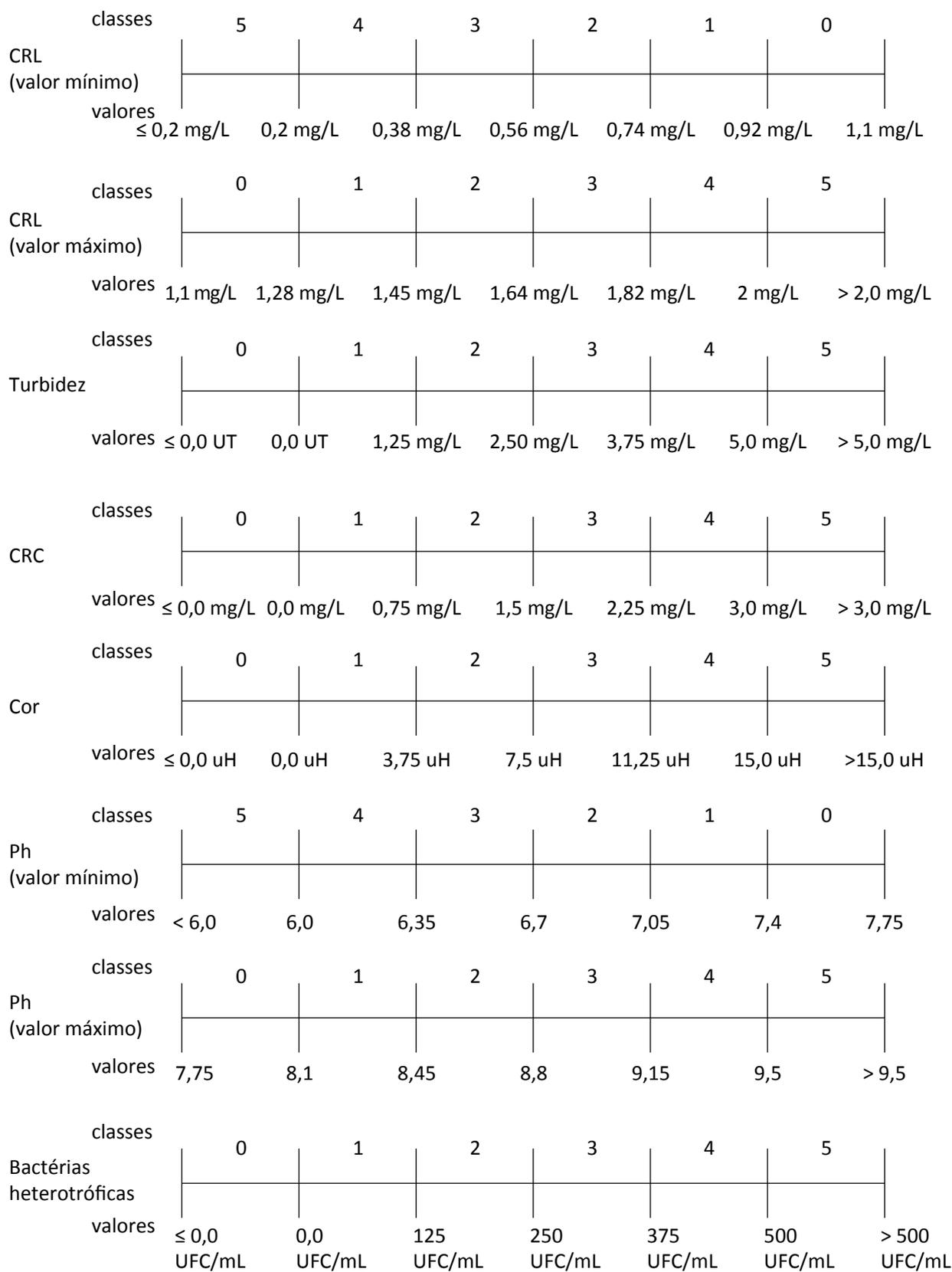


Figura 2 – Classes e valores da categorização dos indicadores.

cionados à baixa concentração de CRL, à alta concentração de CRL, à alta turbidez, à alta concentração de CRC, à alta cor, ao baixo pH, ao alto pH e à alta concentração de bactérias heterotróficas.

Os critérios são os seguintes: severidade, ocorrência, detecção e abrangência. A severidade deve ser entendida como a magnitude que tem o perigo caso este suceda, quantos danos o ocorrido pode oferecer. A ocorrência significa a frequência com que o evento perigoso ocorre, atualmente, no processo. A detecção é a capacidade de percepção do perigo, antes que ele ocorra, pelos instrumentos e métodos de controle do sistema. A abrangência é a região que o perigo pode afetar em relação à área que o processo ocupa. Por fim, o resultado ou risco é calculado pelo produto dos valores dos critérios supracitados (STAMATIS, 2003). To-

Cálculo do risco total

O cálculo do risco total para cada ponto foi baseado no produto da categorização do indicador pela porcentagem do seu respectivo risco no formulário FMEA. Sendo assim, a soma dos produtos de cada indicador resulta no risco total associado ao ponto monitorado. Esse cálculo foi realizado empregando os indicadores sentinelas — CRL e turbidez — e os auxiliares — pH, cor, CRC e bactérias heterotróficas — e apenas os indicadores sentinelas.

Os indicadores CRL e pH têm riscos excludentes entre si, pois não podem ser categorizados simultaneamente em uma classe de valor máximo e mínimo (Figura 1). Por isso, o risco máximo que pode ser calculado é 4, empregando os indicadores sentinelas e os auxiliares, e 3,5, usando apenas os indicadores sentinelas.

dos os critérios analisados — severidade, ocorrência, detecção e abrangência — variam com valores de 1 a 3, sendo 1 para as situações mais favoráveis e 3 para as mais críticas.

A tabela de escores criada para nortear o preenchimento do formulário FMEA (Tabela 2) é uma adaptação da tabela desenvolvida por Zambrano & Martins (2007).

Os valores dos critérios e do preenchimento do formulário FMEA foram definidos por um consenso da equipe, que, por meio de reuniões de *brainstorm*, discutiu os conhecimentos sobre o SAA de Campina Grande, baseando as decisões em atributos qualitativos e subjetivos, conforme recomenda a literatura do método (SPIESMAN & SPEIGHT, 2014; STAMATIS, 2003; TOLEDO & AMARAL, 2006; VIANA, 2011).

Para tornar a informação de melhor entendimento, os valores dos riscos foram categorizados em cinco faixas, traduzidas como de risco crítico, alto, moderado, baixo e desprezível. A categorização para os riscos sob análise dos indicadores sentinelas e auxiliares está na Tabela 3 e para os riscos que utilizam apenas os indicadores sentinelas, na Tabela 4.

Os resultados verificados após a aplicação do método foram comparados a outros estudos realizados no SAA de Campina Grande, que realizaram a vigilância da qualidade da água da rede de distribuição da cidade. Contudo, nenhum desses estudos utilizou métodos de avaliação de risco no processo de discussão dos dados obtidos, dificultando a comparação com os resultados deste trabalho.

RESULTADOS

No formulário FMEA preenchido, apresentado na Tabela 5, foi realizada a quantificação dos perigos, isto é, a caracterização do risco, segundo a classificação proposta na tabela de escores (Tabela 2). Assim, o preenchimento do formulário FMEA permitiu tratar os perigos — abordagem qualitativa — como riscos — abordagem quantitativa. Os riscos associados à baixa concentração de CRL e à alta concentração de bactérias heterotróficas foram os mais influentes entre os listados, contribuindo com 23 e 17% do risco total, respectivamente. Esse resultado confirma o exposto por

Bartram *et al.* (2003), Payment & Robertson (2004) e Sawyer *et al.* (2003), pois esses dois riscos estão mais intimamente relacionados à possibilidade de presença de microrganismos patogênicos.

No caso do perigo de baixa concentração de CRL, a severidade foi classificada como alta, uma vez que, se na distribuição houver um residual de desinfetante abaixo do estabelecido pelo padrão de potabilidade, há uma alta probabilidade de presença de microrganismos patogênicos, ocasionando efeitos graves e agudos à saúde

Tabela 2 – Conceito e classificação das não conformidades adotadas na avaliação de risco.

Escore	Severidade	Classificação
Alta	Substâncias muito danosas ao meio ambiente causam efeitos graves ou agudos à saúde humana e apresentam características de corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.	3
Moderada	Substâncias danosas ao meio ambiente causam efeitos leves ou crônicos à saúde humana — irritações ou alergias —, com longo tempo de decomposição.	2
Baixa	Substâncias pouco danosas ao meio ambiente causam efeitos negativos à saúde humana e possuem curto tempo de decomposição.	1
Escore	Ocorrência	Classificação
Alta	O impacto ambiental ocorre diariamente ou semanalmente.	3
Moderada	O impacto ambiental ocorre mensalmente.	2
Baixa	O impacto ambiental ocorre semestralmente ou anualmente.	1
Escore	Deteção	Classificação
Alta	Para detectar a não conformidade, é necessária a utilização de tecnologias sofisticadas e custosas — financeira e temporalmente.	3
Moderada	A não conformidade é percebida com a utilização de medições simples — titulações, pH metros, turbidímetros, entre outros.	2
Baixa	A não conformidade pode ser percebida a olho nu.	1
Escore	Abrangência	Classificação
Alta	A não conformidade alcança áreas além do sistema de abastecimento de água — até as ligações prediais.	3
Moderada	A não conformidade alcança até os limites do sistema de abastecimento de água — nas proximidades dos reservatórios e pontos de manutenção da qualidade da água.	2
Baixa	A não conformidade alcança apenas o local onde é realizada a potabilização da água (na ETA).	1

ETA: estação de tratamento de água.

Tabela 3 – Classificação qualitativa do risco total.

Faixa (intervalo do risco)	Classificação
$0 \leq x \leq 0,8$	Desprezível
$0,8 < x \leq 1,6$	Baixo
$1,6 < x \leq 2,4$	Moderado
$2,4 < x \leq 3,2$	Alto
$3,2 < x \leq 4,0$	Crítico

humana (HELLER & PÁDUA, 2010; SAWYER *et al.*, 2003; SILVA & OLIVEIRA, 2001). Além disso, os critérios ocorrência e detecção foram considerados moderados, pois no SAA de Campina Grande esse perigo ocorre mensalmente e a detecção é verificada por meio de métodos analíticos simples. Quanto à abrangência, a classificação foi alta, pois a tendência é que o perigo permaneça à medida que percorre a rede de distribuição, alcançando as ligações prediais.

O perigo de alta concentração de bactérias heterotróficas também possui severidade alta, pois esses microrganismos são capazes de se desenvolver mesmo na presença do desinfetante CRL, formando biofilmes no sistema de distribuição, que servem de proteção para outros microrganismos, inclusive os patogênicos. Logo, altas concentrações de bactérias heterotróficas podem indicar graves riscos à saúde humana (BARTRAM *et al.*, 2003; PAYMENT & ROBERTSON, 2004). Esse perigo, apesar de não haver ocorrência relevante do SAA de Campina Grande, possui análise temporalmente custosa, dificultando sua detecção.

O terceiro risco mais influente foi a alta concentração de CRL, com 15% de contribuição. Segundo Kalmaz & Kalmaz (1981), altas concentrações podem

ocasionar irritações às mucosas, inclusive no sistema digestivo, que, em longo prazo, pode causar câncer gastrointestinal. Logo, foi classificado como de severidade moderada, pois apresenta efeitos leves e crônicos à saúde humana. Contudo, a abrangência foi categorizada como moderada, pois a concentração de residual de cloro diminui ao longo do escoamento, atenuando o risco à medida que percorre a rede de distribuição.

A alta turbidez contribuiu com 11% do risco total, sendo o quarto risco mais importante apresentado na metodologia. Esse resultado é devido ao fato de que a turbidez não é apenas um indicador estético, mas também possui grande importância sanitária, devido a sua influência na desinfecção por meio da proteção dos organismos patogênicos e sua relação direta com a remoção de protozoários, assim como apresentado nos trabalhos de Heller & Pádua (2010), Sawyer *et al.* (2003) e Silva & Oliveira (2001).

Por sua vez, os riscos de alta concentração de CRC, cor e pH e de baixa concentração de pH tiveram baixa influência, principalmente por não trazerem nenhum risco direto à saúde humana e não haver ocorrências significantes no SAA de Campina Grande.

Resultado do cálculo de risco total

Aplicando os cálculos descritos na metodologia para quantificar os riscos, com as ponderações e as categorias baseadas nos valores de tendência centrais, foi estimado o risco total para cada ponto de amostragem, que pode ser observado na Tabela 6.

Os pontos P1, P3, P4, P5, P6 e P9 foram classificados como de risco baixo, enquanto os pontos P7 e P8 como de risco moderado. Nos pontos de risco baixo, todas as médias dos indicadores estavam em conformidade com a Portaria n.º 518/2004 do MS (BRASIL, 2004), o que

Tabela 4 – Classificação qualitativa do risco total para os indicadores sentinelas.

Faixa (intervalo do risco)	Classificação
$0 \leq x \leq 0,7$	Desprezível
$0,7 < x \leq 1,4$	Baixo
$1,4 < x \leq 2,1$	Moderado
$2,1 < x \leq 2,8$	Alto
$2,8 < x \leq 3,5$	Crítico

Tabela 5 – Formulário Análise dos Modos e Efeitos de Falhas para caracterização do risco, conforme classificação de escores para não conformidades.

Perigo	Tipo	Efeito	Causa	S	O	D	A	R	Medidas mitigadoras
Baixa concentração de CRL	Re	Presença de organismos patogênicos	Falha na desinfecção, distância do ponto de cloração, presença de substâncias redutoras ou ausência de manutenção na rede	3	2	2	3	36	Aumento da dose de desinfetante, instalação de pontos de recloração ou manutenção da rede
Alta concentração de CRL	Re	Intoxicação (diarreia, alteração da flora intestinal) e irritação das mucosas	Falha na desinfecção	3	2	2	2	24	Utilização de doses ótimas de desinfetante
Alta turbidez	Re	Aspecto desagradável e interferência na desinfecção	Aumento de sólidos suspensos no manancial, falha na coagulação, floculação, decantação ou filtração	3	1	2	3	18	Melhorias no processo de remoção de turbidez
Alta concentração de CRC	Re	Odor e gosto característicos e irritação das mucosas	Alta concentração de nitrogênio amoniacal ou falta de manutenção na rede de distribuição	2	2	2	2	16	Remoção de nitrogênio amoniacal, cloração ao <i>break point</i> e manutenção da rede
Alta cor	Re	Aspecto desagradável; presença de odor e gosto e maior potencial na formação de trihalometanos	Presença de substâncias que conferem cor no manancial ou falha nos processos e operações unitárias da ETA	1	2	2	3	12	Controle das operações unitárias que removem cor
Baixo pH	P	Corrosão da tubulação	Falha nos processos e operações unitárias da ETA	1	1	2	3	6	Correção final do pH
Alto PH	P	Incrustações na tubulação	Falha nos processos e operações unitárias da ETA	2	1	2	3	12	Correção final do pH
Alta concentração de bactérias heterotróficas	Re	Presença de organismos patogênicos	Falha na desinfecção, falta de manutenção na rede, grande quantidade de matéria orgânica na água ou estagnação na distribuição	3	1	3	3	27	Melhoria no processo de desinfecção, manutenção da rede, remoção de matéria orgânica na ETA ou continuidade da distribuição

Re: real; P: potencial; ETA: estação de tratamento de água; S: severidade; O: ocorrência; D: detecção; A: abrangência; R: resultado ou risco.

denota uma boa qualidade da água de abastecimento; logo, o risco do SAA é pequeno.

Os pontos P7 e P8 foram os mais discrepantes deste estudo, e o indicador CRL foi o principal responsável pelo seu nível de risco, pois houve alta frequência de não conformidades com a Portaria nº 518/2004 do MS (BRASIL, 2004). No ponto P7, a média para o CRL foi de 2,30 mg.L⁻¹, acima do padrão máximo recomendado por essa Portaria (BRASIL, 2004). Logo, a contribuição do risco de alta concentração do CRL foi máxima. Por sua vez, no ponto P8, a média para CRL foi de 0,03 mg.L⁻¹, bem abaixo do padrão mínimo estabelecido pela Portaria (BRASIL, 2004), de maneira que a contribuição do risco de baixa concentração de CRL também foi máxima. Lembrando que valores de CRL abaixo do padrão são mais danosos à saúde humana que valores acima do estabelecido.

DISCUSSÃO

Todas as médias dos indicadores estiveram em conformidade com a Portaria nº 518/2004 do MS (BRASIL, 2004), exceto em relação ao CRL nos pontos P7 e P8. É importante lembrar que todos os indicadores apresentaram pelo menos uma não conformidade com essa Portaria (BRASIL, 2004), destacando-se, além do CRL, também o CRC e a cor, denotando que houve atenuação desses valores devido à remoção dos *outliers*, nos quais se encontram grande parte das não conformidades desses indicadores.

Quanto à avaliação de risco aplicada, ficou explícita a maior importância dos indicadores sentinelas e das bactérias heterotróficas no risco total do SAA de Campina Grande, devido à sua relação mais íntima com a presença de organismos patogênicos (BARTRAM *et al.*, 2003; PAYMENT & ROBERTSON, 2004; SAWYER *et al.*, 2003), que trazem efeitos agudos à saúde humana, se comparados aos problemas relacionados ao CRC, à cor ou ao pH — indicadores que tiveram menor importância no risco total do SAA dessa cidade.

Um risco moderado para o ponto P7 é adequado, pois seu principal problema está relacionado ao excesso de CRL na água potável, que causa problemas de irritações às mucosas (KALMAZ & KALMAZ, 1981). No entanto, é necessária uma concentração muito maior que o padrão de potabilidade para que o problema se concretize, o que não é o caso do ponto de amostragem, pois

Uma maneira de utilizar melhor a metodologia da soma ponderada seria levando em consideração apenas os principais riscos quantificados na metodologia FMEA, diminuindo, assim, a atenuação por riscos não tão importantes, como a não conformidade do pH e a alta concentração de cor e de CRC. Por isso, foi, então, pensada a utilização apenas dos riscos com base nos indicadores sentinelas — baixa concentração de CRL, alta concentração de CRL e alta turbidez —, resultando nos dados indicados na Tabela 7.

Por meio da análise com os riscos relacionados aos indicadores sentinelas, a cidade de Campina Grande ficou mais bem caracterizada com relação aos pontos do SAA. O ponto P7 continuou como de risco moderado e os pontos P1, P3 e P9 como de risco baixo; os pontos P4, P5 e P6 foram classificados como de risco desprezível e o risco no ponto P8 foi alto.

com uma concentração média de CRL de 2,30 mg.L⁻¹ é mais provável ocorrências de irritações no sistema digestivo dos consumidores, que, em longo prazo, segundo Kalmaz & Kalmaz (1981), pode causar câncer. Ocorre também que, pela alta reatividade do CRL, esse diminui sua concentração rapidamente, de maneira que a própria reservação residencial pode adequar a água ao padrão de potabilidade (SAWYER *et al.*, 2003).

Esse problema de excesso de CRL no ponto P7 é explicado pelo fato dessa localidade ser muito próxima ao principal reservatório de distribuição, que recebe água diretamente da estação de tratamento de água (ETA). Esse problema seria facilmente resolvido se houvesse uma política de recloração ao longo da rede, aplicando de maneira controlada o desinfetante, como discutido em Heller & Pádua (2010). Contudo, no SAA de Campina Grande, não existem pontos de recloração.

Por sua vez, um risco moderado para o ponto P8 não é adequado, pois a ausência de CRL torna a água muito mais suscetível à presença de microrganismos patogênicos. A condição do ponto de amostragem P8 é bem crítica, pois a rede de distribuição no seu entorno é muito antiga, ainda com tubulações de cimento amianto, comprometendo a qualidade da água distribuída na área. Segundo Heller & Pádua (2010), não só para o indicador CRL, mas para todos os outros indicadores analisados, a idade e o material da tubulação da rede

Tabela 6 – Risco total para todos os indicadores levantados na pesquisa.

PTO	Média aritmética	Classificação	Risco		PTO	Média aritmética	Classificação	Risco	
			%	Total				%	Total
P1					P6				
CRL	0,71	2	23,84	47,68	CRL	1,42	1	15,89	15,89
Turb	0,58	1	11,92	11,92	Turb	0,74	1	11,92	11,92
CRC	1,58	3	10,60	31,80	CRC	1,70	3	10,60	31,80
Cor	7,5	2	7,95	15,90	Cor	8,40	3	7,95	23,85
pH	7,52	0	3,97	0,00	pH	7,31	1	3,97	3,97
BHF	15	1	17,88	17,88	BHF	17	1	17,88	17,88
Baixo				1,2518	Baixo				1,0531
P3					P7				
CRL	1,52	2	15,89	31,78	CRL	2,30	5	15,89	79,45
Turb	0,74	1	11,92	11,92	Turb	0,70	1	11,92	11,92
CRC	1,88	3	10,60	31,80	CRC	1,94	3	10,60	31,80
Cor	7,90	3	7,95	23,85	Cor	6,60	2	7,95	15,90
pH	7,32	1	3,97	3,97	pH	7,31	1	3,97	3,97
BHF	17	1	17,88	17,88	BHF	6	1	17,88	17,88
Baixo				1,2120	Moderado				1,6092
P4					P8				
CRL	1,33	1	15,89	15,89	CRL	0,03	5	23,84	119,20
Turb	0,80	1	11,92	11,92	Turb	1,02	1	11,92	11,92
CRC	1,81	3	10,60	31,80	CRC	0,73	1	10,60	10,60
Cor	8,10	3	7,95	23,85	Cor	9,10	3	7,95	23,85
pH	7,32	1	3,97	3,97	pH	7,28	1	3,97	3,97
BHF	15	1	17,88	17,88	BHF	22	1	17,88	17,88
Baixo				1,0531	Moderado				1,8742
P5					P9				
CRL	1,36	1	15,89	15,89	CRL	1,57	2	15,89	31,78
Turb	0,60	1	11,92	11,92	Turb	0,60	1	11,92	11,92
CRC	2,14	3	10,60	31,80	CRC	1,86	3	10,60	31,80
Cor	8,4	3	7,95	23,85	Cor	9,10	3	7,95	23,85
pH	7,26	1	3,97	3,97	pH	7,39	1	3,97	3,97
BHF	14	1	17,88	17,88	BHF	8	1	17,88	17,88
Baixo				1,0531	Baixo				1,2120

PTO: ponto; CRL: cloro residual livre (mg.L⁻¹); Turb: turbidez (UT); CRC: cloro residual combinado (mg.L⁻¹); Cor (uH); pH: potencial hidrogeniônico; BHF: bactérias heterotróficas (UFC.mL⁻¹).

de abastecimento influenciam diretamente na qualidade da água distribuída.

O risco moderado foi calculado para o ponto P8 por interferência de outro indicador, que está intimamente relacionado com o CRL: o CRC. Como o CRL tem baixa concentração, o CRC, que é um produto de reações com o CRL, também está muito pouco concentrado (SAWYER *et al.*, 2003). Essa baixa concentração de CRC é, segundo os riscos identificados na metodologia FMEA, um fator favorável à qualidade da água. Contudo, a adequada concentração de CRL é bem mais significativa para assegurar a saúde dos consumidores que a adequada concentração de CRC (SAWYER *et al.*, 2003). Porém, por problemas de compensação de critérios da soma ponderada, ocorreu essa interferência, sendo interessante o emprego de um conjunto mais restrito de indicadores. Dessa forma, o uso apenas dos indicadores

sentinelas é justificável, a fim de evitar a interferência dos indicadores menos influentes — como CRC, cor e pH —, que mascaram o resultado do risco total do SAA.

Utilizando apenas os indicadores sentinelas, os pontos P4, P5 e P6 mostraram risco desprezível; os pontos P1, P3 e P9 risco baixo; o ponto P7 continuou de risco moderado; e o ponto P8 foi de risco alto.

As mudanças no ponto P8 foram interessantes, pois com a remoção da interferência dos indicadores auxiliares, o risco da baixa concentração de CRL foi ressaltado, mostrando a alta degradação da qualidade da água naquela área. Para os pontos P4, P5 e P6, a mudança também foi favorável, pois apesar das médias dos indicadores desses pontos e dos pontos P1, P3 e P9 serem similares, nesses existe uma maior variação, conseqüentemente, uma maior concentração de não conformidades. Dessa forma, os pontos P4, P5 e P6 se-

Tabela 7 – Risco total calculado para os indicadores sentinelas.

PTO	Média aritmética	Classificação	Risco		PTO	Média aritmética	Classificação	Risco	
			%	Total				%	Total
P1					P6				
CRL	0,71	2	46,15	92,30	CRL	1,42	1	30,77	30,77
Turb	0,58	1	23,08	23,08	Turb	0,74	1	23,08	23,08
Baixo				1,1538	Desprezível				0,5385
P3					P7				
CRL	1,52	2	30,77	61,54	CRL	2,30	5	30,77	153,85
Turb	0,74	1	23,08	23,08	Turb	0,70	1	23,08	23,08
Baixo				0,8462	Moderado				1,7693
P4					P8				
CRL	1,33	1	30,77	30,77	CRL	0,03	5	46,15	230,75
Turb	0,80	1	23,08	23,08	Turb	1,02	1	23,08	23,08
Desprezível				0,5385	Alto				2,5383
P5					P9				
CRL	1,36	1	30,77	30,77	CRL	1,57	2	30,77	61,54
Turb	0,60	1	23,08	23,08	Turb	0,60	1	23,08	23,08
Desprezível				0,5385	Baixo				0,8462

PTO: ponto; CRL: cloro residual livre (mg.L⁻¹); Turb: turbidez (UT).

rem classificados como de um nível mais baixo que os pontos P1, P3 e P9, para ressaltar a estabilidade nos dados, é adequado.

Trabalhos anteriores descreveram o SAA de Campina Grande. Guimarães (2010) concluiu que os pontos críticos do sistema de abastecimento eram o P7 e o P8, tendo o indicador CRL como o principal fator de controle da qualidade da água, levando em consideração seu excesso e sua escassez, assim como este trabalho.

Coutinho (2011) mostrou que, de uma maneira geral, o ponto P8 era o mais crítico entre os pontos de amostragem, devido à precariedade das condições da rede de distribuição da região, ressaltando a idade, o material — cimento amianto — e a manutenção deficiente, aspectos influentes na degradação da qualidade da água.

Santos (2011) registrou que, pelo indicador bactérias heterotróficas, os pontos P6 e P8 eram os mais críticos do sistema de abastecimento, diferindo deste trabalho. Esse resultado discrepante foi devido ao fato de que a autora considerou o indicador bactérias heterotróficas como principal fator de degradação da qualidade da água, enquanto que este estudo considerou a baixa concentração de CRL como de maior risco..

De fato, no SAA de Campina Grande, a baixa concentração de CRL representa maior risco à qualidade da água do que as altas concentrações de bactérias heterotróficas. Apesar de ambas estarem relacionadas ao aumento da probabilidade da presença de microrganismos patogênicos, a ocorrência de casos de alta concentração de bactérias heterotróficas é baixa, diferentemente da ocorrência de baixa concentração de CRL, como pode ser verificado no formulário FMEA (Tabela 5).

No trabalho de Santos (2011), por exemplo, foram verificadas apenas duas não conformidades: uma com o padrão de potabilidade, no ponto P6, e uma no ponto P8, para o indicador bactérias heterotróficas. Por sua vez, para o indicador CRL, foram identificadas 10 não conformidades com o padrão de potabilidade no ponto P6 e 30 no ponto P8.

Além disso, é possível que a alta concentração de bactérias heterotróficas no ponto P8 esteja relacionada à baixa concentração de CRL, de maneira que a alta concentração dessas bactérias seja um mero efeito da baixa concentração de CRL, ressaltando maior importância do indicador CRL em detrimento do indicador bactérias heterotróficas.

CONCLUSÃO

Considerando todos os riscos listados no formulário FMEA, a Universidade Estadual da Paraíba (UEPB) (P1), a Escola Municipal Ana Azevedo (P4), a Vila Olímpica Plínio Lemos (P5) e Escola Estadual de Ensino Fundamental e Médio (E.E.E.F.M.) Solon de Lucena (P6), Severino Cabral (P3) e Félix Araújo (P9) foram classificadas como de risco baixo, pois grande parte dos danos obtidos, para os indicadores analisados, sempre estiveram em conformidade com o padrão de potabilidade. As E.E.E.F.M. Monte Carmelo (P7) e Clementino Procópio (P8) foram classificadas como de risco moderado, dada a não conformidade com a Portaria n.º 518/2004 do MS (BRASIL, 2004), para o indicador CRL. A E.E.E.F.M. Monte Carmelo (P7) apresentou não conformidade com o padrão máximo e a Clementino Procópio (P8) com o padrão mínimo. Utilizando apenas os riscos associados aos indicadores sentinelas, os resultados ficaram mais representativos, permanecendo a UEPB (P1) e as E.E.E.F.M. Severino Cabral (P3) e Félix Araújo (P9) com risco baixo; a Escola Municipal Ana Azevedo (P4), a Vila Olímpica Plínio Lemos (P5) e a E.E.E.F.M. Solon de

Lucena (P6) com risco desprezível; a E.E.E.F.M. Monte Carmelo (P7) com risco moderado; e a E.E.E.F.M. Clementino Procópio (P8) com risco alto. Esse resultado reforça a utilização dos indicadores sentinelas para monitorar a qualidade de água em um SAA.

Apesar de ter havido pelo menos uma não conformidade com o padrão de potabilidade em todos os indicadores analisados, após a remoção dos *outliers* e o cálculo da média, somente o CRL nas E.E.E.F.M. Monte Carmelo (P7) e Clementino Procópio (P8) esteve em não conformidade com a Portaria n.º 518/2004 do MS, denotando uma boa qualidade da água do sistema de distribuição de Campina Grande, com necessidade de monitoramento contínuo do ponto P8, que apresentou risco alto.

A análise de risco mostrou-se ser um método muito eficaz também na caracterização de riscos de qualidade da água potável de um sistema de abastecimento, pois o método FMEA apresentou resultados bem con-

sistentes com o discutido por vários especialistas em abastecimento de água em relação à importância dos indicadores para controle e vigilância da qualidade da água. O método elegeu como principais perigos a baixa concentração de CRL e as altas concentrações de bactérias heterotróficas, CRL e turbidez.

Por sua vez, o método da soma ponderada trouxe uma atenuação do risco total do SAA devido à compensação de critérios inerentes ao método, como no caso da E.E.E.F.M. Clementino Procópio (P8), no qual, mesmo

com concentrações ínfimas de CRL, outros indicadores de menor importância mascararam o verdadeiro risco a que estava submetida essa região.

O estudo necessita de reprodução da metodologia em outras condições, com outros indicadores e em outros SAAs, a fim de verificar a dimensão substantiva e pedagógica da replicabilidade, desenvolvendo o aprimoramento e acúmulo do conhecimento científico, bem como difundindo o uso da análise de risco em SAAs.

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION (APHA/AWWA/WPCF). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22nd ed. Washington, D.C.: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, 2012.

BARTRAM, J.; COTRUVU, J. A.; EXNER, M.; FRICKER, C. R.; GLASMACHER, A. (Orgs.). *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: the significance of HPCs for water quality and human health*. London, UK: World Health Organization (WHO), 2003. 271p.

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; MIERZWA, J. C. Análise de risco aplicada ao abastecimento de água para consumo humano. In: PÁDUA, V. L. (Coord.). *Remoção de microrganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano*. Rio de Janeiro: ABES, 2009, p. 328-362.

_____. Ministério da Saúde. *Portaria n.º 518*, de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Brasília: Ministério da Saúde, 2004. 15p.

_____. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. *Diretriz Nacional do Plano de Amostragem da Vigilância em Saúde Ambiental Relacionada à Qualidade da Água para Consumo Humano*. Brasília: Ministério da Saúde, 2006a. 60p.

_____. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. *Inspeção sanitária em abastecimento de água*. Brasília: Ministério da Saúde, 2006b. 84p.

_____. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. *Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano*. Brasília: Ministério da Saúde, 2006c. 212p.

BRASIL. Ministério da Saúde. *Portaria n.º 2.914*, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília: Ministério da Saúde, 2011. 32p.

CARMO, R. F.; BEVILACQUA, P. D.; BASTOS, R. K. X. Vigilância da qualidade da água para consumo humano: abordagem qualitativa da identificação de perigos. *Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 13, n. 4, p. 326-434, out./dez. 2008. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522008000400011>

COUTINHO, K. C. O. *Efeito da reservação predial na deterioração da qualidade de água de abastecimento humano*. 88p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2011.

- GUIMARÃES, R. M. *Ocorrência de cloro residual combinado no sistema de distribuição de água de Campina Grande (PB)*. 86p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2010.
- HELLER, L.; PÁDUA, V. L. (Org.). *Abastecimento de água para consumo humano*. 2nd ed. Belo Horizonte: Editora da UFMG, 2010. 872p.
- KALMAZ, E. V.; KALMAZ, G. D. The health effects and ecological significance of chlorine residual in water. *Chemosphere*, Great Britain, v. 10, n. 10, p. 1163-1175, 1981. DOI:10.1016/0045-6535(81)90187-9
- NASCIMENTO, R. S.; OLIVEIRA, R. *Capítulo 4: avaliação de risco*. Aula proferida na Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), Campina Grande, 2011.
- PAYMENT, P.; ROBERTSON, W. The microbiology of piped distribution system and public health. In: AINSWORTH, R. (Ed.). *Safe piped water: managing microbial water quality in piped distribution systems*. London, UK: World Health Organization (WHO), 2004. 18p.
- ROHLF, F. S.; SOKAL, R. R. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. 3rd ed. New York: W. H. Freeman and Company, 1995. 850p.
- SANTOS, S. G. *Distribuição espacial de bactérias heterotróficas na rede de distribuição de água de Campina Grande – PB*. 91 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2011.
- SAWYER, C. N.; MCCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. *Chemistry for environmental engineering and science*. 5th ed. New York: McGraw-Hill Higher Education, 2003. 768p.
- SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. *Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias*. Campina Grande: O autor, 2001. 266p.
- SOUZA, J. *Conformidade da água de abastecimento de Campina Grande (PB) com o padrão de aceitação para consumo humano*. 91 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2010.
- SPIESMAN, A. L.; SPEIGHT, V. L. A risk-based methodology for contaminant prioritization. *Journal American Water Works Association*, v. 106, n. 3, p. 150-159, mar. 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.5942/jawwa.2014.106.0034>
- STAMATIS, D. H. *Failure mode and effect analysis: FMEA from theory to execution*. 2nd ed. Milwaukee: American Society for Quality, 2003. 459p.
- TOLEDO, J. C.; AMARAL, D. C. *FMEA: análise do tipo e efeito de falha*. São Carlos: UFSCar, 2006.
- VIANA, D. B. *Contribuições para a construção de modelos de estimativa de riscos à saúde associados à transmissão de Giardia e Cryptosporidium via abastecimento de água para consumo humano*. 258 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2011.
- ZAMBRANO, T. F.; MARTINS, M. F. Utilização do método FMEA para avaliação do risco ambiental. *Gestão e Produção*, São Carlos, v. 14, n. 2, p. 295-309, 2007.

POLÍTICAS PÚBLICAS RELACIONADAS AO TRANSPORTE INDIVIDUAL E COLETIVO E SEUS IMPACTOS SOBRE INDICADORES DE SAÚDE E AMBIENTE EM UBERLÂNDIA, MINAS GERAIS

PUBLIC POLICIES CONCERN TO INDIVIDUAL AND COLLECTIVE TRANSPORT AND ITS IMPACTS ON HEALTH AND ENVIRONMENT INDICATORS IN UBERLÂNDIA, MINAS GERAIS

Paolla Brandão da Cunha

Curso de Gestão em Saúde Ambiental pela Universidade Federal de Uberlândia (UFU) – Uberlândia (MG), Brasil.

Guilherme Gomes Silva

Curso de Enfermagem pela Universidade Federal de Uberlândia (UFU) – Uberlândia (MG), Brasil.

Boscolli Barbosa Pereira

Programa de Pós-graduação em Genética e Bioquímica pela Universidade Federal de Uberlândia (UFU) – Uberlândia (MG), Brasil.

Endereço para correspondência:

Boscolli Barbosa Pereira – Avenida João Naves de Ávila, 2121, Bloco 3E, Laboratório de Vigilância em Saúde Ambiental – Santa Mônica – 38400-902 – Uberlândia (MG), Brasil – E-mail: boscolli@ufu.br

RESUMO

O trânsito na área urbana de Uberlândia torna-se a cada dia mais desorganizado e inseguro, comprometendo a qualidade de vida da população e afetando a segurança e a saúde das pessoas devido aos diversos conflitos e às emissões de poluentes oriundos do elevado tráfego de automóveis. O presente trabalho objetivou habilitar o Modelo FPEEEA (OMS) como instrumento de análise dos impactos das políticas públicas relacionadas direta e/ou indiretamente aos sistemas de transporte coletivo e individual na saúde da população de Uberlândia, MG. Os dados para elaboração da matriz foram levantados em bases de dados da literatura científica e de domínio público virtual. Foram selecionados indicadores para a identificação das forças motrizes (FM) e pressões (P). Para cada nível da matriz foram identificadas e relacionadas ações (A) de atenção e vigilância em saúde ambiental, que podem contribuir para as decisões e gerenciamento de riscos associados à vigilância em saúde ambiental.

Palavras-chave: vigilância em saúde ambiental; indicadores de contaminação; qualidade do ar; políticas públicas.

ABSTRACT

Traffic in the urban area of Uberlândia becomes increasingly disorganized and unsure, compromising the population's quality of life and affecting the safety and health of people, due to various conflicts and the emissions of pollutants coming from high automobile traffic. This study aimed to enable the Model DPSEEA (WHO) as an analytical tool of the impacts of direct related public policies and/or indirectly to the collective and individual transport systems in the health of the population of Uberlândia, MG. The data for the preparation of the matrix were collected in databases of scientific literature and virtual public domain. Indicators were selected to identify the Driving Forces (FM) and Pressures (P). For each level of the matrix, have been identified and related actions (A) to provide care and environmental health surveillance, which can contribute to decisions and managing risks associated with environmental health surveillance.

Keywords: environmental health surveillance; pollution indicators; air quality; public policies.

INTRODUÇÃO

Uberlândia é considerada a capital da logística por possuir o maior centro atacadista da América Latina. A localização geográfica da cidade contribui para isso, pois sua malha rodoviária faz com que os maiores centros econômicos do Brasil (São Paulo, Rio de Janeiro, Belo Horizonte, Goiânia e Brasília) contem com Uberlândia como ponto de intersecção (PEREIRA *et al.*, 2014).

A rápida urbanização de Uberlândia trouxe como consequência um crescimento significativo no número de veículos que trafegam na cidade nos últimos anos. Na realidade, a frota veicular praticamente dobrou no município. De acordo com dados fornecidos pela Secretaria de Trânsito e Transportes (SETTRAN, 2012), enquanto em 2001 circulavam pela cidade 171.829 veículos, em 2011, o número de veículos em Uberlândia atingiu 341.364 unidades.

Diante desse cenário, o trânsito na área urbana de Uberlândia torna-se a cada dia mais desorganizado e inseguro, comprometendo a qualidade de vida da população e afetando a segurança e a saúde das pessoas, devido aos diversos conflitos e às emissões de poluentes oriundos do elevado tráfego de automóveis.

Embora a qualidade do ar seja avaliada por meio de medições físico-químicas, que aferem com precisão a concentração dos poluentes, os resultados dessas medições não permitem conclusões a respeito do impacto desses contaminantes sobre seres vivos (PEREIRA; CAMPOS JÚNIOR; MORELLI, 2013)

De fato, os efeitos simultâneos da associação de outros poluentes que caracterizam a mistura complexa que constitui o ar das grandes cidades sobre a biota não podem ser conhecidos a partir de informações baseadas somente na concentração de cada um desses poluentes.

Diversas abordagens metodológicas e conceituais têm sido empregadas em estudos epidemiológicos brasileiros que visam analisar a associação entre poluição atmosférica e desfechos na saúde humana (WHO, 2006). Os estudos realizados com esse fim têm sido delineados a partir de enfoques observacionais e experimentais (AMANCIO *et al.*, 2012; ANDRADE FILHO *et al.*, 2013; ARBEX *et al.*, 2009; BRAGA *et al.*, 2007; IGNOTTI *et al.*, 2010; JUNGER; PONCE DE LEON, 2007; MASCARENHAS *et al.*, 2008; MOURA *et al.*, 2011; NASCIMENTO, 2011; OLIVEIRA *et al.*, 2011).

Como os estudos experimentais são geralmente limitados por questões éticas, dificuldades de financiamento e metodologias que não conseguem isolar os efeitos específicos dos poluentes, investigações observacionais têm sido amplamente incentivadas e utilizadas (CASTRO; GOUVEIA; ESCAMILLA-CEJUDO, 2003).

Nesse tipo de estudo, os resultados da avaliação dos efeitos da poluição na saúde da população são avaliados de maneira generalizada, ou seja, o grupo de indivíduos investigado pode ser definido em bairros, cidades, regiões ou países.

Contudo, a maior parte dos estudos dessa natureza tende a concentrar seu foco de investigação no eixo exposição-efeito, desconsiderando fatores determinantes e condicionantes da situação de saúde da população avaliada, como condição socioeconômica, acesso aos serviços de saúde e outras situações que poderiam aumentar o impacto das contribuições desses estudos para gestores dos setores ambiental e da saúde, para a tomada de decisões e implementação de políticas públicas racionalizadas (TEIXEIRA, 2005).

Pensando nessa relação complexa entre meio ambiente e saúde humana, no início da década de 1990, a Organização Mundial de Saúde (OMS) criou um modelo para caracterizar e avaliar os problemas ocasionados por essas inter-relações, com o objetivo de propor ações de prevenção e identificação de indicadores (KJELLSTRÖM & CORVALÁN, 1995).

Esse modelo foi chamado de quadro de força motriz – pressão – estado – exposição – efeito – ação (FPEEEA), o qual tem a finalidade de identificar e organizar os dados para construção de indicadores sugeridos para a vigilância em saúde de populações e ambientes, que permitem inferir sobre os diferentes processos que determinam e condicionam a saúde, podendo desencadear possíveis efeitos danosos ao bem-estar físico e mental da população (ARAUJO-PINTO; PERES; MOREIRA, 2012).

De acordo com esse modelo, as forças motrizes propiciam uma visão macro sobre os problemas que podem gerar algum dano a saúde e ao ambiente (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011).

As pressões são decorrentes dos elementos de força motriz, ou seja, por meio dessa pressão originada

da força motriz é que o ambiente será alterado. Já o Estado está relacionado às possibilidades de um impacto no ambiente, resultado das diversas alterações produzidas nesse ambiente pelos dois primeiros níveis (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011).

Em decorrência disso, a exposição humana é a condição necessária para o processo de adoecimento. Desse modo, a exposição significa o contato do homem com os agentes nocivos (poluentes atmosféricos no caso da análise da qualidade do ar) à saúde, resultantes do Estado, das pressões e das forças motrizes. Os efeitos relacionam-se diretamente com a saúde dos indivíduos, que estão vinculados ao bem-estar e ao padrão de morbimortalidade de uma população. Estes efeitos dependerão do local, da duração, da exposição, da suscetibilidade individual, entre outros fatores. Finalmen-

te, as ações são os indicativos de possibilidade de intervenção, que podem atuar em quaisquer dos demais eixos (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011).

Nessa direção, a realização da pesquisa é justificada pela necessidade de estudos que proponham a estruturação de sistemas de indicadores que permitam analisar os efeitos e impactos, positivos ou não, de políticas públicas propostas para os diversos setores da administração pública sobre as condições de saúde da população contribuindo para o fortalecimento das ações de Saúde Pública no Brasil (CARNEIRO *et al.*, 2006). Esses estudos permitem inferir sobre os diferentes processos que determinam e condicionam a saúde e fornecem informações que podem subsidiar o planejamento de ações de prevenção de possíveis efeitos danosos ao bem-estar físico e mental da população.

OBJETIVOS

Habilitar o Modelo FPEEEA (OMS) como instrumento de análise dos impactos das políticas públicas relacionadas direta e/ou indiretamente aos sistemas de transporte coletivo e individual na saúde da população de Uberlândia, MG.

Estruturar sistemas de indicadores que permitam analisar os efeitos e impactos, positivos ou não, de políticas públicas propostas aos sistemas de transporte coletivo e individual na saúde da população de Uberlândia, MG.

Fornecer subsídios para ações e tomadas de decisões relacionadas aos serviços de vigilância em saúde ambiental.

Identificar, por meio da análise de determinantes de forças motrizes e de pressão, quais indicadores estão disponíveis e em condições de contribuir para o processo decisório e de gerenciamento de riscos associado à vigilância em saúde ambiental.

METODOLOGIA

Tipo de estudo

A presente investigação configura-se como estudo de caso e utiliza abordagem quanti-qualitativa. Segundo a

metodologia utilizada, este estudo pode ser caracterizado como descritivo-exploratório.

Levantamento e organização dos dados no modelo FPEEEA

O modelo FPEEEA foi empregado para análise dos impactos das políticas públicas envolvidas nos setores de transporte individual e coletivo na cidade de Uberlândia (MG) sobre indicadores de qualidade de saúde e ambiente.

Os elementos para elaboração da matriz analítica do modelo FPEEEA foram levantados em bases de dados de literatura científica, incluindo as bases de indexação PubMed, LILACS, MEDLINE e SCIELO e de domínio público virtual, incluindo o Instituto Brasileiro de Geogra-

fia e Estatística (IBGE), o Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde (DATASUS), Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA), Departamento Nacional de Trânsito (DENATRAN) e Prefeitura Municipal de Uberlândia.

Os dados foram analisados com base na organização dos determinantes e indicadores associados a cada eixo na matriz FPEEEA. Também foram identificadas e relacionadas ações (A) de atenção e vigilância em saúde ambiental.

Os indicadores definidos para os eixos “força motriz” e “pressão”, que compõem a matriz do modelo FPEEEA produzida, foram listados e avaliados. Esses índices analisados são restritos à cidade de Uberlândia e o período avaliado está compreendido entre janeiro de 2003 e dezembro de 2013.

Como critérios de inclusão foram adotados:

- disponibilidade de dados para o município de Uberlândia,
- disponibilidade de dados para organização e distribuição nos níveis de complexidade, conforme o modelo FPEEEA.

RESULTADOS

A partir do levantamento dos dados e informações, foi possível elencar possíveis indicadores para a matriz

FPEEEA (Tabela 1), enfatizando os eixos de forças motrizes e pressões (Tabela 2).

Análise de determinantes, indicadores e ações relacionados aos problemas de mobilidade urbana do município de Uberlândia, Minas Gerais

A análise de dados e informações disponíveis na Secretaria de Trânsito e Transporte da Prefeitura Municipal de Uberlândia e nas bases do DENATRAN permitiu acessar uma série de possíveis indicadores para o período de 2003 a 2013. Conforme mostra a Tabela 1, os determinantes considerados incluem políticas econômicas, como a redução do Imposto sobre Produtos Industrializados (IPI) e o aumento da tarifa para transporte público; políticas específicas para a mobilidade urbana, como criação de ciclovias, corredores de ônibus, aumento da taxa de motorização, diminuição da taxa de ocupação, baixo crescimento do número de

usuários do transporte coletivo, alto crescimento do interesse pelo transporte individual motorizado; aspectos socioeconômicos; fatores ambientais, culturais e de saúde.

As emissões de poluentes e seus respectivos efeitos sobre a saúde humana vêm trazendo diversos desafios para a gestão e a tomada de decisão na formulação e implementação de políticas públicas e ações (A).

Assim, para cada nível da matriz, foram identificadas as ações, tais como medidas de intervenção na po-

Tabela 1 – Determinantes, indicadores e ações para vigilância em saúde ambiental do município de Uberlândia em relação aos problemas associados à mobilidade urbana.

Nível	Determinantes	Ações	Indicadores
Forças motrizes	Redução do IPI para carros novos	Revisão das políticas econômicas para o setor automotivo	Emplacamentos
	Aumento da tarifa (transporte público)	Melhoria da qualidade do transporte; Subsídios fiscais para o transporte	Variação do valor da tarifa
	Aumento da Urbanização	Políticas e ações de planejamento urbano	Ruas e Avenidas Crescimento populacional
	Criação de ciclovias	Estímulo ao transporte individual não motorizado	Quilômetros de ciclovias
	Sistema integrado de transporte – corredores de ônibus	Estímulo ao transporte público coletivo	Quilômetros de corredores

Continua...

Tabela 1 – Continuação.

Nível	Determinantes	Ações	Indicadores
Pressão	Aumento da frota de automóveis	Fiscalização sobre emissões veiculares	Frota de automóveis
	Aumento da taxa de motorização	Fiscalização sobre emissões veiculares	Taxa de motorização
	Diminuição da taxa de ocupação	Estímulo ao transporte público coletivo	Taxa de ocupação
	Redução do número de usuários do transporte coletivo	Estímulo ao transporte público coletivo	Usuários do transporte
	Crescimento do interesse pelo transporte individual motorizado	Estímulo ao transporte individual não motorizado; Estímulo ao transporte público coletivo	Número de CNHs emitidas
	Ineficiente cobertura do serviço de transporte coletivo	Estímulo ao transporte público coletivo	Quilometragem realizada
	Aumento da frota de veículos do transporte coletivo	Estímulo ao transporte público coletivo	Frota
Estado	Deterioração da qualidade do ar	Estudos de biomonitoramento ambiental; Monitoramento ambiental de parâmetros físico-químicos para qualidade do ar	Indicadores físico-químicos
			Indicadores biológicos
	Aumento dos congestionamentos	Estudos de biomonitoramento ambiental; Estímulo ao transporte individual não motorizado; Estímulo ao transporte público coletivo	Número de congestionamentos Tempo de viagem
Exposição	Aumento do número de habitações em áreas de risco	Políticas e ações de planejamento urbano; Manejo ambiental; Estímulo à percepção de riscos	Habitações em áreas de risco
	Aumento do número de trabalhadores expostos à atmosfera contaminada	Avaliação clínica dos trabalhadores; Atividades educativas; Estímulo à percepção de riscos	Número de trabalhadores expostos
Efeitos	Aumento da morbimortalidade associada à poluição atmosférica	Inquéritos epidemiológicos considerando DSS	Indicadores epidemiológicos
	Aumento do número de acidentes de trânsito	Fiscalização sobre emissões veiculares	Acidentes de trânsito

Tabela 2. Indicadores e informações disponíveis em condições de contribuir para o processo decisório e de gerenciamento de riscos associado à vigilância em saúde ambiental do município de Uberlândia em relação aos problemas referentes à mobilidade urbana.

Indicadores	Ano												
	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013		
Emplacamentos	10.426	13.092	13.981	16.017	20.953	26.089	22.695	26.971	27.518	23.254	19.751		
Varição do valor da tarifa	1,50	1,50	1,90	1,90	1,90	1,90	2,20	2,25	2,40	2,60	2,85		
Ruas	3.547	3.555	3.585	3.585	3.610	3.636	3.745	3.809	3.850	3.874	-		
Avenidas	382	424	424	424	424	422	431	434	441	451	-		
Crescimento populacional	529.061	538.690	548.496	558.478	568.648	579.000	589.548	604.013	611.904	619.536	646.673		
km de cicloviás	0	0	0	0	0	0	31,95	31,95	31,95	31,95	-		
km de corredores	0	0	0	15,0	15	15	15	15	15	15	15		
Frota de automóveis	118.668	123.549	129.554	134.539	140.837	153.933	171.243	190.670	210.778	229.947	247.941		
Taxa de motorização automotiva*	0,22	0,23	0,24	0,24	0,25	0,27	0,29	0,32	0,34	0,37	0,38		
Taxa de motorização veicular**	0,34	0,35	0,36	0,38	0,40	0,44	0,47	0,52	0,56	0,59	0,60		
Taxa de ocupação automotiva***	4,46	4,36	4,23	4,15	4,04	3,76	3,44	3,17	2,90	2,69	2,61		
Taxa de ocupação veicular****	2,96	2,87	2,75	2,64	2,50	2,28	2,11	1,94	1,79	1,68	1,65		
Passageiros transportados	55.694.462	54.733.131	53.317.611	54.708.315	57.759.575	60.228.871	60.308.127	62.972.458	64.311.682	64.323.916	64.517.470		
Número de CNHs emitidas	6.470	7.376	9.562	12.852	13.026	14.743	18.957	16.851	17.166	15.083	15.653		
Quilometragem realizada pelo transporte público coletivo	28.801.213	27.081.635	28.782.310	29.657.418	30.010.301	30.032.834	30.331.313	30.268.592	30.625.643	30.409.557	30.063.250		
Frota de ônibus para o transporte público coletivo	351	355	353	329	332	337	352	362	368	365	361		

– Dados não disponíveis.

* É a relação entre o número de automóveis por habitantes; ** É a relação entre o número de veículos por habitantes; *** É a relação entre o número de habitantes por automóvel (caminhonete, camioneta e utilitário); **** É a relação entre o número de habitantes por veículo.

lítica econômica, considerando, inclusive, a revisão dessas políticas para o setor automotivo; intervenções na mobilidade urbana como estímulo ao uso do transporte público coletivo; melhoria da qualidade do transporte público e subsídios fiscais para o setor; estímulo ao transporte individual não motorizado; fiscalização sobre emissões veiculares; políticas

e ações de planejamento urbano adequados ao crescimento populacional.

Para os eixos estado, exposição e efeito, as principais ações elencadas se concentram em estudos de biomonitoramento ambiental para avaliação de parâmetros físico-químicos para qualidade do ar; ações de manejo ambiental e atividades educativas.

Análise e seleção dos indicadores para os eixos “força motriz” e “pressão”, segundo o modelo FPPEEA

A partir do levantamento e da organização das informações obtidas, foi possível selecionar, propor e analisar indicadores e informações para os eixos

“força motriz” e “pressão”. A Tabela 2 apresenta o rol de indicadores selecionados que serão detalhados a seguir.

Forças motrizes

Os dados levantados com base nos emplacamentos de veículos revelam que houve aumento no número de automóveis adquiridos ao longo de todo período avaliado, sendo que a partir de 2006 essa elevação foi notavelmente maior.

Em relação à variação do valor da tarifa para o transporte coletivo é notória a elevação do preço da passagem, com aumento de 1,35 reais de 2003 a 2013.

Quanto ao terceiro indicador (Ruas e Avenidas), foi possível observar crescimento durante os últimos 10 anos, segundo o qual, em 2003, o município apresentava 3.547 ruas construídas e 382 avenidas e, em 2013, este número cresceu, apresentando 3.874 ruas e 451 avenidas construídas no município de Uberlândia, segundo dados disponibilizados pela SETRAN (2014).

Com base no indicador de crescimento populacional, é possível notar uma forte tendência de aumento da

população do município, uma vez que, segundo a estimativa do ano de 2003, a população de Uberlândia era de 529.061 habitantes, e, em 2013, houve um aumento para 646.673 habitantes, representando um crescimento de 22,2% da população residente no município.

Em relação aos dados levantados sobre o indicador de quilômetros (km) de ciclovias, revela-se que somente em 2009 foram implementadas ciclovias, com extensão total de 31,95 km, sendo que nos últimos quatro anos esse cenário não sofreu alteração.

Por fim, o último indicador analisado refere-se aos quilômetros de corredores exclusivos para o transporte público coletivo que, segundo os dados do SETRAN (2014), somente no ano de 2006 foram implementadas 13 estações ao longo da Avenida João Naves com extensão total de 15 km, sendo 7,5 km no sentido Bairro-Centro e 7,5 km no sentido Centro-Bairro.

Pressão

A partir dos dados levantados sobre a frota de automóveis (automóvel, camioneta, caminhonete e utilitário), observa-se que, nos 10 anos avaliados, houve um aumento de 129.273 automóveis na cidade de Uberlândia.

A taxa de motorização, que estabelece o número de meios de transporte por habitantes, neste estudo, foi avaliada de forma a considerar separadamente a taxa de motorização veicular e a taxa de motorização automotiva. A taxa de motorização veicular foi, desse modo, caracterizada por meios de locomoção em

geral, incluindo automóveis, motocicletas, caminhões, ônibus e outros assemelhados. Para esse indicador, foi possível observar um aumento de 0,26 ao longo do período avaliado. Quanto à taxa de motorização automotiva, caracterizada pelos automóveis, camionetas, caminhonetes e utilitários, também houve uma elevação de 0,16 entre 2003 e 2013.

Em relação à taxa de ocupação, a qual estabelece o número de habitantes em relação aos meios de transporte, também foram consideradas separadamente a taxa

de ocupação veicular e a taxa de ocupação automotiva. De acordo com a análise desse indicador, a taxa de ocupação veicular mostrou uma redução de 1,31 ao longo dos anos avaliados, enquanto a taxa de ocupação automotiva reduziu 1,85 no período avaliado.

Sobre o indicador de passageiros transportados no serviço público de transporte coletivo, foi possível observar baixo crescimento de interesse/utilização desses usuários para o uso do transporte público no município de Uberlândia no período avaliado.

Em contrapartida, os dados levantados sobre o número de CNHs emitidas mostraram um aumento significati-

vo no período de 2003 a 2009, sendo que somente de 2010 a 2013 foi possível observar uma redução na procura para emissão de novas CNHs.

Em relação ao indicador de quilometragem realizado pelo transporte público coletivo, foi possível observar um baixo crescimento de oferta desse serviço ao longo dos anos analisados.

Por fim, a partir dos dados sobre a frota do transporte coletivo, observa-se que houve um baixo crescimento dessa frota nos últimos 10 anos, sendo que nos anos de 2005, 2006, 2012 e 2013 a frota de ônibus foi reduzida.

DISCUSSÃO

Por meio da organização e análise dos dados existentes, foi possível observar diferentes situações e cenários que podem contribuir para o aumento da exposição da população de Uberlândia aos poluentes atmosféricos, aumentando o risco de comprometimento da saúde desses indivíduos expostos.

Como foi possível perceber, em relação às forças motrizes (FM), as políticas públicas têm um papel significativo no quadro da qualidade do ar no município pesquisado. A redução dos IPIs, especialmente na indústria automobilística, e o aumento no valor da tarifa do transporte público serviram de incentivo para ampliar a procura pelo transporte individual motorizado, como foi mostrado nos indicadores de emplacamentos e da variação do valor da tarifa.

De acordo com o IPEA (2011), essa migração para o transporte individual deu-se pela abundante oferta de crédito para aquisição de veículos e uma política tributária (IPI) que reduziu impostos de veículos populares que, como consequência disso, diminuiu o interesse da população pelo uso do transporte coletivo, aumentando assim o uso do transporte individual motorizado.

É possível observar também que o município de Uberlândia apresenta um contínuo aumento da urbanização, conforme revelam os indicadores de ruas, avenidas e o crescimento populacional, fazendo com que haja a necessidade de políticas e ações de planejamento urbano na cidade que racionalizem o crescimento da malha urbana e reduzam impactos na qualidade do ar.

Desta forma, segundo Lemes (2005), as cidades de médio a grande porte do Brasil vêm lidando com inúmeros problemas devido ao seu crescimento acelerado e sem planejamento. Assim, com a rápida urbanização, problemas como poluição, congestionamentos, a falta de transporte público de qualidade capacitado para atender a alta demanda são consequências ou mesmo inexistência de um planejamento urbano eficaz e de transportes integrados.

Em resposta, é necessário, segundo o mesmo autor, que haja um planejamento eficiente dos sistemas de transporte, capaz de analisar os fatores intervenientes, tais como: o uso atual do solo, projeções para conhecer o comportamento da demanda futura, entre outros. Deste modo, a partir dos estudos realizados é possível coordenar o crescimento e o desenvolvimento das cidades com os investimentos necessários para atender com qualidade a demanda exigida (LEMES, 2005).

Em relação à proposta de criação de sistema integrado de transporte, que tem como objetivo melhorar acesso ao transporte público pela população, observamos que além da construção dos terminais, a instalação dos corredores exclusivos para o transporte coletivo e também a criação de ciclovias, em tese, poderiam atuar no desestímulo do uso do transporte individual não motorizado, mas avançaram muito pouco e ainda não são suficientes para atender à grande e crescente população de Uberlândia.

É importante destacar, no que se refere às pressões (P), que com o crescimento da frota de veículos, simulta-

neamente ocorreu aumento na taxa de motorização e ocupação veicular, revelando, conseqüentemente, o baixo interesse pelo transporte coletivo, principalmente pela falta de qualidade e superlotação desse modal.

Segundo Rodrigues e Serratini (2005), o transporte coletivo possui uma grande importância no cenário de deslocamento urbano entre os meios de locomoção, uma vez que este consegue amenizar vários problemas, tais como: diminuir as viagens feitas por automóveis, colaborando na redução dos congestionamentos, da poluição ambiental, dos acidentes de trânsito, entre outros. Entretanto, várias circunstâncias fazem a população preferir o uso do transporte individual em vez do transporte coletivo, uma vez que este gera muita insatisfação em vários fatores, assim como lotação, tempo de viagem, estado das vias, segurança, características dos veículos e locais de parada.

Sendo assim, fazem-se necessários estudos em seu sistema operacional que atendam às expectativas da po-

pulação com o propósito de melhorar o nível de serviço do transporte coletivo (RODRIGUES & SORRATINI, 2005).

A análise da matriz de indicadores disponíveis possibilitou uma visão mais detalhada sobre a situação atual da qualidade da mobilidade urbana em Uberlândia que, conforme o exposto, traz prejuízos à locomoção e deteriora a atmosfera do município. Com isso, para cada nível da matriz foi proposto um conjunto de ações para prevenção e mitigação dos danos associados aos poluentes atmosféricos, destacando-se alguns dos principais indicadores para possível uso nas atividades da vigilância em saúde ambiental.

No âmbito das políticas públicas (FM), é relevante destacar a necessidade de estímulo e subsídios fiscais para melhoria do transporte público; incentivo ao transporte não motorizado, com a criação de ciclovias e revisão das políticas econômicas para o setor automotivo. Para o nível de pressão, são necessárias ações de fiscalização sobre as emissões veiculares e melhoria nos serviços de planejamento urbano do município.

CONCLUSÕES

A análise dos dados que foram apresentados e discutidos direciona para o promissor uso do modelo FPEEEA (OMS) como instrumento de trabalho para as vigilâncias, principalmente para a vigilância em saúde ambiental da cidade de Uberlândia, em particular na sua relação com a qualidade do ar. Uma vez que esse modelo favorece o olhar para as diversas situações problemas em níveis distintos, com destaques para os determinantes, indicadores e as ações apresentadas, representa uma importante ferramenta de subsídio à elaboração e planejamento das ações de vigilância que envolvem ambiente e saúde.

Associada a essa situação, foi possível observar que ainda não existem indicadores, nem ações executadas em relação ao monitoramento da qualidade do ar de Uberlândia. Buscam-se, portanto, estimular, a partir do modelo apresentado e discutido ao longo do presente estudo, novas experiências relacionadas à sua aplicação, como subsídio a ações de vigilância em saúde ambiental, para que possa garantir melhor qualidade de vida para a população e maior conservação do ambiente.

REFERÊNCIAS

- AMANCIO, C. T.; NASCIMENTO, L. F. C. Asma e poluentes ambientais: um estudo de séries temporais. *Revista da Associação Médica Brasileira*, v. 58, n. 3, p. 302-307, 2012.
- ANDRADE FILHO, V. S.; ARTAXO, P.; HACON, S.; CARMO, C. N.; CIRINO, G. Aerossóis de queimadas e doenças respiratórias em crianças, Manaus, Brasil. *Revista de Saúde Pública*, v. 47, n. 2, p. 239-247, 2013.
- ARAUJO-PINTO, M.; PERES, F.; MOREIRA, J. C. Utilização do modelo FPEEEA (OMS) para a análise dos riscos relacionados ao uso de agrotóxicos em atividades agrícolas do estado do Rio de Janeiro. *Ciência & Saúde Coletiva*, Rio de Janeiro, v. 17, n. 6, p. 1543-1555, jun. 2012.

ARBEX, M. A.; CONCEIÇÃO, G. M. S.; CENDON, S. P.; ARBEX, F. F.; LOPES, A. C.; MOYSES, E. P. Urban air pollution and chronic obstructive pulmonary disease-related emergency department visits. *Journal of Epidemiol Community Health*, v. 63, p. 777-783, 2009.

BRAGA, A. L.; PEREIRA, L. A. A.; PROCÓPIO, M.; ANDRÉ, P. F.; SALDIVA, P. H. N. Associação entre poluição atmosférica e doenças respiratórias e cardiovasculares na cidade de Itabira, Minas Gerais, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 23, suppl. 4, p. S570-S578, 2007.

BRASIL. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (Ipea). Comunicados do Ipea: poluição veicular atmosférica. n. 113, set. 2011. Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/comunicado/110922_comunicadoipea113.pdf>. Acesso em: 19 jan. 2015.

_____. Ministério das Cidades. Departamento Nacional de Trânsito (DENATRAN). 2014. Disponível em: <<http://www.denatran.gov.br/frota.htm>>. Acesso em: 21 set. 2014.

_____. Ministério da Saúde. Secretária de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. *Saúde ambiental: guia básico para construção de indicadores*. Brasília: Ministério da Saúde, 2011. 128p.: il.

CARNEIRO, F. F.; OLIVEIRA, M. L.; NETTO, G. F.; GALVÃO, L. A.; CANCIO, J. A.; BONINI, E. M. Meetingreport: development of environmental health indicators in Brazil and other countries in the Americas. *Environmental Health and Perspective*, v. 114, p. 1407-1408, 2006.

CASTRO, H. A.; GOUVEIA, N.; ESCAMILLA-CEJUDO, J. A. Questões metodológicas para a investigação dos efeitos da poluição do ar na saúde. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, v. 6, n. 2, p. 135-149, 2003.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades, MG, Uberlândia. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>>. Acesso em: 22 out. 2013.

IGNOTTI, E.; HACON, S. D. E. S.; JUNGER, W. L.; MOURÃO, D.; LONGO, K.; FREITAS, S.; ARTAXO, P.; LEON, A. C. Air pollution and hospital admissions for respiratory diseases in the subequatorial Amazon: a time series approach. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 26, n. 4, p. 747-761, 2010.

JUNGER, W. L.; PONCE DE LEON, A. Poluição do ar e baixo peso ao nascer no Município do Rio de Janeiro, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 23, n. 4, p. 588-598, 2007.

LEMES, D. C. S. S. *Geração e análise do cenário futuro como um instrumento do planejamento urbano e de transportes*. 2005. 126 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2005. Disponível em: <<http://livros01.livrosgratis.com.br/cp010484.pdf>>. Acesso em: 16 jan. 2015.

MASCARENHAS, M. D. M.; VIEIRA, L. C.; LANZIERI, T. M.; LEAL, P. P. R.; DUARTE, A. F.; HATCH, D. L. Poluição atmosférica devida à queima de biomassa florestal e atendimentos de emergência por doença respiratória em Rio Branco, Brasil. *Jornal Brasileiro de Pneumologia*, v. 34, n. 1, p. 42-46, 2008.

MOURA, M.; JUNGER, W. L.; MENDONÇA, G. A. S.; PONCE DE LEON, A. Qualidade do ar e transtornos respiratórios agudos em crianças. *Revista de Saúde Pública*, v. 42, n. 3, p. 503-511, 2008.

NASCIMENTO, L. F. C. Air pollution and cardiovascular hospital admissions in a medium-sized city in São Paulo State, Brazil. *Brazilian Journal of Medical and Biological Research*, v. 44, n. 7, p. 720-724, 2011.

OLIVEIRA, M. S.; LEON, A. P.; MATTOS, I. E.; KOIFMAN, S. Differential susceptibility according to gender in the association between air pollution and mortality from respiratory diseases. *Cadernos de Saúde Pública*; v. 27, n. 9, p. 1827-1836, 2011.

PEREIRA, B. B.; CAMPOS JÚNIOR, E. O.; MORELLI, S. In situ biomonitoring of the genotoxic effects of vehicular pollution in Uberlândia, Brazil, using a Tradescantia micronucleus assay. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 87, n. 1, p. 17-22, 2013.

RODRIGUES, M. A.; SORRATINI, J. A. *A qualidade no transporte coletivo urbano*. (Dissertação de mestrado) Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia.

SETTRAN – Secretaria de Trânsito e Transportes. Prefeitura Municipal de Uberlândia. *Dados estatísticos – 2012*. Disponível em: <http://www.uberlandia.mg.gov.br/uploads/cms_b_arquivos/1536.pdf>. Acesso em: 29 out. 2013.

_____. (org.). *Prefeitura Municipal de Uberlândia*. Disponível em: <<http://www.uberlandia.mg.gov.br/2014/secretaria-pagina/78/573/secretaria.html>>. Acesso em: 20 ago. 2014.

TEIXEIRA, M. G. IV Plano Diretor para o Desenvolvimento da Epidemiologia no Brasil. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, v. 8, n. 3, p. 231-233, 2005.

WHO – World Health Organization. *Who air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*. Global updated 2005. 2006. Disponível em: <http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_eng.pdf>. Acesso em: 1º nov. 2013.

AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DA COBERTURA ARBÓREA DOS BAIRROS CENTRAIS DE MACAPÁ (AP)

TREE COVER QUANTITATIVE ANALYSIS OF THE URBAN AREA OF MACAPÁ (AP)

Iann Rodrigues Sarquis

Mestrando em Ciências Ambientais da Universidade Camilo Castelo Branco (Unicastelo) – Macapá (AP), Brasil.

Gisele Herbst Vazquez

Professora titular do Mestrado em Ciências Ambientais da Unicastelo – Fernandópolis (SP), Brasil.

Luiz Sérgio Vanzela

Professor titular do Mestrado em Ciências Ambientais da Unicastelo – Fernandópolis (SP), Brasil.

Endereço para correspondência:

Gisele Herbst Vazquez –
Universidade Camilo Castelo
Branco – Estrada Projetada F1, s/n –
Fazenda Santa Rita, Zona Rural –
15600-000 – Fernandópolis (SP),
Brasil – E-mail:
gisele-agro@uol.com.br

RESUMO

A arborização urbana é um aspecto fundamental para o planejamento de qualquer cidade por trazer um grande número de benefícios à população. O objetivo deste trabalho foi diagnosticar as atuais condições de arborização de 19 bairros centrais de Macapá, Amapá, por meio da determinação da cobertura arbórea (CA) e do seu percentual (PCA), do índice de cobertura arbórea (ICA) e da densidade de árvores por hectare (DA) e por habitante (DAH). Nesses bairros foram contabilizadas 128.667 árvores, totalizando uma CA de 1.005.102 m². A média do PCA foi 6,25%; do ICA, 4,48 m² hab⁻¹; da DA, 38 árvores ha⁻¹; e da DAH, 0,54 árvores hab⁻¹. Conclui-se que esses índices ainda estão longe dos ideais e que Macapá precisa planejar melhor sua arborização, de forma a beneficiar toda a população. Apenas o bairro do Zerão — com PCA de 18,40% e ICA de 31,70 m² hab⁻¹ — mostrou-se próximo do recomendado pela literatura.

Palavras-chave: arborização urbana; cobertura vegetal; planejamento urbano; qualidade ambiental.

ABSTRACT

The urban afforestation is a key aspect for the planning of any city for bringing a large number of benefits to the population. The objective of this study was to diagnose the current afforestation conditions of 19 central districts of Macapá, Amapá, through the determination of tree cover (CA) and its percentage (PCA), tree cover index (ICA) and density of trees per hectare (DA) and per inhabitant (DAH). These neighborhoods were accounted for 128,667 trees, a CA total of 1,005,102 m². The average of PCA was 6.25%; of the ICA, 4.48 m² hab⁻¹; of the DA, 38 trees ha⁻¹; and of the DAH, 0.54 hab⁻¹ trees. It is concluded that the indexes are still far from ideal and that Macapá needs to plan afforestation better in order to benefit the entire population. Only the neighborhood of Zerão — with PCA of 18.40% and ICA of 31.70 m² hab⁻¹ — proved to be close to the recommended by the literature.

Keywords: urban afforestation; tree cover; urban planning; environmental quality.

INTRODUÇÃO

A arborização urbana é algo recente no Brasil, tendo pouco mais de 100 anos, período no qual vem sendo realizada sem o devido planejamento, principalmente por causa da carência de contribuições técnicas e de literatura especializada (LOBODA *et al.*, 2005). Ela é definida como o conjunto de vegetação arbórea e arbustiva, natural ou cultivada, distribuída nas vias públicas de uma cidade (ANDREATTA *et al.*, 2011).

Outro conceito a ser destacado é o de áreas verdes, que pode ser compreendido como um conjunto composto por três setores individualizados e que possuem funções ecológicas, estéticas e de lazer:

1. áreas verdes públicas, em que predomina a vegetação arbórea (praças, jardins públicos e parques urbanos, além dos canteiros centrais e trevos de vias públicas);
2. áreas verdes privadas, compostas pelos remanescentes vegetais significativos incorporados à malha urbana; e
3. arborização de ruas e vias públicas (LORUSSO, 1992).

Assim, as árvores que acompanham o leito das vias públicas não se incluem na categoria “áreas verdes”, pois as calçadas são impermeabilizadas (LIMA *et al.*, 1994) e essas áreas são um tipo especial de espaço livre urbano no qual os elementos fundamentais de composição são a vegetação e o solo livre de impermeabilização, com pelo menos 70% do seu espaço constituído por áreas vegetadas com solo permeável (GUZZO *et al.*, 2006).

Com o objetivo de estudar a vegetação na paisagem urbana, houve o surgimento de outras classificações e terminologias. De acordo com Nucci (2001), cobertura vegetal pode ser definida como toda a vegetação de ruas, praças, canteiros, áreas públicas e áreas particulares visualizada a olho nu em uma fotografia aérea na escala de 1:10.000. A partir disso, a cobertura arbórea (CA) é classificada como a área ocupada pelas árvores, ou seja, a projeção do espaço urbano ocupado pelas copas das árvores (LINDENMAIER & SOUZA, 2015). Embora não pareça uma necessidade — em um primeiro momento —, a CA deve ser levada em consideração no planejamento de desenvolvimento dos municípios, visto ter diversos benefícios e poder ser utilizada como

padrão de referência de qualidade de vida para a população que habita um determinado local.

Os benefícios proporcionados pela arborização urbana são muitos, podendo ser de ordem ambiental, socioeconômica e estética (BOBROWSKI, 2011). A copa é a parte da árvore que mais se destaca, pois é ela que promove grandes feitos, como: a redução da amplitude térmica e dos efeitos das “ilhas de calor”; a melhoria das condições microclimáticas; a retenção de poeira e de ruídos; a absorção da água da chuva; a redução de picos de enchente; o sequestro de gás carbônico; e a beleza estética da floração (PLATT, 1994; LACERDA *et al.*, 2011). Além disso, a CA inserida no meio urbano atua na melhoria da qualidade do ar, como abrigo da fauna nativa local e como atenuante de doenças psicológicas e estresse (MENDES *et al.*, 2016).

De acordo com Santos *et al.* (2012), o Estado do Amapá apresentou o maior aumento porcentual de crescimento populacional do Brasil entre 2000 e 2010. Desse modo, a cidade de Macapá vem sofrendo um processo de expansão territorial característico do Estado e da maior parte do norte do país. Contudo, a criação de novos bairros é feita sem quaisquer planejamento ou obras de urbanização por parte dos órgãos municipais. Com isso, a arborização das ruas e dos passeios públicos fica a cargo dos próprios moradores, que muitas vezes selecionam árvores inapropriadas, como espécies frutíferas ou que apresentam raízes tabulares que destroem as calçadas e geram conflitos com as estruturas urbanas, causando transtornos à população local e prejuízos às companhias que administram o fornecimento de energia, água e saneamento público.

Com um planejamento adequado, Macapá poderia ganhar muito em termos de conforto térmico, sem contar outros benefícios advindos da arborização. Em um estudo sobre as tendências de variação climática urbana de Macapá, com base nas variáveis meteorológicas diárias de temperatura do ar e precipitação pluviométrica de 42 anos — 1968 a 2010 —, Santos *et al.* (2012) mostraram que a sistemática substituição da cobertura vegetal pela pavimentação e pelas construções trouxe problemas associados à mudança dos padrões do microclima local. Ou seja, houve aumento no número de dias quentes extremos e por períodos mais prolongados, aumento no número de dias com chuvas intensas

e com risco de alagamento, e diminuição no número de dias frios; mudanças tais que repercutiram no aumento da sensibilidade humana ao excesso de calor e na produtividade de serviços em geral — saúde pública, saneamento, conforto térmico, agricultura, geração de energia, eficiência energética etc.

Ademais, segundo um estudo de percepção ambiental realizado por Castro e Dias (2013) em Macapá, para 54% da população a cidade é “pouco arborizada”, enquanto somente 18% a considera “muito arborizada”. Segundo o mesmo estudo, 42% dos entrevistados indicam que o maior benefício da arborização urbana seria poder desfrutar das sombras propiciadas pelas árvores, o que em uma cidade com clima equatorial é uma vantagem importante. Portanto, os cidadãos percebem que o município precisa ter mais árvores, mas ainda desconhecem grande parte das vantagens de se ter uma melhor e maior arborização.

O artigo 182 da Constituição Federal brasileira estabelece que seja obrigatório, para cidades com mais de 20 mil habitantes, a criação de um plano diretor, a fim

de estabelecer um instrumento básico de desenvolvimento e expansão urbana (BRASIL, 1988); porém o plano diretor do município de Macapá não prevê nenhuma obra ou benefício que permita ou determine obras de paisagismo e arborização, evidenciando, assim, uma falta de compreensão sobre a importância desse tipo de projeto para o bem-estar da população. A única legislação em nível municipal que preconiza algo em relação ao tema é o Código de Postura da Prefeitura Municipal de Macapá (CPPMM), o qual prevê, em seu artigo 71, § III, como responsabilidade do município a arborização de áreas livres e a proteção das existentes (PREFEITURA MUNICIPAL DE MACAPÁ, 1998).

Estudos sobre a arborização urbana e sua CA são essenciais para subsidiar possíveis ações que visem à melhoria da qualidade de vida da população das cidades. Dessa forma, este trabalho teve como objetivo quantificar as atuais condições de arborização dos bairros centrais do município de Macapá, Amapá, por meio da determinação da área de CA, do percentual de cobertura arbórea (PCA), do índice de cobertura arbórea (ICA) e das densidades de árvores por área (DA) e por habitante (DAH).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O trabalho foi realizado em Macapá, capital do Amapá, cuja área física é de 6.502,1 km². Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2016), a população desse município é estimada em 465.495 habitantes.

A cidade de Macapá está situada em zona tropical, a 00° 02'S de latitude e 51° 03'W de longitude, com altitude média de 18 metros ao nível médio do mar e apresenta clima “Am”, segundo classificação de Köppen (TAVARES, 2014). Com regime térmico bastante estável, a temperatura média, média máxima e média mínima do ar são de, respectivamente: 26,8; 27,9; e 25,7°C. Portanto, durante todo o ano as temperaturas se mantêm elevadas, destacando-se os meses de junho a dezem-

Método

O trabalho foi realizado no período de março de 2014 a abril de 2015, por meio de avaliações em campos amostrais de 6,25 ha, distribuídos em 3 unidades por bairro, determinando-se a CA de 19 bairros centrais de Macapá com o uso de imagens do satélite *RapdiEye* de

bro, em especial outubro e novembro, períodos nos quais as médias máximas se elevam acima do valor médio, ou seja, são os meses mais quentes do ano; enquanto isso, fevereiro e março se constituem como o período menos quente, embora nenhum desses meses apresente temperatura média inferior a 24,8°C (GONÇALVES *et al.*, 2002).

A cidade de Macapá possui 28 bairros (IBGE, 2010), e para a realização deste estudo foram selecionados 19 da área central, totalizando 3.367.366,67 m², levando-se em consideração a importância comercial, o fluxo diário de pessoas, o tempo de criação e a proximidade com o centro da cidade (Figura 1).

resolução espacial de 2,5 m e data de passagem de 09 de novembro de 2012.

Assim, utilizando-se as imagens e com o auxílio do *software* ArcGIS 10, foi realizada a digitalização manual da

área de copa de cada árvore, bem como a localização de seu centro.

Para a determinação da área total de copas e da quantidade de árvores por campo amostral, realizou-se uma tabulação cruzada entre o mapa de campos amostrais e os mapas de copas e localização das árvores.

De posse dos dados, a quantificação da CA foi realizada pelo cálculo das seguintes variáveis: CA (m²), PCA (%), ICA (m² por habitante), DA (árvores ha⁻¹) e DAH (árvores hab⁻¹).

A cobertura arbórea do campo amostral (CA_i) foi obtida a partir do quociente entre o total de área de cobertura arbórea (AC) e o respectivo campo amostral (A), determinada pela Equação 1:

$$CA_i = \frac{AC}{A} \quad (1)$$

Sendo:

CA_i = área de cobertura arbórea do campo amostral "i" (m² copa m⁻² do campo amostral);

AC = área de cobertura arbórea do campo amostral (m²);

A = área do campo amostral (m²).

A partir dos valores de CA_i, foi determinada a CA média (CA_m) para os bairros, utilizando a Equação 2:

$$CA_m = \frac{CA_1 + CA_2 + CA_3}{3} \quad (2)$$

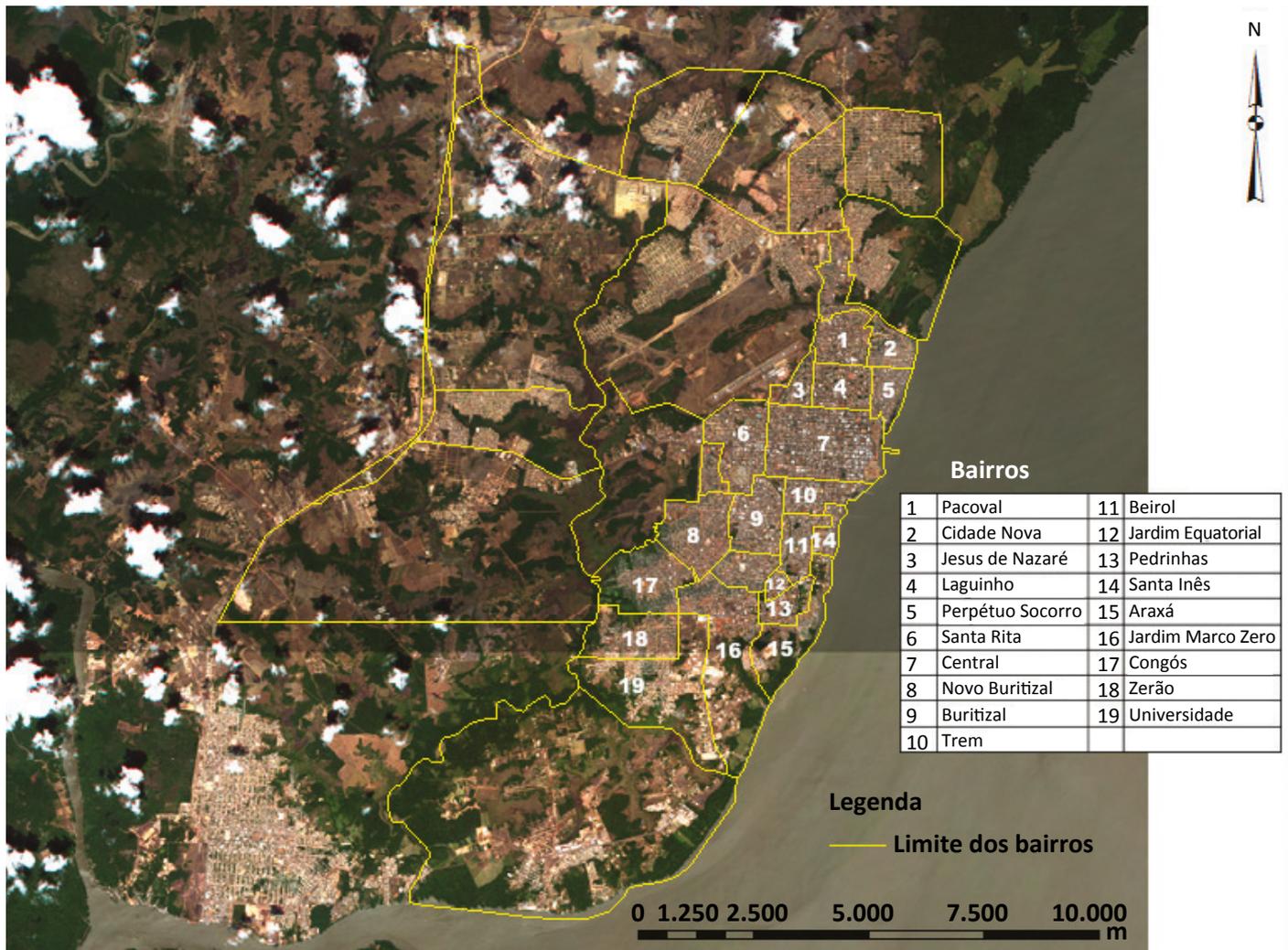


Figura 1 – Imagem de satélite e localização dos bairros de Macapá, Amapá, que tiveram sua cobertura arbórea analisada.

Em seguida, foi determinada a área de CA total por bairro (CA), a partir da seguinte Equação 3:

$$CA = CA_m \cdot A_b \quad (3)$$

Sendo:

CA = área de cobertura arbórea total do bairro (m²);
CA_m = área de cobertura arbórea média do campo amostral (m² copa m⁻² campo amostral);
A_b = área do bairro (m²).

A partir desse valor, foi calculado o PCA por bairro, utilizando-se a Equação 4:

$$PCA = CA_m \cdot 100 \quad (4)$$

Sendo:

PCA = porcentual de cobertura arbórea (%);
CA_m = área de cobertura arbórea média do campo amostral (m²).

Já o ICA, foi determinado pela Equação 5:

$$ICA = \frac{CA}{hab} \quad (5)$$

Sendo:

ICA = índice de cobertura arbórea do bairro (m² hab⁻¹);
CA = área de cobertura arbórea total do bairro (m²);
hab = número de habitantes do bairro, obtidos a partir dos dados do IBGE (2010).

A densidade de árvores (DA_i) foi determinada para cada campo amostral por meio da Equação 6:

$$DA_i = \frac{NA}{A} \quad (6)$$

Sendo:

DA_i = densidade de árvores do campo amostral "i" (árvores ha⁻¹);

NA = número de árvores do campo amostral;
A = área do campo amostral (ha).

Em seguida, determinou-se a DA média por bairro (DA_m) por intermédio da Equação 7:

$$DA_m = \frac{DA1 + DA2 + DA3}{3} \quad (7)$$

Em seguida, determinou-se o número de árvores por bairro (NA_b) pela Equação 8:

$$NA_b = DA_m \cdot A_b \quad (8)$$

Sendo:

NA_b = número de árvores total por bairro;
DA_m = densidade de árvores média por bairro (árvores ha⁻¹);
A_b = área do bairro (ha).

O valor da DAH foi quantificada pela Equação 9:

$$DAH = \frac{NA_b}{hab} \quad (9)$$

Sendo:

DAH = densidade de árvores por habitante (árvores hab⁻¹);
NA_b = número de árvores do bairro;
hab = número de habitantes do bairro, obtido a partir dos dados do IBGE (2010).

Após a determinação das variáveis e a tabulação dos resultados, para diferenciar estatisticamente as médias obtidas nos bairros estudados, adotou-se o critério de Gravetter e Wallnau (1995), no qual a diferença estatística ocorre quando não há sobreposição dos limites superior e inferior dos valores da média somados ao erro padrão da média. As análises estatísticas foram conduzidas utilizando-se o programa estatístico SPSS (SPSS Inc., 2008).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Cobertura arbórea

A área de CA de cada bairro estudado, bem como o seu PCA e os limites máximos e mínimos dos valores

da média do PCA ± erro padrão, estão apresentados na Tabela 1 e Figura 2.

A área de CA para toda a região estudada foi de 1.005.102 m², e os bairros que mais se destacaram foram o Zerão, com 396.255 m², o Beirol, com 120.669 m², e o Central, com 91.272 m². No Zerão, a CA não se distribui de maneira uniforme por todo o bairro — um dos campos amostrais analisados apresentou um elevado valor de CA por estar localizado em uma área da Universidade Federal do Amapá (UNIFAP), que, por sua vez, não possui muitas edificações. O Beirol também apresenta poucas edificações e muita vegetação. O bairro Central caracteriza-se pela presença de muitas áreas verdes públicas, como praças e um cemitério. Já os bairros com menor área coberta foram

o Jesus de Nazaré, com 153 m², o Perpétuo Socorro e o Santa Rita, com 2.461 e 4.326 m², respectivamente (Tabela 1). Esses bairros se caracterizam, ainda, por possuírem muitas áreas de invasão e ocupação irregular, o que não propicia o plantio de árvores pelos moradores e pela prefeitura.

No geral, a média do PCA para os 19 bairros centrais analisados foi de 6,25%, o que é alarmante, já que a cidade tem um clima tropical úmido, devendo, por esse motivo, apresentar uma porcentagem bem maior, de forma a proporcionar algum conforto térmico aos seus cidadãos. Sabe-se que a cobertura vegetal

Tabela 1 – Cobertura arbórea, percentual de cobertura arbórea e limites máximos e mínimos dos valores da média do percentual de cobertura arbórea ± erro padrão dos bairros analisados em Macapá, Amapá.

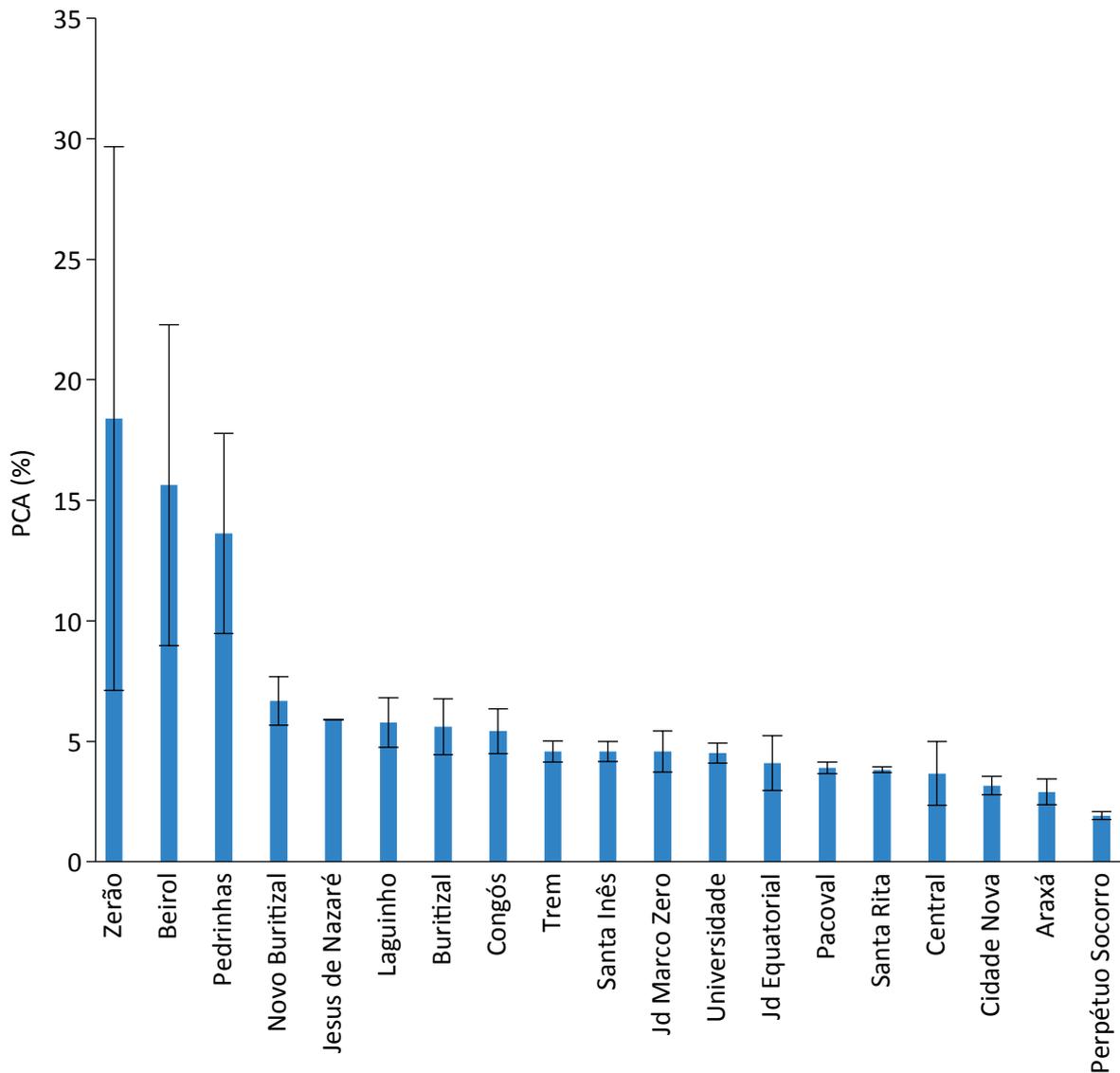
Bairro	CA	PCA	PCA ± erro padrão	
	(m ²)	(%)	Limite mín.	Limite máx.
Zerão	396.255	18,40	7,11	29,68
Beirol	120.669	15,63	9,17	22,29
Pedrinhas	57.596	13,63	9,47	17,78
Novo Buritizal	37.459	6,68	5,67	7,69
Jesus de Nazaré	153	5,91	5,89	5,92
Laguinho	21.905	5,78	4,75	6,81
Buritizal	34.569	5,61	4,45	6,77
Congós	39.208	5,42	4,49	6,35
Trem	8.396	4,58	4,13	5,02
Santa Inês	3.693	4,58	4,15	5,00
Jardim Marco Zero	70.575	4,58	3,72	5,44
Universidade	35.178	4,51	4,11	4,92
Jardim Equatorial	4.989	4,10	2,97	5,23
Pacoval	50.521	3,89	3,65	4,13
Santa Rita	4.326	3,82	3,70	3,94
Central	91.272	3,67	2,35	4,99
Cidade Nova	6.073	3,16	2,78	3,54
Araxá	19.806	2,90	2,37	3,44
Perpétuo Socorro	2.461	1,92	1,76	2,08

CA: cobertura arbórea; PCA: percentual de cobertura arbórea.

por meio de suas folhas possui grande influência climática, pois absorve de 15 a 35% da energia luminosa recebida durante as horas de insolação, o que resulta em um resfriamento do ambiente de forma direta, por meio do sombreamento (ALVAREZ, 2004). Tejas *et al.* (2011) analisaram a influência de áreas verdes no comportamento higrotérmico em duas unidades amostrais, levando-se em consideração a presença e a ausência de vegetação arbórea em Porto Velho, Rondônia, e concluíram que nas áreas arborizadas os valores higrotérmicos foram inferiores aos dos locais

em que há ausência de vegetação — área construída —, alcançando uma diferença de 3 a 5°C, havendo para a umidade relativa do ar valores até 8% superiores em áreas vegetadas.

Gomes e Queiroz (2011), avaliando as manchas de vegetação arbórea em Birigui, São Paulo, determinaram que a cidade apresenta 7,75% de cobertura. Já Pereira *et al.* (2010) calcularam um PCA de 8,02 e de 12,57% dos bairros “Centro” das cidades de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, e Belo Horizonte, Minas



PCA: porcentual de cobertura arbórea.

Figura 2 – Detalhe da comparação entre as médias de porcentual de cobertura arbórea dos bairros analisados em Macapá, Amapá.

Gerais, respectivamente. Esses valores, bem como o de Macapá — 6,25% —, estão acima dos 5% necessários para que o município não seja semelhante a um “deserto florístico”, estando, porém, distante do valor ideal sugerido por Oke (1973 *apud* LOMBARDO, 1985), de 30%.

Porém, de acordo com Nowak *et al.* (1996), não devemos comparar índices de cobertura vegetal de locais muito diferentes, pois o desenvolvimento da vegetação pode ser influenciado pelas condições de precipitação e de evapotranspiração. Em cidades nas quais a evapotranspiração é menor do que a precipitação, há um potencial para uma maior cobertura vegetal, enquanto que em cidades que se desenvolvem em regiões desérticas a cobertura é menor. Segundo os mesmos autores, em cidades localizadas em regiões de florestas, foram encontrados PCAs de 15,0 a 55,0% — média de 31,0% —; para cidades localizadas em regiões de savanas, PCAs de 5,0 a 39,0% — média de 19,0% —; e em cidades localizadas em desertos, PCAs de 0,4 a 26,0% — média de 10,0%. Portanto, a média calculada de 6,25% está bem aquém da média de 31,00% de CA em regiões de florestas.

Quanto aos bairros, os com maior PCA, em termos numéricos, foram o Zerão, com 18,40%, o Beirol, com 15,73%, e o Pedrinhas, com 13,63%, sendo os

Índice de cobertura arbórea

O perímetro urbano dos 19 bairros centrais analisados no município possui uma população de 229.549 habitantes, no qual foi digitalizado, por meio de identificação visual, um total de 13.532 árvores. A população de cada bairro estudado, bem como o ICA por habitante e os limites máximos e mínimos dos valores da média de ICA \pm erro padrão, estão apresentados na Tabela 2 e Figura 3.

A média do ICA calculada neste estudo foi de 4,48 m² hab⁻¹, sendo o Zerão, em termos numéricos, o bairro com maior índice — 31,70 m² hab⁻¹ —, seguido do Beirol — 13,77 m² hab⁻¹ — e do Pedrinhas — 11,69 m² hab⁻¹. O bairro com menor ICA foi Jesus de Nazaré, com 0,03 m² hab⁻¹, seguido do Perpétuo Socorro, com apenas 0,19 m² hab⁻¹. Os bairros mais populosos são Buritizal, Novo Buritizal e Trem, que, por sua vez, possuem baixo ICA (Tabela 2).

de menor porcentual de cobertura o Perpétuo Socorro, o Araxá e o Cidade Nova, com: 1,92; 2,90; e 3,16%, respectivamente.

As médias de CA de cada bairro estão apresentadas na Tabela 1, em que se observa que os bairros Zerão, Beirol e Pedrinhas não diferiram entre si quanto ao PCA e foram superiores aos demais, apresentando uma média de 15,92%. De forma geral, os bairros Nova Buritizal, Lagunho, Central, Trem, Jardim Equatorial, Jardim Marco Zero, Santa Inês, Congós e Universidade não diferiram entre si, estando seus valores de PCA muito próximos uns dos outros — valores de aproximadamente 4%. Já o bairro Perpétuo Socorro foi o de menor CA — 1,92% —, diferindo dos demais (Figura 2).

Portanto, de acordo com Novak *et al.* (1996), os bairros Zerão, Beirol e Pedrinhas, com média de 15,92%, estão dentro dos valores relatados em estudos para cidades localizadas em regiões de florestas, ou seja, de 15 a 55% de cobertura de copas de árvores; porém esses bairros ainda estão abaixo dos 25% sugerido por Maco & McPherson (2002) — média considerada ideal para ruas e calçadas com árvores de faixas etárias diversificadas — e dos 30% recomendado por Oke (1973 *apud* LOMBARDO, 1985).

Por meio dos erros padrões das médias de ICA, o Zerão superou todos os bairros analisados, com exceção do Beirol e do Pedrinhas, enquanto Jesus de Nazaré foi o com menor ICA e inferior aos demais (Tabela 2 e Figura 3).

Harder *et al.* (2006) quantificaram o ICA em Vinhedo, São Paulo, obtendo 0,55 m² hab⁻¹, enquanto o centro de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, e o de Belo Horizonte, Minas Gerais, possuem 4,65 e 15,68 m² hab⁻¹, respectivamente (PEREIRA *et al.*, 2010). Buccheri Filho & Nucci (2006) calcularam um índice de 25,24 m² hab⁻¹ para o bairro Alto do XV, em Curitiba, Paraná, o que supera (e muito) o encontrado para toda a área de estudo.

Não existe um índice específico que indique a área de CA mínima ideal por habitante em áreas urbanas, mas valores que levam em consideração a área

verde, ou seja, os espaços livres vegetados de uso público. Assim, Cavalheiro & Del Picchia (1992) citam como ideal 12 m² de área verde por habitante; a Sociedade Brasileira de Arborização Urbana (SBAU) propõe 15 m² por habitante (SBAU, 1996); e a Associação Nacional de Recreação dos Estados Unidos, entre 28 e 40 m² por habitante (MILANO, 1990). Portanto, a área central de Macapá, com 4,48 m² hab⁻¹, de forma geral, estaria bem abaixo do recomendado,

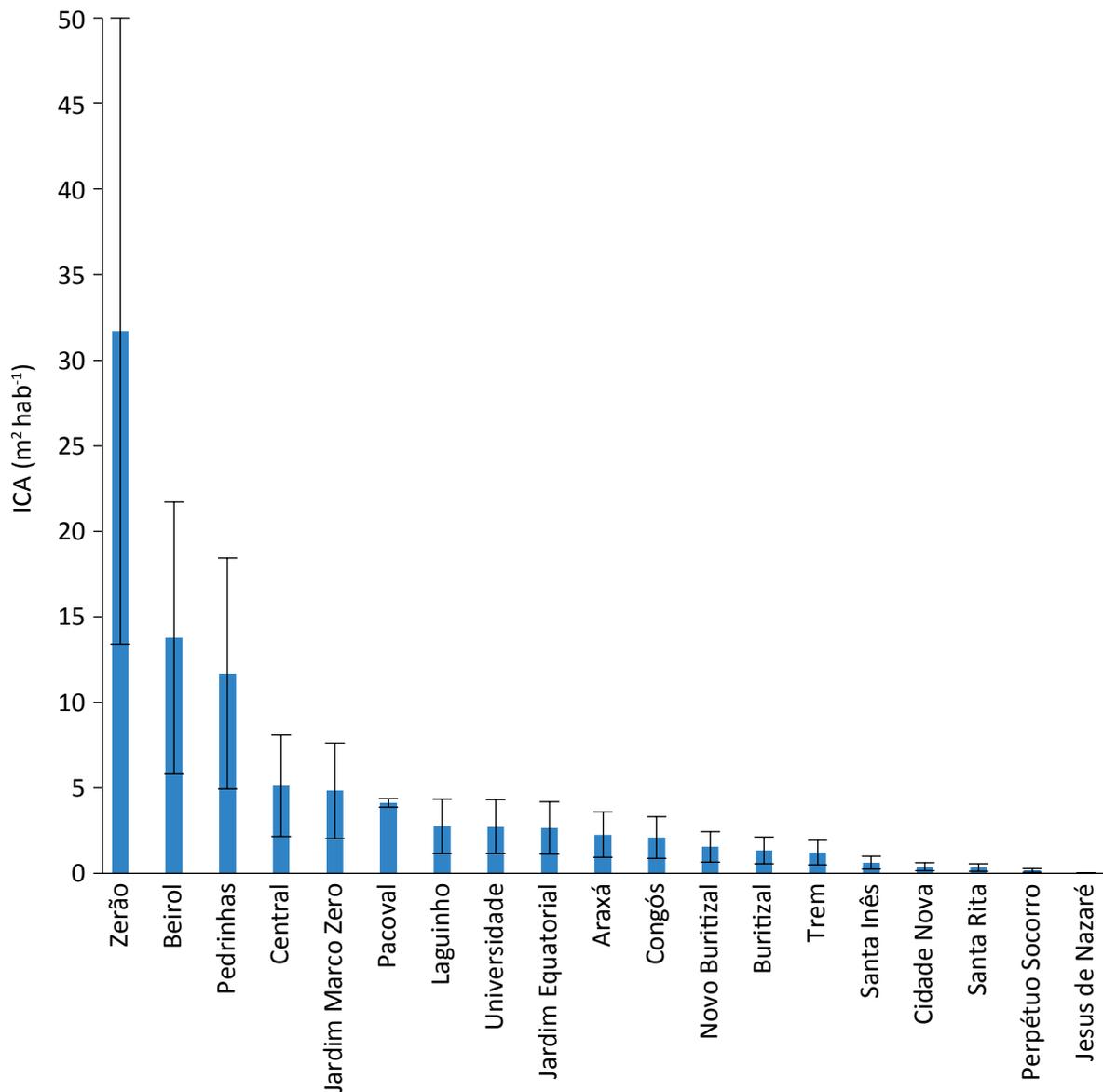
excetuando-se o bairro Zerão, que estaria acima do indicado pela SBAU e dentro do sugerido pela Associação de Recreação Americana.

Por sua vez, no outro extremo, o bairro Jesus de Nazaré, com apenas 0,03 m² hab⁻¹, possui pouca arborização, já que grande parte de seu território se encontra em uma área de ressaca, que são grandes lagos com vegetação arbustiva, caracterizada por ser um local de inundação permanente.

Tabela 2 – População, índice de cobertura arbórea e limites máximos e mínimos dos valores da média de índice de cobertura arbórea ± erro padrão dos bairros analisados em Macapá, Amapá.

Bairro	População	ICA	ICA ± erro padrão	
		(m ² hab ⁻¹)	Limite mín.	Limite máx.
Zerão	12.500	31,70	13,40	50,00
Beirol	8.764	13,77	5,82	21,72
Pedrinhas	4.928	11,69	4,94	18,44
Central	17.798	5,13	2,17	8,09
Jardim Marco Zero	14.577	4,84	2,05	7,64
Pacoval	12.216	4,14	3,88	4,39
Laguinho	7.930	2,76	1,17	4,36
Universidade	12.850	2,74	1,16	4,32
Jardim Equatorial	1.877	2,66	1,12	4,19
Araxá	8.713	2,27	0,96	3,59
Congós	18.636	2,10	0,89	3,32
Novo Buritizal	23.975	1,56	0,66	2,46
Buritizal	25.651	1,35	0,57	2,13
Trem	6.800	1,23	0,52	1,95
Santa Inês	5.847	0,63	0,27	1,00
Cidade Nova	15.194	0,40	0,17	0,63
Santa Rita	12.291	0,35	0,15	0,56
Perpétuo Socorro	13.087	0,19	0,08	0,30
Jesus de Nazaré	5.915	0,03	0,01	0,04

ICA: índice de cobertura arbórea.



ICA: índice de cobertura arbórea.

Figura 3 – Detalhe da comparação entre as médias de índice de cobertura arbórea dos bairros analisados em Macapá, Amapá.

Densidade de árvores

O número de árvores por bairro (NA_b), bem como a densidade de árvores por hectare (DA_m) e os limites máximos e mínimos dos valores da média de $DA_m \pm$ erro padrão, estão apresentados na Tabela 3 e Figura 4.

O total de árvores da área estudada foi de 128.667, sendo os bairros Universidade e Central os locais com maior número de unidades, e o Jardim Equatorial com

a menor quantidade. A densidade média de árvores foi de 38 árvores ha^{-1} , sendo o Laguinho, em termos numéricos, o bairro de maior densidade — 63 árvores ha^{-1} —, seguido por Pacoval — 54 árvores ha^{-1} — e Jesus de Nazaré — 50 árvores ha^{-1} . O bairro com menor DA_m foi o Pedrinhas, com somente 18 árvores ha^{-1} , seguido por Araxá e Jardim Marco Zero, com 20 e 21 árvores ha^{-1} , respectivamente (Tabela 3).

Tabela 3 – Número de árvores por bairro, densidade de árvores por hectare e limites máximos e mínimos dos valores da média da densidade de árvores \pm erro padrão dos bairros centrais de Macapá, Amapá.

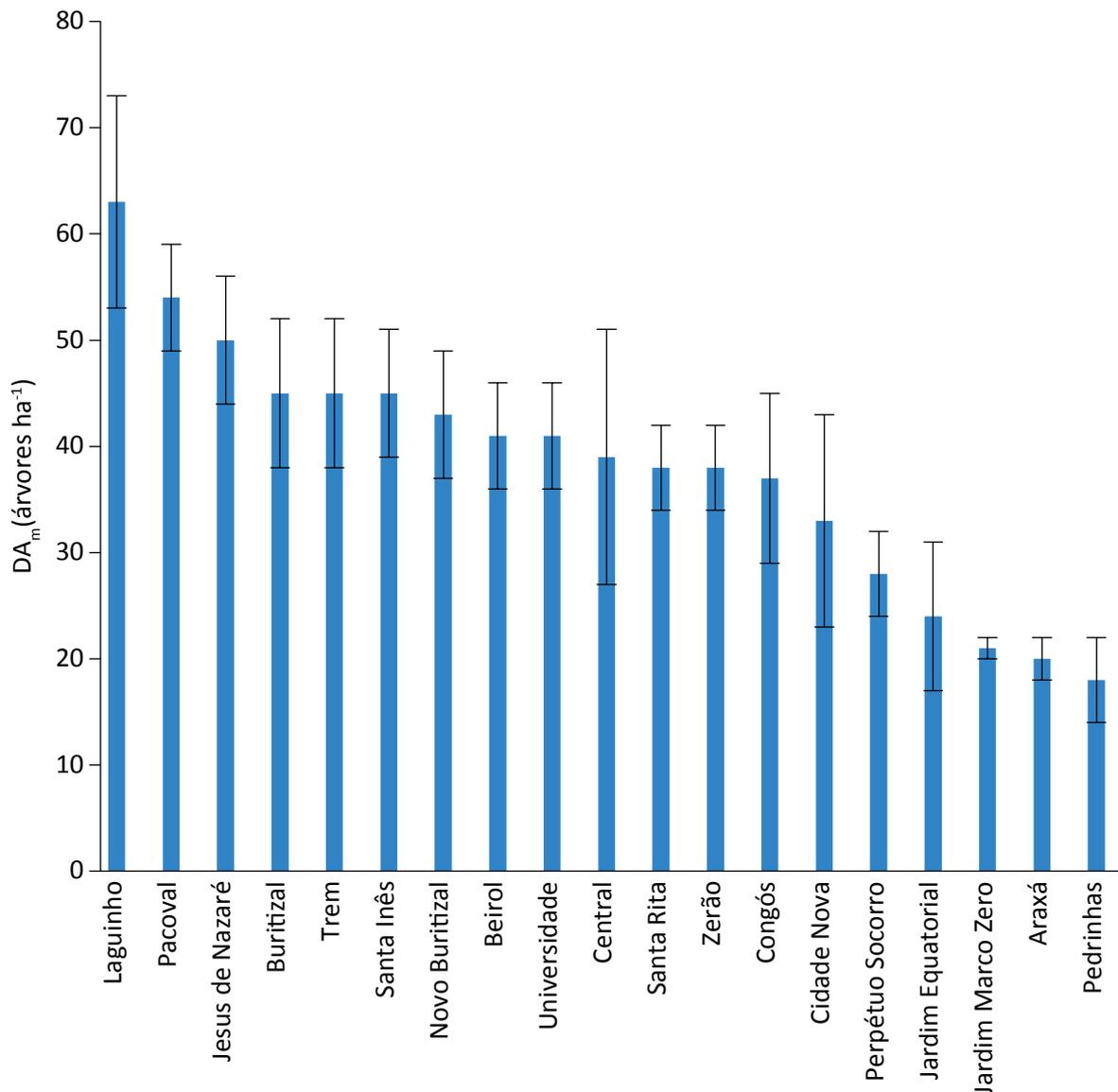
Bairro	NA _b	DA _m	DA \pm erro padrão	
		(árvores ha ⁻¹)	Limite mín.	Limite máx.
Laguinho	7.709	63	52	73
Pacoval	7.015	54	49	59
Jesus de Nazaré	3.331	50	45	56
Buritizal	7.643	45	37	52
Trem	4.820	45	38	52
Santa Inês	2.229	45	39	51
Novo Buritizal	9.147	43	36	49
Beirol	4.305	41	35	46
Universidade	20.571	41	36	46
Central	15.480	39	27	51
Santa Rita	7.980	38	34	42
Zerão	7.699	38	34	42
Congós	8.970	37	29	45
Cidade Nova	3.066	33	24	43
Perpétuo Socorro	2.459	28	24	32
Jardim Equatorial	608	24	17	31
Jardim Marco Zero	9.891	21	20	22
Araxá	4.277	20	18	22
Pedrinhas	1.468	18	15	22

NA_b: número total de árvores por bairro; DA_m: densidade de árvores média por hectare; DA: densidade de árvores.

Os bairros Laguinho e Jesus de Nazaré são bem populosos e sujeitos à inundação. Não obstante apresentarem um elevado número de árvores por hectare, esses bairros não possuem um elevado PCA (Tabela 1), possivelmente devido ao pouco espaço disponível às plantas e à elevada frequência de podas, além da ocorrência de períodos de inundação que impedem o crescimento das árvores. O bairro Pacoval não possui planejamento urbano, apresen-

tando calçadas estreitas e ausência de áreas verdes. No entanto, a maioria dos moradores possui quintais vegetados.

O bairro Zerão, que possui o maior PCA, não apresentou uma elevada DA_m. Nesse bairro há uma grande área preservada localizada na UNIFAP, na qual as árvores crescem naturalmente e sem podas, o que eleva a área de cobertura e a sua porcentagem.



DA_m : densidade de árvores média por hectare.

Figura 4 – Detalhe da comparação entre as médias de densidade de árvores por hectare nos bairros centrais de Macapá, Amapá.

Quanto à análise dos erros padrões das médias da DA_m, os bairros Laguinho, Pacoval, Jesus de Nazaré, Buritizal e Trem não diferiram entre si e foram superiores aos

demais. Já os bairros Jardim Equatorial, Jardim Marco Zero, Araxá e Pedrinhas, foram inferiores aos demais e não diferiram entre si (Figura 4).

Densidade de árvores por habitante

A população por bairro, bem como a DAH e os limites máximos e mínimos dos valores da média da DAH ± erro padrão, estão apresentados na Tabela 4 e Figura 5.

A DAH média para a área pesquisada foi de 0,54 árvores hab⁻¹, sendo o Universidade, em termos numéricos, o bairro com a maior densidade — 1,60 árvores hab⁻¹ —, seguido por Laguinho — com 0,97 árvores hab⁻¹ — e

Tabela 4 – Densidade de árvores por habitante e limites máximos e mínimos dos valores da média de densidade de árvores por habitante \pm erro padrão dos bairros analisados em Macapá, Amapá.

Bairro	DAH	DAH \pm erro padrão	
	(árvores hab ⁻¹)	Limite mín.	Limite máx.
Universidade	1,60	1,41	1,79
Laguinho	0,97	0,81	1,13
Central	0,87	0,60	1,14
Trem	0,71	0,60	0,82
Jardim Marco Zero	0,68	0,64	0,72
Santa Rita	0,65	0,58	0,72
Zerão	0,62	0,55	0,69
Pacoval	0,57	0,52	0,63
Jesus de Nazaré	0,56	0,50	0,62
Beírol	0,49	0,43	0,56
Araxá	0,49	0,45	0,53
Congós	0,48	0,38	0,59
Novo Buritizal	0,38	0,32	0,44
Santa Inês	0,38	0,33	0,43
Jardim Equatorial	0,32	0,23	0,42
Pedrinhas	0,30	0,24	0,35
Buritizal	0,30	0,25	0,35
Cidade Nova	0,20	0,14	0,26
Perpétuo Socorro	0,19	0,16	0,22

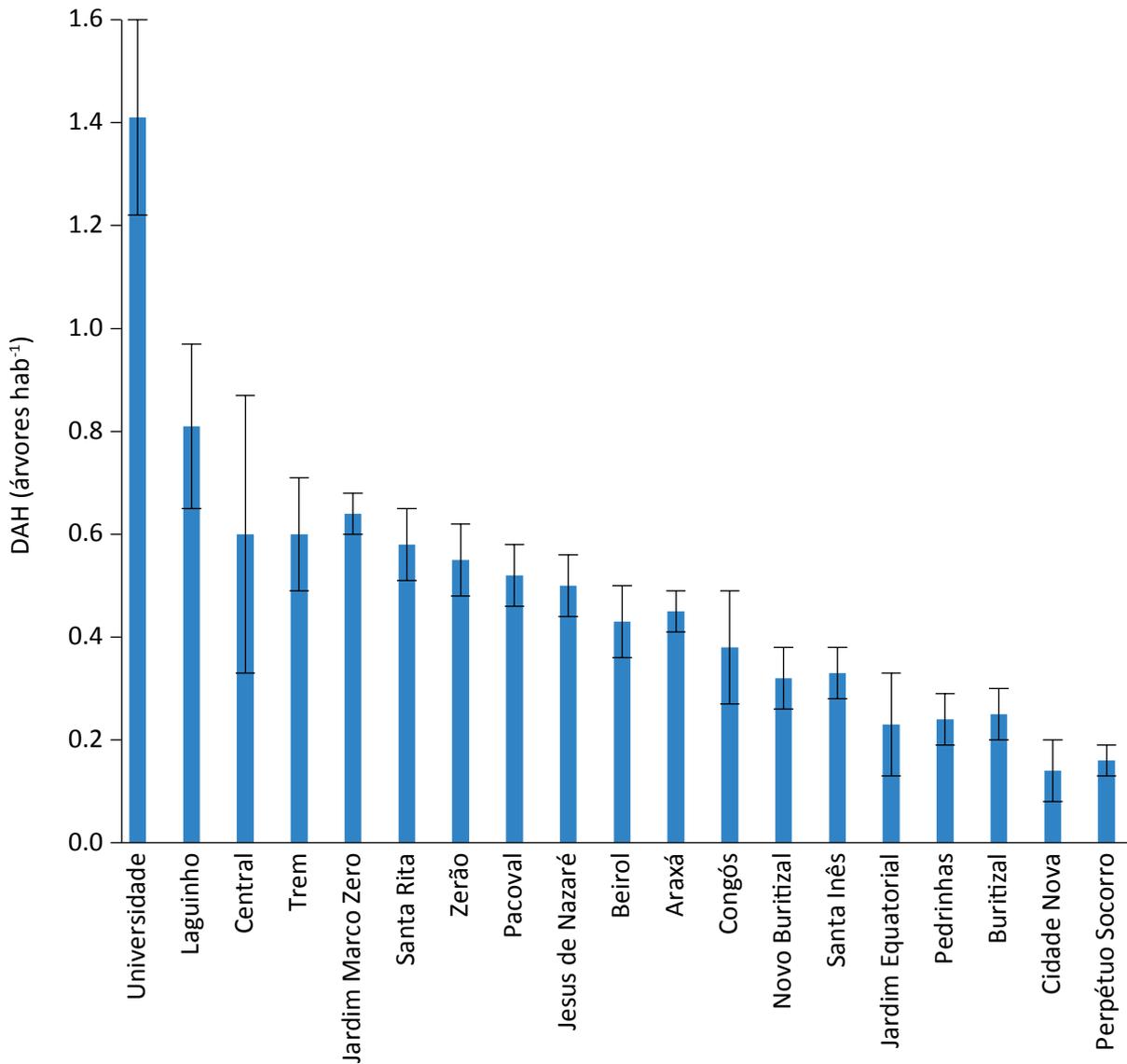
DAH: densidade de árvores por habitante.

Central — com 0,87 árvores hab⁻¹. Os bairros com menor DAH foram Perpétuo Socorro, com 0,19 árvores hab⁻¹, e Cidade Nova, com somente 0,20 árvores hab⁻¹ — bairros com muitas moradias irregulares em áreas de invasão e elevada população, além do baixo número de árvores (Tabela 4).

Os bairros Universidade e Central, mesmo com elevada população, por apresentarem um grande número de árvores, possuem um alto valor de DAH quando comparados

aos demais. Já o Laguinho, por apresentar uma população e uma quantidade de árvores praticamente equivalentes, possui uma DAH próxima de 1 — 0,97 árvores hab⁻¹.

Quanto à análise estatística das médias da DAH, o bairro Universidade superou os demais, enquanto o Perpétuo Socorro e o Cidade Nova — que não diferiram entre si — foram os locais com os menores valores. Os outros bairros, de forma geral, foram semelhantes entre si, com valores variando entre 0,25 e 0,81 árvores hab⁻¹ (Figura 5).



DAH: densidade de árvores por habitante.

Figura 5 – Detalhe da comparação entre as médias de densidade de árvores por habitante dos bairros analisados em Macapá, Amapá.

CONCLUSÃO

Em termos médios, em Macapá, para a área central estudada, o PCA foi de 6,25%, o ICA de 4,48 m² hab⁻¹, a DA de 38 árvores ha⁻¹ e a DAH de 0,54 árvores hab⁻¹. Apenas o bairro Zerão, com o PCA de 18,40% e o ICA de 31,70 m² hab⁻¹, mostrou-se próximo do considerado adequado em termos de arborização urbana.

De forma geral, os resultados mostram que esses índices ainda estão longe de serem considerados

ideais pela literatura. Assim, a prefeitura de Macapá precisa planejar melhor a arborização, de forma a beneficiar toda a população, amenizando muitos dos problemas decorrentes do processo de urbanização. Estudos ainda serão necessários em toda a cidade, com o objetivo de complementar os resultados encontrados neste trabalho, sendo este pioneiro para a mensuração da CA.

REFERÊNCIAS

- ALVAREZ, I. A. *Qualidade do espaço verde urbano: uma proposta de índice de avaliação*. 209f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.
- ANDREATTA, T. R.; BACKES, F. A. A. L.; BELLÉ, R. A.; NEUHAUS, M.; GIRARDI, L. B.; SCHWAB, N. T.; BRANDÃO, B. S. Análise da arborização no contexto urbano de avenidas de Santa Maria, RS. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, v. 6, n. 1, p. 36-50, 2011.
- BOBROWSKI, R. *Estrutura e dinâmica da arborização de ruas de Curitiba, Paraná, no período 1984-2010*. 144f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.
- BRASIL. *Constituição da República Federativa do Brasil*. Brasília: Senado, 1988. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Constituicao/Constituicao.htm>. Acesso em: 26 maio 2015.
- BUCCHERI FILHO, A. T.; NUCCI, J. C. Espaços livres, áreas verdes e cobertura vegetal no bairro Alto da XV, Curitiba-PR. *Revista do Departamento de Geografia*, Curitiba, v. 18, p. 48-59, 2006.
- CASTRO, H. S.; DIAS, T. C. A. C. Percepção ambiental e arborização urbana em Macapá, Amapá. *Biota Amazônia*, Macapá, v. 3, n. 3, p. 34-44, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v3n3p34-44>
- CAVALHEIRO, F.; DEL PICCHIA, P. C. D. Áreas verdes: conceitos, objetivos e diretrizes para o planejamento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ARBORIZAÇÃO URBANA, Vitória, 1992. *Anais*. Vitória: CBAU, 1992. p. 29-35.
- GOMES, M. F.; QUEIROZ, D. R. E. Avaliação da cobertura vegetal arbórea na cidade de Birigui com emprego de técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto. *Revista Eletrônica do Programa de Pós-Graduação em Geografia*, Curitiba, v. 6, n. 2, p. 93-117, 2011.
- GONÇALVES, P. H. L.; JESUS, E. S.; OLIVEIRA, M. C. F.; COSTA, M. C.; SILVA JÚNIOR, J. A.; SANTOS, L. A. R. Disponibilidade hídrica e térmica para a cidade de Macapá-AP, período de 1968-2000. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, 12., Foz do Iguaçu, 2002. *Anais...*, 2002.
- GRAVETTER, F. J.; WALLNAU, L. B. *Statistics for the behavioral sciences*. 2nd ed. St. Paul: West Publishing, 1995. 429p.
- GUZZO, P.; CARNEIRO, R. M. A.; OLIVEIRA JÚNIOR, H. Cadastro Municipal de Espaços Livres Urbanos de Ribeirão Preto (SP): acesso público, índices e base para novos instrumentos e mecanismos de gestão. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, v.1, n. 1, 2006.
- HARDER, I. C.F.; RIBEIRO, R. C. S.; TAVARES, A.R. Índices de área verde e cobertura vegetal para as praças do município de vinhedo, SP. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 30, n. 2, p. 277-282, 2006. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622006000200015>
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Censo Demográfico 2010: famílias e domicílios – resultados da amostra*. 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/familias_e_domicilios/default_familias_e_domicilios.shtm>. Acesso em: 26 maio 2015.
- _____. *Cidades@ Macapá*. 2016. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=160030>>. Acesso em: 20 abr. 2016.
- LACERDA, R. M. A.; LIRA FILHO, J. A.; SANTOS, R. V. Indicação de espécies de porte arbóreo para a arborização urbana no semi-árido Paraibano. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, v. 6, n. 1, p. 51-68, 2011.
- LIMA, A. M. L. P.; CAVALHEIRO, F.; NUCCI, J. C.; SOUSA, M. A. L. B.; FIALHO, N.O.; DEL PICCHA, P. C. D. Problemas na utilização na conceituação de termos como espaços livres, áreas verdes e correlatos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ARBORIZAÇÃO URBANA, 2., São Luís. *Anais...* São Luís: Imprensa Emater/MA, 1994. p. 539-553.

- LINDENMAIER, D. S.; SOUZA, B. S. P. Avaliação da cobertura vegetal arbórea em Cachoeira do Sul/RS: índice e distribuição espacial do elemento verde na paisagem urbana. *Geografia Ensino & Pesquisa*, v. 19, n. 3, p. 79-88, 2015. DOI: 10.5902/2236499415220
- LOBODA, C. R.; ANGELIS, B. L. D.; ANGELIS NETO, G.; SILVA, E. S. Avaliação das áreas verdes em espaços públicos no município de Guarapuava/PR. *Scripta Nova Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales*, v. 9, n. 194, 2005.
- LOMBARDO, M.A. *Ilhas de calor nas metrópoles: o exemplo de São Paulo*. São Paulo: Hucitec, 1985. 224p.
- LORUSSO, D.C.S. Gestão de áreas verdes urbanas. In: ENCONTRO BRASILEIRO SOBRE ARBORIZAÇÃO URBANA, 1., 1992. *Anais...* Vitória: Prefeitura de Vitória, 1992, p. 181-185.
- MACO, S. E.; MCPHERSON, E. G. Assessing canopy cover over streets and sidewalks in street tree populations. *Journal of Arboriculture*, v. 28, n. 6, 2002.
- MENDES, F. H.; PETEAN, F. C. S.; POLIZEL, J. L.; SILVA FILHO, D. F. Avaliação da fragmentação da cobertura arbórea de Maringá/PR utilizando geotecnologias. *Scientia Plena*, v. 12, n. 9, p. 1-9, 2016. DOI:http://dx.doi.org/10.14808/sci.plena.2016.090201
- MILANO, M. S. Planejamento da arborização urbana: relações entre áreas e ruas arborizadas. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE ARBORIZAÇÃO URBANA, 3., Curitiba, 1990. *Anais...* Curitiba: FUPEF, 1990. p. 60-71.
- NOWAK, D. J.; ROWNTREE, R. A.; MCPERSHON, E.G.; SISINI, S.N.; KERKMANN, E.R.; ESTEVENS, J.C. Measuring and analyzing urban tree cover. *Landscape and Urban Planning*, Califórnia, v. 36, p. 49-57, abr. 1996.
- NUCCI, J. C. *Qualidade ambiental e adensamento urbano: um estudo de ecologia e planejamento da paisagem aplicado ao distrito de Santa Cecília (MSP)*. São Paulo: Humanitas/FFLCH/USP, 2001. 235p.
- PEREIRA, C. P.; ROCHA, R. J.; MENGUE, V. P. Comparação de índices e espacialização da cobertura vegetal arbórea dos bairros Centro de duas metrópoles brasileiras: Belo Horizonte e Porto Alegre. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, Piracicaba, v. 5, n. 1, p. 106-125, 2010.
- PLATT, R. H. The ecological city: introduction and overview. In: _____; ROWNTREE, R. A.; MUICK, P. C. (Orgs.). *The ecological city: preserving and restoring urban biodiversity*. Amherst: University of Massachusetts Press, 1994.
- PREFEITURA MUNICIPAL DE MACAPÁ. *Lei complementar n.º 010/98-PM*. Institui o código de posturas do município de Macapá e dá outras providências. 31 de dezembro de 1998. Disponível em: <<http://docplayer.com.br/1823932-Prefeitura-municipal-de-macapa-gabinete-civil-o-prefeito-municipaldfi-macapa-titulo-i-das-disposicoes-gerais-capitulo-disposicoes-preliminares.html>>. Acesso em: 20 abr. 2016.
- SANTOS, K. P.C.; CUNHA, A.C.; COSTA, A.C.L.; SOUZA, E.B. Índices de tendências climáticas associados à “ilha de calor” em Macapá-AP (1968-2010). *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 23, p. 1-16, 2012.
- SBAU – SOCIEDADE BRASILEIRA DE ARBORIZAÇÃO URBANA. “Carta a Londrina e Ibioporã”. *Boletim Informativo*, v. 3, n. 5, p. 3, 1996.
- SPSS Inc. *SPSS Statistics for Windows*. Version 17.0. Chicago: SPSS Inc., 2008.
- TAVARES, J. P. N. Características da climatologia de Macapá-AP. *Caminhos da Geografia*, Uberlândia, v. 15, n. 50, p. 138-151, jun. 2014.
- TEJAS, G. T.; AZEVEDO, M. G.; LOCATELLI, M. A influência de áreas verdes no comportamento higrotérmico e na percepção ambiental no cidadão em duas unidades amostrais no município de Porto Velho, Rondônia, Brasil. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, Piracicaba, v. 6, n. 4, p. 15-34, 2011.

AVALIAÇÃO DA GERAÇÃO DE RESÍDUOS EM DISCIPLINAS DE QUÍMICA ORGÂNICA E INORGÂNICA E PROPOSTAS DE REDUÇÃO

ASSESSMENT OF WASTE GENERATION IN ORGANIC AND INORGANIC CHEMISTRY DISCIPLINES AND REDUCTION PROPOSALS

Ricardo Barbosa

Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) – Curitiba (PR), Brasil.

Valma Martins Barbosa

Doutora em Química (Físico-Química) pela Universidade de São Paulo (USP). Professora da UTFPR – Curitiba (PR), Brasil.

Erika Pereira Felix

Doutora em Química pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP). Professora Adjunta II da UTFPR – Curitiba (PR), Brasil.

Endereço para correspondência:

Ricardo Barbosa – Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) – 81280-340 – Curitiba (PR), Brasil – E-mail: ricardobarbosa@yahoo.com

RESUMO

Foi realizada pesquisa sobre a atual situação da geração de resíduos nos laboratórios do Departamento Acadêmico de Química e Biologia da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Inicialmente, foram selecionados para realização do estudo os laboratórios de ensino nos quais se realizavam as aulas práticas das disciplinas do curso de Química. Observou-se maior geração de resíduos nos laboratórios de Química Orgânica e Inorgânica. Os roteiros de aulas práticas dessas disciplinas foram analisados, sendo posteriormente propostas alterações para eliminar a geração de resíduos contendo chumbo, bário, acetato de etila e clorofórmio. Roteiros modificados contendo as alterações propostas foram elaborados e analisados pelos docentes das disciplinas, testados em laboratório e aplicados em uma aula prática. Os resultados obtidos, a avaliação dos docentes e a percepção dos alunos apontaram para a possibilidade da efetiva aplicação dos novos roteiros, sem causar prejuízo didático às aulas e ao aprendizado dos alunos.

Palavras-chave: prevenção à poluição; resíduos; química verde; gerenciamento de resíduos de laboratório.

ABSTRACT

This research was about the current situation of residue generation at the laboratories of the Academic Department of Chemistry and Biology, Federal Technological University of Paraná, Brazil. At first, we selected the teaching laboratories in which the Chemistry's practical classes were taken. The results showed that the Organic and Inorganic Chemistry laboratories were responsible for most of the residue generation. An analysis of practical methods of these particularly subjects was done, and then, changes on how to eliminate residue generation containing lead, barium, ethyl acetate and chloroform were proposed. New methods with all the proposed changes were designed, analyzed by the teachers, tested in laboratories, and then applied in practical class. The results, teacher's evaluation and student's perception lead to the possibility of an effective implementation of the proposed amendments, without causing any harm to didactic teaching and learning.

Keywords: pollution prevention; waste; green chemistry; laboratory waste management.

INTRODUÇÃO

A sustentabilidade é um dos maiores desafios da humanidade. Promover o desenvolvimento social e econômico, respeitando os limites da preservação e da conservação ambiental, tornou-se ponto central a ser considerado para a maioria das atividades antrópicas, que em maior ou menor grau sejam potencialmente poluidoras, havendo a necessidade premente de mecanismos e instrumentos de controle e prevenção à poluição.

No Brasil, existe uma tendência em se considerar como impactantes os resíduos gerados em grandes quantidades, estando esses sujeitos a maior rigor e frequência de fiscalização por parte dos órgãos competentes, enquanto os pequenos geradores, como laboratórios, clínicas, estabelecimentos comerciais, instituições de ensino e áreas de lazer são considerados menos impactantes e raramente são fiscalizados (SASSIOTO, 2005).

Historicamente, a legislação ambiental brasileira vem sendo aprimorada a partir da criação da Política Nacional do Meio Ambiente, instituída pela Lei nº 6.938 (BRASIL, 1981), e a consciência sobre as ações de gestão, gerenciamento e planejamento é fruto de uma evolução da postura dos cidadãos sobre os danos causados ao ambiente (SANTOS *et al.*, 2012). Pelo princípio da responsabilidade objetiva, o gerador do resíduo é responsável por ele; e para que um potencial poluidor seja penalizado, basta que exista o nexo entre a causa

e o efeito, entre a atividade e o dano (MARQUES; LEAL, 2008). Desse modo, as instituições de ensino, cujas práticas realizadas nos laboratórios contribuem para o lançamento, no ambiente, de uma grande quantidade de resíduos, podem ser responsáveis por possíveis danos ambientais (DEMAMAN *et al.*, 2004). No Brasil, em 2010, foi instituída a Lei nº 12.305, que introduziu o conceito da responsabilidade compartilhada dos fabricantes, importadores, distribuidores, comerciantes e cidadãos sobre os resíduos gerados, e reitera a necessidade da prevenção e da redução na geração de resíduos; além disso, propõe hábitos de consumo sustentável, reciclagem, reutilização dos resíduos e destinação adequada para rejeitos (BRASIL, 2010; COLARES; MATIAS, 2013).

Instituições de ensino em química são geradoras de resíduos devido à manipulação de produtos químicos variados em laboratórios didáticos e de pesquisa, sendo que devem ter comprometimento sobre o gerenciamento adequado dos mesmos, cabendo a elas não negligenciar essa responsabilidade e, sim, propor soluções que contemplem suas particularidades e aplicá-las de acordo com sua realidade. É papel da universidade, além de desenvolver tecnologias inovadoras, também formar cidadãos e profissionais conscientes e responsáveis, visando às boas práticas na condução de processos químicos (MICARONI, 2002).

Química Verde como prática de ensino da Química

A preocupação com o ambiente promoveu, no início dos anos 1990, o surgimento dos princípios reunidos sob o termo “Química Verde”, que apontam para uma prática sustentável da Química Tecnológica. Dentre seus aspectos fundamentais estão o consumo mínimo de materiais e energia, bem como o desenvolvimento e a aplicação de produtos e processos químicos para reduzir ou eliminar o uso e a consequente geração de substâncias perigosas. Esses aspectos vêm reforçar a necessidade de incluir novos conceitos na formação acadêmica dos cursos de química, visando a práticas menos poluentes. Dentre os 12 princípios básicos da Química Verde, destaca-se o primeiro, que visa à prevenção da poluição na fonte, enquanto os princípios de dois a cinco enfocam a importância do planejamento dos métodos, objetivando o máximo da eficiência

das reações químicas, com economia de reagentes e de substâncias auxiliares, como solventes e agentes de separação. O último princípio enfoca a importância de minimizar os riscos e o potencial de acidentes químicos (MANAHAM, 2013). Aplicar na realidade dos cursos de química os conceitos da Química Verde exige esforços que devem ser criativos, pois a grande diversidade de resíduos gerados faz com que soluções tradicionais dificilmente obtenham sucesso (MICARONI, 2002).

Devido à geração de produtos perigosos, uma aula experimental de química é uma atividade potencialmente poluidora e cabe às instituições de ensino conhecer os riscos envolvidos e planejar suas aulas de modo a minimizar esse potencial poluidor. No passado, a maior parte dos profissionais da química não foi prepara-

da para lidar com o problema de geração de resíduos (BENDASSOLLI *et al.*, 2003). Nesse sentido, o momento da aula é fundamental para o exercício da educação ambiental e para refletir sobre postura e responsabilidade profissional (LAUDEANO *et al.*, 2011). A partir da promulgação da Lei de Diretrizes e Bases da Educação Básica (Lei nº 9.394; BRASIL, 1996), das Diretrizes Curriculares Nacionais elaboradas pela Secretaria da Educação Superior do Ministério da Educação (BRASIL, 2001), e da Lei da Educação Ambiental (Lei nº 9.795; BRASIL, 1999), diversas universidades incorporaram disciplinas relacionadas com a temática em seus cursos de bacharelado e licenciatura em química (PEREIRA

et al., 2009). Atualmente, muitos cursos de química nas diversas universidades brasileiras apresentam em seus currículos a disciplina de química ambiental, bem como outras dentro da mesma temática (PRADO, 2003). Podem ser citados, como exemplos, os cursos de química da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), da Universidade Federal do Paraná (UFPR) e da Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR), que apresentam em seus currículos disciplinas sobre o referido tema e de caráter obrigatório, como: Química Ambiental; Tratamento de Resíduos Industriais; Poluição Ambiental; e Tratamento de Águas Residuárias.

Gerenciamento de resíduos químicos em laboratórios de instituições de ensino

A implantação de programas de gerenciamento de resíduos em universidades públicas enfrenta dificuldades devido a vários problemas, a começar pela aquisição de materiais de laboratório, que é comumente feita pelos

departamentos administrativos por meio de procedimentos de licitação, o que frequentemente dificulta o planejamento das compras, influenciando na flexibilização quanto à qualidade e à quantidade dos produtos, implicando, por vezes, em reagentes que ficam por anos armazenados devido a alterações de suas propriedades físico-químicas e acabam, assim, tornando-se resíduos (MICARONI, 2002). Concomitantemente, faltam interesse, conhecimento, consciência e a cultura de uma gestão responsável pelos resíduos, por parte dos professores, funcionários e, conseqüentemente, dos alunos (SASSIOTO, 2005). Falta também um planejamento estratégico bem direcionado, metas estipuladas e ferramentas de execução capazes de atingir os objetivos esperados: “a implementação de um programa de gerenciamento de resíduos, é fundamentalmente uma mudança de atitude perante as práticas tradicionalmente utilizadas” (JARDIM, 1998, p. 671).

Laboratórios de ensino e pesquisa geram resíduos em pequenas quantidades quando comparados às indústrias, mas de grande diversidade, complexidade e com vários níveis de toxicidade, necessitando tratamentos específicos (MISTURA *et al.*, 2010). Dentro desse contexto, pesquisas vêm sendo feitas visando instituir sistemas de gerenciamento de resíduos em laboratórios, de modo a minimizar sua geração, bem como tratá-los adequadamente antes de seu lançamento no meio.

No entanto, são necessários mais esforços no tocante às mudanças nos procedimentos experimentais e metodologias, com vistas à não geração de resíduos (MICARONI, 2002).

Para este trabalho, foi realizado um estudo de caso no qual, a princípio, fez-se um levantamento sobre a geração de resíduos no Departamento Acadêmico de Química e Biologia da UTFPR (DAQBi/UTFPR), *campus* Curitiba. O estudo foi de caráter qualitativo e descritivo, no qual algumas aulas práticas foram acompanhadas e tiveram a geração de resíduos detalhadamente registrada, de forma a contribuir para um melhor conhecimento das fontes geradoras. A partir de então foi possível propor e aplicar medidas de caráter simples no tocante à redução da geração de resíduos, por meio de alterações nos roteiros dos procedimentos experimentais, que foram avaliadas pelos docentes das disciplinas e, depois, testadas.

Embora medidas de prevenção da poluição em aulas práticas de laboratório sejam relativamente simples de serem realizadas e conhecidas, tradicionalmente não são efetivamente aplicadas. No entanto, o sucesso de qualquer programa de gerenciamento de resíduos de laboratório em instituições de ensino depende fundamentalmente da redução da geração da poluição. Ainda que tais medidas possam parecer pequenas em um primeiro momento, ao longo do tempo podem ter grandes efeitos sobre os resultados desses programas.

Espera-se que esta pesquisa possa contribuir para estudos que busquem soluções para a aplicação dos princípios da Química Verde nas aulas práticas, fortalecendo e realimentando o gerenciamento de resíduos laboratoriais, visando à melhoria contínua.

OBJETIVOS

Avaliar a geração de resíduos nas aulas práticas das disciplinas de Química Orgânica e Inorgânica, do DAQBi/UTFPR, *campus* Curitiba, e propor medidas para sua redução.

Identificar os resíduos prioritários nos laboratórios selecionados e cuja geração necessite ser reduzida.

Elaborar e avaliar os roteiros para os procedimentos experimentais modificados e verificar comparativamente os efeitos das modificações sobre a geração de resíduos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Levantamento dos resíduos gerados nos laboratórios

No DAQBi/UTFPR, durante as aulas nos laboratórios de ensino, os professores orientam os alunos sobre o descarte e o armazenamento dos resíduos, porém não há um padrão de recipientes e o sistema de rotulagem existente nem sempre é utilizado, o que dificulta o levantamento preciso dos dados. Os resíduos são encaminhados para o almoxarifado, que é responsável pela destinação final, cujo recolhimento é feito por empresa terceirizada. Sendo assim, o trabalho teve início no levantamento de dados junto ao almoxarifado, verificando a tipologia e a quantidade dos resíduos gerados nos laboratórios, no período compreendido entre outubro de 2012 e agosto de 2014. Na sequência, foram verificadas as situações de instalação e uso dos laboratórios e as atividades exercidas em cada um (ensino ou pesquisa). Além disso, foram feitas entrevistas com professores e funcionários, e junto ao sistema acadêmico foram avaliados os planos de ensino das disciplinas que contemplavam aulas práticas. Com base nesse levantamento, verificou-se que os laboratórios que geravam resíduos em maior quantidade e periculosidade estavam vinculados a disciplinas com maior número de alunos e aulas práticas. Com base na carga horária de aulas práticas, média de alunos matriculados por semestre e quantidade de resíduos enviados ao almoxarifado, as

disciplinas Química Inorgânica e Práticas de Química Orgânica foram selecionadas para acompanhamento *in loco* das aulas.

Para os professores dessas disciplinas, foi apresentado o escopo da pesquisa e a metodologia de execução, dando início à fase de acompanhamento das aulas. O professor enviava por correio eletrônico o roteiro do procedimento experimental e, dessa forma, fazia-se o levantamento das reações químicas envolvidas e avaliava-se os possíveis resíduos gerados em cada etapa da aula. Para o recolhimento dos resíduos, recipientes identificados foram utilizados e colocados em local onde não houvesse interferência no uso do laboratório, de modo a causar o mínimo impacto na aula.

No início da aula, com permissão do professor, foram explicados aos alunos o escopo e os objetivos da pesquisa, sendo solicitado aos mesmos que não descartassem nenhum resíduo antes que fosse feito seu recolhimento e quantificação. Na sequência, os resíduos recolhidos ao final da aula eram entregues ao professor, para que fosse feito o encaminhamento ao almoxarifado. Os dados obtidos foram compilados em planilhas eletrônicas para posterior análise.

Classificação dos resíduos gerados e seleção das prioridades de modificação

Os resíduos químicos foram classificados como perigosos ou não perigosos de acordo com os critérios da norma NBR 10.004 (ABNT, 2004), anexos C (substâncias que conferem periculosidade aos resíduos), D (substâncias agudamente tóxicas) e E (substâncias tóxicas). Foram identificados os resíduos químicos cujo lançamento está previsto nos padrões de lançamento de efluentes, de acordo com a Resolução do Conselho Nacional do Meio

Ambiente (CONAMA) nº 430 (BRASIL, 2011). Em seguida, foram considerados os riscos potenciais relacionados em função das suas periculosidade e toxicidade, tendo sido também analisada a viabilidade de alteração nos procedimentos experimentais que os originam. Assim, foram propostos métodos experimentais alternativos que possibilitassem a redução da geração de resíduos, porém sem prejuízo ao caráter didático da aula.

Elaboração dos novos roteiros visando à minimização de resíduos

Para auxiliar na elaboração dos novos roteiros, os procedimentos adotados foram comparados com experimentos semelhantes das mesmas disciplinas lecionadas em cursos de química de outras universidades, que não fizessem uso de substâncias perigosas ou tóxicas e nas quais já tivessem sido aplicadas propostas de redução da geração de resíduos perigosos. Foram utilizadas apostilas de aulas práticas da Universidade Federal de Minas Gerais (AYALA; BELLIS, 2003), Universidade Federal de São Carlos (SCHALCH *et al.*, 2005), Universidade Federal de Santa Maria (SILVEIRA; MENDES, 2008) e UFPR (LORDELO; OLIVEIRA, 2009). Os roteiros das disciplinas selecionadas foram analisados e modificados, sendo mantidos o título, os objetivos, o conteúdo abor-

dado e a fundamentação teórica, de modo a preservar a sua estrutura.

As mudanças propostas foram feitas com foco na prevenção e na redução, ao mínimo possível, da quantidade e diversidade de reagentes utilizados, na redução do volume e quantidade de vidrarias necessárias. Foram acrescentados dois novos itens: responsabilidade ambiental e tratamento dos resíduos gerados. O primeiro item foi apresentado em forma de um pequeno texto, no qual foram abordadas medidas de educação ambiental direcionadas para a não geração de resíduos. O segundo item, acrescentado como mais uma etapa da metodologia de análise, foi baseado no Programa de Gerenciamento de Resíduos Laboratoriais iniciado em 2004 no DAQBi (BARBOSA *et al.*, 2009).

Realização dos testes experimentais e aplicação em aula

Primeiramente foram realizados testes executando o roteiro tradicional e em paralelo, o roteiro modificado; assim, verificava-se a eficácia da intervenção e se o objetivo da aula prática era atingido ou não. Após testados os roteiros, os resultados foram apresentados e discutidos com os docentes responsáveis pelas disciplinas, assim como a possibilidade

de aplicação em aula. Para isso, foram explicados os objetivos da pesquisa também aos alunos que realizaram o roteiro tradicional. Ao final da execução dos dois procedimentos, os alunos apresentaram suas impressões, questionamentos e o que esta pesquisa acrescentou ao seu aprendizado.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Levantamento dos resíduos gerados nos laboratórios

Durante o período estudado, o almoxarifado registrou quatro recolhimentos de resíduos, com frequência irregular, sendo possível observar um aumento nas suas quantidades. Em outubro de 2012, foi registrado o recolhimento de 92,5 kg de resíduos acumulados desde janeiro, sendo importante informar que nesse ano, no período compreendido entre maio e setembro, as aulas estavam suspensas devido à greve dos professores das universidades federais. Nesse ano, o almoxarifado do DAQBi recebeu também resíduos dos laboratórios do Departamento Acadêmico de Construção Civil (DACOC). Em março de 2013, foram recolhidos 105 kg de resíduos; em outubro do mesmo ano, 299,5 kg. Em agosto de 2014, o setor de almoxarifado registrou o recebimento de 888,6 kg de resíduos, que foram encaminhados à destinação final. Esse aumento foi atribuído ao recebimento de amostras de efluentes indus-

triais a serem usados para pesquisa e aulas práticas da disciplina Tratamento de Águas Residuárias, no laboratório de Tratamento de Águas Residuárias.

O laboratório de Química Inorgânica enviou ao almoxarifado, em 2012, 15,0 kg de resíduos e, em agosto de 2014, 49,0 kg. O de Química Orgânica, por sua vez, enviou 15,0 kg em 2012 e não há registro de envio em agosto de 2014. Percebeu-se, pela análise dos documentos, uma inconsistência de dados, provavelmente causada pela falta de um sistema oficial de registro com critérios precisos. Há registro de envio de resíduos por determinados laboratórios em um período, mas não em outros. Em alguns casos, o resíduo enviado é identificado pelo nome do professor — e até mesmo do estagiário — que o enviou. Em outros, é identificado pela atividade gera-

dora, sem referenciar em que laboratório a mesma foi executada, o que ressalta a necessidade de estudos mais detalhados visando ajustes nesse gerenciamento. A Tabela 1 apresenta as quantidades de resíduos gerados pelos laboratórios no início e no

final do período de coleta de dados, respectivamente, outubro de 2012 e agosto de 2014. A análise dos dados permite verificar não apenas um grande aumento nas quantidades geradas, mas também uma grande diversificação das fontes geradoras.

Definição das disciplinas para realização do trabalho

O estudo centrou-se nos laboratórios de ensino por serem frequentados por um número maior de alunos e as aulas serem executadas rotineiramente em todos os semestres, uma ou duas vezes por semana, sendo que apenas alunos e professores envolvidos em projetos fazem uso dos laboratórios de pesquisa. Essa escolha está de acordo com pesquisas que apontam que um programa de gerenciamento de resíduos deve começar enfocando primeiramente os resíduos gerados nas atividades de ensino, pois podem ser mais facilmente

caracterizados, inventariados e gerenciados (JARDIM, 1998). Além disso, o ensino tem um efeito multiplicador na divulgação das propostas adotadas e contribui para a formação de profissionais mais conscientes com relação ao tratamento e à disposição de resíduos tóxicos (MICARONI, 2002). Dentre os laboratórios de ensino, os de química analítica, química básica, físico-química, química inorgânica e química orgânica se destacaram, pois, além de atenderem disciplinas que consolidam áreas de conhecimento fundamentais do curso

Tabela 1 – Quantidade de resíduos gerados (em kg) pelos laboratórios, em outubro de 2012 e agosto de 2014.

Laboratório	Quantidade de resíduos gerados (kg)	
	Outubro 2012	Agosto 2014
Química Orgânica	15,0	Sem registro
Química Inorgânica 1	2,0	18,0
Química Inorgânica 2	15,0	49,0
Ecotoxicologia	11,0	Sem registro
Limnologia	11,0	21,5
Biotecnologia	10,0	Sem registro
Departamento Acadêmico de Construção Civil (DACOC)	10,0	Sem registro
Química Analítica	6,5	25,0
Almoxarifado	12,0	28,3
Laboratório de Tratamento de Águas Residuárias	Fora de atividade	520,0
Laboratório de Químico/Biotecnologia de Biomassar	Fora de atividade	60,0
Núcleo Interdisciplinar de Pesquisa em Tecnologia Ambiental	Fora de atividade	10,0
Laboratório de Estudos Avançados em Química Ambiental	Fora de atividade	10,0
Grupo de Pesquisa em Tecnologia	Fora de atividade	140,0
Laboratório de Tratamento e Potabilização da Água	Fora de atividade	6,8
Total	92,5	888,6

Fonte: Almoxarifado do DAQBi/UTFPR.

de química, são aqueles nos quais foram ministradas aulas práticas com maior frequência. Esses laboratórios fundamentalmente existem para atender às aulas específicas dessas disciplinas, cujas atividades práticas constam como itens obrigatórios curriculares. Desse modo, há um constante número de alunos fazendo uso dos mesmos e as informações levantadas apresentam maior uniformidade e consistência. A Tabela 2 apresenta o número médio de alunos matriculados nos quatro semestres de 2013 e 2014, e a carga horária de aulas práticas nessas disciplinas.

A disciplina Química Básica, na qual há a maior média de alunos matriculados, tem suas aulas práticas realizadas no laboratório de química geral, que atende também a outros cursos, como os de engenharia. Essa é uma disciplina do início de curso, cujas práticas comumente envolvem soluções diluídas e substâncias de baixa toxicidade. Em relação ao laboratório de físico-química, segundo informações dos professores, há poucos resíduos gerados e, além disso, as soluções diluídas comumente utilizadas nas práticas são reutilizadas em experimentos da Química Básica. No laboratório de química analítica, tradicionalmente grande gerador de resíduos (MICARONI, 2002), foram aplicadas pelos professores técnicas de trabalho em semimicro escala, o que reduziu a geração, quando comparada ao que seria gerado em macroescala. Adicionalmente, procedimentos envolvendo cátions mercúrio, cádmio, dentre outros, comuns nas práticas dessa disciplina, já foram retirados por causa da toxicidade dos resíduos perigosos gerados. As disciplinas Química Inorgânica e Práticas de Química Orgânica, por sua média de alunos matriculados, carga horária de aulas práticas, quanti-

dade e tipos de resíduos gerados, mostraram-se fontes importantes de resíduos. Outro fator decisivo para a seleção dessas disciplinas está relacionado à possibilidade de aplicar, com maior sucesso, modificações simples e imediatas nos procedimentos experimentais (GERBASE *et al.*, 2006; ALECRIM *et al.*, 2007). Nesse sentido, foi feito o acompanhamento das aulas práticas de ambas as disciplinas.

Nas aulas de química inorgânica eram feitos ensaios para verificar as propriedades e características dos elementos de uma família da tabela periódica, por meio da realização de reações químicas com substâncias contendo esses elementos. Durante o acompanhamento das aulas, observou-se o uso de um número muito grande de reagentes e soluções, pois os experimentos são efetuados em várias etapas, nas quais são executadas muitas reações químicas, às vezes repetidas, para se observar o mesmo fenômeno, variando-se os reagentes.

As aulas de química orgânica têm como objetivo geral realizar sínteses orgânicas, observar e estudar as propriedades físico-químicas dos compostos, seguidas de técnicas de destilação e filtração. As reações aconteciam de forma relativamente rápida, sendo dedicada grande parte do tempo às etapas de separação e purificação dos componentes. Assim sendo, observou-se uma menor diversidade de resíduos gerados. Além disso, era necessário que a substância a ser sintetizada fosse gerada em quantidade suficiente para as etapas posteriores de purificação e testes de identificação, o que tornava mais difícil reduzir as quantidades de reagentes utilizados. Isso foi confirmado pelos rendimentos

Tabela 2 – Média de alunos matriculados e carga horária de aulas práticas das disciplinas listadas nos semestres de 2013/1 a 2014/2.

Disciplina	Carga horária de aulas práticas (hora-aula)	Média de alunos matriculados por semestre
Química Básica	34	54,5
Química Inorgânica	34	42,7
Química Analítica I	34	40,5
Práticas de Físico-química	68	26,5
Química Analítica II	68	25,8
Práticas de Química Orgânica	68	23,3

Fonte: Secretaria do DAQBi/UTFPR.

calculados das reações, apresentados nos relatórios dos alunos, que em média atingem 50%. Esses baixos rendimentos resultam em quantidades significativas de reagentes (que não reagem) e produtos indesejados, que não podem ser reutilizados de maneira direta.

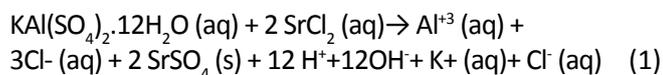
Com base na NBR 10.004 (ABNT, 2004), identificaram-se como resíduos perigosos gerados pelas au-

las da disciplina Química Inorgânica, as soluções contendo cátions bário — provenientes das aulas práticas 1, 2 e 3 — e chumbo — aulas práticas 3 e 4A —; pela disciplina Práticas de Química Orgânica, as soluções contendo acetato de etila — aula 2 — e clorofórmio e naftaleno — aula 3. Esses resíduos foram considerados prioritários para redução ou eliminação da sua geração.

Modificações propostas para os procedimentos experimentais geradores de resíduos perigosos

Eliminação da solução residual contendo Ba^{+2}

Na prática referente ao estudo dos metais alcalinos e alcalino terrosos, cujo objetivo era observar a formação de precipitados insolúveis, propôs-se a substituição do cloreto de bário por cloreto de estrôncio, pois em ambas as situações ocorre a formação dos respectivos precipitados de sulfato de bário e estrôncio ($K_{ps} = 1,1 \times 10^{-10}$ e $3,2 \times 10^{-7}$) e, embora o último tenha solubilidade maior, será possível a visualização do precipitado. A Equação 1 apresenta a reação entre o cloreto de estrôncio e o sulfato de alumínio hidratado, com formação de um precipitado branco (VOGEL, 1981):



Observou-se que a reação desse sal com o sulfato hidratado de alumínio e potássio ocorreu de forma semelhante, tendo sido observadas as mesmas evidências de reação, pela formação rápida de um precipitado branco e comprovando, assim, a possibilidade de substituir o cloreto de bário pelo de estrôncio. Desse modo, entende-se que a substituição pode ser feita sem causar nenhum prejuízo ao aprendizado do aluno, pois as evidências da reação foram muito semelhantes e indicaram a ocorrência da reação química esperada.

Para constatar a presença de dióxido de carbono expirado pela respiração e consequente formação de um precipitado insolúvel, usa-se uma solução de $Ba(OH)_2$ $0,05 \text{ mol.L}^{-1}$ em um tubo de ensaio, no qual o aluno sopra ar com o auxílio de uma pipeta. Nesse sentido, foi proposta uma solução de hidróxido de cálcio 1 mol.L^{-1} em substituição ao de bário, ($K_{ps} 4,5 \times 10^{-9}$ e 5×10^{-9} , respectivamente) que, de forma análoga, formaria o carbonato de cálcio, possibilitando assim a visualização

do precipitado e evitando o uso de solução contendo Ba^{+2} , conforme Equação 2 (VOGEL, 1981):



Houve formação de precipitado branco, evidenciando visualmente a ocorrência da reação em intervalo de tempo semelhante. Desse modo, mostrou-se que é possível deixar de gerar as soluções residuais contendo bário, evitando a formação desse resíduo perigoso.

Nas duas situações, a substituição do bário pelo estrôncio e pelo cálcio justificam-se no sentido de contribuir para a minimização da periculosidade dos reagentes e produtos, pois o bário e seus compostos são classificados como substâncias que conferem periculosidade aos resíduos pela norma brasileira de classificação de resíduos, NBR 10.004 (ABNT, 2004), enquanto os outros elementos, não. Adicionalmente, essa substituição vai ao encontro dos princípios 1, 3 e 12 da Química Verde (MANAHAM, 2013), que preconizam prevenção, sínteses menos perigosas e minimização dos riscos. O estrôncio (Sr) é um elemento químico do grupo dos metais alcalinos terrosos, que substitui o cálcio, de forma restrita, em minerais como plagioclásio, apatita e carbonato de cálcio. Apresenta quatro isótopos estáveis que ocorrem naturalmente — ^{84}Sr , ^{86}Sr , ^{87}Sr , ^{88}Sr —, sendo que suas formas estáveis não são tóxicas para o ser humano. Está presente em águas naturais em quantidades variáveis (BORDALO *et al.*, 2007). Não são estabelecidos padrões de lançamento de compostos desse elemento pela resolução CONAMA nº 430 (BRASIL, 2011), enquanto para o bário total, a mesma resolução estabelece o padrão de lançamento $4,0 \text{ mg.L}^{-1}$.

Redução da geração das soluções residuais contendo cátions Pb^{+2}

As soluções residuais contendo íons chumbo Pb^{+2} são gerados nas aulas que visam determinar as propriedades dos compostos formados por elementos do grupo 14. Sua substituição justifica-se devido ao chumbo ser um dos mais preocupantes metais potencialmente tóxicos, pois é uma das espécies mais amplamente difundidas no ambiente. Não é degradável, embora possa ser transformado em formas insolúveis, sendo seu destino final normalmente os solos e sedimentos. Muitos organismos aquáticos são capazes de bioconcentrar metais pesados como o chumbo (BAIRD; CANN, 2011). Os seus compostos são classificados pela NBR 10.004 (ABNT, 2004) como perigosos; e o acetato de chumbo, como tóxico.

Um dos objetivos da aula prática é o estudo da reatividade do chumbo e do estanho em relação ao zinco e ao cobre, em reações de oxidação-redução. Sugeriu-se que o uso do chumbo fosse eliminado e que apenas a reatividade do estanho fosse testada, uma vez que os potenciais padrão de redução são -0,13 e -0,14 V, respectivamente, não interferindo no objetivo a ser alcançado. Os resultados foram satisfatórios, mostrando ser possível a eliminação do uso do chumbo sem causar prejuízo ao aprendizado dos alunos. O teste foi realizado colocando-se pedaços dos três metais em cavidades de uma forma plástica, semelhantes a uma placa de toque. Em cada metal, foi gotejada separadamente a solução contendo o cátion bivalente para reação: cloreto de estanho II, sulfato de cobre e cloreto de zinco. Foi realizado o procedimento tradicional com o metal chumbo e as soluções de acetato de chumbo, cloreto de zinco e cloreto de estanho II. Em função do potencial de redução dos metais, em alguns casos foram observadas reações e em outros não, conforme apresentado na Tabela 3.

A segunda proposta de alteração foi em relação ao estudo da formação de hidróxidos insolúveis de estanho e chumbo, por meio da adição de hidróxido de sódio aos sais desses metais. Entendeu-se como possível a retirada da formação do hidróxido de chumbo, pois o fenômeno estudado — formação de hidróxidos insolúveis — já pôde ser observado em relação ao estanho. Pode -se inferir apenas citando em aula que com o chumbo, metal da mesma família, o processo ocorre-

rá de forma similar, pois o estanho apresenta muitas semelhanças químicas com o chumbo. São metais da mesma família, apresentam a mesma eletronegatividade, energias de ionização próximas e estabelecem, na maioria dos casos, os mesmos tipos de ligações químicas com outros átomos (LEE, 1999).

No estudo da formação de sais pouco solúveis, o acetato de chumbo é testado em relação aos ácidos clorídrico e sulfúrico, ao cromato de potássio, iodeto de potássio e fluoreto de sódio, com o objetivo de se observar a precipitação dos sais de chumbo formados. Mais uma vez, propôs-se que o estudo fosse feito com o estanho e não com chumbo, partindo-se de um sal de estanho. Adicionalmente, propôs-se que o teste fosse feito apenas com um dos ácidos e com um dos sais em que haja formação de sais insolúveis e outro em que não haja. Cabe ressaltar o primeiro e mais importante princípio da Química Verde: “prevenção: evitar a produção do resíduo é melhor do que tratá-lo ou limpá-lo após sua geração”.

No experimento em que é testada a formação de sais insolúveis, a formação de sais de estanho em substituição aos de chumbo se mostrou satisfatória, no entanto, requer modificações e estudos adicionais. A Tabela 4 apresenta as formações de precipitados observadas.

Para a verificação da reação de decomposição térmica de nitrato, 0,5 g de nitrato de potássio era colocado em um tubo de ensaio, que era posteriormente aquecido com o objetivo de que o aluno observasse a formação do óxido. O procedimento era então repetido para o nitrato de chumbo, ocorrendo a reação descrita na Equação 3 (ORIAKHI, 2009).



Uma vez que o fenômeno já foi observado com o primeiro sal, entendeu-se que a repetição com o nitrato de chumbo é desnecessária, sendo possível evitar a formação do óxido de chumbo e economizar o reagente. Ressaltando-se que o objetivo dessa etapa é observar a formação de óxidos, isso pode ser feito pelo aquecimento de outros nitratos, como o de cálcio. Há também a possibilidade de usar o nitrato de estanho

substituindo o de chumbo, pois o estanho é menos tóxico do que o chumbo e não consta na listagem de substâncias perigosas da NBR 10.004 (ABNT, 2004). O padrão de lançamento do estanho, de acordo com a Resolução CONAMA nº 430/11 é 4,0 mg.L⁻¹ enquanto o do chumbo é 0,5 mg.L⁻¹, indicativo de que seu efeito poluidor nos corpos aquáticos vem a ser menos danoso do que o do chumbo. Por outro lado, a substituição do chumbo por estanho põe em prática o terceiro princípio da Química Verde, que trata da geração de resíduos

Reutilização de acetato de etila, clorofórmio e naftaleno

O acetato de etila foi utilizado na aula cujo objetivo era testar a solubilidade dos compostos orgânicos. Como um éster, o acetato de etila (C₄H₈O₂) pertence à classe de solubilidade onde estão os álcoois, aldeídos, cetonas, nitrilas e amidas monofuncionais com cinco átomos de carbono ou menos (SILVEIRA; MENDES, 2008). Apesar de existirem muitos compostos orgânicos de mesma classe de solubilidade, não é possível que o mesmo seja facilmente substituído, pois, dentre os ésteres, o acetato de etila é o que apresenta menor toxicidade.

Enfatizando o princípio da prevenção, propôs-se que o acetato de etila fosse substituído por butanol, um álcool de mesma classe de solubilidade, menor toxicidade e não classificado como perigoso pela NBR 10.004 (ABNT, 2004). Os resultados alcançados seriam dife-

e uso de substâncias de baixa ou nenhuma toxicidade. Cabe observar que, sob forma de compostos insolúveis em água, o chumbo está quimicamente imobilizado; no entanto, a NBR 10.004 (ABNT, 2004) classifica como perigoso o chumbo e seus compostos sem especificar sua forma. Resíduos contendo cátions Pb⁺² são essencialmente prioritários para serem minimizados em programas de gerenciamento de resíduos de laboratório (SOUZA, 2005).

rentes, pois não seriam observadas as propriedades de solubilidade dos ésteres e sim dos álcoois. No entanto, ressalta-se que o objetivo da aula era observar a solubilidade de compostos orgânicos, o que seria possível. Considerando os ganhos em termos de prevenção à poluição e diminuição da exposição dos alunos a uma substância perigosa e o exemplo a ser dado, o objetivo da aula teria sido enriquecido, ainda que atingido parcialmente. Cabe, ainda, ressaltar novamente o primeiro princípio da Química Verde, que coloca a prevenção da geração de poluição como a mais importante prática a ser adotada.

Na aula de extração líquido-líquido, o clorofórmio era utilizado como solvente e o naftaleno como soluto, e esse seria recuperado nas etapas finais após evaporação do clorofórmio em capela. Mais uma vez, objetivando

Tabela 3 – Resultados dos testes de reatividade dos metais.

Metal/ Cátion	Sn ⁺² (aq)	Cu ⁺² (aq)	Zn ⁺² (aq)	Pb ⁺² (aq)
Sn	Não reage	Reage	Não reage	Não realizado
Zn	Reage	Reage	Não reage	Não realizado
Cu	Não reage	Não reage	Não reage	Não realizado

Tabela 4 – Formação de precipitado observada nos testes de comparação dos sais acetato de chumbo II e cloreto de estanho II, com os reagentes citados.

	Acetato de chumbo	Cloreto de estanho II
Dicromato de potássio	Precipitado amarelo intenso	Precipitado marrom
Iodeto de potássio	Precipitado amarelo	Não forma precipitado
Fluoreto de sódio	Forma precipitado branco	Forma precipitado branco

a prevenção da geração de resíduos e a eliminação do uso de substâncias tóxicas, sugeriu-se substituir o clorofórmio por hexano, um solvente que possibilita executar a prática atingindo os mesmos resultados, conforme consta no procedimento de extração simples da apostila experimental de química orgânica básica, do Departamento de Química da UFPR (LORDELO; OLIVEIRA, 2009). Quando comparados os dados toxicológicos das duas substâncias, ficam evidentes as vantagens da substituição em relação à diminuição da exposição aos riscos e à saúde humana (GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2012). No entanto, as modificações apresentadas não foram aprovadas pelo professor da disciplina, que entendeu que haveria prejuízo ao caráter didático da aula. Foram, então, sugeridas medidas de reutilização das substâncias. Inicialmente, foi proposto que a solu-

ção de clorofórmio e naftaleno não seja mais evaporada em capela e, sim, em aparelho evaporador rotativo, recuperando as duas substâncias, sendo o naftaleno guardado para uso nessa mesma aula a ser repetida com outra turma.

Sugeriu-se que o acetato de etila e o clorofórmio recuperados nas aulas sejam misturados, e a solução resultante seja utilizada na aula referente à destilação fracionada de compostos orgânicos, e que fosse modificada a sequência das aulas, de modo que a destilação ocorresse logo após as aulas que geraram os resíduos. O professor da disciplina aprovou essas medidas de reutilização. A Tabela 5 apresenta uma análise do alcance das modificações aos princípios da Química Verde (MANAHAM, 2013) pertinentes.

Aplicação em aula prática de química inorgânica

No dia 08 de dezembro de 2014, o roteiro modificado da prática em que eram estudadas as propriedades dos elementos do grupo 14, da disciplina Química Inorgânica, foi aplicado em aula prática com autorização e acompanhamento da professora responsável. Foi executado o roteiro tradicional conforme previsto no planejamento da disciplina e, em sequência, o roteiro modificado, e comparados seus resultados. Durante a execução, procurou-se ouvir os comentários espontâneos que os alunos fizeram, no intuito de registrar as percepções sobre as diferenças nos procedimentos e como as mesmas afetariam seu aprendizado. Não foram aplicados questionários aos alunos, de modo a não

influenciar sua percepção nem estimular respostas. Ao final da prática, os alunos foram indagados sobre as observações realizadas por meio dos experimentos e os mesmos afirmaram que não sentiriam prejuízos em relação ao aprendizado caso apenas o roteiro modificado tivesse sido executado. Os alunos afirmaram que as reações de precipitação envolvendo o chumbo são mais evidentes e proporcionam melhores observações, contudo, perante a questão da periculosidade dos resíduos — que até então era desconhecida para eles — consideraram a substituição válida devido à não geração de resíduos perigosos, e que essa preocupação deve ser preponderante no ensino da química.

CONCLUSÃO

Laboratórios de ensino e pesquisa em química apresentam geração de resíduos diversificada em termos de frequência, tipologia e quantidade. No estudo de caso, foi observado um aumento no uso dos laboratórios de ensino, o que contribuiu para um aumento na geração de resíduos (92,5 kg em 2012 e 888,6 kg em 2014). A variedade das fontes geradoras e dos próprios resíduos gerados deixam clara a importância das ações de prevenção e redução da sua geração e a dificuldade em se implantar um sistema de tratamento unificado.

Soluções para redução da geração de resíduos devem ser aplicadas a cada laboratório e a cada disciplina de forma particular, considerando suas peculiaridades.

Com base no levantamento realizado, concluiu-se que um estudo de minimização de geração de resíduos deveria começar pelas disciplinas Química Inorgânica e Práticas de Química Orgânica. O inventário realizado com base nos dados coletados durante as aulas práticas dessas disciplinas deixou claro o uso desnecessário de substâncias perigosas e tóxicas. Enquanto muitas universidades baniram o uso de componentes potencialmente tóxicos, como chumbo, bário, acetato de etila, clorofórmio, dentre outras, nos laboratórios avaliados esses reagentes ainda são utilizados sem ser feita nenhuma menção aos riscos à saúde e ao ambiente, perpetuando nos alunos a postura de despreocupação com as consequências e o potencial poluidor da aula.

Tabela 5 – Resumo dos resultados alcançados e princípios da Química Verde relacionados.

Resíduo	Fonte	Modificação proposta	Resultados alcançados pela modificação	Princípios da Química Verde relacionados
Soluções contendo cátions Ba ⁺²	Prática 1 Inorgânica	Retirado o uso do Bário na etapa 1	Satisfatório	1 - Prevenção 3 - Sínteses menos perigosas 12 - Minimização dos riscos
	Práticas 2 Inorgânica	Substituição do BaCl ₂ por CaCl ₂	Satisfatório	1 - Prevenção 3 - Sínteses menos perigosas 12 - Minimização dos riscos
	Prática 3 Inorgânica	Substituição do Ba(OH) ₂ por Ca(OH) ₂	Satisfatório	1 - Prevenção 3 - Sínteses menos perigosas 12 - Minimização dos riscos
Soluções contendo cátions Pb ⁺²	Práticas 3 Inorgânica	Substituição dos sais e hidróxido de chumbo pelos de estanho	Satisfatório	1 - Prevenção 3 - Sínteses menos perigosas 12 - Minimização dos riscos
	Prática 4A Inorgânica	Retirada a reação de decomposição do Pb(NO ₃) ₂	Satisfatório	1 - Prevenção 3 - Sínteses menos perigosas
	Prática 4A Inorgânica	Substituição do acetato de chumbo por cloreto de estanho para verificação de formação de sais insolúveis	Necessita de ajustes	1 - Prevenção 3 - Sínteses menos perigosas 12 - Minimização dos riscos

Satisfatório: a modificação permite fazer observações de forma similar à tradicional, não existindo prejuízo ao caráter didático da aula, gerando menos ou nenhum resíduo. Necessita de ajustes: pode ser alcançado resultado satisfatório por meio de estudos e testes adicionais.

Assim, soluções para modificações simples, de baixo custo, com menor risco e minimização de resíduos e sem alteração do objetivo da aula prática foram propostas, de forma que os mesmos fenômenos — reações, precipitações, solubilizações — puderam ser observados. Testes experimentais utilizando novos roteiros elaborados comprovaram que medidas de prevenção e redução na geração de resíduos são possíveis de serem aplicadas de imediato, sem grandes esforços.

Enfatiza-se que esse estudo é possível ser feito e aplicado para todas as disciplinas vinculadas às aulas práticas, no sentido de subir na hierarquia de gerenciamento de resíduos de acordo com os princípios da Química Verde. Além disso, estudantes formados em cursos que promovam a utilização desses princípios se tornarão profissionais mais conscientes de sua responsabilidade ambiental e do seu papel como cidadãos.

REFERÊNCIAS

- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 10004: resíduos sólidos – classificação*. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.
- ALECRIM, G. F.; MAGNO, K. S.; MENDONÇA, R. B. S.; VALLE, C. M. Gerenciamento dos resíduos gerados nas disciplinas de química geral e química inorgânica dos cursos da área de química no CEFET-AM. In: CONGRESSO DE PESQUISA E INOVAÇÃO DA REDE NORTE NORDESTE DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA, 2., João Pessoa, 2007. *Anais...* 2007.
- AYALA, J. D.; BELLIS, V. M. *Química inorgânica experimental*. 65 f. Departamento de Química. Universidade Federal de Minas Gerais. 2003. (Apostila.)
- BAIRD, C.; CANN, M. *Química ambiental*. 4ª ed. Tradução de Marco Tadeu Grassi. Porto Alegre: Bookman, 2011.
- BARBOSA, V. M.; CASAGRANDE JÚNIOR, E. F.; LOHMANN, G. O programa de gerenciamento de resíduos da UTFPR – Campus Curitiba e a contribuição de trabalhos acadêmicos no DAQBi. *Educação e Tecnologia*, Curitiba, n. 9, p. 66-76, 2009.
- BENDASSOLLI, J. A.; MÁXIMO, E.; TAVARES, G. A.; IGNOTO, R. F. Gerenciamento de resíduos químicos e águas servidas no laboratório de isótopos estáveis do CENA/USP. *Química Nova*, v. 26, n. 4, p. 612-617, 2003.
- BORDALO, A. O.; MOURA, C. A. V.; SCHELLER, T. Determinação da composição isotópica de estrôncio em águas naturais: exemplos de dua aplicação em águas subsuperficiais da zona costeira na região bragantina - PA. *Química Nova*, v. 30, n. 4, p. 821-827, 2007.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução n.º 430, de 13 de maio de 2011*. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Brasília, 2011. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama>>. Acesso em: 2 fev. 2014.
- _____. *Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981*. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília, 1981. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938.htm>. Acesso em: 17 mar. 2014.
- _____. *Lei nº 9.394, de 20 de dezembro de 1996*. Brasília, 1996. Estabelece as diretrizes e bases da educação nacional. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9394.htm>. Acesso em: 20 out. 2016.
- _____. *Lei nº 9.795, de 27 de abril de 1999*. Dispõe sobre a educação ambiental, institui a Política Nacional de Educação Ambiental e dá outras providências. Brasília, 1999. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9795.htm>. Acesso em: 20 out. 2016.
- _____. *Lei nº 12.305 de 2 de agosto de 2010*. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n.º 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, 2010. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama>>. Acesso em: 4 mar. 2014.
- _____. Ministério da Educação. Conselho Nacional de Educação. Parecer CNE/CES nº 1.303, de 06 de novembro de 2001. Diretrizes Curriculares Nacionais para os Cursos de Química. Diário Oficial da União, Brasília, DF, Seção 1, p. 25.
- COLARES, A. C. V.; MATIAS, M. A. Procedimentos de gerenciamento de resíduos de empresas sob a ótica da institucionalização dessas práticas. *Revista de Administração, Contabilidade e Sustentabilidade*, v. 3, n. 1, p. 80-102, jan/abr. 2013.
- DEMAMAN, A. S.; FUNK, S.; HEPP, L. U.; ADÁRIO, A. M. S.; PERGHER, S. B. C. Programa de gerenciamento de resíduos dos laboratórios de graduação da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – Campus Erechim. *Química Nova*, v. 27, n. 4, p. 674-677, 2004.
- GERBASE, A. E.; GREGÓRIO, J. R.; CALVETE, T. Gerenciamento dos resíduos da disciplina Química Inorgânica II no curso de Química da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. *Química Nova*, v. 29, n. 2, p. 397-403, 2006.

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. *Ficha de informação de produto químico*. 2012. Disponível em: <http://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/produtos/produto_consulta_completa.asp?qualpagina=4&sqlQuery=sp_TBPRODIDENTIFICACAO_sel>. Acesso em: 10 dez. 2014.

JARDIM, W. F. Gerenciamento de resíduos químicos em laboratórios de ensino e pesquisa. *Química Nova*, v. 21, n. 5, p. 671-673, 1998.

LAUDEANO, A. C. G.; BOSCO, T. C. D.; PRATES, K. V. M. C. Proposta de gerenciamento de resíduos químicos para laboratórios de ensino médio e técnico. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Ambiental, 2., Londrina, 2011. *Anais...* 2011.

LEE, J. D. *Química inorgânica não tão concisa*. Edgard Blucher: São Paulo, 1999.

LORDELO, A. L. L.; OLIVEIRA, A. R. M. *Disciplina de Química Orgânica Básica – CQ410 Prática*. 27 f. Departamento de Química, Universidade Federal do Paraná, 2009. (Apostila.)

MANAHAN, S. E. *Environmental chemistry*. 9ª ed. Estados Unidos: CRC Press Book, 2013.

MARQUES, C. A.; LEAL, A. L. O conhecimento químico e a questão ambiental na formação docente. *Química Nova na Escola*, n. 29, p. 30-33, ago. 2008.

MICARONI, R. C. C. M. *Gestão de resíduos em laboratórios do Instituto de Química da Unicamp*. 120p. Tese (Doutorado em Química) – Instituto de Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

MISTURA, C. M.; VANIEL, A. P. H.; LINCK, M. R. Gerenciamento de resíduos dos laboratórios de ensino de química da Universidade de Passo Fundo, RS. *CIATEC – UPF*, Passo Fundo, v. 2, n. 1, p. 54-64, 2010.

ORIAKHI, C. O. *Chemistry in quantitative language: fundamentals of general chemistry calculations*. Estados Unidos: Oxford University Press, 2009.

PEREIRA, J. B., CAMPOS, M. L. A. M.; NUNES, S. M. T.; ABREU, D. G. Um panorama sobre a abordagem ambiental no currículo de cursos de formação de professores de Química da região sudeste. *Química Nova*, v. 32, n. 2, p. 511-517, 2009.

PRADO, A. G. S. Química Verde, os desafios do novo milênio. *Química Nova*, v. 26, n. 5, p. 738-744, 2003.

SANTOS, V. M. L.; MEDRADO, L. S.; SANTOS JÚNIOR, J. E. S.; SILVA, J. A. B. Proposta para disposição final dos resíduos químicos identificados nos laboratórios do *Campus* da Fazenda Experimental/UNIVASF. *Gestão da Produção, Operações e Sistemas*, ano 7, n. 2, p. 65-79, abr./jun. 2012.

SASSIOTO, M. L. P. *Manejo de resíduos de laboratórios químicos em universidades: estudo de caso do Departamento de Química da UFSCar*. 151 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2005.

SCHALCH, V.; LEITE, W. C. A.; FERNANDES JÚNIOR, J. L.; CASTRO, M. C. A. A. *Gestão e gerenciamento de resíduos sólidos*. 97 f. USP: São Carlos, 2005. (Apostila.)

SILVEIRA, C. C.; MENDES, S. R. *Química Orgânica Experimental I*. 34 f. Departamento de Química. Universidade Federal de Santa Maria. 2008. (Apostila.)

SOUZA, K. E. *Estudo de um método de priorização de resíduos industriais para subsidio à minimização de resíduos químicos de laboratórios de universidades*. 110 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2005.

VOGEL, A. I. *Análise inorgânica quantitativa*. São Paulo: Mestre Jou, 1981.

DESAFIOS PARA OS MUNICÍPIOS DA REGIÃO METROPOLITANA DE SALVADOR, BAHIA, FRENTE À DESCENTRALIZAÇÃO DO LICENCIAMENTO AMBIENTAL

CHALLENGES FOR THE MUNICIPALITIES IN THE METROPOLITAN REGION OF SALVADOR, BAHIA STATE, BRAZIL, REGARDING THE ENVIRONMENTAL LICENSING DECENTRALIZATION

Larissa de Lima Cardoso

Bióloga. Pós-Graduada em Ecologia e Intervenções Ambientais pelo Centro Universitário Jorge Amado (Unijorge) – Salvador (BA), Brasil.

Alessandra Argolo Espírito Santo Carvalho

Bióloga. Doutora em Biotecnologia; Docente do Campus Integrado de Manufatura e Tecnologia do Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial (SENAI/CIMATEC) e do Unijorge – Salvador (BA), Brasil.

Endereço para correspondência:

Larissa de Lima Cardoso – Rua Terceira Ligação, 13 – Gleba B – CEP: 42809-190 – Camaçari (BA), Brasil – E-mail: larissa.lcardoso1@outlook.com

RESUMO

Diante do modelo de desenvolvimento econômico que se estabeleceu a partir da Revolução Industrial, a questão ambiental surge como um problema mundial, apresentando contradições entre o modelo econômico-industrial e a realidade socioambiental. Tal fato resultou na exigência de respostas práticas, como a criação de instrumentos legais de gestão ambiental. No contexto do Brasil, a partir da Lei Complementar 140/2011, ficou atribuída aos municípios competência legal para promover o licenciamento de atividades que possam causar impacto ambiental a nível local. Dessa forma, o presente estudo buscou identificar, em municípios da Região Metropolitana de Salvador, Bahia, Brasil, os desafios enfrentados por estes mediante aplicação da Lei Complementar. O estudo permitiu verificar que 62,0% dos municípios da Região Metropolitana de Salvador estão habilitados para licenciar, porém as dificuldades administrativas apresentadas pelos órgãos ambientais tendem a comprometer a eficácia do licenciamento como instrumento de proteção ambiental, o que favorece os riscos de degradação e exploração desordenadas dos recursos naturais.

Palavras-chave: licenciamento; meio ambiente; degradação ambiental.

ABSTRACT

Based on the economic development model that has been established since the Industrial Revolution, the environmental issue emerges as a global problem, with contradictions between the economic and industrial model and the socioenvironmental reality. This fact has resulted in the demand for practical responses, such as the creation of legal instruments for environmental management. In the Brazilian context, based on the Supplemental Law 140/2011, the municipalities were in charge of legal competence to promote the licensing of activities that could cause a local environmental impact. Thus, this study sought to identify in cities of the Metropolitan Region of Salvador, in Bahia, Brazil, the challenges faced by them after the Supplemental Law. The study showed that 62.0% of cities from the Metropolitan Region of Salvador are empowered to license, however the administrative difficulties presented by environmental agencies tend to compromise the effectiveness of licensing as an environmental protection instrument, which favors the risks of uncontrolled degradation and exploitation of natural resources.

Keywords: licensing; environment; environmental degradation.

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, o mundo tem passado por grandes transformações socioeconômicas, culturais e ambientais. A partir da Revolução Industrial, a relação de dominação homem-natureza foi drasticamente estabelecida, e o homem passou a intensificar a extração de recursos naturais em prol de seu desenvolvimento. Consequentemente, o consumo exacerbado de recursos naturais ultrapassou a capacidade de renovação da biosfera, gerando um modelo de desenvolvimento incompatível com o equilíbrio ecológico, o que levou ao desencadeamento da atual crise ambiental.

Um mundo repleto de sociedades que consomem mais do que são capazes de produzir e do que o planeta pode sustentar é uma impossibilidade ecológica, afirma Dias (2004). Diante do modelo de desenvolvimento econômico que se estabeleceu, a questão ambiental surge como um problema mundial, apresentando contradições entre o modelo econômico-industrial e a realidade socioambiental.

Segundo Lima (1999, p. 3),

essas contradições, engendradas pelo desenvolvimento técnico-científico e pela exploração econômica, se revelaram na degradação dos ecossistemas e na qualidade de vida das populações, levantando, inclusive, ameaças à continuidade da vida no longo prazo.

A preocupação com os efeitos negativos que ameaçam a qualidade de vida impulsionou reflexões e reações sociais em todo o mundo.

Discussões sobre problemas socioambientais ganharam força por volta dos anos 1960 e 1970, e foram se afirmando nos movimentos sociais por meio de produções científicas, agências e políticas públicas e organismos governamentais nacionais e internacionais (LIMA, 1999), em busca de um desenvolvimento capaz de incorporar critérios de sustentabilidade. Isso levou à exigência de respostas práticas, tais como a criação de instrumentos legais, a exemplo o licenciamento ambiental, considerado “notório instrumento da tutela preventiva do meio ambiente” (CARVALHO, 2006, p. 1) capaz de limitar as ações humanas, de forma a adequar o desenvolvimento econômico à proteção do meio ambiente.

No Brasil, a partir dos anos 1980, os movimentos por justiça ambiental impulsionaram as conquistas sociais que contribuíram para a construção da cidadania (SANJUAN, 2007) e favoreceram o processo de elaboração da legislação ambiental, possibilitando incorporar às políticas públicas a problemática ambiental enfrentada. Dessa forma, em 1981, foi sancionada a Lei Federal 6.938 que instituiu a Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA) e criou o Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA) e o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), estabelecendo como objetivo

a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar, no país, condições ao desenvolvimento socioeconômico, aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade da vida humana (BRASIL, 1981, p.1).

A temática ambiental e o compromisso para o desenvolvimento sustentável estão explícitos na Constituição Federal de 1988, em seu capítulo VI do meio ambiente, art. 225:

Art. 225 – Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao poder público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações (BRASIL, 2000, p. 138).

Conforme afirma Dias (2004), o Brasil possui uma legislação ambiental muito avançada. Porém, durante anos, foram evidenciadas dificuldades administrativas de gerenciamento ambiental, uma vez que a Constituição Federal de 1988 outorga competência comum a todos os entes federados para proteção do meio ambiente, conforme estabelecido no art. 23 da Constituição Federal:

Art. 23 – É de competência comum da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios: VI – proteger o meio ambiente e combater a poluição em qualquer de suas formas; VII – preservar as florestas, fauna e a flora (BRASIL, 2000, p. 17).

Para tanto, verificou-se que a definição do papel de cada ente federativo era de fundamental importância para a eficácia das normas e da melhor gestão dos instrumentos de proteção ambiental (MMA, 2009a). Dentro desse

contexto, a criação da Resolução do CONAMA 237/97 ficou entendida como um marco histórico e conceitual da Política de Meio Ambiente (MARCONI; BORINELLI; CAPELARI, 2012), uma vez que instituiu um sistema de licenciamento ambiental no qual as competências para o licenciamento foram distintamente atribuídas aos entes federados, levando em consideração a localização do empreendimento, a abrangência dos impactos diretos ou em razão da matéria (MMA, 2009a), dando início ao processo de descentralização.

Mesmo após a divulgação da Resolução do CONAMA 237/97, conflitos de competência continuaram a ser evidenciados, a exemplo do “caso da Usina Hidroelétrica Corumbá IV, cujo licenciamento foi inicialmente feito pelo estado de Goiás e depois transferido para a União, por decisão judicial” (MMA, 2009a, p. 23). Desse modo, conforme afirma Guerra (2012), o país necessitava que as atribuições de competência em matéria ambiental fossem definidas por meio do poder legislativo.

O processo de descentralização da gestão ambiental foi legalmente definido por meio de publicação da Lei Complementar (LC) 140, em 08 de dezembro de 2011, a qual fixa normas para a cooperação dos entes federados nas ações administrativas relativas à proteção do meio ambiente (BRASIL, 2011). Segundo Guerra (2012, p. 138), um dos principais aspectos da referida LC

foi o de estabelecer a um único órgão ambiental a responsabilidade pelo licenciamento ambiental, pela supressão da vegetação, pela fiscalização e pela aplicação das sanções administrativas previstas em lei.

Baseando-se na nova lei, ficou atribuída aos municípios competência sobre os assuntos de âmbito local, como promoção do licenciamento ambiental das atividades ou de empreendimentos que causem ou possam causar impactos ambientais, seguindo a tipologia definida pelos Conselhos Estaduais de Meio Ambiente, que levam em consideração: critério de porte, potencial poluidor e natureza da atividade (BRASIL, 2011).

No estado da Bahia, a legislação ambiental foi implementada a partir da década de 1970 por meio da Lei 3.163, de 04 de outubro de 1973, a qual deu origem ao Conselho de Proteção Ambiental (CEPRAM), que formulou a Política Estadual de Controle da Poluição, impulsionando um grande avanço na área ambiental (SANJUAN, 2007). Posteriormente, com a criação da

Lei 3.858/80, atribuiu-se ao CEPRAM o papel de órgão superior do Sistema Estadual de Administração dos Recursos Ambientais (SEARA), atual Sistema Estadual de Meio Ambiente (SISEMA), que tem como finalidade promover a conservação, defesa e melhoria do ambiente em benefício da qualidade de vida (SEMA, 2014), favorecendo a criação de mecanismos para implementar a Política Ambiental do Estado.

Segundo Sanjuan (2007), a Bahia iniciou o processo de descentralização da gestão ambiental, bem como o disciplinamento do licenciamento e da fiscalização das atividades de impacto ambiental local em 1999, com a aprovação da Resolução do CEPRAM 2.150/99. Acompanhando a evolução da legislação ambiental brasileira, o estado da Bahia realizou ao longo dos anos revisões e atualizações de suas leis, buscando ampliar a eficácia e a agilidade nos processos de gestão ambiental de acordo com as previsões federais.

Em atendimento ao disposto no art. 9º, XIV, alínea “a”, da LC 140/2011, e à necessidade de estabelecer procedimentos de descentralização do licenciamento ambiental, o CEPRAM instituiu, em 31 de outubro de 2013, a Resolução 4.327, que dispõe sobre as atividades de impacto local de competência dos municípios baianos e fixa as normas de cooperação entre os entes federados com vista a proteção do meio ambiente. A referida Resolução estabelece ainda, em seu art. 4º, que os municípios deverão instituir seu Sistema Municipal de Meio Ambiente por meio de órgão ambiental capacitado e pelo Conselho de Meio Ambiente, nos seguintes termos:

- I – Possuir legislação própria que disponha sobre a política de meio ambiente e sobre a polícia ambiental administrativa, que discipline as normas e procedimentos do licenciamento e da fiscalização de empreendimentos ou atividades de impacto local;
- II – Ter implementado e estar em funcionamento o Conselho Municipal de Meio Ambiente;
- III – Possuir em sua estrutura administrativa órgão responsável com capacidade administrativa e técnica interdisciplinar para o licenciamento, controle e fiscalização das infrações ambientais das atividades e empreendimentos e para a implementação das políticas de planejamento territoriais (BAHIA, 2013, p. 4).

Com previsão em Lei Federal 6.938/81, na Constituição Federal de 1988, e em Lei Estadual 10.431/2006 e suas alterações, o licenciamento ambiental passa a

ser considerado por diversos autores como o principal instrumento da gestão ambiental. Esse instrumento segue o Princípio da Prevenção, conforme afirma Carvalho (2006), uma vez que é empregado com o objetivo de evitar a ocorrência de danos ambientais. Conforme o art. 1º da Resolução do CONAMA 237/97, o licenciamento ambiental é definido como:

I – Licenciamento ambiental: procedimento administrativo pelo qual o órgão ambiental competente licencia a localização, instalação, ampliação e a operação de empreendimentos e atividades utilizadoras de recursos ambientais, consideradas efetiva ou potencialmente poluidoras ou daquelas que, sob qualquer forma, possam causar degradação ambiental, considerando as disposições legais e regulamentares e as normas técnicas aplicáveis ao caso (BRASIL, 1997, p. 1).

A fim de modernizar e melhor qualificar os processos de gestão ambiental na Bahia, foram criadas, a partir da Lei Estadual 10.431/2006, posteriormente alterada pela Lei 12.377/2011, novas modalidades de licenciamento, tais como: Licença Prévia (LP), assim denominada por ser concedida na fase preliminar de planejamento do empreendimento ou atividade, atestando sua viabilidade ambiental. Nesta fase, são estabelecidos os requisitos básicos e condicionantes para serem atendidos nas próximas etapas. Em seguida, realiza-se a Licença de Instalação (LI), que é concedida para a implantação do empreendimento ou atividade, após verificar se houve o cumprimento das especificações exigidas na fase inicial. Quando se checa a necessidade de realizar avaliação da eficiência das medidas que foram adotadas para a fase de operação, concede-se, a título precário, a LP de Operação (LPO) que será válida por 180 dias. Por fim, é outorgada a Licença de Operação (LO), após verificação do cumprimento das exigências constantes das anteriores.

Além dessas, há ainda outras licenças que serão concedidas para atividades ou empreendimentos em condições específicas, tais como: Licença de Alteração (LA),

quando há a necessidade de ampliar ou modificar atividades, empreendimentos ou processos regularmente existentes; Licença Unificada (LU), que será concedida quando as características do empreendimento permitirem, conforme regulamento, a emissão de uma única licença, contemplando todas as fases (localização, implantação e operação).

Para as atividades ou os empreendimentos que foram instalados ou iniciaram seu funcionamento anteriormente à regulamentação da referida lei estadual, será concedida a Licença de Regularização (LR) perante comprovação da recuperação e/ou compensação ambiental de seu passivo. Existe ainda a Licença Ambiental por Adesão e Compromisso (LAC), que é concedida eletronicamente, para situações específicas previstas na lei de atividades e empreendimentos de baixo e médio potencial poluidor, de forma que o licenciamento é realizado por meio de uma declaração de adesão e compromisso feita pelo empreendedor, em cumprimento aos critérios estabelecidos pelo órgão licenciador (BAHIA, 2011).

É notório o processo de adequação legal pelo qual o estado da Bahia vem passando, visando atender ao princípio da descentralização administrativa na gestão ambiental, bem como a municipalização do licenciamento ambiental, com vista ao cumprimento das exigências legais estabelecidas pela federação, fixadas principalmente com o advento da LC 140/2011. Sabe-se que, para atender a tal princípio, os estados e municípios deverão investir em novas tecnologias, infraestrutura e qualificação de recursos humanos (GUERRA, 2012), evidenciando, portanto, um grande desafio para os municípios, os quais passam a assumir legalmente uma responsabilidade anteriormente conferida ao estado. Dentro desse contexto, é que o presente estudo pretende identificar, em municípios da Região Metropolitana de Salvador (RMS), os desafios enfrentados por estes diante da Resolução do CEPRAM 4.327/2013, que disciplina e municipaliza o processo de licenciamento ambiental, em atendimento à LC 140/2011.

MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido por meio de pesquisa qualitativa e exploratória, contemplando o levantamento bibliográfico, realizado por meio de artigos acadêmicos e literatura específica, e o documental re-

ferente às legislações ambientais federais e estaduais pertinentes à temática ambiental. Também foi feita a coleta de dados por meio de entrevistas realizadas nas Secretarias de Meio Ambiente dos Municípios da RMS,

com o objetivo de verificar *in loco* a sua adequação à Resolução do CEPRAM 4.327/2013.

Inicialmente, realizou-se a delimitação da área de estudo, por meio do levantamento do perfil socioeconômico dos municípios baianos, o que levou à escolha da RMS, composta de 13 municípios, com representatividade superior a 40% de participação nas atividades econômicas do Estado. Conforme o Ministério do Meio Ambiente – MMA (2009b), toda dinâmica econômica reflete diretamente nas atividades de gestão dos órgãos ambientais, principalmente naquelas relacionadas ao licenciamento ambiental. Os dados foram obtidos por meio de consulta ao endereço eletrônico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), realizada em setembro de 2014 (SEI/IBGE, 2011).

A partir da delimitação inicial, houve a seleção dos municípios habilitados pela Secretaria Estadual de Meio Ambiente (SEMA) Estadual, por meio da Portaria 33, publicada em 10 de maio de 2013, seguindo o enquadramento preestabelecido pelo CEPRAM, sendo considerados aptos a realizar o licenciamento ambiental nos termos da LC 140/2011. Dessa forma, o objeto de estudo foi definido como os municípios da Região Metropolitana de Salvador, incluindo oito deles: Camaçari, Candeias, Lauro de Freitas, Mata de São João, Pojuca,

Salvador, São Francisco do Conde e São Sebastião do Passé. As informações foram coletadas entre setembro e outubro de 2014, por meio do acesso aos *sites* da SEMA e do Sistema Estadual de Informações Ambientais e de Recursos Hídricos (SEIA).

A coleta de dados dos municípios foi feita por entrevista semiestruturada, seguindo um roteiro preestabelecido, composto de 13 questões, escritas com linguagem simples e direta, visando favorecer a análise dos dados. As entrevistas foram realizadas entre 7 e 18 de novembro de 2014 com membros dos órgãos municipais competentes, com o objetivo de traçar um perfil ambiental, bem como identificar os desafios enfrentados pelos municípios para administrar o processo de licenciamento ambiental.

A análise de dados apresentou caráter descritivo e foi realizada pela compreensão dos levantamentos bibliográfico e documental, bem como da compreensão dos resultados das entrevistas. Para auxiliar a interpretação e tabulação dos dados obtidos por meio das entrevistas, utilizou-se um *software* de planilhas eletrônicas – Microsoft Office Excel versão 2007. Para melhor compreensão, os resultados encontrados foram apresentados em formato de gráficos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Bahia encontra-se dividida em regiões chamadas de “Territórios de Identidade”, as quais foram reestruturadas a fim de permitir a visualização do nível de concentração das atividades econômicas dentro do estado. Entre os territórios definidos, encontra-se a RMS, que atualmente tem representatividade superior a 40% das riquezas, contando com a participação expressiva de três dos seus municípios destacados entre os cinco mais ricos da Bahia, de acordo com a Tabela 1 (SEI/IBGE, 2011).

Conforme divulgação no *site* da SEMA, até a data de conclusão do presente trabalho, do total de 417 municípios do estado da Bahia, 203 declararam-se capacitados para o licenciamento ambiental, segundo o que está definido pela Resolução do CEPRAM 4.327/13 em atendimento aos requisitos da LC 140/2011, ou seja, 49% dos municípios baianos declararam capacidade para a atividade de licencia-

mento, bem como definiram seus respectivos níveis de competência. Além disso, conforme as planilhas divulgadas pela SEMA, 35% dos municípios não se manifestaram quanto a sua capacidade e 16% declararam-se incapacitados (Figura 1).

Nota-se que uma grande parcela dos municípios ainda não possui ou não declarou capacidade necessária para responsabilizar-se pelo licenciamento. Segundo o art. 10, § 2º, da Resolução do CEPRAM 4.327/13, os municípios que informaram falta de capacidade deverão buscar medidas para implementar a estrutura necessária ao cumprimento da LC 140/2011, no prazo máximo de dois anos. Enquanto caracterizada a inexistência e/ou inaptidão de capacidade municipal para o desempenho das ações administrativas de licenciamento e autorização ambiental, as atividades serão desenvolvidas pelo Estado, por meio da instauração de competência supletiva, conforme prevê o art. 10 de referida lei.

Verifica-se que 62% dos municípios da RMS declaram-se capacitados para o licenciamento ambiental, sendo eles: Camaçari, Candeias, Lauro de Freitas, Mata de São João, Pojuca, Salvador, São Francisco do Conde e São Sebastião do Passé. Uma vez que a dinâmica econômica reflete diretamente nas atividades de gestão ambiental (MMA, 2009b), os dados

obtidos estão de acordo com os estudos realizados por Ribas, Kohler e Costa (2013) no Rio Grande do Sul, mostrando a tendência de que quanto maior o produto interno bruto (PIB) do município, maior será a participação e capacidade deste na gestão ambiental. Segundo os autores, “a variável econômica local é fator determinante para a implantação da gestão

Tabela 1 – Cinco maiores municípios em relação ao produto interno bruto, Bahia, 2010–2011.

PIB	PIB total (em milhões)		Participação no Estado	
	2010	2011 (1)	2010	2011 (1)
Estado	154.340,46	159.868,62	100	100
Município	65.186,51	68.052,93	42,24	42,57
Salvador	36.480,99	38.819,52	23,64	24,28
Camaçari	13.328,18	12.313,92	8,64	7,70
Feira de Santana	7.470,44	8.270,81	4,84	5,17
Candeias	4.197,94	4.705,02	2,72	2,94
Simões Filho	3.708,95	3.943,66	2,40	2,47

PIB: Produto Interno Bruto; em amarelo estão os municípios que pertencem à Região Metropolitana de Salvador.

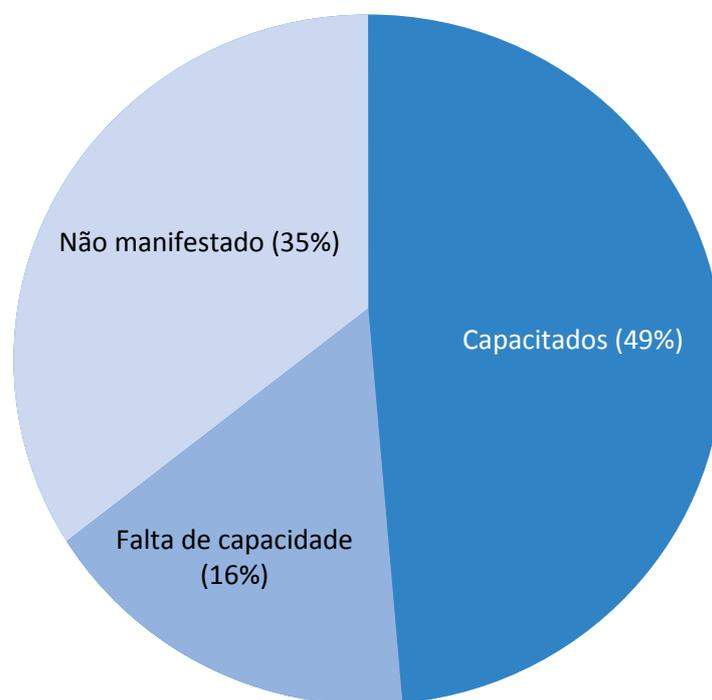


Figura 1 – Representação dos municípios quanto à capacidade declarada para o licenciamento ambiental.

do licenciamento ambiental municipalizado” (Ribas; Kohler; Costa, 2013, p. 67).

Tomando por base os itens de qualificação mínima, estabelecidos pela Resolução do CEPRAM 4.327/13, foi possível verificar que todos os municípios habilitados e entrevistados possuem legislação própria e, em sua maioria (75%), implementaram o Código Municipal de Meio Ambiente, sendo que 25% encontram-se na forma de leis e decretos. Segundo o IBGE (BRASIL, 2013), “a legislação ambiental municipal pode se apresentar em diferentes formatos, não excludentes” (p. 70), entre eles a lei orgânica do município, o código ambiental, ou mesmo integrando o Plano Diretor conforme definido pelo Estatuto da Cidade (Lei 10.257/2001).

Quando os municípios foram questionados sobre o Conselho de Meio Ambiente, a maioria absoluta informou possuir conselhos implementados (87%) ou em fase de implementação (13%), conforme previsão legal, mantendo-os ativos por meio da realização de reuniões, as quais seguem calendários preestabelecidos e reuniões extraordinárias conforme demanda. Segundo os entrevistados, a participação ativa dos conselhos contribui positivamente para o desenvolvimento dos processos de gestão ambiental e para a eficácia do licenciamento, corroborando com as ideias defendidas por Sanjuan (2007), a qual afirmou que os conselhos se constituem em um importante canal de participação, que possibilita a sociedade fazer escolhas em prol do bem comum.

Verificou-se que nenhum dos municípios em questão possui um Sistema Municipal de Informação sobre o Meio Ambiente instalado, o que vai de encontro à determinação da Resolução 4.327/13, quando institui que os municípios, por meio do órgão ambiental capacitado, deverão organizar e manter o referido sistema. Segundo pesquisa realizada por Costa e Vasconcelos, em 2009, no então Centro de Recursos Ambientais (CRA), atualmente Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA), foi possível constatar que o sistema de informação tem uma atuação muito importante nas atividades das áreas envolvidas nos processos de licenciamento e fiscalização ambiental, permitindo a visualização em tempo real de todos os processos, o que contribui, por exemplo, para o acompanhamento de indicadores, relatórios, condicionantes e eficiência na prestação de informação e atendimento à sociedade. Desse modo, a ausência de um Sistema Municipal

de Informação torna os processos mais lentos e mais suscetíveis a descumprimento de prazos, o que implica no enfraquecimento dos instrumentos de controle ambiental e, conseqüentemente, em medidas para a defesa do meio ambiente.

Entre os critérios para habilitação dos municípios ao licenciamento ambiental, encontra-se ainda a capacidade administrativa e técnica interdisciplinar dos órgãos competentes. Desse modo, quando questionados sobre possuir equipe técnica interdisciplinar, verificou-se que 87% dos municípios atendem a este critério, contando com profissionais capacitados em diversas áreas, de acordo com as particularidades de cada município. Vieira e Weber (2008) afirmam que, de acordo com as peculiaridades locais, o ideal seria o município possuir um quadro profissional com, no mínimo, um geólogo ou engenheiro de minas, biólogo, engenheiro agrônomo ou civil, engenheiro florestal, sociólogo, entre outros profissionais capacitados para atender às demandas ambientais.

A análise da Figura 2 permite notar que Camaçari é o município com maior heterogeneidade na composição de sua equipe técnica, tendo, além dos cargos descritos, profissionais nas áreas de Gestão Ambiental, Administração e Engenharia de Agrimensura. Conforme divulgação da SEMA, Camaçari declarou capacidade de licenciamento em nível 3, que contempla uma variedade maior de tipos de atividades ou empreendimentos com potenciais poluidores variados, o que pode justificar a formação da equipe técnica mais ampla. No entanto, observa-se que o município de Pojuca, apesar de também licenciar em nível 3, apresentou uma equipe técnica bastante reduzida, composta apenas por um biólogo, um engenheiro ambiental e um economista. Acredita-se que tal situação pode comprometer a eficácia dos licenciamentos atualmente realizados. O oposto acontece com o município de São Sebastião do Passé, que apresentou equipe técnica reduzida, porém declarou capacidade de gestão em nível 1.

Possuir equipe técnica interdisciplinar é um critério de fundamental importância nos processos de licenciamento ambiental, uma vez que tal atividade requer a avaliação de diferentes aspectos ambientais, levando-se em consideração os meios físicos, biológicos e socioeconômicos, bem como os possíveis impactos que podem ser causados na área em que será instalada a atividade ou o empreendimento. Portanto, os órgãos

ambientais municipais devem formar uma equipe constituída por diversos profissionais habilitados, de modo que as análises realizadas e a proteção do meio ambiente local tornem-se efetivas.

Outro aspecto analisado, frente à equipe técnica dos órgãos competentes, diz respeito ao regime de trabalho dos profissionais. Com base nas informações obtidas, verifica-se que entre os municípios há uma prevalência de cargos comissionados (Figura 3), o que confere um risco à continuidade e eficiência no acompanhamento dos processos de licenciamento e fiscalização ambiental. Segundo Agnes *et al.* (2009), grande parte dos técnicos municipais possui cargos de confiança dos prefeitos, o que causa uma rotatividade entre eles e, dessa forma, comprometem a continuidade e o aprimoramento da qualificação técnica, refletindo ne-

gativamente sob a competência de licenciar que cabe aos municípios.

É possível verificar, por meio da análise da Figura 3, que, proporcionalmente, os municípios de Candeias e Mata de São João apresentaram maior número de funcionários comissionados. Além disso, o quadro funcional destes dois municípios é composto de cargos comissionados, diferentemente de Salvador, que apresentou 100% de sua equipe técnica de licenciamento composta por profissionais atuando em regime estatutário. Os resultados podem estar relacionados à capacidade de gestão pública dos municípios.

Uma manifestação importante dos responsáveis pelos órgãos municipais de meio ambiente diz respeito ao acompanhamento de condicionantes das licenças am-

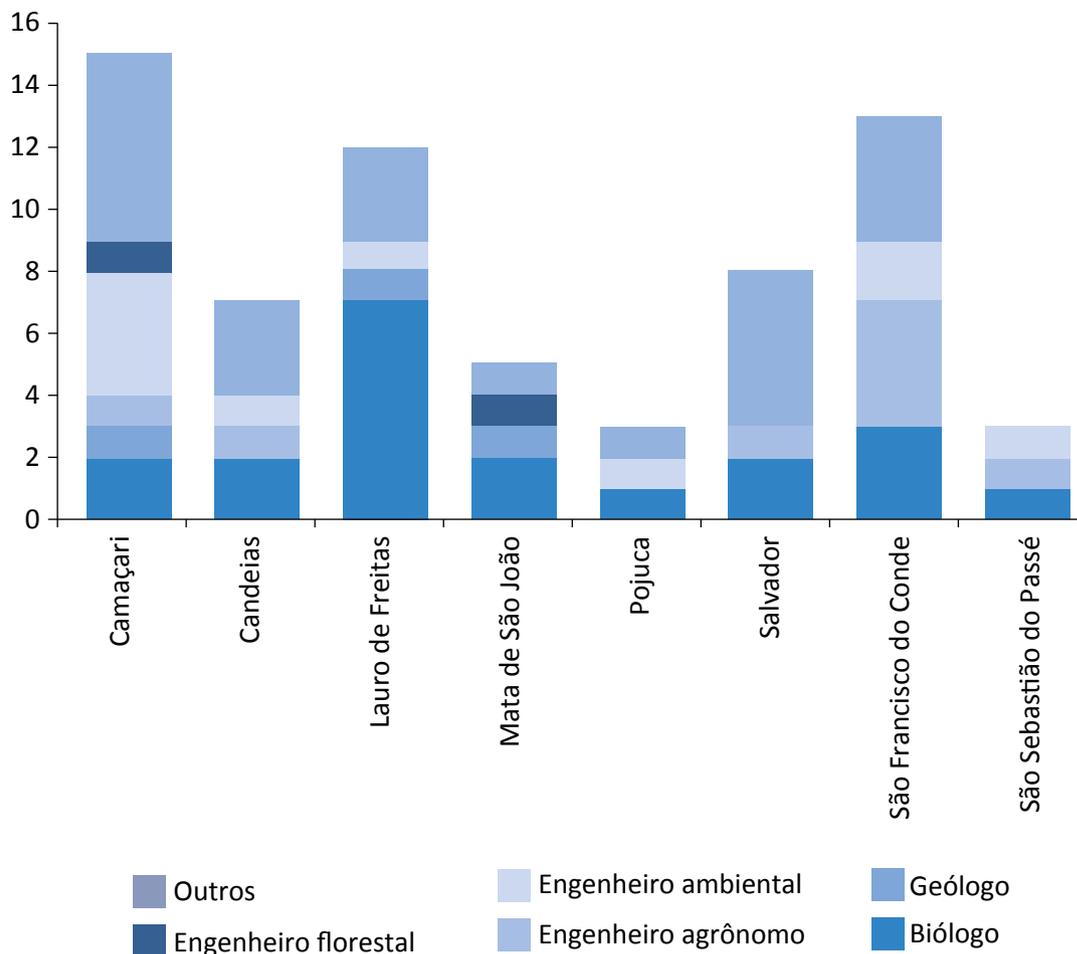


Figura 2 – Composição da equipe técnica dos órgãos ambientais dos municípios.

bientais. Para tal atividade, todos os municípios informaram ter um esquema de fiscalização e controle, de modo que 75% destes declararam estabelecer calendários com datas previstas para os acompanhamentos, enquanto que 25% realizam fiscalizações mediante a solicitação para renovação ou emissão de novas licenças. Porém, a maioria dos municípios (62%) sinalizou a dificuldade de manter o acompanhamento periódico das condicionantes, em virtude da indisponibilidade de veículo e corpo técnico exclusivo para tal atividade, o que conseqüentemente pode inviabilizar os mecanismos de controle e comprometer a efetividade do licenciamento ambiental. Brandt e Avelar (2010) observaram em seus estudos que o estabelecimento de condicionantes passou a ser o principal mecanismo de verificação de conformidade ambiental dos empreendimentos, por meio da fiscalização ou renovação das licenças ambientais. No entanto, os autores ressaltam que a simples verificação de cumprimento dos condicionantes não oferece segurança necessária ao processo de licenciamento. Conforme análise dos relatos dos entrevistados, verificou-se que o município de São Francisco do Conde apresentou a melhor condição para

o acompanhamento dos condicionantes por possuir equipe de fiscalização que se divide em dois grupos:

- Grupo 1 – equipe que realiza fiscalização rotineira com saídas regulares e atendimento a denúncias; e
- Grupo 2 – equipe de fiscalização que realiza inspeções nos empreendimentos, conforme calendários preestabelecidos após emissão das licenças.

Por meio das entrevistas, foi possível constatar ainda outras dificuldades enfrentadas pelas equipes que compõem os órgãos ambientais, conforme a Figura 4.

A análise da Figura 4 indica que a principal dificuldade enfrentada diz respeito aos recursos técnicos (32%), seguida dos recursos financeiros, da infraestrutura e da capacitação técnica, com 18%. Algumas dessas dificuldades foram também visualizadas em estudos realizados em outros estados brasileiros e consideradas por diferentes autores como os principais desafios diante do processo de descentralização da gestão ambiental, em que os municípios assumem a competência pelo licenciamento ambiental local (AGNES *et al.*, 2009; MARCONNI; BORINELLI; CAPELARI, 2012; RIBAS; KOHLER;

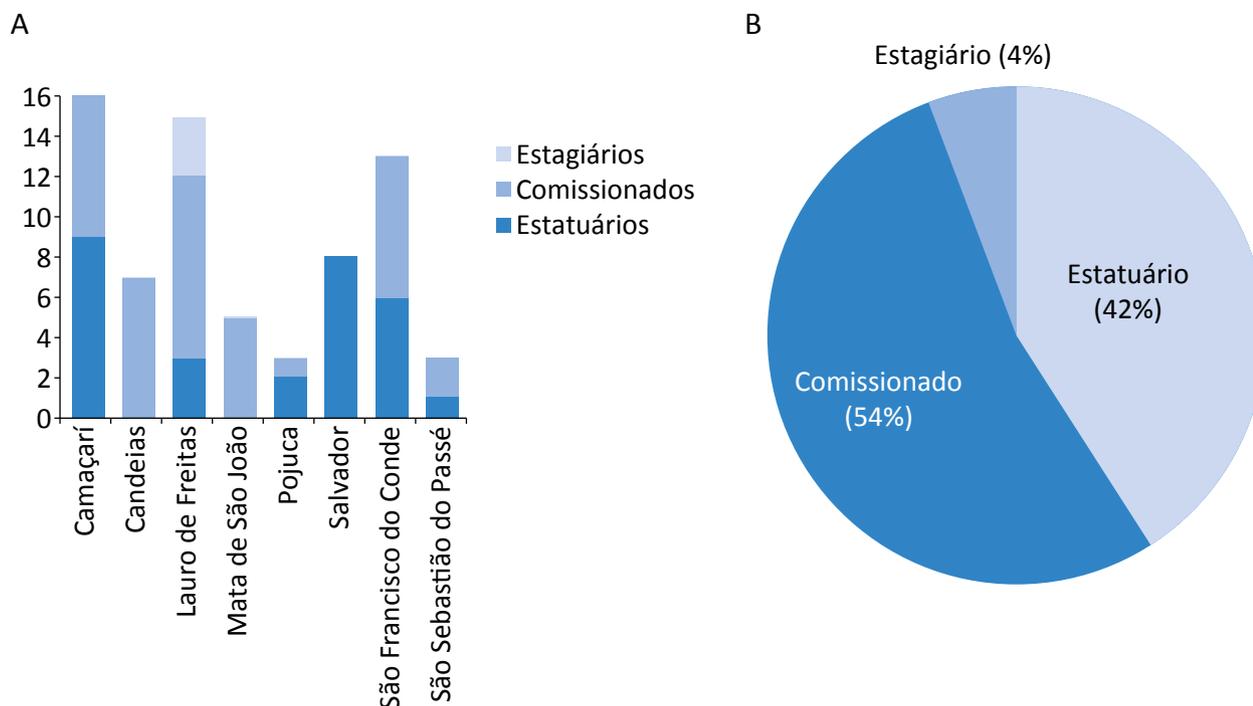


Figura 3 (A e B) – Regime de trabalho dos profissionais técnicos que compõem os órgãos ambientais.

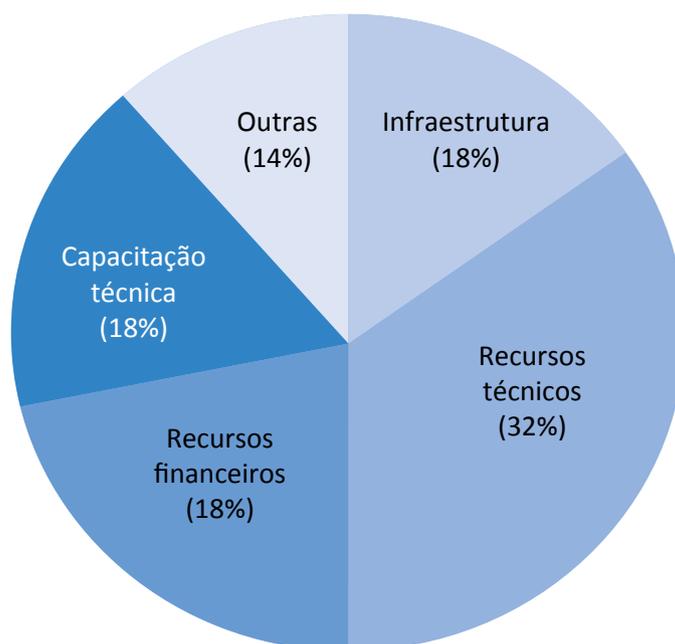


Figura 4 – Principais dificuldades enfrentadas pelos órgãos ambientais municipais.

COSTA, 2013). Tais dificuldades podem comprometer o desenvolvimento da gestão ambiental que cabe aos órgãos competentes, refletindo, portanto, em estudos e avaliações sem o rigor necessário, com informações incompletas e superficiais, não sendo suficientes para identificar os reais impactos que podem ser causados a partir da instalação ou do funcionamento de atividades ou empreendimentos potencialmente poluidores, afetando diretamente a proteção ao meio ambiente. Foi possível identificar ainda em 14% dos relatos que existem dificuldades relacionadas diretamente com a Administração Municipal, tais como a falta de valorização das problemáticas ambientais por parte dos

próprios gestores municipais e demais secretarias, de forma que conflitos de interesses acabam muitas vezes por deixar as demandas da área ambiental em segundo lugar. Com relação aos desafios encontrados para o licenciamento em nível municipal, Marconni, Borinelli e Capelari (2012) citam ainda a possibilidade de corrupção dos processos pelos poderes locais, uma vez que a proximidade com empresários faz com que a administração fique suscetível a projetos ilegais, tornando-se possível, segundo eles, ocorrer o afrouxamento das exigências legais, o que conseqüentemente levaria ao risco de explorações desordenadas dos recursos naturais.

CONCLUSÕES

O estudo permitiu verificar que 62% dos municípios da RMS já estão habilitados para realizar o licenciamento ambiental de empreendimentos e atividades que possam causar impactos locais, conforme homologação das declarações dos níveis de capacidades feitas à Secretaria de Meio Ambiente Estadual, previamente estabelecidos pelo CEPRAM, seguindo uma tendência nacional ao cumprimento das diretrizes estabelecidas pela LC 140/2011.

Os municípios estudados apresentaram-se em conformidade com os critérios legais estabelecidos pela Resolução do CEPRAM 4.327/2013, porém verificou-se que a gestão ambiental municipal ainda encontra diversas dificuldades no que diz respeito aos processos de licenciamento ambiental, como indisponibilidade de recursos técnicos e financeiros, infraestrutura, deficiência nos processos de capacitação continuada da equipe técnica e acompanhamentos dos condicionantes das licenças ambientais.

As dificuldades apresentadas pelos órgãos ambientais municipais competentes revelam uma necessidade de melhoria e adequação das condições administrativas dos órgãos, de modo que estes tenham capacidade efetiva ao cumprimento das demandas adquiridas, diante do processo de municipalização do licenciamento. Tais dificuldades tendem a comprometer a eficiência do licenciamento como instrumento de proteção ambiental, o que consequentemente favorece os riscos de degradação e exploração exacerbadas dos recursos naturais, tornando-se cada vez mais distante o alcance do desenvolvimento sustentável.

Os desafios a serem superados pelos municípios compreendem, principalmente, a composição de equipes técnicas multidisciplinares e com regime estatutário, melhores condições para o acompanhamento dos condicionantes de

licença, capacitação de técnicos e gestores em temas relacionados à questão ambiental mediante realidade local e maior ação de fiscalização e controle, visando reduzir a possibilidade da ocorrência dos conflitos de interesse e comprometimento do ambiente em detrimento do capital.

Dentro desse contexto, sugere-se que novos estudos sejam desenvolvidos, abrangendo um número maior de municípios em diferentes regiões do estado, a fim de melhor compreender os desafios e avaliar os possíveis impactos que a municipalização do licenciamento tem gerado, e dessa forma buscar mecanismos que possam contribuir para um desempenho efetivo na gestão ambiental municipal em prol da proteção ambiental e da garantia de melhores condições de sobrevivência das presentes e futuras gerações.

REFERÊNCIAS

AGNES, C. C.; CALEGARI, L.; GATTO, D. A.; STANGERLIN, D. M. Uma discussão sobre a descentralização da gestão ambiental. *Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal*, São Paulo, v. 8, n. 14, p. 53-73, 2009.

BAHIA. *Lei nº 12.377, de 28 de dezembro de 2011*. Legislação Ambiental. Sistema Estadual de Informações Ambientais e Recursos Hídricos, 2011. Disponível em: <<http://www.seia.ba.gov.br/legislacao-ambiental/leis/lei-n-12377-de-28-de-dezembro-de-2011>>. Acesso em: 06 out. 2014.

_____. Resolução CEPRAM 4.327, de 31 de outubro de 2013. Dispõe sobre as atividades de impacto local de competência dos municípios. *Diário Oficial da União*, Salvador, 3 dez. 2013. Disponível em: <<http://www.meioambiente.ba.gov.br/arquivos/File/GAC/150514Resolucao4327ImpactoLocaldosMunicipios.pdf>>. Acesso em: 05 out. 2014.

_____. Secretaria do Planejamento. Superintendência de estudos econômicos e sociais da Bahia. *Produto interno bruto dos municípios 2010/2011*. Disponível em: <http://www.sei.ba.gov.br/images/pib/pdf/municipal/boletim_tecnico/boletim_PIB_municipal_2013.pdf>. Acesso em: 15 set. 2014.

BRANDT, W.; AVELAR, S. *Definições nos processos de licenciamento ambiental e conseqüências na efetividade de seus resultados*. Artigo produzido para a 1ª Conferência da rede de língua portuguesa de avaliação de impactos – Lisboa, 2010. Disponível em: <<http://www.brandt.com.br/index.php/publicacoes/detalhes/6>>. Acesso em: 25 nov. 2014.

BRASIL. *Meio ambiente*. Perfil dos municípios brasileiros. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2013. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/perfilmunic/2013/default.shtm>>. Acesso em: 15 out. 2014.

_____. *Resolução CONAMA nº 237, de 19 de dezembro de 1997*. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res97/res23797.html>>. Acesso em: 06 out. 2014.

_____. *Lei 6.938, de 31 de agosto de 1981*. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. IBAMA, 1981. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/rqma/legislacao>>. Acesso em: 20 set. 2014.

_____. *Constituição da República Federativa do Brasil (1988)*. Brasília, DF: Senado Federal, 2000.

AVALIAÇÃO DO USO DE RESÍDUO DE CURTUME DE COURO DE PEIXE COMO ALTERNATIVA NA RECUPERAÇÃO BIOLÓGICA DE SOLOS DEGRADADOS

EVALUATION OF WASTE FISH LEATHER TANNERY AS AN ALTERNATIVE TO BIOLOGICAL RESTORATION OF DEGRADED SOILS

Leocimara Sutil de Oliveira Pessoa Paes

Bióloga, mestre em Ciência do solo pela Universidade Federal do Paraná (UFPR) – Campus Agrárias, Curitiba (PR), Brasil.

Sandy Adrielle Kalb

Bióloga pela Universidade Estadual do Paraná (UNESPAR), Campus FAFIPAR – Paranaguá (PR), Brasil.

Rafaela Lombardo

Bióloga pela UNESPAR, Campus FAFIPAR – Paranaguá (PR), Brasil.

Marcelly Xavier de Farias

Bióloga pela UNESPAR, Campus FAFIPAR – Paranaguá (PR), Brasil.

Patrícia de Souza

Bióloga pela UNESPAR – Campus FAFIPAR, Paranaguá (PR), Brasil.

Luis Fernando Roveda

Doutor em Produção Vegetal, docente do Curso de Ciências Biológicas da UNESPAR, Campus FAFIPAR – Paranaguá (PR), Brasil.

Kátia Kalko Schwarz

Doutora em Zootecnia, docente do Curso de Ciências Biológicas da UNESPAR, Campus FAFIPAR – Paranaguá (PR), Brasil

Endereço para correspondência:

Leocimara Sutil de Oliveira Pessoa Paes – Rua Dos Funcionários, 1540 – Juvevê – 80035-050 – Curitiba (PR), Brasil – E-mail: leo.paes11@gmail.com

RESUMO

O presente trabalho teve por objetivo avaliar o efeito da aplicação de lodo de curtume de couro de peixe compostado na recuperação dos atributos químicos e biológicos de um solo degradado. O experimento foi realizado na Floresta Estadual do Palmito – Paranaguá. O resíduo foi gerado pelo curtimento de couro de peixe compostado com serragem, este foi aplicado nas doses de 0, 20, 40, 60, 80 e 100% de lodo de curtume compostado (LCC) em relação a um solo degradado. Como indicadores dos efeitos do LCC no solo degradado, utilizaram-se como parâmetros o carbono, a respiração basal do solo, o carbono da biomassa microbiana, o quociente microbiano, o quociente metabólico e a condutividade elétrica, sendo avaliados em duas épocas. A disposição do LCC em solo degradado proporcionou aumentos no carbono orgânico (CO), respiração basal, carbono da biomassa microbiana e condutividade elétrica. O LCC mostrou potencial na recuperação dos atributos biológicos do solo.

Palavras-chave: carbono; composto orgânico; biomassa microbiana.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the effect of tannery sludge composted fish leather in the recovery of chemical and biological attributes of a degraded soil. The experiment was conducted at the Palmetto State Forest – Paranaguá. The residue was generated by tanning fish skin with sawdust compost, this was applied at a rate of 0, 20, 40, 60, 80 and 100% of tannery sludge composted (TSC) in relation to a degraded soil. Carbon, soil basal respiration, microbial biomass carbon, microbial quotient, metabolic quotient and electrical conductivity were evaluated in two seasons, as indicators of the effects of TSC on degraded soil parameters. The arrangement of TSC on degraded soil caused increases in organic carbon, basal respiration, microbial biomass carbon and electrical conductivity. The TSC showed potential for recovery of biological soil properties.

Keywords: carbon; organic compost; microbial biomass.

INTRODUÇÃO

No Brasil, os resíduos urbanos e de curtumes, muitas vezes, têm sido descartados a céu aberto ou em aterros sanitários (SILVA, 2010) e, com isso, grandes quantidades de nutrientes que poderiam ser reciclados não são aproveitadas (GODECKE *et al.*, 2012). Segundo Oliveira *et al.* (2008), Cavallet e Selbach (2008), Mahapatra *et al.* (2013) e Andrade *et al.* (2016) a utilização destes resíduos pode ser uma alternativa para melhoria das condições químicas e biológicas do solo, contribuindo para a recuperação de áreas degradadas.

A expansão da piscicultura e o grande volume da produção de peles de peixe comprovam o alto potencial de exploração da atividade do curtume de couro de peixe, resultando em consequente aumento da produção de resíduos, os quais poderão ser destinados e utilizados na recuperação de áreas degradadas. Estes resíduos são constituídos de materiais orgânicos de origem animal, misturados com sais inorgânicos, sendo que alguns desses componentes são nutrientes para as plantas e microrganismos — como nitrogênio, cálcio, enxofre, fósforo, magnésio e potássio (CAVALLET & SELBACH, 2008) —, apresentando potencial contribuição na recuperação biológica de áreas degradadas.

Diversos autores (SOUZA *et al.*, 2007, 2009; CAVALLET & SELBACH, 2008; LÓPEZ-LUNAA *et al.*, 2009; MAHAPATRA *et al.*, 2013, ANDRADE *et al.*, 2016) ressaltam o efeito positivo da aplicação de resíduos orgânicos no desenvolvimento da vegetação e na recuperação de solos degradados e ácidos, pois a incorporação de matéria orgânica restabelece a estrutura biológica, melhora a circulação de ar e água, e libera nutrientes essenciais ao desenvolvimento da vegetação.

Estudos têm demonstrado que a atividade microbiana do solo é um sensível indicador do efeito da aplicação de resíduos urbanos e industriais (SANTOS *et al.*, 2011; ARAÚJO *et al.*, 2012). Uma das formas de avaliar o efeito da utilização desses resíduos no solo é através da atividade microbiológica (CARDOSO & FORTES NETO, 2000; ARAÚJO & MONTEIRO, 2007; SANTOS *et al.*, 2011).

Os microrganismos realizam funções essenciais para o funcionamento do solo (DORAN & PARKIN, 1996), e a biomassa microbiana é um importante compartimento da matéria orgânica do solo (ARAÚJO & MONTEIRO, 2007). Dentre as principais funções desses microrganismos, está a de decomposição da matéria vegetal e a atuação como indicadores sensíveis de estresse e mudanças nos estoques de matéria orgânica, relacionados ao manejo do solo (POWLSON *et al.*, 1997). Quando ocorre a incorporação de resíduos orgânicos no solo e a taxa de biossíntese celular dos microrganismos é maior que a taxa de oxidação do carbono orgânico (CO), ocorrem aumentos nos teores de matéria orgânica no solo (LAMBALIS *et al.*, 2005). Santos *et al.* (2011) encontraram aumentos significativos na biomassa microbiana, após a aplicação de doses crescentes de resíduos industriais, em virtude da disponibilidade de substratos orgânicos e nutrientes. Mahapatra *et al.* (2013) também avaliaram o efeito da adição de resíduos orgânicos de curtume sobre o solo e observaram acréscimos na produção de CO₂, de matéria orgânica e de nutrientes.

Assim, o objetivo desse estudo foi avaliar a viabilidade da utilização do resíduo de curtume de couro de peixe compostado com serragem como fertilizante natural na recuperação das características biológicas de um solo degradado.

MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi realizado no Parque Estadual do Palmito, na região litorânea do município de Paranaguá, coordenadas 25°35'38.80"S e 48°33'39.66"O. O clima da região, segundo a classificação de Alvares *et al.* (2013) é do tipo Cfa — úmido subtropical com verão quente —, temperatura média do mês mais quente acima de 22°C e, nos meses mais frios, as temperaturas mantêm-se entre 10 e 18°C.

A área do experimento foi de aproximadamente 2 m² em local sombreado, paralelo a formação florestal. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado com seis tratamentos e quatro repetições, sendo que cada repetição contava com quatro vasos, totalizando 96 unidades experimentais.

O resíduo orgânico utilizado no experimento é proveniente da Associação das Artesãs de Pontal do Paraná,

com origem do curtimento de couro de peixe. No processo de curtimento do couro, substituiu-se o cromo por tanino, já que esse elemento é potencialmente perigoso à saúde e ao equilíbrio ambiental. O resíduo do curtume caracteriza-se por altos teores de matéria orgânica e de nutrientes, como o fósforo (P) e cálcio (Ca), conforme apresentado na Tabela 1, determinada pelo Instituto Agronômico de Campinas (IAC). O resíduo do curtume foi misturado com serragem na proporção de 30:70 sendo ainda adicionados 0,08% de ureia para auxiliar no processo de compostagem, ficando em repouso por 120 dias. Esse processo foi realizado com o objetivo de se fazer um controle biológico e de transformar o resíduo em um material de fácil manuseio. A cada dez dias, realizava-se a homogeneização do composto e, ao final dos 120 dias, o mesmo foi utilizado para preenchimento dos vasos. Para testar o potencial condicionante do composto, foi coletado um solo degradado (Tabela 1), em uma pedreira desativada localizada à margem da BR 277, km 4, o qual foi misturado com o composto.

Prepararam-se seis diferentes tratamentos com doses crescentes de composto e quatro repetições. A mistura do solo degradado (SD) e do lodo de curtume compostado (LCC) ocorreu nas seguintes proporções:

- Tratamento 1 – 100% SD;
- Tratamento 2 – 80% SD e 20% LCC;
- Tratamento 3 – 60% SD e 40% LCC;
- Tratamento 4 – 40% SD e 60% LCC;

- Tratamento 5 – 20% SD e 80% LCC;
- Tratamento 6 – 100% LCC.

Cada vaso foi formado por copos de plástico de 700 mL, com orifício na parte inferior para percolação da água. Após a montagem do experimento, os vasos foram mantidos em local aberto e parcialmente sombreado, e sua umidade mantida com aspersão semanal.

Após períodos de 90 e 210 dias, foram realizadas coletas de solo. A biomassa microbiana do solo (BMS) foi determinada pelo método de fumigação e extração (SILVA *et al.*, 2007a); a respiração basal do solo (RBS), pela estimativa do CO₂ emanado durante a incubação do solo no período de dez dias, conforme a metodologia descrita em Silva *et al.* (2007b); o quociente microbiano (*q*MIC) foi obtido pela relação entre o carbono microbiano e o carbono orgânico total (COT) do solo; o quociente metabólico (*q*CO₂) foi obtido pela relação entre a quantidade de carbono liberada na respiração basal e a quantidade de carbono quantificada na biomassa microbiana (ANDERSON & DOMSCH, 1993); e a condutividade elétrica (CE) do solo estimada em extrato aquoso, determinado conforme metodologias citadas em Camargo *et al.* (2009).

Os dados foram analisados quanto à normalidade pelo teste Shapiro-Wilk, submetidos à análise de variância (ANOVA) em esquema fatorial, avaliando doses e épocas e, quando significativos, os mesmos foram submetidos à análise de regressão com escolha da equação de melhor ajuste.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram observados incrementos na BMS, nas duas épocas analisadas, com respostas quadráticas em função

da aplicação de doses crescente do LCC, conforme Figuras 1A e B.

Tabela 1 – Análise química do lodo de curtume compostado e do solo degradado utilizado no experimento, realizada no Instituto Agronômico de Campinas.

Avaliação	pH														
	CaCl ₂	Al+H	CTC	Ca ⁺²	Mg ⁺²	SB	K ⁺	P	B ⁺³	Cu ⁺²	Fe ⁺²	Mn ⁺²	Zn ⁺²	MO	V
	cmol _c dm ⁻³						mg dm ⁻³							g dm ⁻³	%
SD	4,5	4,7	5,5	0,6	0,2	0,8	82	1,0	0,18	0,1	5,0	1,9	0,1	17	6
LCC	7,3	1,0	29,5	27,5	0,9	28,6	82	142	0,29	0,3	13,0	1,4	6,6	96	97

LCC: lodo de curtume compostado; SD: solo degradado.

O aumento da biomassa a partir da adição do LCC pode ter favorecido a microbiota do solo, a qual é influenciada pelo teor de carbono (C) presente nas formas facilmente assimiláveis. A BMS, sendo parte do carbono lábil, atua diretamente no ciclo do C, e responde mais rapidamente a mudanças nos padrões de entrada ou níveis de decomposição da matéria orgânica e regula o fluxo de dióxido de carbono (CO₂) entre solo e atmosfera (POWLSON *et al.*, 1997). Roscoe *et al.* (2006) encontraram valores de referência para a BMS em sistemas naturais entre 101 e 1.520 mg C.kg⁻¹ de solo, sendo que, somente em ambientes com teores muito baixos de COT, foram observados valores inferiores a 350 mg C.kg⁻¹ de solo. Dessa forma, os valores máximos encontrados no atributo BMS, na aplicação da maior dose de LCC (Figuras 1A e B), estão dentro dos valores médios de referência encontrados em sistemas naturais.

A RBS analisada nas duas épocas (Figuras 1C e 1D) demonstra um aumento na atividade microbiana, em função da aplicação de LCC no solo. O aumento do CO refletiu diretamente na RBS, sendo que a quantidade de C-CO₂ emanado via processo respiratório aumentou nas duas épocas em virtude da dose de LCC aplicado sem inibição do processo respiratório microbiano em nenhuma das doses utilizadas. Segundo Kray *et al.* (2008), a maior liberação de C-CO₂ em solos tratados com lodo de curtume não se deve apenas a esse aporte orgânico de nutrientes, mas também ao efeito corretivo e à ação inoculante do lodo de curtume, que possui microrganismos adaptados ao meio e atuante na degradação do resíduo.

A interpretação dos resultados da atividade biológica deve ser feita com critério, uma vez que elevados valores de respiração nem sempre indicam condições desejáveis: uma alta taxa de respiração pode significar, em curto prazo, liberação de nutrientes para as plantas e, em longo prazo, perda de CO do solo para a atmosfera (SOUZA *et al.*, 2010; ANDRADE *et al.*, 2016). Entretanto, como a decomposição da matéria orgânica estável é desfavorável para muitos processos químicos e físicos (como a desagregação, a liberação de CO do solo para atmosfera), uma alta atividade respiratória pode resultar uma rápida oxidação e indicar tanto um distúrbio ecológico, como a incorporação de resíduos ou um alto nível de produtividade no ecossistema (LAMBAIS *et al.*, 2005).

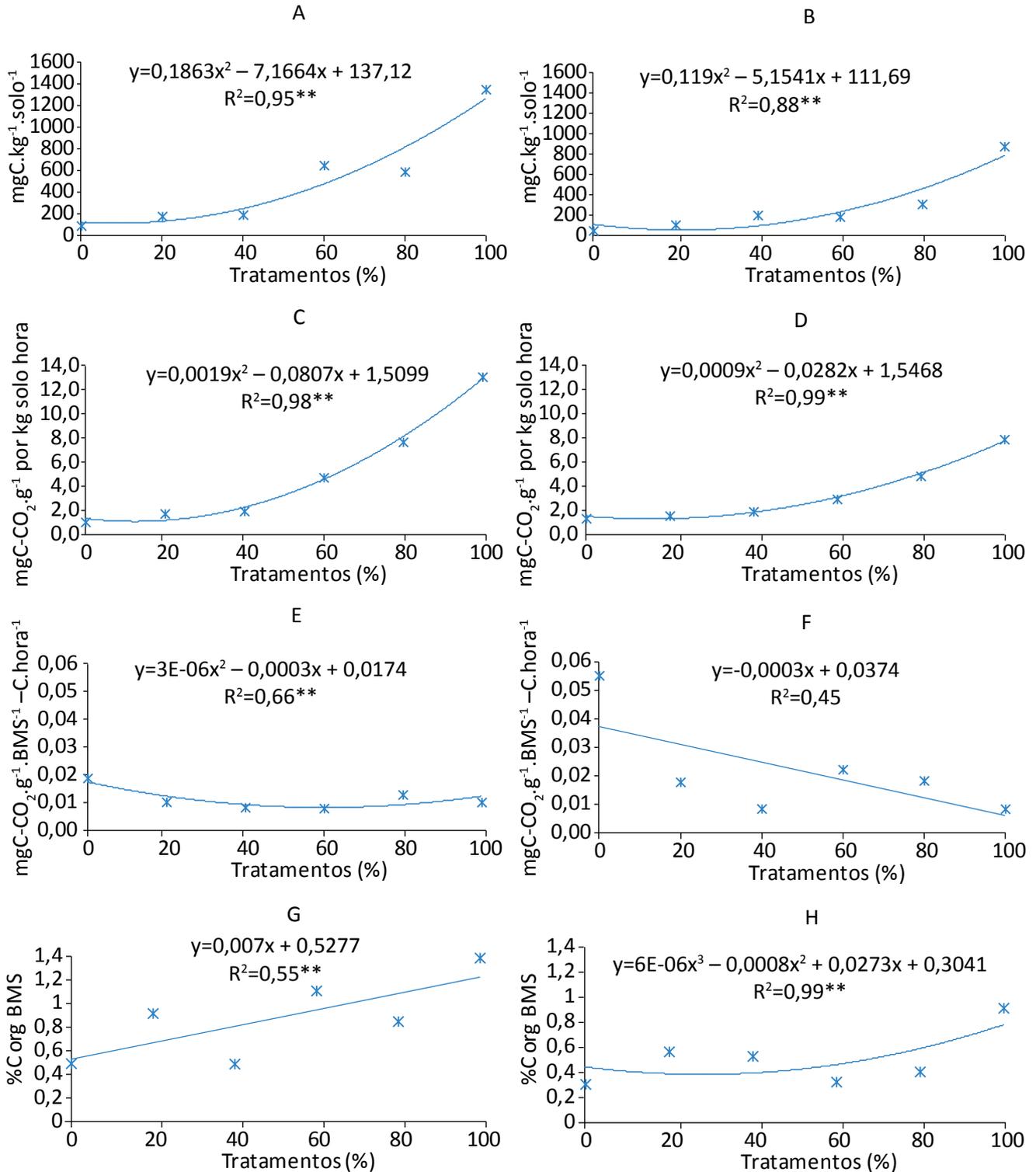
A diminuição da fixação do C da BMS e C-CO₂, na época 2, pode ser atribuído à mineralização inicial do CO prontamente oxidável, cuja exaustão conduz à redução do

fluxo de C-CO₂. As diferenças entre as quantidades de C da BMS fixada e C-CO₂ liberadas nos tratamentos que receberam doses de LCC e nos que não receberam (testemunhas) indicam a contribuição positiva do LCC na atividade microbiana edáfica. Com o aporte do LCC, a atividade microbiana aumentou e, de forma inversamente proporcional, o quociente metabólico diminuiu (Figuras 1E e 1F), indicando a retenção das moléculas de carbono no solo, incorporadas à biomassa (MERCANTE *et al.*, 2004). A relação C_{mic}/C_{org} (qCO_2) é usada como indicador da eficiência da comunidade microbiana em incorporar carbono à própria biomassa e utilizar o carbono disponível para sua biossíntese (ANDERSON & DOMSCH, 2010).

Os resultados para qCO_2 apontam eficiência na comunidade microbiana em fixar C na sua biomassa, provavelmente, pela adaptação à presença dos elementos químicos do composto nas dosagens aplicadas. Souza *et al.* (2009), trabalhando com aplicação de lodo de esgoto por dois anos, observaram uma adaptação da microbiota do solo, devido à aplicação sucessiva do resíduo. Resultados semelhantes foram observados por Trannin *et al.* (2007), Nakatani *et al.* (2011) e Santos *et al.* (2011), que encontraram aumentos significativos na atividade biológica após a aplicação de doses crescentes de resíduos industriais, em virtude da disponibilidade de substratos orgânicos e nutrientes. Cardoso e Fortes Neto (2000), avaliando o efeito da aplicação de doses crescentes de biossólido (0, 10, 20, 40, 80 e 160 mg.ha⁻¹) sobre a microbiota do solo, observaram acréscimos na comunidade microbiana e na atividade dos microrganismos em função das doses aplicadas.

Em comparação às duas épocas, os valores de qCO_2 (Figura 1E-F) se comportam diferentemente na época 2. Essas diferenças podem ser indicativas de estresse sobre os microrganismos, uma vez que a reparação dos danos causados por distúrbios no solo requer desvio de energia do crescimento e reprodução para a manutenção celular. Portanto, durante o estresse na biomassa microbiana, haverá direcionamento de mais energia para a manutenção celular, em lugar do crescimento, de forma que uma proporção de carbono da biomassa será perdida como C-CO₂.

O quociente microbiano, que é a relação entre o carbono da biomassa microbiana (C_{mic}) e o COT, expressa o quanto do C orgânico do solo está imobilizado na biomassa microbiana. Os maiores valores da relação C_{mic}/COT foram detectados na época 1 (Tabela 2 e Figura 1G) e apresentaram diferenças significativas em



**Significativo ao nível de 1%.

Figura 1 – Diferentes épocas da aplicação de doses crescentes de lodo de curtume compostado em solo degradado. (A) biomassa microbiana aos 90 dias; (B) biomassa microbiana aos 210 dias; (C) respiração basal aos 90 dias; (D) respiração basal aos 210 dias; (E) quociente metabólico aos 90 dias; (F) quociente metabólico aos 210 dias; (G) quociente microbiano aos 90 dias; (H) quociente microbiano aos 210 dias.

relação aos tratamentos. Esses valores de C_{mic} indicam uma condição mais favorável à microbiota do solo, atribuída, possivelmente, à maior concentração inicial de C, disponibilizando maior quantidade de substrato orgânico para decomposição e mineralização, fator esse que exerce destacada influência na atividade e na biomassa microbiana (GUPTA & SINHA, 2007).

Os valores de $qMIC$ em todos os tratamentos da época 2 foram baixos (Figura 1H). Esses valores podem ser uma indicação de que a microbiota do solo esteja sofrendo algum estresse, o que pode estar relacionado à baixa qualidade nutricional da matéria orgânica, fazendo com que a biomassa microbiana tenha dificuldade em utilizar totalmente o CO (GAMA-RODRIGUES et al., 2008).

D'Andréa et al. (2002) obtiveram, em estudos com sistemas de preparo do solo de produção comparados com campos nativos, valores da relação (%) C_{mic}/C_{org} , variando de 1,52 a 8,10. Alvarenga et al. (1999) conseguiram valores menores dessa relação, variando de 1,34 a 3,08, em estudos do solo sob diferentes manejos.

Em relação às duas épocas, pode-se observar (Tabela 2) que a época 1 apresentou maiores médias em relação à biomassa, à respiração e ao quociente microbiano. Isso se deve ao estímulo que o LCC pode ter provocado aos microrganismos decompositores, no início do experimento, os quais, além de consumir o carbono adicionado por meio do LCC, também podem ter degradado a matéria orgânica nativa do solo.

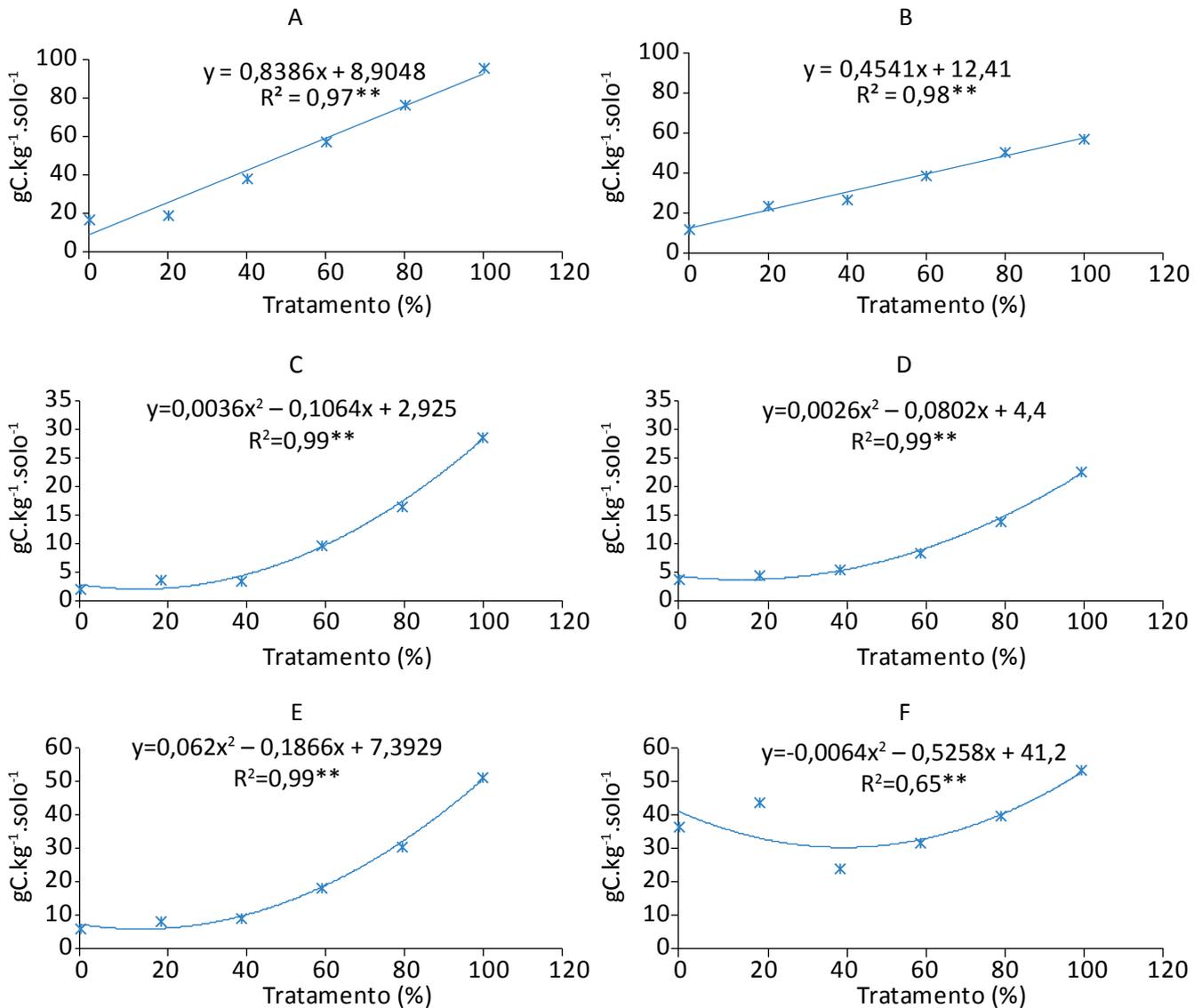
Tabela 2 – Análise Fatorial entre diferentes épocas e tratamentos da avaliação da biomassa microbiana do solo, respiração basal, quociente metabólico (qCO_2) e quociente microbiano ($qMIC$), em função de doses crescentes de lodo de curtume compostado em solo degradado.

Tratamentos							
	1	2	3	4	5	6	Médias
Biomassa (mg C kg solo ⁻¹)							
Época 1	84 aC	176 aC	189 aC	639 aB	653 aB	1332 aA	512 A
Época 2	52 aB	109 aB	203 aB	187 bB	312 bB	878 bA	290 B
Médias	68 d	143 d	196 cd	413 bc	483 b	1105 a	
Respiração Basal (mg C-CO ₂ por kg Solo h ⁻¹)							
Época 1	1,05 aD	1,78 aD	1,71 aD	4,52 aC	7,73 aB	13,32 aA	5,02 A
Época 2	1,38 aD	1,79 aD	1,87 aCD	2,91 bC	5,45 bB	8,08 bA	3,58 B
Médias	1,21 d	1,78 d	1,79 d	3,73 c	6,59 b	10,70 a	
q . Metabólico (mg C-CO ₂ por g BMS - C h ⁻¹)							
Época 1	0,070	0,010	0,009	0,007	0,012	0,011	0,019 A
Época 2	0,055	0,017	0,008	0,022	0,018	0,008	0,021 A
Médias	0,062 a	0,014 a	0,008 a	0,014 a	0,015 a	0,009 a	
q . Microbiano (%)							
Época 1	0,49	0,91	0,49	1,11	0,85	1,38	0,87 A
Época 2	0,31	0,56	0,53	0,32	0,41	0,91	0,51 B
Médias	0,40 b	0,74 b	0,51 b	0,71 b	0,63 b	1,15 a	

Letras diferentes nas colunas e linhas indicam significância ao nível de 5% de probabilidade. Letra maiúscula corresponde à linha e minúscula corresponde à coluna.

As taxas totais de degradação de C (Figura 2) não acompanharam as doses crescentes de LCC aplicados. Houve redução da taxa de degradação no tratamento que recebeu 40% de LCC em relação aos tratamentos com 0 e 20% (Figura 2F). A diminuição da taxa de degradação pode estar relacionada ao aumento do conteúdo orgânico adicionado, suplantando a capacidade de degradação dos microrganismos do solo (GUPTA & SINHA, 2007).

Observa-se que, embora as quantidades acumuladas de C-CO₂ tenham aumentado juntamente com a BMS em função das doses de LCC aplicadas, esses aumentos não foram suficientes para manter crescente a taxa de degradação. No processo de degradação, compostos mais lábeis de C são exauridos mais rapidamente, aumentando inicialmente a taxa de degradação. No final do experimento, aos 210 dias, com menor concentração de LCC, observou-se menor taxa de degradação,



**Significativo ao nível de 1%.

Figura 2 – Taxa de degradação dos tratamentos com doses crescentes de lodo de curtume compostado. (A) Carbono inicial; (B) Carbono final; (C) Carbono emanado aos 90 dias; (D) Carbono emanado aos 210 dias; (E) somatório do Carbono emanado aos 90 e 210 dias; (F) taxa total de degradação do lodo de curtume compostado em função da respiração basal microbiana.

resultante da diminuição do metabolismo e da capacidade da BMS em fixar C.

A condutividade elétrica (CE) correlaciona-se com os teores de sais dissolvidos na solução do solo compostos pelos cátions Ca^{2+} , Na^{2+} e Mg^{2+} (MARSCHNER, 1996). Os dados encontrados para condutividade elétrica (Tabela 3) também apresentaram resposta quadrática na avaliação, em função de doses crescentes da aplicação de resíduo de curtume de couro de peixe ao solo.

Os tratamentos com adição do LCC apresentaram os maiores valores de CE, possivelmente, devido à alta concentração de sais no mesmo (MEURER *et al.*, 2004). Vários autores constataram que a adição de LCC aos solos eleva a condutividade elétrica e o teor de sódio no solo (AQUINO NETO & CAMARGO, 2000; COSTA *et al.*, 2001; KONRAD & CASTILHOS, 2002; JOSAN *et al.*, 2005; NAKATANI *et al.*, 2012).

Nakatani *et al.* (2012) também observaram que o maior impacto da aplicação ao solo dos mesmos resíduos foi a elevação acentuada da CE e da razão de adsorção de sódio (RAS).

Os tratamentos analisados na época 1 (Tabela 3) apresentaram as maiores médias da condutividade elétrica, possivelmente, devido à elevada concentração de sódio (Na^+) no resíduo, o que proporcionou aumento nos teores do elemento no solo, e que com o tempo foram lixiviados pela precipitação, devido a sua baixa estabilidade no solo, e conseqüentemente adquiriram menores concentrações com o passar do tempo. Resultados semelhantes foram observados por Aquino Neto e Camargo (2000), Costa *et al.* (2001) e Possato *et al.* (2014).

Solos tratados com LCC podem adquirir características salinas, sódicas ou salino-sódicas, em decorrência da elevada concentração de sais e das doses aplicadas de LCC. Os resíduos de curtume apresentam concentrações de Cloro (Cl), Sódio (Na) e Potássio (K) que são de grande importância no aumento da condutividade elétrica. Os elementos Na, Cl e K são citados como os principais responsáveis pelo aumento da condutividade elétrica em solos (JOSAN *et al.*, 2005; NAKATANI *et al.*, 2012), no entanto, o elemento K não contribuiu para o aumento da condutividade no experimento, pois suas concentrações mantiveram-se semelhantes, tanto na análise do solo degradado quanto na análise do LCC, (Tabela 1) confrontando os resultados encontrados pelos autores supracitados.

Condições de elevada salinidade podem limitar a presença e a atividade dos microrganismos que são partes integrantes dos processos de decomposição e de ciclagem de nutrientes nos solos. Porém, a adição da matéria orgânica presente no lodo pode reduzir o efeito negativo da salinidade sobre a biomassa microbiana (MENDOZA *et al.*, 2013). Assim, mesmo com o aumento da salinidade do solo, não houve interferência no processo metabólico, nem mesmo nas maiores doses de LCC aplicadas.

As técnicas de curtimento de peles têm sido aprimoradas constantemente visando à produção de um resíduo menos tóxico ao meio ambiente, assim muitos curtumes têm substituído o cromo, elemento tóxico ao meio ambiente, pelo tanino, um polímero de origem vegetal. Dessa forma, a utilização dos resíduos de curtume de couro de peixe curtidos com taninos torna-se uma alternativa viável para a disposição adequada do resíduo e para a recuperação biológica de solos degradados.

Tabela 3. Análise Fatorial entre diferentes épocas e tratamentos da avaliação da condutividade elétrica, em função de doses crescentes de lodo de curtume compostado em solo degradado.

	Condutividade ($\mu\text{s} \cdot \text{cm}^{-1}$)						Médias
	Tratamentos (%)						
	0	20	40	60	80	100	
Época 1	51 bD	120 aCD	147 aC	281 aB	446 aA	504 aA	258 A
Época 2	168 aB	178 aB	156 aB	141 bB	235 bAB	302 bA	197 B
Médias	109 c	149 bc	152 bc	211 b	341 a	403 a	

Letras diferentes nas colunas e linhas indicam significância ao nível de 5% de probabilidade. Letra maiúscula corresponde à linha e minúscula corresponde à coluna.

CONCLUSÕES

A utilização de lodo de curtume de couro de peixe, sem adição de cromo, revela-se uma alternativa viável na recuperação biológica de solos degradados.

A adição do lodo de curtume de couro de peixe compostado ao solo degradado foi determinante para o acréscimo da biomassa microbiana e da respiração basal do solo, não sendo evidenciados efeitos inibitórios e/ou negativos na comunidade microbiana do solo.

O lodo de curtume de couro de peixe compostado apresentou maior taxa de degradação nos primeiros 90 dias, correlata aos aumentos da biomassa microbiana e respiração basal.

Os sais contidos no lodo de curtume compostado aumentaram a condutividade elétrica do solo, no entanto não foram excessivos e não interferiram no metabolismo microbiano.

REFERÊNCIAS

- ALVARENGA, M. I. N.; SIQUEIRA, J. O.; DAVIDE, A. C. Teor de carbono, biomassa microbiana, agregação e micorrizas em solos de cerrado com diferentes usos. *Ciência Agrotécnica*, v. 23, n. 3, p. 617-625, 1999.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ANDERSON, T. H. & DOMSCH, K. H. The metabolic quotient for CO₂ (q_{CO_2}) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental-conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 25, n. 3, p. 393-395, 1993.
- ANDERSON, T. H. & DOMSCH, K. H. Soil microbial biomass: the eco-physiological approach. *Soil Biology & Biochemistry*, Elmsford, v. 42, p. 2039-2043, 2010.
- ANDRADE, F. C.; ANDREAZZA, R.; CAMARGO, F. A. O. Atividade microbiana em solos sob doses de lodo de estação de tratamento de efluentes de um aterro industrial. *Ciência Rural*, v. 46, n. 2, p. 267-272, 2016.
- AQUINO NETO, V. & CAMARGO, O. A. Crescimento e acúmulo de cromo em alface cultivada em dois latossolos tratados com CrCl₃ e resíduos de curtume. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v. 24, p. 225-235, 2000.
- ARAÚJO, A. S. F. & MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. *Bioscience Journal*, v. 23, n. 3, p. 66-75, 2007.
- ARAÚJO, E. A.; KER, J. C.; NEVES, J. C. L.; LANI, J. L. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. *Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias*, v. 5, n. 1, p. 187-206, 2012.
- CAMARGO, O. A.; MONIZ, A. C.; JORGE, J. A.; VALADARES, J. M. *Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agrônomo de Campinas*. Campinas (SP), Instituto Agrônomo, novembro 2009. 77 p. Boletim técnico, 106, edição revista e atualizada.
- CARDOSO, E. J. B. N. & FORTES NETO, P. Aplicabilidade do biossólido em plantações florestais: alterações microbianas no solo. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Org.) *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000, p. 197-202.
- CAVALLET, L. E & SELBACH, P. A. Populações Microbianas em solo agrícola sob aplicação de lodos de curtume. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v. 32, n. spe., 2008.

COSTA, C. N.; CASTILHOS, D. D.; CASTILHOS, R. M. V.; KONRAD, E. E.; PASSIANOTO, C. C.; RODRIGUES, C. G. Efeito de adição de lodo de curtume sobre as alterações químicas do solo, rendimento de matéria seca e absorção de nutrientes em soja. *Revista Brasileira de Agrociência*, v. 7, n. 3, p.189-191, 2001.

D'ANDRÉA, A. F.; SILVA, M. I. N.; CURI, N.; SIQUEIRA, J. O.; CARNEIRO, M. A. C. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em sistemas de manejo na região do cerrado no sul do estado de Goiás. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 26, p. 913-923, 2002.

DORAN, J. W. & PARKIN, T. B. Quantitative indicators of soil quality. In: DORAN, J. W.; JONES, A. J. (Eds.). *Methods for assessing soil quality*. Soil Science Society of America, v. 39, p. 25-37, 1996.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; PAULINO, G. M.; FRANCO, A.A. Atributos químicos e microbianos d e solos sob diferentes coberturas vegetais no norte do Estado do Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, p. 1521-1530, 2008.

GODECKE, M. V.; RODRIGUES, M. A. S.; NAIME, R. H. Resíduos de curtumes: estudo das tendências de pesquisa. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, v. 7, n. 7, p. 1357-1378, 2012.

GUPTA, A. K. & SINHA, S. Phytoextraction capacity of the plants growing on tannery sludge dumping sites. *Bioresource Technology*, v. 98, n. 12, p. 1788-1794, 2007.

JOSAN, M. S.; NAIR, V. D.; HARRIS, W. G.; HERRERA, D. Associated release of magnesium and phosphorus from active and abandoned dairy soils. *Journal of Environmental Quality*, v. 34, p. 184-191, 2005.

KONRAD, E. E. & CASTILHOS, D. D. Alterações químicas do solo e crescimento do milho decorrente da adição do lodo de curtume. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 26, p. 257-265, 2002.

KRAY, C. H.; TEDESCO, M. J.; BISSANI, C. A.; GIANELLO, C.; SILVA, K. J. Tannery and coal mining waste disposal on Soil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n.spe, p. 2877-2882, 2008.

LAMBAIS, M. R.; CURY, J. C.; MALUCHE-BARETTA, C. R. D.; BULL, R. C. Diversidade microbiana nos solos: definindo novos paradigmas. In: VIDAL-TORRADO, P.; ALLEONI, L. R. F.; COOPER, M.; SILVA, A. P., CARDOSO, E. J., orgs. 2005. *Tópicos em ciência do solo*. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 4, p. 43-84, 2005.

LÓPEZ-LUNAA, J.; GONZÁLEZ-CHÁVEZB, M. C.; ESPARZA-GARCÍA, F. J.; RODRÍGUEZ-VÁZQUEZ, R. Toxicity assessment of soil amended with tannery sludge, trivalent chromium and hexavalent chromium, using wheat, oat and sorghum plants. *Journal of Hazardous Material*, v. 163, n. 2-3, p. 829-834, 2009.

MAHAPATRA, K.; RAMTEKE, D. S.; PALIWAL, L. J.; NAIK, N. K. Agronomic application of food processing industrial sludge to improve soil quality and crop productivity. *Geoderma*, v. 207-208, p. 205-211, 2013.

MARSCHNER, H.; KIRKBY, E. A.; ÇAKMAK, I. Effect of mineral nutritional status on shoot-root partitioning of photoassimilates and cycling of mineral nutrients. *Journal of Experimental Botany*, v. 47, n.spe, p. 1255-1263, 1996.

MENDOZA, B.; FLORENTINO, A.; HERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ, R. M.; ACIEGO, J.; TORRES, D.; VERA, E. Atributos biológicos de dos suelos de Quibor com aplicación de abono orgánico y soluciones salinas. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, Texcoco, v. 4, n. 3, p. 409-421, 2013.

MERCANTE, F. M.; FABRICIO, A. C.; MACHADO, L. A. Z.; SILVA, W. M. *Parâmetros microbiológicos como indicadores de qualidade do solo sob sistemas integrados de produção agropecuária*. Dourados, Embrapa Agropecuária Oeste, Boletim de pesquisa e desenvolvimento, v. 20, 27f, 2004.

MEURER, E. J.; RHENHEIMER, D.; BISSANI, C. A. Fenômeno de sorção em solos. In: MEURER, J. E. (Ed.). *Fundamentos de química do solo*. 2. Ed. Porto Alegre: Gênese, 2004. p. 131-179.

- NAKATANI, A. S.; MARTINES, A. M.; NOGUEIRA, M. A.; CARDOSO, E. J. B. N. Changes in the genetic structure of Bacteria and microbial activity in an agricultural soil amended with tannery sludge. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 43, n. 1, p. 106-114, 2011.
- NAKATANI, A. S.; NOGUEIRA, M. A., MARTINES, A. M.; SANTOS, C. A.; BALDESINA, L. F.; MARSCHNER, P.; CARDOSO, E. J. B. N. Effects of tannery sludge application on physiological and fatty acid profiles of the soil microbial community. *Applied Soil Ecology*, v. 61, p. 92–99, 2012.
- OLIVEIRA, D. Q. L.; CARVALHO, K. T. G.; BASTOS, A. R. R.; DE OLIVEIRA, L. C. A.; DE SA E MELO MARQUES, J. J. G.; PEREIRA DO NASCIMENTO DE MELO, R. S. Utilização de resíduos da indústria de couro como fonte nitrogenada para o capim elefante. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, v. 32, n. 1, p. 417–424, 2008.
- POSSATO, E. L.; SCARAMUZZA, W. L. M. P.; WEBER, O. L. S.; NASCENTES, R.; BRESSIANI, A. L.; CALEGARIO, N. Atributos químicos de um cambissolo e crescimento de mudas de eucalipto após adição de lodo de curtume contendo cromo. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v. 38, n. 5, p. 847-856, 2014.
- POWLSON, D. S.; BROOKES, P. C.; CHRISTENSEN, B. T. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 19, p. 159-164, 1997.
- ROSCOE, R.; MERCANTE, F.M.; MENDES, I.C.; REIS JUNIOR, F.B.; SANTOS, J.C.F.; HUNGRIA, M. Biomassa microbiana do solo: fração mais ativa da matéria orgânica. In: ROSCOE, R.; MERCANTE, F.M.; SALTON, J.C. (Ed.). *Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas: modelagem matemática e métodos auxiliares*. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2006. p.163-198.
- SANTOS, J. A.; NUNES, L. A. P. L.; MELO, W. J.; ARAUJO, A. S. F. Tannery sludge compost amendment rates on soil microbial biomass in two different soils. *European Journal of Soil Biology*, v. 47, n. 1, p. 146-151, 2011.
- SILVA, E. E.; AZEVEDO, P. H. S.; DE-POLLI, H. *Determinação do carbono da biomassa microbiana do solo (BMS-C)*. Embrapa Agrobiologia. Comunicado técnico 98. Rio de Janeiro, 2007a.
- _____. *Determinação da respiração basal (RBS) e quociente metabólico do solo (qCO_2)*. Embrapa Agrobiologia. Comunicado técnico 99, Rio de Janeiro, 2007b.
- SILVA, J. D. C.; LEAL, T. T. B.; ARAÚJO, A. S. F.; ARAÚJO, R. M.; GOMES, R. L. F.; MELO, W. J.; SINGH, R. P. Effect of different tannery sludge compost amendment rates on growth, biomass accumulation and yield responses of Capsicum plants. *Waste Management*, v. 30, n. 10, p. 1976–1980, 2010.
- SOUSA, D. M. G.; MIRANDA, L. N.; OLIVEIRA, S. A. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Eds.) *Fertilidade do solo*. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 205-274.
- SOUZA, C. A.; REIS JUNIOR, F. B.; MENDES, I. C.; LEMAINSKI, J.; SILVA, J. E. Lodo de esgoto em atributos biológicos do solo e na nodulação e produção de soja. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 44, p. 1319-1327, 2009.
- SOUZA, E. D.; COSTA, S. E. V.; ANGHINONI, I.; LIMA, C. V. S.; CARVALHO, P. C. F.; MARTINS, A. P. Biomassa microbiana do solo em sistema de integração lavoura pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, n. 1, p. 79-88, 2010.
- TRANNIN, I. C. B.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Características biológicas do solo indicadoras de qualidade após dois anos de aplicação de biossólido industrial e cultivo de milho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 31, n. 5, p. 1173-1184, 2007.

RESPONSABILIDADES JURÍDICAS AMBIENTAIS E ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS: ESTUDO DE CASO DO MUNICÍPIO DE ITIRAPINA (SP)

LEGAL AND ENVIRONMENTAL RESPONSIBILITIES SEWAGE TREATMENT:
CASE STUDY OF THE MUNICIPALITY OF ITIRAPINA (SP)

Celso Maran de Oliveira

Docente do Departamento de Ciências Ambientais da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) – São Carlos (SP), Brasil.

Ozelito Possidônio de Amarante Junior

Docente do Instituto Federal do Maranhão (IFMA) – São Luís (MA), Brasil.

Adeildo Cabral da Silva

Docente do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE), Fortaleza (CE), Brasil.

Illona Maria de Brito Sá

Analista ambiental do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama) – Rio de Janeiro (RJ), Brasil.

Endereço para correspondência:

Celso Maran de Oliveira –
Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), Departamento de Ciências Ambientais (DCAm) – Rodovia Washington Luís, km 236 – 13565-905 – São Carlos (SP), Brasil –
E-mail: celmaran@gmail.com

RESUMO

O uso e a ocupação do solo pelas diversas atividades humanas têm ocasionado a contaminação contínua dos recursos hídricos, um bem público de uso comum e dotado de valor econômico. Na nova visão das normas jurídicas aplicáveis, devem-se garantir os usos múltiplos desses recursos. Assim, a disposição de efluentes domésticos deve ser adequada, considerando a vulnerabilidade do meio e de modo que o lançamento não deteriore o corpo d'água receptor a ponto de modificar suas características, impedindo os usos que lhe são atribuídos. Neste trabalho, considerando as normas jurídicas relacionadas, avaliaram-se as condições da antiga estação de tratamento de esgotos (ETE) de Itirapina (SP), bem como do projeto de instalação de uma nova ETE, sob o prisma das responsabilidades ambientais.

Palavras-chave: avaliação técnica; estação de tratamento; legislação ambiental; poluição hídrica; responsabilidade ambiental.

ABSTRACT

Usage and occupation of land by various human activities have led to continuous contamination of water resources that are a public property for common use with economic value. In the new view of the legal rules, multiple uses of these resources shall be guaranteed. Thus, disposal of domestic wastewater should be appropriate, considering the vulnerability of the environment and so that the release could not deteriorate the receiver body to the point of changing water features, preventing the uses to which are assigned. In this paper, considering the legal rules, the conditions of the former sewage treatment plant (WWTP) of Itirapina (SP) were evaluated, as well as the design of a new WWTP, through the prism of environmental responsibilities.

Keywords: technical assessment; treatment plant; environmental legislation; water pollution; environmental responsibility.

INTRODUÇÃO

A poluição da água resulta da introdução de resíduos na mesma, na forma de matéria ou energia, de modo a torná-la prejudicial ao homem e a outras formas de vida, ou imprópria para um determinado uso estabelecido para ela (MOTA, 1997).

A disposição de dejetos de origem humana (esgotos domésticos) em corpos d'água gera graves problemas sanitários e ambientais, entre eles:

1. prejuízos ao abastecimento humano, tornando-se veículo de transmissão de doenças;
2. prejuízo a outros usos da água, tais como industrial, irrigação, pesca e recreação, por exemplo;
3. agravamento de problemas de escassez de água de boa qualidade;
4. elevação do custo de tratamento da água, refletindo-se no preço a ser pago pela população;
5. desvalorização de propriedades marginais;
6. desequilíbrios ecológicos, como prejuízos aos peixes e outros organismos aquáticos;
7. turbidez, comprometimento da fotossíntese aquática;
8. degradação da paisagem, entre outros.

Dessa forma, torna-se fundamental a busca de tentativas para prevenir ou pelo menos minimizar o impacto negativo da poluição nos recursos hídricos. As estações de tratamento de esgotos (ETE) têm apresentado boas opções para o tratamento dos mais diversos tipos de águas residuárias, contudo necessitam de um bom projeto e de um monitoramento seriamente conduzido. Esses sistemas de tratamento buscam minimizar os sólidos em suspensão, a matéria orgânica biodegradável, organismos patogênicos, nitrogênio e fósforo; englobam sistemas como as lagoas de estabilização, os lodos

ativados, os sistemas anaeróbios e a disposição no solo (VON SPERLING, 1997).

As lagoas de estabilização, objeto deste trabalho, são unidades de construção simples que aproveitam fenômenos naturais, sendo indicadas para regiões de clima tropical. O esgoto afluente entra em uma extremidade da lagoa e sai na extremidade oposta e, ao longo do percurso de vários dias, uma série de eventos contribui para seu tratamento.

De acordo com Von Sperling (1997), a matéria orgânica em suspensão tende a sedimentar, constituindo o lodo de fundo, que sofre decomposição por microrganismos anaeróbios. A matéria orgânica dissolvida e particulada decompõe-se através de bactérias que a utilizam como fonte de energia (alimento), alcançada por meio da respiração celular. Na respiração aeróbia, há a necessidade da presença de oxigênio, o qual é suprido pela fotossíntese realizada pelas microalgas, muito abundantes nesse tipo de sistema.

O município de Itirapina (SP) contava com um sistema de tratamento por lagoas de estabilização. Contudo, chegou ao limite de sua capacidade. Assim, um novo projeto foi realizado para a construção da futura unidade, dimensionada para atender ao seu propósito por um período de 20 anos.

O objetivo desta pesquisa foi analisar o projeto da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) de Itirapina (SP), confrontando-o com a situação anterior e com a legislação pertinente, buscando contribuir para a conservação do córrego Água Branca (Bacia do Jacaré-Tietê), corpo receptor do efluente final. Desse modo, este artigo apresenta o contexto físico e sanitário atual da ETE de Itirapina e do corpo hídrico receptor; analisa o projeto proposto pela Prefeitura Municipal de Itirapina, de instalação e operação da nova ETE; e enquadra o projeto no contexto na Legislação Ambiental Pertinente.

CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA

O município de Itirapina (Figura 1, São Paulo, 2011) localiza-se na porção Nordeste do estado de São Paulo, entre as coordenadas: 22° 10' S (latitude) e 47° 45' W (longitude), ocupando uma área de 565,7 km² (IBGE, 2010), com altitude de 770 metros. O município apresentou, no censo de 2010 (IBGE, 2010), 15.524 habi-

tantes, sendo que 14.001 ocupavam a área urbana e 1.523 a zona rural, o que representa uma densidade demográfica de 27,52 hab./km².

Segundo a geomorfologia, a região do estudo está inserida na Bacia Sedimentar do Paraná, como apresenta

Oliveira (1995), uma macrorregião onde predominam os terrenos de formas alongadas e de baixas amplitudes altimétricas. O município de Itirapina destaca-se, nesse contexto regional, pela heterogeneidade de sua paisagem, atribuída à presença das cuestas basálticas, localizadas entre o Planalto Ocidental e a Depressão Periférica. Ao interromper as terras baixas da Bacia do Paraná, as cuestas introduzem diferenças locais de clima, solo e relevo. Quanto ao embasamento geológico, na bacia hidrográfica do Tietê/Jacaré, predomina a Formação Serra Geral, Formação Botucatu e Formação Pirambóia, todos pertencentes ao Grupo São Bento, sendo a outra parte dominada por terrenos do Cenozóico Quaternário.

Quanto aos aspectos pedológicos, a região apresenta como tipos de solos Latossolos de diferentes origens geológicas: Latossolo Vermelho Amarelo; Latossolo Vermelho Escuro; e Latossolo Roxo. Areias Quartzosas (regossolos) e Solos Higmomórficos apresentam diferentes porcentagens de matéria orgânica e diferentes texturas; são solos que ocupam as margens dos rios sujeitos a periódicas inundações.

A hidrografia da região é representada pelas Bacias Hidrográficas do Tietê, Jacaré, Piracicaba, Capivari e Jundiá. Na área do estudo, observam-se importantes elementos que ajudam a compor o cenário dos recur-

sos hídricos, recarga de aquíferos subterrâneos, áreas de várzea e zonas de mananciais.

Em relação à vegetação original predominante na região de estudo, o cerrado representa o principal remanescente, muito devastado devido à ação antrópica. No município de Itirapina, a cobertura florestal natural representa quase 12% da área municipal, incluídos as formações de floresta estacional (mata e mata ciliar), o cerradão, a vegetação de várzea, o reflorestamento (*Pinus* e *Eucaliptus*) e outras.

Quanto à caracterização dinâmica, Monteiro (1973) enfatiza a região do estudo como sendo de clima controlado por massas equatoriais e tropicais, caracterizando-se por climas tropicais alternadamente secos e úmidos. A característica marcante dessa região é conferida pela existência de um período seco muito nítido, quando a frequência de chuva diminui consideravelmente no sentido dos paralelos, culminando no setor norte que se constitui na área de inverno mais nitidamente seca do Estado.

Segundo a caracterização clássica, o clima da região é do tipo Cwa, de acordo com a classificação de Köppen segundo Pitton (1985) – sendo C – grupo mesotérmico; w – seca no inverno, e temperatura do mês mais quente superior a 22°C. Segundo esse método, portanto, a região é classificada como clima quente de inverno seco.

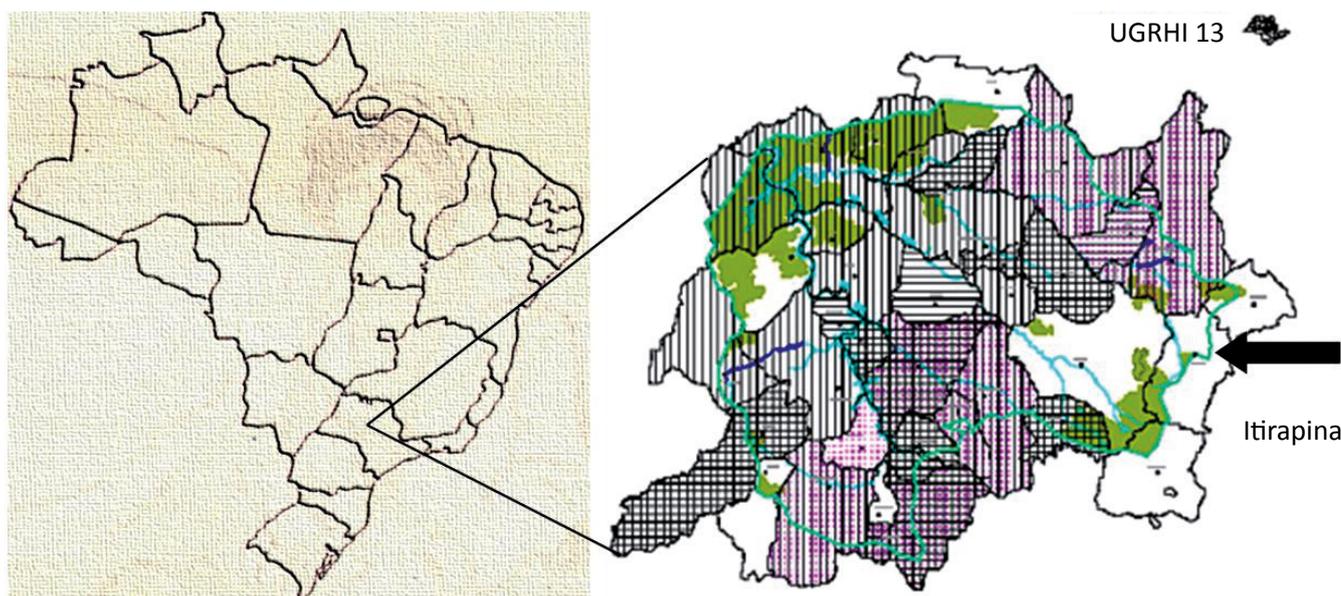


Figura 1 – Localização de Itirapina na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos no 13, que compreende a bacia hidrográfica do Tietê/Jacaré. Estado de São Paulo – Brasil.

Os fatores climáticos em conjunto com o conhecimento prévio dos atributos geográficos da região possibilitam um planejamento mais adequado aos múltiplos usos do

território, fornecendo subsídios para a melhor localização de uma atividade potencialmente poluidora, como é o caso de uma estação de tratamento de esgoto.

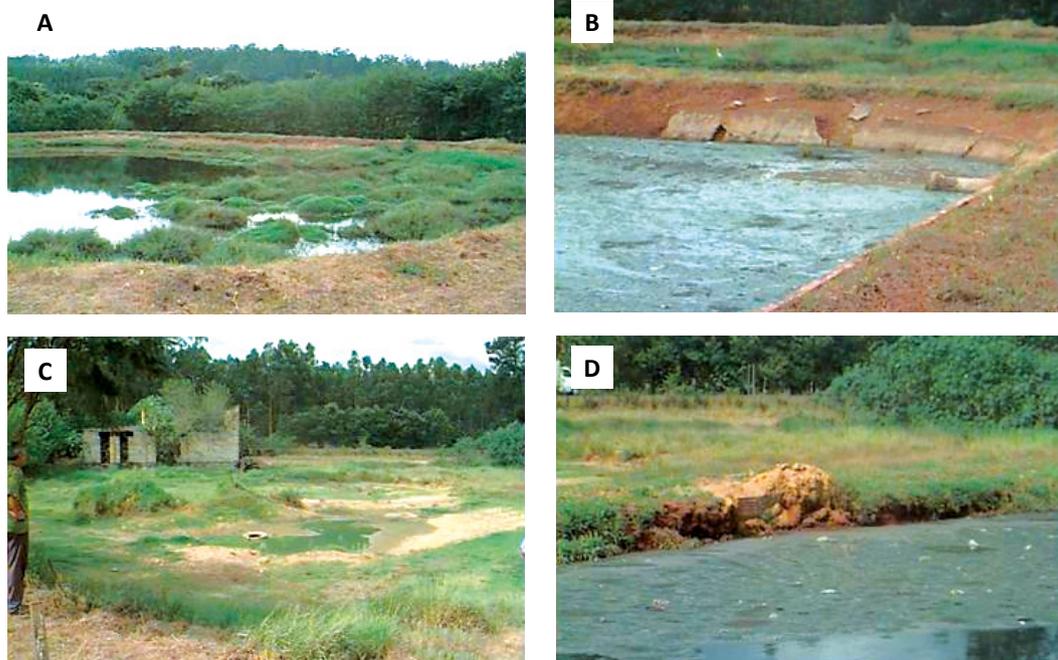
RESULTADOS E DISCUSSÃO

Situação anterior

A cidade de Itirapina contava com uma estação de tratamento, no limite de sua capacidade de atuação, constituída inicialmente por três lagoas de estabilização, das quais uma se encontrava invadida por macrófitas e plantas invasoras (Figura 2A) e a segunda com desmoronamento do talude (Figura 2B). Essas lagoas recebiam o esgoto sanitário oriundo da cidade, sem qualquer contribuição das duas penitenciárias que se encontram no município.

Diante desse quadro, foram construídas três lagoas, desviando-se o fluxo dos efluentes sanitários para esse novo conjunto, acrescentando os esgotos de uma das penitenciárias. Esse sistema deveria funcionar como uma lagoa anaeróbia, uma facultativa e uma de estabilização. Entretanto, devido ao acúmulo de lodo no fundo e, portanto, de diminuição da profundidade e do

volume nominal, bem como o aumento do volume de efluente gerado, tem-se um tempo de detenção menor que o desejável, além de uma diminuição da zona eufótica, devido ao material em suspensão. Esse acúmulo de material sofria, ainda, influência da vazão de entrada elevada, que minimiza a decantação da areia e de outros materiais sólidos no desarenador, arrastando-os para o interior das lagoas. Dessa forma, a primeira lagoa desse segundo sistema já se apresentava desativada (Figura 2C), demonstrando um afloramento que sugere a infiltração das demais lagoas. A diminuição da irradiação solar pelo material em suspensão ocasiona a diminuição da fotossíntese, que poderia repor o oxigênio consumido no processo aeróbio de degradação da matéria orgânica. Assim, as duas lagoas estavam operando como lagoas anaeróbias (Figura 2D).



(A) Primeira lagoa invadida por macrófitas; (B) segunda lagoa com desmoronamento do talude; (C) lagoa anaeróbia desativada mostrando afloramento; (D) lagoa facultativa do segundo sistema, operando como anaeróbia.

Figura 2 – Sistema anterior de tratamento.

Eficiência esperada

Estima-se um consumo *per capita* de 200 L.hab⁻¹.dia⁻¹ de água, com uma taxa de retorno (esgoto/água) de 80%, com uma contribuição de carga orgânica de 0,054 KgDBO.hab⁻¹.dia⁻¹. Esses valores levam a um consumo diário de 2.097.200 L diários de água com um retorno de 1.677.760 L de esgoto para a população urbana. A contribuição da penitenciária é dividida em funcionários (200), detentos (1.600) e visitantes (3.200), com um consumo de água *per capita* de 60, 400 e 40 L.pessoa⁻¹.dia⁻¹, respectivamente. Considerou-se 100% de coeficiente médio de retorno e, para efeito de cálculos, considerou-se que a metade dos funcionários trabalhe no turno diurno. A contribuição de carga orgânica foi considerada de 192, 8 e 64 KgDBO.pessoa⁻¹.dia⁻¹, para detentos, funcionários e visitantes, respectivamente. Baseada nesses dados, a Prefeitura de Itirapina calculou que, em 2003, a vazão média seria de 2.737 m³.dia⁻¹ (31,6 L.s⁻¹) com uma carga orgânica de 869 KgDBO.dia⁻¹ (318 mg.L⁻¹) (PREFEITURA MUNICIPAL DE ITIRAPINA, 2002).

De acordo com os valores estimados, considerando-se a vazão (89 L.s⁻¹) do corpo receptor, o córrego da Água

Análise do projeto

O sistema anterior de tratamento, em funcionamento desde 1983, foi desativado para que parte de sua área passasse a integrar a faixa de domínio da rodovia SP-225. O novo sistema de tratamento de esgoto, ETE, de Itirapina ocupa uma área cedida pelo Instituto Florestal para a sua instalação, próxima à da ETE anterior, e foi dimensionada para a contribuição esperada da população urbana e das duas penitenciárias instaladas no município, até o ano 2023. A projeção da evolução populacional na área urbana do município no período de alcance do projeto foi estimada a partir dos resultados dos últimos censos demográficos do IBGE (2010), segundo o projeto original. Os moradores fixos das residências situadas no entorno da Represa do Lobo (Broa), a cerca de 6 km da sede do município, estão incluídos na população urbana do município levantada pelo IBGE (2010). Essa população é de aproximadamente 300 habitantes, de acordo com funcionários da Prefeitura Municipal de Itirapina (2002), e corresponde à cerca de 3% da população urbana do município. A população urbana de Itirapina registrada no censo demográfico realizado pelo IBGE (2010) foi de 10.486 habitantes.

Branca, classificado como de classe 2, de acordo com o Decreto Estadual nº 10.755/77, tem-se que a descarga do esgoto sem tratamento prévio ocasionaria uma DBO de 83 mg.L⁻¹. Cabe ressaltar que o limite de DBO estabelecido pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) para um corpo aquático de classe 2 é de 5 mg.L⁻¹ (BRASIL, 2005) e que nesses cálculos não foram considerados a carga orgânica do próprio corpo receptor.

Considerando o sistema original contendo uma lagoa anaeróbia (eficiência de 50 a 60% na remoção de DBO, devido a um pequeno tempo de residência — em torno de cinco dias), uma lagoa facultativa e uma lagoa de estabilização (com uma eficiência total em torno de 90%), de acordo com Von Sperling (1997), pode-se calcular que o efluente de ETE tenha uma carga orgânica de 32 mg.L⁻¹. A adição dessa carga ao córrego, desconsiderando sua carga orgânica, daria uma DBO de 8 mg.L⁻¹. Esses cálculos confirmam a necessidade de um sistema eficiente em funcionamento para garantir a qualidade desse recurso hídrico.

A estimativa de crescimento da população urbana da sede do município de Itirapina adotada no projeto estudo de concepção da ETE foi fornecida pela equação exponencial, cuja taxa anual de crescimento, de 3,10%, é mais próxima da tendência definida pelos resultados dos últimos censos demográficos realizados pelo Governo do Estado de São Paulo (2011), com 21.000 habitantes estimados no ano de 2023.

As penitenciárias, P-1 e P-2, possuem capacidade para abrigar, cada uma, 800 detentos. O número total de funcionários por unidade é de cerca de 200 servidores, que trabalham em turnos segundo dados do projeto proposto. Admitiu-se que o número de visitantes em cada penitenciária nos dias de visita mais movimentados é de 1.600 pessoas, correspondente a duas pessoas por detento (PREFEITURA MUNICIPAL DE ITIRAPINA, 2002).

A variação das contribuições de vazão e de carga orgânica da população urbana estimada a partir dos parâmetros adotados é mostrada na Tabela 1 (PREFEITURA MUNICIPAL DE ITIRAPINA, 2002).

Os valores dos parâmetros de contribuição de vazão de esgoto e de carga orgânica em unidades prisionais são diferentes dos que se observa em áreas urbanas, fato constatado em diversas penitenciárias no estado de São Paulo.

Admitindo que as características das duas penitenciárias instaladas na cidade não serão alteradas, as contribuições de vazão e de carga orgânica deverão se manter constantes ao longo do período de alcance do projeto. A estimativa é apresentada na Tabela 2 (PREFEITURA MUNICIPAL DE ITIRAPINA, 2002).

Concepção da ETE

O esgoto bruto afluente passa por uma unidade de tratamento preliminar composta por grades média e fina, para retenção de sólidos grosseiros, por caixas de

Na ausência de dados obtidos em determinações *in loco*, o valor adotado para a taxa de infiltração de água nas tubulações, incluindo a rede coletora, interceptores e emissários, foi de 0,2 L/s.km. Para a estimativa da extensão total das tubulações, admitiu-se que a taxa de ocupação será de 3,5 hab./ligação e que para cada ligação de esgoto haverá 3 m de rede coletora. A previsão da variação da vazão de infiltração nas tubulações do sistema de esgotos foi realizada. A estimativa da variação da vazão total, que inclui as contribuições da população urbana, das penitenciárias e de infiltrações, também foi considerada.

areia, para a separação das partículas minerais, e por uma calha Parshall, para a medição da vazão e controle da velocidade das unidades a montante.

Tabela 1 – Variação da contribuição de vazão e de carga orgânica da população urbana.

Ano	POP. Urbana	Vazão					Carga Orgânica
	(hab.)	Média (m ³ /d)	Média (L/s)	DMC ⁽¹⁾ (m ³ /d)	Mínima (L/s)	Máxima (L/s)	kgDBO/dia
2003	11.200	1.792	20,7	2.150	10,3	37,3	605
2008	13.000	2.080	24,1	2.496	12,0	43,4	702
2013	15.200	2.432	28,1	2.918	14,0	50,6	821
2018	18.000	2.880	33,3	3.456	16,6	59,9	972
2023	21.000	3.360	38,9	4.032	19,4	70,0	1.134

DMC: vazão do dia de maior consumo.

Tabela 2 – Estimativa da contribuição de vazão e de carga orgânica (DBO) das penitenciárias.

Origem	Número	Vazão					DBO (kg/d)
		Média (m ³ /d)	Média (L/s)	DMC ⁽¹⁾ (m ³ /d)	Mínima (L/s)	Máxima (L/s)	
Detentos	1.600	800	9,3	960	4,6	14,0	192
Funcionários	200 ⁽²⁾	12	0,1	14	0,1	0,3	8
Visitantes	3.200 ⁽³⁾	128	1,5	154	0 ⁽⁴⁾	--- ⁽⁵⁾	64
Total		940	10,9	1.128	4,7	14,3	264

1: vazão do dia de maior consumo; 2: admitiu-se que a metade dos funcionários trabalhe no turno diário; 3: maior número previsto de visitantes nas duas unidades; 4: a vazão mínima ocorre geralmente no período noturno, em que não há visitas; 5: a contribuição máxima da população de uma cidade ocorre normalmente em dia útil, enquanto as visitas às penitenciárias acontecem aos domingos.

O tratamento biológico é realizado em um conjunto de lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação, dispostas em série. Antes do lançamento no Córrego Água Branca, o efluente passa por um aerador do tipo escada, para elevação da concentração de oxigênio dissolvido.

A ETE é provida das seguintes unidades de tratamento preliminar:

1. Calha Parshall (largura de 22,9 cm);
2. Gradeamento (grade média com 30 mm de espaçamento entre barras e grade fina com 13 mm);
3. Desarenação (dimensões: 1,00 m de largura de cada canal; 7,50 m de comprimento de cada canal; 0,20 m de profundidade da zona de acumulação; 1,68 m³ de volume da zona de acumulação).

Unidades de tratamento biológico

Lagoa anaeróbia

Segundo a literatura especializada mais divulgada, a DBO estabilizada por esse tipo de sistema é de 50%, sendo uma lagoa mais funda e com menor volume. Devido a essa profundidade, condições de anaerobiose permitirão que apenas microrganismos que não necessitem de oxigênio livre se desenvolvam no lodo para utilizá-lo como fonte de alimento (degradação da matéria orgânica). Ocorrerá, dessa forma, o aparecimento de gases tóxicos, como o gás sulfídrico e o gás metano. A quantidade de lodo gerada nesse sistema é bem menor do que aquela gerada em lagoas aeróbias.

A lagoa anaeróbia deve ter volume útil superior a 17.200 m³. Sua profundidade é de 3 m e, no ano de 2003, seu tempo de detenção foi igual a 8,3 dias, com estimativa de passar para 5,3 dias no ano de 2023.

Lagoa facultativa

De acordo com a literatura, para esse tipo de unidade, a DBO solúvel e finamente particulada é estabilizada aerobiamente por bactérias dispersas no meio líquido, ao passo que a DBO suspensa tende a sedimentar, sendo estabilizada anaerobiamente por bactérias no fundo da lagoa. O oxigênio requerido pelas bactérias é fornecido pelas algas, através da fotossíntese.

O tempo de detenção, em 2003, foi de 18,3 dias, caindo para 11,6 dias no ano de 2023. A matéria orgânica

A calha Parshall mede a vazão afluente à ETE e controla a velocidade do fluxo nas grades e nas caixas de areia. Vazões a montante dessa calha estão apresentadas no projeto original. Quanto às grades, outras características físicas são apresentadas no projeto. A limpeza deve ser manual, porém não é muito explicitada a técnica, inclusive se o fluxo será interrompido para tal atividade. Nesse trecho do projeto não há alusão ao destino do material que ficará gradeado. A velocidade máxima entre barras prevista quando metade da área útil estiver obstruída é de 1,21 m/s.

Na etapa de desarenação também não é contemplado o destino do material, apenas vagamente ao final do projeto. A quantidade diária para a caixa de areia está estimada, para o ano de 2003, em 164 L/dia e, para 2023, em 258 L/dia.

Admite-se que a eficiência dessa lagoa na remoção de matéria orgânica (DBO) atinja 60%, seguindo para a unidade jusante cerca de 348 KgDBO/dia no ano de 2003, e 559 KgDBO/dia no ano de 2023. Em relação à eliminação de coliformes fecais, assume-se que seja alcançada eficiência de 70%.

Outros dados de engenharia estão referidos no projeto. Não existem informações citadas a respeito do tipo de solo, controle de infiltração e direção preferencial dos ventos.

Nesse ponto do projeto também não se faz referência à periodicidade de limpeza da lagoa ou à quantidade e ao destino do lodo da mesma. Observou-se que apenas ao final do projeto contempla-se a questão da disposição dos resíduos.

(DBO) deverá ser removida com eficiência de aproximadamente 55%, ao final do alcance do projeto em 2023. A eficiência conjunta das lagoas anaeróbia e facultativa será da ordem de 82%.

A eficiência na eliminação de coliformes fecais deverá ser de 85%. Outros dados de engenharia e dimensionamento são expostos no projeto. Há, no entanto, a ausência de explicações quanto aos processos físico-químico-biológicos desses sistemas.

Lagoa de maturação

A finalidade dessa unidade é aumentar a eficiência da ETE na eliminação de coliformes fecais. Sua profundidade útil é de apenas 1 m e propicia um tempo de detenção da

Escada de aeração

A escada de aeração terá 22 degraus, com desnível total de 4,40 m. Foi projetada para assegurar a concen-

Características esperadas do efluente

Espera-se que, em 2023, o efluente final apresente as seguintes características:

1. vazão média de 4.300 m³/dia (49,8 L/s);
2. concentração de matéria orgânica correspondente a 58 mgDBO/L;

Disposição final dos sólidos

Recomenda-se, no projeto, que as grades sejam limpas antes que os sólidos obstruam 50% de sua área útil. A limpeza das caixas de areia deve ser feita sempre que a capacidade da zona de acumulação for alcançada, mas o intervalo entre limpezas não poderá ser superior a três dias. Todo o material separado será submetido à desidratação e encaminhado para o aterro sanitário municipal, em fase de licenciamento ambiental.

Existe, ao final do projeto, um plano de remoção do lodo acumulado na lagoa anaeróbia, pois a lagoa facultativa não deverá requerer remoção até o ano de 2023. As remoções de lodo deverão ser programadas

ordem de 5 dias. A eficiência na eliminação de coliformes fecais ao final do período do projeto está estimada em 99,9%, de acordo com os responsáveis pelos cálculos.

tração de oxigênio dissolvido de pelo menos 6,0 mg/L no efluente.

3. número de coliformes fecais igual a $1,7 \times 10^3$ NMP/100 mL;
4. oxigênio dissolvido (OD) de 6,0 mg/L.

de forma a movimentar no máximo 2.000 m³ em cada retirada, deixando uma camada da ordem de 0,30 m, para que não haja necessidade de nova partida no sistema após cada limpeza. A primeira remoção foi prevista para ocorrer entre os anos 2010 e 2011 e, depois, a cada três ou quatro anos. Foi recomendado um levantamento batimétrico na lagoa anaeróbia antes do ano de 2010.

É citado que uma das lagoas da ETE antiga seria destinada ao acúmulo e desidratação do lodo removido da lagoa anaeróbia, até que o mesmo estivesse com um teor de umidade passível de ser aceito pelo aterro sanitário. Contudo, não há referência aos ventos locais e à possível dispersão de odores.

LEGISLAÇÃO PERTINENTE A ETE

É direito de todos a vida em um meio ambiente ecologicamente equilibrado, conforme consta no texto constitucional federal de 1988 (artigo 225, *caput*), sendo competência do Poder Público protegê-lo e combater a poluição em qualquer de suas formas (artigo 23, inciso VI). Observa-se, então, que a Constituição Federal assegura o direito a um meio ambiente equilibrado e o legislador constituinte evita que o direito não seja efetivado, porque paralelamente explicita a obrigação constitucional do Poder Público de adotar todas as medidas possíveis para sua defesa e preservação.

A primeira parte do *caput* do artigo 225 da Carta Magna assegura o direito de todos. E a segunda parte, quando determina que incumbe ao Poder Público e à coletividade o dever de defender e preservar o meio ambiente para a presente geração, conciliada com o artigo 23, VI, impede que a obrigação constitucional caia no vazio, fique perdida e sem efetividade, porque justamente atribui à sociedade instrumentos jurídico-constitucionais que permitem fazer valer dito direito, e obriga o Poder Público a cumprir incondicionalmente com seu dever constitucional de defesa e preservação ambiental.

As referidas normas constitucionais não são, portanto, previsões vazias e sem significado. Estão dotadas de efetividade e máxima positividade, que permitem aos legitimados e interessados dirigirem-se ao Poder Judiciário e, com fundamento no art. 5º, XXXV, da Constituição Federal de 1988¹ — direito constitucional de ação —, defenderem e fazerem valer sua pretensão e seu direito, nomeadamente quanto às ações:

1. ação popular, que poderá ser impetrada por qualquer cidadão, assim como preceitua o inciso LXXIII do artigo 5º da Carta Magna²; e
2. ação civil pública, que pode ser intentada pelo Ministério Público, pela Defensoria Pública, pela União, pelos estados, pelos municípios, por autarquia, por empresa pública, por fundação, por sociedade de economia mista, ou por associação que esteja constituída há pelo menos um ano (nos termos da lei civil, e inclua, entre suas finalidades institucionais, a proteção ao meio ambiente)³.

O constituinte bem vislumbrou a relevância dos direitos aqui discutidos, pertinentes à defesa e à preservação de um meio ambiente ecologicamente equilibrado e saudável, porque sem ele a vida das gerações vindouras será vazia e sem significado, praticamente impossível. O legislador espera que o cidadão defenda e preserve de todas as formas possíveis o meio ambiente em que vive, que nutre a vida e supre as necessidades básicas, como respirar e alimentar-se. Também se vê que a norma constitucional não deixa qualquer margem àquele instrumento retórico posto à disposição dos maus administradores, que consiste em não dotar a norma constitucional de eficácia imediata, deixando

sua efetivação no plano vivencial mediada por uma fraqueza e, geralmente, demorada norma infraconstitucional: não há a cláusula “nos termos da lei” nos artigos 23 (inciso VI) e 225 da Constituição Federal de 1988. A obrigação origina-se e esgota-se na própria Constituição, uma vez que as normas jurídicas ambientais são consideradas direitos fundamentais de terceira geração, ou seja, *jus cogens*⁴. Nada mais é preciso para que irradie sua eficácia, gere direitos e produza obrigações. Aliás, tão básica é a necessidade de preservação do meio ambiente e das fontes naturais de vida que seria mesmo despidendo que constasse dita norma de texto escrito.

A Constituição não pode nunca ser vazia, porque ela traz dentro de si a voz da legitimidade constituinte. Não se trata apenas de políticas públicas a serem implementadas segundo recursos orçamentários, às vezes, mal distribuídos ou mal empregados. Pelo contrário, tem-se aqui verdadeiro direito subjetivo público da coletividade de todos como pessoas humanas, obrigação constitucional do Poder Público de defender e preservar, a qualquer custo, o meio ambiente ecologicamente equilibrado e saudável.

Chega-se a uma primeira conclusão: se houver dano ambiental colocando em risco a manutenção de um meio ambiente ecologicamente saudável e equilibrado, há possibilidade de todos exigirem a adoção de medidas que permitam sua defesa e sua preservação, voltando-se contra o causador do dano ou contra aqueles que têm obrigação de repará-lo. Essa obrigação de reparar o dano ambiental e de terceiros afetados pode ser atribuída ao Poder Público.

¹Artigo 5º: Todos são iguais perante a lei, sem distinção de qualquer natureza, garantindo-se aos brasileiros e aos estrangeiros residentes no país a inviolabilidade do direito à vida, à liberdade, à igualdade, à segurança e à propriedade, nos termos seguintes: XXXV - a lei não excluirá da apreciação do Poder Judiciário lesão ou ameaça a direito;

²LXXIII – qualquer cidadão é parte legítima para propor ação popular que vise a anular ato lesivo ao patrimônio público ou de entidade de que o Estado participe, há moralidade administrativa, ao meio ambiente e ao patrimônio histórico e cultural, ficando o autor, salvo comprovada má-fé, isento de custas judiciais e do ônus da sucumbência”;

³Artigo 5º da Lei Federal 7.347/85.

⁴“A Constituição de 1988, por força do art. 5º §§ 1º e 2º, atribuiu aos direitos humanos internacionais natureza de norma constitucional, incluindo-os no elenco dos direitos constitucionalmente garantidos, que apresentam aplicabilidade imediata...” (PIOVESAN *apud* GOMES, 1999, p. 173).

Defesa do Patrimônio da União

A Constituição Federal, em seu artigo 20, inciso III, considera como sendo bens da União “Os lagos, rios e quaisquer correntes de água em terrenos de seu domínio, ou que banhem mais de um Estado, sirvam de limites com outros países, ou se estendam a território estrangeiro ou dele prove-nham, bem como os terrenos marginais e as praias fluviais” cumulado com o artigo 26, inciso I, que trata dos bens per-tencentes aos estados federados: “as águas superficiais ou subterrâneas, fluentes, emergentes e em depósito, ressalvadas, nesse caso, na forma da lei, as decorrentes de obras da União”; que podem ser entendidos em consonância com o artigo 1º, I, da Lei 9.433/97: “A Política Nacional de

Recursos Hídricos baseia-se nos seguintes fundamentos: I - a água é um bem de domínio público” (apud OLIVEIRA; AMARANTE JÚNIOR, 2009; AITH; ROTHBARTH, 2015).

Então, a ocorrência de dano não se limita apenas a alcançar o meio ambiente, mas alcança também o próprio patrimônio da União, uma vez que ser consi-derado bem de domínio público (federal ou estadual), que se vê poluído e agredido pelo despejo *in natura* de esgotos em águas de propriedade desses. Assim, há a responsabilização pelo dano, ensejando na obrigação de repará-lo e principalmente preveni-lo.

Defesa da Saúde e Responsabilidade Civil Objetiva

É de salientar que não está apenas em discussão a be-leza paisagística da Represa do Lobo (a jusante da ETE estudada), o conforto dos turistas que lá veraneiam e a preservação do meio ambiente ecologicamente equili-brado. Mais do que isso, há também que se considerar a saúde das populações que moram nas proximidades. Mister mencionar que o direito à saúde e a obrigação do município em sua defesa e preservação estão inscri-tos no texto constitucional de 1988, especialmente nos artigos 23 (VI), 30 (VII)⁵, 196 e 197 da Carta Magna⁶.

Como visto em fotos apresentadas, as antigas lagoas de tratamento de esgotos no município de Itirapina se mostravam ineficazes, sem capacidade de atender à demanda existente no município, bem como o despe-jo *in natura* dos esgotos oriundos das penitenciárias, instaladas na cidade. Esse sistema anterior perdura desde 1983, com uma conduta historicamente omissi-va do município, seja com a não construção de um sis-tema de tratamento de esgotos sanitários que atenda às reais necessidades da cidade, seja com a omissão em controlar e fiscalizar as emissões de esgotos pelas

penitenciárias (P1 e P2), acabando por provocar uma possível poluição, engendrando na potencialidade de incidência das responsabilidades ambientais, em espe-cial a obrigação de reparar os danos (ambientais e a terceiros afetados).

As responsabilidades ambientais tradicionalmente ocorrem tendo em vista três esferas (civil, administra-tiva e penal), incidentes a partir do momento em que há violação de determinada previsão legal ambiental com consequente aplicação de sanção (HENKES, 2009). Por previsão constitucional, cabe a todos o dever de proteger e preservar o meio ambiente para as atuais e futuras gerações, ao estabelecer que: “As condutas e atividades consideradas lesivas ao meio ambiente sujeitarão os infratores, pessoas físicas ou jurídicas, a sanções penais e administrativas, independentemente da obrigação de reparar os danos causados.” (artigo 225, § 3º da Constituição Federal de 1988). É previsto, ainda, que em caso de violação das normas jurídicas ambientais, as chamadas “condutas e atividades con-sideradas lesivas ao meio ambiente”, haverá a atribui-

⁵Art. 30. Compete aos Municípios: VII - prestar, com a cooperação técnica e financeira da União e do Estado, serviços de atendi-mento à saúde da população”;

⁶Art. 196. A saúde é direito de todos e dever do Estado, garantido mediante políticas sociais e econômicas que visem à redução do risco de doença e de outros agravos e ao acesso universal e igualitário às ações e serviços para sua promoção, proteção e recupe-ração. Art. 197. São de relevância pública as ações e serviços de saúde, cabendo ao Poder Público dispor, nos termos da lei, sobre sua regulamentação, fiscalização e controle, devendo sua execução ser feita diretamente ou através de terceiros e, também, por pessoa física ou jurídica de direito privado”.

ção de responsabilidade penal, administrativa e civil, de forma independente (MILARÉ, 2009). Isso significa que em decorrência de um mesmo fato poderá haver a responsabilização nas três esferas concomitantemente, ou seja, a aplicação de uma não exclui a outra.

No presente caso, além da responsabilidade do Poder Público em instalar a Estação de Tratamento de Esgotos, deve ser considerado, igualmente, a situação do período em que não existia a ETE, ou mesmo a atuação omissiva de controle e fiscalização das emissões de esgotos pelas penitenciais (P1 e P2), os danos ao meio ambiente e a terceiros afetados. Nesse campo, aplica-se a teoria da responsabilidade civil objetiva, ou seja, aquela que independe da existência de culpa do agente, no caso o próprio Poder Público. Essa responsabilidade encontra amparo na teoria do risco integral (LEITE, 2012), sendo a modalidade mais gravosa de responsabilidade, ocorrendo a partir do momento em que é estabelecido o nexo causal entre o dano e a conduta do agente (omissiva ou comissiva), não se admitindo excludente de responsabilidade. Essa última modalidade é a aplicada na responsabilidade civil ambiental (CAVALIERI FILHO, 2014).

Responsabilidade Municipal

Indiscutivelmente, a responsabilidade pelo serviço público de esgotos pertence ao município, tanto que o artigo 30, V, da Constituição Federal de 1988, estabelece que “compete ao Município (...) organizar e prestar, diretamente ou sob regime de concessão ou permissão, os serviços de interesse local, incluído o de transporte coletivo, que tem caráter essencial” (BRASIL, 1988).

Sendo o tratamento de esgotos urbanos e demais dejetos questão de interesse local, cuja responsabilidade

A fundamentação legal para a aplicação da teoria do risco integral na responsabilidade civil ambiental é encontrada na Lei 6.938/81 (artigo 3^a, IV e artigo 14, §1^o). Tal previsão implica na aplicação da responsabilidade solidária em relação ao dano ao meio ambiente, responsabilizando todos aqueles que direta e indiretamente tenham contribuído pela degradação ambiental (BRASIL, 2010; HUPFFER *et al.*, 2012).

Então, em caso de danos ao ambiente em decorrência direta ou indireta da ETE, deve-se igualmente ser aplicada a responsabilidade civil objetiva (teoria do risco integral), independentemente da existência de culpa do agente, não cabendo qualquer excludente de responsabilidade. Para responsabilização, basta estabelecer o nexo de causalidade entre o dano ambiental e o agente (conduta omissiva ou comissiva). O obrigado a reparar o dano causado ao meio ambiente e a terceiros afetados, que no caso pode ser o próprio Poder Público, após reparação desses danos poderá exercer o direito de regresso contra quem agiu com dolo ou culpa, aplicando-se, assim, a responsabilidade civil subjetiva.

administrativa inequivocamente pertence ao município, é ele o responsável pelas obras públicas necessárias para a adequada coleta e tratamento do esgoto urbano. Encontra, inclusive, previsão normativa na Constituição do Estado de São Paulo, em seu artigo 192⁷.

Uma vez que o município possui competência administrativa para realizar dita obra pública de saneamento básico, ele também detém o poder de Polícia Sanitária para obrigar moradores e demais entes, dotados de personalidade

⁷A execução de obras, atividades, processos produtivos e empreendimentos e a exploração de recursos naturais de qualquer espécie, quer pelo setor público, quer pelo privado, serão admitidas se houver resguardo do meio ambiente ecologicamente equilibrado.

§ 1^o - A outorga de licença ambiental, por órgão, ou entidade governamental competente, integrante de sistema unificado para esse efeito, será feita com observância dos critérios gerais fixados em lei, além de normas e padrões estabelecidos pelo Poder Público e em conformidade com o planejamento e zoneamento ambientais.

§ 2^o - A licença ambiental, renovável na forma da lei, para a execução e a exploração mencionadas no caput deste artigo, quando potencialmente causadoras de significativa degradação do meio ambiente, será sempre precedida, conforme critérios que a legislação especificar, da aprovação do Estudo Prévio de Impacto Ambiental e respectivo relatório a que se dará prévia publicidade, garantida a realização de audiências públicas”.

jurídica, a não despejarem seus resíduos *in natura* em águas fluviais (artigo 23, inciso VI, da Constituição Federal). Tais lançamentos são vedados pela Constituição do Estado de São Paulo, em seu artigo 208: “Fica vedado o lançamento de efluentes e esgotos urbanos e industriais, sem o devido tratamento, em qualquer corpo de água”.

Não se devem considerar possíveis alegações municipais de falta de recursos financeiros e orçamentários para a adoção das providências necessárias. Não se trata de obras supérfluas ou apenas voluptuárias, mas sim de obra pública de saneamento, essencial para a preservação da vida e do meio ambiente local. A obrigação municipal na cons-

Análise do Projeto da Atual ETE

Consoante ao projeto da ETE, o corpo receptor do efluente final da ETE será o Córrego Água Branca, que de acordo com o Decreto Estadual nº 10.755/77 é de Classe 2⁹.

Do projeto apresentado à Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), objeto de investigação deste trabalho, nota-se o respeito aos padrões de qualidade para corpos receptores de Classe 2, elencados no artigo 11 do Regulamento da Lei Estadual nº 997/96, com exceção do inciso IV da referida lei¹⁰, ou seja, não atende a concentração de DBO de até 5 mg/l.

O município de Itirapina espera superar essa violação parcial do artigo 11 da Lei Estadual 997/76, uma vez que

trução de estações de tratamento de esgotos eficientes é incondicionada; não depende de opção do administrador e nem de recursos financeiros disponíveis. Se for necessário, a Administração local deve se valer de todos os instrumentos tributários elencados no artigo 145 da Constituição Federal de 1988⁸ para obter os recursos. Preservar a vida e o meio ambiente, como foi dito, é condição obrigatória de todas as políticas públicas. Os cidadãos brasileiros, corporificados em constituintes, decidiram que aceitavam pagar o preço necessário para um meio ambiente equilibrado, assim como consta dos artigos 23, VI, e 225 da Constituição Federal de 1988, e os administradores municipais têm os meios jurídico-legais para obter os recursos.

encontra amparo no artigo 14 da mesma lei, que dispõe: “Os limites de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), estabelecidos para as Classes 2 e 3, poderão ser elencados, caso o estudo de autodepuração do corpo receptor demonstre que os teores mínimos de Oxigênio Dissolvido (OD) previstos não serão desobedecidos em nenhum ponto do mesmo, nas condições críticas de vazão”. Nota-se, portanto, que os padrões de qualidade, almejados pelo projeto de ETE, respeitarão aos parâmetros legais.

Como consequência, o poder público municipal, externalizado na figura de seus representantes atuais, estarão isentos de sanções penais e administrativas ambientais aplicáveis ao caso, nomeadamente a prevista no artigo

⁸Art. 145. A União, os Estados, o Distrito Federal e os Municípios poderão instituir os seguintes tributos:

I - impostos;

II - taxas, em razão do exercício do poder de polícia ou pela utilização, efetiva ou potencial, de serviços públicos específicos e divisíveis, prestados ao contribuinte ou postos a sua disposição;

III - contribuição de melhoria, decorrente de obras públicas.

§ 1º - Sempre que possível, os impostos terão caráter pessoal e serão graduados segundo a capacidade econômica do contribuinte, facultado à administração tributária, especialmente para conferir efetividade a esses objetivos, identificar, respeitados os direitos individuais e nos termos da lei, o patrimônio, os rendimentos e as atividades econômicas do contribuinte.

§ 2º - As taxas não poderão ter base de cálculo própria de impostos”

⁹“2. Corpos de Água Pertencentes à Classe 2

Pertencem à Classe 2 todos os corpos d’água, exceto os alhures classificados”.

¹⁰“Nas águas de Classe 2 não poderão ser lançados efluentes, mesmo tratados, que prejudiquem sua qualidade pela alteração dos seguintes parâmetros ou valores:

IV – Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em 5 (cinco) dias, a 20°C (vinte graus Celsius) em qualquer amostra, até 5 mg/L (cinco miligramas por litro) ”.

54 da Lei de Crimes Ambientais (Lei 9.605/98): “Causar poluição de qualquer natureza em níveis tais que resultem ou possam resultar em danos à saúde humana, ou que provoquem a mortandade de animais ou a destruição significativa da flora: Pena – reclusão, de um a quatro anos, e multa...”, cumulado com o artigo 61 do Decreto 6.514/08, que prevê uma multa que varia de R\$ 5.000,00 a R\$ 50.000.000,00.

Entretanto, tem-se que apontar que o fato de o poder público municipal implantar a ETE não o isenta de forma alguma das responsabilidades civis ambientais pelos eventuais danos ao meio ambiente já ocorridos até sua implantação, nem mesmo caso essa venha a causar degradação ambiental no futuro. Ademais, além da responsabilidade de reparar os danos ao meio ambiente independentemente da existência de culpa (artigo 14

da Lei 6.938/81), também os terceiros afetados terão o mesmo direito a serem indenizados por danos materiais, e mesmo os meramente imateriais, aplicando-se a mesma teoria da responsabilidade civil objetiva, ou seja, aquela em que não há apuração de culpa do agente.

Merece destaque a obrigação do município pelos danos pretéritos, independentemente da data de sua ocorrência, porque no Direito Ambiental aplica-se a teoria do risco integral, onde a obrigação de reparar os danos ao meio ambiente é imprescritível.

Chama-se atenção a todos os municípios que ainda não têm ETes e que, por esse fato, há afetação ambiental em geral; sobre os quais recaem, além da responsabilidade civil objetiva ambiental, as responsabilidades administrativa e penal.

CONCLUSÃO

De acordo com o estudo de caso exposto, concluiu-se que o projeto para construção da ETE de Itirapina (SP) estava deficitário de algumas informações adicionais muito importantes no contexto técnico-econômico-ambiental. Essas se relacionam em parte a estudos de alternativas locais, pois a área escolhida apresenta uma suscetibilidade por estar inserida em Área de Proteção Ambiental, muito próxima ao curso d'água (não são citadas proteção de zonas de várzea e matas ciliares) e em solos predominantemente arenosos (não há alusão aos estudos geológicos e pedológicos no projeto básico).

Essas informações poderiam ter sido contempladas em um estudo de viabilidade ambiental anterior, o qual não foi realizado. O projeto foi analisado em sua forma original e notou-se a ausência de dados climáticos relativos à pluviosidade, ventos, radiação solar, entre outros aspectos importantes para o funcionamento adequado desse tipo de obra de engenharia. Poucas também são as informações quanto ao monitoramento da ETE, alternativas de disposição dos resíduos gerados e capacitação de funcionários.

Quanto às responsabilidades legais, o texto constitucional é muito claro no sentido de atribuir responsabilidades a todos os entes da federação pela proteção

ambiental, além da própria coletividade no sentido de fiscalizar os atos e/ou omissões do Poder Público no sentido de alcançar um bom estado ambiental, ou seja, um meio ambiente ecologicamente equilibrado.

O fato do poder público municipal implantar um sistema de esgotamento sanitário após anos de inércia não o isenta das responsabilidades ambientais, especialmente a responsabilidade civil ambiental, que é aquela que ocorre independentemente da existência de culpa e é imprescritível em relação à obrigação de reparação ambiental. Dependendo da situação, restam ainda outras responsabilidades ambientais, a administrativa e a penal. No caso das ETes, e considerando o presente estudo de caso, as condutas pretéritas totalmente omissivas por parte do poder público municipal para atender às necessidades do município, ou mesmo na falta de controle e fiscalização das emissões de esgotos, com a afetação do meio ambiente e saúde da população local, incorre na responsabilização civil de reparação dos danos causados ao meio ambiente (bem público) e a terceiros afetados. Essa obrigação recai, por disposição constitucional e infraconstitucional, sobre o poder público municipal, independentemente de culpa ou de alegação de falta de recursos financeiros para cumprimento de referidas responsabilidades ambientais.

REFERÊNCIAS

- AITH, F. M. A.; ROTHBARTH, R. O estatuto jurídico das águas no Brasil. *Estudos Avançados*, São Paulo, v. 29, n. 84, p. 163-177, ago. 2015. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40142015000200163&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 6 jun. 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142015000200011>
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005. *Diário Oficial da União*, Brasília, 18 mar. 2005. p. 58-63.
- _____. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Texto constitucional promulgado em 5 de outubro de 1988. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicaocompilado.htm>. Acesso em 18 nov. 2016.
- _____. Decreto nº 6.514, de 22 de julho de 2008. Dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações, e dá outras providências. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2008/decreto/D6514.htm>. Acesso em 18 nov. 2016.
- _____. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L6938.htm>. Acesso em: 18 nov. 2016.
- _____. Lei nº 7.347, de 24 de julho de 1985. Disciplina a ação civil pública de responsabilidade por danos causados ao meio-ambiente, ao consumidor, a bens e direitos de valor artístico, estético, histórico, turístico e paisagístico (VETADO) e dá outras providências. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L7347orig.htm>. Acesso em: 18 nov. 2016.
- _____. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm>. Acesso em: 18 nov. 2016.
- _____. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9605.htm>. Acesso em 18 nov. 2016.
- _____. Superior Tribunal de Justiça. *Recurso Especial n.º 1.071.741-SP (2008/0146043-5 de 16/12/2010)*. Relator: ministro Herman Benjamin. 2010. Disponível em: <<http://www.lexml.gov.br/urn/urn:lex:br:superior.tribunal.justica;turma.2:acordao;resp:2009-03-24;1071741-1075754>>. Acesso em: 6 jun. 2016.
- CABRAL, N. R. A. J.; SOUZA, M. P. *Área de proteção ambiental: planejamento e gestão de paisagens protegidas*. São Carlos: RiMa, 2002.
- CAVALIERI FILHO, S. *Programa de responsabilidade civil*. 11th ed. São Paulo: Malheiros, 2014.
- GOMES, L. R. Princípios constitucionais de proteção ao meio ambiente. *Revista de Direito Ambiental*, v. 4, n. 16, p. 164-191, out./dez. 1999.
- GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. Secretaria Estadual de Saneamento e Recursos Hídricos. Coordenadoria de Recursos Hídricos. *Relatório de Situação dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo*. São Paulo, 2011.
- HENKES, S. L. A responsabilidade civil no direito ambiental brasileiro. *Revista de Direito Sanitário*, São Paulo, v. 10, n. 1, p. 51-70, mar./jul. 2009. Disponível em: <<http://www.revistas.usp.br/rdisan/article/view/13146/14952>>. Acesso em: 6 jun. 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.11606/issn.2316-9044.v10i1p51-70>

HUPFFER, H. M.; NAIME, R.; ADOLFO, L. G. S.; CORRÊA, I. L. M. Responsabilidade civil do Estado por omissão estatal. *Revista Direito GV*, São Paulo, v. 8, n. 1, p. 109-129, jun. 2012. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1808-24322012000100005&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 6 jun. 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1808-24322012000100005>

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Censo Demográfico 2010*. Brasília, 2010. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/painel/painel.php?lang=&codmun=352360&search=sao-paulo|itirapina|infograficos:-dados-gerais-do-municipio>>. Acesso em: 6 jan. 2014.

LEITE, J. R. M. Sociedade de risco e Estado. In: CANOTILHO, J. J. G.; LEITE, J. R. M. (Orgs.). *Direito Constitucional Ambiental Brasileiro*. 5th ed. São Paulo: Saraiva, 2012. p. 157-232.

MILARÉ, E. *Direito do ambiente: doutrina, jurisprudência, glossário*. 5th ed. São Paulo: Revista dos Tribunais, 2009.

MONTEIRO, C. A. F. *A dinâmica climática e as chuvas de inverno na fachada sul oriental do Brasil: estudo geográfico sob forma de atlas*. São Paulo: IGEOG-USP, 1973.

MOTA, S. *Introdução à engenharia ambiental*. Rio de Janeiro: ABES, 1997.

OLIVEIRA, H. H. 1995. *Proposta de criação e caracterização da Área de Proteção Ambiental de Descalvado - SP*. Dissertação de Mestrado. São Paulo, Universidade de São Paulo, 140 p. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_nlinks&ref=000081&pid=S0085-5626200300010001400022&lng=en>. Acesso em: 6 jan. 2014.

OLIVEIRA, C. M.; AMARANTE JÚNIOR, O. P. *Direito internacional das águas doces*. São Carlos: RiMa, 2009.

PITTON, S. E. C. *Análise de sistemas de organização climática do espaço*. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas (IGCE), Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 1985.

PREFEITURA MUNICIPAL DE ITIRAPINA. *Projeto básico da estação de tratamento de esgotos sanitários*. Itirapina, 2002.

SÃO PAULO. Constituição (1989). Constituição do Estado de São Paulo. Texto constitucional promulgado em 5 de outubro de 1989. Disponível em: <<http://www.legislacao.sp.gov.br/legislacao/dg280202.nsf/a2dc3f553380ee0f83256cfb00501463/46e2576658b1c52903256d63004f305a?OpenDocument>>. Acesso em 18 nov. 2016.

_____. Decreto nº 10.755, de 22 de novembro de 1977. Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto n. 8.468, de 8 de setembro de 1976 e dá providências correlatas. Disponível em: <<http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1977/decreto-10755-22.11.1977.html>>. Acesso em 18 nov. 2016.

_____. Lei nº 997, de 31 de maio de 1976. Dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente. Disponível em: <<http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1976/lei-997-31.05.1976.html>>. Acesso em 18 nov. 2016.

SILVA, J. A. *Curso de Direito constitucional positivo*. 17th ed. São Paulo: Malheiros, 2000.

VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. 2nd ed. Belo Horizonte: Editora da UFMG, 1997. v. 1.

GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO CIVIL: ESTUDO DE CASO EM EMPREENDIMENTOS COMERCIAL E RESIDENCIAL EM LONDRINA (PR)

MANAGEMENT OF BUILDING WASTE: CASE STUDY IN A
COMMERCIAL AND A RESIDENTIAL BUILDINGS IN LONDRINA (PR)

Paola Arima Scalone

Engenheira Ambiental pela
Universidade Tecnológica Federal do
Paraná (UTFPR) – Londrina (PR), Brasil.

Sueli Tavares de Melo Souza

Doutora em Engenharia Civil pela
COPPE/UFRJ – Rio de Janeiro (RJ),
Brasil.

Edilene Sarge Figueiredo

Química pela Universidade Estadual de
Londrina (UEL) – Londrina (PR), Brasil.

Endereço para correspondência:

Paola Arima Scalone – Rua
Espírito Santo, 773 – Centro
– 86010-510 – Londrina (PR),
Brasil – E-mail:
paolaascalone@gmail.com

RESUMO

Com o crescimento do setor da construção civil, a exploração de matéria-prima aumenta, assim como os impactos ambientais causados aos recursos naturais. Além disso, a problemática desse setor envolve desde o desperdício até a segregação incorreta nas obras, contribuindo para o aumento da quantidade de resíduos. Por isso, é necessário que seja realizado um Plano de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil (PGRCC). O objetivo principal do presente trabalho foi proporcionar melhorias ao gerenciamento de resíduos da construção civil (RCCs) por meio do monitoramento do PGRCC em dois empreendimentos, um comercial e outro residencial. O monitoramento consistiu em visitas semanais e tinha como instrumento o Plano de Ação, documento para registro das não conformidades e ações para solucioná-las. O empreendimento comercial teve eficiência maior do Plano de Ação, porém no residencial houve maior eficácia. Nos empreendimentos havia política de reciclagem; assim, o PGRCC cumpriu seu objetivo de minimizar os impactos causados pela construção civil.

Palavras-chave: resíduos; Plano de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil (PGRCC); monitoramento do PGRCC; plano de ação.

ABSTRACT

As the civil construction sector increases, raw material exploration raises as well as impacts on the natural resources. In addition, the issues of this sector goes from the waste to incorrect segregation in the construction works, leading to a wastage amount increase. Therefore, elaborating a Building Waste Management Plan is necessary. The main objective of this work was to provide actions in order to improve the management of waste building by monitoring the Building Waste Management Plan in two buildings, a commercial and a residential. The monitoring consisted in weekly visits and it had the Action Plan as a tool, which is a document to record non conformities and actions to solve them. The commercial building was more efficient than the residential, but the latter was most effective. Both buildings had recycling policies, then the implementation of the Building Waste Management Plan fulfilled the objective, which was minimizing environmental impacts.

Keywords: waste building; Building Waste Management Plan; monitoring of Building Waste Management Plan; action plan.

INTRODUÇÃO

A construção civil tem papel fundamental na economia do Brasil. A Câmara Brasileira da Indústria da Construção (2011, p. 5) indica que, de 2004 a 2010, houve o crescimento de 42,41% da Construção Nacional, sendo que em 2010 o produto interno bruto (PIB) da construção civil correspondeu a 5,3% do PIB total do Brasil.

Para mensurar o crescimento da construção civil em Londrina, cidade em que o presente estudo foi realizado, em 2002 foram 500 mil m² de projetos aprovados pelo município. Dez anos depois, em 2012, o número saltou para 2 milhões de m² de projetos a serem construídos. Apesar do grande número de aprovações, ainda há uma parcela de investidores e empresários que deixam de regularizar suas obras quando executadas (LEITE, 2012).

De acordo com a Câmara Brasileira da Indústria da Construção (2011), com o crescimento da construção civil, vários fatores são alterados, uns positivos, como a taxa de desemprego que diminui, e outros negativos, como o consumo de materiais que aumenta.

Ao consumir um produto, existe uma cadeia por trás disso, que consiste basicamente na extração de matéria-prima, na produção e no transporte até o atacadado. Durante o processo há gastos com energia, água e combustível do transporte. Assim, quando há desperdício em obras, consequentemente aumenta-se o consumo de materiais, a extração de matéria-prima, os gastos com energia, água e combustível, a poluição e a geração de resíduos.

No Brasil, em 2012, foram coletados mais de 35 milhões de toneladas de resíduos de construção e demolição pelos municípios, resultando no aumento de 5,3% de coleta. A Região Sul tem como índice de co-

leta 0,648 kg/hab/dia, ficando na terceira posição em relação às outras regiões, na frente das Regiões Norte e Nordeste e atrás das Regiões Sudeste e Centro-Oeste (ABRELPE, 2012). É preciso se preocupar com esses valores, já que contabilizam apenas os resíduos coletados pelos municípios, que representam uma pequena parcela; deve-se, então, atentar para a geração, a responsabilidade de coleta e a destinação final dos grandes geradores.

Dentre os impactos que o gerenciamento inadequado de resíduos pode ocasionar, podem ser citados a obstrução de córregos e o assoreamento de lagos e rios devido ao carreamento de sedimentos, tais como areia e solo (PINTO, 1999). Quando há acúmulo de resíduos da construção civil (RCCs) e as disposições são irregulares, de acordo com Azevedo *et al.* (2006), incentiva-se a criação de pontos de resíduos. Com isso, o poder público precisa fazer mais investimentos para diminuir esses problemas.

Diante da problemática de elevada geração de resíduos, a Resolução CONAMA nº 307 (BRASIL, 2002) estabelece a necessidade de grandes geradores realizarem o Plano de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil (PGRCC). A partir desse plano, o gerador fica responsável pelo acondicionamento desses resíduos até a destinação final adequada, reduzindo, dessa forma, a destinação clandestina, já que o gerador terá de prestar contas no final da obra.

O Decreto nº 768, de 23 de setembro de 2009, instituiu o Plano Integrado de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil em Londrina, que tem como objetivo melhorar a limpeza da cidade e regulamentar o exercício das responsabilidades dos pequenos e grandes geradores e seus transportadores (LONDRINA, 2009).

terão de seguir os procedimentos estabelecidos no Programa Municipal de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil e os grandes geradores terão de elaborar e implantar o PGRCC, que deve conter os tópicos: caracterização dos resíduos (identificação e quantificação), triagem, acondicionamento, transporte e destinação.

Classificação dos resíduos

A Resolução CONAMA nº 307, de 5 de julho de 2002 (BRASIL, 2002), tem como objetivo minimizar os impactos causados pelos RCCs. Para tal tarefa, deve ser utilizado como instrumento o Plano Integrado de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil, que deve ser realizado pelos municípios e pelo Distrito Federal. Nesse Plano, os pequenos geradores

A Resolução CONAMA nº 307 (BRASIL, 2002) ainda se para os RCCs em quatro classes:

- Classe A: resíduos que podem ser reutilizados ou reciclados como agregados. Ex.: argamassa, concreto, blocos pré-moldados, tijolos, telhas, solos devido à terraplanagem, entre outros (BRASIL, 2002);
- Classe B: resíduos que podem ser reciclados para outras destinações. Ex.: papel, plástico, metal, vidro, madeira e gesso (BRASIL, 2002). A partir de 24 de maio de 2011, o gesso foi adicionado nessa classe pela Resolução CONAMA nº 431 (BRASIL, 2011);
- Classe C: resíduos em que a reciclagem ou a recuperação não são economicamente viáveis ou ainda não há tecnologia desenvolvida (BRASIL, 2002). Dependendo da cidade em que resíduos de gesso e isopor são gerados, pode ser economicamente in-

viável enviá-los para o local de reciclagem; assim, mesmo que esses materiais sejam recicláveis, nesse caso serão classificados como Classe C;

- Classe D: resíduos perigosos de origem da construção civil. Ex.: tintas, óleos, materiais que contenham amianto, substância que foi incluída nessa classe na Resolução CONAMA nº 348 (BRASIL, 2004).

A Resolução CONAMA nº 448 (BRASIL, 2012) altera alguns artigos da Resolução CONAMA nº 307 (BRASIL, 2002). No art. 8 fica estabelecido que os PGRCCs devem ser elaborados e implantados pelos grandes geradores e ter como objetivo o manejo e a destinação de resíduos ambientalmente adequados (BRASIL, 2012).

Plano de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil

Como forma de reduzir os resíduos gerados na construção civil e minimizar os seus impactos, é importante que se faça o gerenciamento dos RCCs. Para realizar tal tarefa, utiliza-se como ferramenta o PGRCC.

O PGRCC começa com a etapa de planejamento. Nessa etapa, com base no tipo da obra e no projeto arquitetônico, é feita a caracterização e estimativa dos resíduos que serão gerados. A partir desse momento é importante que se estude possibilidades de efetuar a reutilização desses resíduos e realizar a destinação final apenas quando não for possível enviar para a reciclagem. Após conhecer os resíduos que serão obtidos e a sua quantidade aproximada, é preciso pensar nas formas de acondicionamento — baias, bombonas, bags ou coletores de lixo — e onde serão dispostos, de forma a auxiliar na logística para retirada dos materiais (GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2010).

Além do PGRCC, para uma gestão de resíduos eficiente é muito importante projetar o empreendimento incorporando métodos ou materiais que visem à redução de resíduos. Com a implantação do PGRCC, é essencial que haja redução, reutilização e reciclagem dos resíduos no próprio canteiro. Caso não seja possível, deve-se transportar até um local licenciado, onde será feita a triagem dos materiais e, posteriormente, a destinação final adequada.

O objetivo do estudo foi proporcionar melhorias na implantação do PGRCC, analisar e documentar, por meio de registros fotográficos, as dificuldades encontradas durante o processo de introdução do plano, sugerir adequações para os problemas encontrados nos dois empreendimentos e comparar o gerenciamento de resíduos em ambos em relação às ações realizadas e à eficiência do Plano de Ação.

MATERIAIS E MÉTODOS

O monitoramento do PGRCC foi realizado em dois empreendimentos de grande porte. O primeiro empreendimento possuía 2 torres comerciais de aproximadamente 20 andares, as quais já estavam erguidas — 9 pavimentos. O segundo estava na fase inicial — fundação — e tinha três torres residenciais.

A fim de verificar se estava sendo feita a limpeza do local, a segregação e a destinação dos resíduos, foi necessário fazer o monitoramento da obra semanalmente, indo a campo e realizando registros. Como forma de acompanhamento foram registradas as evidências de conformidades e não conformidades em relação ao

estabelecido no PGRCC e na legislação. Normalmente, as não conformidades eram registradas por meio de fotos, porém quando as evidências encontradas não eram claras, faziam-se perguntas informais aos funcionários, tais como:

- O que é o resíduo?
- Em que situações o produto que origina o resíduo é utilizado?
- Como o produto é utilizado?
- Qual a destinação do resíduo?

Essas perguntas ajudavam a identificar o resíduo gerado e se havia alguma não conformidade na maneira que o material era utilizado, acondicionado e destinado.

O Plano de Ação foi realizado para relatar aos administradores da obra o que estava sendo executado de maneira errada, a causa do problema, como solucioná-lo, quem ficaria responsável por tal tarefa, a data em que o problema foi apresentado e a data máxima para solucioná-lo.

Esse Plano mostra tudo o que ocorreu na obra, isto é, funciona como um histórico. Se ao longo da implantação houver, por exemplo, dez não conformidades e oito tiverem sido solucionadas, o Plano de Ação continuará com dez itens. E se uma ação tiver sido solucionada e se repetir no futuro, contabilizará mais uma não conformidade.

A configuração do Plano de Ação encontra-se na Figura 1, fornecida pela CMB Consultoria LTDA. (2012). As letras presentes na figura representam:

- A – local para o nome da empresa ou algo que caracterize a obra em que o PGRCC estava sendo implantado;
- B – siglas para o tipo de ação que foi realizada. Medidas de contenção são para que os problemas não aumentem, as preventivas tentam evitar que problemas aconteçam, as corretivas buscam corrigir atitudes erradas e as de melhoria são feitas quando se pretende realizar mais do que o mínimo necessário;
- C – local para a data do Plano de Ação;
- D – foto do problema/não conformidade encontrada;
- E – descrição do problema retratado na foto ao lado;
- F – a possível causa para ocorrência do problema;
- G – local para inserir a sigla do tipo de ação realizada;
- H – ação proposta para solucionar o problema/não conformidade;
- I – data inicial: dia em que o problema foi mostrado aos responsáveis pela obra;
- J – responsável pelas medidas que precisaram ser tomadas de modo a evitar que o problema volte a ocorrer;
- K – data prevista para solucionar o problema;
- L – data conclusão: data em que o problema realmente foi solucionado.

A		PLANO DE AÇÕES INTERNAS			B Ação:		For 001	DATA C		
					CT – Contenção	P – Preventiva				
					C – Corretiva	M – Melhoria				
Origem da informação/ problema	Descrição do problema	Causa	Clf	Ação		Data inicial	Responsável	Data prevista	Data conclusão	
1	D	E	F	G	H		I	J	K	L
2										

Figura 1 – Plano de ações internas.

Eficiência do Plano de Ação

A eficiência do Plano de Ação é analisada por meio de gráficos que apresentam a quantidade de não conformidades e de ações realizadas. De acordo com a Equação 1, a razão entre as ações realizadas e as não conformidades aponta a eficiência do Plano de Ação. Quanto maior a quantidade de ações concluídas para resolver as não conformidades, maior será a eficiência na im-

plantação do PGRCC. Esse controle no Plano de Ação auxilia na tomada de decisões em relação à gestão dos resíduos, pois analisa se as soluções tomadas conduziram ao resultado esperado.

$$\text{Eficiência do Plano de Ação (\%)} = \frac{\text{n}^\circ \text{ de ações realizadas}}{\text{n}^\circ \text{ não conformidades}} \cdot 100 \quad (1)$$

RESULTADOS

As duas obras possuíam responsáveis, práticas e dinâmicas diferentes; conseqüentemente, os problemas relacio-

nados aos resíduos eram gerenciados de maneira distinta. Por isso, os resultados serão apresentados separadamente.

Obra comercial

Ao iniciar as visitas à obra foi possível perceber mistura de resíduos tanto dentro quanto fora do canteiro de obras. A disposição de caçambas na rua possibilitou que terceiros colocassem os seus resíduos, os quais a empresa passava a ser responsável pela destinação, como pode ser visto na situação A da Figura 2, que representa um Plano de Ação simplificado com fotos, cedidas pela CMB Consultoria Ltda. (2013), de situações que ocorreram no canteiro de obras durante o monitoramento.

Na Figura 2A, há vários tipos de resíduos, como Classe A — areia, solo, concreto, tijolos — e Classe B — garrafa PET. Além da responsabilidade em assumir o resíduo de terceiros, a mistura de detritos pode reduzir a chance de reaproveitamento desses materiais.

A disposição de caçambas estacionárias costuma ser na rua, devido à falta de espaço no canteiro de obras. Como não havia a possibilidade de trazê-las para dentro do canteiro, a solução proposta foi cobrir as caçambas com uma lona no final de cada jornada de trabalho. No entanto, durante o período noturno as pessoas rasgavam a lona para descartar seus resíduos dentro da caçamba. Como a ação não foi bem-sucedida, as caçambas foram retiradas da avenida movimentada, com intenso fluxo de carros e pedestres, e realocada em uma rua lateral à obra, onde o movimento era menor.

Visando possibilitar a reciclagem, reduzir a mistura de resíduos e facilitar a segregação e a destinação final foram construídas baias (Figura 2A — Solução). Como o resíduo Classe A é volumoso, foi sugerido que fosse

mantido o acondicionado em caçambas, para evitar dois trabalhos: o de levar até a baia e o de retirar e colocar na caçamba no momento de saída do resíduo. Os ferros também foram acondicionados em caçambas e as madeiras em contêineres, pelos mesmos motivos do acondicionamento dos resíduos Classe A.

A quantidade, o tamanho das baias e os resíduos que seriam acondicionados foram escolhidos de acordo com o espaço no canteiro de obras e as características dos resíduos. Nas cinco baias foram dispostos: resíduos perigosos, orgânicos, recicláveis, isopor e gesso. A opção por esses resíduos foi devido à necessidade de armazenamento em locais impermeabilizados e cobertos, para que eles não ficassem expostos às intempéries, como chuva e vento.

Com base na Resolução CONAMA nº 275, o correto seria utilizar a cor laranja para identificar resíduos perigosos, marrom para orgânico, verde para reciclável e cinza para isopor e gesso, já que em Londrina ainda não há empresa que faça a reciclagem ou a reutilização. Como as cores das baias não correspondiam aos resíduos que seriam acondicionados, e para não haver mais gastos de tintas, foram feitas adaptações:

- Baia vermelha: resíduos perigosos;
- Baia azul: resíduos recicláveis;
- Baia amarela: isopor;
- Baia verde: gesso;
- Baia marrom: resíduos orgânicos;

	Problema	Solução
A		
B		
C		

Figura 2 – Plano de ação simplificado com os registros de problemas e suas respectivas soluções no empreendimento comercial.

Para a implantação dos coletores e das baias foram realizados treinamentos com a equipe de limpeza e com os demais colaboradores.

De acordo com a situação B (Figura 2), foi possível perceber que nos pavimentos havia, com frequência, resíduos recicláveis e orgânicos. Esses resíduos eram misturados com resíduos Classe A e muitas vezes colocados na caçamba.

O isopor é classificado como reciclável (Classe B). No entanto, os funcionários não limpavam a marmita após fazer a refeição, configurando o recipiente como resíduo orgânico. A alternativa para segregar esses resíduos corretamente no pavimento foi confeccionar coletores, um para resíduo orgânico e rejeito e outro para materiais recicláveis (Figura 2B – Solução), dispostos nos andares ímpares. Os coletores ficavam próximos ao elevador, para facilitar o transporte ao andar térreo. É possível notar que os resíduos orgânicos e os rejeitos ficavam em sacola plástica preta e os recicláveis eram acondicionados em sacola plástica verde, conforme estabelecido pelo município de Londrina (Figura 2B).

Eficiência do Plano de Ação: empreendimento comercial

Durante os 17 meses — dezembro de 2012 a abril de 2014 — de acompanhamento da obra, houve, no total, 46 não conformidades distintas, somando a Torre I e a Torre II do empreendimento comercial. Algumas não conformidades ocorreram nas duas torres, outras foram solucionadas, mas é preciso frisar algumas repetições. Das 46 ações que foram propostas para as não conformidades até abril, 31 foram realizadas (Gráfico 1).

O Gráfico 1 mostra como foi a evolução da implantação do PGRCC baseada nas visitas de monitoramento semanais para coleta de dados. No início, eram registradas apenas as não conformidades, por isso a eficiência 0 no mês de janeiro. Vale salientar que

Obra residencial

Assim como na obra comercial, na residencial também havia não conformidades. A pintura era realizada em local descoberto, sem nenhuma proteção e diretamente no solo, como mostrado na Figura 3A.

Os coletores foram confeccionados com pedaços de chapas de madeirites disponíveis na obra, procedimento aceitável por proporcionar reutilização. Outro questionamento em relação aos resíduos orgânicos é que eles não devem ser gerados nos locais de trabalho, ou seja, nos pavimentos. Segundo o item 18.4.2.11.1 da Norma Regulamentadora 18 (BRASIL, 1978), é proibido comer fora de locais adequados para a refeição. No entanto, como os funcionários não obedeciam à norma, coube à equipe de gestão de resíduos providenciar o coletor de orgânico para reduzir a mistura de resíduos.

Após a implantação dos coletores e das baias, novas não conformidades apareceram. Um exemplo foi a lâmpada encontrada no coletor (Figura 2C – Problema), a qual deve passar por logística reversa para sua descontaminação e destinação final. A existência da lâmpada dentro do coletor indicou que outros casos poderiam acontecer; por isso, a equipe construiu um depósito para acondicionar as lâmpadas até sua descontaminação e destinação final (Figura 2C – Solução). Esse depósito ficava no térreo; como a geração de lâmpadas não era grande, o funcionário transportava as lâmpadas dentro de uma caixa.

a eficiência aparece somente quando as primeiras ações começaram a ser realizadas. Apesar de ter ocorrido o aumento de não conformidades, houve, em uma proporção maior, o aumento de ações realizadas, o que culminou no aumento da eficiência do Plano de Ação, que até o momento foi de aproximadamente 67%.

A redução da eficiência a partir do mês de outubro pode ser atribuída ao final da obra, etapa em que ainda acontecem novas não conformidades e o foco, no momento, é o cumprimento de metas para a finalização da obra. Outra constatação é que mesmo com a adoção de medidas para evitar a mistura de resíduos, esse problema continuou.

Como a construção estava no início, não havia muitos locais cobertos. Desse modo, foi sugerido realizar a pintura em cima de um madeirite ou de uma lona, que devido à contaminação pela tinta foi destinada correta-

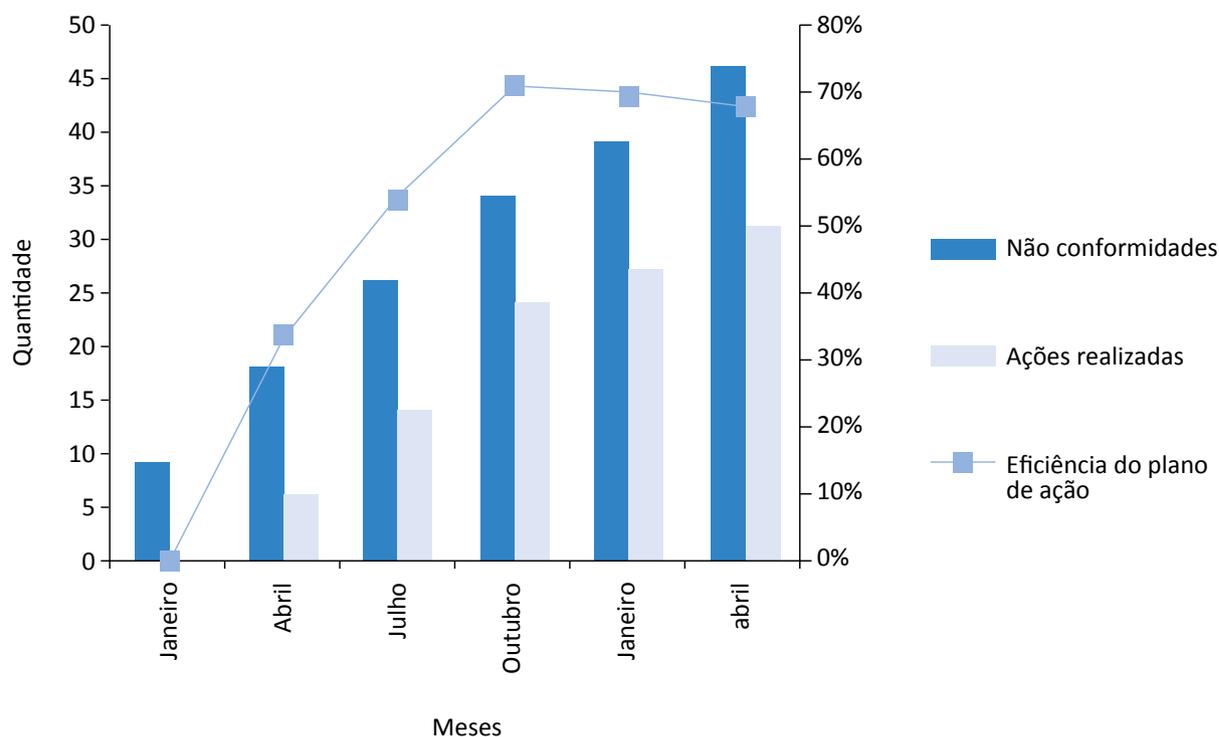


Gráfico 1 – Controle do Plano de Ações – Empreendimento comercial.

mente após o uso. Na Figura 3A (Solução) está registrada a lona utilizada para proteger o solo de contaminação no momento da pintura.

Além dos problemas com a pintura, havia muitos maços de cigarros no chão (Figura 3B – Problema). Os funcionários não tinham o costume de descartá-los nos coletores; quando descartavam, faziam de modo incorreto, motivo pelo qual foi realizado um treinamento. Além do treinamento, foram confeccionadas pequenas caixas (Figura 3B) para que os funcionários descartassem também as bitucas de cigarro, que são consideradas rejeitos. O resultado foi positivo, pois os funcionários aderiram à medida.

Resíduos como papel e plástico não possuíam um local para acondicionamento, ficando espalhados ou

dentro de *bags*. O problema não era armazenar em *bags*, e sim a quantidade excessiva de resíduos descartados nesse recipiente (Figura 3C). Dessa forma, a empresa construiu baias para acondicionar esses resíduos (Figura 3C – Solução).

Outra não conformidade que costumava acontecer era a mistura de resíduos. A empresa realizou treinamento, mas muitas vezes os resíduos orgânicos eram descartados no coletor de recicláveis, impossibilitando o envio para as cooperativas de reciclagem. Assim, a construtora teve a iniciativa de passar a cobrar uma multa da empreiteira sempre que houvesse mistura de resíduos. Houve redução significativa na mistura dos resíduos; no entanto, às vezes a não conformidade voltava a ocorrer.

Eficiência do Plano de Ação: empreendimento residencial

O acompanhamento da implantação do PGRCC nessa obra, que resultou neste trabalho, foi de 14 meses —

março de 2013 a abril de 2014. No total, foram 18 não conformidades e 9 ações realizadas para solucioná-las,

	Problema	Solução
A		
B		
C		

Figura 3 – Plano de ação simplificado com os registros de problemas e suas respectivas soluções no empreendimento residencial.

representado uma eficiência de aproximadamente 50%, como visto no Gráfico 2. A baixa quantidade de não conformidades é resultado de problemas que não foram solucionados e, conseqüentemente, continuam existindo; assim, o *status* não fica como concluído e não é feito um novo registro de não conformidade.

É importante destacar que a mistura de resíduos foi uma não conformidade que não foi solucionada completamente nos dois empreendimentos, por mais que fossem feitos treinamentos e adotadas medidas para conter esse problema. No entanto, com o gerenciamento de RCCs, a mistura de resíduos foi minimizada, já que antes da implantação do plano a mistura era maior. O problema dos maços de cigarro no chão no empreendimento residencial também não foi totalmente solucionado.

Como descrito, o gerenciamento dos resíduos foi mais eficiente no empreendimento comercial, pois as ações eram tomadas para solucionar as não conformidades naquele momento, mesmo com a possibilidade de es-

sas irregularidades voltarem a ocorrer e as ações terem de ser refeitas; por isso, nesse caso, o gerenciamento foi mais eficiente do que eficaz. Já no empreendimento residencial o gerenciamento teve uma eficácia maior, pois os responsáveis pelo gerenciamento na obra eram mais receptivos; prova disso foram as caixinhas para bitucas de cigarros e a multa como punição em caso de mistura de resíduos, medidas implantadas por iniciativa dos responsáveis da obra e que praticamente solucionaram os problemas, visto que poucas vezes voltavam a ocorrer.

A diferença entre o gerenciamento nas duas obras teve como grande influência a fase em que a obra se encontrava. Enquanto no empreendimento comercial — obra em andamento — as medidas eram tomadas com o objetivo de solucionar os problemas momentaneamente, no empreendimento residencial — obra no início — havia um planejamento prévio das atividades e os colaboradores já eram instruídos em relação à maneira correta de gerenciar os resíduos.

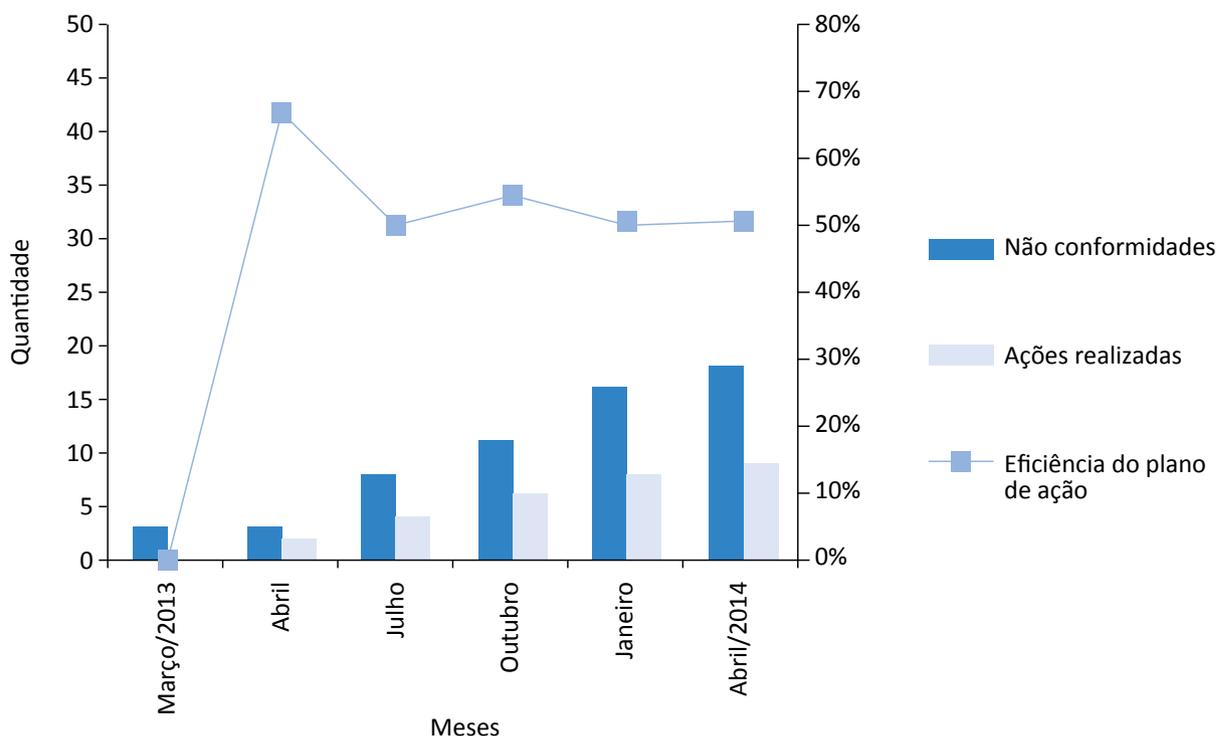


Gráfico 2 – Controle do Plano de Ações – Empreendimento residencial

A implantação do PGRCC é essencial para reduzir, reutilizar, reciclar e destinar corretamente os resíduos. No entanto, nos dois empreendimentos não havia políticas de redução e reutilização. O foco principal era dar a destinação correta aos resíduos, processo que inclui empresas de reciclagem. Por isso, pode-se afirmar que os dois empreendimentos tinham política de reciclagem.

É comum que os grandes geradores possuam um PGRCC apenas para conseguir o “Habite-se” e regula-

rizar sua obra. No entanto, existe uma diferença entre possuir um PGRCC e implantá-lo. O fato de tê-lo não garante que a geração de resíduos seja reduzida, que haja reutilização e reciclagem, apenas que sejam destinados corretamente. Assim, é preciso que o PGRCC seja implantado e monitorado, caso contrário o plano ficará apenas no papel e não cumprirá seu objetivo principal, que é minimizar os impactos ambientais da construção civil.

CONCLUSÃO

A partir das visitas semanais aos dois empreendimentos foi possível realizar o monitoramento da implantação do PGRCC.

Os registros por meio de fotos durante as visitas possibilitaram a realização de análises e, posteriormente, sugestões para solucionar os problemas que ocorreram em cada obra, conforme descrito no Plano de Ação.

Com o resultado do Plano de Ação é possível concluir que o empreendimento comercial realizou um gerenciamento mais eficiente, apesar de as obras estarem em etapas diferentes.

Em relação às ações realizadas, pode-se dizer que o gerenciamento mais eficaz foi feito no empreendimento residencial, visto que os problemas foram solucionados, e não apenas corrigidos momentaneamente, além de os responsáveis possuírem mais iniciativa, adotarem medidas proativas e serem mais receptivos às sugestões.

A implantação do PGRCC nos dois empreendimentos possibilitou uma redução na mistura dos resíduos e aumentou a quantidade de materiais recicláveis destinados a empresas licenciadas ambientalmente. A reciclagem minimiza a utilização de matéria-prima e recursos naturais e reduz a poluição; conseqüentemente, o PGRCC cumpre seu objetivo de minimizar os impactos causados pela construção civil.

REFERÊNCIAS

ABRELPE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil*. São Paulo: Abrelpe, 2012. 116p.

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*, Rio de Janeiro, v. 11, n. 1, p. 65-72, mar. 2006. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v11n1/29139.pdf>>. Acesso em: 12 jun. 2014.

BRASIL. Ministério do Trabalho e Emprego. Condições e meio ambiente de trabalho na indústria da construção da norma regulamentadora n.º 18. *Diário Oficial do Brasil*, Brasília, 8 jul. 1978. Disponível em: <[http://portal.mte.gov.br/data/files/FF8080814295F16D0142ED4E86CE4DCB/NR-18%20\(atualizada%202013\)%20\(sem%2024%20meses\).pdf](http://portal.mte.gov.br/data/files/FF8080814295F16D0142ED4E86CE4DCB/NR-18%20(atualizada%202013)%20(sem%2024%20meses).pdf)>. Acesso em: 1.º jul. 2014.

_____. Resolução CONAMA nº 275, de 25 de abril de 2001. Estabelece o código de cores para os diferentes tipos de resíduos. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 19 jun 2001. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=273>>. Acesso em: 16 jun. 2014.

_____. Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n.º 307, de 5 de julho de 2002. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. *Diário Oficial da União*, Brasília, 17 jul. 2002. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=307>>. Acesso em: 16 jun. 2014.

_____. Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n.º 348, de 16 de agosto de 2004. Inclui o amianto na classe de resíduos perigosos. *Diário Oficial da União*, Brasília, 17 ago. 2004. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=449>>. Acesso em: 16 jun. 2014.

_____. Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n.º 431, de 24 de maio de 2011. Altera o art. 3.º da Resolução n.º 307, de 5 de julho de 2002, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, estabelecendo nova classificação para o gesso. *Diário Oficial da União*, Brasília, 25 maio 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=649>>. Acesso em: 16 jun. 2014.

_____. Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n.º 448, de 18 de janeiro de 2012. Altera os arts. 2.º, 4.º, 5.º, 6.º, 8.º, 9.º, 10 e 11. *Diário Oficial da União*, Brasília, 19 jan. 2012. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=672>>. Acesso em: 16 jun. 2014.

CÂMARA BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DA CONSTRUÇÃO. *Informativo econômico construção civil: desempenho e perspectivas*. Brasília, 2011. Disponível em: <http://www.cbicdados.com.br/media/anexos/05_Balanco_2011.pdf>. Acesso em: 11 jun. 2014.

CMB CONSULTORIA LTDA. *Manual de Plano de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil*. Londrina, 2012.

_____. *Manual de Plano de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil*. Londrina, 2013.

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. Secretaria da Educação. Fundação para o Desenvolvimento da Educação. *Manual para Gestão de Resíduos em Construções Escolares*. São Paulo, 2010. 40p.

LEITE, J. Sinduscon aponta crescimento no número de aprovação de projetos da construção civil em Londrina. *Odiário.com*, Londrina, 22 nov. 2012. Disponível em: <<http://qualitconstrucao.blogspot.com.br/2012/11/sinduscon-aponta-crescimento-no-numero.html>>. Acesso em: 16 jun. 2014.

LONDRINA. Decreto n.º 768, de 23 de setembro de 2009. Institui o Plano Integrado de Gerenciamento de Resíduos Sólidos da Construção Civil no Município de Londrina-PR, disciplina os transportadores de resíduos em geral e dá outras providências. *Jornal Oficial*, Londrina, 29 set. 2009. Disponível em: <http://www1.londrina.pr.gov.br/dados/images/stories/Storage/sec_ambiente/gestao_residuos/decreto_768_2009.pdf>. Acesso em: 14 jun. 2014.

PINTO, T. P. *Metodologia para a gestão diferenciada de resíduos sólidos da construção urbana*. 218 f. Tese (Doutorado em Engenharia) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

MODELOS DE ESCALA REDUZIDA UTILIZADOS NA ANÁLISE DA SUSTENTABILIDADE DE PRODUTOS

SUSTAINABILITY ASSESSMENT OF PRODUCT DESIGN USING REDUCED SCALE MODELS

Paulo Cesar Machado Ferroli

Professor Doutor de Engenharia do Centro de Comunicação e Expressão do Departamento de Expressão Gráfica da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) – Florianópolis (SC), Brasil.

Lisiane Ilha Librelotto

Professora Doutora de Engenharia do Centro Tecnológico (CTC) do Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo (Pós-ARQ) da UFSC – Florianópolis (SC), Brasil.

Letícia Mattana

Engenheira Civil e mestranda do Pós-ARQ da UFSC – Florianópolis (SC), Brasil.

Endereço para correspondência:

Paulo Cesar Machado Ferroli –
Universidade Federal de Santa
Catarina – Campus Reitor João
David Ferreira Lima, s/n – Trindade –
88040-900 – Florianópolis (SC),
Brasil – E-mail: ferroli@cce.ufsc.br

RESUMO

O conceito de design é, por vezes, reescrito pelo conceito moderno da sustentabilidade. O desenvolvimento ecologicamente correto, que era considerado um diferencial no final do século passado, passa a ser considerado obrigatório. Quando o objetivo do projetista é aliar a inovação com a questão ambiental, surgem dificuldades devido à complexidade do tema. Se por um lado o design busca a satisfação do cliente e a oferta contínua de novos produtos, por outro existe a preocupação em integrar o tecnicamente possível com o ecologicamente necessário, por meio do equilíbrio sustentável dos aspectos sociais, ambientais e econômicos. A contribuição do presente trabalho está na experimentação de modelos a partir da análise da sustentabilidade. A metodologia utilizada compreende a aplicação da ferramenta ESA, em que são consideradas questões ambientais, sociais e econômicas para avaliação dos protótipos. Como resultado, tem-se a demonstração de uma ferramenta de análise da sustentabilidade para aplicação em modelos volumétricos e em produtos.

Palavras-chave: modelos; sustentabilidade; design; produtos; inovação.

ABSTRACT

The concept of design is rewritten by the modern concept of sustainability. The eco-friendly development, which was considered a differential at the end of the last century, now is considered obligatory. When the designer's goal is to combine innovation with environmental issues, some difficulties appear due to the complexity of the subject. If, on the one hand, the designer searches for the customer satisfaction and the continuous supply of new products, on the other, there is a concern to integrate the technically possible with the ecologically necessary. Furthermore, the integration must happen through sustainable balance of social, environmental and economic aspects. The contribution of this work is to experiment models through the analysis of sustainability. The methodology includes the application of ESA tool. This tool considers environmental, social and economic issues for the evaluation of the prototypes. As a result, there is a demonstration of an analysis tool of sustainability to use in volumetric models and products.

Keywords: prototypes; models; sustainability; design.

INTRODUÇÃO

O desenvolvimento de novos produtos tem como objetivo a integração de pessoas, de ferramentas e de tecnologias com a proposta de obter ganhos econômicos. Quando há a intenção de integrar o desenvolvimento de novos produtos com a sustentabilidade, o projeto desses produtos passa a existir um grau adicional de complexidade (THOMÉ *et al.*, 2016).

Parte integrante da atividade projetual, os modelos volumétricos em escala reduzida são, basicamente, representações tridimensionais de objetos ou produtos em fase de desenvolvimento ou semiacabados, simulando determinadas propriedades dos objetos em estudo e, assim, permitindo a correção de possíveis defeitos e insuficiências do produto durante as etapas de projeto (PENNA, 2002). Essa representação dos objetos projetados por meio de modelos pode ser realizada nos meios físico ou virtual.

Segundo Manzini e Vezzoli (2008), design de produtos deve ser entendido de acordo com seu significado amplo e atual; não apenas aplicando o produto físico (definido por material, forma e função), mas estendendo-se ao “sistema-produto”, ou seja, ao conjunto integrado de produto, serviço e comunicação. Dentro dessa linha de pensamento, os autores destacam que o design é a atividade que deve “ligar” o tecnicamente possível com o ecologicamente necessário, atuando dentro de quatro níveis de interferência: redesign ambiental de produtos já existentes; projeto de novos produtos para substituição dos atuais; projeto de novos produtos e serviços intrinsecamente sustentáveis; e proposta de novos cenários para um novo estilo de vida sustentável.

Nesse contexto, observa-se que, até o momento, a atuação profissional dos envolvidos em atividades projetuais está, quase na totalidade dos casos, restrita aos dois primeiros níveis, sendo que tal atuação, embora útil e necessária, é insuficiente para atingir a sustentabilidade ambiental, garantida apenas pelos outros dois níveis (Design for Sustainability). Há, portanto, uma necessidade de alteração comportamental na atividade de projeto, de modo que se enfatizem mudanças de paradigmas toda vez que seja feito o projeto de um novo produto.

A incorporação da variável sustentabilidade em atividades projetuais é assunto consideravelmente deba-

tido na atualidade, sendo consenso entre os autores da área que (para que tenha efeito permanente e não apenas esporádico ou superficial) a sustentabilidade deve ser alicerçada na união das três dimensões básicas: econômica, social e ambiental. A forma de gerir a sustentabilidade, nessas três dimensões, está expressa no modelo de Sustentabilidade Econômica – Social – Ambiental (ESA) (LIBRELOTTO, 2009). Essa forma de gestão deve englobar também o projeto. Inserir os preceitos da sustentabilidade no projeto é a única solução possível para que ocorra a união entre a filosofia da melhoria contínua com a necessidade cada vez maior da preservação dos recursos naturais, qualidade de vida do homem e ao capitalismo vigente.

Tendo em vista que os conceitos relacionados à sustentabilidade são relativamente novos, a principal problemática de sua incorporação na atividade projetual reside em dois tópicos principais:

- a pouca disponibilidade de informações referentes à aplicação em casos reais das variáveis econômicas, sociais e ambientais da sustentabilidade em projeto de produtos e;
- a verificação de confiabilidade de algumas aplicações, tendo em vista o fato de vários estudos de casos não virem necessariamente acompanhados de validação pertinente.

Como forma de integrar a sustentabilidade na atividade projetual, sobretudo nas etapas de modelagem, o objetivo geral da pesquisa relatada no presente artigo foi demonstrar a importância do uso dos modelos volumétricos para análise da sustentabilidade, considerando as variáveis da sustentabilidade descritas no modelo ESA.

O desenvolvimento de novos produtos sustentáveis é uma área de pesquisa que está em constante crescimento (THOMÉ *et al.*, 2016). O presente artigo estrutura-se da seguinte forma: inicialmente, é feita uma breve revisão bibliográfica abordando os assuntos de design, sustentabilidade e ferramentas projetuais com ênfase ambiental; na sequência, apresenta-se o estudo de caso mediante a pesquisa de campo, com posterior elaboração e aplicação de ferramentas projetuais em modelos e protótipos.

REVISÃO DA LITERATURA

Apesar da importância do desenvolvimento ecologicamente correto, algumas vezes a questão ambiental é tratada de modo superficial pelos profissionais, sendo vista como um fator para cumprimento de protocolo. Ferroli & Librelotto (2011a, p. 109) apresentam alguns importantes eventos que surgiram com a evolução dos processos fabris e produtivos:

- o emprego da metodologia científica no processo de produção, integrando as áreas de administração e engenharia, por Taylor;
- a inclusão da preocupação ergonômica em projetos de produtos e ambientes fabris, iniciada timidamente através do movimento *werkbund*, na Alemanha, e evoluindo para o conceito de ergonomia de produto a partir de 1950;
- os princípios da qualidade e a qualidade total, através de suas diversas correntes (gestão da qualidade total, gestão da produtividade total, gestão dos custos total, gestão da tecnologia total, gestão dos recursos total) e de suas várias ferramentas (Diagrama de Pareto, Ciclo PDCA, 5S, Diagrama de Causa-Efeito, Histograma, etc.) principalmente pelos trabalhos de W. E. Deming, Kaoru Ishikawa, Philip B. Crosby, Armand Feigenbaum e Joseph W. Juran;
- a globalização da economia e as associações internacionais de comércio forçando (ou tentando forçar) uma padronização internacional; dentre outras.

Com a evolução desses processos fabris e com os novos métodos e ferramentas desenvolvidos, houve alteração na forma como o conhecimento é adquirido, transmitido e aplicado no desenvolvimento de produtos. Nas primeiras etapas do projeto, há maior grau de liberdade para promover a criatividade, enquanto que nas etapas finais as restrições ficaram maiores, favorecendo a integração entre as diversas disciplinas que compõem o projeto, incluindo a relação do projeto com a sustentabilidade (FERROLI & LIBRELOTTO, 2011b).

Back *et al.* (2008) sugerem diferentes denominações para os projetos voltados ao meio ambiente, dentre elas é possível citar, por exemplo, o projeto para reciclagem, o projeto para sustentabilidade, o projeto para o fim de vida do produto e o projeto para descarte. Os autores complementam dizendo que “entre essas denominações, existem pequenas diferenças de enfoques, mas, em geral, o requisito fundamental é minimizar a utilização de recursos naturais, geração de resíduos, riscos à segurança e à saúde e a degradação ecológica”.

Vários incentivos têm sido encontrados na literatura científica a respeito do aumento da preocupação com a sus-

tentabilidade em etapas de projeto. Thomé *et al.* (2016) fizeram uma revisão sobre o tema *design* de produtos e a relação com a sustentabilidade em trabalhos científicos internacionais. Os autores mencionam que os assuntos mais abordados nesses trabalhos, nos últimos 25 anos, foram as avaliações dos ciclos de vida dos produtos, seguidas dos métodos multicritérios para seleção de produtos e materiais sustentáveis. Artigos mais recentes apresentam temas como os modelos de *design*, produtos sustentáveis e a disposição final dos resíduos desses produtos. Outros assuntos abordados em menor número são as relações entre usuários e fornecedores, suas visões da sustentabilidade e a otimização de modelos, por exemplo.

A Conferência das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento Sustentável também apresenta alguns incentivos em prol de uma economia verde sustentável, que repense o crescimento econômico a fim de assegurar a proteção ambiental e a igualdade social nas atividades rentáveis (RIO+20, 2012).

O Guia de Sustentabilidade da Dinamarca aborda conceitos sobre como produtos e serviços podem ser projetados sem prejudicar os seres humanos e o meio ambiente. O guia apresenta as possibilidades de integrar as questões ambientais com as empresas de projeto e com seus processos de desenvolvimento de produtos. Uma das abordagens é a consideração do ciclo de vida dos produtos (McALOONE & BEY, 2009).

McAloon & Bey (2009) sugerem o uso de uma atividade chamada de “*product life thinking*”, que envolve o mapeamento de todos os estágios do ciclo de vida do produto, considerando todos os fornecedores e situações relacionadas com o processo de produção. A Figura 1 mostra o mapeamento do ciclo de vida para um andaime de obras (produto), no qual é possível visualizar esse produto e as atividades relacionadas com sua produção. A partir do mapeamento, pode-se relacionar o consumo de recursos e as causas raízes dos impactos ambientais durante a produção do andaime.

A seleção de materiais no ciclo de vida do produto também é importante para os resultados sustentáveis. Isso ocorre por meio da avaliação das diversas interrelações dos materiais utilizados nos projetos com os impactos sobre a natureza e o meio, os efeitos sobre a saúde humana e as alterações nas reservas de recursos naturais.

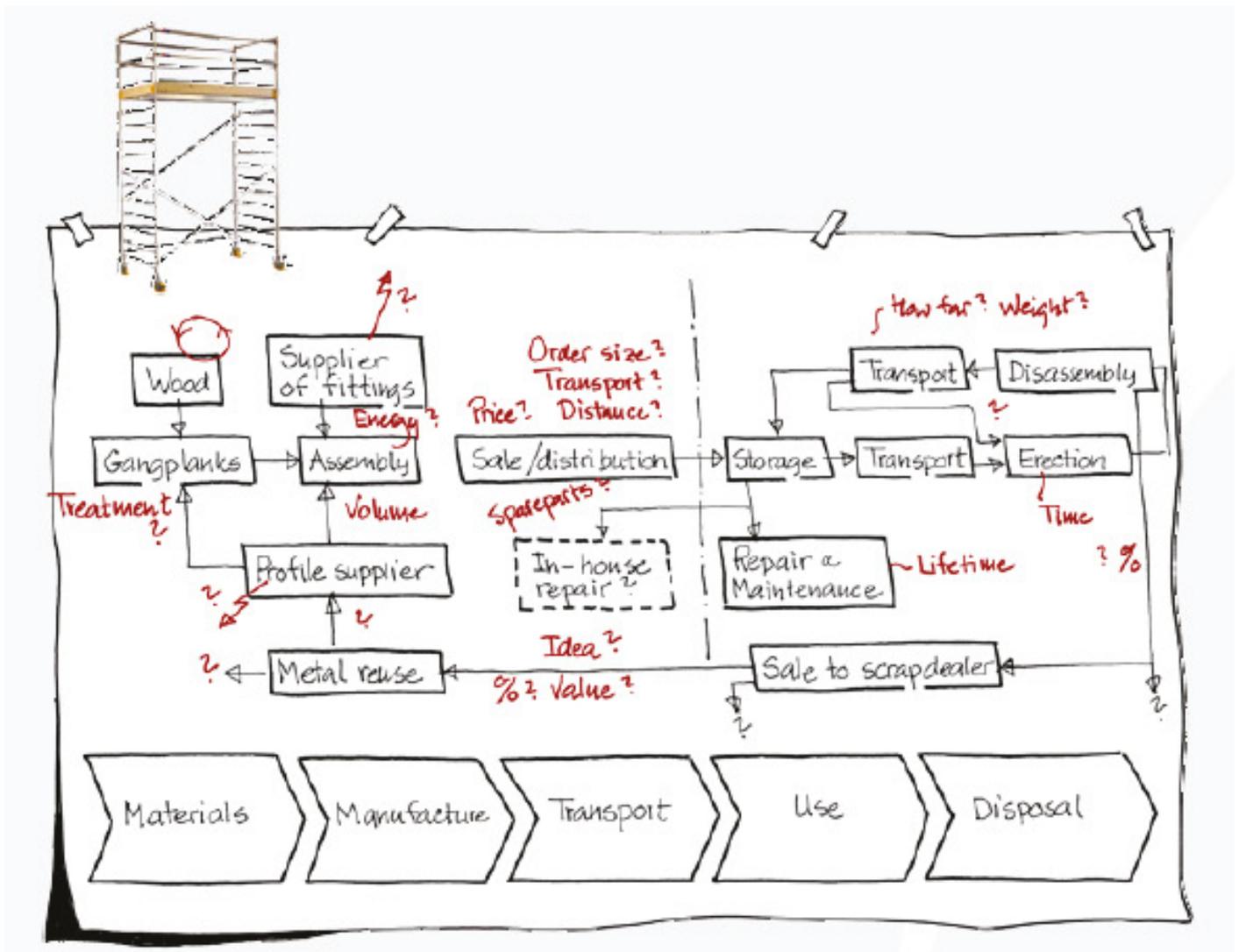
Percebe-se a existência de integração dos parâmetros da sustentabilidade contidos no modelo ESA com o processo de projeto do *design*. Esse passa a incluir as questões ambientais, econômicas e sociais de forma integrada no projeto de produtos (CALLISTER JUNIOR, 2006; FERROLI & LIBRELOTTO, 2012a).

Pahl *et al.* (2005, p. 244), ao comentarem o projeto considerando a reciclagem, sugerem as seguintes alternativas para economizar e reaproveitar as matérias primas envolvidas na produção:

menor utilização de material por meio de um melhor aproveitamento do material e menos desperdício de

produção; substituição das peças fabricadas com matérias-primas escassas e, portanto, mais custosas, por outras fabricadas com matérias-primas mais baratas e disponíveis por mais tempo; reciclagem por retorno dos refugos de produção, do produto ou dos componentes de um produto para reutilização ou retrabalho.

Kai *et al.* (2014) propuseram um modelo conceitual baseado no 3BL (*Triple Bottom Line*) para analisar as operações dentro de indústrias gráficas e apoiar as boas práticas de sustentabilidade nessas operações. Eles sugerem que há necessidade de mudar a estratégia e, algumas vezes, de modificar processos produtivos das empresas, a fim de obter os resultados pretendidos com a susten-



Fonte: McAlone e Bey (2009).

Figura 1 – Mapeamento do ciclo de vida de um andaime.

tabilidade. Além disso, mencionam a importância dos *stakeholders* no desenvolvimento sustentável das empresas e a influência deles nos resultados.

Alblas *et al.* (2013) mencionam que os fornecedores e os clientes têm papel decisivo na adoção da sustentabilidade por parte das empresas e que eles devem fazer parte do processo de projeto. Os autores demonstram, ainda, que grande parte das rotinas organizacionais de empresas que desenvolvem novos produtos não facilita a organização de atividades voltadas para a sustentabilidade.

Em relação ao *design*, na pesquisa de Santos (2000), são mostrados alguns conceitos interessantes, como o de Chermayeff, o qual afirma que “às vezes, fazer *design* é não fazer muita coisa, apenas identificar um problema e torná-lo mais simples” (CHERMAYEFF *apud* SANTOS, 2000, p. 20). Santos (2000) ainda faz uma abordagem sobre o conceito do *design*, afirmando que ele é um sistema processador de informações de várias áreas (engenharia, produção, ergonomia, *marketing*, sociologia, economia, entre outros), no qual existem entrada e saída. Essa abordagem evoluiu para o método de projeto conhecido como MD3E (Método de Desdobramento em 3 Etapas) ou Método Aberto de Design (SANTOS, 2005), conforme ilustra a Figura 2, adaptada de Santos (2005).

Ferrolli & Librelotto (2012b, p.3) mencionam que “a busca de procedimentos sistemáticos ligados ao projeto tem por objetivo, claramente, a melhoria da qualidade

do atendimento das necessidades das pessoas, obtido pela solução de um problema específico mediante o projeto de um produto”. A solução deve contemplar tanto a satisfação às necessidades dos usuários quanto o tripé da sustentabilidade: aspectos sociais, ambientais e econômicos aliados ao processo de projeto do produto.

Ashby & Johnson (2011) afirmam que o mercado é um poderoso motivador para o *design* de produtos e que é o desejo do usuário e a vontade de ter determinado produto que movimenta o mercado. Isso significa que não é somente a necessidade de ter determinado produto que amplia o crescimento e também não é somente o *designer* que movimenta o mercado, mas são os desejos dos usuários que criam essas motivações e mudanças.

Para Baxter (2000), deve existir integração entre as diferentes disciplinas envolvidas no desenvolvimento de novos produtos, dentre elas as atividades de *marketing*, engenharia de produtos e processos, aplicação de conhecimentos sobre estética e estilo. Como resultado dessa integração, surge um produto mais equilibrado. Além disso, o autor menciona a necessidade de pesquisa, planejamento e controle no desenvolvimento de novos produtos.

A integração comentada por Baxter (2000) em suas pesquisas pode ser obtida em um ambiente que busque a melhoria contínua nos seus processos de produção. A integração entre o projeto, a produção e o

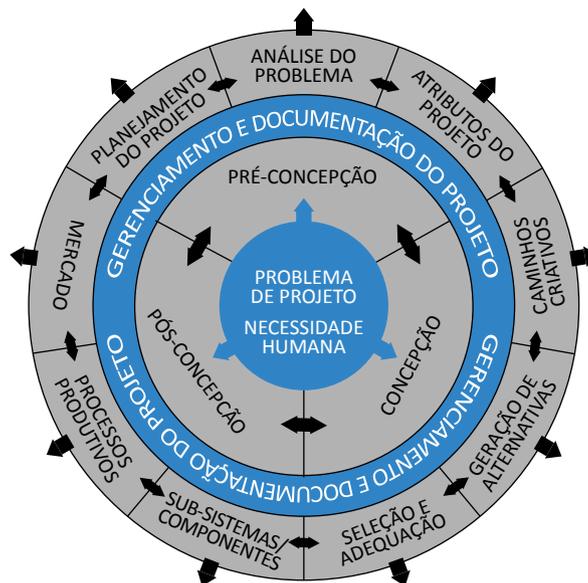


Figura 2 – Metodologia MD3E.

produto final pode ser obtida por meio do aperfeiçoamento da qualidade do produto e pela busca constante da satisfação do usuário. Para a consideração da sustentabilidade integrada ao processo de desenvolvimento de produtos, alguns critérios fundamentais devem ser envolvidos, com base no que está demonstrado na Tabela 1,

estando eles apresentados na Tabela 2 (FERROLI & LIBRELOTTO, 2012b).

Esses critérios, se agrupados de forma diferente, contemplam a tríade ESA da sustentabilidade e devem ser analisados pelo projetista, levando-se em consideração o ciclo de vida do produto.

Tabela 1 – Critérios para integração entre as diferentes disciplinas envolvidas.

CRITÉRIOS	DESCRIÇÃO
Fabris e produtivos	O <i>designer</i> precisa estar em constante comunicação com os profissionais da área fabril, pois o projeto deve originar um produto fabricável e que respeite as restrições referentes aos materiais que serão utilizados na sua produção (disponibilidade, por exemplo). Além disso, deve respeitar os métodos de fabricação disponíveis, as máquinas necessárias para a produção (por exemplo: equipamentos, ferramentas e outros dispositivos), a produtividade desejada durante todas as fases do ciclo de vida do produto, a flexibilidade produtiva necessária para o atendimento de mudanças comportamentais do consumidor, entre outras questões.
Mercadológicos e sociais	Todo e qualquer produto é projetado para atender a necessidades e desejos de certo público. Aspectos referentes à regionalização e às expectativas próprias de cada população influenciam tanto quanto aspectos técnicos. O <i>marketing</i> do produto e a observação contínua dos produtos concorrentes são essenciais para o reconhecimento de um produto. Novas tendências de materiais, formas, cores e estilos são aspectos que devem ser considerados.
Financeiro e econômico	Os custos são fortemente influenciados pelos processos fabris e características mercadológicas. É possível tornar o produto inviável ou inacessível ao público alvo se não forem considerados os diversos aspectos já mencionados, como aquisição de maquinário, projetos de dispositivos ou ferramental complementar de chão de fábrica e os treinamentos e capacitações da mão de obra. Nessa análise, devem ser considerados também os custos dos materiais que serão usados no produto e os gastos que envolvem o processo de produção (energia elétrica, água, controle de resíduos, tratamentos superficiais e térmicos, e outros).
Estética e apresentação do produto	A primeira relação do usuário com o produto que se está adquirindo é visual; e a primeira intenção na escolha de um produto, feita pela maioria das pessoas, é a questão da estética. Posteriormente, a primeira impressão pode ser modificada por outros critérios como, por exemplo, os fatores ergonômicos (sensação de conforto proporcionado pelo produto), fatores financeiros (preço do produto) e a tendência da “moda” atual (que pode influenciar desde detalhes e cores até o material empregado no produto). Esses são fatores que podem alterar a escolha inicial do usuário.
Ergonomia e segurança do produto	A satisfação do usuário está diretamente relacionada à percepção de conforto existente no produto, que por sua vez proporciona a segurança devida. Nesse sentido, deve-se levar em conta o uso inesperado do produto por parte do usuário e garantir a segurança por meio de incrementos tecnológicos que tragam a confiabilidade e evitem qualquer dano ao usuário. Medidas antropométricas, biomecânica e cognição, por exemplo, devem ser testadas em diferentes momentos do projeto, por meio de simulações físicas e virtuais.
Ecológicos e ambientais	São os fatores inseridos no chamado <i>eco-design</i> , que consideram os índices de reciclabilidade dos materiais empregados; a questão da possível reutilização dos materiais; a redução de componentes e gastos energéticos (incluindo a água); a análise total do ciclo de vida (tanto do projeto como do produto em si) e outros. Esses critérios não devem ser considerados como fatores de sustentabilidade, uma vez que a sustentabilidade atua durante todo o processo de desenvolvimento do produto.

O uso de modelos físicos em *design* de produtos

Os modelos físicos são representações tridimensionais que simulam propriedades de objetos em estudo, permitindo avaliações e correções durante etapas prévias do processo de projeto. Em diversas etapas do desenvolvimento de produtos, é possível utilizar os modelos e protótipos, que podem ter diferentes funções e níveis de complexidade. Quanto às funções, os modelos podem ser utilizados para apresentar o novo produto ao cliente, para auxiliar o *designer* no desenvolvimento de novas ideias que necessitem de entendimento em três dimensões e podem ser usados para visualizar a integração entre os diversos componentes do produto. A complexidade do modelo físico aumenta quando surgem necessidades de responder questões mais específicas sobre o referido produto durante o seu processo de desenvolvimento (FERROLI & LIBRELOTTO, 2012b).

Existem diferentes tipos de modelos físicos para representações de objetos no processo de desenvolvimento de novos produtos. As principais classificações dos modelos físicos são os modelos preliminares, o *Moch-up*, os Modelos em escala reduzida ou maquete e os protótipos. Os modelos preliminares são pré-modelos usados para avaliação volumétrica. Não consideram detalhes construtivos das peças. Geralmente, são usados em estudos preliminares e são executados com qualquer material de fácil manuseio, baixo custo e que permitam alterações rápidas (ASHBY & JOHNSON, 2011).

Já os modelos experimentais, recebem a denominação de *Mock-up* e são executados na escala real (1:1). Têm a função de testar funções ergonômicas, funcionais e verificação do acabamento do produto.

Tabela 2 – Classificação dos critérios segundo o ESA para análise dos modelos físicos.

Critérios econômicos		Critérios sociais		Critérios ambientais	
Critério	ESA	Critério	ESA	Critério	ESA
Preço de aquisição do material	E1	Quantidade de fornecedores na região	S1	Possibilidade de reciclagem do material usado no modelo	A1
Quantidade de material utilizado	E2	Disponibilidade do material – tempo de espera para efetivar compra	S2	Possibilidade de reaproveitamento do material usado no modelo	A2
% de aproveitamento do material considerando dimensões comerciais disponíveis no mercado.	E3	Existência, na região, de materiais alternativos (mesmo custo) na impossibilidade de uso do material de primeira escolha.	S3	Origem da matéria-prima	A3
Quantidade de ferramentas necessárias	E4	Geração de renda para a região	S4	Gasto energético total na fabricação do modelo	A4
Custo de energia elétrica	E5	Quantidade de empresas capazes de fabricar a matéria-prima empregada no modelo (na região)	S5	Quantidade de subprodutos sem utilidade no processo fabril	A5
Tempo de fabricação do modelo	E6	Capacitação da mão de obra na região especializada na produção da matéria-prima empregada na fabricação do modelo	S6	Quantidade de subprodutos que podem ser vendidos para reciclagem ou reaproveitamento	A6

São executados com diversos materiais (MDF, Poliestireno, Polipropileno e outros). Os modelos em escala reduzida, ou maquete, são aqueles executados em escalas reduzidas, geralmente usados para as maquetes nos cursos de Arquitetura. Eles têm como função o estudo de volumes, cores, formas e outros. Diferentemente dos modelos, os protótipos são realizados nas etapas finais do projeto, em escala real, igual ao produto final. No protótipo, devem-se utilizar os mesmos materiais e acabamentos do novo produto (FERROLI & LIBRELOTTO, 2012b).

A modelagem geométrica, a seleção de materiais e o uso de protótipos estão presentes nas etapas do processo de *design*, independentemente do método de projeto adotado. Alguns autores fazem considerações a respeito da estrutura de um processo de projeto ou

de *design*. Dentre eles, pode-se citar Back *et al.* (2008) e Rozenfeld *et al.* (2006), que apresentam em suas pesquisas uma estrutura de processo para projeto que contempla a utilização de modelos e protótipos conforme é ilustrado na Figura 3.

Rozenfeld *et al.* (2006) apresentam o processo de desenvolvimento de projetos em cinco etapas, conforme mostra a Figura 4: projeto informacional, projeto conceitual, projeto detalhado, preparação para produção e lançamento do produto. Os autores afirmam que o uso de modelos e protótipos para projeto deve ser adequado às necessidades de cada etapa específica. Ferrolli & Librelotto (2012b, p.8) ressaltam que “nem sempre é necessário o emprego de um modelo ou protótipo físico, podendo o estudo ser realizado de modo virtual”.

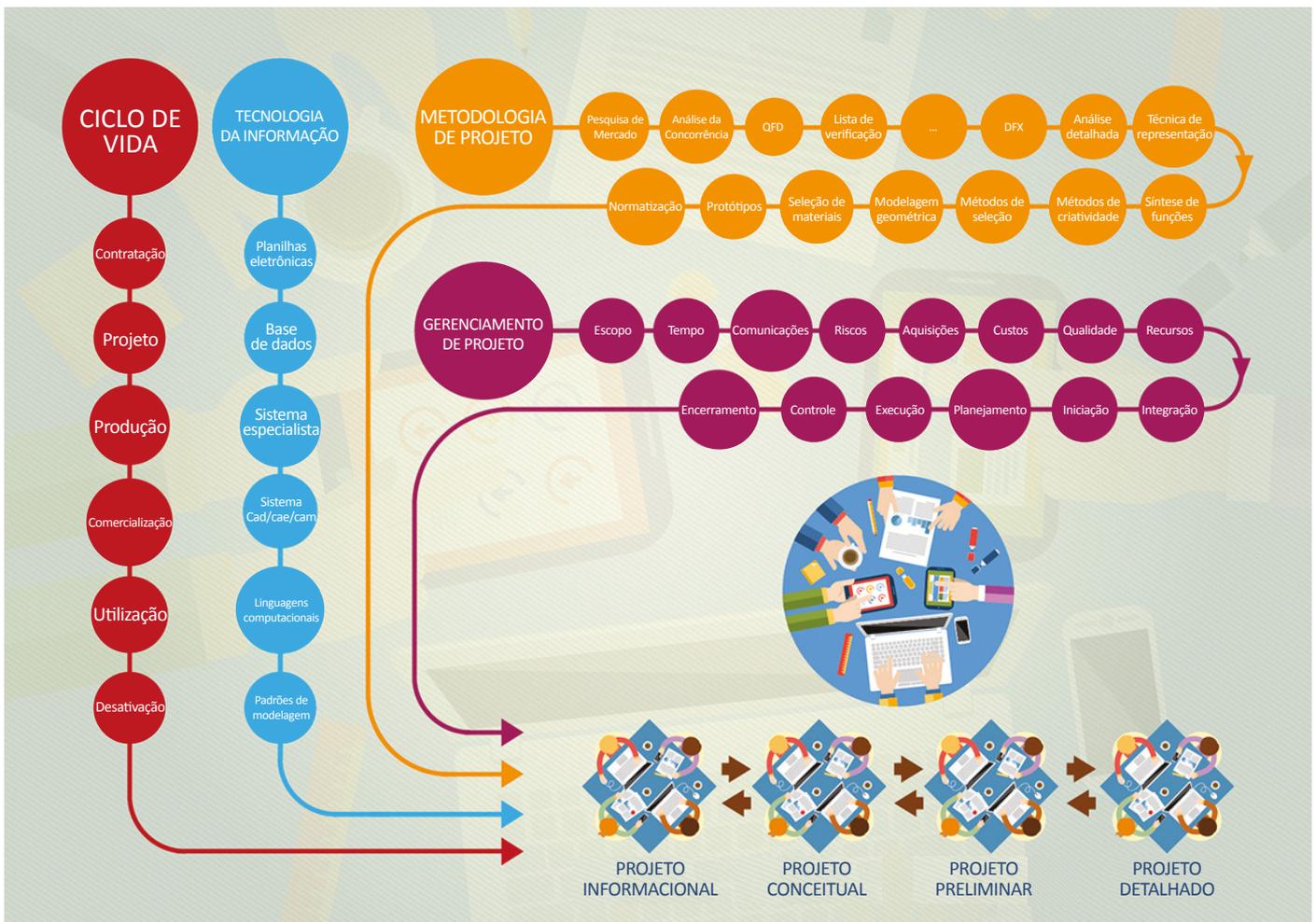


Figura 3 – Estrutura de projeto.

Sustentabilidade aplicada em modelos volumétricos

Carvalho & Sposto (2012) associam a sustentabilidade às habitações de interesse social. Em sua pesquisa, as autoras comentam que o equilíbrio entre as três dimensões da sustentabilidade (econômica, social e ambiental) nasce da integração de atividades de desenvolver e conservar. Os três pilares da sustentabilidade enfatizam a necessidade do equilíbrio entre o lucro dos investidores, a equidade social e a conservação do meio.

Ferrolli & Librelotto (2012a, p. 115) complementam que: “os investidores devem ter o retorno financeiro, a comunidade local deve usufruir dos benefícios da atividade empresarial, os funcionários devem ter seu retorno em qualidade de vida e equidade social, e tudo isso, não deve prejudicar [...] o meio ambiente, do qual todos necessitam para sobreviver”.

Assegurar e garantir que as gerações futuras terão acesso às opções econômicas, sociais e ambientais presentes nos dias atuais é uma das propostas da aplicação da sustentabilidade. A sustentabilidade é válida tanto para aplicação no desenvolvimento de produtos, como para o desenvolvimento de projetos das mais diversas áreas, podendo inclusive ser aplicada dentro de empresas. Librelotto (2009) utiliza o modelo ESA para avaliação da sustentabilidade em empresas do setor da construção civil nestas três dimensões:

- Dimensão social: envolve os preceitos da responsabilidade social e gestão de pessoas na estrutura-conduta-desempenho da indústria.

- Dimensão ambiental: associa a estrutura-conduta-desempenho da indústria à preservação do ecossistema ou minimização dos impactos das atividades industriais sobre esse.
- Dimensão econômica: associa a estrutura-conduta-desempenho à garantia de retorno dos investimentos aos intervenientes do processo (proprietários, clientes, funcionários e comunidade em geral).

A ferramenta ESA, desenvolvida por Librelotto (2009), é adaptável para outras situações e outros setores em que se deseja avaliar a sustentabilidade. No caso de uma empresa, o desempenho sustentável nas dimensões social, econômica e ambiental pode ser influenciado pelas condutas adotadas pela empresa, pela sua estrutura e pela organização interna.

Uma das adaptações do Modelo ESA refere-se à aplicação para avaliação da sustentabilidade de produtos. Para isso, deve ser feito um correlacionamento das dimensões originais do ESA por meio do uso do cubo da sustentabilidade. A figura 5 demonstra essa situação. Ferrolli & Librelotto (2012, p.34) explicam que “o posicionamento da empresa ou produto será avaliado conforme a localização nos cubos”.

O cubo ESA original define as empresas em três dimensões: desempenho, pressão e conduta. A partir dessas dimensões, é possível avaliar as empresas nas

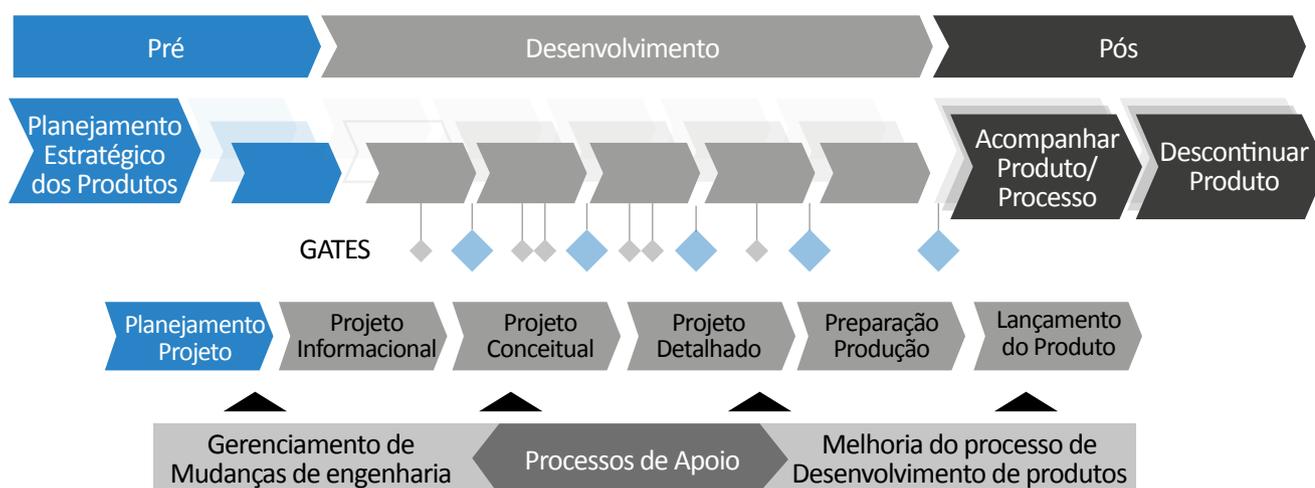


Figura 4 – Processo de Desenvolvimento de Produto.

seguintes características: derrotada, sofrível, responsável, indiferente, oportunista ou pioneira. O cubo ESA adaptado identifica os estados transitórios definidos originalmente no modelo, considerando as novas dimensões como: a social, a econômica e a ambiental. O cubo adaptado permite a avaliação de produtos e modelos nas seguintes características: inadequado,

mediano, indiferente, inovador, eficaz ou adequado, conforme sua posição no cubo de correlação.

Librelotto (2009) complementa que há uma tendência de deslocamento do objeto avaliado para os quadrantes da extremidade do cubo, e que é difícil que o objeto se desloque da parte inferior do cubo para o superior ou vice-versa, sem que ocorra uma mudança nas condições de mercado.

MATERIAIS E MÉTODOS

Este item apresentará a aplicação do modelo ESA de sustentabilidade em modelos e protótipos desenvolvidos em projetos de *design* de produto. Quanto à adaptação do modelo ESA para o caso específico de modelos e protótipos: o eixo de desempenho avaliou o critério econômico da sustentabilidade; o eixo da conduta avaliou o critério ambiental da sustentabilidade; e o eixo referente às pressões avaliou o critério social da sustentabilidade. A posição no cubo determinará o grau de “sustentabilidade” do modelo segundo uma abordagem ampla, contemplando as três variáveis: econômica, social e ambiental. Na verdade, assume-se que cada eixo (estrutura, conduta e desempenho) possui também um cubo de correlação no que se refere às variáveis mencionadas.

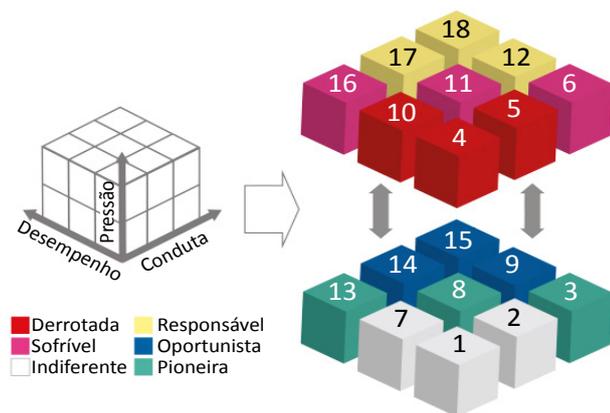
Para a realização dos experimentos práticos, foram utilizados trabalhos desenvolvidos em disciplinas de graduação em Design Industrial, Design de Produto e Arquitetura e Urbanismo. Foram escolhidos aleatoria-

mente alguns modelos para teste e validação da adaptação original do modelo ESA, dos quais seis foram mostrados no presente artigo.

Para o caso específico de análise de modelos ou protótipos de *design*, foi necessária uma adaptação das nomenclaturas utilizadas na modelo ESA original, aplicado na indústria da construção civil. A adaptação teve início em aspectos nos quais as pressões do mercado (que, neste caso, representa a questão social da sustentabilidade) são pequenas, de modo que:

- o termo “pioneira” foi substituído por “adequado”, ou seja, representa um modelo e/ou protótipo construído dentro de princípios modernos de sustentabilidade, considerando os critérios econômico e ambiental, já que a questão social não é forte.
- o termo “oportunista” foi substituído por “eficaz”, que representa um modelo e/ou protótipo construído dentro do esperado do ponto de vista econô-

ESA ORIGINAL



ESA ADAPTADO PARA MODELOS E PROTÓTIPOS



Fonte: adaptado de Librelotto (2009).

Figura 5 – Avaliação do posicionamento das empresas.

mico e ambiental, em um ambiente social que não apresenta pressões demasiadas.

- o termo “indiferente” será mantido, pois representa um modelo e/ou protótipo construído em um ambiente com pouca ou nenhuma pressão do ponto de vista social, sendo nele usados materiais normais, sem a ocorrência de preocupação demasiada com os aspectos ambiental ou econômico dos materiais utilizados. No entanto, tanto do ponto de vista econômico quanto ambiental, não foram usados materiais muito caros ou comprovadamente nocivos, de modo que o modelo não inova, mas também não compromete a sustentabilidade.

Nos pontos em que as pressões de mercado são maiores e, por isso, as consequências da escolha equivocada dos materiais, modelos e/ou protótipos serão mais graves, tem-se as seguintes alterações:

- o termo “derrotada” foi substituído por “inadequado”, representando um modelo e/ou protótipo projetado e executado de forma incorreta, com custo muito elevado e utilização de materiais nocivos ao meio ambiente.
- o termo “sofrível” foi substituído por “mediano”, e representa um modelo e/ou protótipo que atende parcialmente à questão ambiental e econômica, em um ambiente onde as pressões sociais são elevadas, ou seja, é um modelo construído com materiais de preço elevado e de difícil reciclagem e/ou reaproveitamento, por exemplo.
- o termo “responsável” foi substituído por “inovador”, representando um conceito oposto ao inadequado. É um modelo construído com materiais pré-selecionados, representando uma boa inovação, atendendo aos requisitos de projeto de forma responsável.
- Para a classificação dos modelos, os itens considerados para posicionamento do modelo no cubo do modelo ESA foi definido conforme listagem abaixo. Foram padronizados dois critérios para cada fator: material de confecção do modelo e processo de fabricação.

A classificação do modelo e/ou protótipo, segundo o modelo ESA, considera: eixo x, ambiental; eixo y, social; e eixo z, econômico. O primeiro passo da classificação é o posicionamento segundo a pressão social, sendo:

Eixo y: notas de 0,0 a 4,9, com possibilidade dos modelos *adequado, indiferente e eficaz*.

Eixo y: notas de 5,0 a 10,0, com possibilidades dos modelos *inadequado, mediano e inovador*.

O segundo passo da classificação é o estabelecimento do posicionamento no eixo y (questão social fraca ou forte). As demais médias funcionarão como pares ordenados, sendo assim classificadas:

- indiferente: pressão social fraca, com fator econômico de 0,00 a 6,65, associado a um fator ambiental de 0,00 a 6,65 (se um dos fatores estiver no cubo 7, por exemplo, o outro fator deverá ter média máxima de 3,32 e vice-versa, conforme Figura 5).
- eficaz: pressão social fraca, sendo que um dos fatores (econômico ou ambiental) deverá estar com índice entre 6,67 a 10,00, ou ambos com índice no mínimo entre 3,33 e 6,66;
- adequado: pressão social fraca, com ambos os fatores devendo estar com nota mínima de 6,67;
- inadequado: mesma situação numérica que o modelo classificado como indiferente, porém aqui a pressão social é elevada;
- mediano: mesma situação numérica que o modelo classificado como eficaz, porém aqui a pressão social é elevada;
- inovador: mesma situação numérica que o modelo classificado como adequado, porém aqui a pressão social é elevada.

Os valores colocados nas planilhas classificatórias foram relacionados com os seguintes fatores:

- Econômicos:
 - Material de confecção do modelo: preço de aquisição do material (R\$), quantidade de material utilizado (kg), porcentagem de aproveitamento do material considerando dimensões comerciais disponíveis no mercado (%);
 - Processo de fabricação: quantidade de ferramentas necessárias (unidades); custo de energia elétrica (kwh x custo do kwh, em R\$), tempo de fabricação do modelo (min);

- **Sociais:**
 - Material de confecção do modelo: quantidade de fornecedores na região (unidade); disponibilidade do material, ou seja, tempo de espera para efetivar a compra (dias); existência na região de materiais alternativos (de mesmo custo) na impossibilidade de uso do material de primeira escolha (sim ou não).
 - Processo de fabricação: geração de renda para a região, ou seja, se a matéria-prima empregada no modelo é fabricada na região (sim ou não); quantidade de empresas capazes de fabricar a matéria-prima empregada no modelo na região (quantidade); capacitação da mão de obra na região especializada na produção da matéria-prima empregada na fabricação do modelo (medida de observação qualitativa).
- **Ambientais:**
 - Material de confecção do modelo: possibilidade de reciclagem do material usado no modelo (% de material do modelo que pode ser reciclado); possibilidade de reaproveitamento do material usado no modelo (% de material do modelo que pode ser reaproveitado); origem da matéria-prima (virgem, reciclada ou mista).
 - Processo de fabricação: gasto energético total na fabricação do modelo (R\$); quantidade de subprodutos sem utilidade gerados no processo fabril (kg); quantidade de subprodutos que po-

dem ser vendidos para reciclagem ou reaproveitamento gerados no processo fabril (kg).

Na aplicação do ESA, as notas foram atribuídas mediante comparações quantitativas e qualitativas com outros possíveis materiais que poderiam ter sido utilizados para a construção do modelo, respeitando-se aos requisitos técnicos e estéticos. Observa-se que, para efeito do proposto na presente pesquisa, o modelo desenvolvido em determinado material foi comparado com outros dois possíveis materiais. O limite de dois exemplos foi estabelecido somente para efeitos desta pesquisa, ressaltando-se que não existem limites determinados para uma aplicação prática. Para o preenchimento das planilhas, utilizou-se a classificação mostrada na Tabela 2.

Observações a respeito do preenchimento dos quadros de aplicação:

- preço de aquisição do material: incluiu-se, nesse quesito, não somente o valor do material base, mas também materiais de apoio, como tintas, lixas, massa acrílica, tecido, cola etc.
- quantidade de material utilizado e porcentagem de aproveitamento considerando dimensões comerciais disponíveis no mercado: nesses quesitos, considerou-se apenas o material base.
- no fator social, a região foi delimitada como a Grande Florianópolis, incluindo os municípios de Florianópolis, São José, Biguaçu e Palhoça.

APLICAÇÕES PRÁTICAS DO MODELO ESA EM MODELOS VOLUMÉTRICOS

Este item apresenta alguns modelos desenvolvidos em aulas práticas de oficina em cursos de Design Industrial, Design de Produto e Arquitetura e Urbanismo. Dentre vários modelos desenvolvidos, selecionaram-se alguns para serem demonstrados aqui.

O primeiro modelo utilizado para teste de aplicação do modelo ESA foi desenvolvido em papelão tipo couro (pedra) pela técnica do empilhamento. A Figura 6 mostra o resultado final (modelo desenvolvido) e a Tabela 3 demonstra a aplicação (teste) do modelo ESA. Para o referido modelo, os materiais de comparação para aplicação do ESA foram: bloco de

Poliuretano (PU) e argila. Pela análise da planilha, a pressão social é alta. Considerando-se então as demais notas obtidas, o modelo foi classificado como mediano.

O segundo modelo escolhido foi desenvolvido originalmente em resina de poliéster. Após, foram realizados modelos em PU e em clay para comparação do método. A Figura 7 ilustra os modelos: preto (resina de poliéster), creme (PU) e cinza (clay). A aplicação do ESA no modelo está registrada na Tabela 4. A análise considerou o modelo em resina de poliéster como escolhido para fabricação e os demais para efeitos comparativos. Pela análise



Figura 6 – Etapa de construção do modelo e apresentação final.

Tabela 3 - ESA aplicado ao modelo.

APLICAÇÃO DO MODELO ESA - MODELO 1														
	Critérios econômicos				Critérios sociais					Critérios ambientais				
	Papelão	Argila	PU	Nota	Papelão	Argila	PU	Nota	Papelão	Argila	PU	Nota		
E1	R\$ 21,00	R\$ 12,00	R\$ 65,00	5,00	S1	4	5	2	7,00	A1	50%	0%	0%	7,00
E2	95 g	245 g	134 g	8,00	S2	1	1	2	6,00	A2	80%	0%	60%	7,00
E3	90%	90%	85%	7,00	S3	muitos	vários	poucos	9,00	A3	reciclada	virgem	virgem	8,00
E4	9	6	7	7,00	S4	não	pouco	não	5,00	A4	R\$ 4,90	R\$ 5,90	R\$ 7,45	7,00
E5	R\$ 3,32	R\$ 1,72	R\$ 4,00	6,00	S5	0	4	0	4,00	A5	0%	10%	55%	5,00
E6	156 min	146 min	187 min	7,00	S6	não há	médio	não há	5,00	A6	20%	0%	0%	7,00
Média				6,67					6,00					6,83



Figura 7 – Modelos desenvolvidos em resina, clay e PU.

da planilha, a pressão social é alta. Considerando-se então as demais notas obtidas, o modelo foi classificado como mediano também.

A Figura 8 mostra o modelo desenvolvido para experimentação em Arquitetura, simulando o congresso nacional. Para esse modelo, construído em argamassa, os materiais de comparação para aplicação do ESA foram: bloco de MDF revestido com massa acrílica e gesso reforçado. A Tabela 5 mostra a aplicação do ESA. Pela análise da planilha, a pressão social é baixa. Considerando-se, então, as demais notas obtidas, o modelo foi classificado como adequado.

Mediante o estudo de caso apresentado, percebe-se que o modelo ESA adaptado para análise de modelagem física em *design* e arquitetura pode trazer boas informações para que o *designer* possa analisar, do ponto de vista da sustentabilidade, o modelo gerado. Consequentemente, essa análise pode ser ampliada para o escopo de todo projeto, abrangendo todo o ciclo de vida do produto.

Tabela 4 – ESA aplicado ao modelo.

Aplicação do modelo ESA - Modelo 2														
	Critérios econômicos				Critérios Sociais					Critérios Ambientais				
	Resina	Clay	PU	Nota		Resina	Clay	PU	Nota		Resina	Clay	PU	Nota
E1	R\$ 37,00	R\$ 22,00	R\$ 33,00	5	S1	2	0	2	7	A1	0%	0%	20%	7
E2	76 g	121 g	89 g	8	S2	1	3	2	8	A2	0%	30%	60%	3
E3	90%	90%	85%	7	S3	poucos	nenhum	poucos	9	A3	virgem	virgem	virgem	5
E4	4	8	7	6	S4	não	não	não	5	A4	R\$ 1,10	R\$ 1,45	R\$ 5,43	8
E5	R\$ 1,89	R\$ 1,22	R\$ 1,10	6	S5	0	0	0	5	A5	0%	10%	30%	6
E6	108 min	180 min	134 min	8	S6	não há	não há	pouco	5	A6	0%	0%	0%	5
Média				6,67					6,50					5,67



Figura 8 – Etapas construtivas do modelo.

Tabela 5 – ESA aplicado ao modelo.

APLICAÇÃO DO MODELO ESA - MODELO 3														
	CRITÉRIOS ECONÔMICOS					CRITÉRIOS SOCIAIS					CRITÉRIOS AMBIENTAIS			
	Arga- massa	MDF	Gesso	Nota		Arga- massa	MDF	Gesso	Nota		Arga- massa	MDF	Gesso	Nota
E1	R\$ 134,00	R\$ 198,00	R\$ 231,00	8,00	S1	7	5	7	5,00	A1	0%	0%	0%	5,00
E2	632 g	545 g	438 g	7,00	S2	1	1	1	5,00	A2	0%	30%	0%	4,00
E3	90%	76%	85%	9,00	S3	poucos	poucos	poucos	5,00	A3	virgem	virgem	virgem	5,00
E4	4	11	14	9,00	S4	não	não	não	5,00	A4	R\$ 5,65	R\$ 8,65	R\$ 12,32	9,00
E5	R\$ 6,70	R\$ 3,21	R\$ 3,33	4,00	S5	várias	poucas	várias	5,00	A5	30%	10%	50%	8,00
E6	213 min	321 min	378 min	8,00	S6	não há	não há	pouco	4,00	A6	0%	20%	0%	5,00
Média				7,50					4,83					6,00

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir das análises decorrentes da presente pesquisa, viu-se que a escolha dos materiais utilizados na confecção de modelos físicos e/ou protótipos utilizados em *design* de produtos é mais do que a consideração de atributos técnicos e produtivos. Um bom produto precisa atender às necessidades de todos os grupos de usuários, envolvendo aspectos produtivos, econômicos, ergonômicos, sociais, ambientais e estéticos. Além disso, os materiais adequados ao produto devem estar em conformidade com tais aspectos.

O modelo ESA, originalmente concebido para aplicação na construção civil, pode ser adaptado a contento no intuito de fornecer aos *designers* um modo quantitativo/qualitativo de avaliar a sustentabilidade nas dimensões econômica, social e ambiental.

Pela aplicação vista, pode-se enumerar as seguintes considerações:

- a adaptação do modelo ESA, desenvolvido por Librelotto (2009), mostrou-se satisfatória para análise dos modelos físicos e/ou protótipos em *design*, permitindo uma abordagem global da sustentabilidade;

- o preenchimento correto das planilhas originadas é muito importante. Devido à natureza das variáveis, pequenas oscilações podem alterar o posicionamento do modelo/protótipo no cubo de classificação, podendo ocasionar conclusões precipitadas e incorretas;
- é necessário um novo estudo propondo ponderação das variáveis sob a forma de pesos, testando-se a ferramenta GUT (Gravidade – Urgência – Tendência) para que se possam analisar, caso a caso, as particularidades de cada modelo/protótipo.

Como recomendação para futuros trabalhos, deve ser observado que o modelo ESA foi constituído objetivando uma aplicação na construção civil. Os autores do presente artigo perceberam no ESA uma potencialidade para analisar a sustentabilidade de qualquer produto. Há de se considerar, no entanto, as características próprias de cada setor. Devido a isso, o modelo ESA, adaptado para uso em produtos de *design*, deve ser testado com mais profundidade. Também é necessária, antes de aplicações profissionais, a elaboração de um conjunto de diretrizes que possam orientar o *designer* (ou equipe de projeto) a melhorar o posicionamento das variáveis econômicas, sociais e ambientais no modelo gráfico do ESA.

REFERÊNCIAS

- ALBLAS, A.; PETERS, K.; WORTMANN, H. Can process management enable sustainable new product development?: an empirical investigation of supplier and customer involvement in fuzzy front end of sustainable product development. *In: EurOMA Conference, Dublin, 2013. Anais...* Dublin: Universidade Tecnológica de Eindhoven, 2013. p.1-10.
- ASHBY, M. F.; JOHNSON, K. *Materiais e design: arte e ciência da seleção de materiais no design de produto*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2011.
- BACK, N.; OGLIARI, A.; DIAS, A.; SILVA, J. C. *Projeto integrado de produtos: planejamento, concepção e modelagem*. Barueri: São Paulo, 2008.
- BAXTER, M. *Projeto de produto: guia prático para o design de novos produtos*. 2nd ed. São Paulo: Edgard Blücher, 2000.
- CALLISTER JÚNIOR, W. D. *Fundamentos da ciência e engenharia de materiais: uma abordagem integrada*. 2nd ed. Rio de Janeiro: LTC, 2006.
- CARVALHO, M. T. M.; SPOSTO, R. M. Metodologia para avaliação da sustentabilidade de habitações de interesse social com foco no projeto. *Revista Ambiente Construído*, Porto Alegre, v. 12, n. 1, p. 207-225, jan./mar. 2012.
- FERROLI, P. C. M.; LIBRELOTTO, L. I. Aplicação das ferramentas FEAP-SUS, FEM e ESA em modelo funcional de escala reduzida. *Design e Tecnologia*, Porto Alegre, n. 4, p. 24-34, 2012a.
- _____; _____. Integração da sustentabilidade em ferramenta projetual: FEAP-SUS. *Revista Produção Online*, Florianópolis, v. 11, n. 2, p. 447-475, abr. 2011a. DOI: <http://dx.doi.org/10.14488/1676-1901.v11i2.662>
- _____; _____. *Modelagem física com instrumento de análise da sustentabilidade no design de produtos*. Relatório (Pesquisa) – Departamento de Expressão Gráfica, Centro de Comunicação e Expressão, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011b.
- _____; _____. Uso de modelos e protótipos para auxílio na análise da sustentabilidade no design de produtos. *Gestão da Produção, Operação e Sistemas*, ano 7, n. 3, p. 107-125, jul./set. 2012b.
- KAI, D. A.; CONCEIÇÃO, R. I.; LIMA, E. P.; COSTA, S. E. C. Modelo conceitual para a introdução das práticas de sustentabilidade nas operações da indústria gráfica. *Gestão da Produção, Operação e Sistemas*, Bauru, ano 9, n. 4, p. 1-18, out./dez. 2014. DOI: 10.15675/gepros.v9i4.1175
- LIBRELOTTO, L. I. *Modelo para avaliação de sustentabilidade na construção civil nas dimensões econômica, social e ambiental (ESA): aplicação no setor de edificações*. São Paulo: Blucher Acadêmico, 2009.
- MANZINI, E.; VEZZOLI, C. *O desenvolvimento de produtos sustentáveis: os requisitos ambientais dos produtos industriais*. São Paulo: EdUSP, 2008.
- McALOONE, T. C.; BEY, N. *Environmental improvement through product development: a guide*. Copenhagen: Danish Environmental Protection Agency, 2009.
- PAHL, G.; BEITZ, W.; FELDHUSEN, J.; GROTE, K. *Projeto na engenharia: fundamentos do desenvolvimento eficaz de produtos, métodos e aplicações*. São Paulo: Edgard Blücher, 2005.
- PENNA, E. *Modelagem: modelos em design*. São Paulo: Catálise, 2002.
- RIO+20 – Conferência das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento Sustentável. *O Futuro que queremos*. Rio de Janeiro, 2012.
- ROZENFELD, H.; FORCELLINI, F. A.; AMARAL, D. C.; TOLEDO, J. C.; SILVA, S. L.; ALLIPRANDINI, D. H.; SCALICE, R. K. *Gestão de desenvolvimento de produtos: uma referência para a melhoria do processo*. São Paulo: Saraiva, 2006.

SANTOS, F. A. N. V. *MD3E (Método de Desdobramento em Três Etapas): uma proposta de método aberto de projeto para uso no ensino de design industrial*. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

_____. *O design como diferencial competitivo*. Itajaí: Editora UNIVALI, 2000.

THOMÉ, A. M. T.; SCAVARDA, A.; CERYNO, P. S.; REMMEN, A. Sustainable new product development: a longitudinal review. *Clean Technologies and Environmental Policy*, v. 18, n. 7, p. 2195-2208, 2016. DOI: 10.1007/s10098-016-1166-3

COMPOSTAGEM: UMA NECESSIDADE DOS CENTROS URBANOS

COMPOSTING: A NECESSITY OF URBAN CENTERS

Verônica Rosária Polzer

Mestre em Arquitetura e Urbanismo pela Universidade Presbiteriana Mackenzie. Doutoranda em Arquitetura e Urbanismo pela Universidade Presbiteriana Mackenzie – São Paulo (SP), Brasil.

Endereço para correspondência:

Verônica Rosária Polzer –
Universidade Presbiteriana
Mackenzie, Campus Higienópolis,
Ed. João Calvino – Rua da
Consolação, 930 CEP: 01302-
907 – São Paulo (SP), Brasil –
E-mail: vpolzer@yahoo.com.br

RESUMO

O artigo analisa como os centros urbanos enfrentam o problema dos resíduos sólidos orgânicos provenientes de domicílios, restaurantes, feiras livres, hortifrutigranjeiros, supermercados e outros. O destino desse material para a compostagem pode contribuir diretamente para o aumento da vida útil dos aterros sanitários. Além disso, a aplicação do composto em telhados verdes, jardins verticais, praças, hortas e canteiros públicos ou privados pode incidir na melhora da qualidade do espaço urbano e do aspecto paisagístico dos bairros, além de contribuir para a redução das ilhas de calor, e aumento do conforto térmico em edifícios. Como estudo de caso serão apresentados dois modelos de compostagem em larga escala, uma em São Paulo e outra em Vancouver. O objetivo é apresentar alternativas de aproveitamento dos resíduos orgânicos, de modo a desviar esse material dos aterros sanitários, por meio de técnicas de compostagem acelerada cujo composto pode ser utilizado em hortas urbanas, telhados verdes, além de conter valor comercial. Para desenvolvimento do artigo e obtenção dos objetivos estabelecidos foram consideradas análises quantitativas, por meio de visitas técnicas à usina de compostagem da Lapa em São Paulo, à usina de compostagem acelerada em Vancouver e a hortas urbanas como, por exemplo, a Horta das Corujas; e qualitativas, considerando a análise de técnicas consagradas utilizadas para compostagem urbana de forma a identificar as que se adequam às características limitadas de espaço das cidades.

Palavras-chave: resíduos sólidos urbanos; compostagem; telhado verde; sustentabilidade.

ABSTRACT

The article analyzes how urban centers face the problem of organic solid waste from households, restaurants, street fairs, horticultural, supermarkets and others. The destination of this material for composting can directly increase the landfill's life. Besides, the application of the compound in green roofs, vertical gardens, public squares, gardens and public and private raised can focus on improving the quality of urban space and of the landscaped appearance of neighborhoods, in reducing heat islands, and in increasing the thermal comfort in buildings. As a case study of two forms of accelerated composting of large-scale, one in São Paulo and another one in Vancouver, will be presented. The objective is to present the organic waste recovery alternatives, diverting this material from landfills through accelerated composting techniques, whose compost can be used in urban gardens, green roofs, and contain commercial value. Qualitative and quantitative analysis were considered for the development of the article and to achieve the established objectives, as follows: a) quantitative - through technical visits to Lapa composting plant in São Paulo, accelerated composting plant in Vancouver and urban gardens, for example, the *Horta das Corujas*; b) qualitative – it is considered analysis of standard techniques used for composting urban in order to identify which suit the characteristics of limited space of cities.

Keywords: municipal solid waste; composting; green roof; sustainability.

INTRODUÇÃO

Anualmente são produzidas cerca de 1,3 bilhão de toneladas de resíduos sólidos no mundo, de acordo com o Banco Mundial (2012). A produção de resíduos cresce num ritmo acelerado, superior ao crescimento populacional. O aumento da população somado ao consumismo são fatores que agravam o acúmulo dos resíduos nos grandes centros urbanos, fazendo com que novas formas de tratamento dos resíduos sejam colocadas em prática, a fim de desviá-los dos aterros.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), aprovada em 2010, é sem dúvidas o grande marco regulatório do país no que diz respeito ao gerenciamento dos resíduos sólidos, e poderá impulsionar o desenvolvimento e emprego de técnicas avançadas de compostagem acelerada. Além disso, é esperado um aumento da eficiência em toda a cadeia de reciclagem, desde a coleta até a utilização do material nas indústrias recicladoras. A partir da PNRS, os municípios brasileiros deverão buscar soluções a médio e longo prazo para os resíduos recicláveis e orgânicos, desviando estes do aterro sanitário que, por sua vez, será autorizado a receber somente rejeitos. O material reciclável necessita ter outro destino, como o reaproveitamento e a reciclagem; já os materiais orgânicos poderão ser encaminhados para a compostagem, respeitando a hierarquia da PNRS: “não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos bem como a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos” (BRASIL, 2010, art. 3).

A lei da PNRS (BRASIL, 2010) foi bem assertiva ao esclarecer a diferença entre resíduos e rejeitos: o primeiro pode ser reaproveitado, reciclado ou compostado, enquanto o segundo representa aqueles materiais que, esgotadas todas as possibilidades de reciclagem ou compostagem, podem ser encaminhados para o destino final, seja aterros sanitários ou incineradores

de alta tecnologia, com baixo impacto ambiental e geração de energia.

Além disso, os municípios e regiões consorciadas são obrigados a extinguir os vazadouros a céu aberto substituindo-os por aterros sanitários. Devido ao alto custo de operação e manutenção dos aterros sanitários, a lei sugere que os municípios formem consórcios para redução dos custos de coleta, aquisição de equipamentos e infraestrutura necessária. O compromisso das cidades é, além da redução de custos, investir em coleta seletiva para os resíduos recicláveis e orgânicos (BRASIL, 2010).

Segundo a Abrelpe (2014), o resíduo sólido domiciliar típico de um brasileiro contém 51% de matéria orgânica, o que representa uma fração significativa do total destinado aos aterros sanitários, quando não a vazadouros a céu aberto. Se esses resíduos fossem desviados do aterro para a compostagem, poderiam gerar emprego e renda por meio da venda do adubo, prolongando a vida útil dos aterros sanitários, reduzindo custos e minimizando o impacto ambiental provocado pelo aterramento da matéria orgânica.

Serão apresentadas duas soluções para a compostagem de resíduos orgânicos em centros urbanos, uma em Vancouver e outra em São Paulo. A região metropolitana de Vancouver possui um programa de conscientização populacional aliado à infraestrutura de coleta e ao tratamento, o que garante que o material orgânico seja destinado corretamente. Esse modelo foi escolhido para ilustrar como um centro urbano pode atingir bons resultados no tratamento do material orgânico por meio da participação popular e do uso de tecnologia avançada. O exemplo de São Paulo ainda é um piloto, mas demonstrou bons resultados e poderia ser replicado também em outros locais da cidade, bem como em outros municípios.

COMPOSTAGEM EM LARGA ESCALA

Os resíduos sólidos urbanos provenientes de domicílios apresentam basicamente três frações em sua composição: matéria orgânica (como restos de comida, vegetais, cascas de fruta, borra de café, cascas de ovos, guardanapos sujos e outros); materiais recicláveis (papel, papelão, metais, vidros e plásticos);

e, por fim, os rejeitos, que são aqueles resíduos que não podem ser encaminhados para a reciclagem ou para a compostagem. Os materiais especiais, como pilhas, baterias, tintas, vernizes, medicamentos, lâmpadas, eletrodomésticos, móveis, roupas e outros, não deveriam ser descartados para a coleta de lixo

doméstica, pois para esses materiais existem pontos de entrega voluntária ou coleta específica, de modo que não são considerados na composição do lixo doméstico, muito embora parte da população descarte esses itens indevidamente.

Tanto os resíduos orgânicos quanto os recicláveis poderiam ter outros destinos que não fossem o aterro sanitário, poupando essas unidades de receberem esse tipo de material. Os aterros sanitários deveriam receber apenas os rejeitos, aumentando assim sua vida útil e reduzindo a necessidade de abertura de novos aterros. O material reciclável poderia ter como destino as cooperativas de triagem de material reciclável. E o material orgânico, as usinas de compostagem acelerada.

Outras atividades urbanas também são geradoras de grandes quantidades de matéria orgânica que seriam fontes adicionais para alimentar a compostagem acelerada. Tem-se como exemplo as feiras livres e os hortifrutigranjeiros, cujos resíduos estão livres de contaminação por materiais recicláveis, o que facilitaria o processo de compostagem. Restaurantes, cafés e supermercados também poderiam fornecer esse tipo de material para a compostagem.

Há várias técnicas de compostagem acelerada para grandes quantidades de resíduos sólidos urbanos, porém, para esse artigo, serão analisadas duas delas: uma por meio de aeração, empregada na usina de Richmond, que recebe os resíduos orgânicos da região metropolitana de Vancouver, e outra por meio de leiras estáticas com aeração natural, empregada na central de compostagem da Lapa, em São Paulo.

Define-se por “compostagem” o processo de fermentação dos resíduos orgânicos, que após sua degradação abastecem o solo com nutrientes. A compostagem relaciona-se ao aproveitamento de tais resíduos, que têm diversas origens: urbana, agrícola ou florestal.

Compostagem acelerada por aeração, em Vancouver

A cidade de Vancouver possui mais de 600 mil habitantes e a sua região metropolitana ultrapassa 2,3 milhões de habitantes, sendo a terceira maior metrópole do Canadá, atrás de Montreal e Toronto. A cidade de Vancouver, relativamente recente, foi reconhecida e incorporada ao Canadá em 1886 e o primeiro assentamento permanente se deu em 1862, devido à instalação de

Basicamente, a compostagem como processo controlado da degradação da matéria orgânica constitui-se de duas fases principais: a primeira em que ocorrem as reações bioquímicas de forma intensa, e a segunda, que é a fase de estabilização e maturação do composto (OLIVEIRA *et al.*, 2005).

A compostagem pelo método convencional, mais tradicional, é utilizada em larga escala desde a Antiguidade. Compostagens aceleradas são feitas por meio de processos tecnológicos que diminuem o tempo das reações bioquímicas, resultando no mesmo composto em menos tempo. Pelo processo convencional, o composto leva em média 120 dias para ser considerado maduro e estável, pronto para ser utilizado (OLIVEIRA *et al.*, 2008). Já o tempo da compostagem acelerada varia de acordo com a tecnologia empregada, chegando a 60 dias no caso daquela empregada pela empresa Harvest, em Richmond, e pela Inova, em São Paulo.

Segundo Miller (1993), a compostagem trabalha com dois grupos de micro-organismos: os mesófilos, que atuam com a temperatura ótima de 45°C; e os termófilos, que possuem atividade numa temperatura acima de 45°C, atingindo até 75°C. Como a partir de 55°C é possível eliminar patógenos humanos e larvas de moscas, as usinas de compostagem buscam técnicas (como melhorar a aeração e o controle de umidade) para que a temperatura esteja sempre alta, se possível acima de 63°C, de modo a eliminar também sementes de ervas daninhas (RYNK, 1992).

O resultado do processo irá liberar vapor d'água, calor e CO₂ obtidos na degradação biológica com o auxílio de O₂. Para o processo de compostagem ocorrer perfeitamente, sem produzir odor desagradável e atrair vetores, é necessário o equilíbrio entre aeração (fornecimento de O₂), umidade e temperatura (EPSTEIN, 1997). Nessas condições, o composto produzido terá aspecto de terra escura, sem odor e rico em nutrientes.

uma madeireira que permitiu o crescimento econômico da cidade (GVRD, 2013).

A região metropolitana de Vancouver é composta por 24 cidades, que possuem os seguintes equipamentos de gestão de resíduos sólidos: uma usina de compostagem acelerada em Richmond; um incinerador com

geração de energia em Burnaby; usinas de triagem de resíduos recicláveis; e dois aterros sanitários, sendo um público (na cidade de Delta, distante 20 km do centro de Vancouver) e um particular (em Cache Creek, a 340 km leste de Vancouver, que recebe resíduos de outras regiões da Columbia Britânica e possui sete estações de transbordo, em Vancouver, North Shore, Surrey, Coquitlam, Langley, Matsqui e Maple Ridge).

Toda a produção de resíduo orgânico coletada é enviada para a usina de compostagem acelerada em Richmond. As prefeituras das 24 cidades que compõem a região metropolitana de Vancouver disponibilizam para os cidadãos um contêiner específico para o resíduo orgânico. O município recebe a informação dos horários e dias de cada coleta, não só sobre a coleta dos orgânicos, mas também das outras duas coletas: dos recicláveis e dos rejeitos. Já os resíduos especiais podem ser entregues pela população nos pontos de coleta específicos, nas estações de transbordo ou nos aterros sanitários (POLZER, 2012).

A Metro Vancouver, órgão que administra os serviços de saneamento básico, drenagem e resíduos sólidos de toda a região metropolitana de Vancouver, iniciou suas atividades em 1960, sendo que a gestão dos resíduos sólidos efetivamente passou a fazer parte das suas responsabilidades em 1973. Entre as importantes atividades desenvolvidas pelo órgão, destaca-se o Plano de gestão de resíduos sólidos urbanos para a Grande Vancouver, aprovado em 1985, que estabeleceu como meta a redução do descarte de resíduos orgânicos e recicláveis em 50%, indicando as metas e a regulamentação para o descarte de resíduos sólidos domiciliares (GVRD, 1998).

A grande mudança por parte da população e do governo em relação aos resíduos sólidos se iniciou na década de 1970, quando alternativas para a disposição final dos resíduos sólidos começaram a surgir, substituindo os aterros sanitários pelos incineradores de alta tecnologia com geração de energia. Em paralelo, a população se envolvia cada vez mais com a separação dos resíduos recicláveis e orgânicos para reciclagem e compostagem. Em 1981, foi publicado um relatório conhecido como o Plano das 5 Diretrizes (*District's 5-Part Plan*), que reunia as principais necessidades dos municípios da Grande Vancouver em relação à gestão dos resíduos sólidos urbanos:

- abertura de um novo aterro sanitário para atender a parte leste da região metropolitana;
- ampliação do aterro de Vancouver, na cidade de Delta, para atender à porção oeste da metrópole;
- construção de um incinerador (*waste-to-energy*) de alta tecnologia com geração de energia, para receber parte dos rejeitos que estavam sendo enviados para o aterro sanitário;
- construção de novas estações de transbordo para tornar mais eficientes a logística e o transporte dos resíduos nas cidades;
- incentivo e promoção de reciclagem e compostagem, diminuindo cada vez mais os resíduos dispostos em aterro sanitário.

Todas as ações foram realizadas, exceto a construção de um novo aterro sanitário na parte leste da região metropolitana (GVRD, 1998).

A partir de então, a demanda pública pela redução dos resíduos e soluções para compostagem e reciclagem tornaram-se mais constantes. Em 1989, a Metro Vancouver desenvolveu um plano de ação que tinha como meta inicial desviar em 30% os resíduos orgânicos e recicláveis destinados aos aterros sanitários por meio das seguintes diretrizes:

- implantação da coleta seletiva em todas as cidades;
- melhorias nos centros de triagem de recicláveis e na sua comercialização;
- incentivo do uso de composteiras e minhocários domésticos pela população, de modo a reduzir a fração orgânica destinada aos aterros sanitários;
- incentivo de redução e reciclagem dos recicláveis gerados pelos setores comerciais e industriais;
- implantação de programas de conscientização ambiental para a sociedade, com o objetivo de atingir as metas de redução e reciclagem estabelecidas.

Houve sucesso em relação às diretrizes do plano de ação de 1989, em especial nas campanhas de cons-

cientização ambiental. Mas ainda havia dificuldades na comercialização dos recicláveis, pois as indústrias que recebiam esse material como matéria-prima para a sua produção ainda estavam se formando. Em 2008, foi abandonada a ideia de se construir novos aterros sanitários; em vez disso, o foco seria na redução dos resíduos rumo ao *zero waste*. Dessa forma, naquele ano os resíduos orgânicos oriundos da poda de árvores e recicláveis foram banidos do aterro sanitário, sob pena de multa em caso de descumprimento. Em 2009, foi estabelecido como meta desviar 70% dos resíduos para a reciclagem e compostagem até 2015 e, neste mesmo ano, foi fechado o acordo com a Fraser Richmond Soil and Fibre para receber os resíduos orgânicos e de poda de árvores para a compostagem acelerada.

Como é possível observar, uma série de leis e regulamentos foram surgindo de forma a incentivar as indústrias da reciclagem, conscientizar a população e garantir por parte do governo a gestão e a infraestrutura necessárias para atingir as metas de redução de resíduos. Por isso, hoje a Grande Vancouver consegue desviar 60% dos resíduos orgânicos e recicláveis dos aterros e do incinerador. O desafio atual do programa *Zero Waste* é reduzir cada vez mais os resíduos e enviar às unidades de destino final apenas os rejeitos (METRO VANCOUVER, 2016).

Na cidade de Vancouver, em especial, cabe destacar o programa *Keep Vancouver Spectacular* (2016), que mobiliza a população por meio de campanhas específicas nos bairros para a redução dos resíduos sólidos, combate ao descarte em pontos ilegais e aumento da conscientização e participação de todos na reciclagem e compostagem. Em relação à compostagem dos resíduos orgânicos, o governo ainda subsidia a venda de minhocários e composteiras, que podem ser adquiridos pelo preço de custo. Em 2010, Vancouver possuía 43.593 composteiras e 5.805 minhocários — uma grande evolução se comparado ao início do programa, em 1999, quando haviam 28.100 composteiras e 2.280 minhocários. Isso representa um aumento de 55% no uso da composteira e 155% no uso do minhocário em um período de 10 anos (SOLID WASTE, 2011).

Os minhocários e composteiras domésticas ajudam na redução da quantidade de resíduos orgânicos enviados para os aterros sanitários, mas não são suficientes para atender toda a demanda da cidade para esse tipo de resíduo. Por isso, a usina de compostagem acelerada em

Richmond possui um papel essencial nesse processo, pois recebe, desde 2009, todo o resíduo orgânico da região metropolitana, incluindo podas de árvores e madeiras em geral. Sendo a maior instalação do segmento na América do Norte, a usina processa anualmente 240 mil toneladas de resíduos. A empresa Fraser Richmond Soil & Fibre é uma das companhias da Harvest que contam com outras unidades além da Columbia Britânica, como Califórnia, Pensilvânia e Ontário. Juntas, essas instalações já reciclaram mais de 3 milhões de toneladas desde o início das atividades, em 1993 (HARVEST, 2014).

A Metro Vancouver está desenvolvendo, ainda, mecanismos para impedir que os resíduos orgânicos da região metropolitana tenham como destino o aterro sanitário ou incineradores: a meta é desviar 70% dos resíduos para a compostagem. A matéria orgânica corresponde a 40% de todo o resíduo depositado em aterros sanitários e, devido a essa proibição, mais de 265 mil toneladas de resíduos orgânicos deverão ser desviadas dos aterros anualmente. Em 2008, podas de jardim foram banidas dos aterros sanitários e, atualmente, mais de 270 mil toneladas desse material são coletadas pelos municípios e compostadas, sendo a Harvest Power responsável por processar cerca de 200 mil toneladas por ano de poda de jardim (OPUS DAYTONKNIGHT 2014).

O processo de compostagem acelerada utilizado pela empresa Harvest é denominado *Covered Aerated Static Pile Composting* (CASP), ou seja, o processo de compostagem é feito por meio de uma pilha coberta por uma camada de material orgânico, aerada por injetores de ar e estática, sem necessidade de revirar o composto. A tecnologia consiste em utilizar uma camada orgânica que cobre as pilhas, um processo de aeração negativa e um sistema de biofiltros que minimizam e controlam o odor. A tecnologia empregada, segundo a Harvest (2014), é simples e de baixo custo, apresentando muitas vantagens. Nesse método, as pilhas estáticas aeradas são altas, o que otimiza a capacidade do terreno ocupado, com menor exposição ao ar externo; o tempo de maturação do composto é menor do que o do sistema tradicional, sendo de dois meses em vez de seis a oito meses; não é necessário nenhum pré-processo, como trituração da matéria orgânica; o consumo energético é menor devido à eliminação da trituração, comum em processos tradicionais de compostagem; a cobertura orgânica age como um biofiltro natural, tratando as partículas odoríferas; e, por fim, o composto atinge

um alto nível de qualidade devido ao rigoroso processo empregado. Na Figura 1, observa-se a entrada da usina em Richmond e as pilhas estáticas (HARVEST, 2014).

O sistema CASP opera da seguinte forma:

1. Uma nova pilha é constituída sobre uma célula do sistema CASP, de modo a se empilhar o material sobre a base da célula por meio de uma escavadeira ou outro equipamento similar. Normalmente leva-se de uma a duas semanas para completar a célula, dependendo da estação do ano.
2. Depois de finalizada a pilha, é colocada sobre ela uma camada de um material orgânico, cuja composição foi desenvolvida e patenteada pela Harvest. Essa cobertura irá impedir que os odores dentro da pilha escapem por meio do vento ou convecção devido às altas temperaturas. Depois essa camada será removida e utilizada novamente em outra pilha, sucessivamente, até não ter mais utilidade e ser compostada junto aos resíduos.
3. Um sistema de tubulações é introduzido abaixo da pilha, criando uma rede de tubos perfurados em aço inoxidável que irá fornecer ar para a pilha de maneira a criar as condições aeróbicas necessárias para a compostagem. Esse sistema elimina a necessidade de revirar as pilhas, por isso o sistema é chamado de estático. Dessa forma, a mistura atinge altas temperaturas e o ar injetado pode ser ajustado em condições ideais, além de também ser favorável ao controle dos odores.
4. O ar injetado nas pilhas contém partículas odoríferas; por isso, antes de ser solto para a atmosfera, é submetido a um tratamento, que consiste em passar por um biofiltro formado por lascas e cascas de madeiras. O calor e a umidade fazem com que micro-organismos adiram às lascas e cascas de madeira e se alimentem das partículas odoríferas. Depois de dois anos, esse material é substituído e segue para a compostagem.



Fonte: POLZER (2011).

Figura 1 – Fotos da Usina de compostagem acelerada em Richmond.

5. O sistema CASP demora aproximadamente duas semanas para ser finalizado. Cada célula é reestruturada periodicamente, começando todo o processo novamente, por meio de um método desenvolvido pela Harvest. A vantagem dessa tecnologia é que não é necessário mover, transferir, reconstruir e homogeneizar a mistura, evitando assim odor incidental e, também, a utilização de mão de obra, energia, combustível e equipamentos para revirar o composto.
6. Seguindo o processo CASP, o produto é livre de contaminantes e segue para um período de maturação de um a dois meses para aumentar ainda mais a qualidade do composto. O resultado é um composto estável, de alta qualidade, livre de agentes patológicos e com cheiro de terra. O produto pode ser comercializado em atacado ou varejo, ser ensacado e distribuído em supermercados e ser aplicado para diversos fins como agricultura, controle de erosão e paisagismo.

Compostagem em São Paulo

A cidade de São Paulo possui uma população em torno de 12 milhões de habitantes (IBGE, 2016) e produz diariamente cerca de 20 mil toneladas de resíduos sólidos. Destes, aproximadamente 12 mil são resíduos domésticos e o restante é proveniente de outras fontes de geração, como construção civil, varrição, saúde etc. (PMSP, 2014).

A coleta domiciliar é realizada por duas concessionárias, a Ecourbis e a Loga. O resíduo coletado é encaminhado para três estações de transbordo (Vergueiro, Santo Amaro e Ponte Pequena) e, de lá, é direcionado para os dois aterros sanitários que recebem os resíduos da cidade de São Paulo: um público, Central de Tratamentos Leste (CTL), e outro privado, em Caieiras (PMSP, 2016).

O município de São Paulo conta também com a coleta seletiva de materiais recicláveis, atendendo 46% dos domicílios por meio de 22 centrais de triagem, 73 ecopontos e 1.500 pontos de entrega voluntária. Com baixa adesão e falta de infraestrutura, o índice de reciclagem ainda é baixo e corresponde a apenas 2% de todo o resíduo gerado em 2015 (PMSP, 2014).

A compostagem urbana torna-se, então, também pela lei da PNRS, um recurso e uma possibilidade para o município aproveitar a matéria orgânica, que corresponde a mais de 50% do resíduo domiciliar do cidadão brasileiro, para gerar emprego e renda. Hoje, esse material é destinado para os aterros sanitários controlados e lixões em todo o país. O desafio é recolher e destinar a matéria orgânica para a compostagem.

Um paulistano típico gera em torno de 51% de resíduos orgânicos, 35% de recicláveis e 14% de rejeitos (PMSP, 2014). Com o objetivo de desviar parte do material or-

gânico dos aterros sanitários, a Prefeitura de São Paulo lançou, em 2014, o programa Composta São Paulo e distribuiu dois mil minhocários (COMPOSTA SÃO PAULO, 2016), com o objetivo de incentivar a população a reduzir e tratar localmente os resíduos orgânicos, gerando adubo com os restos alimentares.

Além disso, um projeto piloto de compostagem foi iniciado na Lapa no segundo semestre de 2015. A central de compostagem da Lapa (Figura 2) recebe em média 35 toneladas de resíduos semanais de 26 feiras. O projeto foi desenvolvido por uma parceria entre a subprefeitura da Lapa, a Autoridade Municipal de Limpeza Urbana (AMLURB) e a empresa Inova, responsável pela coleta e execução (PMSP, 2016a).

Segundo o plano de metas da prefeitura, o objetivo é aumentar a coleta de material reciclável para 10% e realizar a compostagem do material orgânico das 900 feiras livres e dos serviços de poda. Até o momento, apenas a central da Lapa está operando, mas já foram definidos os locais onde serão instaladas as quatro novas usinas de compostagem e outros nove pontos aguardam definição da localização (PMSP, 2016b).

O método utilizado na central de compostagem da Lapa é baseado num sistema desenvolvido pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e o Centro de Promoção e Estudos da Agricultura de Grupo (Cepagro) (PMSP, 2016a). A Inova faz a coleta das feiras livres, deposita o material coletado em uma área de recebimento e de lá o material segue para a leira de compostagem. Há seis leiras no local, uma para cada dia da semana em que há feiras livres. Assim, a leira recebe material em um dia e descansa os outros seis dias. Esse descanso faz com que a temperatura atinja em torno de 70°C, tornando o processo mais eficiente.

A técnica utilizada é a de leiras estáticas com aeração natural, ou seja, não é necessário revolver o composto. As leiras não podem ultrapassar a largura de dois metros para permitir uma boa aeração, sete metros de comprimento, dois metros de altura e podem acumular cerca de oito toneladas de resíduos orgânicos (ABREU *et al.*, 2015).

A área utilizada para a realização da compostagem é um pátio inutilizado de 3.000 m² (PMSP, 2016a). O acabamento original do piso era de asfalto que recebeu uma camada de brita e uma manta de impermeabilização nos locais de operação das leiras. Todo o líquido percolado é coletado e armazenado em tanques. Devido à concentração de nutrientes, o líquido é chamado de biofertilizante, e é reinserido nas leiras para manter a umidade ideal.

Na década de 1970, a cidade possuía duas usinas de compostagem que recebiam cerca de 11% dos resíduos domiciliares e de varrição produzidos. Os resíduos chegavam misturados e eram separados em recicláveis, orgânicos e rejeitos. No final do processo, era possível reciclar e compostar 8% dos resíduos gerados na cidade

(JACOBI, 2006). Portanto, o município de São Paulo chegou a ter um índice de aproveitamento maior dos resíduos nesse período do que em 2015, em que desviava apenas 2% do resíduo coletado para a reciclagem.

As reclamações da população próxima às usinas da Vila Leopoldina e de São Matheus, referentes principalmente ao mau cheiro, fizeram com que as instalações fossem fechadas em 2004. A maioria das usinas de compostagem instaladas no país passou pelas mesmas dificuldades e apresentou problemas na qualidade do composto e em todo o processo de separação e tratamento, o que levou essas instalações a caírem em descrédito (PEREIRA NETO, 1996; LELIS & PEREIRA NETO, 2001).

Se as usinas de compostagem tivessem passado por reformas que considerassem técnicas modernas para neutralização de odores e melhorias em todo o processo, os índices de compostagem e reciclagem poderiam ser muito mais altos. O fechamento das usinas fez com que o tratamento dos resíduos orgânicos fosse negligenciado e elevou a barreira para a implantação de um sistema de coleta e tratamento desse material.

Aplicação do adubo nos centros urbanos

O composto orgânico é rico em nutrientes e pode ser utilizado largamente na agricultura em geral, em jardins, canteiros, hortas urbanas e telhados verdes, no

paisagismo, no combate e controle de erosão etc. Trata-se de uma matéria-prima abundante nos centros urbanos e que é desperdiçada ao ser destinada aos



Fonte: POLZER (2016).

Figura 2 – Central de compostagem da Lapa em São Paulo.

aterros sanitários. O adubo gerado poderia estimular o aumento de áreas verdes, tão importantes para aumentar a qualidade de vida da população local, melhorar o microclima, reter água de chuva, minimizar as ilhas de calor além de colaborar com o bem-estar da população, que poderá usufruir dessas áreas, tão escassas em centros urbanos.

A utilização de telhados verdes traz novas possibilidades de uso para uma área que normalmente é destinada apenas para equipamentos de ar-condicionado e demais instalações do edifício. Com o telhado verde, essa área recebe um uso adicional e ainda contribui para retenção e absorção de água pluvial, melhora da qualidade do ar e do microclima local, além de gerar emprego e renda para a população que produz o adubo orgânico e faz a manutenção dos jardins e hortas.

As cidades, por serem locais normalmente sem espaços verdes, têm a oportunidade de utilizar o composto produzido a partir da matéria orgânica para aumentar a qualidade de áreas verdes já existentes e ainda criar novos espaços em locais impermeáveis como calçadas, muros, coberturas e outros.

Na Grande Vancouver é comum a população que mora nas periferias ter sua própria horta em casa e utilizar os restos de alimentos para enriquecer o solo. Os terrenos em geral são ocupados no centro do lote, deixando um jardim na frente e uma horta no fundo. Já a população que mora no centro, em edifícios residenciais e que, portanto, não possuem área verde para plantio, podem

usufruir das hortas urbanas, que são espaços públicos cedidos pelo governo para a população realizar o plantio. Cada grupo de pessoas recebe um canteiro e todos os equipamentos necessários, que ficam em um abrigo no próprio local. As hortas urbanas variam de tamanho, algumas são canteiros pequenos e outras são quadras inteiras, proporcionando à população alimento orgânico produzido por eles mesmos.

Em São Paulo, há um movimento para o desenvolvimento das hortas urbanas em espaços públicos e já existem alguns exemplos de sucesso, como a Horta das Corujas na Vila Madalena, a Horta do Ciclista no cruzamento da Avenida Paulista com a Rua da Consolação, e outras. A grande dificuldade em São Paulo ainda é a falta de consciência ambiental e o entendimento por parte da sociedade de que essa atividade tem muito a contribuir para elevar a qualidade de vida da população local, pois não é só o aspecto ambiental que deve ser considerado, mas também o aspecto social, pois essa atividade promove o encontro de pessoas do mesmo bairro, além de ser uma atividade de lazer.

Além dos aspectos já mencionados, a compostagem urbana gera uma nova atividade econômica, por meio da comercialização do adubo, que tem potencial para trazer emprego e renda para a população. Segundo Epstein (1997), a compostagem pode ser também uma alternativa economicamente mais viável do que o envio e a manutenção de aterros sanitários. O composto é considerado estável, semelhante ao húmus da minhoca, e pode ser utilizado para diversos usos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Tendo como destino os aterros sanitários na maior parte dos casos, os resíduos orgânicos irão se degradar lentamente dentro da célula de lixo, juntamente com materiais inorgânicos. O processo de decomposição é prolongado, pois dentro da célula a matéria orgânica é isolada do contato com o solo, não recebendo umidade, troca de calor e aeração. Dessa forma, os resíduos orgânicos, além de demorarem mais para se decompor, também estão misturados com outros tipos de materiais descartados que podem ser inertes ou perigosos, como pilhas, baterias, tintas, medicamentos e outros. Os produtos da reação de oxidação da matéria orgânica são altamente contaminantes. Como exemplos, há o chorume, líquido tóxico que percola pelas

células de lixo do aterro e é captado por um sistema de drenagem horizontal, e o gás metano, captado por drenagens verticais. Mesmo em aterros sanitários, que são considerados ambientalmente adequados em relação às demais formas de deposição de resíduos no solo, como os vazadouros a céu aberto, não é possível coletar totalmente os gases e líquidos produzidos pela decomposição da matéria orgânica. Depois de diversos estudos sobre análise de ciclo de vida de aterros sanitários, os pesquisadores assumiram que tecnicamente 50% do metano produzido em uma célula de lixo é de fato capturado para gerar energia (IPCC, 2006). Se essa matéria orgânica fosse desviada para a compostagem, todos os efluentes e emissões seriam tratados de ma-

neira mais eficiente e com menor risco e impacto ao meio ambiente.

Se os resíduos forem dispostos em vazadouros a céu aberto a contaminação é ainda maior, pois nesse local o solo não foi impermeabilizado e preparado para receber os resíduos. Não há rede de drenagem de chorume e nem captação do gás metano, ou seja, todos os efluentes e emissões são despejados diretamente no local, contaminando o ar, o solo, os lençóis freáticos e corpos d'água, assim como a população ao redor.

A produção de resíduos orgânicos é agravada, também, pela alta taxa de desperdício de alimentos, tanto por parte do consumidor quanto por parte dos distribuidores e intermediários. Uma correção a esse problema seria a redução na origem por meio do consumo consciente e práticas de doação de alimentos para a população carente, evitando o desperdício e a produção de mais resíduo orgânico.

A utilização dos resíduos orgânicos urbanos apresenta uma série de vantagens para a cidade e ainda é pouco ou mal explorada. São diversas oportunidades que poderiam ser largamente empregadas trazendo muitos benefícios, como:

- **benefícios sociais:** envolvimento da população na separação dos resíduos orgânicos e recicláveis nas residências e estabelecimentos comerciais; sua aplicação no meio urbano trazendo bem-estar para a população local; promoção da consciência ambiental e divulgação de novas práticas sociais;
- **benefícios econômicos:** geração de renda e emprego por meio da comercialização do adubo; redução dos custos de operação e manutenção dos aterros sanitários e o prolongamento da sua vida útil sem necessidade de abertura de novos aterros sanitários;
- **benefícios culturais:** o envolvimento da sociedade nas hortas urbanas e outros eventos relacionados à prática do plantio e a oficinas de compostagem; aproveitamento de áreas públicas para ampliação de áreas verdes e espaços de lazer;
- **benefícios políticos:** participação e envolvimento da sociedade exercendo seus direitos de cidadãos nas políticas públicas e garantindo a expansão e a qualidade das áreas verdes;

- **benefícios espaciais:** promoção dos espaços públicos transformando-os em áreas verdes de qualidade; mais espaços de lazer e convívio público; prolongamento da vida útil dos aterros sanitários;
- **benefícios ambientais:** redução da ilha de calor por meio da inserção de áreas verdes sobre áreas impermeabilizadas por coberturas verdes e jardins verticais; redução das enchentes com a absorção de água de chuva pela vegetação introduzida nos centros urbanos; aumento da consciência ambiental por parte da população; melhora do microclima local por intermédio da vegetação inserida e outros.

O desafio das cidades é recolher o material orgânico das residências, estabelecimentos comerciais como escritórios, supermercados, hortifrutigranjeiros e outros e destinar para usinas de compostagem acelerada, onde a matéria orgânica será então processada e transformada em adubo, cujas aplicações são muitas, como coberturas verdes, agricultura, hortas urbanas, parques etc.

O encerramento das usinas de compostagem na cidade de São Paulo foi crucial para impedir o desenvolvimento de técnicas mais avançadas de compostagem e fez com que o município retrocedesse na gestão dos resíduos sólidos. Segundo Barreira *et al.* (2006), as usinas de compostagem são equipamentos necessários e importantes para desviar o material orgânico dos aterros sanitários e proteger o meio ambiente.

Porém, a instalação da usina piloto na subprefeitura da Lapa pode permitir que novas usinas sejam instaladas e que essa atividade seja retomada com técnicas mais modernas de neutralização de odores, o que garantiria a qualidade do composto orgânico para que este fosse comercializado e empregado em diversos usos.

A técnica utilizada em Vancouver demonstra que é possível tratar grandes quantidades de material orgânico, mas o material deve ser separado na origem para que não ocorra contaminação de plásticos e metais pesados presentes nas tintas das embalagens em geral.

Para que a compostagem nos centros urbanos tenha sucesso é necessário não somente o emprego de técnicas e infraestrutura mais atuais, mas também o envolvimento da sociedade na correta separação do material, garantindo que não haverá contaminação de outros resíduos como material reciclável e rejeitos.

CONCLUSÃO

Devido à grande produção de resíduos orgânicos nos centros urbanos, faz-se necessário o emprego de técnicas de compostagem acelerada, de forma a aproveitar esse material transformando-o em recurso para novas atividades, como hortas urbanas, jardins, combate à erosão, agricultura e outros. Além disso, a comercialização do composto gera emprego e renda para a população.

Ao ser acelerada, a compostagem otimiza o espaço físico necessário para essa atividade, o que é determinante nos centros urbanos, que não possuem extensos locais para desenvolvimento de processos artesanais tradicionais. O uso de tecnologia para acelerar a compostagem urbana é tão necessário quanto imprescindível para atender a demanda de produção de resíduos orgânicos de forma eficiente e econômica num espaço reduzido. Além disso, os municípios também sofrem com a falta de espaços ambientalmente adequados para a implantação de novos aterros sanitários. Somado a isso, também há o alto custo de operação e manutenção e o grande impacto ambiental provocado por esses equipamentos. Portanto, a compostagem urbana é um dos mais importantes me-

canismos de redução dos resíduos que são depositados nesses locais, aumentando sua vida útil e diminuindo os custos dessa instalação para os municípios.

A cidade de Vancouver tem a preocupação em destinar corretamente os resíduos sólidos produzidos e, para isso, conta com a participação da população, que separa as frações de materiais orgânicos, recicláveis e rejeitos. Conta também com a infraestrutura necessária para a realização da coleta e tratamento dos orgânicos. Trata-se de um sistema eficiente e que pode ser considerado como exemplo para outras cidades.

Apesar da falta de infraestrutura, como coletas por tipo de material, condições de armazenamento e usinas de tratamento de material orgânico, as cidades brasileiras têm o dever, segundo a PNRS, de desviar os materiais orgânicos assim como os recicláveis dos aterros sanitários. Sendo assim, usinas de compostagem como a de Vancouver e a da Lapa em São Paulo são duas formas de tratamento que poderiam ser utilizadas, dependendo das condições locais de espaço e recursos naturais.

REFERÊNCIAS

- ABRELPE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil*, 2014. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/>>. Acesso em: 21 jun. 2016.
- ABREU, M. J. de; PALERMO, P. R. O.; BOTTAN, G. A. et al. A Compostagem Termofílica como metodologia para restauração de áreas degradadas dentro de uma Unidade de Conservação, Florianópolis (SC). In: IX Congresso Brasileiro de Agroecologia, Belém, PA. *Cadernos de Agroecologia*, v. 10, n. 3, 2015.
- BANCO MUNDIAL. *What a waste. A Global Review of Solid Waste Management*, n. 15. Washington, 2012.
- BARREIRA, L. P.; PHILIPPI JUNIOR, A.; RODRIGUES, M. S. Usinas de compostagem do estado de São Paulo: qualidade dos compostos e processos de produção. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 11, n. 4, p. 385-363, 2006.
- BRASIL. Lei n. 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: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm>. Acesso em: 24 out. 2016.
- COMPOSTA SÃO PAULO. *Projeto Composta São Paulo*, 2016. Disponível em: <<http://www.compostasaopaulo.eco.br/>>. Acesso em: 21 jun. 2016.
- EPSTEIN, E. *The Science of Composting*. Pennsylvania: Technomic Publishing, 1997.
- GVRD – GREATER VANCOUVER REGIONAL DISTRIC. *Census Demographic Bulletins and Maps*. 2013. Disponível em: <<http://www.metrovancouver.org/about/statistics/Pages/CensusBulletins.aspx>>. Acesso em: 30 jun. 2013.

_____. *Solid Waste Manual*. Vitória: Queen's Printer, 1998.

HARVEST, P. *Organics Management*. 2014. Disponível em: <<http://www.harvestpower.com>>. Acesso em: 12 abr. 2014.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *São Paulo – população estimada*. 2016. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=355030>>. Acesso em: 24 jun. 2016.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Japan: Waste, IGES, 2006. v. 5.

JACOBI, P. R. (org.). *Gestão compartilhada dos resíduos sólidos no Brasil: inovação com inclusão social*. São Paulo: Annablume, 2006.

KEEP VANCOUVER SPECTACULAR. *Keep Vancouver spectacular! Vibrant and clean neighbourhoods start with you*. 2016. Disponível em: <<http://vancouver.ca/people-programs/keep-vancouver-spectacular.aspx>>. Acesso em: 21 jun. 2016.

LELIS, M. P. N.; PEREIRA NETO, J. T. Usinas de reciclagem de lixo: porque não funcionam. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21. *Anais...* João Pessoa: ABES, 2001. p. 1-9.

METRO VANCOUVER. *Planning for 2020*. Disponível em: <<http://www.metrovancouver.org/services/solid-waste/about/planning/Pages/default.aspx>>. Acesso em: 21 jun. 2016.

MILLER, Frederick. C. Composting as a process base on the control of ecologically selective factors. In: METTING JUNIOR, F. B. *Soil Microbial Ecology: application in agricultural and environmental management*. [Boca Raton]: CRC Press, 1993. p. 515-541.

OLIVEIRA, A. M. G.; AQUINO, A. M. de; NETO, M. T. de C. *Compostagem Caseira de Lixo Orgânico Doméstico*. Embrapa Mandioca e Fruticultura Tropical. Circular Técnica, 76. 1. ed. Bahia, 2005. Disponível em: <http://www.cnpmf.embrapa.br/publicacoes/circulares/circular_76.pdf>. Acesso em: 12 abr. 2014.

OLIVEIRA, E. C. A. de; SARTORI, R. H.; GARCEZ, T. B. *Compostagem*. Universidade de São Paulo (USP), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Programa de Pós-graduação em solos e nutrição de plantas. Piracicaba, 2008. Disponível em: <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Compostagem_000fhc8nfqz02wyiv80efhb2adn37yaw.pdf>. Acesso em: 24 jun. 2016.

OPUS DAYTONKNIGHT. *Harvest Energy Garden*. The future of organic waste management. 2013. Disponível em: <http://www2.canadianconsultingengineer.com/awards/pdfs/2013/D6_HarvestEnergyGarden.pdf>. Acesso em: 6 abr. 2014.

PEREIRA-NETO, J. T. Composting Experiences and Perspectives in Brazil. In: BERTOLDI, M.; SEQUI, P.; LEMMES, B.; TIZIANO, P. *Science of Composting Part 2*. 1. ed. England: Chapman & Hall (Edit.), 1996. p. 729-735.

PMSP – PREFEITURA DE SÃO PAULO. *Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do Município de São Paulo, versão 2014*. PMSP: 2014. Disponível em: <<http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/servicos/arquivos/PGIRS-2014.pdf>>. Acesso em: 23 nov. 2015.

_____. *A coleta de lixo em São Paulo*. 2016. Disponível em: <http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/servicos/coleta_de_lixo/index.php?p=4634>. Acesso em: 21 jun. 2016.

_____. *Prefeitura inaugura central de compostagem para reciclar resíduos das feiras livres*. 2016a. Disponível em: <<http://www.capital.sp.gov.br/portal/noticia/9368#ad-image-0>>. Acesso em: 21 jun. 2016a.

_____. *Programa de metas 2013-2016*. 2016b. Disponível em: <<http://planejasampa.prefeitura.sp.gov.br/metas/>>. Acesso em: 21 jun. 2016b.

POLZER, V. R. *Fotos da visita técnica à usina de compostagem acelerada em Richmond*, 2011.

_____. *Gestão dos resíduos sólidos urbanos domiciliares em São Paulo e Vancouver*. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) – Universidade Presbiteriana Mackenzie, São Paulo, 2012.

_____. *Foto da central de compostagem da Lapa em São Paulo*, 2016.

RYNK, Robert. *On-Farm composting handbook*. Ithaca – NY: Northeast Regional Agricultural Engineering Service, 1992, 188p.

SOLID WASTE, City of Vancouver. *Solid Waste Management Branch*. Solid Waste Division Report 2010. Publicado em: dez. 2011.