

revista DAE

Publicação quadrimestral da Sabesp • Distribuição gratuita



199

Volume 63

maio • agosto 2015

ISSN 0101-6040

PONTO DE VISTA

- Água subterrânea para abastecimento público na Região Metropolitana de São Paulo: é possível utilizá-la em larga escala?

ARTIGOS TÉCNICOS

- Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio seguido de aeróbio
- Características municipais determinantes da presença de diferentes prestadores de serviços de abastecimento de água no Brasil
- Sequência de tratamentos para lixiviado de aterro sanitário utilizando os processos físico-químico convencional e Fenton como pós-tratamento
- Análise da economicidade do emprego de tanques sépticos como solução para a gestão dos esgotos sanitários de pequenas comunidades
- Uso de etanol como cossubstrato para micodegradação de corante azo

O site da Revista DAE está repleto de novidades

Assine gratuitamente o boletim
eletrônico, é só se cadastrar!



No site você
pode baixar
o conteúdo
completo da
Revista.

editorial

Os doze mil poços profundos cadastrados nos dois principais aquíferos da Região Metropolitana de São Paulo, o cristalino e o sedimentar, contribuem atualmente com uma vazão de cerca de 10 m³/s para o abastecimento de água dessa região. Estudos recentes desenvolvidos pelo Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo estimam que a recarga e as reservas explotáveis dos aquíferos da bacia do Alto Tietê sejam da ordem de 50m³/s e 30m³/s, respectivamente. Com base nesses dados, pode-se concluir que esses mananciais subterrâneos ainda poderiam oferecer algo em torno de 20m³/s para o abastecimento público dessa região, o que seria particularmente relevante para o enfrentamento da crise hídrica enfrentada pela Região Metropolitana de São Paulo.

Na seção Ponto de Vista, os professores Reginaldo Bertolo, Ricardo Hirata, Bruno Conicelli, Mateus Simonato, Antonio Pinhatti e Amélia Fernandes abordam essa questão de forma clara e didática. A revista DAE espera, com isso, contribuir para o aprofundamento da discussão desse importante

tema o qual ainda gera muita polêmica no meio técnico e científico.

Completam esta edição da revista os artigos técnicos:

- Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio seguido de aeróbio;
- Características municipais determinantes da presença de diferentes prestadores de serviços de abastecimento de água no Brasil;
- Sequência de tratamentos para lixiviado de aterro sanitário utilizando os processos físico-químico convencional e Fenton como pós-tratamento;
- Análise da economicidade do emprego de tanques sépticos como solução para a gestão dos esgotos sanitários de pequenas comunidades;
- Uso de etanol como cossubstrato para micodegradação de corante azo.

Boa leitura!



Americo de Oliveira Sampaio

EDITOR-CHEFE



Nº 199

maio a agosto 2015

Missão

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

Histórico

Iniciou-se com o título Boletim da Repartição de Águas e Esgotos (RAE), em 1936, prosseguindo assim até 1952, com interrupções em 1944 e 1945. Não circulou em 1953. Passou a denominar-se Boletim do Departamento de Águas e Esgotos (DAE) em 1954 e Revista do Departamento de Águas e Esgotos de 1955 a 1959. De 1959 a 1971, passou a denominar-se Revista D.A.E. e, a partir de 1972, Revista DAE. Houve, ainda, interrupção de 1994 a 2007.

Publicação

Quadrimestral (janeiro, maio e setembro)

Diretoria de Tecnologia, Empreendimentos e Meio Ambiente - T

Superintendência de Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação
Tecnológica - TX

Rua Costa Carvalho, 300 - Pinheiros - 05429 000

São Paulo - SP - Brasil

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

Editor-Chefe

Engenheiro Américo de Oliveira Sampaio

Assistente Editorial

Engenheira Iara Regina Soares Chao

Conselho Editorial

Prof. Pedro Além Sobrinho (Universidade de São Paulo – USP),
Prof. Cleverton Vítório Andreoli (Companhia de Saneamento do
Paraná – Sanepar), Prof. José Roberto Campos (USP), Prof. Dib
Gebara (Universidade Estadual Paulista – Unesp), Prof. Eduardo
Pacheco Jordão (Universidade Federal do Rio de Janeiro), Prof.
Rafael Kospchitz Xavier Bastos (Universidade Federal de Viçosa),
Prof. Wanderley S. Paganini (USP e representante da Companhia
de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – Sabesp), Profa.
Emília Wanda Rutkowska (Universidade Estadual de Campinas –
Unicamp), Prof. Marcos Tadeu (USP e representante do Instituto
de Pesquisas Tecnológicas – IPT). Coordenação do Eng. Américo
de Oliveira Sampaio (Sabesp).

Jornalista Responsável

Sérgio Lapastina - Mtb: 18276

Capa

Crédito da imagem: Fotografia Antonio Pinhatti – Captação
de água subterrânea para abastecimento público na Região
Metropolitana de São Paulo, São Paulo, SP.

Projeto Gráfico, Diagramação e Revisão

Ideorama Comunicação Ltda EPP

CTP, Impressão e Acabamento

Gráfica Sonora

Tiragem

4.500 exemplares


imprensa@revistadae.com.br

ISSN 0101-6040

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

Veja a revista eletrônica na internet:

<http://www.revistadae.com.br>



Crédito da imagem: Fotógrafo Antonio Pinhatti – Captação de água subterrânea para abastecimento público na Região Metropolitana de São Paulo, São Paulo, SP

nesta edição

6 PONTO DE VISTA
Água subterrânea para abastecimento público na Região Metropolitana de São Paulo: é possível utilizá-la em larga escala?
Groundwater for public supply in the Metropolitan Region of São Paulo: is it possible to use it on a large scale?

83 EVENTOS

85 PUBLICAÇÕES

ARTIGOS TÉCNICOS

18 ARTIGO 1 – Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio seguido de aeróbio
Treatment conjugate of landfill leachate and domestic wastewater by anaerobic process followed by aerobic

27 ARTIGO 2 – Características municipais determinantes da presença de diferentes prestadores de serviços de abastecimento de água no Brasil
Municipal determinants of the presence of different water providers in Brazil

47 ARTIGO 3 – Sequência de tratamentos para lixiviado de aterro sanitário utilizando os processos físico-químico convencional e Fenton como pós-tratamento
Landfill leachate treatment train using conventional physical chemical and Fenton processes as post treatment

58 ARTIGO 4 – Análise da economicidade do emprego de tanques sépticos como solução para a gestão dos esgotos sanitários de pequenas comunidades
Economic analysis of using septic tanks as a solution for sanitary sewage management in small communities

71 ARTIGO 5 – Uso de etanol como cossubstrato para micodegradação de corante azo
Use of ethanol as cosubstrate for azo dye mycodegradation

Água subterrânea para abastecimento público na Região Metropolitana de São Paulo: é possível utilizá-la em larga escala?

Groundwater for public supply in the Metropolitan Region of São Paulo: is it possible to use it on a large scale?

Reginaldo Bertolo⁽¹⁾; Ricardo Hirata⁽¹⁾; Bruno Conicelli⁽¹⁾; Mateus Simonato⁽¹⁾; Antonio Pinhatti⁽¹⁾; Amélia Fernandes^(1,2).

DOI: 10.4322/dae.2014.148



Crédito da imagem: Antonio Pinhatti.

Os principais reservatórios de água de abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) encontram-se, nos dias atuais (março de 2015), com estoques próximos dos limites baixos, porém em processo de leve recuperação por conta das chuvas de verão. Nestes tempos, a imprensa tem publicado diariamente a situação da crise hídrica e a sociedade mantém-se atônita com as notícias das variações diárias dos estoques de água e atenta às discussões sobre o racionamento

que pode ou não ocorrer em algum momento ao longo de 2015.

O indesejado racionamento no abastecimento poderá ser possivelmente evitado caso ocorra a conjugação de alguns fatores: chuvas com volumes acima da média nos próximos meses; conclusão de obras emergenciais até meados de 2015 que visam a remanejar e aumentar a oferta de água dentro da própria Bacia do Alto Tietê; esforço concentrado para a diminuição de perdas de água tratada; aumento do reúso; e mobilização da sociedade para a redução do consumo *per capita*.

No que se refere ao manejo de oferta de água, as obras emergenciais visam especialmente a aliviar o peso da importância do Sistema Cantareira no abastecimento, trazendo água de outros reservatórios da RMSP menos estressados. Entre as obras, encontram-se as que objetivam levar água da Represa Billings e de rios menores ao Sistema Guarapiranga e as que levarão água do Sistema Rio Grande (um braço da Represa Billings) e de outros rios menores ao Sistema Alto Tietê.

(1)

Centro de Pesquisas de Águas Subterrâneas (CEPAS), Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo (USP).

(2)

Instituto Geológico do Estado de São Paulo (SMA, SP).

Sabe-se, entretanto, que esse conjunto de obras não fornecerá uma quantidade de água suficiente para garantir a segurança hídrica na RMSP em longo prazo, sendo necessárias novas fontes de água no futuro. Uma reflexão sobre a importância da água subterrânea para o abastecimento público na RMSP se faz necessária nessa circunstância, tanto porque os poços tubulares profundos podem ser construídos de forma ágil e rápida para ajudar no aumento da oferta de água na situação de contingenciamento quanto porque eles podem ser utilizados em longo prazo para complementar o abastecimento público mesmo em situações de normalidade de chuvas.

Os reservatórios subterrâneos já são utilizados para abastecimento público na maior parte dos municípios do interior do estado operados pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (Sabesp), com vantagens operacionais e econômicas em relação ao uso da água de reservatórios superficiais em muitos casos. É de se lamentar o fato de o tão frequentemente comentado e virtuoso Aquífero Guarani não estar um pouco mais próximo dos pés dos cidadãos paulistanos, mas é para se perguntar por quais razões os aquíferos da RMSP não são utilizados para abastecimento público. Seria porque existe a percepção de que os poços fornecem vazões muito baixas, o que faria ser necessária a operação de uma quantidade infundável e inviável de poços? Seria porque os poços privados existentes estariam numa quantidade tal que já teriam comprometido a oferta de água dos aquíferos? Seria porque há uma percepção de que a água subterrânea apresenta problemas de qualidade, tanto natural quanto por poluição de origem humana? Ou seria também porque a comunidade técnica estaria mais acostumada a manejar os reservatórios de águas superficiais, mais fáceis de ser

conhecidos e com oferta de água confortável até recentemente?

Procura-se, neste artigo, oferecer respostas ou mesmo elaborar reflexões sobre essas questões. O texto apresenta, inicialmente, as características de reservação e circulação de água dos aquíferos da RMSP e, em seguida, uma discussão dos principais problemas relacionados com as vazões dos poços, com a operação e gestão de poços para o abastecimento público e com a qualidade da água subterrânea. O texto também apresenta uma discussão da forma como se pode obter água subterrânea de qualidade e em quantidade suficiente para complementar o abastecimento público na RMSP e uma argumentação de como se pode executar uma operação adequada e racional dos poços, num contexto de gestão integrada dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos.

CARACTERÍSTICAS DOS AQUÍFEROS NA RMSP

Os aquíferos e os reservatórios de água superficial funcionam de forma similar em relação a apresentarem uma determinada geometria, bem como fluxos de entrada e de saída de água, que dependem da recarga propiciada por chuvas. As dimensões e as características de fluxo de água do reservatório subterrâneo são definidas pelo tipo e continuidade das rochas em subsuperfície, assim como pelas suas propriedades de porosidade e permeabilidade.

Há dois tipos principais de aquífero na RMSP (Figura 1): o aquífero sedimentar, localizado em áreas em que o relevo é mais suave (azul-escuro e marrom no mapa), e o aquífero cristalino (em tons de verde no mapa), que, além de aflorar em locais na RMSP onde o relevo é mais acidentado, também ocorre abaixo do aquífero sedimentar. As áreas do aquífero sedimentar, grosso

É de se lamentar o fato de o tão frequentemente comentado e virtuoso Aquífero Guarani não estar um pouco mais próximo dos pés dos cidadãos paulistanos, mas é para se perguntar por quais razões os aquíferos da RMSP não são utilizados para abastecimento público.

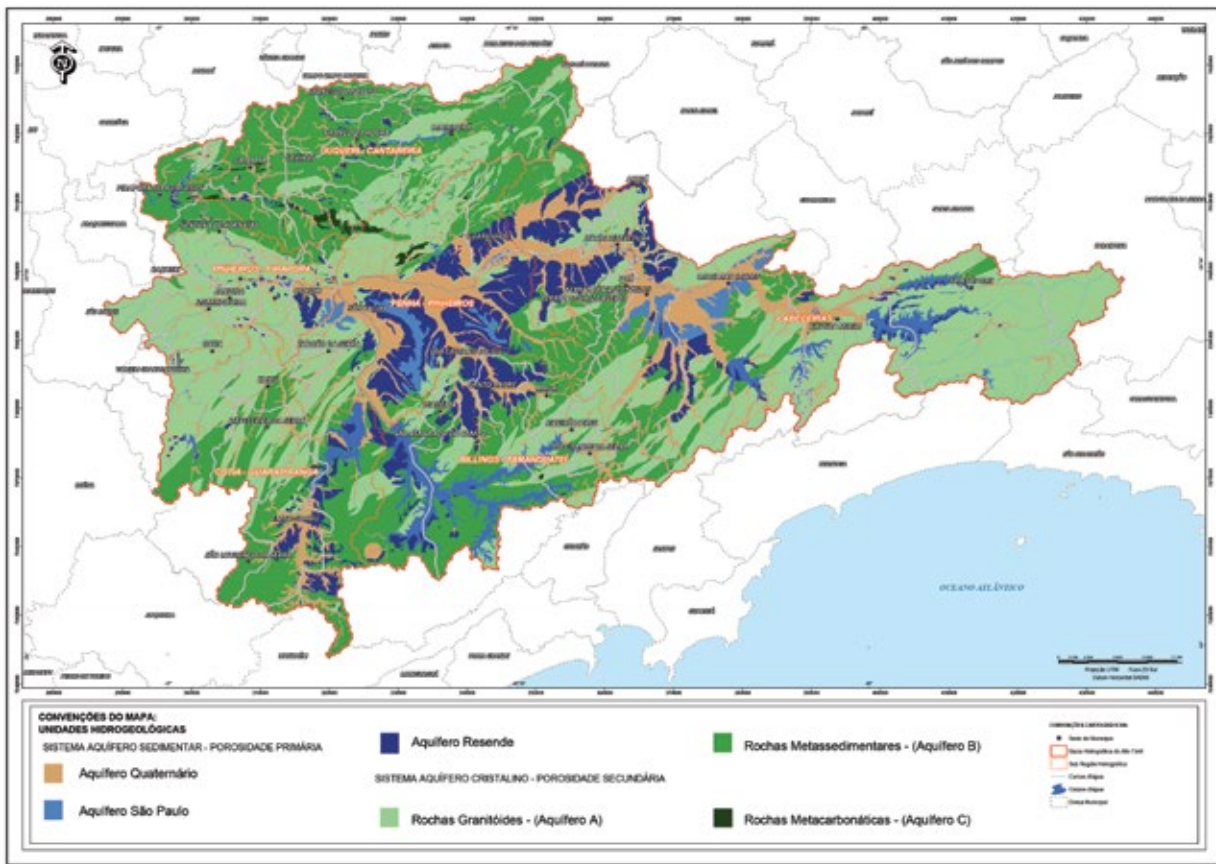


Figura 1 – Aquíferos da Bacia do Alto Tietê.
Fonte: Adaptado de Hirata et al. (2012).

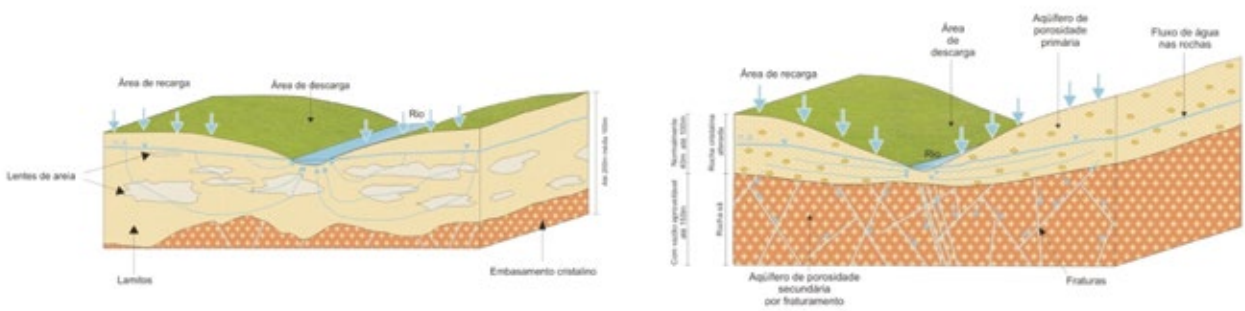


Figura 2 – Modelos conceituais dos aquíferos da Bacia do Alto Tietê.
Fonte: Adaptado de Hirata e Ferreira (2001).

modo, coincidem com as áreas de maior densidade populacional da RMSP. Os modelos conceituais desses aquíferos (Figura 2) indicam que o aquífero sedimentar apresenta espessura média de 100 m e a água circula pelos poros intergranulares do material geológico, formado essencialmente por lentes de areia em meio a lamitos. Já no aquífero

cristalino, a água encontra-se nas fraturas das rochas graníticas e gnáissicas e também nos poros do manto de intemperismo dessas rochas numa seção de espessura total de até aproximadamente 250 m de aquífero com vazões aproveitáveis (HIRATA; FERREIRA, 2001; HIRATA et al., 2002). Para ambos os aquíferos, as chuvas que se infil-

tram no subsolo participam de sua recarga e os rios e drenagens da bacia funcionam como área de descarga por meio dos fluxos de base. É essa água subterrânea do fluxo de base que fornece o serviço ambiental de sustentação da vida aquática, de diluição dos esgotos e de recarga dos reservatórios superficiais de abastecimento público em épocas de estiagem.

A recarga dos aquíferos se dá de forma heterogênea, em função dos diferentes usos do solo na RMSP. Nas áreas de baixa ocupação urbana, mais permeáveis, predomina a recarga natural por chuvas; nas áreas mais impermeabilizadas e de forte urbanização, as fugas das redes públicas de distribuição, coletora de esgotos e galerias pluviais podem representar mais de 50% da recarga dos aquíferos (DIAS et al., 2005).

O volume de água subterrânea disponível para consumo na RMSP é considerado, por muitos especialistas, como, por exemplo, Campos e Albuquerque Filho (2005), uma parcela de 50% do volume de recarga dos aquíferos, a fim de que os outros 50% garantam o fluxo de base dos rios. Cálculos recentes levaram em consideração o tipo de solo e a declividade da bacia; esses fatores foram inseridos no cálculo de balanço hídrico e, com isso, o volume de água que se infiltra anualmente como recarga nos aquíferos da Bacia do Alto Tietê é estimado em 53 m³/s (CONICELLI, 2014). O autor calculou também as reservas exploráveis em 33 m³/s, disponíveis para ser captadas de forma se-

O autor calculou também as reservas exploráveis em 33 m³/s, disponíveis para ser captadas de forma segura por meio de poços profundos, sem interferir no fluxo de base dos rios.

gura por meio de poços profundos, sem interferir no fluxo de base dos rios.

Esse número indica que o potencial de exploração dos aquíferos da RMSP é bastante significativo

quando comparado com o total da atual capacidade instalada do sistema produtor metropolitano, calculado em 67,7 m³/s (FUSP, 2009). Uma parcela das reservas exploráveis dos aquíferos já vem sendo utilizada há muito tempo por usuários privados, em especial nas áreas mais fortemente urbanizadas da RMSP, como se verá adiante. Entretanto, não se pode deixar de considerar que essa vazão explorável dos aquíferos é muito expressiva e poderia ser utilizada para o abastecimento público, tanto para aliviar os problemas atuais de estresse hídrico quanto para utilização em longo prazo.

AFIRMAÇÕES CORRETAS E EQUIVOCADAS SOBRE POÇOS NA RMSP

São discutidas a seguir quatro afirmações percebidas como reais pela comunidade técnica e que talvez possam explicar a quase inexistente utilização da água de aquíferos para o abastecimento público na RMSP.

- Afirmação 1 – Os milhares de poços existentes já exploram grandes volumes, sobrando pouco para a exploração mediante novos poços para abastecimento público.

Esta afirmação está apropriada no que se refere aos volumes já explorados em várias áreas da RMSP, mas inadequada no que se refere aos volumes que ainda podem ser explorados em outras áreas. Há, de fato, milhares de poços profundos na RMSP e ninguém sabe precisar exatamente esse número e a localização exata de todos eles. Isso porque o conjunto de poços profundos irregulares, ou seja, sem registro de outorga no Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE), é a grande maioria em relação à totalidade dos poços existentes em operação. Ademais, mesmo com relação aos poços outorgados, o poder público mantém um registro dos poços com informações muitas vezes incompletas, sendo impossível saber se eles de fato se encontram ativos e quais seriam os seus reais regimes de operação. Essa situação

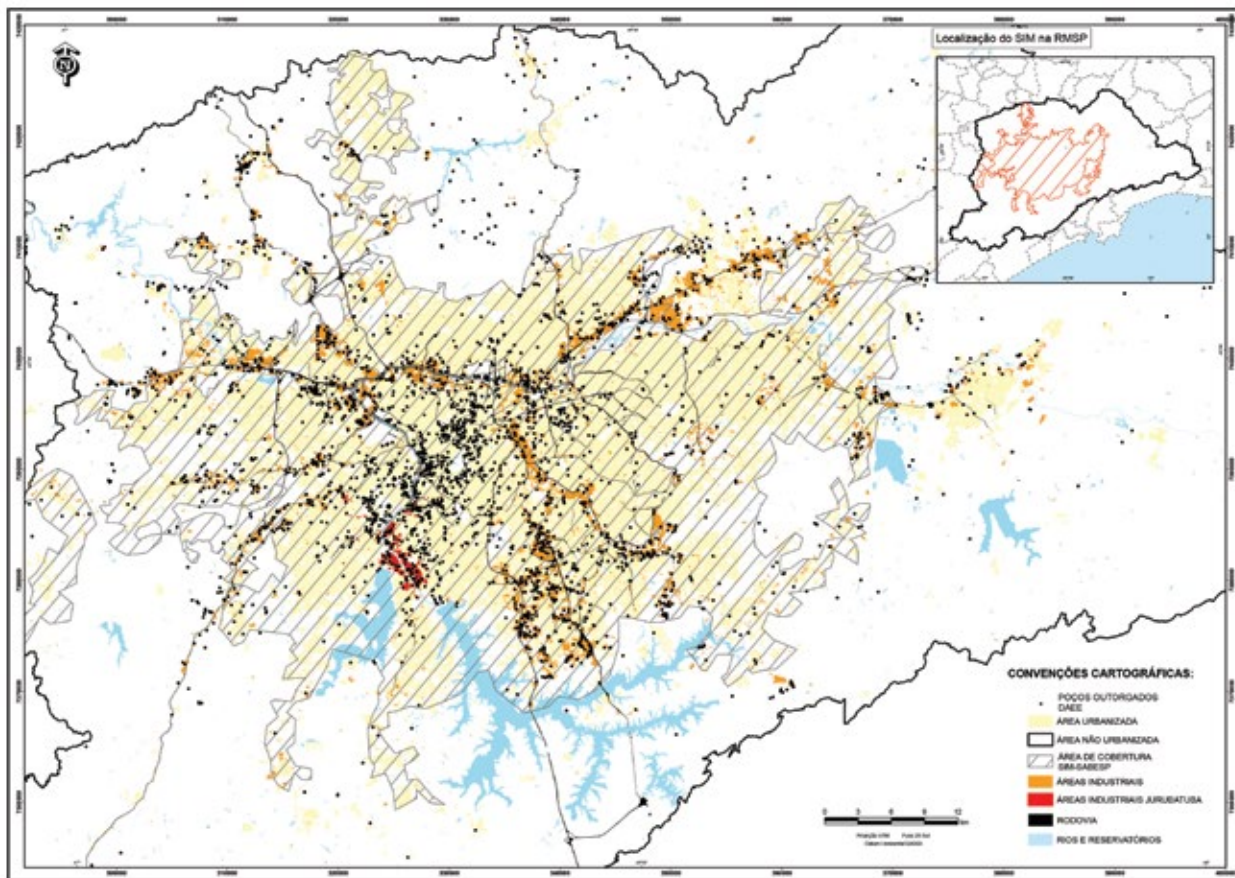


Figura 3 – Localização de poços profundos existentes, áreas urbanas, áreas industriais e área do Sistema Integrado Metropolitano na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê e RMSP.

obviamente restringe as ações de governança do recurso hídrico subterrâneo.

A última estimativa do número de poços em operação foi realizada em 2009, para fins de execução do Plano da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (FUSP, 2009). Estimou-se a existência de 12 mil poços profundos à época, retirando uma vazão avaliada em cerca de 10 m³/s. Do total de poços, apenas 4.931 encontravam-se cadastrados no DAEE (Figura 3). O número total de poços deve ter se elevado nos dias atuais, pois, em função da estiagem dos anos de 2013 e 2014, o ritmo das perfurações, especialmente dos poços irregulares, cresceu de forma dramática, elevando ainda mais a proporção dos poços irregulares sobre os outorgados.

Apesar de existirem muitos poços irregulares, considera-se que os outorgados (Figura 3) já mostram, de forma representativa, as áreas de maior adensamento de poços. Essas áreas coincidem com as regiões de topografia mais suave e mais densamente urbanizadas da RMSP, em que predomina o aquífero sedimentar. Nestas, foram definidas várias zonas aquíferas com sintomas de superexploração, situação que ocorre quando a taxa de bombeamento supera as vazões de recarga local do aquífero.

Entretanto, a somatória das áreas de maior adensamento de poços e com sintomas de superexploração é significativamente menor que a área da Bacia do Alto Tietê, que ainda permanece com a maior parte de seus aquíferos pouco utilizada. São

estas as áreas em que novos poços para abastecimento público podem ser construídos, em especial aquelas em que existem as adutoras e a rede de distribuição do Sistema Integrado Metropolitano (SIM) (Figura 3). Algumas regiões nessa situação coincidem com a periferia da RMSP, na qual não há usuários privados com capacidade econômica para construir poços profundos e há estrutura de adução e reservação de água tratada da Sabesp. Outras regiões de interesse, na área urbana, são as grandes áreas públicas (que incluem os parques), que normalmente não contêm poços. Obviamente, as zonas de superexploração de aquíferos, coincidentes com as regiões de maior adensamento de poços, devem claramente ser evitadas para esse fim.

- Afirmação 2 – São necessárias centenas de poços para conseguir vazões relativamente pequenas frente à demanda.

A afirmação é verdadeira, considerando os dados existentes de vazões médias dos poços da RMSP, em torno de apenas 8 m³/h para ambos os aquíferos sedimentar e cristalino, o que exigiria a operação de milhares de poços para atingir vazões da ordem de alguns m³/s. De fato, a baixa permeabilidade média dos aquíferos indica que é mais fácil operar os reservatórios superficiais em tempos de abundância de água.

Entretanto, é possível melhorar significativamente a vazão média dos poços caso eles sejam localizados com critérios geológicos e construídos de acordo com as normas técnicas. Os dados conhecidos de vazões são provenientes de poços que foram posicionados no único local disponível na área do proprietário do poço e com critérios técnicos de construção limitados pelo orçamento do contratante privado. A grande maioria dos poços certamente não foi localizada no melhor lugar possível do ponto de vista hidrogeológico, que, em aquíferos cristalinos, corresponde às fraturas ou zonas de fratura de maior transmissividade.

Um conjunto de poços localizados com base em interpretação aerofotogeológica pelo DAEE no aquífero cristalino da Bacia do Alto Tietê resultou em vazões médias de 20 m³/h por poço (AGUIAR et al., 1984), muito superior à média de produção dos poços cuja localização é restrita às áreas das propriedades privadas. Atualmente, os dados existentes permitem a realização de tratamento estatístico utilizando ferramentas de Sistema de Informações Geográficas (SIG), como o aplicado em Fernandes et al. (2005), que pode ser usado no sentido de antecipar, de forma regional e local, o conjunto de fatores que determinam uma maior transmissividade para as fraturas. Técnicas modernas, como a utilização de modelos digitais do terreno, que permitem um traçado mais preciso de lineamentos, e imageamentos óptico e acústico de fraturas, bem como medições de velocidades de fluxos dentro do poço, a exemplo do descrito em Fernandes (2008) e aplicado em Wanhfried (2010), que podem mostrar quais são as atitudes das fraturas mais transmissivas, devem ser utilizadas com maior frequência. A aplicação dessas técnicas agregará uma crescente quantidade de dados, que levará à construção de modelos conceituais cada vez mais completos da circulação de água subterrânea nos aquíferos fraturados cristalinos da RMSP, devendo resultar em um sucesso crescente na localização de poços produtivos.

A RMSP viveu um crescimento vegetativo de sua população da ordem de 0,96% anualmente entre os anos de 2000 e 2010 (IBGE, 2010). Isso significou um acréscimo de quase 1,8 milhão de pessoas na RMSP, resultando numa pressão por elevação da oferta de água para abastecimento da ordem de 6 m³/s no período. Isso ocorre num cenário cada vez mais difícil de obter acréscimos de oferta de água superficial, cada vez mais cara e distante. Tomando por base uma vazão média de 20 m³/h por poço, seriam necessários 180 poços para obter 1 m³/s. Essa relação de vazão por número de poços passa a se tornar tolerável à medida que se percebe a existência de áreas para a constru-

ção de novos poços na RMSP e que o custo para a construção, operação e manutenção de um número significativo de poços se torna possível e competitivo em relação ao custo de obtenção de novas fontes de água superficial.

- Afirmação 3 – O controle operacional de milhares de poços é uma tarefa que implica um esforço grande e que não vale a pena.

Esta afirmação não pode ser considerada inteiramente verdadeira. É fato que seriam necessárias várias centenas de poços para somar vazões que sejam expressivas e condizentes com as demandas da RMSP, da ordem de unidades de m^3/s , mesmo considerando a significativa melhora nas vazões médias individuais de poços locados com critérios geológicos apropriados, como mencionado anteriormente.

Também é fato que o controle operacional de um número tão grande de poços exigiria uma grande atenção por parte do operador do sistema, em especial nas tarefas de aquisição de dados para a tomada de decisões na operação e manutenção dos poços. Cada poço necessita ser monitorado continuamente para vários parâmetros, como vazões, profundidades do nível d'água dinâmico, pressões de recalque, parâmetros elétricos e de consumo de energia das bombas, horas de funcionamento por dia e mês, entre outras informações, os quais precisam ser também integrados com os dados de reservação do sistema de distribuição. O cruzamento de todos esses dados permite realizar o gerenciamento ótimo do funcionamento do poço, propiciando obter a melhor relação entre vazões necessárias, exploração segura do aquífero e custos de energia elétrica, além da identificação de problemas que exigem a manutenção do poço. O controle operacional também inclui as tarefas de manuten-

A construção de poços tem prazo relativamente pequeno, da ordem de dezenas de dias até alguns meses, contra dezenas de meses a alguns anos no caso de captação de corpos de água superficial.

ção dos poços, para o que se deve levar em conta a necessidade de um almoxarifado com bombas reservas em estoque, além de estrutura que permita realizar limpezas periódicas nos poços.

O gerenciamento ótimo e integrado de todas essas informações é possível de ser realizado por meio da automação. Nela, um sistema automático de operação e controle por telemetria pode examinar seu próprio funcionamento, realizando medições e correções, com o mínimo de interferência humana.

A instalação do sistema de automação demanda um maior aporte de recursos em curto prazo, mas é um investimento que se amortiza rapidamente, em especial por conta da economia de homem-hora, uma vez que um sistema automatizado possibilita que um colaborador realize a operação a distância e tenha uma visão preditiva de problemas operacionais, permitindo que sejam programadas intervenções preventivas e evitando, assim, as manutenções corretivas, que são sempre mais onerosas e causam a interrupção do fornecimento de água por mais tempo e em momentos, muitas vezes, mais críticos no abastecimento. A automação, portanto, propicia também um maior ganho de eficiência e economia na operação do sistema, resultando em menores desgastes de equipamentos, menores custos de manutenção e menores perdas de produto final.

A construção, operação e manutenção de poços, mesmo que em número de várias centenas, apresentam frequentes vantagens econômicas em relação à construção, operação e manutenção de reservatórios de águas superficiais (REBOUÇAS, 2006). A construção de poços tem prazo relativamente pequeno, da ordem de dezenas de dias até alguns meses, contra dezenas de meses a alguns anos no caso de captação de corpos de água su-



Crédito da Imagem: Antonio Pinhakti

perifical, bem como exige investimentos pequenos no licenciamento do empreendimento e desapropriações em comparação com esses custos em áreas a ser alagadas em reservatórios superficiais. Os preços médios de poços em aquíferos cristalino (profundidade de 250 m) e sedimentar (profundidade de 150 m) são de R\$ 200 mil e R\$ 250 mil, respectivamente. Assim, considerando a construção de 140 poços no aquífero cristalino e de 40 no sedimentar, os custos da construção dos poços fariam o custo da água ascender apenas R\$ 0,05/m³ num horizonte de amortização de 30 anos. Nesse caso, o investimento total de construção dos poços seria de R\$ 38 milhões para a aquisição de 1 m³/s, valor bastante competitivo em relação aos custos de implantação de reservatórios superficiais, em especial levando em consideração que os custos de adução e reservação da água subterrânea seriam mínimos, dado que os poços poderiam ser prioritariamente construídos em regiões já dotadas desse tipo de estrutura.

Extraíndo a mão de obra, a operação dos poços apresenta grande parte dos seus custos associados à energia elétrica, pois, em geral, as águas subterrâneas apresentam boa qualidade química natural e dispensam a adição de produtos químicos para o seu tratamento convencional. A exploração de água subterrânea tampouco gera resíduos sólidos, como os lodos de tratamento de água, que representam um oneroso passivo ambiental para a companhia distribuidora de água.

Ainda nessa linha, os trabalhos de manutenção de equipamentos e lavagens de filtros nas estações de tratamento de água de reservatórios su-

perficiais em geral demandam maiores custos e esforço humano que aqueles exigidos em poços que, quando apresentam alguma necessidade de adequação da qualidade natural da água captada, esta se faz por meio de estações compactas e automáticas de tratamento de água, que representam baixos custos relativos de implantação e de operação. Desse modo, os custos de um sistema de abastecimento por água subterrânea, extraindo a mão de obra, praticamente se resumem à manutenção de bombas elétricas submersíveis e limpeza periódica dos poços. Além disso, os mananciais subterrâneos não sofrem perdas de água por processos de evaporação ou assoreamento, tal como ocorre nos reservatórios superficiais.

Os custos relacionados com a exploração de água subterrânea por poços se tornam proibitivos em situações em que os custos de energia elétrica são mais elevados que os do tratamento químico da água superficial. Entretanto, gastos elevados com energia elétrica ocorrem notadamente nos casos em que a água subterrânea se situa em grandes profundidades no poço, circunstância que normalmente está associada com quedas de vazões e, conseqüentemente, com sintomas de superexploração do aquífero. Nesse caso, a exploração do aquífero deve ser de fato evitada.

No entanto, a exploração de água subterrânea e o seu controle operacional se tornam ainda mais vantajosos na condição em que a instalação de um campo de poços seja tecnicamente viável. Dessa forma, os poços são locados em posições estratégicas em uma determinada área – geralmente fora da zona urbana –, visando a otimizar ao máximo as vazões extraídas do aquífero. Entre as vantagens da instalação de campo de poços, estão as possibilidades de (1) conhecer mais profundamente as características de reservação, recarga e fluxo de água dos reservatórios aquíferos explorados, permitindo que sua exploração seja mais eficiente; (2) otimizar os custos de adução e automação do conjunto de poços, uma vez que

estes se encontram mais próximos entre si; e (3) estabelecer ferramentas de governança da água mais eficazes, visando à proteção do aquífero contra atividades poluidoras em superfície, por meio de uma política de uso e ocupação do solo no local.

- Afirmção 4 - A água subterrânea na RMSP tem baixa qualidade por causa da poluição.

O gerenciamento de áreas contaminadas, necessário devido à poluição de solo e aquíferos, é de grande interesse ambiental, porém a baixa qualidade da água subterrânea restringe-se a determinadas áreas. Uma evidência disso é que os milhares de poços tubulares profundos legais existentes, que se espalham especialmente em grande parte da área urbanizada da RMSP, receberam outorga de uso, pois as análises químicas requeridas demonstraram que a água era potável. Em geral, a água dos reservatórios subterrâneos, em especial aquela captada das porções mais profundas do aquífero, é mais bem protegida da poluição do que a água dos reservatórios superficiais, por conta das baixas velocidades de infiltração e dos processos biofisicogeoquímicos que se desenvolvem no aquífero e que proporcionam atenuação das concentrações dos principais agentes poluentes.

Os casos mais comuns de não potabilidade de águas de poços tubulares profundos na RMSP devem-se a ocorrências naturais de ferro dissolvido. Secundariamente, o manganês também pode ocorrer em concentrações acima dos limites. As concentrações desses elementos geralmente não representam perigos do ponto de vista toxicológico, mas apenas uma restrição organoléptica. A água, nessas condições, pode ter o ferro e o manganês removidos mediante tratamentos simples e de baixo custo. Casos de ocorrência natural acima da potabilidade do íon fluoreto são mais raros e, quando ocorrem, são em área reduzida, como na região do bairro da Barra Funda.

É provável que a sociedade possua uma percepção de que toda a água subterrânea na RMSP é de baixa qualidade por causa da existência de muitas áreas contaminadas, cujas fontes de poluição são associadas principalmente com vazamentos de esgotos, de tanques de combustíveis em postos de serviços e de substâncias químicas perigosas em áreas industriais. Todas essas fontes de poluição, entretanto, se relacionam com as áreas mais densamente urbanizadas e que não representam a totalidade da área da RMSP, restando pelo menos 50% de áreas rurais e de florestas (Figura 3).

Mesmo nas áreas fortemente urbanizadas, não se pode dizer que toda a água subterrânea é de baixa qualidade. Os poluentes que se relacionam com vazamentos de tubulações de esgoto (carga orgânica) e de tanques de combustíveis em postos de serviços (hidrocarbonetos) em geral criam maiores impactos no aquífero freático raso. Observa-se, entretanto, que esses poluentes sofrem processos de biodegradação aeróbica e/ou anaeróbica relativamente rápidos até poucas dezenas de metros de profundidade. Como consequência, a água subterrânea de aquíferos com captações mais profundas (maiores que 100 m) é de melhor qualidade e, em geral, apta para pronto consumo humano.

Os poluentes de aquíferos associados com as atividades industriais podem ser bastante numerosos, muito deles móveis e relativamente persistentes, mesmo em aquíferos mais profundos. Talvez o caso mais emblemático de contaminação de origem industrial em aquíferos profundos seja o que ocorre na região do Canal do Jurubatuba, zona sul de São Paulo. Nesse local, a existência de fontes múltiplas de contaminação de compostos etenoclorados, utilizados como solventes e provenientes de várias indústrias, ocasionou a contaminação do aquífero em profundidades que alcançam 300 m, comprometendo o abastecimento de uma grande quantidade de usuários e causando prejuízos da ordem de vários milhões



Crédito da Imagem: Antonio Pinhaati

de reais por ano. Não se descarta haver outras áreas industriais com problemas semelhantes ao do Jurubatuba na RMSP, mas não é correto afirmar que toda a água subterrânea na região urbana da RMSP tem qualidade comprometida por conta de atividades industriais, visto que é evidente, pela Figura 3, que as zonas industriais (em laranja) ocupam uma área relativamente pequena em relação à área total da RMSP. A Figura 3 apresenta, também, a informação de que grande parte dos poços profundos outorgados está localizada exatamente nas áreas industriais, apresentando, por conseguinte, água em condições de potabilidade.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A resposta à pergunta formulada no título deste trabalho é: “Sim, é possível utilizar água subterrânea em larga escala para complementar o sistema de abastecimento público na RMSP”. Em síntese, as razões que levam a essa afirmação são:

- a quantidade de água subterrânea passível de exploração é da ordem de 30 m³/s na área da RMSP, correspondente a 50% do volume infiltrado nos solos a partir das chuvas;
- a maior parte dos milhares de poços existentes concentra-se nas porções mais urbanizadas e industrializadas da RMSP. Estima-se que esses poços possam extrair 10 m³/s, restando pelo

menos uma vazão de 20 m³/s para ser explorada em áreas de baixa densidade de poços;

- embora as vazões médias individuais dos poços existentes sejam baixas, considera-se ser possível elevá-las por meio da locação de poços que utilizem critérios geológicos e hidrogeológicos, passíveis de ser identificados e analisados devido às técnicas atualmente disponíveis;
- considera-se possível alcançar vazões da ordem de 1 m³/s com a locação adequada de 180 poços, contribuindo de forma expressiva para o abastecimento público, tanto em situações normais quanto nas de estresse hídrico. A operação e manutenção desse número de poços são plenamente possíveis mediante a implantação de sistemas automatizados e de telemetria, cuja utilização em larga escala e em longo prazo apresenta vantagens econômicas;
- a perfuração e instalação dos 180 poços para a produção de 1 m³/s apresentam, em valores atuais, um custo de R\$ 38 milhões, o que resulta num custo adicional de R\$ 0,05/m³ em 30 anos de amortização, valores bastante competitivos em relação aos custos de construção de reservatórios superficiais;
- as águas subterrâneas bem captadas apresentam, em geral, boa qualidade, dispensando o tratamento químico, obrigatoriamente utilizado para tratamento de águas superficiais;
- as águas subterrâneas não geram resíduos sólidos para ser posteriormente gerenciados, o que representa um interessante fator de competitividade;
- aquíferos contaminados existem e necessitam ser corretamente gerenciados. Entretanto, um bom programa de locação de novos poços pode fornecer águas subterrâneas de boa qualidade, desde que se evitem as áreas industriais e as áreas de grande adensamento de poços e

se obedecem às normas técnicas de construção de poços.

A adição de um grande número de poços tubulares profundos no SIM certamente exigiria uma mudança de cultura por parte dos operadores do sistema, muito mais habituados com a operação de reservatórios de águas superficiais. Outros conceitos precisariam ser integrados àqueles já consolidados na comunidade técnica, como hidráulica de aquíferos e operação e manutenção de poços, o que pode ser suprido rapidamente por meio de treinamentos. A Sabesp, inclusive, já faz a operação de mais de mil poços para abastecimento público, espalhados por vários municípios do interior do estado de São Paulo, e conta com técnicos em hidrogeologia muito experientes e capazes.

A entrada em operação de um bom número de poços voltados para abastecimento público certamente tornaria mais complexa a gestão dos recursos hídricos na RMSP, exigindo maiores responsabilidades dos gestores. Esta seria de fato uma grande ocasião para o planejamento e implantação de um verdadeiro plano de gestão integrada de recursos hídricos superficiais e subterrâneos, baseado em um autêntico mecanismo de outorga e fiscalização dos direitos de uso dessas águas, bem como na aplicação de medidas visando à

conservação dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, tal como já previsto no arcabouço de leis vigentes.

No caso das águas subterrâneas, tem havido falhas na realização dessas tarefas, pois a grande maioria dos poços profundos em funcionamento é clandestina, provavelmente porque a outorga é considerada pelo usuário de água subterrânea uma exigência cartorial, cara e desnecessária. O usuário não vê, portanto, quais seriam as vantagens na realização da outorga de uso ao gestor. Também é fato que os órgãos gestores são instituições desaparelhadas e com quantidade bastante limitada de técnicos nos seus quadros. Nessas condições, com tantos poços clandestinos e sem um efetivo disciplinamento do uso privado da água, é mais difícil de realizar a avaliação, a conservação e o planejamento racional, bem como a fomentação do uso adequado dos recursos hídricos subterrâneos, situação desejada para a utilização da água subterrânea como alternativa para o abastecimento público.

Como sugestões, avalia-se que o estado necessita executar uma série de ações, tais como:

- facilitar e desonerar os processos de licença de perfuração e de outorga de uso da água, inclusive implementando o processo eletrônico via internet;
- estabelecer programas efetivos de comunicação social e educação ambiental, incluindo os perfuradores, os usuários e a sociedade, visando a demonstrar a importância desses atores no processo de gestão dos recursos hídricos, mas, sobretudo, motivar o usuário a se regularizar e também ser um agente fiscalizador e multiplicador do processo de gestão;
- diminuir as exigências documentais do processo de outorga, transferindo ao usuário e ao profissional registrado no Conselho Regional de Engenharia e Agronomia (CREA) a respon-



Crédito da Imagem: Antonio Pinhatti

sabilidade pelo teor e veracidade das informações prestadas no processo;

- reaparelhar os órgãos fiscalizadores, em especial o DAEE, fortalecendo os escritórios regionais, ampliando o corpo técnico capacitado e modernizando as ferramentas necessárias à adequada gestão dos recursos hídricos subterrâneos;
- revisar a legislação, tornando claras as penalidades pelo não cumprimento da outorga, com responsabilidades objetivas a todos os atores do processo, principalmente, usuários, profissionais técnicos e empresas perfuradoras;
- depois de um amplo programa de regularização, fortalecer e modernizar o processo de fiscalização e controle pelo uso dos recursos hídricos subterrâneos, aumentando o alcance e a efetividade da aplicação da lei e da punição aos usuários clandestinos;
- melhorar a comunicação e interação entre as instituições responsáveis, aplicando efetivamente as políticas, a estrutura e os instrumentos do Sistema de Gerenciamento dos Recursos Hídricos em vigor.

Os desafios que as águas têm colocado para a nossa sociedade não são fáceis e exigem que os gestores se reorganizem e reinventem processos, busquem novas alternativas economicamente viáveis de elevação da oferta, tomem decisões buscando ótimas condições de consumo e acelerem os processos de tratamento e reúso das águas. Nesse cenário, a água subterrânea, sem dúvida, é um recurso generoso e está disponível para ajudar a amenizar os desconfortos dos dias de escassez.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, A.; ANDRADE, E.P.; SILVA, R.B.; HIRATA, R. 10 anos de experiências acumuladas na exploração de recurso hídrico subterrâneo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1984, Fortaleza, Ceará. Anais do 3o Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. FORTALEZA, CEARA: ABAS, 1984, p. 1-13.
- CAMPOS, J.E.; ALBUQUERQUE FILHO, J.L. Aquíferos São Paulo. In: Rocha G., Fernandes A.J., Mancuso M. (ed.) Mapa de Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo, Nota explicativa, DAEE/IG/CPRM/IPT, 2005, p. 52-56.
- CONICELLI, B. P. Gestão das Águas Subterrâneas na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (SP). Tese (Doutorado) – Instituto de Geociências – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014, 163 p.
- DIAS, J.P.; BABINSKI, M.; HIRATA, R.; MANCINI, L.; ROSÁRIO, M.; AZEVEDO, A.E. Caracterização isotópica da precipitação da cidade de São Paulo (Brasil) e sua relação com as águas subterrâneas. Anais do VIII Congresso de Geoquímica dos Países de Língua Portuguesa. Aveiro, Universidade de Aveiro; Sociedade Brasileira de Geoquímica; Sociedade Geológica de Portugal, 2005. p. 433-436.
- FERNANDES, A.J.; PERROTA, M.; SALVADOR, E.; AZEVEDO, S.; GIMENEZ FILHO, A. STEFANI, F.; PAULON, N. Aquíferos Fraturados. In: G. Rocha, A.J. Fernandes, M. Mancuso (ed.) Mapa de Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo. Nota explicativa. DAEE/IG/CPRM/IPT, 2005, p. 66-84.
- FERNANDES, A.J. Aquíferos Fraturados: uma revisão dos condicionantes geológicos e dos métodos de investigação. In: Revista do Instituto Geológico, São Paulo, 29 (1/2), 2008, p. 49-72.
- FUSP Fundação de Apoio à Universidade de São Paulo. Plano da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê – Relatório Final. 2009. 4 volumes. Disponível em http://www.fabhat.org.br/site/images/docs/volume_1_pat_dez09.pdf. Acessado em 31/03/2015.
- HIRATA, R.; BERTOLO, R.; CONICELLI, B. ; MALDANER, C. Hidrogeologia da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê. In: Negro, A.; Namba M.; Sanches, V.; Dyminski A.; Kormann, A. (Eds.). Twin Cities: Solos das Regiões Metropolitanas de São Paulo e Curitiba. 1ed. São Paulo: D’Livros, 2012, v. 1, p. 67-82.
- HIRATA, R.; FERRARI, L.; FERREIRA, L.; PEDE, M. La explotación de las aguas subterráneas en la cuenca hidrográfica del Alto Tietê: cronica de una crisis anunciada. Boletín Geológico y Minero, Madrid, v. 113, n.3, 2002, p. 273-282.
- HIRATA, R.; FERREIRA, L. Os aquíferos da bacia hidrográfica do Alto Tietê: disponibilidade hídrica e vulnerabilidade à poluição. Revista Brasileira de Geociências, São Paulo, v. 31, n.1, 2001, p. 43-50.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Censo 2010. Disponível em <http://www.censo2010.ibge.gov.br/>, Acessado em 13/02/2015.
- REBOUÇAS, A.C. Águas Subterrâneas. In: Rebouças, A.C.; Braga, B., Tundisi, J.G. (org.). Águas doces no Brasil. Escrituras Editora, São Paulo, 3ª edição, 2006, p. 111-114.
- WAHNFRIED, I. 2010. Modelo conceitual de fluxo do Aquífero Serra Geral e do Aquífero Guarani na Região de Ribeirão Preto / SP. Tese de Doutorado. Instituto de Geociências, São Paulo, 122 p.

Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio seguido de aeróbio

- **Data de entrada:**
29/01/2014
- **Data de aprovação:**
14/11/2014

Treatment conjugate of landfill leachate and domestic wastewater by anaerobic process followed by aerobic

Risoneide Borges da Silva | Valderi Duarte Leite

DOI:10.4322/dae.2014.143

Resumo:

O objetivo desta pesquisa foi investigar o processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em reator UASB seguido de filtro aeróbio percolador. O sistema adotado visou a tratar lixiviado de aterro sanitário combinando-o com esgoto doméstico, proporcionando condições de tratamento favoráveis para obter um efluente que atenda aos padrões de descarte em corpos receptores. O sistema experimental era constituído de um reator UASB seguido de um filtro aeróbio percolador e demais dispositivos complementares. Os reatores eram alimentados com substrato constituído por 99% de esgoto doméstico mais 1% de lixiviado de aterro sanitário (percentagem em volume) e o processo de monitoramento foi realizado em duas diferentes etapas. Na etapa 1, as eficiências médias de remoção de DBO5 do reator UASB, filtro aeróbio e sistema foram, respectivamente, 48%, 34% e 60% e, na etapa 2, 63%, 36% e 76%, sendo DQO total de 60%, 60% e 85% (etapa 1) e 70%, 62% e 89% (etapa 2).

Palavras-chave: Lixiviado de aterro sanitário. Reator UASB. Filtro aeróbio percolador.

Abstract:

The objective of this research was to investigate the treatment process combined landfill leachate and domestic sewage in UASB reactor followed by aerobic trickling filter. The system adopted aimed to treat landfill leachate combining it with sewage, providing conditions favorable treatment to obtain an effluent that meets the standards for discharge into receiving bodies. The experimental system consisted of a UASB reactor followed by an aerobic trickling filter and additional devices. The reactors were fed with substrate consisting of 99% of domestic sewage plus 1% of landfill leachate (volume percent) and the monitoring process was carried out in two different steps. In step 1, the average removal efficiencies of BOD5 of the UASB reactor, aerobic filter and the system was respectively 48%, 34% and 60% and in the second stage 63%, 36% and 76%. And COD Total 60%, 60% and 85% (step 1), and 70%, 62% and 89% (step 2).

Keywords: Sanitary landfill leachate. UASB reactor. Aerobic trickling filter.

Risoneide Borges da Silva

Licenciada em Química e mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

Valderi Duarte Leite

Engenheiro químico e mestre em Engenharia Civil com concentração em saneamento ambiental pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB), Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/USP). Professor da UEPB.

Endereço para correspondência:

Rua S. R. Fundo S/N, S. S. de Lagoa de Roça
CEP 58119-000 Paraíba – Brasil
Telefone: (83) 9988-0355
E-mail: risobrgsqui@hotmail.com

INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, a quantidade, o volume e a composição dos resíduos sólidos urbanos têm alterado bastante; isso se deve, principalmente, ao aumento populacional, às mudanças nos estilos de vida das pessoas e ao desenvolvimento e consumo de produtos que são menos biodegradáveis (ASASE et al., 2009).

Segundo dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) de 2008, realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010 a), no Brasil são coletadas diariamente cerca de 260 mil toneladas de Resíduos Sólidos Urbanos (RSUs), sendo que 50,8% têm como destinação lixões, 22,5%, aterros controlados e 27,7%, aterros sanitários.

No Brasil, atualmente ainda é muito utilizado o aterro sanitário para destinação final dos resíduos sólidos, causando grandes impactos ambientais, desde a sua construção até sua operação e após seu encerramento (SANTOS; JORDÃO, 2012).

A utilização de aterros sanitários gera ampla discussão acerca dos subprodutos gerados: lixiviado e biogás. Segundo Oman e Junestedt (2008), o lixiviado contém compostos de natureza orgânica e nitrogenada, dos quais muitos podem causar problemas à saúde pública e ao meio ambiente se lançados sem tratamento na natureza. Para Renou et al. (2008), para satisfazer as condições de lançamento do lixiviado nos corpos receptores, se faz necessário tratamento adequado, que pode ser físico, químico ou biológico, bem como a combinações de todos.

Os principais processos de tratamento biológico podem ser compostos de processo aeróbio, como lodo ativado e filtros aeróbios, e processo anaeróbio, como reator anaeróbio de fluxo ascendente (reator UASB) e filtros anaeróbios (BOHDZIEWICZ; KWARCIAK, 2008).

O sistema de tratamento anaeróbio é um processo de degradação microbiológica de multietapa,

compreendendo a hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (NGES; LIU, 2009). Nesse processo, a matéria orgânica é convertida em uma forma mais oxidada (CO₂) e em uma forma mais reduzida (CH₄). Isso ocorre devido à interação de diferentes tipos de microrganismo.

O tratamento aeróbio utiliza oxigênio para converter a matéria orgânica em produtos inertes (CO₂), transformando cerca de 40% a 50% da matéria orgânica que alimenta o sistema.

Segundo Renou et al. (2008), há poucos anos, o tratamento combinado de lixiviado e esgoto doméstico em estações de tratamento de esgoto era uma solução comum para o tratamento de lixiviados, haja vista a fácil manutenção e os baixos custos operacionais.

Portanto, o objetivo principal deste trabalho é analisar o desempenho do processo de tratamento biológico anaeróbio seguido de aeróbio de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em duas diferentes situações operacionais.

MATERIAIS E MÉTODOS

O sistema experimental foi projetado, construído e monitorado nas dependências físicas do Laboratório da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (Extrabes) da Universidade Estadual da Paraíba, localizada na cidade de Campina Grande-PB.

O substrato consistiu da mistura de 99% de esgoto doméstico mais 1% de lixiviado de aterro sanitário (percentagem em volume), tendo sido preparado diariamente e submetido à caracterização química com frequência semanal.

O esgoto doméstico utilizado na sua preparação foi coletado do sistema de esgotamento sanitário da cidade de Campina Grande – PB, tomado de um de seus interceptores (interceptor Leste), que passa dentro das dependências da Extrabes.

O lixiviado utilizado para preparação do substrato foi coletado no aterro sanitário da cidade de João Pessoa-PB, o qual recebe os resíduos do Consórcio de Desenvolvimento Intermunicipal da Região Metropolitana, constituído pelas cidades de Santa Rita, Bayeux, Cabedelo, Lucena, Conde, Cruz do Espírito Santo e João Pessoa.

O sistema experimental foi projetado em escala piloto, sendo constituído de um reservatório de polietileno de 250 litros para armazenamento do substrato, um reator UASB, um filtro aeróbio de leito percolador, uma bomba peristáltica e demais dispositivos complementares. O meio de suporte utilizado para recheio do filtro aeróbio percolador foi brita número 19 com volume de vazios de 47%. Na Figura 1, apresenta-se o desenho esquemático do sistema experimental e, na Tabela 1, são apresentados os dados dos parâmetros físicos dos reatores.

O monitoramento do sistema experimental foi realizado durante o período de outubro de 2012 a julho de 2013. A operação foi dividida em duas diferentes etapas, a fim de avaliar a carga orgânica e a carga superficial aplicadas ao reator UASB

Tabela 1 - Parâmetros físicos e operacionais dos reatores.

Característica	Reator UASB	Filtro aeróbio
Forma de operação	Fluxo contínuo	Bateada
Altura (m)	2,37	2
Diâmetro (mm)	150	150
Volume (m³)	0,045	0,035
Substrato utilizado	Esgoto doméstico (99%) mais lixiviado de aterro sanitário (1%)	

e ao filtro aeróbio com leito percolador, respectivamente, nas duas etapas. Para iniciar o monitoramento do experimento, foi adotada a Carga Orgânica Volumétrica (COV) de 1 kgDBO5/m³.dia para a primeira etapa e 1,5 kgDBO5/m³.dia para a segunda para o reator UASB.

Na Tabela 2, estão apresentados os parâmetros operacionais aplicados aos reatores nas duas etapas de monitoramento.

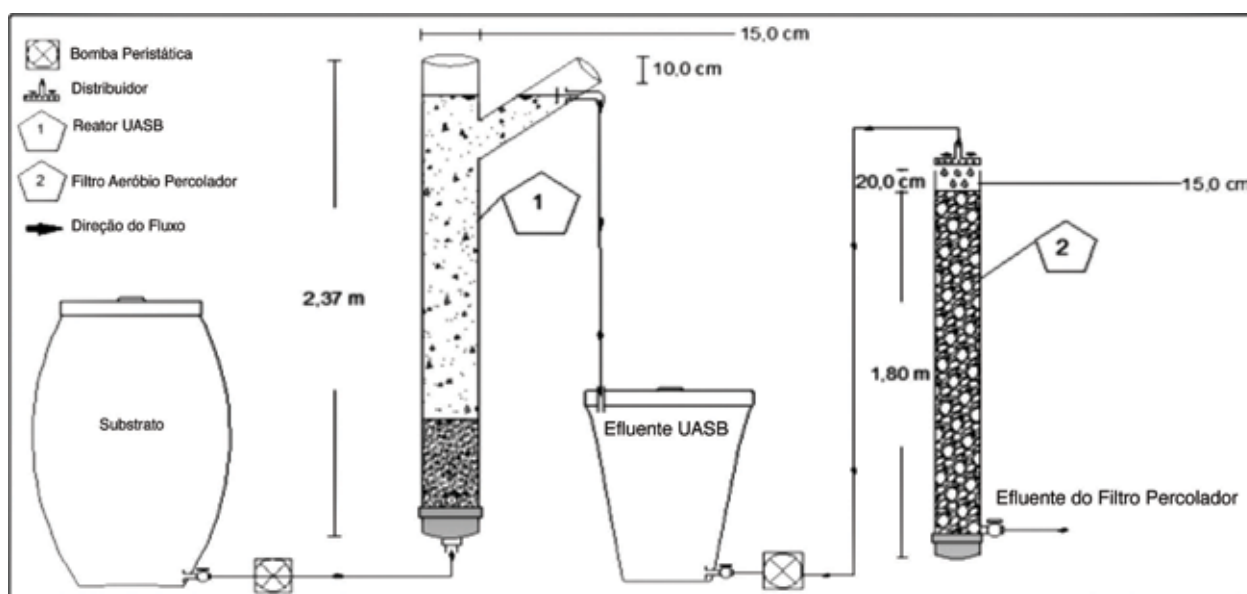


Figura 1 - Desenho esquemático do sistema experimental.

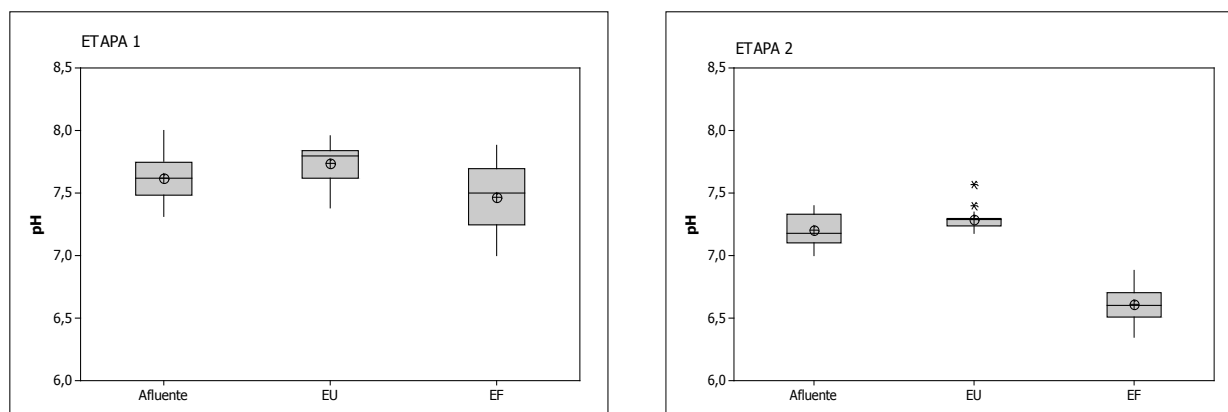
Tabela 2 - Características operacionais dos reatores nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

Característica	Reator UASB		Filtro aeróbio	
	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2
Vazão afluente (L.dia-1)	143	227	42	84
Carga orgânica volumétrica (kgDBO5/m ³ .dia)	1,0	1,5	0,4	0,6
Carga hidráulica volumétrica (m ³ /m ³ .dia)	3,17	5,0	3	6,0
Taxa de aplicação superficial (m ³ /m ² .dia)	---	---	2,39	4,7
Tempo de detenção hidráulica (horas)	7,5	5,0	---	---
Tempo de enchimento	---	---	30 minutos	20 minutos
Tempo de reação	---	---	6,0 horas	20 minutos
Tempo de esvaziamento	---	---	30 minutos	20 minutos
Tempo de repouso	---	---	1,0 hora	3,3 horas

As amostras do resíduo líquido do afluente e efluente dos reatores foram coletadas e analisadas semanalmente com métodos preconizados pela American Public Health Association (APHA, 2005).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

O comportamento das variações temporais do pH dos resíduos líquidos afluentes e efluentes ao longo do período de monitoramento do reator UASB e do filtro aeróbio de leito percolador, nas duas diferentes etapas do trabalho, é apresentado na Figura 2.

**Figura 2** - Comportamento da variação temporal do pH dos resíduos líquidos nos processos anaeróbio e aeróbio.

Analisando as magnitudes pontuais do pH do resíduo líquido (afluente) alimentado no reator UASB na primeira etapa, pode ser constatado que a variação foi de 7,3 a 8,0, com magnitude média de 7,5; na segunda etapa, a variação foi de 7,0 a 7,4, com magnitude média de 7,3. A variação da magnitude do pH no afluente pode estar associada prioritariamente ao lixiviado de aterro sanitário, devido ao fato de ele ter sido coletado no aterro sanitário com frequência mensal e armazenado por esse mesmo período, o que propiciou a elevação do pH, frente à dinâmica bioquímica estabelecida pelas espécies nitrogenadas. No reator UASB, foi percebido um leve acréscimo na magnitude do pH, haja vista não ter sido propiciado consumo de alcalinidade total. Na segunda etapa, não se observou variação

significativa na magnitude do pH do afluente nem do resíduo líquido efluente do reator UASB, mesmo considerando que, nessa etapa, a carga orgânica aplicada ao reator UASB foi 50% superior à carga orgânica aplicada na primeira etapa. No entanto, no filtro aeróbio com leito percolador, foi constatada redução significativa na magnitude do pH do resíduo líquido efluente. Nessa etapa, foi aumentado o tempo de repouso do filtro, aumentando significativamente o acúmulo de oxigênio no meio filtrante e, conseqüentemente, melhorando o processo de nitrificação.

A alcalinidade total do afluente apresentou uma concentração média na primeira etapa de 471 mgCaCO₃/L e, na segunda etapa, 412 mgCaCO₃/L (Figura 3).

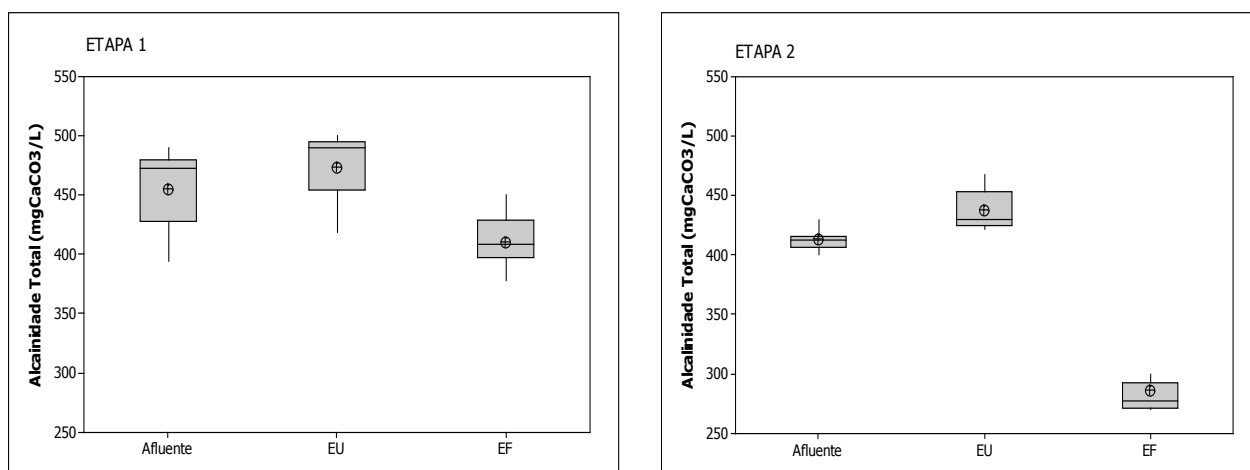


Figura 3 - Valores de alcalinidade total obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

Constatou-se aumento da alcalinidade na fase anaeróbia, com concentração média do efluente do reator UASB de 472 mgCaCO₃/L (etapa 1) e 440 mgCaCO₃/L (etapa 2). Esse aumento de alcalinidade no reator anaeróbio deve-se ao processo de amonificação. Para Van Haandel e Lettinga (1994), no processo de digestão anaeróbia, a alcalinidade é gerada a partir da amonificação ou remoção dos Ácidos Graxos Voláteis (AGVs), garantindo a manutenção do valor do pH e a estabi-

lidade do processo. No efluente do filtro aeróbio, é possível observar considerável diferença de alcalinidade total entre as duas etapas, tendo sido verificado um consumo de alcalinidade de 14% na primeira etapa, com concentração média de 407 mgCaCO₃/L, indicando baixo consumo, porque o processo de nitrificação foi mínimo. Na segunda etapa, o consumo foi de 35%, com concentração média de 285 mgCaCO₃/L, ocorrendo maior nitrificação e estabilização do sistema.

Observa-se, na Figura 4, que a concentração de AGVs no efluente do reator UASB foi de 85 mgHAc/L na primeira etapa e de 77 mgHAc/L na segunda etapa, indicando, nessas condições, menor produção de AGVs em reatores UASB operando com maior carga orgânica. Os AGVs diminuíram do afluente para o efluente do reator UASB, evidenciando que está ocorrendo o consumo deste

e a conseqüente conversão a metano. Pode-se constatar que a concentração média de AGV do afluente, na primeira etapa, foi de 111 mgHAc/L e do efluente final, 56 mgHAc/L, com eficiência média de redução de 49%. Na segunda etapa, a concentração média do AGV foi de 109 mgHAc/L para o afluente e 52 mgHAc/L para o efluente final, com eficiência média de redução de 53%.

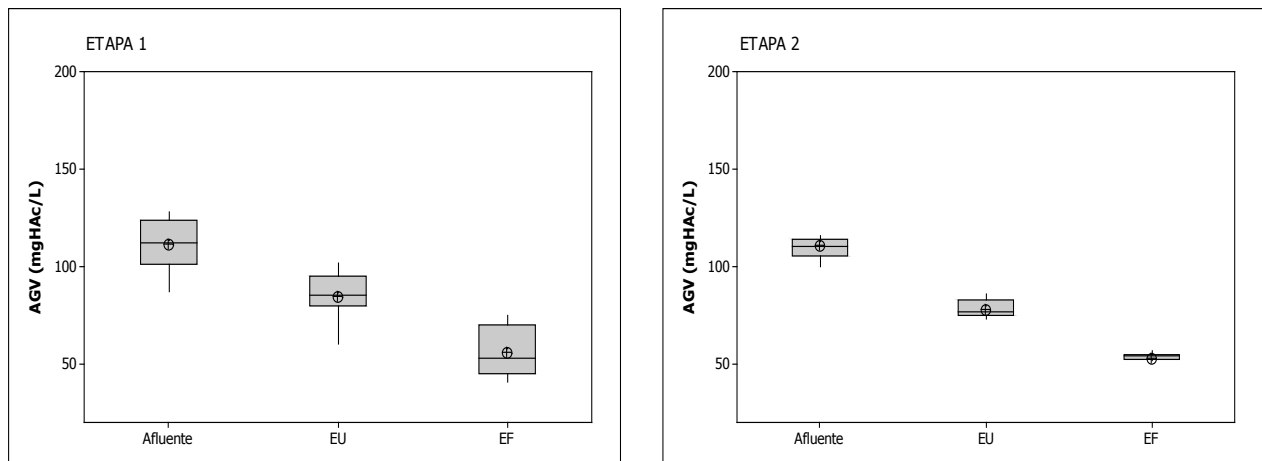


Figura 4 - Valores de AGV obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

A concentração média de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO5) do afluente foi de 265 mg/L na primeira etapa e 221 mg/L na segunda etapa. Os valores médios de DBO5 do efluente do reator UASB foram de 137 mg/L e 81 mg/L na primeira e segunda etapas, respectivamente, tendo o reator UASB eficiência média de remoção de 48% na etapa 1 e 63% na etapa 2, constatando-se maior eficiência na segunda etapa, em que operou com COV de 1,5 kgDBO5/m³.dia. A concentração média de DBO5 do efluente final foi de 90 mg/L (primeira etapa) e 52 mg/L (segunda etapa), destacando-se eficiência total na remoção de DBO5 no sistema de 60% na primeira etapa e 76% na segunda etapa.

Na Figura 5, são apresentadas as concentrações de DBO5 em mgO₂/L nas duas etapas de monitoramento do sistema experimental.

Observa-se que, nesse sistema experimental de reator UASB seguido de filtro aeróbio percolador, foi produzido um efluente final com concentrações médias de 90 e 52 mg/L, encontrando-se em ambas as etapas dentro dos padrões de descarte ambiental estabelecidos pela Resolução CONAMA 430/2011.

Quanto aos valores de Demanda Química de Oxigênio (DQO), observa-se na Figura 6 que a concentração de DQO total do afluente apresentou valores médios de 567 mg/L na primeira etapa e 552 mg/L na segunda etapa.

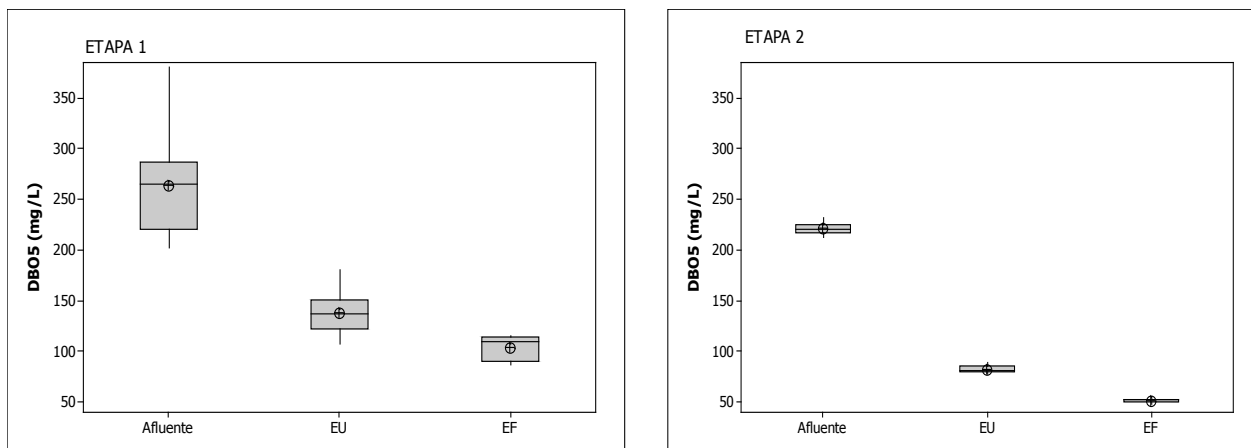


Figura 5 - Valores de DBO5 obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

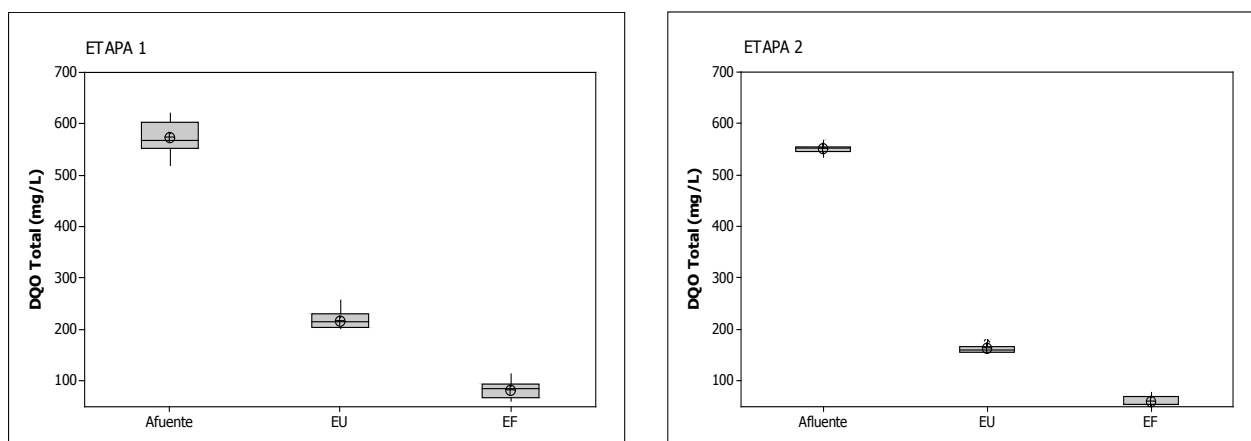


Figura 6 - Valores de DQO total obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

O reator UASB teve menor desempenho na remoção de DQO total na etapa 1, com 60% de eficiência média operando com carga orgânica volumétrica de 1 kgDBO5/m³.dia. Na etapa 2, a eficiência média de remoção foi de 70%, operando com a carga orgânica volumétrica de 1,5 kgDBO5/m³.dia. Essa remoção está de acordo com a média esperada de 60% a 70% para reatores anaeróbios (CHERNICHARO, 2007). Constatou-se que, com o aumento da carga orgânica volumétrica do reator UASB na segunda etapa, houve maior remoção de matéria orgânica. De acordo com os parâmetros monitorados, pH, alcalinidade total e AGVs, o reator UASB operou dentro das condições adequadas de funcionamento, possibilitando ao sistema boa

eficiência na remoção de matéria orgânica e produção de metano. Observou-se que as cargas orgânicas aplicadas ao reator UASB nas duas etapas de monitoramento são favoráveis para remover matéria orgânica.

O filtro aeróbio produziu um efluente final com concentração média de DQO total de 86 e 61 mg/L, respectivamente, nas etapas 1 e 2. Portanto, a eficiência média de remoção de DQO total em todo o sistema foi de 85% na primeira etapa e 89% na segunda etapa.

Na Figura 7, apresenta-se o comportamento da DQO filtrada no afluente e efluente dos reatores.

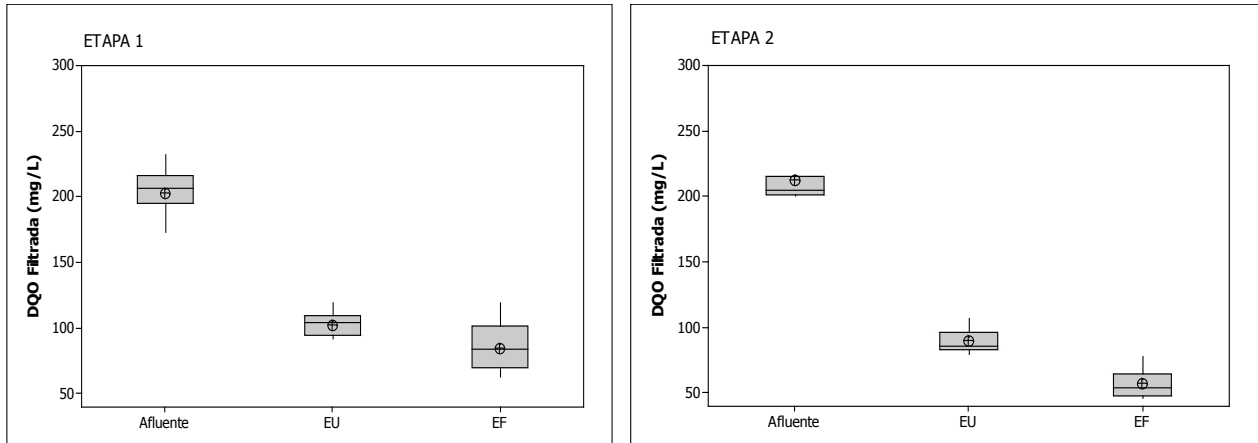


Figura 7 - Valores de DQO filtrada obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

res. Observa-se, por meio dos dados da Figura 7, que o valor médio do afluente foi de 207 mg/L na primeira etapa e 205 mg/L na segunda etapa. A eficiência média de remoção de DQO filtrada no reator UASB foi de 50% na etapa 1 e 58% na etapa 2. A concentração média de DQO filtrada do efluente final foi de 84 mg/L (etapa 1) e 54 mg/L (etapa 2). Constatou-se, com os resultados apresentados, uma eficiência média de remoção de DQO filtrada no sistema de 57% na primeira etapa e 73% na segunda etapa.

A eficiência média de remoção de DQO filtrada foi menor que a remoção de DQO total, indicando possivelmente que a maior parte da matéria orgânica removida do sistema está em suspensão ou é sedimentável.

A Figura 8 apresenta o comportamento do nitrogênio amoniacal no afluente e efluente dos reatores nas duas etapas de monitoramento do sistema experimental.

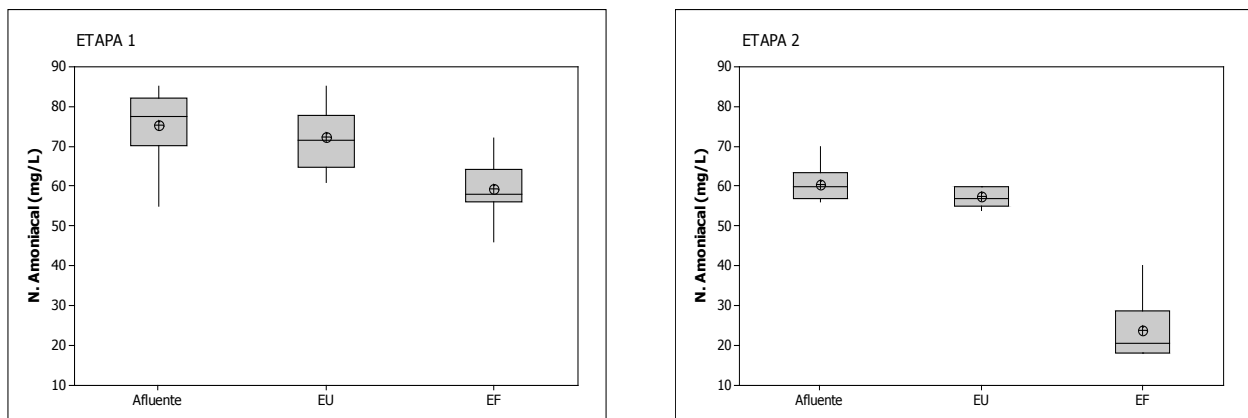


Figura 8 - Valores da concentração de nitrogênio amoniacal obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

A concentração de nitrogênio amoniacal do afluente foi de 75 mgN-NH₄⁺/L e 61 mgN-NH₄⁺/L nas etapas 1 e 2, respectivamente. No reator UASB, essa concentração aumentou em alguns dias de monitoramento, ou seja, não

houve remoção de nitrogênio amoniacal devido à amonificação, resultando em um efluente com concentração média de 72 mg/L na etapa 1 e 57 mg/L na etapa 2.

A eficiência média de remoção de nitrogênio amoniacal no efluente do filtro aeróbio foi de 18% na etapa 1 e 58% na etapa 2, indicando que apenas na etapa 2 o processo de nitrificação foi eficiente.

A eficiência média de remoção de $N-NH_4^+$ no sistema experimental foi de 21% na primeira etapa e 61% na segunda. O efluente final apresentou concentração média de $N-NH_4^+$ de 24 mgN- NH_4^+ /L na etapa mais eficiente (etapa 2). Apenas em alguns dias do monitoramento, a concentração de nitrogênio amoniacal apresentou valor mínimo de 18 mg/L, atendendo aos padrões de lançamento proposto pela Resolução CONAMA 430/2011.

A concentração média de $N-NO_2^-$ e $N-NO_3^-$ foi de 2,5 e 10,4 mg/L, respectivamente, na primeira etapa. Na segunda etapa, a concentração média de $N-NO_2^-$ foi de 0,9 mg/L e a de $N-NO_3^-$, 32 mg/L. Constatou-se que a concentração de nitrato na etapa 1 foi baixa, além de mínima a conversão do nitrogênio amoniacal. Na etapa 2, verificou-se maior concentração de nitrato, ou seja, ocorreu nitrificação e, conseqüentemente, houve maior conversão de nitrogênio.

CONCLUSÕES

Com os resultados obtidos, pode-se concluir que o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico em reator UASB seguido de filtro aeróbio percolador constitui uma alternativa eficiente e viável para o tratamento de lixiviado, por favorecer seu tratamento por processo biológico.

Destaca-se que a COV aplicada ao reator UASB influenciou positivamente a remoção de material carbonáceo, expressa em termos de DBO5 e DQO. A eficiência total do sistema experimental é destacada, obtendo remoções de DBO5 de 60% na primeira etapa e 76% na segunda, DQO total de 85% e 89% nas etapas 1 e 2, respectivamente, DQO filtrada de 57% (etapa 1) e 73% (etapa 2) e

nitrogênio amoniacal de 21% na primeira etapa e 61% na etapa 2.

Para os indicadores de pH e DBO5, os valores médios do efluente final encontram-se dentro das condições padrões estabelecidas pela Resolução CONAMA 430/2011 para descarte em corpos aquáticos. Já o nitrogênio amoniacal apresentou valor médio próximo do padrão estabelecido pela norma citada, sendo que os valores mínimos chegaram a 18 mgN- NH_4^+ /L.

REFERÊNCIAS

- APHA - American Public Health Association Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 19. WASHINGTON: APHA, AWWA, WPCF, 2005.
- ASASE, M. et al. Comparison of municipal solid waste management systems in Canada and Ghana: A case study of the cities of London, Ontario, and Kumasi, Ghana. Elsevier. Waste Management. p. 2779-2786, 2009.
- BOHDZIEWICZ, JOLANTA; KWARCIK, ANNA. The application of hybrid system UASB reactor-RO in landfill leachate treatment. Desalination. V.222 p. 128-134, 2008.
- CHERNICHARO, C.A.L. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias- Reatores Anaeróbios - Vol. 5 2ª Edição. Editora UFMG - Belo Horizonte, 308 p. 2007.
- CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Nº 430 de 13 de maio de 2011.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (2008), Rio de Janeiro, ISBN 978-85-240-4135-8, 2010 b.
- NGES, I. A.; LIU, J. Effects of anaerobic pré-treatment on the degradation of dewatered- sewage sludge. Renewable Energy. V. 34 p. 1795-1800, 2009.
- ÖMAN, C. B.; JUNESTEDT, C. Chemical characterization of landfill leachates - 400 parameters and compounds. Waste Management[S.I.], v. 28, n. 10, p. 1876-1891, 2008
- RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. Journal of Hazardous Materials[S.I.], v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.
- SANTOS, A. S. P. e JORDÃO, E. P. Pesquisa em escala de demonstração do tratamento combinado de lixiviado. DAE-SP, Nº 189, pag. 26-39, 2012.
- VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. Tratamento anaeróbio de esgoto em regiões de clima quente. Campina Grande - PB, 1994. 208p.

Características municipais determinantes da presença de diferentes prestadores de serviços de abastecimento de água no Brasil

Municipal determinants of the presence of different water providers in Brazil

- **Data de entrada:**
09/08/2014
- **Data de aprovação:**
17/11/2014

Hygor Aristides Victor Rossoni | Marco Túlio da Silva Faria | Fernanda Fonseca Pessoa Rossoni | Sueli Aparecida Mingoti | Léo Heller

DOI: 10.4322/dae.2014.144

Resumo:

O presente estudo busca explicar os motivos que levam os titulares – municípios – a optar por determinado modelo de gestão dos serviços de abastecimento de água, que foram agrupados em: administração direta municipal, administração indireta municipal, companhias estaduais de saneamento e empresas privadas. Para tanto, foram utilizados microdados obtidos pela compatibilização de três bancos de dados formados a partir da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, do Censo Demográfico e do Atlas do Desenvolvimento Humano, referentes aos anos de 2008, 2010 e 2013, respectivamente. Foram criados quatro indicadores e selecionadas 11 variáveis de estudo, com uma amostragem de 5.493 distritos-sede brasileiros. Os resultados foram obtidos por meio de testes estatísticos não paramétricos univariados, formados pela análise de variância e de comparações múltiplas, e multivariados, pela análise de correspondência. Observou-se que a natureza jurídica do prestador de serviço apresenta variações em relação às macrorregiões brasileiras, sendo que as empresas privadas possuem maior associação com a região Norte e as companhias estaduais de saneamento, com as regiões Nordeste e Sul. Constatou-se que as autarquias, seguidas pelas companhias estaduais de saneamento, atuam em cidades mais populosas e com o maior número total de economias abastecidas. O grupo formado pelas empresas privadas e pela administração direta municipal apresentou menor índice de inadimplência, sendo que essa característica das empresas privadas é provavelmente explicada pelo pressuposto de ganho financeiro visado pelo capital privado. É possível sugerir que os modelos de prestação de serviços de abastecimento de água adotados no Brasil estão relacionados a discrepâncias na implantação de políticas públicas pelo poder público e na resposta dada aos problemas sanitários pela população em função dos diferenciais regionais, socioeconômicos, demográficos, culturais e do contexto histórico e político do Brasil.

Palavras-chave: Políticas públicas. Saneamento. Gestão de serviços de abastecimento de água.

Abstract:

This paper intends to explain the reasons why the service holders - municipalities - choose a particular model of water services management, grouped in: Direct Municipal Administration, Indirect Municipal Administration, Regional Companies and Private Companies. Microdata from three databases were crossmatched: the 2008 National Survey of Basic Sanitation, the 2010 Demographic Census and the 2013 Atlas of Human Development. Four indicators were created and 11 variables were selected and were applied in a sample of 5,493 Brazilian municipalities. The results were obtained through nonparametric univariate tests, by analysis of variance and multiple comparisons, and multivariate models, by correspondence analysis. The legal nature of the service provider has variations among Brazilian regions; private companies have a greater association with the Northern region and regional companies with Northeastern and Southern regions. Indirect administration and, in second place, regional companies, operates in more populated cities and with the largest total number of connections. The group

formed by private companies and by direct municipal administration presented the lowest default rate, and this characteristic of the private companies is probably explained by the assumption of financial gain. It was possible to suggest that the model for water provision adopted in Brazil is related to discrepancies in implementation of public policies by the government and to the reactions of the population to sanitary problems due to different regional, socioeconomic, demographic, cultural, historical and political context in Brazil.

Keywords: Public policy. Water supply. Management. Provision.

Hygor Aristides Victor Rossoni

Engenheiro ambiental e mestre em Ciência Florestal pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos (PPGSMARH) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Professor do Instituto de Ciências Exatas e Tecnológicas do Campus Florestal da UFV.

Marco Túlio da Silva Faria

Tecnólogo em Gestão Ambiental pelo Campus Florestal da UFV. Graduando em Engenharia Ambiental pelo Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais (CEFET-MG).

Fernanda Fonseca Pessoa Rossoni

Jornalista e mestre em Ciência Florestal pela UFV. Doutoranda do PPGSMARH da UFMG. Assessora de comunicação do Campus Florestal da UFV.

Sueli Aparecida Mingoti

Graduada em Estatística pela Universidade Estadual de Campinas. Mestre em Estatística pelo Instituto de Matemática Estatística e Ciência da Computação. Doutora em Estatística pela Iowa State University of Science and Technology. Professora associada do Instituto de Ciências Exatas da UFMG.

Léo Heller

Engenheiro civil, mestre em Engenharia Sanitária e doutor em Epidemiologia pela UFMG. Pós-doutor pela Universidade de Oxford, Inglaterra. Professor titular do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG.

Endereço para correspondência:

Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos
Universidade Federal de Minas Gerais, Salas 4618 e 4619, 4º andar do Bloco 1
Escola de Engenharia, Campus Pampulha – Avenida Antônio Carlos, 6627, CEP 31270-901
Belo Horizonte - MG – Brasil
E-mail: rosonni@ufmg.br; rosonni@ufv.br

INTRODUÇÃO

Em uma resolução histórica, a Organização das Nações Unidas (ONU, 2010) declarou o acesso à água potável e ao esgotamento sanitário como direito humano fundamental. Esse novo cenário, inquestionavelmente, requalifica os papéis dos agentes públicos e sociais que atuam no saneamento brasileiro.

Com o advento da Lei de Diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico (LDNSB - Lei nº 11.445/2007), foi estabelecida a conceituação atualizada de saneamento básico, que não mais se restringe apenas ao abastecimento de água e esgotamento sanitário, incorporando, também, os serviços de limpeza urbana e o manejo de resíduos sólidos, bem como o manejo das águas pluviais. A partir desse enten-

dimento, poderá haver maior incentivo para que os quatro componentes sejam gerenciados de forma integrada (MAGALHÃES, 2009).

Nos últimos anos, verificou-se certo avanço na cobertura dos serviços de saneamento básico no Brasil (CAMPOS; MONTENEGRO, 2011). Entretanto, conforme a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), 12 milhões de domicílios do país ainda não têm acesso à rede geral de abastecimento de água (IBGE, 2010).

Conforme determina a LDNSB (BRASIL, 2007), os serviços públicos de saneamento básico devem ser prestados com base nos seguintes princípios fundamentais: universalização do acesso; integralidade; os serviços de saneamento devem ser

realizados de forma adequada à promoção da saúde pública e à proteção do meio ambiente; disponibilidade em todas as áreas urbanas; adoção de métodos, técnicas e processos que considerem as peculiaridades locais e regionais; articulação com as políticas de relevante interesse social; eficiência e sustentabilidade econômica; utilização de tecnologias apropriadas; transparência das ações; controle social; segurança, qualidade e regularidade; e, por último, integração das infraestruturas e serviços com a gestão eficiente dos recursos hídricos.

Segundo Rezende e Heller (2008), as primeiras companhias de saneamento que atuaram no Brasil, a partir de meados do século XIX, eram privadas. Rio de Janeiro foi a cidade em que houve a primeira experiência privada no país, seguida das cidades de Recife, Porto Alegre, São Paulo, Belém, Maranhão e Fortaleza. Devido ao fato de grande parte das empresas não estar prestando os serviços adequadamente, o governo federal articulou politicamente a implementação de um modelo de administração indireta dos serviços de saneamento pelos municípios e alguns estados. Assim, na década de 1930, iniciou-se a implantação desse modelo, prioritariamente nas cidades de economia mais dinâmica e com maior população. Na década de 1950, esse modelo começou a ser criticado, principalmente em função do poder centralizador, da política tarifária inadequada e das dificuldades de arrecadação pela administração dos serviços.

Por outro lado, em 1952 foi criado o primeiro Serviço Autônomo de Água e Esgotos (SAAE), em Governador Valadares. Na década de 1960, esse modelo foi implantado em algumas cidades do Vale do Rio Doce, em Minas Gerais e no Espírito Santo (REZENDE, 2005).

Na década de 1970, o governo federal formulou o Plano Nacional de Saneamento (PLANASA), com a intenção de implementar o saneamento, princi-

palmente o abastecimento de água, nas regiões mais industrializadas do país, as quais passavam por aumento demográfico em função do incremento das atividades econômicas e do êxodo rural. Como forma de exploração desses serviços, optou-se por privilegiar sua prestação por meio das companhias estaduais.

Com essas medidas, foram criadas e/ou adaptadas 27 companhias estaduais, que assumiriam as atividades de instalação, manutenção e operação do sistema de abastecimento de água e esgotamento sanitário. O mecanismo de ressarcimento das despesas na prestação do serviço, em um mecanismo de autossustentação financeira, seria feito por meio de cobrança de tarifas diferenciadas. De acordo com Sousa (2011), para conseguir a adesão dos municípios a esse programa, o governo federal vinculou o acesso aos principais recursos do setor à concessão dos direitos de exploração para as companhias estaduais.

Como os recursos financeiros obtidos pelas companhias, como regra, eram utilizados conforme as prioridades e estratégias de gestão da própria prestadora, foi estabelecida uma relação delicada entre estados e municípios. Afinal, o acesso aos serviços de saneamento deveria ser submetido às políticas dos estados (SOUSA, 2011). Esse mecanismo de poder político e financeiro dos estados pode explicar o porquê de essas companhias serem atualmente o modelo de prestação de serviços de abastecimento de água majoritário no país.

Alguns trabalhos acadêmicos no Brasil, que envolvem a avaliação das diferentes modalidades de prestação de serviços de saneamento, apesar de recentes, evidenciaram que os variados modelos de gestão da prestação dos serviços de saneamento levaram a distintos desempenhos (OGERA; PHILIPPI JR, 2005; HELLER et al., 2006; REZENDE et al., 2007; HELLER et al., 2009; LOUREIRO, 2009; HELLER et al., 2012).

Ao estudar a gestão de água e esgoto nos municípios de Campinas (gestão indireta por meio de empresa de economia mista de capital aberto), Santo André (autarquia municipal) e São José dos Campos e Santos (companhias estaduais), Ogera e Philippi Jr (2005) confrontaram os instrumentos de políticas públicas (Constituição Federal, Política Nacional de Meio Ambiente, Política Nacional de Recursos Hídricos, entre outros) com os resultados das políticas dos governos de cada município selecionado, verificando que todos os instrumentos avaliados faziam menção de forma direta ou indireta ao saneamento, cabendo, aos gestores, as articulações e integrações por meio de planos, programas e projetos, de forma a transformá-los em políticas públicas locais, integradas ao planejamento da cidade.

No trabalho realizado por Heller et al. (2006), tendo o objetivo de comparar diferentes categorias de gestores de serviços de saneamento básico encontrados em Minas Gerais, adotando como referência os anos de 1989 e 1998, foram obtidos como principais resultados: i) a existência de diferenças na forma de prestação dos serviços em relação aos tipos de gestor; ii) o bom desempenho da companhia estadual em aspectos operacionais; iii) o destaque das autarquias municipais quanto aos maiores valores de cobertura por rede de água.

Por outro lado, Rezende et al. (2007) avaliaram os determinantes da presença de serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário nos domicílios urbanos brasileiros, verificando que, entre os modelos de prestação dos serviços, as maiores chances de presença de redes domiciliares de água e esgotamento pertencem aos municípios da região Sudeste e com gestão do tipo autarquia.

Heller et al. (2009), ao realizar a avaliação comparativa na dimensão tecnológica para os serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário de

quatro municípios integrantes da bacia do rio das Velhas em Minas Gerais, constataram que o serviço administrado diretamente por prefeitura municipal apresentou o pior desempenho tecnológico, apesar dos altos valores de cobertura por rede de água e de esgotos. Os autores mostraram, ainda, que os serviços disponibilizados pela companhia regional se destacaram pelo alto desempenho tecnológico empregado na operação dos serviços e pelos maiores valores de tarifas adotados.

Em trabalho conduzido por Loureiro (2009), foram comparados diferentes modelos de gestão de serviços de saneamento no estado da Bahia. A pesquisadora destacou a pequena quantidade de municípios titulares dos serviços com um planejamento estruturado, ficando essa função a cargo do próprio prestador.

Em outro estudo, Heller et al. (2012) avaliaram comparativamente as principais modalidades de prestação de serviços públicos de abastecimento de água no conjunto dos municípios brasileiros, por meio de indicadores de desempenho referentes aos aspectos operacionais e gerenciais dos serviços. Os resultados apontaram diferenças significativas entre os modelos avaliados. Nesse trabalho, destacaram-se positivamente os modelos regionais e empresas privadas no tocante a aspectos financeiros – maior índice de hidrometração e menor inadimplência –; por outro lado, os serviços de administração indireta se sobressaíram por números inferiores de reclamações sobre o valor cobrado pelos serviços.

Partindo da premissa de que as políticas públicas e a gestão dos serviços de saneamento devem ser formuladas e avaliadas considerando os modelos de organização do estado – marcos legais, políticos e institucionais – para sua provisão universal, visando a consolidá-lo como um direito social dos cidadãos, busca-se, neste trabalho, compreender, com base em características municipais e de desempenho do prestador, quais são os condicio-

nantes que influenciam a presença de determinado modelo de gestão no abastecimento de água no Brasil.

MATERIAL E MÉTODOS

A fim de operar com as informações sobre os serviços de abastecimento de água dos municípios brasileiros e os dados populacionais, foram utilizados, neste trabalho, microdados obtidos a partir da PNSB e do Censo Demográfico, realizados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), referentes aos anos de 2008 e 2010, respectivamente.

Já os microdados referentes aos aspectos econômicos e sociais dos municípios brasileiros foram obtidos por meio do Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil 2013, elaborado pelo Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD), pelo Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA) e pela Fundação João Pinheiro (FJP).

O número de informantes da PNSB foi definido, pelo IBGE, como sendo o número de unidades prestadoras de serviços de saneamento básico, públicas ou privadas, em cada município brasileiro. Assim, um município com serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo de resíduos sólidos e manejo de águas pluviais poderá ter vários informantes para a PNSB. Vale destacar que a PNSB 2008 apresenta desagregações espaciais de acordo com cada modelo de questionário aplicado. Assim, para os blocos de informações do questionário sobre abastecimento de água e esgotamento sanitário, a desagregação espacial ocorreu até o nível distrital.

Por essa razão, o primeiro contato do IBGE com o município foi a prefeitura municipal; a partir desse contato, foi identificado o número de informantes, conforme consta no questionário “Gestão Municipal do Saneamento Básico”. Para tal, foram consideradas entidades prestadoras dos serviços de saneamento apenas aquelas que

possuem registro no Cadastro Nacional da Pessoa Jurídica (CNPJ), do Ministério da Fazenda.

Nesse sentido, considerando o total de municípios brasileiros, foram identificadas 11.128 entidades prestadoras dos serviços de abastecimento de água. Cabe destacar que um mesmo município pode apresentar mais de um tipo de constituição jurídica dessas entidades.

Como pressuposto principal para a montagem do banco de dados referente à natureza jurídica do modelo de prestação dos serviços extraídos da PNSB, estabeleceu-se que a entidade mais representativa da gestão do abastecimento de água no município é aquela que atende ao maior número de economias abastecidas na sede municipal. Dessa forma, foi considerado na montagem do banco de dados apenas o principal prestador do serviço, ou seja, uma entidade por município. Nesse sentido, a unidade municipal foi denominada, no presente estudo, “distrito-sede”.

A compatibilização dos dados extraídos da PNSB com os demais bancos de dados (Censo Demográfico e Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil 2013) foi realizada por meio de planilha eletrônica, utilizando como filtro o ordenamento crescente, sendo empregado como critério o código utilizado pelo IBGE para identificação dos municípios. A partir do primeiro filtro, os dados foram classificados e ordenados em relação ao nome do município e, em seguida, realizou-se a conferência uma a uma das variáveis do novo banco de dados utilizado no trabalho, obtido a partir das três fontes de informação.

Por falta de compatibilidade no código identificador e no nome do município, foram excluídos 35 municípios. Além disso, em função da inexpressiva participação na oferta efetiva do abastecimento de água e esgotamento sanitário, optou-se por excluir da análise os municípios que informaram que os serviços são prestados por associações (25), consórcios (dez) e fundações (dois). Foi, então, excluído

um total de 72 “distritos-sede” das análises do presente trabalho, o que corresponde a 1,30% do universo amostral. Diante disso, foram levantadas informações dos serviços de abastecimento de água de 5.493 casos (“distritos-sede”), atingindo a quase totalidade dos municípios brasileiros – 98,70% dos 5.565 municípios (IBGE, 2010).

Na Tabela 1, consta a descrição do agrupamento da natureza jurídica, do número de casos e das siglas adotadas na sistematização dos dados.

Diante do que foi relatado, buscou-se analisar e entender os modelos adotados para prestação de serviços de abastecimento de água em função das características dos municípios relativas às seguintes dimensões: i) geográfica e populacional;

ii) econômica; iii) desenvolvimento humano; e iv) desempenho do prestador.

Na construção dos indicadores e na seleção das variáveis adotadas no trabalho, foram obedecidas as categorias apontadas na fase de revisão da literatura e nos estudos conduzidos por Sanchez (2001), Costa (2003), Rezende (2005), Bessa (2006), Toneto e Saiani (2006), Rezende et al. (2007), Souza (2011), IBGE (2012), Heller (2012) e PNUD, IPEA e FJP (2013).

Entre as variáveis selecionadas no trabalho, todas possuem como abrangência a área urbana da sede municipal, exceto para as variáveis taxa de urbanização, índice de Gini e Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDH-M), que possuem como alcance o município.

Tabela 1 - Descrição do agrupamento das naturezas jurídicas, do número de casos e das siglas adotadas na sistematização dos dados para as prestadoras de serviço de abastecimento de água.

Natureza jurídica*	Esfera administrativa*	Nº de casos	Agrupamento adotado	Sigla	Nº total de casos**	Descrição
Autarquia	Municipal	512	Administração indireta municipal	AIM	585	Serviços prestados pela administração indireta, com campo de atuação municipal.
Empresa pública		14				
Sociedade de economia mista		59				
Administração direta	Municipal	1.008	Administração direta municipal	ADM	1.008	Serviços diretamente prestados por secretarias, departamentos ou repartições da administração direta em esfera de atuação municipal.
Empresa privada	Privada	248	Empresa privada	PRIV	248	Serviços administrados por empresas com capital predominantemente privado.
Autarquia	Estadual	39	Companhia estadual de saneamento básico	CESB	3.652	Correspondente às CESBs, as quais consistem em autarquias, empresas públicas e/ou sociedades de economia mista, sempre com abrangência territorial estadual sob a administração do respectivo governo.
Empresa pública		136				
Sociedade de economia mista		3.477				

Notas: * Denominação mantida conforme a PNSB 2008. ** Corresponde à quantidade de distritos-sede, totalizando 5.493 casos.

Na Tabela 2, é apresentada uma descrição dos critérios adotados, bem como as fontes dos dados das variáveis explicativas que foram utilizadas nos testes estatísticos univariados e no modelo estatístico multivariado.

Após a realização de todas as análises preliminares de consistência dos dados, procedeu-se à seleção das variáveis de interesse para o estudo. Foram realizadas análises de frequência, por meio de estatísticas descritivas básicas, visando ao conhecimento do comportamento das variáveis e da qualidade de seus dados. A partir da montagem e da sistematização do banco de dados, foram avaliadas as observações atípicas, faltantes ou infrequentes – denominadas *outliers* ou *missing* –, de acordo com a natureza de cada indicador. Em alguns casos, estas foram excluídas da amostra de dados.

As variáveis obtidas foram inicialmente testadas quanto à normalidade, homogeneidade e aderência das variâncias, utilizando os testes Shapiro-Wilk

e Qui-quadrado, disponíveis no *software* Statsoft Statistica® (STATSOFT, 2007). Diante da verificação de que a distribuição normal não se aplicou às amostras de dados, fato já esperado conforme estudos encontrados na literatura especializada (OLIVEIRA, 2006; REZENDE, 2008; HELLER, 2012), recorreu-se a um escopo de métodos inferenciais compostos por testes não paramétricos.

As variáveis independentes contínuas (Tabela 2) foram avaliadas segundo análise de variância de medianas por meio do teste Kruskal-Wallis e, quando detectadas diferenças significativas entre as amostras independentes, aplicou-se o teste de comparações múltiplas – teste z proposto por Siegel e Castellan (1988) –, ao nível de 5% de probabilidade, disponível no programa Statsoft Statistica®.

Para auxílio em apresentação, interpretação e discussão dos dados, foram utilizados gráficos *box-plot* e inferências da distribuição dos valores das variáveis em termos de medida de posição.

Tabela 2 - Quadro-resumo dos critérios adotados e fontes dos dados na elaboração das variáveis-resposta do modelo estatístico.

Variáveis dependentes		Variáveis independentes			
Características dos modelos de prestação		Características dos municípios			
Agrupamento (natureza jurídica)	Fonte de dados	Indicador	Variáveis	Unidade	Fonte de dados
Administração Direta Municipal (ADM)	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB, 2010)	Geográfico e populacional	Macrorregiões População da área urbana da sede Densidade populacional urbana da sede Taxa de urbanização	N, NE, SE, S, CO habitantes/km ² %	Censo Demográfico (IBGE, 2013)
Administração Indireta Municipal (AIM)		Econômico	Renda domiciliar <i>per capita</i> Índice de Gini ⁽¹⁾ Proporção dos Extremamente pobres ⁽²⁾	R\$ -	Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil (PNUD; IPEA; FJP, 2013)
Companhia Estadual de Saneamento Básico (CESB)		Desenvolvimento humano	IDH-M ⁽³⁾	-	
Empresa Privada (PRIV)		Desempenho do prestador	Inadimplência ⁽⁴⁾ Índice de perda de faturamento ⁽⁵⁾ Economias abastecidas ⁽⁶⁾	% quantidade de instalações	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB, 2010)

Notas: (1) Mede o grau de desigualdade existente na distribuição de indivíduos segundo a renda domiciliar *per capita*. Seu valor varia de 0, quando não há desigualdade (a renda domiciliar *per capita* de todos os indivíduos tem o mesmo valor), a 1, quando a desigualdade é máxima (apenas um indivíduo detém toda a renda). (2) Proporção dos indivíduos com renda domiciliar *per capita* igual ou inferior a R\$ 70,00 mensais, em valores de agosto de 2010. (3) Representa a média geométrica dos índices das dimensões renda, educação e longevidade, com pesos iguais. (4) Percentual médio de inadimplência nos últimos 12 meses. (5) Índice médio de perdas de faturamento da água (IPF) apurado nos últimos 12 meses. (6) Número total de economias abastecidas, incluindo consumo residencial, comercial, industrial, público e outras.

Em relação à análise quantitativa do indicador categórico (variável macrorregião), foi utilizada a ferramenta estatística do teste Qui-quadrado, seguida da análise multivariada denominada análise de correspondência.

Tendo em vista as diferenças acentuadas das amostras para cada natureza jurídica, conforme Tabela 1, foi verificado o efeito dessas amostras diferentes, aplicando-se alguns dos testes estatísticos, simulando amostras com tamanhos homogêneos (n = 248), a partir de uma seleção aleatória realizada pelo *software* estatístico Statsoft Statistica®. Os resultados dos testes foram semelhantes aos valores apresentados pela amostra total, indicando que a diferença de tamanho entre os grupos possivelmente não influenciou os resultados estatísticos apresentados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A natureza jurídica das entidades prestadoras dos serviços de abastecimento de água no Brasil e a proporção de sua participação no total de distritos-sede brasileiros em função das macrorregiões estão apresentadas na Tabela 3.

Destaca-se a significativa participação das CESBs, que representam mais da metade do total de sistemas de abastecimento de água nas macrorregiões brasileiras, exceto na região Norte.

Esse panorama é um reflexo da política implementada durante as duas primeiras décadas (1970/80) do PLANASA, praticado durante o governo militar, o qual condicionava os investimentos em saneamento à transferência dos serviços, por meio de concessões aos estados, tendo um contingente elevado de municípios cedido a essa exigência. É importante salientar que os investimentos não priorizaram municípios com porte populacional pequeno, sendo preferencialmente direcionados àqueles com mais de 50 mil habitantes. Entretanto, alguns desses municípios, especialmente aqueles cujos serviços estavam sob a gestão de autarquias durante a vigência do PLANASA, não transferiram a prestação dos serviços de saneamento às companhias estaduais.

Por outro lado, a participação do investimento privado, que, no Brasil, representa 4,51% do total de distritos-sede (Tabela 3), é problematizada por Hall e Lobina (2009), que a consideram histórica-

Tabela 3 - Natureza jurídica dos prestadores de serviços de abastecimento de água em relação às macrorregiões brasileiras (análise estatística realizada na linha).

Macrorregião		Agrupamento natureza jurídica				Total por macrorregião	Valor-p***
		ADM	AIM	CESB	PRI		
Norte	n*	118	47	139	138	442	0,000
	%	26,70	10,63	31,45	31,22	100	
Nordeste	n*	222	175	1.352	13	1.762	
	%	12,60	9,93	76,73	0,74	100	
Sudeste	n*	351	227	1.056	31	1.665	
	%	21,08	13,63	63,43	1,86	100	
Sul	n*	184	103	815	27	1.129	
	%	16,30	9,12	72,19	2,39	100	
Centro-Oeste	n*	133	33	290	39	495	
	%	26,87	6,67	58,58	7,88	100	

Notas: n*: número de casos ou distritos-sede. %: porcentagem em relação ao total. Valor-p***: significativo calculado pelo teste Qui-quadrado.

mente pouco relevante em termos de desempenho e pertinência nos países em desenvolvimento.

Os resultados das análises estatísticas da variável categórica macrorregiões brasileiras (Tabelas 3 e 4) são provenientes de análises realizadas em linha e em coluna, ou seja, dentro de cada uma das cinco macrorregiões em relação à distribuição das quatro naturezas jurídicas no Brasil. Conforme evidenciado, existem associações significativas (valor-p = 0,000) entre as macrorregiões e as naturezas jurídicas.

Na Figura 1, estão representadas as categorias de naturezas jurídicas e macrorregiões brasileiras no plano bidimensional, utilizando a técnica multivariada de análise de correspondência. Percebe-se que existe contraste na distribuição das naturezas jurídicas dos prestadores de serviços de abastecimento de água em relação às macrorregiões brasileiras. Nesse sentido, nota-se que as PRIV estão fortemente associadas à região Norte.

Por outro lado, verifica-se homogeneidade entre as CESBs nas regiões Nordeste e Sul. Também se percebe relação entre AIM e a região Sudeste e entre ADM e a região Centro-Oeste. O mapa perceptual

gerado por meio da análise de correspondência permite visualizar essas associações (Figura 1).

As Tabelas 3 e 4 e a Figura 1 chamam atenção para a maior proporção de atuação das PRIV na provisão dos sistemas de abastecimento de água (55,65% em relação ao total no Brasil) nos estados localizados na região Norte (31,22% na macrorregião). Isso pode indicar um fator regional nas organizações e provisão dos serviços de saneamento. Cabe destacar que, quando realizadas análises específicas dos dados, se verifica que 47 distritos-sede operados por PRIV estão localizados no estado de Tocantins. Esses municípios somam cerca de 80% da população do estado.

Com sede em Palmas, a Companhia de Saneamento do Tocantins (FOZ/SANEATINS), desde 1998, é uma empresa de economia mista, envolvendo parcerias do governo do estado do Tocantins e prefeituras municipais, e com gestão privada exercida pela empresa Foz Centro Norte S.A. (FCN). Nesse sentido, com base no conjunto total de dados, a participação da FOZ/SANEATINS corresponde a 18,95% e 34,05% de PRIV do Brasil e da região Norte, respectivamente.

Tabela 4 - Natureza jurídica dos prestadores de serviços de abastecimento de água em relação às macrorregiões brasileiras (análise estatística realizada na coluna).

Macrorregião	Agrupamento natureza jurídica								Valor-p ^{***}
	ADM		AIM		CESB		PRIV		
	n*	%	n*	%	n*	%	n*	%	
Norte	118	11,71	47	8,03	139	3,81	138	55,65	0,000
Nordeste	222	22,02	175	29,91	1.352	37,02	13	5,24	
Sudeste	351	34,82	227	38,80	1.056	28,92	31	12,50	
Sul	184	18,25	103	17,61	815	22,32	27	10,89	
Centro-Oeste	133	13,19	33	5,64	290	7,94	39	15,73	
Total no Brasil	1.008	100	585	100	3.652	100,00	248	100,00	

Notas: n*: número de casos ou distritos-sede. %: porcentagem em relação ao total. Valor-p^{***}: significativo calculado pelo teste Qui-quadrado.

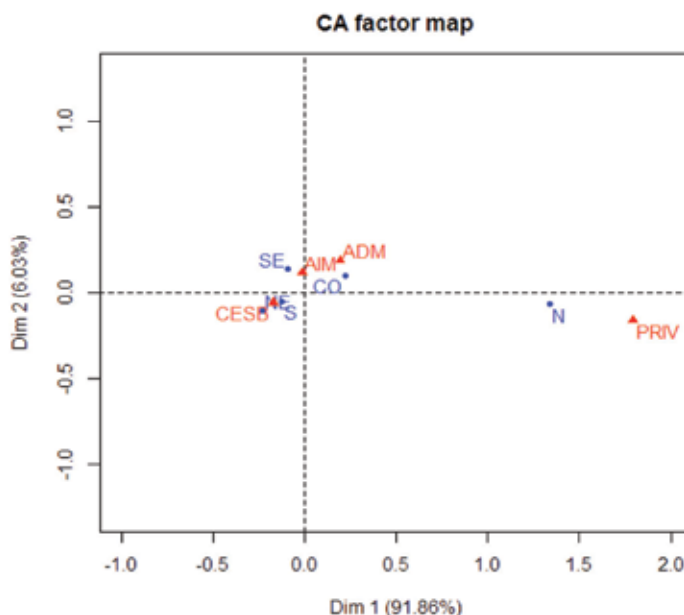


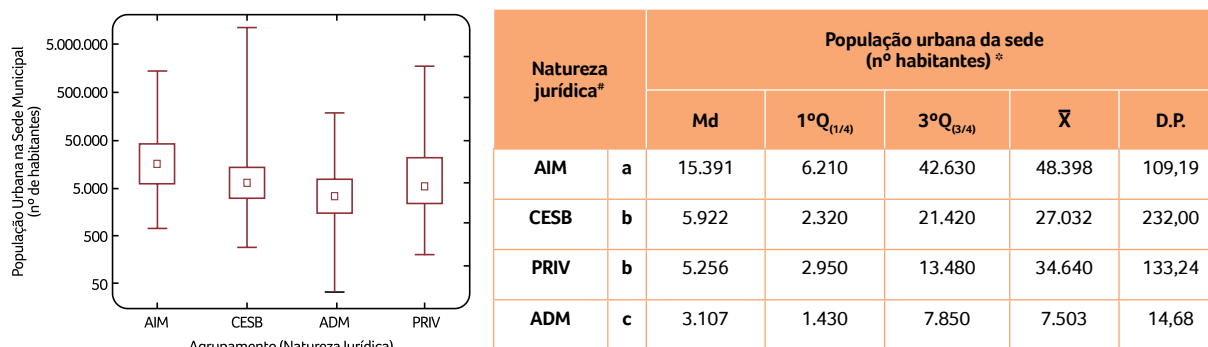
Figura 1 - Mapa perceptual gerado por meio da análise de correspondência, associando as naturezas jurídicas e as macrorregiões brasileiras.

Quando analisada a natureza jurídica em função da população urbana do distrito-sede (Figura 5), percebe-se uma maior participação das autarquias, seguidas das CESBs e PRIV, onde as populações são mais numerosas. Isso pode indicar maior predominância de ações desses tipos de prestador em locais onde há maior quantidade de potenciais consumidores dos serviços.

O que pode corroborar essa constatação é o fato de existirem apenas dez municípios – todas capitais de estado – com mais de um milhão de habitantes no distrito-sede, o que representa aproximadamente 0,2% do total dos municípios brasileiros. Destes, oito têm sistemas de abastecimento de água operados por CESB (São Paulo, Rio de Janeiro, Salvador, Brasília, Curitiba, Recife, Belo Horizonte, Goiânia), um, por AIM (Porto Alegre) e outro, por PRIV (Manaus).

No outro extremo, pela análise dos 100 municípios que possuem a menor quantidade de habitantes nos distritos-sede brasileiros, constata-se que 71 possuem serviço de abastecimento de água prestado por ADM, 24, por CESB, quatro, por PRIV e apenas um município é atendido por AIM. Essa constatação pode ser explicada pelo fato de os municípios de menor porte populacional possuírem dificuldades no acesso ao financiamento para a provisão dos serviços de saneamento, sendo os sistemas assumidos pelos próprios titulares – os municípios.

As CESBs atendem a 68,96% da população urbana da sede em abastecimento de água. Uma das justificativas para a adoção desse modelo, quando de sua implantação nos anos 1970, foi que a gestão regional dos serviços de saneamento possibilitaria aos municípios menores e de baixa renda o acesso à água e ao esgotamento sanitário com



Quadro-resumo: *Significativo para o teste não paramétrico Kruskal-Wallis (valor-p = 0,000). #Naturezas jurídicas seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente ($\alpha = 0,05$) pelo teste de comparações múltiplas.

Legenda: Gráfico box-plot: Md : 25% ; 75% ; Máx. ; Mín.

Md: mediana; **1ºQ_(1/4) = 25%:** primeiro quartil; **3ºQ_(3/4) = 75%:** terceiro quartil; **Máx.:** valor máximo; **Mín.:** valor mínimo; **\bar{X} :** média e **D.P.:** desvio padrão.

Figura 5 - Gráfico box-plot e quadro-resumo dos testes estatísticos não paramétricos da natureza jurídica em função da população urbana do distrito-sede.

melhor qualidade, a preços módicos, por meio da economia de escala e do subsídio cruzado.

Já as AIMs e ADMs são responsáveis pela provisão de água em 19,77% e 5,28% da população urbana da sede, respectivamente.

Aproximadamente 8,5 milhões de pessoas são atendidas por sistemas de abastecimento de água operados pelo setor privado, um montante que equivale a 6% da população urbana das sedes municipais, estando presente em 248 distritos-sede e em 20 de um total de 27 unidades federativas brasileiras. Ao realizar uma projeção sobre a intenção desses operadores nos próximos anos, a Associação Brasileira das Concessionárias Privadas dos Serviços Públicos de Água e Esgoto (ABCON, 2014) ressalta que o interesse das empresas é ampliar o atendimento para 30% da população urbana brasileira.

Ao analisar as tentativas de privatização de sistemas municipais de saneamento básico no estado de São Paulo, Sanchez (2001) constatou que, dos 54 municípios do estado com sistemas municipais

e mais de 50 mil habitantes, 47 apresentavam índice de cobertura de abastecimento de água superior a 90% e, em 43 deles, a cobertura de esgotos canalizados era de aproximadamente 75%.

Estudo conduzido por Souza (2011) verificou que o percentual de oferta dos serviços de saneamento é maior nos municípios com mais de 200 mil habitantes, sendo observado o crescimento com o aumento do porte municipal. Nesses, fica evidente a situação desfavorável do esgotamento sanitário em relação ao abastecimento de água, visto que os municípios com mais de 200 mil habitantes apresentam cerca de 92,00% de cobertura de rede de água e 69,50% de rede de esgoto. Entretanto, é preciso destacar que, nos municípios pequenos, as soluções individuais são comumente utilizadas, podendo ser adequadas no contexto em que se inserem. Nesse sentido, é bom ressaltar que essa baixa cobertura nem sempre implica uma situação desfavorável.

Como pode ser verificado na Figura 6, a distribuição das naturezas jurídicas dos diversos modelos

de prestação dos serviços de abastecimento de água apresenta diferenças estatisticamente significativas em função da densidade demográfica dos distritos-sede brasileiros. Nesse sentido, cada natureza jurídica foi significativamente diferente das demais, sendo que AIM apresentou a maior mediana, seguida de CESB, ADM e PRIV.

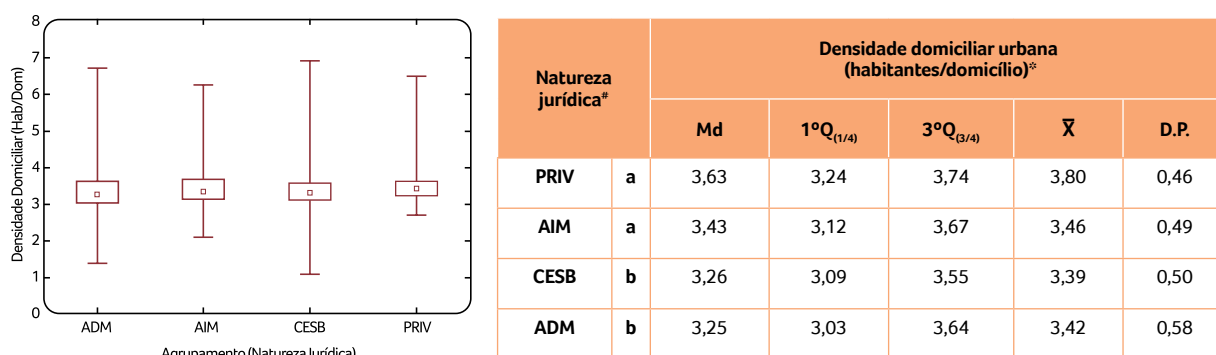
Cabe destacar que a densidade demográfica constitui um referencial importante para avaliação da distribuição da terra urbana, de infraestrutura e serviços públicos e, conseqüentemente, dos impactos no meio natural e na qualidade de vida. No caso dos sistemas de abastecimento de água, devido às suas características peculiares de monopólio natural, fatores como abrangência e número de potenciais usuários são importantes para o ganho de economia de escala.

Na Figura 7, são apresentados os resultados da natureza jurídica do distrito-sede em função da taxa de urbanização do município. Como pode ser verificado, o grupo formado pelas naturezas jurí-

dicas AIM e PRIV, seguidas das CESBs, está associado aos municípios que possuem maiores taxas de urbanização. Por outro lado, a ADM está relacionada aos municípios que apresentam menores taxas de urbanização.

Na Figura 8, pode-se verificar que a renda *per capita* foi significativamente diferente entre as naturezas jurídicas, sendo que AIM apresentou mediana significativamente maior que as demais naturezas, entre as quais não foram encontradas diferenças significativas.

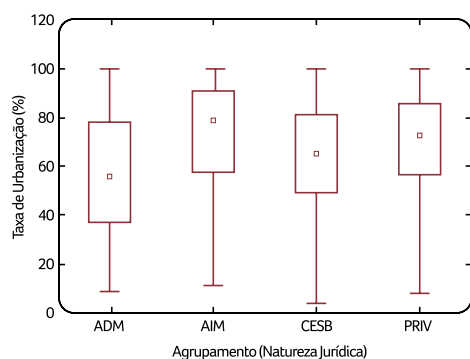
Quando analisada a variável índice de Gini (Figura 9), percebe-se diferença significativa entre as naturezas jurídicas, sendo que ADM apresentou mediana significativamente menor que as demais naturezas. Já a proporção dos extremamente pobres (Figura 10) apresentou diferenças significativas entre as naturezas jurídicas, sendo que AIM apresentou mediana significativamente menor que as demais naturezas.



Quadro-resumo: ^{*}Significativo para o teste não paramétrico Kruskal-Wallis (valor-p = 0,000). [#]Naturezas jurídicas seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente ($\alpha = 0,05$) pelo teste de comparações múltiplas.

Legenda: Gráfico *box-plot*: Md : mediana; 1ºQ_(1/4) = 25%: primeiro quartil; 3ºQ_(3/4) = 75%: terceiro quartil; Máx.: valor máximo; Mín.: valor mínimo; \bar{X} : média e D.P.: desvio padrão.

Figura 6 - Gráfico *box-plot* e quadro-resumo dos testes estatísticos não paramétricos da natureza jurídica em função da densidade domiciliar urbana do município (habitantes/domicílio).



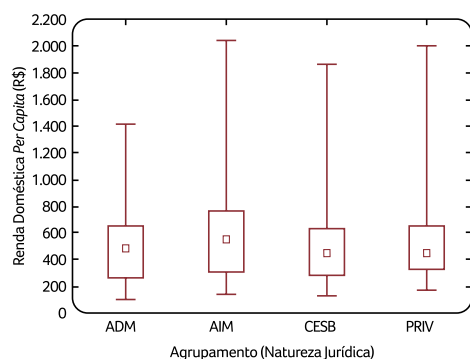
Natureza jurídica [#]		Taxa de urbanização (%) [*]				
		Md	1ºQ _(1/4)	3ºQ _(3/4)	\bar{X}	D.P.
AIM	a	78,45	56,97	91,33	82,67	21,46
PRIV	a	72,31	56,03	85,55	80,00	19,95
CESB	b	65,00	48,50	91,19	84,24	20,92
ADM	c	55,68	36,50	78,56	76,98	23,87

Quadro-resumo: *Significativo para o teste não paramétrico Kruskal-Wallis (valor-p = 0,000). #Naturezas jurídicas seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente ($\alpha = 0,05$) pelo teste de comparações múltiplas.

Legenda: Gráfico box-plot:

Md: mediana; **1ºQ_(1/4) = 25%:** primeiro quartil; **3ºQ_(3/4) = 75%:** terceiro quartil; **Máx.:** valor máximo; **Mín.:** valor mínimo; **\bar{X} :** média e **D.P.:** desvio padrão.

Figura 7 - Gráfico box-plot e quadro-resumo dos testes estatísticos não paramétricos da natureza jurídica do distrito-sede em função da taxa de urbanização do município (porcentagem da população da área urbana em relação à população total).



Natureza jurídica [#]		Renda domiciliar per capita (R\$) ^{**}				
		Md	1ºQ _(1/4)	3ºQ _(3/4)	\bar{X}	D.P.
AIM	a	543,60	301,55	761,68	564,34	287,23
CESB	b	482,38	262,54	652,77	487,69	236,78
PRIV	bc	451,99	278,28	632,22	482,40	233,10
ADM	c	444,64	320,19	659,58	513,75	252,50

Quadro-resumo: *Significativo para o teste não paramétrico Kruskal-Wallis (valor-p = 0,000). #Naturezas jurídicas seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente ($\alpha = 0,05$) pelo teste de comparações múltiplas.

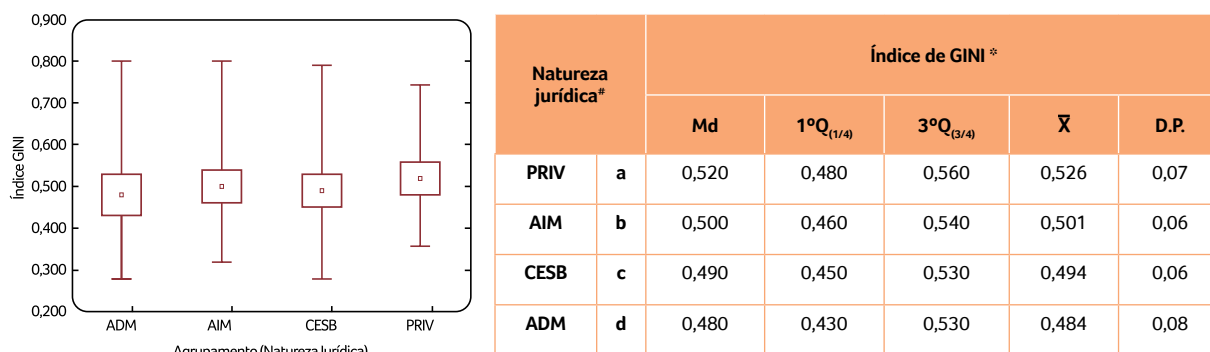
Legenda: Gráfico box-plot:

Md: mediana; **1ºQ_(1/4) = 25%:** primeiro quartil; **3ºQ_(3/4) = 75%:** terceiro quartil; **Máx.:** valor máximo; **Mín.:** valor mínimo; **\bar{X} :** média e **D.P.:** desvio padrão.

Figura 8 - Gráfico box-plot e quadro-resumo dos testes estatísticos não paramétricos da natureza jurídica em função da renda domiciliar per capita (R\$).

Os resultados indicam que os serviços de abastecimento de água operados diretamente pelo titular (ADM) atuam em municípios que possuem a menor desigualdade social em termos de concen-

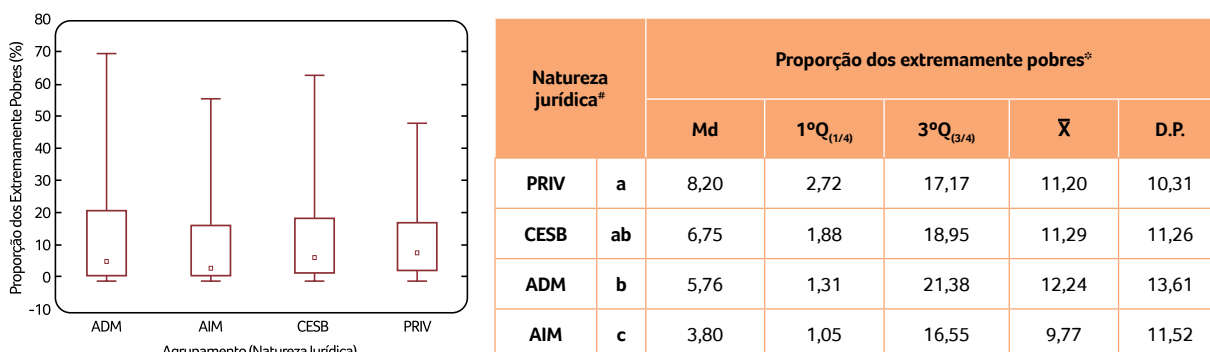
tração de renda (menor índice de Gini), a segunda maior renda per capita e domicílios com a segunda menor proporção de indivíduos pobres e vulneráveis à pobreza.



Quadro-resumo: *Significativo para o teste não paramétrico Kruskal-Wallis (valor-p = 0,000). #Naturezas jurídicas seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente ($\alpha = 0,05$) pelo teste de comparações múltiplas.

Legenda: Gráfico *box-plot*: Md: mediana; 1ºQ_(1/4) = 25%: primeiro quartil; 3ºQ_(3/4) = 75%: terceiro quartil; Máx.: valor máximo; Mín.: valor mínimo; \bar{X} : média e D.P.: desvio padrão.

Figura 9 - Gráfico *box-plot* e quadro-resumo dos testes estatísticos não paramétricos da natureza jurídica em função do índice de Gini.



Quadro-resumo: *Significativo para o teste não paramétrico Kruskal-Wallis (valor-p = 0,000). #Naturezas jurídicas seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente ($\alpha = 0,05$) pelo teste de comparações múltiplas.

Legenda: Gráfico *box-plot*: Md: mediana; 1ºQ_(1/4) = 25%: primeiro quartil; 3ºQ_(3/4) = 75%: terceiro quartil; Máx.: valor máximo; Mín.: valor mínimo; \bar{X} : média e D.P.: desvio padrão.

Figura 10 - Gráfico *box-plot* e quadro-resumo dos testes estatísticos não paramétricos da natureza jurídica em função da proporção dos extremamente pobres.

Por outro lado, quando analisada a atuação das PRIV em termos do indicador renda, verifica-se que essa modalidade de prestação está associada aos municípios com os piores desempenhos quanto às variáveis analisadas. Isso pode ser explicado,

conforme discutido anteriormente (Figura 1), pela maior atuação desse tipo de prestador nos municípios localizados na região Norte do Brasil.

Apesar de o Norte abrigar uma das maiores biodiversidades do planeta e ter economia fundamen-

tada basicamente no extrativismo, por condições históricas foi a região menos favorecida em termos de desenvolvimento econômico e regional. Atualmente, possui o menor Produto Interno Bruto (PIB) do Brasil.

Quando analisadas as características dos municípios operados pelas CESBs e AIMs, verifica-se certa proximidade quanto ao valor de medianas das quatro variáveis que formam o indicador renda.

Conforme discutem Whittington e Hanemann (2011), devido às discrepâncias sociais e econômicas das regiões brasileiras, a gestão das águas deve ser pública e, para tanto, demanda a formulação de um modelo de gestão eficaz, de qualidade e para todos, cujo controle social desejado se concretize por meio da efetiva participação dos usuários. Nesse sentido, os autores são contrários à privatização da prestação dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário, uma vez que o saneamento para todos é possível por meio da distribuição de renda e dos subsídios cruzados, o que não é a missão do setor privado, o qual visa ao lucro.

Com base nesse argumento e de acordo com dados obtidos neste trabalho, a atuação das PRIV pode levar ao aumento das discrepâncias de acesso em municípios com maior vulnerabilidade.

Quando analisados os resultados para o IDH-M, conforme a Figura 11, percebem-se diferenças significativas entre as naturezas jurídicas, sendo que AIM apresentou mediana significativamente maior que as demais naturezas.

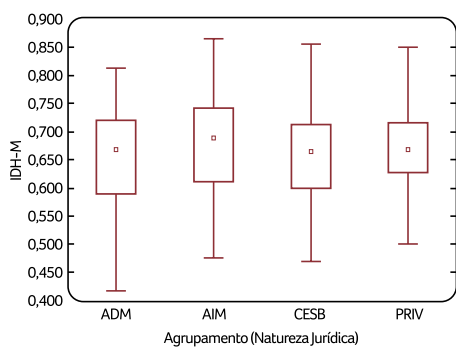
Nos municípios com IDH-M baixo (inferior a 0,599), quase a totalidade dos domicílios atendidos por rede de água o era por meio da gestão municipal direta ou com sua participação (40%) ou da gestão estadual (47%). Por outro lado, os modelos de gestão formados pelas autarquias e PRIV estão associados em maior proporção ao atendien-

to a municípios com médio (0,600 - 0,699) e alto (0,700 - 0,799) IDH-M.

Municípios com alto IDH-M apresentam os maiores percentuais de cobertura de sistemas com redes de abastecimento de água e esgotamento sanitário no país (IPEA, 2004). Os municípios classificados como de baixo IDH-M apresentam baixíssimos percentuais de cobertura de rede de esgotos e médios percentuais de cobertura por rede de água. Conforme apontam Rezende et al. (2007), isso reflete a maior universalização do abastecimento de água por redes e o enorme déficit em redes de esgotamento sanitário.

Ao comparar os resultados da natureza jurídica em função do percentual de inadimplência nos últimos 12 meses (Figura 12), verifica-se que o modelo de gestão formado pelas PRIV apresenta menores índices de falta de pagamento das tarifas. Pode-se inferir que a visão empresarial aplicada aos serviços de saneamento está ligada à intenção de substituir o princípio desses serviços como direito social (HELLER; CASTRO, 2007). Tal enfoque requer uma avaliação crítica, uma vez que essa situação envolve princípios mercantilistas, em que os usuários são entendidos como consumidores ou clientes e não como cidadãos portadores de direitos e que demandam esses serviços.

Cabe destacar que, em estudo envolvendo os 625 municípios paulistas, Sanchez (2001) verificou que 330 eram operados por CESB e, dos demais 295 em condições legais de privatizar os sistemas municipalizados, 54 possuíam mais de 50 mil habitantes, porte mínimo para garantir a rentabilidade esperada. Além disso, as autarquias municipais eram pouco endividadas (até mesmo devido à pouca possibilidade de acesso a financiamentos); os níveis de cobertura já instalados eram altos; a modalidade de concessões escolhida era não onerosa (não implicava desembolso imediato por compra de ativos); e, ainda, havia recursos disponíveis para



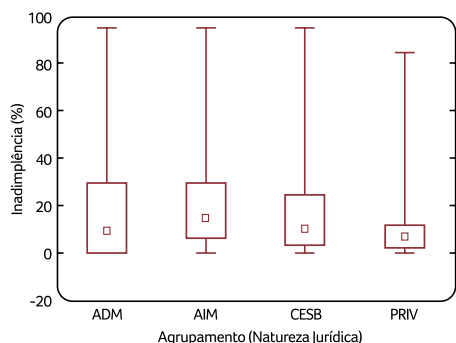
Natureza jurídica [#]		IDH-M [*]				
		Md	1ºQ _(1/4)	3ºQ _(3/4)	\bar{X}	D.P.
ADM	a	0,688	0,610	0,740	0,679	0,008
PRIV	ab	0,668	0,630	0,720	0,668	0,006
ADM	b	0,666	0,590	0,720	0,654	0,008
CESB	b	0,662	0,600	0,710	0,657	0,007

Quadro-resumo: *Significativo para o teste não paramétrico Kruskal-Wallis (valor-p = 0,000). #Naturezas jurídicas seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente ($\alpha = 0,05$) pelo teste de comparações múltiplas.

Legenda: Gráfico box-plot: Md ; 75% Máx.; 25% Mín.

Md: mediana; **1ºQ_(1/4) = 25%:** primeiro quartil; **3ºQ_(3/4) = 75%:** terceiro quartil; **Máx.:** valor máximo; **Mín.:** valor mínimo; **\bar{X} :** média e **D.P.:** desvio padrão.

Figura 11 - Gráfico box-plot e quadro-resumo dos testes estatísticos não paramétricos da natureza jurídica em função do IDH-M.



Natureza Jurídica [#]		Inadimplência (%) [*]				
		Md	1ºQ _(1/4)	3ºQ _(3/4)	\bar{X}	D.P.
ADM	a	15,00	6,00	30,00	19,92	17,70
CESB	b	10,00	3,00	25,00	15,87	16,10
ADM	c	9,50	0,00	30,00	17,99	21,87
PRIV	c	7,00	2,00	12,00	9,52	11,29

Quadro-resumo: *Significativo para o teste não paramétrico Kruskal-Wallis (valor-p = 0,000). #Naturezas jurídicas seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente ($\alpha = 0,05$) pelo teste de comparações múltiplas.

Legenda: Gráfico box-plot: Md ; 75% Máx.; 25% Mín.

Md: mediana; **1ºQ_(1/4) = 25%:** primeiro quartil; **3ºQ_(3/4) = 75%:** terceiro quartil; **Máx.:** valor máximo; **Mín.:** valor mínimo; **\bar{X} :** média e **D.P.:** desvio padrão.

Figura 12 - Gráfico box-plot e quadro-resumo dos testes estatísticos não paramétricos da natureza jurídica em função do percentual de inadimplência nos últimos 12 meses.

investimentos por meio do Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES).

Outro recorte importante para a análise dos déficits de acesso aos serviços de saneamento básico refere-se à renda da população. Zveibil (2003)

afirma que a diferença de acesso aos serviços de saneamento, incluindo abastecimento de água, esgotamento sanitário e coleta de resíduos sólidos, segrega os 40% mais pobres e os 10% mais ricos, sendo que os maiores déficits na disponibilidade dos serviços concentram-se no primeiro

segmento. Isso permite traçar uma relação direta entre a renda e a capacidade dessa população de custear os serviços oferecidos.

O índice de perda de faturamento (Figura 13) em cada natureza jurídica foi significativamente diferente dos demais, sendo que CESB apresentou a maior mediana, seguida de PRIV, AIM e ADM, nesta ordem.

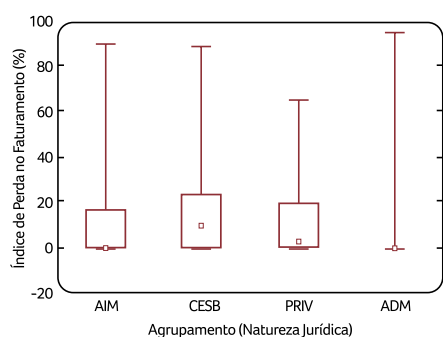
Na Figura 14, são apresentados os dados obtidos da natureza jurídica do prestador dos serviços de abastecimento de água em função do número total de economias abastecidas. Verifica-se que as autarquias e as CESBs atuam predominantemente em distritos-sede com maior número de economias abastecidas. Averigua-se, ainda, que o número de economias abastecidas em cada natureza jurídica foi significativamente diferente, sendo que AIM apresentou a maior mediana, seguida de CESB, PRIV e ADM.

Essa constatação pode indicar que ocorre uma preferência por atuação dessas naturezas jurídicas, com vistas à formação de economia de

escala, em que os custos médios de longo prazo diminuem ao aumentar a produção, tornando as empresas maiores mais eficientes que as menores, o que pode representar, para o prestador, um maior retorno econômico.

Ao estudar os indicadores de cobertura por serviços de saneamento segundo a taxa de urbanização dos municípios, Toneto e Saiani (2006) verificaram uma tendência de elevação da cobertura, tanto em água quanto em esgoto, à medida que aumenta a taxa de urbanização dos municípios, fato observado em todas as regiões do Brasil, o que sugere maior facilidade de prover os serviços em aglomerações/concentrações que em populações (domicílios) dispersas – economias de densidade.

Por outro lado, como destacam os mesmos autores, o acesso aos serviços de saneamento está associado à capacidade de pagamento dos habitantes de determinada localidade – por exemplo, pode ser que um domicílio de baixa renda situado em um município de renda elevada tenha acesso mais facilitado aos sistemas de sanea-



Natureza jurídica [#]	a	Índice de perda de faturamento (%) [*]				
		Md	1ºQ _(1/4)	3ºQ _(3/4)	\bar{X}	D.P.
CESB	a	10,00	0,00	24,00	15,27	16,30
PRIV	b	3,00	0,00	20,00	10,90	14,45
AIM	c	0,00	0,00	17,00	10,47	16,09
ADM	c	0,00	0,00	0,00	4,58	12,98

Quadro-resumo: *Significativo para o teste não paramétrico Kruskal-Wallis (valor-p = 0,000). #Naturezas jurídicas seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente ($\alpha = 0,05$) pelo teste de comparações múltiplas.

Legenda: Gráfico *box-plot*:

Md: mediana; **1ºQ_(1/4) = 25%:** primeiro quartil; **3ºQ_(3/4) = 75%:** terceiro quartil; **Máx.:** valor máximo; **Mín.:** valor mínimo; **\bar{X} :** média e **D.P.:** desvio padrão.

Figura 13 - Gráfico *box-plot* e quadro-resumo dos testes estatísticos não paramétricos da natureza jurídica em função do índice de perda de faturamento.

mento que uma família com renda maior em um município com renda *per capita* menor (TONETO; SAIANI, 2006).

Em termos de oferta de serviços de saneamento, Rezende (2005) observa que as soluções individuais ou coletivas adotadas para o abastecimento de água e o esgotamento sanitário estão intrinsecamente associadas aos aspectos do meio físico, como a disponibilidade de recursos hídricos, a distância entre o domicílio e os mananciais de água e a existência de áreas para a disposição dos esgotos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

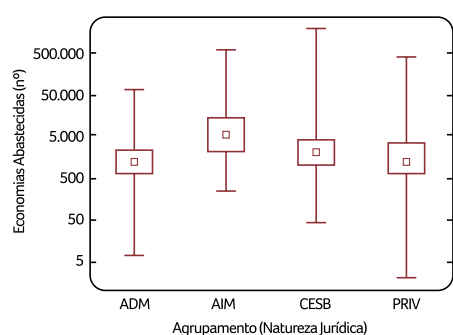
O presente estudo buscou compreender determinantes que levam titulares – municípios – a optar por determinado modelo de gestão no abastecimento de água no Brasil. Foram levantadas informações, de 5.493 casos (“distritos-sede”), dos serviços de abastecimento de água, compreendendo, assim, quase a totalidade dos municípios brasileiros. O estudo foi desenvolvido a partir da avaliação comparativa entre os principais modelos de prestação dos serviços de abastecimento

de água do Brasil, os quais foram agrupados em ADM, AIM, CESB e PRIV. Para cumprir os objetivos propostos, foram selecionadas 11 variáveis explicativas distribuídas em quatro agrupamentos (geográfico e populacional; renda; desenvolvimento humano e desempenho do prestador).

Assim, visando a verificar a existência de preferência pela adoção de determinado modelo de prestação de serviços de abastecimento de água em função das características dos municípios, foram empregados testes estatísticos não paramétricos univariados, formados pela análise de variância e de comparações múltiplas, e multivariados, compostos pela análise de correspondência

Para todas as variáveis, verificaram-se diferenças estatisticamente significativas (valor- $p < 0,05$) para o teste univariado não paramétrico de Kruskal-Wallis, que foi seguido do teste de comparações múltiplas.

O presente estudo demonstrou que a natureza administrativa do prestador de serviço possui variações em relação às macrorregiões brasileiras e apresenta diferenças estatisticamente significati-



Natureza jurídica [#]	Economias abastecidas (nº) *					
		Md	1ºQ _(1/4)	3ºQ _(3/4)	\bar{X}	D.P.
AIM	a	5.140	2.150	14.540	17.958	44,59
CESB	b	2.001	1.080	4.310	7.947	54,58
PRIV	c	1.188	610	3.790	9.008	36,83
ADM	c	1.173	640	2.380	2.504	4,94

Quadro-resumo: *Significativo para o teste não paramétrico *Kruskal-Wallis* (valor- $p = 0,000$). #Naturezas jurídicas seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente ($\alpha = 0,05$) pelo teste de comparações múltiplas.

Legenda: Gráfico *box-plot*: Md ; 75% Máx. ; 25% Mín.

Md: mediana; **1ºQ_(1/4) = 25%:** primeiro quartil; **3ºQ_(3/4) = 75%:** terceiro quartil; **Máx.:** valor máximo; **Mín.:** valor mínimo; **\bar{X} :** média e **D.P.:** desvio padrão.

Figura 14 - Gráfico *box-plot* e quadro-resumo dos testes estatísticos não paramétricos da natureza jurídica em função do número total de economias abastecidas.

vas em relação ao porte populacional, ao número total de economias abastecidas e à inadimplência nos últimos 12 meses.

Constatou-se que as autarquias, seguidas pelas CESBs, atuam em cidades mais populosas e com o maior número total de economias abastecidas. Esse fato pode ser explicado pelo fortalecimento desses modelos de gestão e pelos programas e planos do governo, que influenciaram positivamente seus desempenhos econômicos e financeiros.

Por outro lado, o grupo formado por PRIV e ADM apresentou menor índice de inadimplência. O desempenho das PRIV pode ser explicado pelo provável pressuposto do ganho financeiro visado pelo capital privado. Nesse sentido, é preciso que o agente público e titular dos serviços de saneamento assumam que tais serviços representam um direito essencial da população.

Cabe ressaltar que a participação do poder público no fornecimento, financiamento e intervenções nas ações de saneamento representa uma questão de soberania e interesse institucional. Afinal, são serviços essenciais para a população e constituem monopólios naturais. Assim, a participação da prestação privada dos serviços, que, no Brasil, abrange 4,51% do total de distritos-sede, parece ser pouco relevante em termos de desempenho e pertinência nos países em desenvolvimento, como afirmam alguns autores.

Em função da variedade de modelos existentes para a gestão dos serviços de saneamento nos municípios brasileiros, a escolha do modelo para determinado município pode gerar alguns conflitos. Há casos em que alguns municípios tendem a delegar os serviços pela sua insustentabilidade financeira e, em outras situações, há disputas entre entes federativos ou empresas pela conquista do direito de prestá-los. Fatores como o capital político e financeiro envolvido na prestação do serviço podem explicar, em geral, tais disputas.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão do auxílio – bolsa de estudo de doutorado (GD) e de iniciação científica (IC) –, ao primeiro e segundo autores e pelo financiamento do projeto de tese aprovado junto ao Edital Universal (Processo 475638/2012-3) e ao PPGS-MARH da UFMG.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS CONCESSIONÁRIAS PRIVADAS DE SERVIÇOS PÚBLICOS DE ÁGUA E ESGOTO (ABCON) E SINDICATO NACIONAL DAS CONCESSIONÁRIAS PRIVADAS DE SERVIÇOS PÚBLICOS DE ÁGUA E ESGOTO (SINDCON). Panorama da participação privada no Saneamento Brasil 2014. 66p.

BESSA, E.S. Saneamento e Cidadania: privatização, municipalização e mecanismos de controle. 326 p. Tese (Doutorado Serviço Social) Programa de Pós-Graduação da Escola de Serviço Social da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006. 326p.

BRASIL. Lei 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Brasília: Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 08 jan. de 2007. Seção 1. p. 3. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm. Acesso em: 01 jun. 2011.

CAMPOS, H.K.T.; MONTENEGRO, M.H.F. Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico/SINISA: caderno temático nº 7. In: REZENDE, S.C. (Org.). Cadernos temáticos. Brasília: Ministério das Cidades, 2011. (Panorama do Saneamento Básico no Brasil, v. 7). No prelo.

COSTA, A. M. Avaliação da política nacional de saneamento, Brasil – 1996/2000. 2003. 248p. Tese (Doutorado em Saúde Pública) – Centro de Pesquisas Aggeu Magalhães, Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Recife. 2003.

HALL, D; LOBINA, E. Public policy options for financing sewerage systems. In: CASTRO, J. E. & HELLER, L. (Edit). Water and Sanitation Service: public policy and management. United Kingdom: Earthscan, 2009, pp. 104 – 121.

HELLER, L.; COUTINHO, M. L.; MINGOTI, S. Diferentes modelos de gestão de serviços de saneamento produzem os mesmos resultados? Um estudo comparativo em Minas Gerais com base em indicadores. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 11, p. 325-336, 2006.

HELLER, L., CASTRO, J. E. Política pública de saneamento: apontamentos teórico-conceituais. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 13, n.3, p. 284-295, 2007.

HELLER, P. G. B.; VON SPERLING, M.; HELLER, L. Desempenho tecnológico dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário em quatro municípios de Minas Gerais: uma análise comparativa. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.14, n.1, p. 109-118, jan/mar 2009.

HELLER, P. G. B. Modelos de prestação dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário: uma avaliação comparativa do desempenho no conjunto dos municípios brasileiros. 125f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - 2008. IBGE, Rio de Janeiro, RJ, 2010. 219p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Banco de Dados Agregados. Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA). Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 20 dez. 2013.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). Objetivos de Desenvolvimento do Milênio: Relatório nacional de acompanhamento. Brasília: Ipea, 2004. 96p.

INSTITUTO TRATA BRASIL. Benefícios econômicos da expansão do saneamento brasileiro. Fundação Getúlio Vargas e Instituto Brasileiro de Economia. 2010. 32p.

LOUREIRO, A. L. Gestão dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário: análise de diferentes modelos, 2009. 188f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana) – Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2009.

MAGALHÃES, T. *Manejo de resíduos sólidos: sustentabilidade e verdade orçamentária com participação popular*. In: Brasil. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. CORDEIRO, B. S. (Coord.). *Prestação dos serviços públicos de saneamento básico*. Brasília, 2009, p. 520 – 530.

OGERA, R. C.; PHILIPPI JR., A. Gestão dos serviços de água e esgoto nos municípios de Campinas, Santo André, São José dos Campos e Santos, no período de 1996 a 2000. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 10, n.1, p.72 – 81, jan/mar 2005.

ORGANIZATION UNITED NATIONS (ONU). Resolutions n°64/292: The human right to water and sanitation. Resolution adopted by the General Assembly. 108th plenary meeting 28 July 2010. Disponível em: www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/64/292. Acesso em: 02 fev. 2012.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO (PNUD), INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA) E FUNDAÇÃO JOÃO PINHEIRO (FJP). Atlas do desenvolvimento humano no Brasil: dados brutos. Arquivo (29,73 Megabytes). Arquivo Excel 2007. Disponível em: <http://www.atlasbrasil.org.br/2013/pt/download/>.

REZENDE, S. Aspectos demográficos da cobertura de serviços de saneamento no Brasil urbano contemporâneo. 2005. 153 p. Tese (doutorado em Demografia do Centro de Desenvolvimento e Planejamento Regional do Centro de Desenvolvimento e Planejamento Regional) – Faculdade de Ciências Econômicas da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2005.

REZENDE, S.C.; WAJNMAN, S.; CARVALHO, J. A. M.; HELLER, L. Integrando oferta e demanda de serviços de saneamento: análise hierárquica do panorama urbano brasileiro no ano 2000. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 12, n.1, p.90 – 101, jan/mar 2007.

REZENDE, S. C.; HELLER, L. *O saneamento no Brasil: políticas e interfaces*. 2. ed. rev. e ampl. Belo Horizonte: UFMG, 2008. 387 p.

SANCHEZ, O. A. privatização do saneamento. São Paulo *Perspectiva*, v. 15, n. 1, p. 89-101, 2001.

SOUSA, A.C.A. Política de Saneamento no Brasil: atores, instituições e interesses. Tese (Ciências na área de Saúde Pública). FIOCRUZ. Rio de Janeiro 2011. 88p.

SIEGEL, S.; CASTELLAN, N. J. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. 2. ed. New York: McGraw-Hill, 1988.

STATSOFT, Inc.(versão 8.0) [Programa de computador]. Tulsa, USA: Statsoft, Inc., 2007.

TONETO, R.J; SAIANI, C.C. Restrições à Expansão dos Investimentos no Saneamento Básico Brasileiro. *Revista Econômica do Nordeste*, Fortaleza, v. 37, n° 4, out-dez. 2006.

WHITTINGTON D.; HANEMANN W. M. The economic costs and benefits of investments in municipal water and sanitation infrastructure: a global perspective. February, Department of Agricultural and Resource Economics, UCB, CUDARE Working Paper 1027. 2011. 38p.

ZVEIBIL, V.Z. Reforma do Estado e a Gestão do Saneamento: uma trajetória incompleta. 2003. 237 p. Tese (Ciências na área de Saúde Pública). Escola Nacional de Saúde Pública. Fundação Oswaldo Cruz. Rio de Janeiro. 2005. 237p.

Sequência de tratamentos para lixiviado de aterro sanitário utilizando os processos físico-químico convencional e Fenton como pós-tratamento

Landfill leachate treatment train using conventional physical chemical and Fenton processes as post treatment

- **Data de entrada:**
09/08/2014
- **Data de aprovação:**
03/12/2014

Camila Lopes Maler | Luiza Reis Simionato | Thais Aparecida dos Santos | Fernando Fernandes

DOI:10.4322/dae.2014.145

Resumo:

Após tratamento por *stripping* e tratamento biológico por lodo ativado com nitrificação-desnitrificação, o lixiviado de aterro sanitário passou por pós-tratamento pelo processo de coagulação-floculação-sedimentação e Fenton. Nos dois casos, foi utilizada a técnica de planejamento fatorial de experimentos, tendo como variáveis independentes o pH, a concentração de Fe (II) e, no caso do Fenton, a concentração de peróxido de hidrogênio. A otimização do processo foi definida pela variável remoção de DQO e cor verdadeira, utilizando a metodologia de superfícies de contorno aliada à técnica de planejamento experimental. Utilizado como pós-tratamento, o processo Fenton permitiu remoção de 71% da DQO e 92% da cor verdadeira. Já o processo físico-químico levou à redução de 78% de DQO e 96% da cor verdadeira.

Palavras-chave: Lixiviado de aterro sanitário. Tratamento físico-químico. Fenton.

Abstract:

After air stripping and biological treatment with activated sludge with nitrification-denitrification, the sanitary landfill leachate was pos-treated by conventional coagulation-floculation-sedimentation and Fenton processes. In both cases it was used the technique of experimental design for optimization of the variables pH, concentration of Fe (II) and hydrogen peroxide as independent variables. The process optimization was defined by variable response COD and true colour removal, combining the technique of experimental design to surface response methodology. The Fenton process used as post treatment allowed a COD removal of 71% and 92% of true colour removal. The physical chemical process had an efficiency of 78% of COD removal and 96% of true colour removal.

Keywords: Landfill leachate. Physical chemical process. Fenton process.

Camila Lopes Maler

Bacharel em Química e mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento da Universidade Estadual de Londrina (UEL).

Luiza Reis Simionato e Thais Aparecida dos Santos

Acadêmicas do curso de Engenharia Civil da UEL.

Fernando Fernandes

Professor associado no Centro de Tecnologia e Urbanismo da UEL. Doutor pelo INPT de Toulouse, França. Coordenador da pesquisa.

Endereço para correspondência:

E-mail: camilamaler@hotmail.com

Telefones para contato: (44) 3234-4326 / (44) 9928-0269

INTRODUÇÃO

Os resíduos sólidos domiciliares, quando aterrados, são submetidos a processos de decomposição química e biológica, dando origem a efluentes líquidos e gasosos. A fração líquida, denominada lixiviado, é formada pela umidade contida nos resíduos, produto do processo de biodegradação anaeróbia, e pelo aporte das precipitações pluviométricas e outros tipos de infiltração que percolam o aterro (KJELDSEN et al., 2002). Os lixiviados têm composição variada, porém sempre apresentam elevado potencial de contaminação, cor escura, odor desagradável, elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal e de compostos orgânicos de difícil degradação (RENOU, 2008).

Como o lixiviado é um efluente de difícil tratamento e de composição complexa, geralmente para obter resultados que atendam aos limites ambientais de lançamento, é necessária uma sequência de processos de tratamento, cada um deles atuando sobre determinado componente poluente do lixiviado. Entre as alternativas de tratamento, uma sequência promissora é aquela que combina o arraste (*stripping*) do nitrogênio amoniacal com o tratamento biológico aeróbio. O arraste, facilitado pelo elevado pH do lixiviado estabilizado (aproximadamente 8,0), pode eliminar até 50% do nitrogênio amoniacal (MALER, 2012), enquanto o tratamento biológico aeróbio com nitrificação-desnitrificação pode eliminar o restante do nitrogênio e parte da matéria orgânica. No entanto, mesmo após o tratamento biológico, a matéria orgânica refratária permanece no lixiviado, o que demanda um tratamento complementar.

Nesse contexto, o processo Fenton e a técnica de coagulação-floculação-sedimentação apresentam-se como alternativas de tratamento que podem ser associadas aos processos biológicos, permitindo a remoção da matéria orgânica refratária e cor.

No caso do Fenton, o mecanismo de atuação envolve a geração e emprego de espécies transitó-

rias, principalmente o radical hidroxila (OH), que apresenta alto poder oxidante e permite a mineralização completa de contaminantes tóxicos (PERALTA-ZAMORA et al., 1997). Nesse caso, o radical é gerado pela combinação de sais de ferro (II) e peróxido de hidrogênio (H₂O₂), conforme a equação sinteticamente resumida a seguir (LANGE et al., 2006; MORAVIA et al., 2011).



A coagulação-floculação-sedimentação, por sua vez, consiste numa sequência de processos. A coagulação geralmente é realizada com a adição de sais de ferro ou de alumínio, tendo como objetivo a aglomeração de partículas em suspensão ou em estado coloidal na água residuária (DI BERNARDO, 2005). Dessa forma, o processo consiste em neutralizar as forças elétricas superficiais e anular as forças repulsivas entre as partículas por meio da adição de produtos químicos específicos. Uma vez neutralizadas as forças superficiais, o efluente é submetido à leve agitação para facilitar o contato entre os flocos sem quebrá-los, caracterizando a etapa de floculação. Os flocos maiores formados podem, então, ser removidos por sedimentação ou flotação.

O objetivo deste trabalho é comparar a aplicabilidade do processo Fenton e do tratamento físico-químico por coagulação-floculação-sedimentação precedidos por uma sequência de tratamento que envolve a remoção de nitrogênio amoniacal por arraste de ar (*stripping*) e tratamento biológico por lodos ativados em bateladas sequenciais com nitrificação-desnitrificação.

METODOLOGIA

Lixiviado

O lixiviado foi coletado do aterro municipal de Rolândia – PR (cerca de 50.000 habitantes), que se encontra em atividade há nove anos e apresenta características de aterro estabilizado, com elevada cor verdadeira e alta concentração de nitrogênio

amoniacoal, além da baixa relação Demanda Biológica de Oxigênio (DBO)/Demanda Química de Oxigênio (DQO), que confere características recalcitrantes ao efluente (Tabela 1).

O lixiviado coletado foi armazenado em tanque de fibra de vidro com capacidade de 15 m³.

Tratamento prévio por arraste e lodos ativados em bateladas sequenciais

O lixiviado foi submetido ao tratamento prévio por arraste (*stripping*), no qual o nitrogênio amoniacoal foi removido por meio de volatilização. Essa etapa foi objeto de pesquisas anteriores específicas (ALVIM, 2008; HOSSAKA, 2012; FELICI, 2013) e, neste trabalho, foi realizada em tanques de capacidade volumétrica de 1,0 m³ providos de sistema de agitação com paletas verticais em aço inoxidável e polipropileno e controle de agitação com motor-reductor e inversor de frequência. Nesse tratamento, não houve alteração do pH inicial do lixiviado e o processo teve duração de 21 dias, perdurando até que se observasse uma redução de 40% a 50% do teor de nitrogênio amoniacoal inicial.

Em seguida, o lixiviado passou pelo tratamento biológico com lodos ativados em bateladas sequenciais, realizado em duas fases. A fase aeróbia, cujo objetivo é a oxidação do nitrogênio amoniacoal a nitrito (via curta), foi realizada em reator provido de sistema de injeção de ar. A duração dessa etapa foi de nove dias, correspondente ao período necessário para a redução completa de nitrogênio amoniacoal a nitrito. A segunda fase, anóxica, que visa à desnitrificação, foi realizada no mesmo reator e durou 21 dias, com adição de etanol como fonte de carbono para os microrganismos envolvidos. Nessa situação específica, a duração da fase foi relativamente longa, o que pode ser atribuído às baixas temperaturas (19-21 °C) registradas no período de realização do experimento. Em outros experimentos, com condições de temperatura ambiente mais alta, a fase anóxica durou de um a cinco dias.

As características do lixiviado bruto e após cada etapa do tratamento são apresentadas na Tabela 1.

Observa-se que o processo de *stripping* e a nitrificação têm como consequências a redução con-

Tabela 1 – Valores médios dos parâmetros de caracterização do lixiviado bruto e após *stripping* e tratamento biológico.

Parâmetro	Unidade	Bruto	Após <i>stripping</i>	Após tratamento biológico
pH	-	9,1	8,4	9,7
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	4.238	2259	1401
Temperatura	°C	19,4 a 21,8		22,0
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	0,5 a 0,9		0,3
Cor verdadeira	uH	4.180	-	3.386
Nitrogênio amoniacoal	mg N-NH ₃ /L	859	325	12
NKT*	mg N-NH ₃ /L	997	438	85
Nitrito*	mg N-NO ₂ /L	0,1	65,6	0,2
Nitrato*	mg N-NO ₃ /L	-	9,8	2,0
DBO*	mg O ₂ /L	55	45	1.802
DQO*	mg O ₂ /L	1.819	1.816	2.210
ST*	mg/L	6.556	7.796	8.174
STV*	mg/L	5.118	6.067	6.543
STF*	mg/L	1.438	1.729	1.631
SST*	mg/L	78	107	103
SSV*	mg/L	12	9	14
SSF*	mg/L	66	99	89

Notas: * NKT: Nitrogênio Kjeldahl Total. DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio. DQO: Demanda Química de Oxigênio. ST: Sólidos Totais. STV: Sólidos Totais Voláteis. STF: Sólidos Totais Fixos. SST: Sólidos Suspensos Totais. SSV: Sólidos Suspensos Voláteis. SSF: Sólidos Suspensos Fixos.

siderável de alcalinidade, pouca redução de cor e elevada remoção de nitrogênio.

Processo Fenton

O tratamento do lixiviado pelo processo Fenton foi realizado em equipamento de reatores estáticos em escala de bancada (Nova Ética – 218/6 LDBE).

Para os ensaios referentes ao processo Fenton, ajustou-se inicialmente o pH do lixiviado com soluções de ácido sulfúrico 5N e hidróxido de sódio 5N até os valores predefinidos. Na sequência, foram adicionados os reagentes de Fenton: sulfato de ferro seguido por peróxido de hidrogênio e agitação a 100 rpm por 60 min.

Após esses procedimentos, uma parcela do lixiviado tratado foi coletada para análises sem neutralização. O efluente foi deixado em repouso para sedimentação por 30 min. Posteriormente, as amostras foram neutralizadas com hidróxido de sódio 5N e analisadas para determinação dos parâmetros monitorados.

Coagulação-floculação-sedimentação

De maneira similar ao processo anterior, o tratamento do lixiviado pela técnica de coagulação-floculação-sedimentação foi realizado em equipamento de reatores estáticos em escala de bancada (Nova Ética – 218/6 LDBE).

Como coagulante foi utilizado o cloreto férrico ($FeCl_3$) e os ajustes de pH foram realizados com

soluções de ácido clorídrico (HCl 20%) e hidróxido de sódio (NaOH 5N).

Estudos anteriores (FELICI, 2013) mostraram que não houve influência das variáveis gradiente de velocidade de mistura rápida (Gmr) e gradiente de velocidade de floculação (Gfloc) quando se analisaram a remoção de cor e a DQO de lixiviados com características semelhantes. Dessa forma, os ensaios foram realizados sob condições fixas dessas variáveis: gradiente médio de velocidade de mistura rápida e gradiente médio de velocidade de floculação foram mantidos em 600 s^{-1} e 20 s^{-1} , respectivamente; o tempo médio de mistura rápida (Tmr) foi de 1 min; e o tempo médio de floculação (Tfloc) foi de 20 min. As variáveis independentes estudadas foram apenas a concentração de coagulante e o pH do lixiviado.

Análises

Antes e após o tratamento, foram analisados os parâmetros apresentados na Tabela 2, seguindo os protocolos apresentados pela American Public Health Association (APHA) e pela American Water Works Association (AWWA) (APHA; AWWA, 2005).

O peróxido de hidrogênio residual foi determinado pelo método iodométrico, visando a eliminar sua interferência no valor de DQO. Por esse método, a DQO do peróxido de hidrogênio é determinada pela Equação 2; na sequência, esse valor é descontado da DQO total da amostra (Equação 3) (KANG *et al.*, 1999).

Tabela 2 – Parâmetros e métodos de caracterização do lixiviado.

Parâmetro	Método padrão	Método
pH	-	Método potenciométrico
Alcalinidade	2320 B	Método titulométrico
Sólidos totais	2540 B	Sólidos totais secos a 103-105 °C
Sólidos em suspensão	2540 E	Sólidos voláteis a 550 °C
Nitrogênio amoniacal	4500-NH3 B e C	Destilação e titulação
NKT	4500-Norg B	Macro-Kjedhal
Nitrito	4500NO2- B	Método colorimétrico
Nitrato	-	Método do ácido salicílico
DQO	5220 C	Método do refluxo fechado
DBO	5210 B	Teste de DBO 5 dias

$$DQO_{H_2O_2} \text{ (mg L}^{-1}\text{)} = 0,4706 [H_2O_2] - 4,06 \times 10^5 [H_2O_2]^2$$

(Equação 2)

$$DQO_{\text{amostra}} \text{ (mg L}^{-1}\text{)} = DQO_{\text{medida}} - DQO_{H_2O_2}$$

(Equação 3)

Planejamento fatorial de experimentos

Para a realização e análise dos experimentos, foi aplicada a técnica de planejamento fatorial aliada à metodologia de superfície de respostas. A fim de otimizar os ensaios de bancada, utilizaram-se como variáveis-resposta a porcentagem de remoção de cor verdadeira e a porcentagem de remoção de DQO.

Os resultados foram analisados após cada etapa do planejamento fatorial utilizando o programa Statistica 7. Para tal, foi avaliada a porcentagem de remoção de DQO por meio da análise do modelo matemático obtido e da superfície de resposta para essa variável.

De acordo com testes preliminares e a literatura estudada, parâmetros como a velocidade de agitação e o tempo de reação apresentam influência menos significativa sobre as variáveis-resposta. Assim, as variáveis analisadas foram a concentração de peróxido de hidrogênio e de sulfato de ferro hepta-hidratado e o pH inicial do lixiviado. As variáveis definidas para o estudo do processo Fenton e os respectivos níveis são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Variáveis e níveis definidos para o estudo do processo Fenton como pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando a técnica de planejamento fatorial de experimentos.

Planejamento	Ensaio	Variável			Variável Codificada		
		[H ₂ O ₂] (mg L ⁻¹)	[Fe ²⁺] (mg L ⁻¹)	pH	[H ₂ O ₂] (mg L ⁻¹)	[Fe ²⁺] (mg L ⁻¹)	pH
1	1	1.000	100	3,0	-1	-1	-1
	2	2.000	100	3,0	+1	-1	-1
	3	1.000	500	3,0	-1	+1	-1
	4	2.000	500	3,0	+1	+1	-1
	5	1.000	100	5,0	-1	-1	+1
	6	2.000	100	5,0	+1	-1	+1
	7	1.000	500	5,0	-1	+1	+1
	8	2.000	500	5,0	+1	+1	+1
	9	1.500	300	4,0	0	0	0
	10	1.500	300	4,0	0	0	0
2	11	800	400	3,0	-1	-1	-1
	12	1.200	400	3,0	+1	-1	-1
	13	800	600	3,0	-1	+1	-1
	14	1.200	600	3,0	+1	+1	-1
	15	800	400	4,0	-1	-1	+1
	16	1.200	400	4,0	+1	-1	+1
	17	800	600	4,0	-1	+1	+1
	18	1.200	600	4,0	+1	+1	+1
	19	1.000	500	3,5	0	0	0
	20	1.000	500	3,5	0	0	0
3	21	600	500	4,0	-1	-1	-
	22	800	500	4,0	-1	+1	-
	23	600	700	4,0	+1	-1	-
	24	800	700	4,0	+1	+1	-
	25	560	600	4,0	-1,4	0	-
	26	840	600	4,0	+1,4	0	-
	27	700	460	4,0	0	-1,4	-
	28	700	740	4,0	0	+1,4	-
	29	700	600	4,0	0	0	-
	30	700	600	4,0	0	0	-

Da mesma forma, para a técnica de coagulação-floculação-sedimentação, no delineamento experimental, apresentado na Tabela 4, as variáveis independentes estudadas foram apenas a concentração de coagulante e o pH de coagulação.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Processo Fenton

As condições experimentais analisadas no planejamento inicial foram baseadas em ensaios preliminares, fornecendo a base para o desenvolvimento do segundo e terceiro planejamentos. A porcentagem de remoção de DQO nesses dois planejamentos iniciais variou de 11% a 69%. Essas variações são descritas a partir dos modelos matemáticos apresentados nas Equações 4 e 5,

que correspondem ao primeiro e segundo planejamentos, respectivamente.

$$Y_1 = 32,47 - 1,96 (X_1) + 15,77 (X_2) - 4,18 (X_3) - 1,09 (X_1 X_2) + 2,49 (X_1 X_3) - 0,32 (X_2 X_3)$$

(Equação 4)

$$Y_2 = 58,43 - 1,93 (X_1) + 6,97 (X_2) - 1,52 (X_3) + 1,35 (X_1 X_2) - 2,70 (X_1 X_3) + 2,19 (X_2 X_3)$$

(Equação 5)

Em que:

Y: porcentagem de remoção da DQO.

X₁: concentração de H₂O₂.

X₂: concentração de Fe²⁺.

X₃: pH.

Tabela 4 – Variáveis e níveis definidos para o estudo da coagulação-floculação-sedimentação como pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando a técnica de planejamento fatorial de experimentos.

Planejamento	Ensaio	Variável		Variável codificada	
		Dosagem de coagulante (mg Fe ³⁺ L ⁻¹)	pH	Dosagem de coagulante (mg Fe ³⁺ L ⁻¹)	pH
1	1	300	4,0	-1	-1
	2	300	6,0	-1	+1
	3	500	4,0	+1	-1
	4	500	6,0	+1	+1
	5	260	5,0	-1,4	0
	6	540	5,0	+1,4	0
	7	400	3,6	0	-1,4
	8	400	6,4	0	+1,4
	9	400	5,0	0	0
	10	400	5,0	0	0
	11	400	5,0	0	0
	12	400	5,0	0	0
2	13	150	4,0	-1	-1
	14	150	6,0	-1	+1
	15	350	4,0	+1	-1
	16	350	6,0	+1	+1
	17	250	5,0	0	0
	18	250	5,0	0	0
Ensaio adicionais	19	150	5,0	-	
	20	250	4,0		
	21	250	6,0		
	22	350	5,0		

Tabela 5 - Valores residuais de DQO e porcentagem de remoção para a aplicação de processo Fenton após o tratamento biológico – Terceiro planejamento.

Ensaio	Variável		Variável-resposta	
	[H ₂ O ₂] (mg L ⁻¹)	[Fe ²⁺] (mg L ⁻¹)	DQO residual (mg O ₂ L ⁻¹)	% remoção
21	600	500	660	59
22	800	500	629	61
23	600	700	492	70
24	800	700	473	71
25	560	600	569	65
26	840	600	551	66
27	700	460	791	51
28	700	740	523	68
29	700	600	525	68
30	700	600	529	67

Nota: * DQO inicial média = 1.624 mg O₂ L⁻¹.

No primeiro planejamento, observou-se que apenas a concentração de Fe²⁺ teve efeito significativo sobre a remoção de DQO. Já no segundo planejamento, nas condições experimentais testadas, as três variáveis envolvidas afetaram de maneira significativa a variável-resposta, com nível de significância de 5% (p-valor < 0,05). Os modelos matemáticos que descrevem o processo, apresentados nas Equações 4 e 5, são capazes de explicar cerca de 99% (R² = 0,99) das variações na remoção de DQO.

De acordo com as equações, a dosagem de Fe²⁺ (X₂) é a variável independente de maior efeito sobre a variável-resposta, atuando positivamente sobre a remoção de DQO, ou seja, para maiores dosagens, maior a porcentagem de remoção. Da mesma forma, dentro das condições experimentais estudadas, a concentração de peróxido de hidrogênio (-1,93 X₁) exerce efeito negativo (menores dosagens, maior remoção de DQO) e de maneira menos significativa em relação à concentração de Fe²⁺.

Com base nessas considerações, foi realizado o terceiro planejamento, no qual a dosagem de Fe²⁺

foi elevada, a concentração de peróxido de hidrogênio foi reduzida e o pH foi fixado em 4,0, tendo em vista seu efeito pouco significativo sobre o processo nas condições estudadas.

Os resultados de remoção de DQO obtidos para o terceiro planejamento fatorial são apresentados na Tabela 5.

Conforme mostra a Tabela 6, a concentração de Fe²⁺ foi a única variável com efeito significativo sobre a variável-resposta, com 5% de significância.

Tabela 6 – Resultados da análise de variância para a variável-resposta remoção de DQO pelo processo Fenton – terceiro planejamento.

Fatore	Efeito	p-valor
[H ₂ O ₂] (mg L ⁻¹) (L)*	1,10355	0,492316
[H ₂ O ₂] (mg L ⁻¹) (Q)**	-0,62500	0,762740
[Fe ²⁺] (mg L ⁻¹) (L)*	11,26041	0,001528
[Fe ²⁺] (mg L ⁻¹) (Q)**	-6,62500	0,026637
[H ₂ O ₂] x [Fe ²⁺]*	-0,5000	0,820786

Notas: *(L) Efeitos lineares. **(Q) Efeitos quadráticos.

O modelo, representado pela Equação 6, é capaz de explicar 99% das variações da remoção de

DQO pelo processo Fenton, no qual se observa o efeito sobressalente da concentração de Fe^{2+} sobre a variável-resposta.

$$Y_3 = 67,50 + 0,55 (X_1) - 0,31 (X_1)^2 + 5,63 (X_2) - 3,31 (X_2)^2 - 0,25 (X_1 X_2)$$

(Equação 6)

Em que:

Y: porcentagem de remoção da DQO.

X_1 : concentração de H_2O_2 .

X_2 : concentração de Fe^{2+} .

Ao analisar os resultados estatísticos do planejamento fatorial simultaneamente à superfície de resposta, é evidenciado, de acordo com a Figura 1, que a concentração de peróxido de hidrogênio já não influencia de maneira significativa a remoção de DQO, o que pode ser verificado ao comparar os experimentos 23 e 24 da Tabela 5. Além disso, para essa condição experimental, a remoção está sendo muito mais influenciada pela dosagem de Fe^{2+} e, portanto, pelo fenômeno de coagulação. Comparando o ensaio 17 com o 24 (Tabela 5), verificou-se que, para a mesma concentração de peróxido de hidrogênio de 800 mg L^{-1} e dosagem de Fe^{2+} de 600 mg L^{-1} (Ensaio 17) para 700 mg L^{-1}

(Ensaio 24), a remoção de DQO passou apenas de 69% para 71%. Entretanto, o experimento 23 da Tabela 5 mostra que, trabalhando com a mesma dosagem de Fe^{2+} de 700 mg L^{-1} e reduzindo o teor de peróxido de hidrogênio para 600 mg L^{-1} , já se atinge remoção de DQO de 70%.

A remoção máxima de DQO foi de 71% quando se utilizaram 800 mg L^{-1} de peróxido de hidrogênio e 700 mg L^{-1} de Fe^{2+} , ou seja, com a razão $[\text{H}_2\text{O}_2]/[\text{Fe}^{2+}] = 1,14$. Tal valor não difere significativamente do resultado mencionado anteriormente, obtido quando se utilizaram 600 mg L^{-1} de peróxido de hidrogênio e 700 mg L^{-1} de Fe^{2+} , condição na qual a concentração superior do Fe^{2+} em relação ao peróxido de hidrogênio elimina sua atuação de apenas catalisar a reação, reforçando sua atuação como coagulante. Pode-se concluir que, de modo geral, os resultados obtidos para a remoção de DQO por processo Fenton neste trabalho são atribuídos predominantemente ao processo de coagulação.

Resultados similares foram obtidos por Li et al. (2010), que, a partir de uma razão $[\text{H}_2\text{O}_2]/[\text{Fe}^{2+}]$ também relativamente baixa (2,38), removeram até 72,8% da DQO de lixiviado previamente tratado em sistema de lodos ativados em batelada sequencial. A análise estatística aliada à metodologia de superfície de resposta indicou que a concentração de peróxido de hidrogênio teve o maior efeito sobre a variável-resposta remoção de DQO, ao passo que, ao admitir a remoção de cor como variável-resposta, o Fe^{2+} foi o principal atuante.

Kang et al. (2000) relataram que o pH ótimo para remoção de DQO por oxidação pelo processo Fenton se encontra abaixo de 4,0. Sob as condições ótimas de ensaio ($\text{H}_2\text{O}_2 = 1.650 \text{ mg L}^{-1}$), foi observado que cerca de 45% da DQO foi removida por oxidação, ao passo que aproximadamente 20% foram removidos por coagulação. Segundo esses autores, a elevação do pH levou à maior atuação do processo de coagulação em relação ao de oxidação na remoção de DQO.

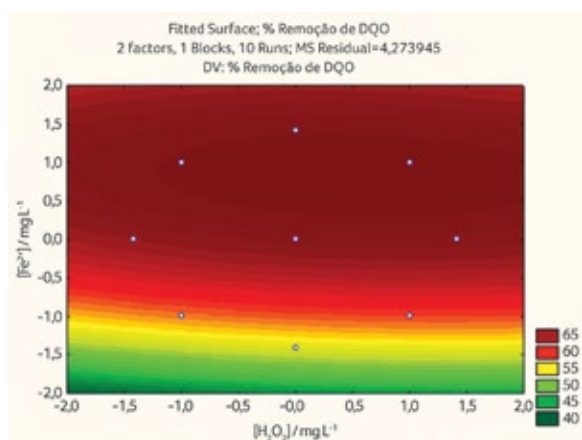


Figura 1 – Superfície de contorno para a variável-resposta porcentagem de remoção de DQO para as variáveis $[\text{H}_2\text{O}_2]$ e $[\text{Fe}^{2+}]$ – terceiro planejamento.

Tabela 7 - Valores residuais de DQO e porcentagem de remoção para a aplicação da coagulação-floculação-sedimentação após o tratamento biológico – segundo planejamento.

Ensaio	Variável		Variável-resposta	
	Dosagem de coagulante (mg Fe ³⁺ L ⁻¹)	pH	DQO residual (mg O ₂ L ⁻¹)	% remoção
13	150	4,0	558	72
14	150	6,0	1.224	39
15	350	4,0	440	78
16	350	6,0	1.014	52
17	250	5,0	511	75
18	250	5,0	463	77

Nota: *DQO inicial média = 2.014 mg O₂ L⁻¹.

Coagulação-floculação-sedimentação

O primeiro planejamento consistiu num planejamento DCCR 2³, tendo como variáveis independentes a dosagem de Fe³⁺ e o pH. O modelo matemático que explica as alterações sofridas pela variável-resposta no primeiro planejamento realizado é apresentado na Equação 7.

$$Y_1 = 68,50 + 1,46 (X_1) + 0,81 (X_1)^2 - 8,38(X_2) - 3,44 (X_2)^2$$

(Equação 7)

Em que:

Y: porcentagem de remoção da DQO.

X₁: dosagem de Fe³⁺.

X₂: pH.

De acordo com a equação, a variável pH tem sobre a variável-resposta um efeito cerca de seis vezes maior que a dosagem de Fe³⁺. Isso sugere que o ajuste de pH pode ser responsável por grande parte da remoção de DQO por meio da precipitação de componentes insolúveis do lixiviado nos valores de pH testados.

Com o intuito de avaliar o efeito de dosagens inferiores de Fe³⁺ sobre o processo, o segundo planejamento foi realizado reduzindo a faixa de valores dessa variável de 150 para 350 mg L⁻¹, mantendo a faixa de pH entre 4,0 e 6,0. Os resultados obtidos são apresentados na Tabela 7.

Conforme a Tabela 7, os menores valores de remoção de DQO (39% e 52%) foram obtidos com pH superior (6,0), ao passo que, com pH 4,0, se obteve até 78% de remoção, resultando numa DQO residual de 440 mg O₂ L⁻¹. O efeito do pH no sentido negativo pode ser observado pela análise estatística dos resultados (Tabela 8), na qual se constatou que esta é a variável de maior influência sobre a remoção de DQO.

Tabela 8 – Resultados da análise de variância para a variável-resposta remoção de DQO por coagulação-floculação-sedimentação – segundo planejamento.

Fator	Efeito	p-valor
[Fe ³⁺]	9,500	0,538094
pH	-29,50	0,149471
[Fe ³⁺]x pH	3,50	0,811566

O modelo estatístico apresentado na Equação 8 é capaz de explicar 99% das variações da remoção de DQO pelo processo de coagulação-floculação-sedimentação, no qual se observa o efeito sobressalente do pH sobre a variável-resposta.

$$Y_2 = 65,50 + 4,75 (X_1) - 14,75 (X_2) + 1,75 (X_1 X_2)$$

(Equação 8)

Comparação entre os dois processos nas condições estudadas

Comparando os resultados mais favoráveis para os dois processos nas condições estudadas, observa-se que o pH ótimo foi de 4,0. Nessa situação, o processo Fenton reduziu a DQO de 1.624 mg

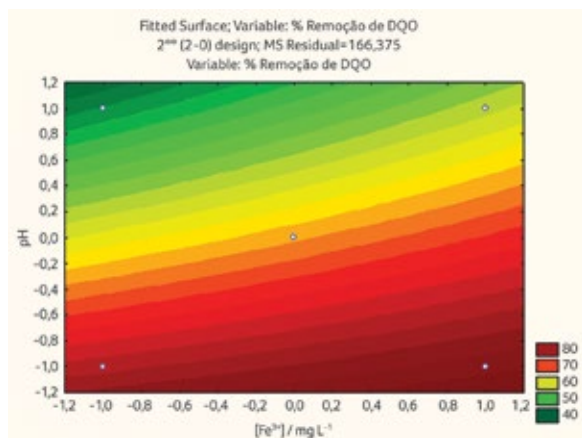


Figura 2 – Superfície de contorno para a variável-resposta percentagem de remoção de DQO para as variáveis [pH] e [Fe³⁺] – segundo planeamento.

O₂ L⁻¹ para 473 mgO₂ L⁻¹, apresentando eficiência de 71%. A cor verdadeira foi reduzida de 3.590 uH para 320 uH (91% de remoção).

No caso do tratamento por coagulação-floculação-sedimentação, a DQO foi reduzida de 2.014 mg O₂ L⁻¹ para 440 mgO₂ L⁻¹ (78% de remoção). Já a cor verdadeira passou de 3.500 uH para 140 uH, ou seja, 96% de remoção.

No âmbito deste trabalho, as relações [H₂O₂]/[Fe²⁺] foram definidas com base no planeamento fatorial apresentado. Outros trabalhos científicos (LI et al, 2010; DENG et al, 2006; LOPEZ et al., 2004) apresentam dados com relação [H₂O₂]/[Fe²⁺] superior a estas, levando a taxas maiores de oxidação devido à ação do peróxido de hidrogênio.

A formação de lodo não foi estudada em detalhes, porém se observou, ao comparar os melhores resultados obtidos para os dois processos, que o volume de lodo gerado pelo processo Fenton foi aproximadamente metade do volume gerado pelo tratamento físico-químico convencional. Tal volume de lodo foi obtido, sem variações posteriores, em 30 minutos para o processo Fenton e em 2 horas para a coagulação-floculação-sedimentação, concluindo-se, portanto, que a velocidade de sedimentação do lodo formado pelo primeiro processo foi maior que a do segundo.

Como o lixiviado já havia passado pelos tratamentos de arraste e lodos ativados em batelada sequencial, o nitrogênio já havia sido removido.

Os dois processos utilizados como pós-tratamento (Fenton e coagulação-floculação-sedimentação) apresentaram boa eficiência. Do ponto de vista prático, o tratamento por coagulação-floculação-sedimentação dispõe no mercado de equipamentos que permitem um projeto mais seguro considerando a engenharia, enquanto o processo Fenton carece de um histórico de desenvolvimento em escala real.

Por outro lado, a adição de elevadas dosagens de cloreto férrico agrava ainda mais a concentração de cloretos presentes no lixiviado. Kawahigashi (2010), em condições semelhantes, realizou ensaios de ecotoxicidade com os organismos-teste *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna*, *Pseudokirchneriella subcapitata* e *Artemia salina*, sendo observado o aumento da toxicidade no efluente após tratamento por coagulação-floculação-sedimentação. A concentração efetiva do efluente inicial foi reduzida de valores entre 20,6 e 30,1 para valores que variaram de 0,2 a 9,6 após o tratamento. Tal alteração pode ser relacionada aos residuais de metais, como ferro, além do aumento do residual de cloretos no lixiviado de 2.744 mg L⁻¹ para valores da ordem de 4.000 mg L⁻¹ após o tratamento, em virtude da utilização de cloreto férrico como coagulante.

CONCLUSÕES

Tendo em vista o tipo de lixiviado utilizado neste trabalho e o tratamento prévio a que foi submetido (*stripping* e lodo ativado em batelada com nitrificação-desnitrificação) e considerando que as relações [H₂O₂]/[Fe²⁺] foram definidas com base no planeamento fatorial e respectivas superfícies de resposta, pode-se concluir que:

- o pós-tratamento do lixiviado de aterro sanitário por coagulação-floculação-sedimentação permitiu a remoção de até 96% da cor ver-

dadeira e 78% da DQO quando se utilizaram 350 mg L⁻¹ de Fe³⁺ em pH 4,0;

- o processo Fenton removeu até 91% de cor verdadeira e 71% de DQO ao utilizar 800 mg L⁻¹ de peróxido de hidrogênio e 600 mg L⁻¹ de Fe²⁺, em pH 4,0;
- no âmbito deste trabalho, a concentração de Fe²⁺ foi a variável de maior efeito sobre a remoção de DQO quando se utilizou o processo Fenton, ao passo que o pH exerceu maior influência no caso da coagulação-floculação-sedimentação;
- embora não tenha sido objeto deste trabalho, observou-se que o lodo gerado pelo processo Fenton apresentou maior velocidade de sedimentação e menor volume em relação à coagulação-floculação-sedimentação.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pela concessão de auxílio – bolsa de estudo de mestrado –, ao Programa de Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento da UEL e à Financiadora de Estudos e Projetos (Finep)/ Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT) (Edital Saneamento Ambiental e Habitação – 7/2009).

REFERÊNCIAS

ALVIM, C. A. N. Influências do pré-tratamento por stripping na desnitrificação convencional e pela via curta, em RBS aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Londrina, 2008).

APHA, AWWA, WEF (2005). Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21^o ed. Washington. D.C.

DENG, Y.; ENGLEHARDT, J. D. Treatment of landfill leachate by Fenton process. *Water Research*, v. 40, p. 3683-3694, 2006.

DI BERNARDO, L.; DANTAS DI BERNARDO, A. Métodos e Técnicas de Tratamento de Água. Volume 1, São Carlos - 2005. Métodos Técnicas Água – 1 - 2^a edição

FELICI, E. M.; KURODA, E. K.; YAMASHITA, F.; SILVA, S. M. C. P. Remoção de carga orgânica recalcitrante de lixiviado de resíduos sólidos urbanos pré-tratado biologicamente por coagulação química-

ca-floculação-sedimentação. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 18, p. 177-184, 2013.

HOSSAKA, A. L.; FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P.; LOPES, D. D. Evaluation of nitrite accumulation in biological treatment systems, aiming at shortcut denitrification. *Acta Scientiarum: Technology*, v. 34, p. 261-267, 2012.

KANG, Y. W.; CHO, M.; HWANG, K. Correction of hydrogen peroxide interference on standard chemical oxygen demand test. *Water Research*, v. 33, p. 1247-1251, 1999.

KANG, Y. W.; HWANG, K. Effects of reaction conditions on the oxidation efficiency in the Fenton process. *Water Research*, v. 34, p. 2786-2790, 2000.

KAWAHIGASHI, F. Aplicabilidade do pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário por adsorção em carvão ativado granular e avaliação ecotoxicológica. Dissertação (Mestrado). Dissertação apresentada ao Programa de Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento. Universidade Estadual de Londrina, 2012.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002.

LANGE, L. C.; ALVES, J. F.; AMARAL, M. C. S.; MELO JÚNIOR, W. R. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de Fenton. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 11, p. 175-183, 2006.

LI, H.; ZHOU, S.; SUN, Y.; LV, J. Application of response surface methodology to the advanced treatment of biologically stabilized landfill leachate using Fenton's reagent. *Waste Management*, 30, p. 2122-2129, 2010.

LOPEZ, A.; PAGANO, M.; VOLPE, A.; DI PINTO, A. Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate. *Chemosphere*, v. 54, p. 1000-1005, 2004.

MALER, C. L. Aplicação do Processo Fenton a diferentes etapas do tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Dissertação (Mestrado). Dissertação apresentada ao Programa de Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento. Universidade Estadual de Londrina, 2013.

MORAVIA, W. G.; LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Avaliação de processo oxidativo avançado pelo reagente de Fenton em condições otimizadas no tratamento de lixiviado de aterro sanitário com ênfase em parâmetros coletivos e caracterização do lodo gerado. *Química Nova*, v. 34, p. 1370-1377, 2011.

PERALTA-ZAMORA, P.; ESPOSITO, E.; REYES, H. D.; DURAN, N. Remediação de efluentes derivados da indústria de papel e celulose. Tratamento biológico e fotocatalítico. *Química Nova*, v. 20, n. 2, p. 186-190, 1997.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, p. 468-493, 2008.

Análise da economicidade do emprego de tanques sépticos como solução para a gestão dos esgotos sanitários de pequenas comunidades

Economic analysis of using septic tanks as a solution for sanitary sewage management in small communities

- **Data de entrada:**
29/01/2014
- **Data de aprovação:**
15/12/2014

Miguel Mansur Aisse⁽¹⁾ | André Carlos Trafca⁽²⁾ | Anna Carolina Bonilauri Moll⁽²⁾
Micheli Misturin⁽²⁾ | Paulo Vitor Lucca⁽²⁾

DOI: 10.4322/dae.2014.146

Resumo:

O objetivo do trabalho foi comparar os custos de sistemas centralizados e descentralizados de esgotamento sanitário, para pequenas comunidades. Foram escolhidas quatro cidades: Mandirituba, Quitandinha, Bocaiúva do Sul e Agudos do Sul, localizadas na Região Metropolitana de Curitiba – PR. Na concepção do sistema descentralizado, o lodo proveniente dos tanques sépticos é destinado a uma ETE, sendo coletado e transportado por caminhões limpa-fossa. Obteve-se o custo total do sistema descentralizado realizando a soma dos custos de implantação e de operação. Esse valor foi comparado com os custos de implantação, de primeira etapa, e operação do sistema centralizado (sistema convencional, com rede e ETE), para as mesmas cidades. Os resultados mostraram que, com populações de cerca de 1.500 a 5.500 habitantes, o custo total não apresentou diferença significativa na faixa de 1.000 a 2.000 habitantes.

Palavras-chave: Central de Recebimento de Lodo de Tanques Sépticos (CRLTS). Custos de implantação e operação de SES. Tanque séptico. Pequenas comunidades. Sistemas de esgotamento sanitário.

Abstract:

The objective of this work was to compare the cost of centralized and decentralized systems of sanitation, for small communities. Four cities were selected: Mandirituba, Quitandinha, Bocaiúva do Sul and Agudos do Sul, placed in the metropolitan region of Curitiba – PR (Brazil). In designing the decentralized system, the sludge from septic tanks is destined to a WWTP, being collected and transported by sludge transport truck. It was obtained the total cost of the decentralized system performing the sum of the costs of implementation and operation. This value was compared with the costs of implementation, first step, and operation of the centralized system (conventional system, with network and WWTP), for the same cities. The results showed that, with populations of approximately 1,500 to 5,500 inhabitants, the total cost presented no significant difference in the range of 1,000 to 2,000 inhabitants.

Keywords: *Septic Sludge Reception Plant (CRLTS). Costs of implementation and operation of SSS. Septic tank. Small communities. Sanitary sewage systems.*

⁽¹⁾ Engenheiro civil pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Doutor em Engenharia Civil pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Professor associado da UFPR.

⁽²⁾ Engenheiro civil pela UFPR.

Endereço para correspondência:

Departamento de Hidráulica e Saneamento da Universidade Federal do Paraná; Bloco V – Centro Politécnico – Jardim das Américas - Curitiba - Paraná - CEP 81531-990 - Tel: (41) 3361-3144 - E-mail: miguel.dhs@ufpr.br.

INTRODUÇÃO

A relação entre a saúde pública e o saneamento pode ser expressa por estatísticas da Organização Mundial da Saúde (OMS), que apontam que, para cada um dólar investido em saneamento, se economizam quatro dólares em saúde. Já a relação entre saneamento e meio ambiente associa-se à questão da poluição: é mais oneroso à sociedade recuperar áreas degradadas do que evitar, com medidas de saneamento, que elas se degradem (SANTOS, 2011).

Nesse contexto, nota-se a importância de se estabelecer um sistema de saneamento eficiente, sendo ele imprescindível para a promoção da saúde pública e controle da poluição. O sistema de esgotamento sanitário é composto pelo conjunto de obras, materiais e equipamentos destinados à coleta, transporte e tratamento do esgoto, incorporando, ainda, a destinação correta do efluente e dos resíduos gerados.

Basicamente, existem dois tipos de solução para coleta e tratamento de esgoto: solução centralizada e solução descentralizada. A solução centralizada caracteriza-se pela implantação de rede coletora e todos seus componentes, associada à Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), sendo aplicada preponderantemente em áreas urbanas. Quando implantada em zonas periféricas, cuja configuração urbana apresenta grandes distâncias entre economias e baixas densidades demográficas, seu custo passa a ser, em termos globais, muito oneroso. Nesse caso, a decisão da companhia de saneamento geralmente é não realizar a coleta do esgoto nessas comunidades. Sua destinação final passa a ser responsabilidade de cada morador, que adotará o que lhe for mais conveniente: na melhor das hipóteses, uma solução descentralizada, composta de fossa séptica ou tanque séptico e estruturas complementares (sumidouro, vala de infiltração ou filtro anaeróbio).

Assim, para regiões pouco adensadas e na busca pela universalização do saneamento básico, passa a ser uma alternativa interessante a adoção de sistemas descentralizados operados pelas próprias companhias de saneamento, devendo ser estudadas soluções para uma gestão eficiente e controlada do sistema.

Deve-se enfatizar que o conceito de universalização não deve ser visto exclusivamente como composto por sistema de rede coletora e ETE, mas também por sistemas descentralizados. O próprio Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab), por meio da Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece suas diretrizes, determina: “Na ausência de redes públicas de saneamento básico, serão admitidas soluções individuais de abastecimento de água e de afastamento e destinação final dos esgotos sanitários, observadas as normas editadas pela entidade reguladora e pelos órgãos responsáveis pelas políticas ambiental, sanitária e de recursos hídricos” (BRASIL, 2007).

O mesmo texto ainda deixa margem para uma interpretação do termo ‘universalização’, conceituando-o como a “ampliação progressiva do acesso de todos os domicílios ocupados ao saneamento básico” (BRASIL, 2007).

O tratamento e condicionamento dos lodos provenientes de fossas e tanques sépticos podem ser realizados de forma isolada, o que é uma condição obrigatória nas cidades que não têm sistemas de esgotos. Nas cidades dotadas de sistemas convencionais de esgotos, o tratamento desse tipo de resíduo pode ser feito pela própria ETE, desde que ela tenha sido projetada para tal ou tenha havido um estudo de impacto das descargas de lodos de fossas. Alternativamente, é possível também, dependendo do teor de umidade dos lodos dos tanques e fossas sépticas, fazer o tratamento dos lodos de fossas diretamente no sistema de manejo de lodos das ETES. O tratamento combinado em ETES do lodo de fossas sépticas é uma opção alta-

mente desejável e eficiente, quando possível. Entretanto, para organização do serviço, recomenda-se a criação de uma infraestrutura adequada para a recepção do lodo, nas chamadas centrais de recepção e condicionamento de lodo, cuja função é, entre outras, remover sólidos grosseiros e executar um tratamento químico preliminar, se necessário. O tratamento do lodo na ETE pode ser feito com seu lançamento e diluição na rede de esgoto, na entrada do tratamento da ETE, no sistema de tratamento dos lodos da ETE ou, simultaneamente, no início da ETE e no tratamento do lodo (CAMPOS et al., 2009).

OBJETIVOS

O objetivo deste trabalho é comparar custos de sistemas centralizados e descentralizados de esgotamento sanitário para pequenas comunidades. Os objetivos específicos são: obter o custo de implantação e operação do sistema convencional de redes e tratamento de esgotos sanitários; obter o custo de implantação e operação do sistema de tanques sépticos e de gestão dos lodos sépticos; e elaborar cenários comparativos simulando sistemas centralizados e descentralizados nas cidades estudadas.

METODOLOGIA

Foram escolhidas quatro cidades para a pesquisa: Mandirituba, Quitandinha, Bocaiúva do Sul e Agudos do Sul, todas localizadas na Região Metropolitana de Curitiba (RMC). Na concepção do sistema descentralizado, o lodo proveniente dos tanques sépticos residenciais e comerciais da comunidade é destinado a uma ETE, existente em uma localidade próxima, sendo coletado e transportado por caminhões limpa-fossa. Propôs-se a instalação de uma Central de Recebimento de Lodo de Tanques Sépticos (CRLTS), junto (montante) da ETE, para recebimento do lodo. Da soma dos custos de implantação e operação, obteve-se o custo total do sistema descentralizado. Esse valor foi comparado com a soma dos custos de implantação, de

primeira etapa, e operação do sistema centralizado (sistema convencional, com rede e ETE), para as mesmas cidades.

Para avaliar o custo de implantação da rede coletora de esgotos, foram consultados os projetos executivos dos sistemas de esgotos das cidades, com pequena população e densidade demográfica (1.500 a 5.500 habitantes), fornecidos pela Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar). Coube, então, identificar as variáveis do projeto, como extensão da rede, população de projeto e de saturação, número de ligações atendidas, densidade e custos de implantação do projeto completo da rede, incluindo canteiro de obras, rede coletora, ligações, coletores, travessias e interceptores. A partir desses dados, foi possível gerar índices que relacionam custos com outras variáveis, resultando em informações como: custo por habitante, custo por metro de rede e custo por ligação, permitindo elaborar gráficos de curvas-função para diferentes números de habitantes ou extensão de rede.

Os custos de implantação de ETE foram estimados com base em dados apresentados por Pacheco (2011), relacionando a vazão média de esgoto com o custo médio de implantação de ETE (Tabelas 1 e 2).

Os custos operacionais das redes e de ETE foram obtidos por meio de contato pessoal com engenheiros da Sanepar. Foi utilizada como modelo a ETE Padilha Sul, localizada na zona sul de Curitiba, que possui um sistema de tratamento UASB, seguido de lagoa de polimento. Essa estação foi adotada por utilizar o sistema de custo operacional mais baixo de Curitiba e mais compatível com o fluxograma para o tratamento previsto para as comunidades.

O sistema individual de tratamento de esgotos empregou tanques sépticos e sumidouros. Estipulou-se uma geração de efluente *per capita* de 130 L/hab.dia (valor próximo ao adotado no dimensionamento dos pequenos sistemas conven-

Tabela 1 - Custos de implantação de ETE empregando fluxograma RALF + filtro anaeróbio.

Município	Custo de implantação (R\$) ⁽¹⁾	Vazão média (L/s)	População (hab)
Pato Branco PR - ETE São João	426.660,99	2,44	1.509
Ponta Grossa PR - ETE Santa Bárbara	1.104.012,46	4,08	2.940
Antônio Olinto PR - ETE Colaço	1.017.186,36	5,00	3.600
São José da Boa Vista PR - ETE Pescaria	1.447.586,88	5,00	3.600
Ceú Azul PR	1.429.306,58	10,00	7.200
Marmeleiro PR	2.540.179,32	25,00	18.000

Fonte: Adaptado de Pacheco (2011).

Nota:⁽¹⁾ Valores atualizados para outubro de 2013.

Tabela 2 - Custos de implantação de ETE empregando lagoa facultativa + maturação.

Município	Custo (R\$) ⁽¹⁾	Vazão média (L/s)	População (hab)
Mirassolândia SP	1.648.969,25	2,50	1.367
Juritis SP	1.702.361,22	4,00	2.304
Nova Cardoso SP	1.702.361,22	5,00	2.880
Guarapiranga SP	2.226.164,67	8,00	4.608
Murutinga do Sul SP	3.142.820,71	15,00	8.640
Borebi SP	2.880.918,99	19,00	10.944

Fonte: Adaptado de Pacheco (2011).

Nota:⁽¹⁾ Valores atualizados para outubro de 2013.

cionais consultados). Os tanques sépticos foram dimensionados de acordo com a NBR 7229 (ABNT, 1993), com intervalo de limpeza de um ano, coeficientes para temperatura entre 15 °C e 20 °C e respeitando as alturas máximas e mínimas em função do volume. Assim pôde-se obter o volume do tanque e, conseqüentemente, orçar os modelos com os custos de insumos e serviços fornecidos pela tabela do Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil (SINAPI). Os modelos de tanque orçados foram de alvenaria (para volumes até 6 m³), concreto armado (concreto com fck de 15 MPa), anel de concreto armado (diâmetros comerciais de 1,10 a 3,00 metros) e modelos comerciais.

A disposição final dos efluentes foi considerada como sendo realizada diretamente em sumidouros. Muitos órgãos de meio ambiente exigem o filtro anaeróbio previamente ao sumidouro, para diminuir a possibilidade de colmatação durante a infiltração, mas esse aspecto não foi considerado no trabalho. Os sumidouros foram dimensionados

de acordo com a NBR 13969 (ABNT, 1997), com variação da taxa de infiltração do solo nas faixas 40, 60 e 100 L/m².dia. Foram pré-dimensionados modelos com diferentes diâmetros, para anel de concreto (diâmetros comerciais entre 1,20 e 3,00 metros) e alvenaria. A favor da segurança, a camada de brita (altura de 50 centímetros), colocada no fundo da estrutura, não foi somada à área de infiltração.

Os custos empregados foram baseados nas tabelas do SINAPI, na cidade de Curitiba - PR. Essa cidade foi escolhida por ser o local da pesquisa e pela facilidade de confronto com valores comerciais ou em pesquisas de mercado.

A operação do sistema individual consiste na limpeza dos tanques sépticos, de acordo com o intervalo de limpeza considerado no dimensionamento, e eventual retirada parcial do lodo dos filtros anaeróbios. Para obtenção dos custos de coleta e transporte de lodo, Trafca e Moll (2012) consultaram telefonicamente 14 empresas limpa-fossa, do município de Curitiba, para compor o custo

médio de operação dos sistemas descentralizado e combinado, aperfeiçoando a pesquisa realizada por Lucca e Misturini (2011).

Somado aos custos de implantação dos equipamentos no local de geração do efluente, surge o custo da CRLTS, descrita por Campos et al. (2009) e especificada como estrutura que se destina exclusivamente ao recebimento dos lodos de tanque séptico. As propostas para a localização das centrais foram três: a primeira consiste numa região com ausência de rede coletora, impondo à central a condição de receber e tratar o lodo da cidade; a segunda propõe o atendimento da central de áreas mais periféricas, conectando-se à ETE por meio de canalização; e a terceira corresponde a várias centrais que atendem a regiões periféricas da cidade e se ligam à rede, para que o lodo chegue até a ETE. Pode ser feita ainda uma quarta hipótese de localização, implantando a central junto da ETE. A Figura 1 ilustra o funcionamento do sistema individual desde a fonte geradora, passando pelo transporte e desaguamento em centrais (de desaguamento e tratamento – CDT – ou de recebimento para destinação à ETE – CRLTS) até a destinação final do lodo digerido.

O custo operacional da central foi estimado por meio do cálculo da potência consumida da bomba para transferência do lodo à ETE e da tarifa de energia elétrica vigente para o saneamento. Também foi considerada a necessidade de um funcionário exclusivo para a operação da central.

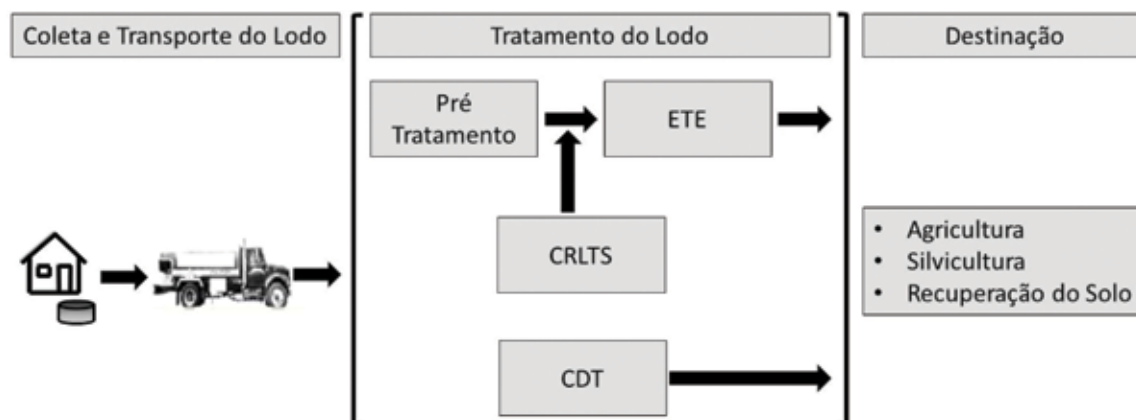
Para concluir, também se estimou o custo do impacto do aporte de lodo dos caminhões na operação da ETE.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

1 – Custo de implantação e operação do sistema convencional de redes e tratamento de esgotos sanitários.

Nas quatro cidades estudadas, os custos referem-se ao projeto executivo com implantação em primeira etapa, atualizados para o mês de outubro de 2013. Por se tratar de pequenas cidades, o diâmetro dos coletores não ultrapassou o mínimo estipulado pela companhia, que é de 150 mm (Tabela 3).

Os custos de implantação de ETE, apresentados nas Tabelas 1 e 2, foram interpolados para as populações do final da primeira etapa e os resultados estão citados na Tabela 4. Por ser de menor valor na implanta-



Nota: CDT – Centrais de desaguamento e tratamento; CRLTS – Centrais de recebimento de lodo de tanque séptico; e ETE – Estação de Tratamento de Esgotos.

Figura 1 - Fluxograma conceitual do sistema individual do tratamento de esgoto.

Fonte: Trafca e Moll (2012).

Tabela 3 – Resumo dos custos e índices da implantação da rede coletora em pequenas cidades.

Dados / cidade	Agudos do Sul ⁽¹²⁾	Bocaiúva do Sul ⁽¹²⁾	Quitandinha ⁽¹²⁾	Mandirituba ⁽¹²⁾
População final da 1ª etapa (hab) ⁽¹⁾	1.731	3.270	1.479	5.480
População saturação (hab) ⁽²⁾	6.342	18.218	2.276	14.013
Área da bacia/atendimento (ha) ⁽³⁾	130,16	229,30	127,84	623,89
Densidade - pop. total (hab/ha)	13	14	12	9
Habitantes/residência urbana (hab/res. urb)	3,60	3,67	3,25(4)	3,3(4)
Extensão da rede em 1ª etapa (m)	13.049,00	18.812,15	13.318,30	27.669,65
Extensão dos coletores ⁽⁵⁾	1.998,35	2.027,70	835,45	6.158,55
Topografia	Ondulada	-	-	-
Número de ligações (lig) ⁽⁶⁾	535	1.240	624	1.661
Vazão média (L/s) ⁽⁷⁾	2,88	6,37	-	-
Custo do canteiro de obras (R\$) ⁽⁹⁾	65.456,71	274.188,17	162.630,67	602.767,17
Custo da rede (R\$) ⁽⁹⁾	1.708.797,59	1.966.826,96	1.654.554,21	2.921.073,74
Custo das ligações (R\$) ⁽⁸⁾⁽⁹⁾	155.047,46	157.255,72	86.453,32	219.949,47
Custo dos coletores (R\$) ⁽⁹⁾	346.338,70	658.284,96	191.322,84	1.187.765,29
Custo das travessias (R\$) ⁽⁹⁾	95.319,12	-	-	144.852,25
Custo de interceptores (R\$) ⁽⁹⁾	-	-	-	298.031,99
Custo total (R\$) ⁽¹¹⁾	2.370.959,58	3.056.555,81	2.094.961,04	5.374.439,92
Extensão da rede/habitante (m/hab) ⁽¹¹⁾	7,54	5,75	9,00	5,05
Custo da rede/habitante (R\$/hab) ⁽¹³⁾	987,18	601,47	1.118,70	533,05
Custo da ligação/habitante (R\$/hab) ⁽¹³⁾	89,57	48,09	58,45	40,14
Custo total da rede/habitante (R\$/hab) ⁽¹³⁾	1.369,71	934,72	1.416,47	980,74
Custo da rede por ligação (R\$/lig)	3.194,02	1.586,16	2.975,81	1.758,63
Custo da ligação por ligação (R\$/lig)	289,81	126,82	155,49	132,43
Custo total por ligação (R\$/lig)	4.431,70	2.464,97	3.767,92	3.235,67
Custo da rede por extensão (R\$/m)	130,95	104,55	124,23	105,57
Custo dos coletores/extensão (R\$/m)	173,31	324,65	229,01	192,87
Custo da rede/hab sat (R\$/hab) ⁽¹⁴⁾	269,44	107,96	726,96	208,46
Custo da ligação/hab sat (R\$/hab) ⁽¹⁴⁾	24,45	8,64	37,99	15,69
Custo total da rede/ habit sat (R\$/hab) ⁽¹⁴⁾	373,85	167,78	855,44	383,54

Fonte: Adaptado de Lucca e Misturini (2011).

Notas: (1)(2) (3) Dados referentes aos memoriais descritivos. (4) Dados referentes ao Censo IBGE –2010. (5) Coletores: Agudos do Sul – extensão 807,90 metros – DN200 e 1.190,4 metros – DN 150. Bocaiúva do Sul – extensão: 1.077 metros – DN 150, 219 metros – DN200 e 628 metros – DN 250. Quitandinha – extensão: 835,45 metros – DN 300. Mandirituba – extensão: 3.910,70 metros – DN 200 e 2.247,85 metros – DN 150. (6) Número de ligações: Agudos do Sul e Bocaiúva do Sul: obtido pelo orçamento executivo. Quitandinha e Mandirituba: obtido pela contagem dos projetos executivos. (7) Vazão média obtida pelos memoriais descritivos. (8) Custo da rede de DN 150 mm em todas as cidades. (9) Obtido pelo orçamento executivo fornecido pela Sanepar. (10) Considera a relação entre a população de projeto (DN150 mm) e a extensão para primeira etapa. (11) Inclui todos os elementos: canteiro de obra, rede, ligação, coletores, travessias e interceptores, quando couber; (12) Custos atualizados para outubro de 2013. (13) População da primeira etapa. (14) População de saturação.

Tabela 4 - Custos de implantação das ETEs.

Município	População final da 1ª etapa (hab)	Vazão média (L/s)	Custos de implantação (R\$) ⁽¹⁾		Custos per capita de implantação (R\$/hab)	
			RALF + FAn ⁽²⁾	Lagoas ⁽³⁾	RALF + FAn	Lagoas
Agudos do Sul	1.731	2,88	736.196	1.531.527	425,30	884,76
Mandirituba	5.480	10,78	1.645.703	2.566.419	300,31	468,32
Quitandinha	1.479	2,48	633.158	1.414.284	428,10	956,24
Bocaiúva do Sul	3.270	6,37	1.283.187	2.153.926	392,41	658,69

Fonte: Pacheco (2011 apud TRAFCA; MOLL, 2012).

Notas: ⁽¹⁾ Valores atualizados para outubro de 2013. ⁽²⁾ Equação de custo $y = 588.825 \ln(x) + 6.240,2$. ⁽³⁾ Equação de custo $y = 670.000 \ln(x) - 600.000$ em que (x) é a vazão.

ção, adotou-se para a continuidade dos trabalhos o custo da ETE empregando o sistema RALF + FAn.

O custo operacional das redes foi obtido por meio de contato pessoal com engenheiros da Sanepar e estimado em R\$ 0,39/m³ de esgoto coletado. Esse valor representa o custo médio de operação e manutenção de redes da RMC, não englobando os custos administrativos.

A ETE Padilha Sul tratou, entre os meses de janeiro e agosto de 2012, uma média de 709.473 m³ de

esgoto por mês, a um custo também mensal médio de R\$ 191.288,00. Os custos de operação obtidos foram divididos por área de aplicação, mas não discriminam o valor de operação de cada estrutura de tratamento (UASB e lagoa), nem do tratamento do lodo de ambas as estruturas (Figura 2). O custo de manutenção da lagoa facultativa não está incluído no valor apresentado. Sabe-se que, na prática, essa manutenção (remoção e condicionamento do lodo) é postergada até próximo ao limite de utilização; assim, no contexto deste tra-

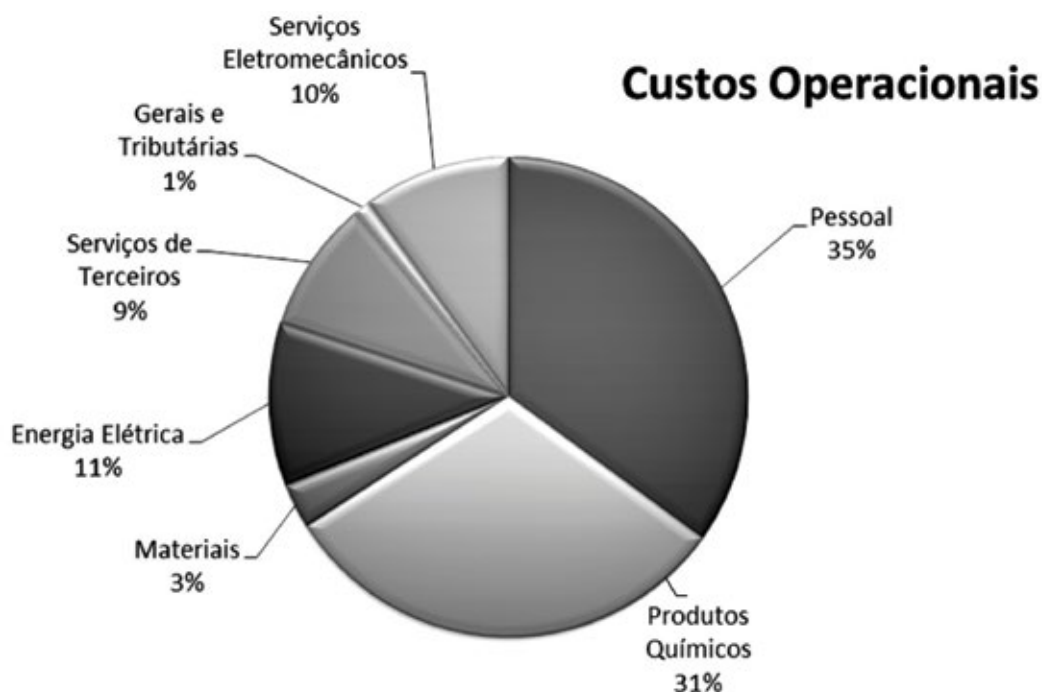


Figura 2 - ETE UASB + lagoa: custos operacionais.

Fonte: Sanepar (apud TRAFCA; MOLL, 2012).

balho, esse custo foi desconsiderado. O gasto com produtos químicos é proveniente do uso da cal hidratada para o tratamento do lodo anaeróbico e de produtos utilizados para o seu desaguamento por centrifugação. Assim, o custo de operação resultou em R\$ 0,27/m³ de esgoto tratado, valor que foi utilizado para o cálculo do custo de operação do sistema centralizado (TRAFCA; MOLL, 2012).

2 – Custo de implantação e operação do sistema de tanques sépticos e de gestão dos lodos sépticos.

Na pesquisa realizada por Lucca e Misturini (2011), foram dimensionados e orçados tanques sépticos e sumidouros, variando a população atendida e a taxa de infiltração do solo. Foram utilizados cinco habitantes por economia e a taxa de infiltração do solo admitida como 70 L/m². dia para toda a bacia de esgotamento. Os custos unitários de implantação das estruturas estão apresentados conforme Tabela 5.

Tabela 5 - Custo de implantação das estruturas do sistema descentralizado.

Estrutura	Custo de implantação (R\$) ⁽³⁾
Tanque séptico tipo anel de concreto armado ⁽¹⁾	2.117,82
Sumidouro em alvenaria ⁽²⁾	1.320,25

Fonte: Adaptado de Lucca e Misturini (2011).

Notas: ⁽¹⁾ 5 hab/economia; *per capita* 130 L/hab.dia e limpeza anual.

⁽²⁾ Taxa de infiltração do solo 70 L/m². dia. ⁽³⁾ Atualizado para outubro de 2013.

No presente trabalho, não se aplicam os modelos de centrais externos à ETE, porque necessitariam

da existência de rede de coleta implantada. O sistema proposto se caracteriza justamente pela implantação de centrais para recepção do lodo, em cidades ou comunidades que não possuam rede de coleta. Assim sendo, a opção estudada foi a de modelos que estão localizados junto à ETE. Os custos de implantação dessas centrais foram obtidos junto à Sanepar, que recomenda essas obras com essa finalidade. A partir de contatos com engenheiros da Sanepar responsáveis por esse dimensionamento, concluiu-se que o critério mais comum a ser utilizado é o volume de lodo recebido diariamente.

Quatro concepções de CRLTS foram pesquisadas para o estudo: a proposta por Campos et al. (2009), dois modelos foram fornecidos pela Sanepar (DALCON, 2006; ECOSOL, 2006; SERENCO, 2007) e outro foi encontrado em consulta bibliográfica (CRIPPEN; GHANTOUS; ANTILL, 2009). A Tabela 6 resume as centrais contempladas na avaliação.

A CRLTS escolhida como modelo para elaboração dos cenários foi a utilizada no município de Contenda – PR. A central possui câmara única e formato circular, sendo a descarga do lodo realizada por bombeamento (Figura 3). Esse modelo foi escolhido por ter concepção versátil, aplicável a qualquer terreno e volume de acumulação de 20 m³, compatível com as necessidades do sistema proposto e suficiente para o atendimento de pequenas comunidades.

Tabela 6 - Custo de investimento de CRLTS.

Modelo	Volume (m ³)	Forma em planta	Transferência do lodo	Custo de implantação (R\$)
SERENCO	60	Quadrada	Gravidade	152.232 ⁽¹⁾⁽⁴⁾
ECOSOL	30	Tronco cônica	Recalque	163.985 ⁽²⁾⁽⁵⁾
DALCON	20	Tronco cônica	Recalque	98.891 ⁽³⁾⁽⁴⁾

Fonte: Adaptado de Trafca e Moll (2012).

Notas: (1) Valor referente a abril de 2009 atualizado para outubro de 2013. (2) Valor referente a junho de 2012 atualizado para outubro de 2013. (3) Valor referente a julho de 2012 atualizado para outubro de 2013. (4) Valor obtido do orçamento do projeto. (5) Valor obtido do contato pessoal com o engenheiro responsável pelo projeto.

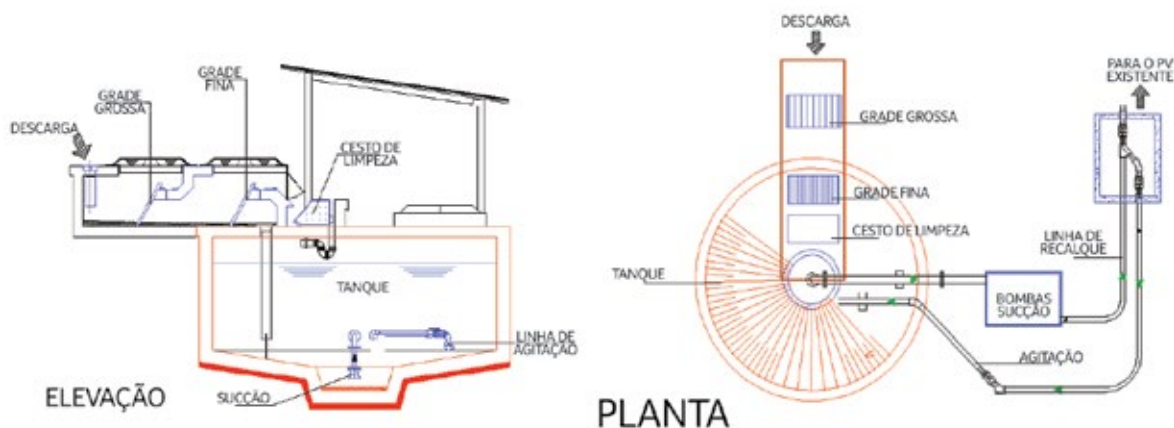


Figura 3 - Desenho em planta e perfil da CRLTS adotada no estudo.

Fonte: Adaptado de Dalcon (2006).

Pode-se concluir, também, que uma CRLTS seria subutilizada se implantada para operar em apenas uma cidade ou comunidade como as usadas nos cenários apresentados. Considerando que o ano tenha 252 dias úteis, uma única CRLTS, como a adotada no trabalho, poderia atender às quatro cidades estudadas (TRAFCA; MOLL, 2012). A Universidade Federal de Goiás estudou a recepção de lodo de tanques sépticos em lagoas de estabilização. Pelo maior porte dos reatores e devido às baixas cargas hidráulicas aplicadas, estruturas muito simples foram previstas para o recebimento desses resíduos (CARVALHO, 2013).

Para a obtenção do custo de coleta e transporte de lodo de tanque séptico, integrante do custo de operação do sistema descentralizado, foi realizada pesquisa com empresas do ramo. A pesquisa revelou que os tipos de caminhão limpa-fossa, utilizados na região de Curitiba são os de descarga

pressurizada e por gravidade. O volume mais comum utilizado é 10 m³. A distância de transporte e o volume de lodo transportado não se revelaram variáveis relevantes para a determinação do custo, sendo considerado apenas o número de viagens (Tabela 7). Com base nesses dados, foi adotado o valor médio de R\$ 270,00 para caminhões de 10 m³. Outro cenário estudado, admitindo uma atividade mais regulamentada, aplicou um desconto de 25%, considerando economia de escala.

O custo operacional da central foi estimado por meio do cálculo da potência consumida da bomba para transferência do lodo à ETE e da tarifa de energia elétrica vigente para o saneamento (Tabela 8). Também foi considerada a necessidade de um funcionário exclusivo para a operação da central, admitindo para ele um custo de R\$ 2.000,00 ao mês (R\$ 26.000,00 ao ano, considerando 13 salários mais custas sociais e previdenciárias). O custo

Tabela 7 - Custo médio da coleta e transporte de lodo de tanque séptico.

Capacidade do caminhão (m ³)	Valor médio cobrado (R\$) ⁽¹⁾	Valor proposto com economia de escala ⁽²⁾
10	270	200
8	260	195
7	255	190
5	240	180
4	180	135

Fonte: Trafca e Moll (2012).

Notas: (1) Custos coletados na cidade de Curitiba. (2) Desconto de 25%.

desse funcionário resultou de muito maior monta que o custo de energia elétrica.

Tabela 8 - Parâmetros adotados para o cálculo do consumo diário de energia em CRLTS.

Tempo de detenção do tanque	12 h
Tempo de operação da bomba	24 h
Altura manométrica da bomba (Hm)	4 m
Densidade do fluido (γ):	1.000 kgf/m ³
Rendimento da bomba (η)	75%
1 cv = 0,736 kW	
Tarifa (Resolução ANEEL nº 1.296/2012): 0,38493 R\$/kWh	

Fonte: Trafca e Moll (2012).

Por ser receptora do lodo, o custo de operação da ETE também compõe os custos do sistema descentralizado. As características do lodo de tanque séptico são bastante diferentes das de um esgoto bruto na entrada da estação; assim, parece evidente que os custos de tratamento desses dois materiais não são os mesmos. Também é conhecido que o que se chama “lodo” do tanque séptico é composto por parte de lodo e parte de água, característica recorrente da prática comum das

empresas limpa-fossa de esgotar a capacidade do tanque séptico quando contactadas para a limpeza. Por essa dificuldade de caracterizar um material heterogêneo e pela ausência de especificação na discriminação dos custos de tratamento (não se sabe qual o custo da parte “água” e qual o custo da parte “lodo”), é muito difícil correlacionar os valores do tratamento dos dois fluidos. Assim, foi admitido o custo do tratamento do lodo igual ao dobro do custo do tratamento do esgoto, ou seja, R\$ 0,54/m³ (TRAFCA; MOLL,, 2012).

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os resultados obtidos com a composição dos custos, de ambos os sistemas, são apresentados na forma de curvas custo x população e podem ser visualizados nas Figuras 4 a 7, com custos por habitante e custos totais.

Os resultados apresentados nas Figuras 4 e 5 revelam que o custo de implantação e operação por habitante do sistema descentralizado foi superior ao centralizado e se manteve praticamente constante com o crescimento da população atendida. Deve-se

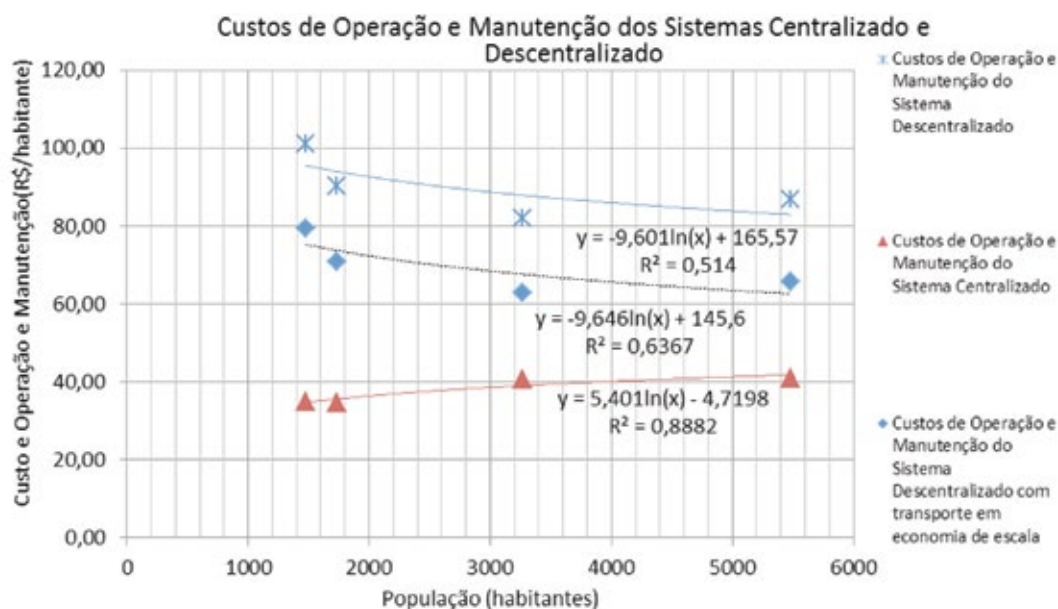


Figura 4 - Custos de operação e manutenção dos sistemas centralizado e descentralizado (R\$/hab/ano).

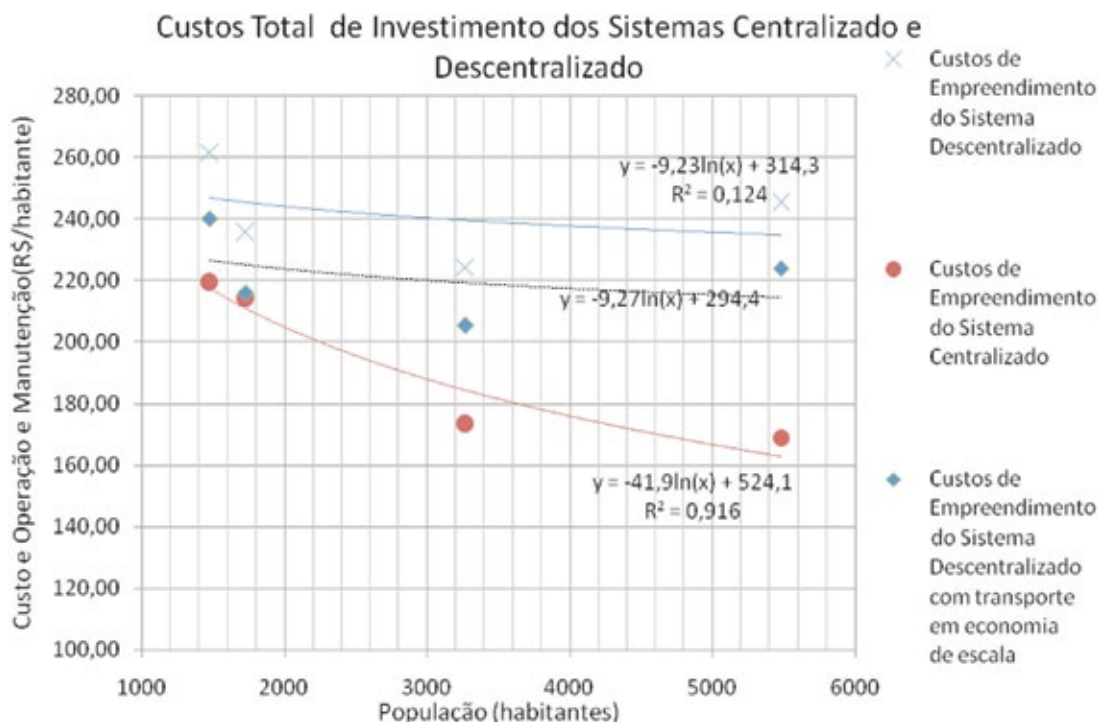


Figura 5 - Custo total de investimento (implantação + operação) dos sistemas centralizado e descentralizado (R\$/hab/ano).

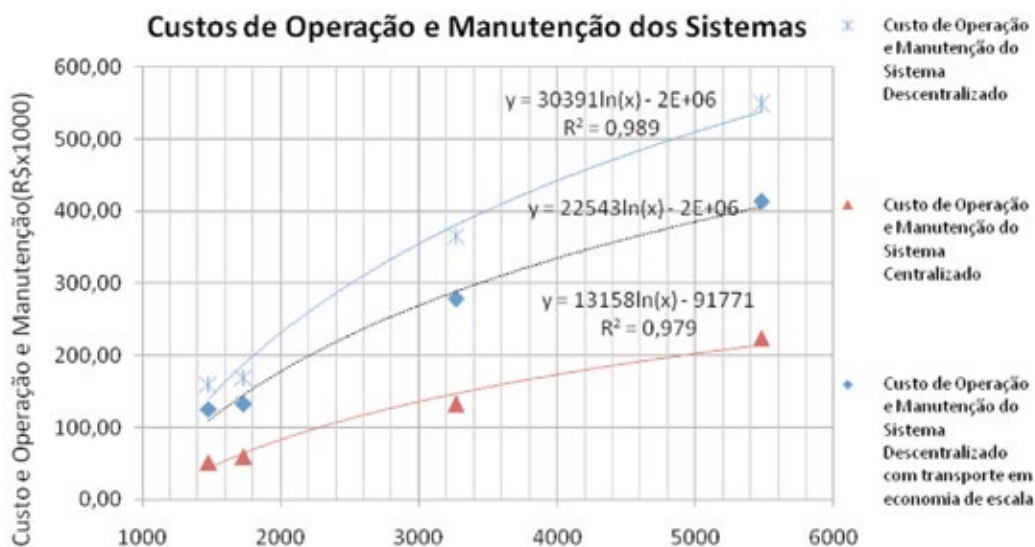


Figura 6 - Custos de operação e manutenção dos sistemas centralizado e descentralizado (R\$/ano).

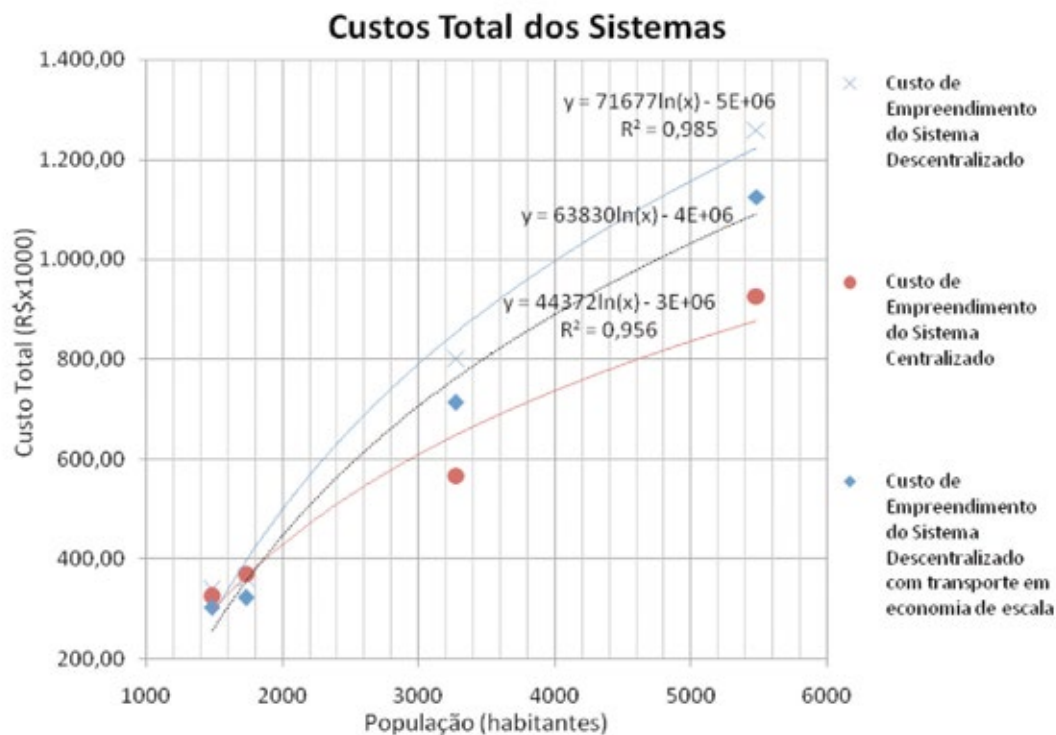


Figura 7 - Custo total de investimento (implantação + operação) dos sistemas centralizado e descentralizado (R\$/ano).

isso principalmente ao custo operacional do sistema descentralizado, superior ao do sistema centralizado. No entanto, o desconto aplicado à coleta e transporte do lodo reduziu de maneira perceptível o custo operacional. Pode-se concluir, então, que o custo por habitante do sistema descentralizado foi superior, para os cenários estudados.

Os resultados apresentados nas Figuras 6 e 7 mostram, no entanto, que para as sedes dos municípios estudados, com populações de cerca de 1.500 a 5.500 habitantes, o custo total do investimento (implantação e operação), totalizado para dez anos, não mais apresenta diferença significativa na faixa de 1.000 a 2.000 habitantes. Esse

fato recomenda a continuidade dos estudos, para uma faixa de população, na bacia de esgotamento, não superior a 2.000 habitantes.

AGRADECIMENTOS

À Sanepar, pela disponibilização de dados e pelo auxílio prestado na realização deste trabalho. À Financiadora de Estudos e Projetos (Finep), pelo incentivo dado por meio da Chamada Pública MCT/MCIDADES/FINEP/Ação Transversal – Saneamento Ambiental e Habitação - 7/2009. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelas bolsas alocadas aos profissionais como acadêmicos.

REFERÊNCIAS

ABNT, NBR 7.229. Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, Brasil: ABNT, setembro, 1993.

ABNT, NBR 13.969. Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, Brasil: ABNT, setembro 1997.

AISSE, M. M. Sistemas econômicos de tratamentos de esgotos sanitários. Rio de Janeiro, Brasil: ABES, 2000.

BORGES, N. B. Caracterização e pré-tratamento de lodo de fossas e de tanques sépticos. São Paulo, Brasil: Departamento de Hidráulica e Saneamento – USP - Universidade de São Paulo, 2009.

BRASIL. Lei nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA.

CAMPOS, J. R.; POVINELLI S. C. S.; AISSE, M. M.; SOUZA, M. A. A.; SAMWAYS, G.; ALEM SOBRINHO, P. Tratamento combinado de lodo de tanque séptico e de fossas com esgoto sanitário. In: Cleverton V. A. (coordenador) Lodo de Fossa Séptica. Rio de Janeiro, Brasil: ABES, 2009, 181-282.

CARVALHO, E. Comunicação pessoal. Goiania, UFG. 2013.

CRIPPEN, J. N.; GHANTOUS, R.; ANTILL, M.. WWTP for Small Communities Design for Lower Cost Operations Construction & Start-up. In: PNCWA Annual Conference. Boise, Idaho, USA. 2009.

DALCON. Contenda. Sistema de Esgotos Sanitários. Implantação dos Tanques de Equalização Curitiba, Sanepar. 2006.

ECOSOL. Implantação dos Tanques de Equalização. Estação de Tratamento de Esgoto Cambuí. Curitiba, Sanepar. 2006.

Fundação Nacional de Saúde. Manual de Saneamento. 4ª ed. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, FUNASA. 2007.

LEITE, B. Z. ; INGUNZA, M. P.; ANDREOLI, C. V. Lodo de Decanto - Digestores. In: ANDREOLI, C. V. (Coord.). Alternativas de usos de resíduos do saneamento. Rio de Janeiro: ABES. Cap. 10, 2006, 361p.

LUCCA, P. V. e MISTURINI, M. Estudo dos custos de implantação e operação de sistemas de coleta e tratamento de esgotos a pequenas comunidades. Trabalho de Conclusão de Curso. Curitiba, Brasil: UFPR - Universidade Federal do Paraná. 2011.

LUCCA, P. V.; SAMWAYS, G.; AISSE, M. M.. Estudo dos Custos de Implantação e Operação de Sistemas de Coleta e Tratamento de Esgotos Sanitários para Pequenas Comunidades. In: 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2011, Porto Alegre - RS. Anais. Rio de Janeiro : ABES, 2011. p. 1-8.

PACHECO, R. Custos para implantação de Sistemas de Esgotamento Sanitário. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Ambiental), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

SAMWAYS, G. Tratamento do lodo de tanques sépticos combinado com esgoto sanitário bruto em reatores anaeróbios de manta de lodo em escala piloto. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Ambiental), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

SANTOS, D.C. Caderno de Saneamento Ambiental: Sistemas de Esgotamento Sanitário. Universidade Federal do Paraná, 2012.

SERENCO. Projeto de Engenharia da ETE Esperança. Reservatório de Equalização. Curitiba, Sanepar. 2007.

TRAFCA, A. C.; MOLL, A. C. B. Estudo comparativo entre sistemas centralizados e descentralizados de esgoto sanitário para pequenas comunidades. Trabalho de Conclusão de Curso. Curitiba, Brasil: UFPR -Universidade Federal do Paraná, 2012.

Uso de etanol como cossubstrato para micodegradação de corante azo

Use of ethanol as cosubstrate for azo dye mycodegradation

- **Data de entrada:**
03/10/2014
- **Data de aprovação:**
15/01/2015

Bárbara Chaves Aguiar Barbosa | Manuela Franco De Miranda | Camila Sabóia Morais Gabriele
Kelly De Araújo Rodrigues Pessoa | Carlos Ronald Pessoa Wanderley | Glória Maria Marinho Silva

DOI: 10.4322/dae.2014.147

Resumo:

A indústria têxtil representa para o meio ambiente uma atividade potencialmente poluidora, visto que gera grandes volumes de efluentes. Os rejeitos dessa atividade sem o devido tratamento, ao atingir os mananciais, representam ameaça ecológica e podem causar, ainda, danos à saúde pública. Nesse intuito, o presente trabalho teve como objetivo a remoção do corante vermelho do Congo, de matéria orgânica carbonácea e de nutrientes de efluente sintético têxtil, utilizando biomassa imobilizada de *Aspergillus niger* AN 400 em reator em bateladas sequenciais. O etanol (0,5 g/L) foi adicionado ao meio como cossubstrato e o experimento foi realizado em escala laboratorial, tendo-se operado o reator durante 210 dias em 44 ciclos de 48 horas. Foram analisadas as variáveis: corante, Demanda Química de Oxigênio (DQO) bruta e filtrada, amônia, nitrato, nitrito, ortofosfato, fósforo e monitoramento do pH. A remoção média, considerando o final de cada ciclo, foi de 92% de corante, 80% de DQO bruta e 82% de DQO dissolvida. Com relação à remoção de nutrientes, o sistema apresentou-se instável, revelando oscilação entre remoção e liberação. Observou-se que os fungos foram dominantes no biofilme, uma vez que, em relação às bactérias, se obtiveram quatro vezes mais fungos. Destarte, o emprego do etanol como cossubstrato mostrou-se viável para remoção de corante.

Palavras-chave: *Aspergillus niger* AN 400. Etanol. Vermelho do Congo.

Abstract:

*The textile industry is the environment potentially polluting activity, since it generates large volumes of effluents. The waste of this activity without proper treatment, to reach the springs, represent ecological threat and can still cause harm to public health. To this end, the present work was aimed at removing the dye congo red, organic matter and carbonaceous synthetic textile effluent nutrients, using immobilized biomass of *Aspergillus niger* AN 400 in sequencing batch reactor. Ethanol (0.5 g / L) was added to the medium as cosubstrate and the experiment was conducted on a laboratory scale, and the reactor was operated for 210 days in 44 cycles of 48 hours. The following variables were analyzed: dye, chemical oxygen demand (COD) gross and filtered, ammonia, nitrate, nitrite, orthophosphate, phosphorus and monitoring the pH. The average removal, considering the end of each cycle was 92% dye, 80% gross COD and 82% dissolved COD. Regarding the removal of nutrients, the system had to be unstable, with oscillation between removal and release. It was found that the fungi were dominates the bio-film, as compared to bacteria was obtained fourfold more fungi. Thus, the use of ethanol as cosubstrate proved viable for dye removal.*

Keywords: *Aspergillus niger* AN 400. Ethanol. Congo red.

Bárbara Chaves Aguiar Barbosa

Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA) da Universidade Federal do Ceará – área de concentração: Saneamento Ambiental.

Manuela Franco de Miranda

Tecnóloga em Gestão Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE).

Camila Sabóia Moraes Gabriele

Tecnóloga em Gestão Ambiental pelo IFCE.

Kelly De Araújo Rodrigues Pessoa

Doutora em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC-USP). Professora efetiva do Departamento de Química e Meio Ambiente do IFCE.

Carlos Ronald Pessoa Wanderley

Engenheiro civil e mestre em Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Professor efetivo do curso de Engenharia Ambiental do IFCE.

Glória Maria Marinho Silva

Doutora em Hidráulica e Saneamento pela EESC-USP. Professora efetiva do Departamento de Química e Meio Ambiente do IFCE.

Endereço para correspondência:

Universidade Federal do Ceará - Campus Pici
Avenida Mister Hull, s/n - Bloco 713 - CEP 60455-900
Tel.: (85) 3307-3750
E-mail: barbara.cefetce@gmail.com

INTRODUÇÃO

A indústria têxtil tem crescido consideravelmente nos últimos anos, o que acarretou o aumento da sua produção e, conseqüentemente, a maior geração de efluentes líquidos, que, além da cor acentuada, contêm alta carga orgânica e compostos químicos que são tóxicos ao homem e ao meio ambiente (CORRÊA et al., 2009).

Sua implantação impõe um elevado risco ambiental à sociedade, principalmente no Nordeste, em virtude da escassez de água – devido à elevada demanda de água das atividades têxteis – e da ausência de sistemas adequados de tratamento de efluentes. As atividades de fiação e tecelagem da indústria têxtil são definidas como de alto potencial poluidor degradador quando o processo inclui tingimento ou tinturaria (ABREU et al., 2008).

No beneficiamento têxtil, é gerado o maior volume de efluentes líquidos, compreendendo as operações de purga, mercerização, desengomagem, alvejamento e tingimento. A quantidade de carga contaminante desses efluentes vai depender do processo operacional, matéria-prima utilizada e produto final. Além de problemas ambientais de-

vido à disposição inadequada dos efluentes gerados pela indústria têxtil, o excesso de água utilizado em seu processo de produção é exorbitante (FREITAS, 2002).

Os corantes são identificados como o maior problema dos efluentes têxteis, pois, além de sua baixa degradabilidade, possuem solubilidade elevada em água, de modo que, ao ser lançados ao meio aquático em pequenas quantidades, podem causar mudanças na coloração dos mananciais (RADHA et al., 2005). Durante o processamento dos tecidos, até 15% dos corantes utilizados são liberados. Além disso, todos os corantes utilizados na indústria têxtil são fabricados para resistir ao desbotamento por exposição ao suor, luz, água e produtos químicos, incluindo agentes oxidantes e ataque microbiano (WESENBERG et al., 2003)

Segundo Kunz et al. (2002), os corantes do grupo azo possuem em sua composição grupos cromóforos de difícil degradação que se caracterizam por apresentar um ou mais grupamentos -N=N- ligados a sistemas aromáticos. Esses compostos são potencialmente tóxicos, altamente carcinogênicos e xenobióticos. O lançamento desses

efluentes têxteis sem o devido tratamento nos corpos d'água dificulta a penetração da luz, impossibilitando a fotossíntese e causando impacto negativo na demanda química de oxigênio, sendo tóxicos à biota (KHELIFI et al., 2009).

De acordo com Vasques et al. (2011), usualmente, o tipo de tratamento empregado para remoção do corante envolve processos físicos ou químicos, incluindo coagulação, floculação, oxidação avançada H_2O_2/UV , ozonização, troca iônica, irradiação e adsorção. Algumas dessas técnicas de tratamento têm se mostrado eficientes, embora possuam limitações por questões econômicas e/ou práticas.

Devido ao custo relativamente mais alto dos tratamentos físico-químicos (HAILEI et al., 2009), pois geralmente têm eficiência reduzida em 20% pela presença dos aditivos químicos contidos no efluentes têxteis, torna-se necessário viabilizar outras tecnologias para a remoção desses compostos, como os sistemas biológicos, visto que podem ser processos eficientes e com boa viabilidade para remoção de corantes têxteis, devido, possivelmente, à completa mineralização do composto por microrganismos (YANG et al., 2009).

A solução para descoloração de efluentes têxteis forneceria uma vantagem competitiva para o setor industrial (MACHADO et al., 2006); diante disso, várias tecnologias para o tratamento dos efluentes têxteis são encontradas, incluindo o uso de bactérias, fungos ou os dois simultaneamente (CHANDER; ARORA, 2007). A remoção de cor por biomassa fúngica (viva ou morta) vem sendo tema de muitas pesquisas, de modo que essa tecnologia tem sido amplamente investigada (FU, 2002).

A utilização de reatores com fungos tem proporcionado resultados promissores na remoção de corantes, principalmente com a adição de cosubstrato, o qual promove melhores eficiências no tratamento (KHELIFI et al., 2009). De acordo com Chander e Arora (2007), os fungos produzem enzimas extracelulares capazes de romper grande

variedade de ligações moleculares heterogêneas, porém requerem fontes de carbono mais facilmente assimiláveis para, em seguida, iniciar a produção de enzimas extracelulares para a biodegradação de corantes (KHELIFI et al. 2009). Devido a essa habilidade de produzir enzimas extracelulares, os fungos exibem grandes vantagens sobre as bactérias na degradação e mineralização do corante (YANG et al., 2009).

Segundo Khelifi et al. (2009), a glicose parece ser a fonte de carbono mais adequada para a descoloração do corante vermelho do Congo, porém outros açúcares e substâncias orgânicas podem ser utilizados como fontes de carbono e energia. Por exemplo, Grady et al. (1999) sugerem que o etanol poderia ser utilizado para obtenção de energia, produção e manutenção celular, comportando-se como fonte doadora de elétrons para o metabolismo microbiano, uma vez que a biodegradação do etanol é uma reação de oxidação-redução realizada durante o processo respiratório microbiano, na qual os micróbios são oxidados, ou seja, doam elétrons a um receptor.

No entanto, o etanol é um solvente orgânico capaz de dissolver a camada lipídica da membrana celular e comprometer a estabilidade enzimática de alguns microrganismos (MALLER, 2008). Por esse motivo, pode ser tóxico para o metabolismo microbiano, o que irá depender da concentração, tempo de exposição e microrganismo envolvido. Estudos defendem que a espécie fúngica *Aspergillus niger* possui tolerância a 3% a 4% de etanol no meio (DEMIREL, 2005; DANTIGNY, 2005), o que representaria uma vantagem competitiva em relação a outras espécies presentes no mesmo reator.

Diante dessa problemática, o presente trabalho objetiva verificar o potencial de remoção do corante vermelho do Congo, matéria orgânica carbonácea e nutrientes em reator em bateladas sequenciais na presença de etanol como cossubs-

trato, utilizando como inóculo a espécie *Aspergillus niger* AN 400.

MATERIAL E MÉTODO

Imobilização

Para a imobilização do *Aspergillus niger* AN 400, foram utilizados cubos de espuma de poliuretano, com densidade de 26 kg.m³ e 1 cm de aresta, segundo procedimentos descritos em Vassilev (1997). Os cubos, perfazendo massa total de 5 g, foram acomodados no interior de frascos erlenmeyers contendo 150 mL do meio basal, conforme apresentado a seguir (g.L⁻¹): NH₄SO₄ (2,0); NaNO₃ (1,0); K₂HPO₄ (0,2); MgSO₄ (0,25); CaCl₂ (0,01); Fe₂(SO₃)₄ (0,05); CuSO₄ (0,08); H₂MoO₄ (0,05); ZnSO₄ (0,04) e inóculo do fungo, na concentração de 2x10⁶ esporos.mL⁻¹. Os frascos permaneceram durante sete dias sob agitação de 150 rpm para crescimento da biomassa nos cubos de suporte. Após esse procedimento, os cubos de espuma de poliuretano contendo a biomassa fúngica foram agrupados em redes de polietileno, que foram posteriormente transferidas para o reator.

Montagem e operação do reator

O reator empregado era cilíndrico, com volume útil de 4 L (Figura 1), confeccionado em vidro, com tampa rosqueável. A aeração do meio foi fornecida por minicompressores de ar, difundidos por duas pedras porosas. O reator foi coberto com saco preto de polietileno, a fim de prevenir a perda do corante por fotodegradação, e operado em 44 ciclos de 48 horas de duração cada, perfazendo um total de sete meses. Foram coletadas amostras do afluente e efluente e realizados procedimentos para determinação das variáveis: Demanda Química de Oxigênio (DQO) dissolvida e bruta, corante, amônia, nitrito, nitrato, pH, fósforo total e ortofosfato. As análises foram executadas de acordo com a American Public Health Association (APHA, 2005), exceto corante, o qual foi realizado segundo metodologia descrita em Rodrigues et al. (2010), e nitrato, descrito em Rodier (1975).



Figura 1 - Reator aerado, em batelada, com biomassa imobilizada de *Aspergillus niger* AN 400 para remoção de vermelho do Congo.

ESTIMATIVA DA MASSA DE CORANTE ADSORVIDO NO MATERIAL DE SUPORTE

Uma amostra da espuma de poliuretano, que estava aderida à superfície do biofilme fúngico, foi retirada do reator e transferida para erlenmeyer, contendo 50 mL de água destilada e pérolas de vidro, procedendo-se à agitação manual vigorosa até seu desprendimento. Em seguida, a biomassa foi separada do conteúdo líquido por centrifugação, durante 20 minutos, em uma rotação de 3.500 rpm, sendo então transferida para erlenmeyer, ao qual se adicionaram 15 mL de metanol (99,8% da Sigma Aldrich®). A biomassa foi macerada durante 5 minutos e posteriormente centrifugada, nas mesmas condições anteriormente descritas, para separação das fases, medindo-se a concentração de corante no conteúdo líquido. Paralelamente, a espuma, isenta de biomassa, foi adicionada em erlenmeyer, com 15 mL de metanol (99,8% da Sigma Aldrich®), visando à remoção do corante adsorvido na esponja. Os resultados foram lidos em espectrofotômetro (Biospectro®, modelo SP-220, luz UV e visíveis na faixa de 200 a 1.000 nm), no comprimento de onda de 500 nm.

ESTIMATIVA DA BIOMASSA PRESENTE NO REATOR

Ao final da operação do reator, foi retirado um cubo de espuma – com biomassa aderida –, pos-

teriormente colocado em um erlenmeyer com pérolas de vidro; depois, adicionaram-se 100 mL de água destilada e procedeu-se à agitação manual até o desprendimento total da biomassa. O conteúdo do erlenmeyer foi filtrado a vácuo, com uso de membrana de fibra de vidro com porosidade 0,47 μm , a qual foi previamente pesada. A membrana contendo a biomassa retida foi levada para mufla a 550 °C e, em seguida, para estufa para estabilização da temperatura em 100 °C. Depois, foi para dessecador, no qual permaneceu até obtenção do peso constante, obtendo-se a concentração de biomassa em termos de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV).

O cubo de espuma – isento da biomassa aderida – também foi submetido à secagem em estufa a 100 °C e conduzido para o dessecador até obtenção do peso constante, calculando-se a quantidade em gramas de biomassa por grama de espuma.

Contagem de microrganismo (fungos e bactérias)

O procedimento de contagem dos microrganismos foi realizado por meio de diluição em série, utilizando meio específico, para contagem de bactérias, e meio Martin, para contagem de fungos. Esses meios possuíam a seguinte composição:

- meio nutriente-ágar da Dinâmica®: 15 g de bactoágar, 3 g de extrato de carne, 5 g de peptona, 8 g de NaCl, 1.000 mL de água destilada;
- meio Martin: 1 g de KH_2PO_4 da Dinâmica®, 5 g de peptona da Acumedia®, 0,5 g de K_2HPO_4 da Dinâmica®, 0,5 g de $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ da Dinâmica®, 10 g de dextrose da Merck®, 0,5 g de extrato de levedura da Acumedia®, 0,033 g de rosa bengala da Inlab®, 18 g de ágar da Acumedia®, 1.000 mL de água destilada.

Para a contagem das colônias, utilizou-se a técnica *spread-plate* para bactérias e fungos. Inicialmente, retirou-se um cubo de esponja do reator e

acrescentaram-se 60 mL de solução salina (0,9% de NaCl) e pérolas de vidro em um erlenmeyer, o qual foi submetido à agitação em vórtex para completo desprendimento da biomassa. Alíquotas de 1 mL foram retiradas e transferidas para tubos de 9 mL de solução salina. Posteriormente, retiraram-se alíquotas, que foram transferidas para outro tubo com solução salina e assim sucessivamente até a obtenção das concentrações de 10^{-4} até 10^{-7} , tanto para fungos quanto para bactérias. Em seguida, 0,1 mL das amostras obtidas com as diluições foi adicionado aos meios de cultura já solidificados. As placas inoculadas permaneceram em incubadora microbiológica à temperatura de cerca de ± 28 °C e as contagens foram realizadas após três dias para bactérias e cinco dias para fungos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O pH do afluente variou entre 4,5 e 5,0. De acordo com Griffin (1994), essa faixa de pH oferece ótimas condições de desenvolvimento fúngico. No efluente, o pH manteve-se entre 3,0 e 4,0, observando-se a diminuição do seu valor afluente em todos os ciclos, o que foi atribuído à provável produção de ácidos orgânicos, formados tanto pelo uso do etanol como cossustrato no meio quanto pelo consumo do corante pelos fungos (YAYKASLI, et al., 2005; WANDERLEY, 2007).

A remoção média de corante foi de 92%, registrada no final dos ciclos operacionais, sendo o percentual máximo de remoção de 99% (44º ciclo). No entanto, no 30º ciclo, ocorreu diminuição da eficiência de remoção do corante, provavelmente devido ao processo de adsorção e dessorção de parcela do poluente que teria sido adsorvida no micélio dos fungos (RODRIGUES, 2006; KHELIFI et al., 2008).

Segundo Yang et al. (2009), os fungos não são capazes de assimilar corantes como única fonte de carbono e energia para seu crescimento e produção de enzimas extracelulares, havendo, assim, a necessidade da utilização de cossustrato. Assim,

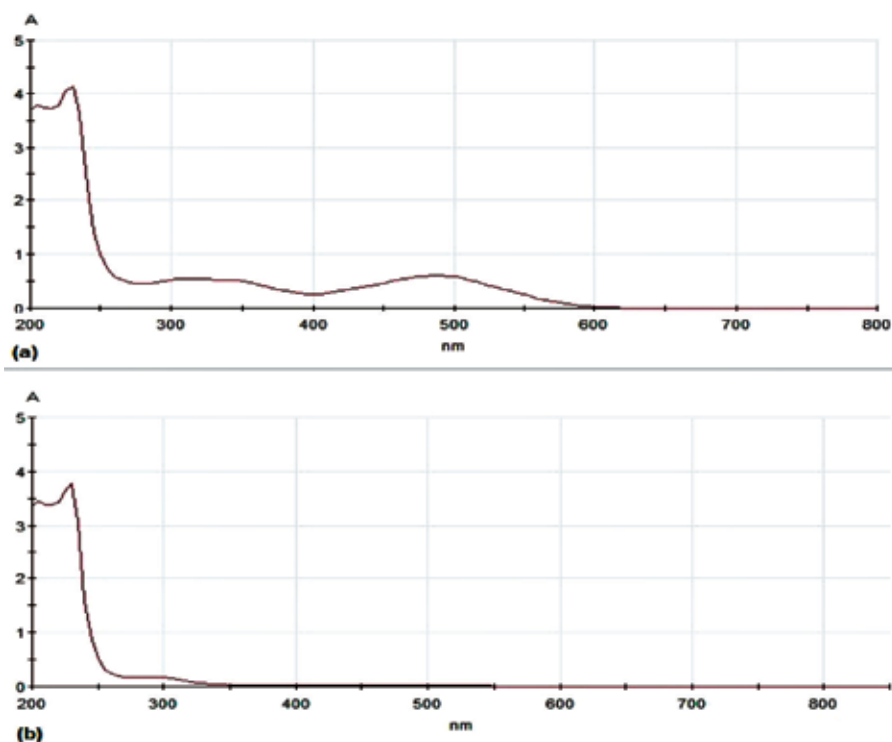


Figura 2 - Varredura do afluente (a) e efluente (b) do reator em bateladas sequenciais com biomassa imobilizada de *Aspergillus niger*.

a adição de cossustratos torna-se essencial para a remoção da cor em meios contendo corantes azoicos (SANTOS, 2005; SUMATHI; MANJU, 2000; SILVA, 2009). Como o etanol é um solvente orgânico capaz de dissolver a camada lipídica da membrana celular (MALLER, 2008), essa característica poderia facilitar a entrada do corante para o interior da célula por meio da membrana celular.

A remoção biológica do corante foi endossada pela estimativa de corante adsorvido no material de suporte e no micélio fúngico, tendo-se constatado, a partir dos ensaios de adsorção, que havia 0,0001 g de corante por grama de biomassa e 0,01 g de corante por grama de material de suporte. Com base nesses dados, verificou-se que ao longo do tempo de operação do reator utilizando etanol foi removida massa total de 1,01 g de corante, o que resultou em massa de 0,0924 g de corante para a massa total de espuma, valor cerca

de dez vezes superior ao encontrado adsorvido no suporte e 100 vezes superior ao estimado em relação ao corante adsorvido no micélio. Além disso, foi encontrado 0,03 g de corante adsorvido no micélio, o qual foi estimado em SSV, obtendo-se 36 g de biomassa por grama de espuma, quando do final da operação do reator.

Foi realizada varredura no afluente e efluente, variando comprimento de onda de 200 a 800 nm. Como mostrado na Figura 2, pode-se observar que houve a ruptura dos grupos cromóforos da ligação azo (λ : 500 nm) e do naftaleno (λ : 310 nm), sendo observada neste diminuição de 93% em relação ao afluente no ciclo em questão. Contudo, o anel benzênico não foi efetivamente removido do meio (λ : 233 nm), uma vez que sua molécula é altamente resistente à quebra, o que é explicado pela estabilização das ligações car-

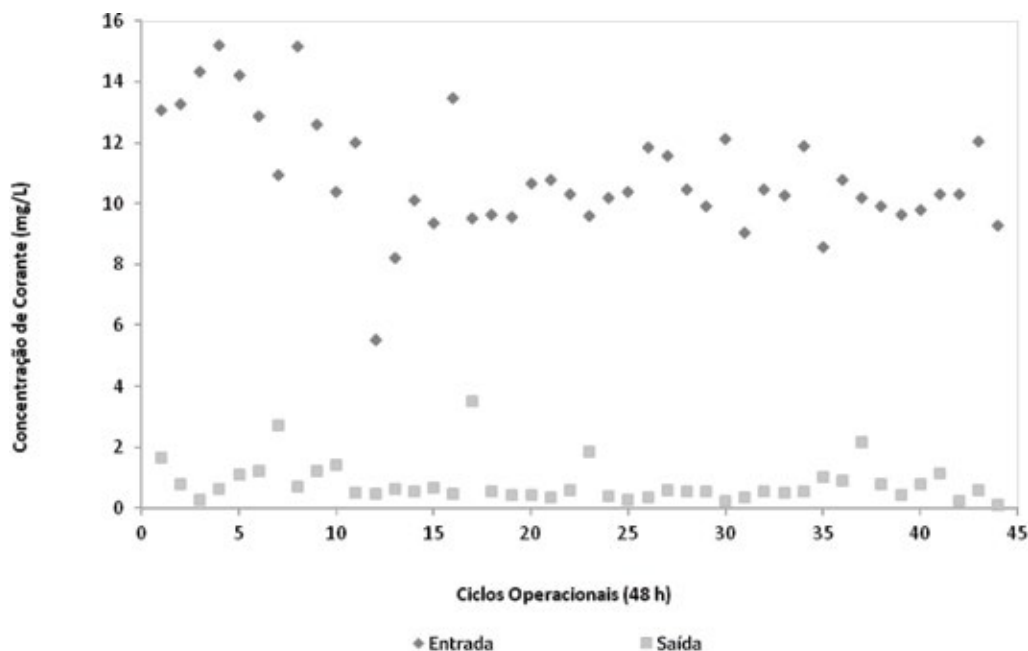


Figura 3 - Variação da concentração de corante no meio ao longo dos ciclos operacionais do reator em bateladas sequenciais com biomassa imobilizada de *Aspergillus niger*.

bono-carbono e pela estrutura simétrica do anel (TRIGUEIROS, 2008).

Rodrigues et al. (2011) relataram que, ao utilizar 1 g/L de glicose como cossustrato em reator em batelada sequencial para remoção de corante vermelho do Congo (10 mg/L), aplicando o *Aspergillus niger*, com tempo reacional de sete dias, alcançaram resultados semelhantes aos da presente pesquisa. Segundo Juhasz e Naidu (2000), embora alguns fungos sejam capazes de transformar compostos como benzeno, apenas alguns gêneros de bactérias possuem capacidade de utilizar esse composto como única fonte de carbono e energia, principalmente os de elevado peso molecular. Ainda segundo os autores, bactérias aeróbias, especialmente pseudomonas, são capazes de usar vários compostos como fonte de carbono e energia, cujas estruturas químicas contêm um ou mais anéis de benzeno.

O emprego do etanol na presente pesquisa proporcionou aos microrganismos boa eficiência de

remoção de corante no comprimento de onda relativo ao cromóforo (λ : 500 nm), como pode ser observado. Na Figura 3, são apresentados os valores de concentração de corante vermelho do Congo ao longo dos ciclos operacionais.

Em termos de matéria orgânica, a eficiência média da DQO bruta foi de 80% e a de DQO dissolvida foi de 82%. Do 1° ao 24° ciclo, a remoção de matéria orgânica não acompanhou o decaimento da remoção de corante. Houve suave oscilação na eficiência de remoção de matéria orgânica no sistema (Figura 4).

A maior concentração de matéria orgânica carbônica em relação à de corante presente do 1° ao 24° ciclo poderia estar relacionada à produção de maior quantidade de compostos excretados pelos fungos devido à utilização do corante e do etanol como substrato, de forma que o efeito do etanol teria resultado no aumento da permeabilidade da membrana celular e, possivelmente, metabólitos poderiam ser excretados mais facilmente pela cé-

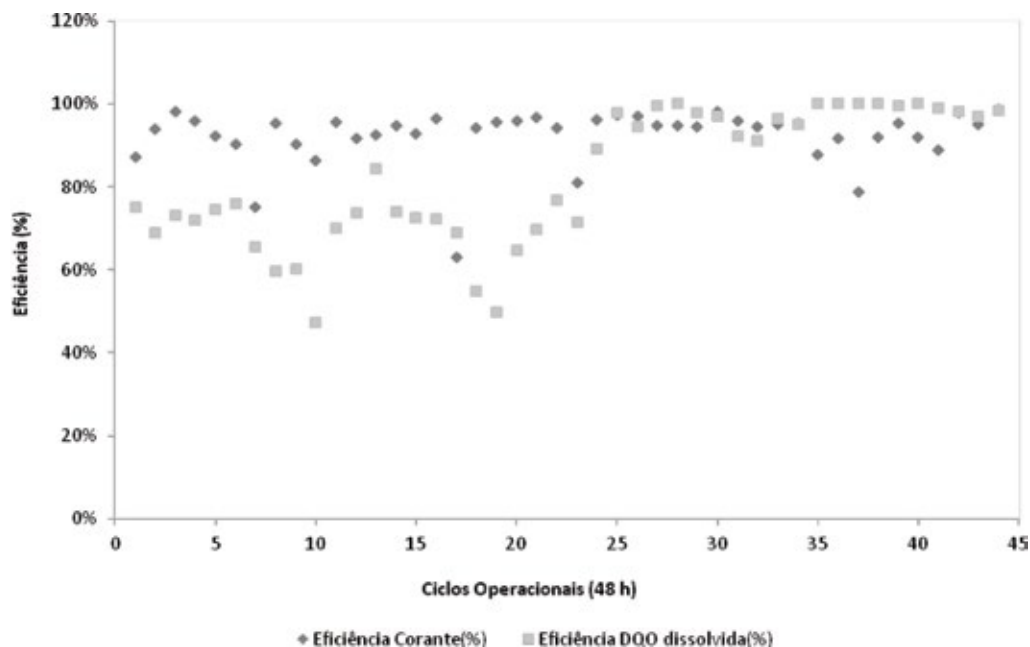


Figura 4 – Comparativo entre eficiência de remoção de corante e matéria orgânica dissolvida ao longo dos ciclos operacionais do reator em bateladas sequenciais.

lula (YAYKASLI et al., 2005). Segundo Ikeda et al. (2006), quando a espécie *Aspergillus niger* utiliza fonte de carbono na síntese de biomassa, produz metabólitos, que podem sofrer acumulação intracelular ou ser excretados.

No 10º ciclo, houve uma das menores remoções de matéria orgânica observada, em termos de DQO dissolvida (47%), enquanto a remoção de corante foi de 86%, podendo indicar que, possivelmente, tenha ocorrido formação de subprodutos decorrentes da quebra das ligações químicas do corante pelos fungos, os quais não foram identificados.

A partir do 25º ciclo, a remoção de matéria orgânica acompanhou a remoção do corante, chegando a quase 100% de remoção de DQO dissolvida nos ciclos 28, 35, 36, 37, 38, 39 e 40, provavelmente promovida pela adaptação do fungo às condições do meio.

Ao longo dos ciclos operacionais, não houve consideráveis diferenças entre os valores de DQO bruta e DQO dissolvida (Figura 5), fato que pode

estar associado ao pouco desprendimento de biomassa do material de suporte.

Em relação à remoção de nitrogênio amoniacal, houve consumo em quase todos os ciclos, obtendo-se eficiência máxima de 31%, correspondente ao 15º, 17º e 43º ciclos. Entretanto, na maioria dos ciclos, sua remoção foi baixa. Provavelmente, as concentrações de amônia no meio estavam em quantidades superiores à capacidade de assimilação dos microrganismos, sendo a concentração média de amônia no afluente de 2.260 mg/L.

Alguns ciclos foram caracterizados pela liberação de amônia no meio, o que pode ser explicado pela necessidade do fungo de manter o pH interno da célula em equilíbrio, de modo que há grande liberação de H⁺ para o meio externo, cessando a entrada do íon amônio para o meio intracelular (BEVENSEE; BORON, 2008; WOOD et al., 2006). De acordo com Rodrigues (2006), os fungos possuem capacidade de armazenar e liberar amônia por estruturas denominadas vacúolos.

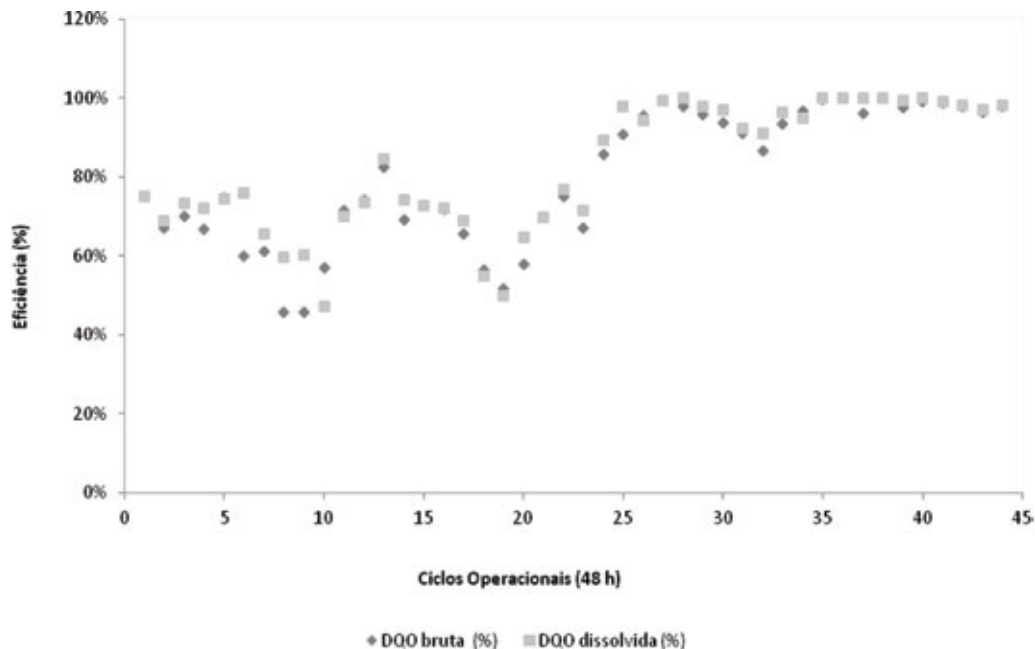


Figura 5 - Comparativo entre eficiência de remoção de matéria orgânica bruta e dissolvida ao longo dos ciclos operacionais do reator em bateladas sequenciais com biomassa imobilizada de *Aspergillus niger*.

Os fungos assimilam o nitrogênio prontamente em forma de amônia (GRIFFIN, 1994). Desse modo, o *Aspergillus niger* prefere consumir amônia a nitrato em suas atividades metabólicas (WANDERLEY, 2007). No entanto, quando a amônia está presente em concentrações elevadas, não há indução do nitrato, pois suas necessidades nutricionais com relação a nitrogênio são supridas (GRIFFIN, 1994).

Apesar da concentração elevada de amônia, a remoção máxima de nitrato superou à de nitrogênio amoniacal, tendo ela sido alcançada no 22º ciclo (77%). Contudo, ocorreu mais liberação do que consumo de nitrato, indicando a repressão do sistema enzimático atuante na sua desassimilação.

Os corantes do grupo azo possuem em sua composição um ou mais grupamentos -N=N- (KUNZ et al., 2002). Ao realizar a quebra da molécula do corante, o meio pode ter ficado com maior concentração de compostos nitrogenados, contribuindo

para o aumento das concentrações de amônia e nitrato no ambiente. Essa associação pode ser acompanhada no 44º ciclo, em que houve maior consumo de corante (99%) e aumento das concentrações de amônia (817 mg/L) e nitrato (3,17 mg/L) no efluente, caracterizando um aumento de 3% e 88% das respectivas concentrações. A concentração de nitrato afluente desse ciclo foi de 1,69 mg/L. Os valores de nitrito são muito baixos no efluente, comprovando que este está presente em etapa de transição de nitrato a amônia, apresentando remoção média de 86%.

Segundo Papagianni et al. (2005), para uma eficiente remoção de nitrogênio, a glicose é mais indicada como substrato primário, pois há uma reação com os íons amônio no interior da célula fúngica, formando a glucosamina, favorecendo a obtenção de maiores percentuais de remoção do poluente-alvo.

No tocante ao fósforo, observou-se que os ciclos apresentaram oscilações entre remoção e liberação, a qual se mostrou bem acentuada nos ciclos 23 e 44. No ciclo 23, foi observada a máxima eficiência de remoção equivalente a 32%, apresentando concentração de 33 mg/L no afluente e 23 mg/L no efluente. Já o ciclo 44 foi caracterizado pela liberação do nutriente fósforo total, que possuía concentração inicial de 22 mg/L e final de 32 mg/L. Isso pode ser explicado pelo fato de que, em determinados momentos, o fungo absorve o nutriente para utilizar em seu metabolismo, armazenando-o em vacúolos, podendo liberá-lo ocasionalmente para o meio para manutenção do equilíbrio celular ou como resposta ao seu metabolismo (LI; KANE, 2009). Estudos sugerem que a remoção do fósforo é mais eficiente quando há uma alternância entre as condições de aerobiose e anaerobiose (OSADA et al, 1991; VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

De acordo com Marchetto (2003), quando os compostos orgânicos sofrem decomposição biológica, dão origem a ortofosfatos. Em relação a estes, também foi observada pouca diminuição da concentração do nutriente no meio, sendo verificada pouca melhora na sua remoção durante o experimento. O ciclo 13 teve a maior quantidade de ortofosfato liberado no meio, apresentando grande diferença entre o afluente de concentração 7,5 mg/L e o efluente de concentração 16 mg/L.

De acordo com Yang et al. (2009), a presença de bactérias no meio pode inibir a produção de enzimas fúngicas, tornando o sistema instável. Embora a contaminação bacteriana tenha sido inevitável, haja vista não se objetivar trabalhar em condições assépticas, após a realização da contagem do número de colônias, observou-se que os fungos foram os microrganismos dominantes no biofilme, uma vez que em relação às bactérias foi obtida proporção de 4:1 (fungos:bactérias), sendo o número de unidades formadoras de colô-

nias (UFC) de 12.107 UFC/mL para os fungos e de 3.107 UFC/mL para as bactérias.

O maior controle da população bacteriana no interior do reator poderia ser atribuído ao efeito tóxico do etanol. Dependendo da concentração, tempo de exposição e microrganismo, o etanol pode ser tóxico, causando desorganização da permeabilidade celular (POWERS et al., 2001). Nesta pesquisa, o etanol não se mostrou tóxico ao fungo, promovendo uma boa eficiência na remoção de corante e matéria orgânica.

Silva (2009), estudando a influência da presença e ausência de cossubstratos em reatores em batelada, utilizando a espécie fúngica *Aspergillus niger* AN 400 na degradação do corante vermelho do Congo, percebeu que, nos reatores de controle que recebiam apenas o corante e o etanol – na concentração de 0,5 g/L –, sem o microrganismo, houve pouca contaminação, com remoção média do corante de apenas 19%, corroborando os resultados obtidos na presente pesquisa no tocante à capacidade do etanol de controlar a população microbiana.

CONCLUSÃO

Os resultados obtidos mostram que o reator em bateladas sequenciais com biomassa imobilizada de *Aspergillus niger* alcançou bons percentuais de remoção de corante utilizando etanol como cossubstrato, atingindo eficiência média de remoção de corante de 92%, no comprimento de onda relativo ao cromóforo (: 500 nm), sendo a remoção no comprimento de onda referente ao naftaleno (: 310 nm) de 93%, ainda que o corante não tenha sido completamente mineralizado em face da dificuldade de remoção do benzeno. Foram registradas também remoções de 80% e 82%, respectivamente, para matéria orgânica bruta e dissolvida.

A remoção máxima de nitrogênio amoniacal e nitrato, quando houve, foi de 31% (15°, 17° e 43° ciclos) e 77% (22° ciclo), respectivamente, resultando em acúmulo de nitrogênio no meio de amô-

nia. A remoção de fósforo foi baixa, alcançando o máximo de 32% no 23º ciclo. Os percentuais de remoção registrados dão indícios da necessidade de continuação dos experimentos, visando a novas estratégias operacionais para a obtenção de maiores eficiências para nitrogênio e fósforo.

Embora não se tenham alcançado bons percentuais na remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo), apresentando-se instáveis, os resultados mostraram que o etanol pode ser viável como cosubstrato, visando à remoção do vermelho do Congo e de matéria orgânica carbonácea em reatores com fungos.

REFERÊNCIAS

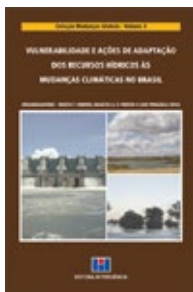
- ABREU, M.C.S.; SILVA FILHO, J.C.L.; OLIVEIRA, B.C.; HOLANDA, F.L.J. Perfis estratégicos de conduta social e ambiental: estudos na indústria têxtil nordestina. *Gest. Prod.*, São Carlos, v. 15, n. 1, abr. 2008
- APHA – AWWA – WPCF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21 ed. Washington. American Public Health Association. 1368 p, 2005.
- BEVENSEE, M. O., BORON, W. F. Control of intracellular pH: in *The kidney*. Seldin and Giebisch's. 4th edition, p. 1429 – 1480, 2008.
- CARRERA, J.; BAEZA, J.A.; VICENT, T.; LAFUENTE, J. Biological nitrogen removal of high-strength ammonium industrial wastewater with two-sludge system. *Water Research* 37 (2003) 4211–4221
- CHANDER, M., ARORA, D. S. Evaluation of some white-rot fungi for their potential to decolourise industrial dyes. *Dyes and Pigments* 72 192–198, 2007.
- CORREA, C. A. R.; AQUINO, S. F.; CALDAS, P. C. P.; SILVA, S. Q. Uso de extrato de levedura como fonte de carbono e de mediadores redox, para a degradação anaeróbia de corante azo. *Eng. Sanit. Ambient.* [online]. vol.14, n.4, pp. 559-568. ISSN 1413-4152. doi: 10.1590/S1413-41522009000400016, 2009.
- DANTIGNY, P., GUILMART, A., RADOI, F., BENSOUSSAN, M., ZWIET-ERING, M. Modelling the effect of ethanol on growth rate of food spoilage moulds. *International Journal of Food Microbiology* 98 (2005) 261– 269.
- DEMIREL, G., YAYKASLI, K. O., YASAR, A. The production of citric acid by using immobilized *Aspergillus niger* A-9 and investigation of its various effects. *Food Chemistry* 89 (2005) 393–396.
- DOS SANTOS, A. B. Reductive Decolourization of Dyes by Thermophilic Anaerobic Granular Sludge. Ph.D Thesis, Wageningen University. Wageningen, The Netherlands, 2005.
- FREITAS, K.R. Caracterização e Reuso de Efluentes do Processo de Beneficiamento da indústria têxtil. Florianópolis, 2002. Dissertação submetida à Universidade Federal de Santa Catarina.
- GARCÍA-PEÑA, I.; ORTIZ, I.; HERNÁNDEZ, S.; REVAH, S. Biofiltration of BTEX by the fungus *Paecilomyces variotii*. *International Biodegradation & Biodegradation* 62 (2008) 442–447.
- GRADY, C. P. L.; DAIGGER, G. T.; LIM, H. C. *Biological Wastewater treatment*. 2. ed. New York. Marcel Dekker, 1999.
- GRIFFIN, D. H. *Fungal physiology*. 2 ed. New York. Wiley-Liss, 1994. 458p
- HAILEI.W., PING L., MIN P., ZHIJUN Z., GUANGLI Y., GUOSHENG L., JIANMING Y. Rapid decolourization of azo dyes by a new isolated higher manganese peroxidase producer: *Phanerochaete* sp. HSD. *Biochemical Engineering Journal* 46 327–333, 2009.
- HWANG, S. C., LIN, C. S., CHEN, I. M., WU, J. S. Removal of nitrogenous substances by *Aspergillus niger* in a continuous stirred tank reactor (CSTR) system. *Aquacultural Engineering* 36, 177–183. 2007.
- IKEDA, Y.; PARK, E.Y.; OKUDA, N. Bioconversion of waste office paper to gluconic acid in a turbine blade reactor by the filamentous fungus *Aspergillus niger*. *Bioresource Technology*, v. 97, n. 8, p. 1030–1035, 2006.
- JENNINGS, D. H. *The physiology of fungal nutrition*. Cambridge: University, 1995. 595p.
- JUHASZ, A.; NAIDU, R. Bioremediation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons: a review of the microbial degradation of benzo[a]pyrene. *International Biodeterioration & Biodegradation* 45 (2000) 57–88
- KHELIFI, E., AYED, L., BOUALLAGUI, H., TOUHAMI, Y., HAMDI, M. Effect of nitrogen and carbon sources on Indigo and Congo red decolourization by *Aspergillus alliaceus* strain 121C. *Journal of Hazardous Materials* 163 1056–1062, 2009.
- KHELIFI, E., GANNOUN, H., TOUHAMI, Y., BOUALLAGUI, H., HAMDI, M. Aerobic decolourization of the indigo dye-containing textile wastewater using continuous combined bioreactors. *Journal of Hazardous Materials* 152 (2008) 683–689. 2008.
- KUNZ, A.; PERALTA-ZAMORA, P.; MORAES, S. G. ; DURAN, N. Novas tendências no tratamento de efluentes têxteis. *Quím.Nova* [online]. vol.25, n.1, pp. 78–82. ISSN 0100-4042. doi: 10.1590/S0100-40422002000100014, 2002.
- LEVIN, L.; MELIGNANI, E.; RAMOS, A. M. Effect of nitrogen sources and vitamins on ligninolytic enzyme production by some white-rot fungi. Dye Decolorization by selected culture filtrates. *Bioresource Technology* 101 (2010) 4554–4563.
- LI, S. C., KANE, P. M. The yeast lysosome-like vacuole: Endpoint and crossroads. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Molecular Cell Research*, Volume 1793, Edição 4, Abril/2009, p. 650-663.

- MACHADO, Kátia M.G. et al. Biodegradation of reactive textile dyes by basidiomycetous fungi from brazilian ecosystems. *Braz. J. Microbiol.*, São Paulo, v. 37, n. 4, dez. 2006.
- MALLER, A. Produção, purificação e caracterização do complexo pectinolítico do fungo *Aspergillus niveus*. Ribeirão Preto. Dissertação de Mestrado – Faculdade de Medicina de Ribeirão Preto-Universidade de São Paulo, 2008.
- MARCHETTO, M.; CAMPOS, J.R.; REALI, M.A.P. Remoção de Fósforo de Efluente de Reator Anaeróbico em Reator com aeração Intermitente Seguido por Flotação por Ar Dissolvido. *Engenharia sanitária e ambiental*, Vol. 8 - Nº 1 - jan/mar 2003 e Nº 2 - abr/jun 2003, 77-83
- MARTINS, B. A. D. Avaliação da Cinética de Biodegradação do Etanol em Concentrações Mínimas Necessárias dos Nutrientes Nitrogênio e Fósforo. Florianópolis, 2004. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Santa Catarina. 2004.
- OSADA, T; HAGA, K. e HARADA, Y. Removal of Nitrogen and Phosphorus from Swine Wastewater by the Activated Sludge units with the Intermittent Aeration Process. *Water Research*, v. 25, p.1377-1388, 1991.
- PEREIRA, J. F. et al. Nitrate Redutase em Fungos Filamentosos. *Revista Biotecnologia, Ciência e Desenvolvimento* – Ed. nº 31, julho/dezembro 2003.
- POWERS, S.E.; HUNT, C.S.; HEERMANN, S.E.; CORSEUIL, H.X.; RICE, D.; ALVAREZ, J.J. The transport and fate of ethanol and BTEX in groundwater contaminated by gasoline. *CRC Environmental Science and Technology*, v. 31, n. 1, p. 79-123, 2001.
- RADHA K.V., REGUPATHI I., ARUNAGIRI A., MURUGESAN T. Decolorization studies of synthetic dyes using *Phanerochaete chrysosporium* and their kinetics. *Biochemical Engineering Journal* 46 327–333, 2009.
- REINEKE, W. Chemistry Biodegradation and Persistence. *The Handbook of Environmental. Springer-Verlag Berlin Heidelberg*. Vol. 2 p. 17. 2001
- RODIER, J. L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Paris: Dunod, 1975. 629 p.
- RODRIGUES, K. DE A. Uso de reatores biológicos com fungos para remoção de fenol de água residuária sintética. São Carlos, 2006. Tese de doutorado-Escola de engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo, 2006.
- RODRIGUES, K. de A., VIDAL, C. B., BARBOSA, B. C. A., PESSOA-WANDERLEY, C. R., DUARTE, I. C. S., SAMPAIO, G. M. M. S. Viabilidade do tratamento de água residuária sintética têxtil em reator aeróbio de leito fixo. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v.15 n.1, (99-106). 2010.
- RODRIGUES, K.; SILVA, K. M. L.; MARINHO, G. M.; LIMA, P. C. C.; CARLOS RONALD PESSOA WANDERLEY, C. R. P.; MARINHO SILVA, G. Remoção de Corante por Uso de *Aspergillus niger* AN 400 em Reator em Bateladas Sequenciais. *Quim. Nova*, Vol. 34, No. 7, 1119-1123, 2011.
- SILVA, K. M. L. Remoção de Corante Têxtil por Uso de Reatores em Batelada Inoculados com Fungos. (Trabalho de Conclusão de Curso – Curso de Tecnologia em Gestão Ambiental). 85 páginas, 2009.
- SUMATHI, S., MANJU, B.S. Uptake of reactive textile dyes by *Aspergillus foetidus*. *Enzyme and Microbial Technology*, v. 27, p. 347–355, 2000.
- TRIGUEROS, D. E. G. Avaliação da Cinética de Biodegradação dos Compostos Tóxicos: Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno, Xileno (BTEX) e Fenol. Paraná, 2008. Dissertação de Mestrado em Engenharia Química, Desenvolvimento de Processos Químicos. Universidade Estadual do Oeste do Paraná.
- Van HAANDEL & MARAIS. O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado-Teoria e Aplicação para Projeto e Operação - (ed) ABES. Campina Grande-Universidade Federal da Paraíba, 1999, 448p
- VASQUES, Andressa Regina et al. Adsorção dos corantes RO16, RR2 e RR141 utilizando lodo residual da indústria têxtil. *Eng. Sanit. Ambient.*, Rio de Janeiro, v. 16, n. 3, set. 2011.
- VASSILEV, N., FENICE, M., FEDERICI, F., AZCON, R. Olive mill waste water treatment by immobilized cell of *Aspergillus niger* and its enrichment with soluble phosphate. *Process Biochemistry*. V. 32, n 7, p. 617-620, 1997.
- WANDERLEY, C.R.P. *Aspergillus niger* AN 400 como inóculo de reatores em batelada para remoção do corante vermelho Congo em meio aquoso sintético. Fortaleza, 2007. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil- Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Ceará, 2007.
- WESENBERG, D.; KYRIAKIDES, I.; SPIROS N. AGATHOS. White-rot fungi and their enzymes for the treatment of industrial dye effluents. *Biotechnology Advances* 22 161–187, 2003.
- WOOD, C. C., PÓREE, F., DREYER, I., KOEHLER, G. J., UDVARDI, M. K. Mechanism of ammonium transport, accumulation and retention in oocytes and yeast cells expressing *Arabidopsis* *atAMT1*;1. *FEBS Letters*, v. 580, p. 3931 – 3936, 2006.
- YANG, Q.; LI, C.; LI, H.; LI, Y.; YU, N. Degradation of synthetic reactive azo dyes and treatment of textile wastewater by a fungal consortium reactor. *Biochemical Engineering Journal*, v. 43, p. 225–230, 2009.
- YAYKASLI, K. O.; DEMIREL, G.; YASAR, A. Influence of alcohols on citric acid production by *Aspergillus niger* A-9 entrapped in polyacrylamide gels. *Journal of Food Engineering*, v. 70, n. 4, p. 518-522, 2005.

calendário de eventos

Mês	Dia	Evento	Local
maio	6 a 8	IFAT China 2015	Xangai, China http://www.ie-expo.com/
	18 a 21	IWA Nutrient Removal and Recovery 2015: Moving Innovation	Gdansk, Polônia http://nrr2015.org/
	20 a 23	IWA Regional Symposium on Environmental Nanotechnology 2015	Dalian, China http://10times.com/iwa-symposium
	26 a 28	WasteTech-2015 - The 9th International Trade Fair for Waste Management, Recycling	Moscú, Rússia http://www.waste-tech.ru
	30 a 3/6	The 12th IWA Leading Edge Conference on Water and Wastewater Technologies	Hong Kong, China http://let2015.org/
	30 a 3/6	LESAM 2015 Strategic Asset Management of Water and Wastewater Infrastructures	Yokohama, Japão http://www.lesam2015.org/index.html
junho	1 a 4	WasteExpo 2015	Las Vegas, Nevada, Estados Unidos http://www.wasteexpo.com/we15/public/enter.aspx
	7 a 10	WEF/IWA Residuals and Biosolids Conference 2015: The Next Generation of Science, Technology, and Management	Washington, DC, Estados Unidos http://www.residualsbiosolids-wefiwa.org/
	7 a 10	Water and Energy 2015: Opportunities for Energy and Resource Recovery in the Changing World	Washington, DC, Estados Unidos http://www.ewa-online.eu/calendar-detail/events/wefjswaewa-conference-water-and-energy-2015-call-for-abstracts-kopie.html
	9	Curso de Transientes Hidráulicos	Aesabesp - Rua Treze de Maio, 1642- casa 01 – São Paulo – SP http://www.aesabesp.org.br/noticias/1834-curso-de-transientes-hidraulicos.html
	10 a 12	Aquatech China 2015	Xangai, China http://www.aquatechtrade.com/china/Pages/default.aspx
	11 a 13	Florida Water Quality Association (FWQA) Convention	Orlando, Flórida http://www.fwqa.com/2015-convention/
23 a 25	SEFE8 - 8º Seminário de Engenharia de Fundações Especiais e Geotecnia - 2ª Feira da Indústria de Fundações e Geotecnia	Transamérica Expo Center - São Paulo - SP http://www.sefe8.com.br/pt/	

julho	1 a 3	Regional Forum on Climate Change	Tailândia http://www.rfcc2015.ait.asia/
	6 a 10	X Convención Internacional sobre Medio Ambiente y Desarrollo	Havana, Cuba http://www.cubambiente.com/
	15 a 17	3rd International Conference on Water and Society	Corunha, Espanha http://www.wessex.ac.uk/15-conferences/water-and-society-2015.html
	19 a 21	VII Congresso Brasileiro de Geossintéticos e VIII Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental	Brasília, DF http://www.qeeventos.com.br/qeeventos/site/detalhes-feiras-e-congressos.aspx?EventoID=4539
	20 a 22	10th International Symposium on Water Supply and Technology	Kobe, Japão http://www.water-kobe2015.jp/en/index.html
	4 a 6	V Congresso Brasileiro de MND Métodos Não Destrutivos no Dig Brasil 2015	Expo Center Norte – Pavilhão Vermelho, São Paulo, Rua José Bernardo Pinto, 333 – São Paulo - SP http://www.acquacon.com.br/nodig2015/pt/index.php
	4 a 6	26º Encontro Técnico AESABESP - FENASAN 2015	Expo Center Norte – Pavilhão Vermelho do Expo Center Norte – Sala Casa Verde - Rua José Bernardo Pinto, 333 – São Paulo - SP http://www.fenasan.com.br/
	5	Curso “Cases de Combate às Perdas: Erros e Acertos”	Expo Center Norte – Pavilhão Vermelho do Expo Center Norte – Sala Casa Verde - Rua José Bernardo Pinto, 333 – São Paulo - SP http://www.aesabesp.org.br/noticias/2362-curso-qcases-de-combate-as-perdas-erros-e-acertosq-05082015.html
	11 a 13	6ª Greenbuilding Brasil – Conferência Internacional	Transamérica Expo Center Av. Dr. Mario Villas Boas Rodrigues, 387 - Santo Amaro São Paulo - SP http://www.expogbcbrasil.org.br
	11 a 13	Aquatech India 2015	Nova Délhi, Índia http://www.aquatechtrade.com/india/Pages/homepage.aspx
23 a 28	35º Simpósio Internacional de Halogenados Poluentes Orgânicos Persistentes - DIOXIN 2015	Maksoud Plaza São Paulo Hotel - São Paulo - SP http://dioxin2015.org/	
23 a 27	Congreso Mundial de Restauración Ecológica 2015 - Manchester	Manchester, Reino Unido http://www.ser.org/programs/world-conference	
25 a 28	SETAC Australasia 2015	Nelson, Nova Zelândia http://www.setac.org/events/event_details.asp?id=484269	
30 a 4/9	IDA World Congress 2015	San Diego, Califórnia http://wc.idadesal.org/	
30 a 4/9	1st IWA Conference on Lignocellulosic-Based Biorefineries and the Environment	Rotorua, Nova Zelândia http://eco-biorefinery.com/	
30 a 2/9	Mid-Year Leadership Conferenc 2015	Tucson, Arizona http://www.wqa.org/Programs-Services/Events/Mid-Year-Leadership-ConferenceLocal	



Vulnerabilidade e ações de adaptação dos recursos hídricos às mudanças climáticas no Brasil

Organizadores: *Marta F. Ribeiro, Marcos A. V. Freitas e Luiz Pinguelli Rosa*

O terceiro volume da coleção traz contribuições de estudos desenvolvidos em escalas espaciais que abrangem o território nacional e bacias hidrográficas regionais e estaduais. A partir de diferentes perspectivas, os autores relacionam as alterações climáticas com: modificações no regime e na disponibilidade hídrica de bacias hidrográficas, com destaque para o seu aproveitamento energético; riscos ambientais a eventos extremos e gestão das áreas vulneráveis; impactos ambientais ocasionados pela transposição de rio; fragmentação florestal e mudanças hidrodinâmicas e pluvioerosivas.

Mais informações: <http://www.editorainterciencia.com.br/index.asp?pg=prodDetalhado.asp&idprod=343&token=>



Bacias hidrográficas e recursos hídricos

Organizador: *Cristiano Poletto*

Mundialmente, busca-se uma nova leitura sobre a importância da água, seja em situações de escassez e conflitos de uso, seja para abastecimento humano e dessedentação animal. De forma geral, as leis preveem a gestão de usos da água por bacias hidrográficas, devendo os recursos financeiros gerados ser empregados, prioritariamente, na própria bacia, por meio da cobrança pelo uso da água. Contudo, ainda há muito a se fazer com relação ao entendimento e à disseminação do conhecimento quanto às inúmeras variáveis envolvidas no processo bacias hidrográficas x recursos hídricos. Assim, o presente livro traz um novo agrupamento de informações pertinentes ao gerenciamento dos recursos hídricos e busca ampliar a visão do leitor quanto às possibilidades e aplicabilidades de diversos conhecimentos e estudos em diferentes áreas da ciência para preservação de um bem maior, a água.

Mais informações: <http://www.editorainterciencia.com.br/index.asp?pg=prodDetalhado.asp&idprod=342&token=>



Corrosão e proteção anticorrosiva dos metais no solo

Eduardo Torres Serra

O objetivo deste livro é proporcionar aos leitores uma visão ampla dos fundamentos do processo de corrosão dos metais em contato com o solo e direcioná-los para a especificação dos sistemas de proteção anticorrosiva. O livro apresenta diversas formas de avaliação da agressividade dos solos aos metais, possibilitando que sejam tomadas medidas de proteção anticorrosiva já na fase de projeto das instalações; aborda, também, as técnicas usuais de proteção anticorrosiva dos metais no solo.

Mais informações: <http://www.editorainterciencia.com.br/index.asp?pg=prodDetalhado.asp&idprod=337&token=>

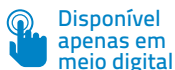


Instalações prediais hidráulico-sanitárias: princípios básicos para elaboração de projetos

Roberto de Carvalho Junior

As instalações prediais hidráulico-sanitárias têm como finalidades: fazer a distribuição de água, em quantidade suficiente e sob pressão adequada a todas as peças de utilização e aparelhos sanitários da edificação; promover a coleta e o afastamento adequados das águas pluviais e das águas servidas; impedir o retorno de águas poluídas nas canalizações de alimentação dos aparelhos, bem como a entrada de gases de esgotos, roedores ou insetos nos edifícios, criando, dessa forma, condições favoráveis ao conforto e segurança dos usuários. Os detalhes construtivos foram basicamente substituídos pela exposição esquemática das instalações. As demais instalações pertinentes ao edifício não fizeram parte deste livro. Para sua elaboração, foram utilizadas a bibliografia indicada e a experiência conquistada, no campo profissional, como projetista de instalações hidráulicas e como professor de disciplinas de instalações prediais em cursos de graduação nas áreas de engenharia e arquitetura.

Mais informações: <http://www.blucher.com.br/produto/08372/instalacoes-prediais-hidraulico-sanitarias-principios-basicos-para-elaboracao-de-projetos>



Disponível
apenas em
meio digital

Ecologia de reservatórios e interfaces

Antonio Domingos Dias Ferreira

Este livro foi organizado pelos grupos de pesquisa dos Laboratórios de Limnologia, do Departamento de Ecologia, do Instituto de Biociências, da Universidade de São Paulo e da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", *Campus Sorocaba*. Composto por 30 capítulos, o livro é uma tentativa de integrar os conhecimentos no intuito de mostrar a necessidade de estudos multi e interdisciplinares para a maior compreensão da estrutura, função e dinâmica dos reservatórios. Por meio de alguns estudos de caso, busca discutir sobre a ecologia de reservatórios, do ponto de vista teórico, mas também apresentar questões aplicadas relacionadas ao monitoramento e manejo, sem se esquecer da proteção e recuperação da qualidade das águas dos degradados ecossistemas aquáticos continentais, ao gosto dos limnólogos. Outros capítulos versam questões mais abrangentes, teóricas, opinativas ou aplicadas, voltadas à bacia hidrográfica e ao entorno dos reservatórios, pois, para melhor compreender aspectos do próprio corpo d'água, cada vez mais se tem que avançar na compreensão do que ocorre na sua bacia hidrográfica. A opção de finalizar o livro em PDF seguiu algumas premissas: (a) fazer o livro a baixo custo, inclusive para os leitores, que não necessitarão comprá-lo; (b) distribuí-lo de forma mais rápida, pois após a finalização do boneco do livro sem dúvida demandaria mais quase um ano em trabalho de gabinete para a edição, impressão e finalmente distribuição só em 2016; e (c) esta também foi a maneira encontrada para que o livro pudesse "sair" do Brasil, pois esse formato tem excelente portabilidade. O livro poderá ser acessado apenas no formato digital, em PDF, e baixado gratuitamente pelo seguinte [link: http://ecologia.ib.usp.br/reservatorios/](http://ecologia.ib.usp.br/reservatorios/).

Mais informações: <http://www.editorainterciencia.com.br/index.asp?pg=prodDetalhado.asp&sidprod=314>



Disponível
apenas em
meio digital

Água de chuva passo a passo

Coordenadores: Luciano Zanella, Guilherme Mariotto e Mariana Marchesi

Autor: Luciano Zanella

Lançado em comemoração ao Dia Mundial da Água, 22 de março, o *Manual para captação emergencial e uso doméstico de água de chuva* do Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT) mostra que, em situações emergenciais, a água de chuva é uma solução possível, desde que alguns cuidados sejam tomados. O trabalho, voltado para o cidadão sem conhecimento técnico, apresenta as boas práticas para a captação, filtragem, armazenamento e utilização da água. Apesar de ser uma técnica relativamente simples, o aproveitamento da água de chuva possui requisitos mínimos que devem ser respeitados para garantir o funcionamento do sistema e, principalmente, para assegurar a qualidade dos volumes coletados. Os usos mais convencionais dados a essa água são a descarga de bacias sanitárias, limpeza de pisos e veículos e rega de áreas verdes. Mas, se faltar água de qualidade superior, a água de chuva – desde que captada e tratada de forma adequada – poderá ser também utilizada para ingestão e preparo de alimentos. Nesse caso, recomenda-se, após captação, tratamento e armazenamento da forma tecnicamente adequada, a fervura por um tempo superior a três minutos para melhorar a segurança sanitária. Como afirma Zanella, "as chuvas que vêm fechando o verão paulistano, apesar de estarem contribuindo para o reservatório da Cantareira, não são suficientes para estancar a crise hídrica. A captação de água de chuva já é uma saída para muitas famílias, mas é preciso melhorar a qualidade dessa água que, em muitos casos, não é tratada corretamente. É essa lacuna que o manual do IPT pretende preencher".

Para a íntegra do manual, acesse: http://www.ipt.br/download.php?filename=1200-Manual_para_captacao_emergencial_e_uso_domestico_de_AGUA_DA_CHUVA.pdf

O site da Revista DAE está repleto de novidades

ASSINE GRATUITAMENTE
O BOLETIM ELETRÔNICO,
É SÓ SE CADASTRAR





Crédito da imagem: Fotógrafo, Olívio Albuquerque - Flickr / Creative Commons
Local: Póvoas Jorranites, Vale do Curuçá, PI