

Organizadoras
Renata Ribeiro de Araújo
Leonice Seolin Dias
Sandra Medina Benini

ÁGUA:

tratamento, efluentes e lodos

1ª Edição

Tupã/SP
ANAP
2015



Organizadoras
Renata Ribeiro de Araújo
Leonice Seolin Dias
Sandra Medina Benini

ÁGUA:

tratamento, efluentes e lodos

1ª Edição

Tupã/SP
ANAP
2015

ANAP – Associação Amigos da Natureza da Alta Paulista

Pessoa de Direito Privado Sem Fins Lucrativos

Fundada em 14 de setembro de 2003

Rua Bolívia, nº 88, Jardim América,

Cidade de Tupã, Estado de São Paulo.

CEP 17.605-31

Diretoria da ANAP

Presidente: Sandra Medina Benini

Vice-Presidente: Allan Leon Casemiro da Silva

1ª Tesoureira: Maria Aparecida Alves Harada

2ª Tesoureira: Jefferson Moreira da Silva

1ª Secretária: Rosângela Parilha Casemiro

2ª Secretária: Elisângela Medina Benini

Diretoria Executiva da Editora

Sandra Medina Benini

Allan Leon Casemiro da Silva

Leonice Seolin Dias

Suporte Jurídico

Adv. Elisângela Medina Benini

Adv. Allaine Casemiro

Revisão Ortográfica

Smirna Cavalheiro

Contato: (14) 3441-4945

www.editoraanap.org.br

www.amigosdanatureza.org.br

editora@amigosdanatureza.org.br

AR663a Água: tratamento, efluentes e lodos / Renata Ribeiro de
Araújo, Leonice Seolin Dias e Sandra Medina Benini (Orgs.)
– Tupã: ANAP, 2015.
129 – p; il.. 29,7 cm

ISBN 978-85-68242-14-8

1. Recursos Hídricos 2. Água 3. Tratamento
I. Título.

CDD: 550
CDU: 550/49

Índice para catálogo sistêmico
Brasil: Geociências; Ciências da Terra

Conselho Editorial Interdisciplinar

Prof^ª Dr^ª Alba Regina Azevedo Arana – UNOESTE
Prof^ª Dr^ª Angélica Góis Morales – UNESP – *Campus* de Tupã
Prof^º Dr. Antônio Cezar Leal – FCT/UNESP – *Campus* de Presidente Prudente
Prof^º Dr. Antonio Fluminhan Jr. – UNOESTE
Prof^º Dr. Arnaldo Yoso Sakamoto – Universidade Federal do Mato Grosso do Sul
Prof^ª Dr^ª Daniela de Souza Onça – UDESC
Prof^º Dr. Edson Luís Piroli – UNESP – *Campus* de Ourinhos
Prof^º Dr. Eraldo Medeiros Costa Neto – UEFS
Prof^º Dr. Erich Kellner – UFSCAR
Prof^ª Dr^ª Flávia Akemi Ikuta – FFMS – FAENG
Prof^ª Dr^ª Isabel Cristina Moroz-Caccia Gouveia – FCT/UNESP – *Campus* de Presidente Prudente
Prof^º Dr. João Cândido André da Silva Neto – UEA/CEST
Prof^º Dr. João Osvaldo Nunes – FCT/UNESP – *Campus* de Presidente Prudente
Prof^º Dr. José Carlos Ugeda Júnior – UFMS
Prof^º Dr. José Mariano Caccia Gouveia – FCT/UNESP – *Campus* de Presidente Prudente
Prof^º Dr. José Manuel Mateo Rodriguez – Universidade de Havana – Cuba
Prof^º Dr. Junior Ruiz Garcia – UFPR
Prof^ª Dr^ª Jureth Couto Lemos – UFU
Prof^ª Dr^ª Kênia Rezende – Universidade Federal de Uberlândia / Faculdade Pitágoras de Uberlândia
Prof^º Dr. Marcos Reigota – Universidade de Sorocaba
Prof^ª Dr^ª Maria Betânia Moreira Amador – UPE – *Campus* de Garanhuns
Prof^ª Dr^ª Maira Celeiro Caple – Universidade de Havana – Cuba
Prof^ª Dr^ª Maria Helena Pereira Mirante – UNOESTE
Prof^ª Dr^ª Natacha Cíntia Regina Aleixo – UEA
Prof^º Dr. Paulo Cesar Rocha – FCT/UNESP – *Campus* de Presidente Prudente
Prof^º Dr. Pedro Fernando Cataneo – UNESP – *Campus* de Tupã
Prof^º Dr. Rafael Montanhini Soares de Oliveira – UTFPR
Prof^ª Dr^ª Regina Célia de Castro Pereira – Departamento de História e Geografia/UEMA
Prof^º Dr^ª. Renata Ribeiro de Araújo – FCT/UNESP – *Campus* de Presidente Prudente
Prof^º Dr. Ricardo Augusto Felício – USP
Prof^º Dr. Ricardo de Sampaio Dagnino – UNICAMP
Prof^º Dr. Roberto Rodrigues de Souza – Universidade Federal do Sergipe – UFS
Prof^º Dr. Rodrigo Simão Camacho – UFGD
Prof^º Dr. Rodrigo José Pisani – Unifal
Prof^ª Dr^ª Rosa Maria Barilli Nogueira – UNOESTE
Prof^ª Dr^ª *Simone Valaski* – Universidade Federal do Paraná
Prof^ª Dr^ª Silvia Cantoia – Universidade Federal de Mato Grosso, Campus Cuiabá
Prof^ª Dr^ª Sônia Maria Marchiorato Carneiro – UFPR

Sumário

Prefácio	08
Apresentação	09
Capítulo 1	
TEOR DE FLUORETO EM ÁGUAS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO DE MUNICÍPIOS ATENDIDOS PELO CENTRO DE LABORATÓRIO REGIONAL – INSTITUTO ADOLFO LUTZ DE PRESIDENTE PRUDENTE	10
<i>Lourdes Ap. Zampieri D’Andrea; Caio Augusto de Brito; Rosana Margareth Dragueta de Oliveira; Zenaide Martins Gonzaga</i>	
Capítulo 2	
UTILIZAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA PARA FINS AGRONÔMICOS	25
<i>Fernando Ferrari Putti; Luís Roberto Almeida Gabriel Filho; Ana Carolina Barbosa Kummer; Camila Pires Cremasco; Rafael Ludwig</i>	
Capítulo 3	
COAGULANTES NATURAIS NO TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DE CHORUME	42
<i>Maria Cristina Rizk; Vitor Amigo Vive; Taylla Evellyn Scapim Yamaguchi</i>	
Capítulo 4	
POLUIÇÃO POR ESGOTO HOSPITALAR E SUA COMPLEXIDADE FRENTE À SAÚDE AMBIENTAL NO RIO SÃO FRANCISCO, TRECHO ENTRE PETROLINA/PE E JUAZEIRO/BA	59
<i>Maria Betânia Moreira Amador; Wolmir Ercides Peres; Roberto Rodrigues de Souza</i>	
Capítulo 5	
INVESTIGAÇÃO E AVALIAÇÃO DE MACRO E MICRONUTRIENTES EM LODOS DE ESGOTOS	76
<i>Welliton Leandro de Oliveira Boina; João Sergio Cordeiro; Rosane Freire</i>	

Capítulo 6

BIOENSAIOS ENVOLVENDO *TRADESCANTIA PALLIDA* CV *PURPUREA* RELACIONADOS À RECICLAGEM AGRÍCOLA DE BIOSSÓLIDOS 88

Renata Delfino Pereira; Antonio Fluminhan Jr.

Capítulo 7

REUTILIZAÇÃO DE LODO DE ESGOTO DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO PARA FINS AGRONÔMICOS 111

Luís Roberto Almeida Gabriel Filho; Fernando Ferrari Putti; Rafael Ludwig; Camila Pires Cremasco Gabriel; Pedro Fernando Cataneo; Luiz Roberto Almeida Gabriel

Prefácio

As atividades domésticas, os processos industriais/agroindustriais e a agricultura demandam de mais água a cada dia. A disponibilidade de água em termos de quantidade e qualidade para os usos múltiplos se tornou um desafio nas últimas décadas. As alterações nos regimes de chuva, em geral, interferem na quantidade de água disponível, além do que o aumento na demanda de água gera também pressões nos aquíferos. Por outro lado, os efluentes, sejam esses domésticos, hospitalares ou industriais/agroindustriais, mesmo após tratamento, podem ocasionar algum grau de interferência na qualidade das águas, pois grande parte da água consumida torna-se poluída em algum grau, aumentando a pressão ambiental, não em quantidade, mas em qualidade.

Tratar os efluentes de forma adequada, com alta eficiência, não garante proteção integral da água. O lodo gerado nos sistemas de tratamento de efluentes precisa receber destinação adequada. Uma tendência promissora é a disposição do lodo nos solos, como fertilizante ou corretivo agrícola. Porém, esta disposição deve ser feita de forma consciente e com técnicas definidas em legislação e em estudos científicos. A disposição do lodo em solos pode ocasionar a contaminação destes, além do risco de contaminação das águas subterrâneas e superficiais.

Este livro foi gerado por pessoas com formações em diversas áreas, com visão de interdisciplinaridade, abordando temas relacionados com a qualidade da água para consumo humano e do manejo adequado dos efluentes e dos lodos gerados nas estações de tratamento.

Finalizo com a indicação deste livro aos leitores que desejam uma literatura que forneça uma base conceitual de fácil compreensão, porém com informações extremamente relevantes para o entendimento dos processos de utilização da água para consumo humano, para o tratamento de efluentes e disposição de lodo no solo.

Roselene Maria Schneider¹

¹ Possui graduação em Engenharia Química pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (2003), mestrado (2006), doutorado (2009) e pós-doutorado em Engenharia Química pela Universidade Estadual de Maringá. Atualmente é professora efetiva da Universidade Federal do Mato Grosso, *campus* Universitário de Sinop, atuando na graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental e pós-graduação em Ciências Ambientais.

Apresentação

O livro “Água: tratamento, efluentes e lodos” é uma obra escrita por pesquisadores de renomadas instituições públicas e privadas, preocupada em retratar vários temas que envolvem a questão da utilização da água pelo homem e dos efluentes e resíduos gerados, bem como a poluição causada por estas atividades antrópicas.

Os autores debruçaram-se com afinco em apresentar os problemas e as soluções para temas relacionados a esta complexidade da água frente à saúde ambiental. Assim, no título, as pesquisas apresentam-se articuladas com a preocupação em tratar a água como um tema transversal, passando por água de abastecimento público, águas residuárias e biossólidos. O resultado está sendo apresentado em sete capítulos e espera-se que ao final da leitura “o cinza do meio antrópico” possa ainda aquecer a alma e permitir crer que teremos água para todos.

Boa Leitura!

Renata, Leonice e Sandra

Capítulo 1

TEOR DE FLUORETO EM ÁGUAS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO DE MUNICÍPIOS ATENDIDOS PELO CENTRO DE LABORATÓRIO REGIONAL – INSTITUTO ADOLFO LUTZ DE PRESIDENTE PRUDENTE

Lourdes Ap. Zampieri D'Andrea²

Caio Augusto de Brito³

Rosana Margareth Dragueta de Oliveira⁴

Zenaide Martins Gonzaga⁵

1 INTRODUÇÃO

O Programa de Vigilância da Qualidade de Água para Consumo Humano (PROÁGUA) no Estado de São Paulo foi instituído pela Resolução SS-45, de 31 de maio de 1992, em que foram aprovadas as diretrizes para sua implantação no âmbito da secretaria da Saúde com o objetivo de promover, proteger e preservar a saúde de uma comunidade.

O Proágua possibilita o acompanhamento da qualidade da água consumida pela população, identificando situações de risco e intervindo junto aos responsáveis pela captação, tratamento e distribuição de água. Dentre os parâmetros analisados, o fluoreto é de fundamental importância para a saúde bucal (BRASIL, 1992).

Como o flúor é um dos elementos mais abundantes na crosta terrestre, podem ser encontrados indícios de fluoreto em quase todos os alimentos e na água. O fluoreto encontrado nos alimentos tem grande importância, visto que, somando-se o encontrado na água fluoretada e nos dentifrícios fluorados, podem ocorrer efeitos tanto úteis como

² Faculdade de Ciência e Tecnologia da Universidade Estadual Paulista e Centro de Laboratório Regional do Instituto Adolfo Lutz de Presidente Prudente.

³ Centro de Laboratório Regional do Instituto Adolfo Lutz de Presidente Prudente.

⁴ Centro de Laboratório Regional do Instituto Adolfo Lutz de Presidente Prudente.

⁵ Centro de Laboratório Regional do Instituto Adolfo Lutz de Presidente Prudente.

prejudiciais. Diante do exposto, convém evitar o consumo regular de alimentos ricos em flúor, como, por exemplo, chás, peixes, verduras, bem como a ingestão de fluoretos procedentes de fontes duvidosas na higiene dental (OMS, 1972).

Conforme a Resolução SS-250, de 15 de agosto de 1995, atendem ao Padrão de Potabilidade as águas que apresentam a concentração de fluoreto entre 0,6 e 0,8 mg.L⁻¹, em temperatura ambiente, que pode variar de 16,4 a 33,9 °C. Águas com teor de fluoreto na faixa de 0,8 a 1,0 mg.L⁻¹ somente são consideradas de acordo com o padrão de potabilidade se confirmado que no período de um ano a temperatura ambiente esteve abaixo de 14,7 °C (SÃO PAULO, 1995).

A concentração ótima na água de consumo deve variar entre 0,7 e 1,2 mg.L⁻¹, de acordo com a temperatura média anual da região em questão. A Organização Mundial de Saúde (OMS) estabelece como limite máximo a concentração de 1,5 mg.L⁻¹ (SÃO PAULO, 1995; BRANDÃO; VALSECKL JUNIOR, 1998).

O flúor possui eficácia cientificamente comprovada no combate e na prevenção de cárie dentária, sendo muito utilizado em grande parte do mundo adicionado à água de abastecimento público, sal, géis, soluções para bochechos de utilização tópica, vernizes fluoretados, dentifrícios e materiais restauradores. Entretanto, a ingestão excessiva de fluoreto pode ocasionar a fluorose dental, ocasionada principalmente no desenvolvimento dental, que é representada pela mineralização do esmalte do dente (CARVALHO et al., 2011). As consequências dependem da concentração de fluoreto e do tempo que ela é mantida constante nos líquidos teciduais, durante a mineralização do esmalte (CATANI et al., 2007).

Além dos problemas causados pela cárie ser uma questão de saúde pública, a fluorose também é considerada como uma questão relevante, que também causa preocupação, pois, dependendo do seu estágio, pode provocar alterações nos dentes humanos, fazendo com que isso possa interferir na sua vida pessoal. De acordo com Gangussu et al. (2002), os problemas causados pela fluorose podem dar origem a alterações estéticas e funcionais que, por sua vez, influenciam na formação da personalidade humana, dificuldade na inserção no mercado de trabalho, e, dependendo do grau da alteração nos dentes, exigirá tratamentos odontológicos complexos.

Além disso, outro problema é quando ocorrem altas concentrações de fluoreto, causando a fluorose endêmica acumulativa, que provoca lesões esqueléticas em crianças e adultos (ORTIZ, 1997).

Considerando a falta ou o excesso de fluoreto nas águas como um problema de saúde pública, é importante avaliar sua concentração, possibilitando tomada de decisão pela Vigilância Sanitária, a fim de minimizar riscos à saúde. Para manter efetivo e seguro o procedimento de fluoretação é essencial a manutenção constante da concentração de fluoreto em níveis adequados (APHA, AWWA, WPCF, 1963).

O presente estudo teve como objetivo avaliar a concentração do fluoreto nas águas de abastecimento público, coletadas pelas Vigilâncias Sanitárias municipais pertencentes à área de abrangência do DRS XXI, que é composta por 45 municípios atendidos pelo Centro de Laboratório Regional – Instituto Adolfo Lutz de Presidente Prudente, no período entre janeiro de 2007 e dezembro de 2009.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Geoquímica do flúor

O flúor é um elemento químico (símbolo atômico F), situado no grupo dos halogênios na tabela periódica. Constituinte de ampla distribuição, encontrado naturalmente em diferentes concentrações em todos os tipos de rochas, solos, ar, águas, compostos orgânico e inorgânico, nos seres vivos e participa de distintos processos (FAWELL et al., 2006; MENEZES, 2006; MURRAY, 1986).

É o elemento mais leve do grupo dos halogênios, porém com comportamento distinto (LUCAS, 1988). É o elemento mais eletronegativo e reativo da natureza, que nunca é encontrado em sua forma elementar, mas combinado com outros elementos químicos formando íons fluoretos em solução. Apresenta grande afinidade por metais como o ferro, o cálcio e o magnésio, reagindo também com não metais como o fósforo e o hidrogênio e até mesmo com certos gases nobres (BROWN et al., 2005; BUENDIA, 1996).

Segundo Weinstein e Davison (2004), a abundância do flúor na crosta terrestre varia conforme a literatura considerada, podendo ocupar desde o 13^o elemento mais abundante até a 17^a posição.

O flúor é o 17º elemento em abundância na crosta terrestre representando de 0,06 a 0,9% e ocorrendo principalmente na forma de fluorita (CaF_2), fluoroapatita ($\text{F}_{10}(\text{PO}_4)_6$) e criolita (Na_3AlF_6). Porém, para que haja disponibilidade de fluoreto livre, ou seja, disponível biologicamente, são necessárias condições ideais de solo, presença de outros minerais ou outros componentes químicos e água. (CETESB, 2013, p. 15).

A presença de flúor na Terra provém de processos ígneos e de intempéries das rochas. O íon fluoreto livre dissolvido tem alta mobilidade apresentando maiores concentrações em águas subterrâneas (1 a 35 $\text{mg.L}^{-1} \text{F}^-$); seguido de águas do mar (1 a 1,3 $\text{mg.L}^{-1} \text{F}^-$); rios e lagos (0,01-0,3 mg.L^{-1}) (ANDREAZZINI; FIGUEIREDO; LICHT, 2006). O maior valor já encontrado em águas foi no Lago Nakuru, no Vale Rift, no Quênia: 2.800 mg.L^{-1} (MURRAY, 1986).

A concentração de fluoreto nas águas naturais depende de diversos fatores, tais como pH, temperatura, solubilidade dos minerais que contêm flúor, presença de íons e colóides complexantes, capacidade de troca iônica de materiais do aquífero (OH^- por F^-), entre outros (APAMBIRE; BOYLE; MICHEL, 1997).

2.2 Flúor e saúde humana

A população pode estar exposta ao fluoreto através de alimentos, consumo de água, pelo ar, solos contaminados (ANDREAZZINI; FIGUEIREDO; LICHT, 2006). A absorção do flúor do organismo do ser humano não é realizada totalmente quando este provém de fontes alimentícias, mas quando ingerido por meio da água se torna completamente absorvido (CETESB, 2004).

Uma vez absorvido, o fluoreto é distribuído rapidamente pelo corpo humano, sendo que uma parcela é retida nos ossos, outra parcela acumula-se na cavidade bucal e o restante é posteriormente excretado. O fluoreto pode ser excretado pela urina e sua eliminação é influenciada por uma série de fatores como o estado de saúde da pessoa e seu grau de exposição a esta substância (CARREIRO; OLIVEIRA, 2014).

A Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011, do Ministério da Saúde, estabelece a concentração de flúor em água potável deve ser de no máximo 1,5 mg.L^{-1} (BRASIL, 2011). A concentração de flúor que a água deve ter é calculada em função da temperatura média anual de cada região. Assim sendo, a Resolução SS-250, de 15 de agosto de 1995, estabelece

que a concentração de íon fluoreto na água de abastecimento público no Estado de São Paulo deve ser de 0,6 a 0,8 mg/L (SÃO PAULO, 1975).

Nas Estações de Tratamento de Água, após a água ser tratada, ela passa pelo processo de fluoração, etapa na qual é adicionado o flúor, onde são utilizados o fluoreto de sódio, o fluossilicato de sódio e o ácido fluossilícico (BRASIL, 2006). De acordo com Silva (2008), atualmente, apesar da sua propriedade de corrosão, o ácido fluossilícico tem sido o mais empregado pelo fato de se apresentar em forma líquida, o que facilita a aplicação e o controle seguro das dosagens, que são condições ideais para fluoretação.

Diversos estudos demonstram que a adição de fluoreto à água potável torna o esmalte dos dentes mais rígido. O esmalte dentário é constituído basicamente por hidroxiapatita $[Ca_5(PO_4)_3OH]$. Quando a hidroxila $[OH^-]$ é substituída na hidroxiapatita pelos fluoretos, tem-se a fluorapatita $[Ca_5(PO_4)_3F]$, que proporciona o endurecimento do esmalte tornando-o mais resistente à ação de bactérias como a *Streptococcus mutans*, principal agente responsável por iniciar a cárie (CARREIRO; OLIVEIRA, 2014).

A desmineralização da porção inorgânica do dente atinge primeiro o esmalte e propaga-se para a dentina e polpa dentária, destruindo também a porção orgânica dos dentes. Os agentes principais do estrago nos dentes são os ácidos carboxílicos, produzidos pela ação das bactérias e estas formam a placa dentária sobre a superfície do esmalte (BUENDIA, 1996; MORAES et al., 2009). Os ácidos carboxílicos são resultados da degradação da sacarose existente nos alimentos em frutose e glicose, sendo que a fermentação destas duas resulta em ácido láctico que, em constante contato com a hidroxiapatita do esmalte dentário, acaba o degradando (BRASIL, 2009). O fluoreto enrijece a superfície do esmalte dos dentes, reagindo com a hidroxiapatita, onde os íons OH^- são substituídos por íons F^- (MORAES et al., 2009).

Segundo a Cetesb (2013), a fluoretação das águas deve ser executada sobre rigoroso controle, utilizando equipamentos adequados de dosagem e implantando-se programas efetivos de controle de residual de fluoreto na rede de abastecimento de água.

Preconizava-se anteriormente o uso de fluoretos apenas para indivíduos de até 13 anos, cujos dentes estavam em formação. Atualmente sabe-se que o fluoreto não é incorporado ao dente, mas sim mantido de forma constante em cavidade bucal interferindo no processo da desmineralização e remineralização (CURY, 2001).

Estudos desenvolvidos nos Estados Unidos demonstram que, para as condições lá existentes, os seguintes resultados podem ser esperados: o índice utilizado é o "c.p.o.", ou seja, número de dentes cariados, perdidos e obturados por cem crianças. Os estudos são conclusivos de que para concentrações de fluoreto acima de 1,5 mg/L, ocorre aumento na incidência da fluorose dentária; para concentrações de fluoreto da ordem de 1,0 mg/L, ocorre redução do c.p.o. da ordem de 60% sem ocorrer fluorose; para concentrações de fluoreto menores que 1,0 mg/L, ocorrem menores reduções percentuais na redução da cárie. Na verdade, o que é necessária é a ingestão de 1,5 mg/dia de fluoreto, o que para um consumo de água de 1,2 a 1,6 litros por dia, resulta em concentrações da ordem de 1,0 mg/L. A Organização Mundial de Saúde considera 1,5 mg/L o valor máximo permissível. (CETESB, 2013).

No Brasil há um consenso para orientar a classificação das águas pelos órgãos de vigilância em saúde, onde são avaliados critérios do risco-benefício para avaliar a adequação dos teores de flúor em águas em função de temperatura do local. A melhor combinação risco-benefício ocorre na faixa de 0,65 a 0,94 mg F/L para localidades onde as médias das temperaturas máximas anuais se situam abaixo de 26,3 °C; na faixa de 0,55 a 0,84 mg F/L é para localidades onde as médias das temperaturas máximas anuais se situam entre 26,3 °C e 32,5 °C e na faixa de 0,45 a 0,74 mg F/L para localidades onde as médias das temperaturas máximas anuais se situam acima de 32,5 °C (CECOL-USP, 2011).

2.3 Flúor sistêmico

Os fluoretos podem ser administrados pela via sistêmica e pela tópica. Entre os métodos sistêmicos estão os suplementos, a água, o sal, o leite e o açúcar fluoretados; que são ingeridos pelo indivíduo (CARREIRO; OLIVEIRA, 2014). O flúor ingerido é absorvido pelo estômago, distribuído pelo organismo por meio do sangue chegando até os tecidos mineralizadores, onde se incorpora. Porém, reciclado pelos tecidos moles, atinge, as glândulas salivares quando retorna para a cavidade bucal, desta forma este processo é considerado sistêmico. Para garantir o efeito do flúor sistêmico é necessária sua ingestão durante a vida toda, não apenas durante o processo de formação dentária, pois o organismo não tem mecanismo para manter sua constância em quaisquer dos seus compartimentos. Atualmente, é reconhecido que a fluoretação é uma importante ação de Saúde Pública na manutenção constante do flúor na cavidade bucal (CURY, 2001).

2.4 Fluoretação das águas de abastecimento público

Ficou evidente a importância da fluoretação em águas de abastecimento público a partir da comprovação da eficácia no combate à cárie dentária, somados a estudos realizados pela OMS, os quais demonstraram que para cada dólar investido em fluoretação, são economizados 50 dólares com tratamento dentário e despesas indiretas com o processo.

A fluoretação das águas de abastecimento público se constitui em cuidados no estado de saúde para evitar a instalação da cárie dentária, é uma prevenção primária e um método de proteção específico e faz parte da prevenção no sentido restrito (AMAZONAS, 2006).

No Brasil, são encontradas situações semelhantes ao encontrado em países como Estados Unidos e Reino Unido, onde a cobertura de fluoretação das águas de abastecimento público é desigual entre as regiões. Observa-se entre diferentes municípios que estes benefícios se mostram mais ou menos evidentes, encontrando prevalências maiores do que as esperadas de fluorose dental, conforme a porcentagem de cobertura existente (CANGUSSU et al., 2002). Isso ocorre porque, dentre os problemas enfrentados no país, tem-se a dificuldade em manter o heterocontrole dos sistemas operacionais de monitoramento dos níveis ótimos de flúor na água, em função da falta de recursos humanos, técnico-operacionais ou de importância para a comunidade. A discussão deste processo tem ocorrido no Estado de São Paulo desde o início da década de 1980 (ESPÍNDOLA, 2010).

Apesar da efetividade reduzida com a difusão dos fluoretos tópicos, a fluoretação das águas continua a ser o método preventivo à cárie dental mais amplamente difundido, promove maior equidade, adesão, melhor custo-efetividade e segurança. Apesar disso, deve ser tratado com cautela, requer pesquisa continuada sobre esse método e são fundamentais as ações de controle de forma a prevenir aumento na prevalência da fluorose dental sem reduzir o efeito protetor à cárie dental. Dentre as medidas, podem-se citar: monitoramento da prevalência da fluorose através de sistemas de informação; heterocontrole da dosagem; ações de educação em saúde e desenvolvimento de equipamentos precisos e de fácil operação para análise de flúor (CANGUSSU et al., 2002).

2.5 Flúor ingerido na dieta

Segundo Narvai (2000), enfrentamos dificuldades metodológicas de se mensurar níveis individuais de flúor na forma ativa de cada alimento, a quantidade ingerida e o total absorvido pelos tecidos. Este fato aumenta significativamente a ingestão sistêmica de flúor numa idade de maior risco à fluorose. Vários são os alimentos e bebidas disponíveis na alimentação que contêm alto teor de flúor como peixes, frango, mariscos, chás, fórmulas infantis e leite quando processados em regiões com água de abastecimento público fluoretada. O crescente consumo entre as crianças de alimentos industrializados, leite em pó, refrigerantes e acompanhados da redução do consumo de água e leite *in natura*, aumenta significativamente a ingestão sistêmica de flúor numa idade de maior risco à fluorose dental.

2.6 Fluorose dentária

A exposição do germe dentário em função da ingestão de altas concentrações do íon flúor durante o processo de formação, dá origem à fluorose dentária, trazendo como consequência, defeitos de mineralização do esmalte. Clinicamente se manifesta com manchas opacas no esmalte e, em casos mais graves, regiões amareladas ou castanhas em dentes homólogos. Outros fatores que colaboram para a severidade deste processo são: o estado nutricional, alterações da atividade renal, homeostase do cálcio, baixo peso corporal, taxa de crescimento esquelético e períodos de remodelamento ósseo constituindo-se fases de maior absorção do flúor. Nesse sentido, a doença é mais frequente em dentes de mineralização tardia (dentição permanente), em crianças de precário estado nutricional ou baixo peso ou insuficiência renal crônica e, conseqüentemente, seus efeitos maléficos se manifestam em faixas etárias da primeira e segunda infância consideradas de maior risco à ingestão do flúor sistêmico (DENBESTEN, 1999; FEJERSKOV et al., 1994).

2.7 Mecanismo de desenvolvimento da fluorose dental

O ameloblasto é a célula que faz o esmalte, primeiramente sintetiza uma matriz contendo 25% de proteínas e, em seguida, ao mesmo tempo em que essa matriz é

reabsorvida, o esmalte se mineraliza. O produto final é uma estrutura contendo 95% de minerais, 4% de água e menos de 1% de proteínas. Presente na matriz do esmalte, o flúor inibe a reabsorção de proteínas, cujo mecanismo não é bem conhecido, o que importa é que se forma um esmalte tendo mais proteínas e maior porosidade. Esta porosidade é responsável pelas opacidades do esmalte, com os reflexos clínicos decorrentes. Os defeitos de formação do esmalte dependem da dose a que a criança é submetida, havendo uma relação linear dose-efeito entre mgF/dia/kg de peso corpóreo e prevalência de fluorose dental (FREITAS et al., 2007).

2.8 Fluorose endêmica acumulativa (esqueletal)

A ingestão de flúor de forma continuada em quantidades acima do que se é recomendado segundo legislação vigente, sendo maiores que 3 ou 4 mg. L⁻¹ F⁻ por dia, pode provocar a fluorose acumulativa (esqueletal), causando o endurecimento ou aumento da densidade óssea. Se apresenta endêmica em 25 países no mundo, principalmente na China, México, Índia e Argentina, onde os efeitos adversos são encontrados mais comumente em membros superiores e inferiores, costas, pescoço e pélvis (ANDREAZZINI; FIGUEIREDO; LICHT, 2006).

No Brasil, segundo Cangussu et al. (2002), há grande variabilidade na prevalência da fluorose em diferentes regiões, apresentando em proporções de forma moderada e severa de forma pouco significativa apenas em locais onde o teor de fluoreto é alto nas fontes naturais de água (CANGUSSU et al., 2002).

2.9 Vigilância Sanitária do flúor

O processo preventivo de fluoretação da água depende da quantidade de flúor aplicado no processo, bem como da sua continuidade de utilização e heterocontrole eficaz da vigilância sanitária por parte do Estado para que se configure em fator de proteção à saúde pública (NARVAL, 2000).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

No estudo retrospectivo foram analisadas no período de janeiro de 2007 a dezembro de 2009 um total de 6.762 amostras de água provenientes de redes de abastecimento público dos municípios que pertencem à área de abrangência do DRS XXI atendidos pelo Centro de Laboratório Regional – Instituto Adolfo Lutz de Presidente Prudente (CLR–IAL-PP), coletadas pelos órgãos de Vigilância Sanitária municipal, conforme cronograma estabelecido pelo Proágua.

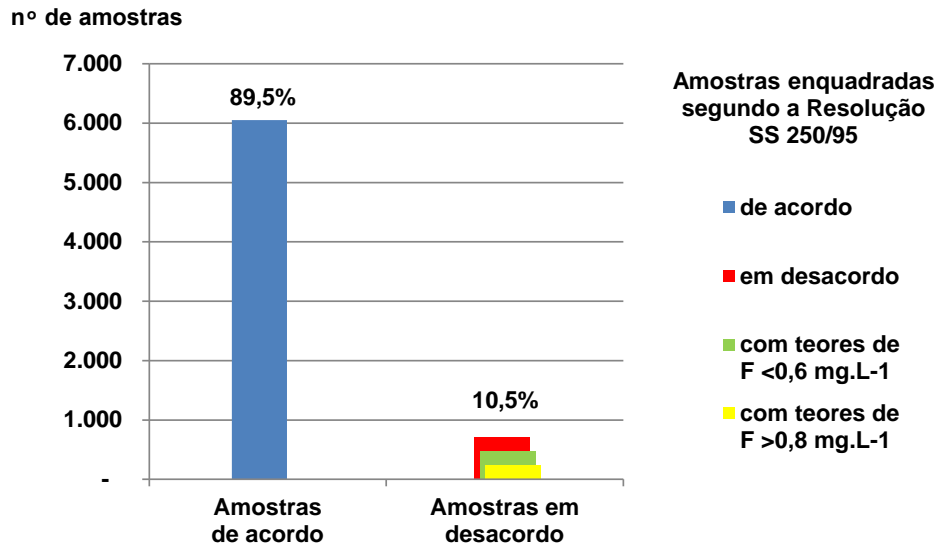
A técnica empregada para análise das amostras foi a do eletrodo íon-seletivo para fluoreto, acoplado ao potenciômetro – METTLER TOLEDO 355, calibrado com padrões de fluoreto de sódio com concentrações $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ e $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$, utilizando a solução tamponante Tissab II, para evitar interferência de íons, como Ferro, Cálcio, Alumínio, entre outros. Para a homogeneização das amostras foi utilizado um agitador magnético (BRASIL, 2005).

Para o parâmetro da avaliação das amostras analisadas, utilizou-se a Resolução SS-250/95, que estabelece como concentração ideal de fluoreto na água destinada ao consumo humano $0,7 \text{ mg.L}^{-1}$. Porém, foram consideradas também, de acordo com o Padrão de Potabilidade estabelecido, as águas que apresentaram a concentração de fluoreto na faixa de $0,6$ a $0,8 \text{ mg.L}^{-1}$, conforme a mesma Resolução. A análise utilizada foi por meio de comparação das amostras em relação ao período estudado

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

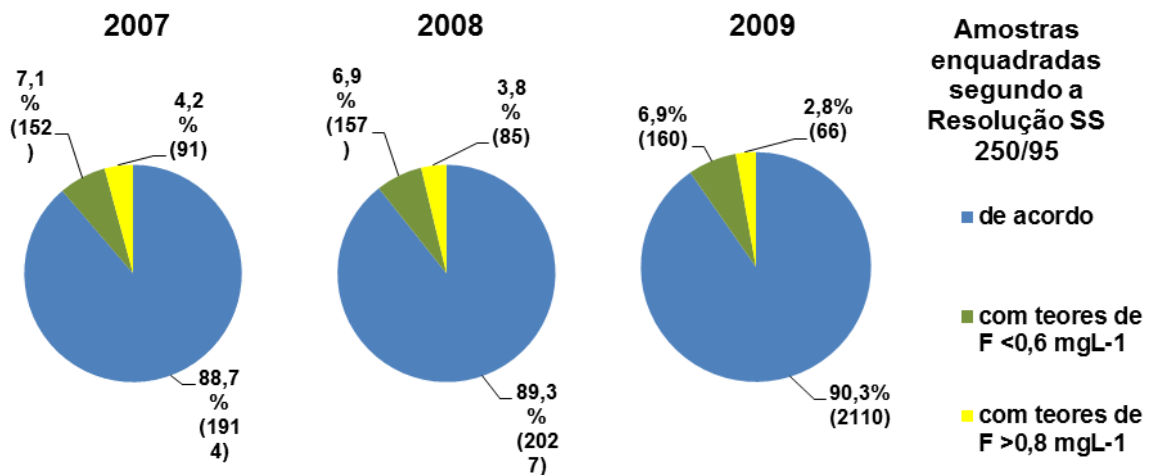
No período estudado, foram analisadas 6.762 amostras de água, obtendo os seguintes resultados: 6.051 (89,5%) delas apresentaram teor de fluoreto de acordo com a faixa permitida e 711 (10,5%) em desacordo. Sendo que 469 (6,9%) amostras apresentaram teor de fluoreto abaixo de $0,6 \text{ mg.L}^{-1}$ e 242 (3,6%) acima de $0,8 \text{ mg.L}^{-1}$, conforme representado na Figura 1. A distribuição anual das amostras de água de abastecimento público entre 2007 e 2009 encontra-se demonstrada na Figura 2.

Figura 1: Distribuição percentual das amostras de água de abastecimento público da região de abrangência da DRSXI, enquadradas por níveis de flúor (mg.L^{-1} de F⁻) de acordo com a Resolução SS 250/1995 no período de 2007 a 2009



Fonte: Dados primários – CLR-IAL PP. Elaborado por Brito (2010).

Figura 2: Distribuição anual das amostras de água de abastecimento público da região de abrangência da DRSXI, enquadradas por níveis de flúor (mg.L^{-1} de F⁻) de acordo com a Resolução SS 250/1995



Fonte: Dados primários – CLR-IAL PP. Elaborado por Brito (2010).

Observa-se um aumento de amostras que estão de acordo com a Resolução vigente com o passar dos anos, isso também foi observado no estudo realizado por Freitas et al.

(2007). Os autores avaliaram o teor fluoreto nas águas de abastecimento público de 45 municípios, abrangidos pelo CLR IAL PP, no período de 2002 a 2006, verificando um aumento considerável das amostras em conformidade. No período de cinco anos (2002-2006) o total de amostras de acordo foi de 2.653 (62,4%), já no período de 3 anos (2007-2009) o total de amostras com teor de íon fluoreto dentro da faixa permitida foi de 6.051 (89,5%). Logo, os percentuais de amostras em desacordo diminuíram sensivelmente. No período de 2002-2006, o total de amostras em desacordo foi de 1598 (37,6%), já no período de 2007-2009, o número encontrado foi 711 (10,5%) (FREITAS et al., 2007).

As análises realizadas nos cinco anos demonstraram pequena variação na porcentagem de amostras de acordo com a legislação, tendo havido inclusive, diminuição das amostras em conformidade. No primeiro ano do estudo, esse número estava em torno de 65%, baixando para 62% no último ano. A porcentagem de amostras com flúor acima do máximo permitido dobrou em relação ao primeiro ano analisado, fato que sugere dificuldade na manutenção da estabilidade da concentração de flúor utilizada pelos sistemas de abastecimento desses municípios (FREITAS et al., 2007).

Nota-se que nestes últimos três anos, os resultados de acordo ficaram próximos, indicando assim um trabalho mais eficiente dos sistemas de abastecimento público, além das ações de vigilância efetivas, visando à manutenção da concentração de íon fluoreto dentro do faixa permitida.

Das amostras em desacordo, 469 (6,9%) estão abaixo de $0,6 \text{ mg.L}^{-1}$. Este dado representa um percentual relativamente bom, visto que podemos ingerir flúor por meio de outras fontes, como os dentifrícios fluorados, creme dentais e soluções para bochecho e através da alimentação. Em contrapartida, o número de amostras de águas com teor de íon fluoreto acima do permitido são apenas 242 (3,6%). Embora sejam as que mais preocupam em Saúde Pública, são minoria, fato que facilita o controle, podendo apresentar melhorias.

5 CONCLUSÃO

O presente estudo demonstrou que não houve diferença considerável no percentual das concentrações abaixo ou acima do limite permitido do teor de íons fluoretos nos três anos de estudo. Os dados obtidos são de grande importância para as Vigilâncias Sanitárias municipais, visto que possibilita um controle dessas concentrações e proporciona

um comparativo, ano a ano, visando a melhorar este índice e solucionar as dificuldades em manter a concentração satisfatória do íon fluoreto.

REFERÊNCIAS

AMAZONAS, C. S. et al. **A Saúde Bucal através da fluoretação nas águas de abastecimento público**. 2006. Disponível em: <<http://www.odontologia.com.br/artigos.asp?id=665>>. Acesso em: 31 jan. 2014.

ANDREAZZINI, M. J.; FIGUEIREDO, B. R.; LICHT, O. A. B. Geoquímica do flúor em águas e sedimentos fluviais da região de Cerro Azul, Estado do Paraná: definição de áreas de risco para consumo humano. **Geologia Médica no Brasil**, p 118-125, 2006. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/publique/media/geo_med18.pdf> Acesso em: 29 jan. 2015.

APAMBIRE, W. B.; BOYLE, D. R.; MICHEL, F. A. Geochemistry, genesis, and health implications of fluoriferous groundwaters in the upper regions of Ghana. **Environmental Geology**, Berlin, v. 33, n. 1, p. 13-24, 1997.

APHA, AWWA, WPCF. **Métodos Estándar para el examen de águas y Geologia Máguas de desecho**. 11. ed. . Editorial Interamericanas, 1963.

BRANDÃO, I. M. G.; VALSECKL JUNIOR, A. Análise da concentração de flúor em águas minerais na região de Araraquara, Brasil. **Rev Panam Salud Publica**, Washington, v. 4, n. 4, 1998. Disponível em: <<http://www.scielosp.org/pdf/rpsp/v4n4/4n4a3.pdf>>. Acesso em: 29 jan. 2014.

BRASIL. **Resolução SS-45**, de 31 de janeiro de 1992. Institui o Programa de Vigilância da Qualidade da água para consumo humano – PROÁGUA e aprova diretrizes para sua implantação no âmbito da SS. Diário Oficial do Estado, n. 023, p. 27, 01 fev. 1992.

BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Métodos físico-químicos para análise de alimentos edição IV Instituto Adolfo Lutz/Ministério da Saúde**, p. 364-5. Brasília, 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Manual de procedimentos de vigilância em saúde ambiental relacionada à qualidade da água para consumo humano**. Brasília: Ministério da Saúde, 2006. 284 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 2.914**, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília: DOU, 2011.

BROWN, T. L. et al. **Química: a ciência central**. 9. ed. São Paulo: Pearson Education do Brasil, 2005.

BUENDIA, O. C. **Fluoretação de águas**: manual de orientação prática. São Paulo: American Med Editora; PNUD, 1996. 138 p.

CANGUSSU, M. C. T. et al. A fluorose dentária no Brasil: uma revisão crítica. **Cad. Saúde Pública**, v. 18, n. 1, p. 7-15, 2002.

CARREIRO, P. R. F.; OLIVEIRA, L. M. C. O emprego de fluoretos sistêmicos: uma breve discussão. **Rev Rede de Cuidados em Saúde**, v. 8, n. 1, 2014.

CARVALHO, R. B. et al. Influência de diferentes concentrações de flúor na água em indicadores epidemiológicos de saúde / doença bucal. **Rev Ciência e Saúde Coletiva da Assoc. Bras. Pós-Graduação em Saúde Coletiva**, ISSN 1413 – 8123. 2011. Disponível em: <http://www.cienciaesaudecoletiva.com.br/artigos/artigo_int.php?id_artigo=3545>. Acesso em: 29 jan. 2014.

CATANI, D. B. et al. Relação entre níveis de fluoreto na água de abastecimento público e fluorose dental. **Rev Saúde Pública**, v. 41, n. 5, p. 732-39, 2007. Disponível em: <<http://www.scielo.org/pdf/rsp/v41n5/5857.pdf>>. Acesso em: 29 jan. 2014.

CECOL-USP – Centro Colaborador do Ministério da Saúde em Vigilância da Saúde Bucal. **Consenso técnico sobre classificação de águas de abastecimento público segundo o teor de flúor**. São Paulo (SP): Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, 2011.

CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2003**. São Paulo: CETESB, 2004. Disponível em: <http://www.mpsp.mp.br/portal/page/portal/cao_urbanismo_e_meio_ambiente/biblioteca_virtual/bv_informativos_tecnicos/Relat%C3%B3rio%20Anual.pdf>. Acesso em: 29 jan. 2014.

CETESB. **Variáveis de qualidade das águas**. 2013. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/variaveis/aguas/variaveis_quimicas/fluoreto.pdf>. Acesso em: 30 jan. 2014.

CURY, J. A. **Uso do flúor e controle da cárie como doença**. São Paulo: Santos, 2001.

DEN BESTEN, P. K. Biological mechanisms of dental fluorosis relevant to the use of fluoride supplements. **Community Dentistry and Oral Epidemiology**, n. 27, p. 41-47, 1999.

ESPINHOLA, T. **Efeito da fluoretação da água destinada ao abastecimento público na saúde pública**. 2010. 90 f. Trabalho de Conclusão de Cursos (Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, 2010.

FEJERSKOV, O. et al. **Fluorose dentária**: um manual para profissionais de saúde. São Paulo: Editora Santos, 1994.

FREITAS, A. M. et al. Avaliação do teor de íon fluoreto na água de abastecimento público dos municípios abrangidos pelo Instituto Adolfo Lutz, Laboratório Regional de Presidente Prudente, no período de 2002 a 2006. **Anais VII Encontro do Instituto Adolfo Lutz**. São Paulo, SP, 2007.

LUCAS, J. Fluorine in the natural environment. **Journal Fluorine Chemistry**, n. 41, p. 1-8, 1988.

MORAES, J. E. et al. **Determinação do índice de fluoreto em águas de abastecimento público em municípios da região centro-sul do Paraná, 2009**. Disponível em: <<http://www.unicentro.br/editora/revistas/ambiencia/v5n2/artigo%204.pdf>>. Acesso em: 30 jan. 2014.

MURRAY, J. J. **Appropriate use of fluorides for human health**. Genebra: World Health Organization, 1986.

NARVAI, P. C. Cárie dentária e flúor: uma relação do século XX. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 5, n. 2, p. 381-392, 2000. Disponível em: <<http://www.scielo.org/pdf/csc/v5n2/7102.pdf>>. Acesso em: 24 jul. 2015.

OMS. **Fluoruros y salud**, n. 59. Genebra: Organización Mundial de la Salud, 1972.

ORTIZ, R. P. Efectos deletéreos de la administración oral de flúor. **Rev Medicina Interna Concepción**, Chile, v. 1, n. 2, 1997. Disponível em: <<http://www.corbiobio.cl/contenido.php?id=119>>. Acesso em: 24 jul. 2015.

SÃO PAULO. Secretaria de Estado de Saúde. **Resolução n. SS-250**, de 15 de agosto de 1995. Define teores de concentração do íon fluoreto nas águas para consumo humano, fornecidas por sistemas públicos de abastecimento. São Paulo: DOE, 1995.

SILVA, M. H. **Modelo de procedimento para elaboração de metodologia de valoração econômica de impactos ambientais em bacia hidrográfica—estudo de caso—Guarapiranga—aplicação da função dose-resposta**. 2008. 157f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade de São Paulo, Escola Politécnica da USP, São Paulo. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-28032008-180244/pt-br.php>>. Acesso em: 20 jan. 2014.

WEINSTEIN, L. H.; DAVISON, A. **Fluorides in the Environment – Effects on plants and animals**. CAB Publishing, 2004.

UTILIZAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA PARA FINS AGRONÔMICOS

Fernando Ferrari Putti⁶

Luís Roberto Almeida Gabriel Filho⁷

Ana Carolina Barbosa Kummer⁸

Camila Pires Cremasco⁹

Rafael Ludwig¹⁰

Pedro Fernando Cataneo¹¹

1 INTRODUÇÃO

Grande parte da superfície terrestre é constituída por água, substância essencial à manutenção da vida na Terra. Estima-se que somente 2,5% da água do planeta está disponível como água doce (SHIKLOMANOV, 1998). De acordo com a Agência Nacional de Águas (ANA, 2011), a água doce prontamente disponível está distribuída em aquíferos (97,87%), chuvas (1,17%) e lagos, represas e rios com apenas 0,96%, onde estão mais acessíveis para o uso.

⁶ UNIFENAS – Univ José do Rosário Vellano, *campus* de Alfenas, Minas Gerais, Brasil E-mail: fernando.putti@unifenas.br

⁷ Faculdade de Ciências e Engenharia, UNESP – Univ Estadual Paulista, Laboratório de Matemática Aplicada e Computacional, *campus* de Tupã, São Paulo, Brasil. E-mail: gabrielfilho@tupa.unesp.br

⁸ Pós-doutoranda, Engenharia Sanitária e Ambiental, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Ponta Grossa – UEPG, Ponta Grossa, Paraná, Brasil. E-mail: ackummer@hotmail.com

⁹ Faculdade de Ciências e Engenharia, UNESP – Univ Estadual Paulista, Laboratório de Matemática Aplicada e Computacional, *campus* de Tupã, São Paulo, Brasil. E-mail: camila@tupa.unesp.br

¹⁰ UNESP – Univ Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Departamento de Engenharia Rural E-mail: rafaelludwig@fca.unesp.br

¹¹ Faculdade de Ciências e Engenharia, UNESP – Univ Estadual Paulista, Laboratório de Matemática Aplicada e Computacional, *campus* de Tupã, São Paulo, Brasil. E-mail: pedro@tupa.unesp.br

No Brasil, 75% da água doce disponível concentra-se na Bacia Amazônica. O restante (25%) está distribuído entre as regiões Sul/Sudeste e Nordeste, que contribuem com 89% da demanda nacional.

A água é utilizada, em todo o mundo, para diversas finalidades, tais como: agricultura (irrigação); abastecimento humano (urbano e rural) e animal; indústria; pesca e aquicultura; saneamento básico (recepção de resíduos); preservação do meio ambiente; navegação; recreação (cultura); e geração de energia (ANA, 2011).

Como resultado da utilização da água pelo homem, tem-se as águas residuárias, que podem variar em quantidade, assim como em características físicas, químicas e biológicas dependendo da atividade que as gerou. Portanto, o tratamento dessas águas após o uso é de fundamental importância, tanto no que se refere à preservação do meio ambiente, quanto à possível reutilização dessas em outras atividades.

Em relação ao uso consuntivo da água, em nível mundial, tem-se que cerca de 70% dessa água é utilizada na agricultura, seguido da indústria (22%) e residências (8%) (ANA, 2009). Vale ressaltar que o uso da água para fins industriais aumenta à razão da renda do país, variando de 10% para os países com renda baixa e média até 59% para países com alta renda (ANA, 2009).

É crescente a preocupação em relação à escassez dos recursos hídricos, e, considerando que no Brasil a irrigação contribui com cerca de 70% do consumo de água, faz-se necessário o incentivo à utilização de águas residuárias na agricultura, respeitando princípios técnicos, a fim de assegurar a não ocorrência de prejuízos ao homem e ao meio ambiente.

A vazão retirada para atender a demanda hídrica no Brasil é próxima de 1.500 m³ s⁻¹, sendo que a estimativa que retorne para as bacias hidrográficas é em torno de 47%. De acordo com ANA (2007), é captado torno de 46% é destinado à irrigação, sendo que em torno de 70% é utilizada na irrigação é responsável por 70% (ANA, 2007; FAO, 2007).

A água é um recurso natural finito e essencial à vida. Ela é ingerida em maior quantidade que todos os outros alimentos reunidos, sendo também o principal componente da excreção. Um adulto ingere mais de dois litros de água por dia, o que corresponde a cerca de 3% de seu peso corpóreo que, por sua vez, é constituído por mais de 70% de água (RIEDEL, 1992). A água também é um importante fator de produção e de desenvolvimento de diversas atividades econômicas.

O crescente aumento na necessidade de alimentos exige que tenhamos uma produção cada vez maior. Este aumento de produção pode ser alcançado fazendo com que as plantas expressem o seu máximo potencial produtivo, significando que a água e os nutrientes no solo deverão estar em níveis adequados.

Em regiões em que as precipitações não atendem à demanda hídrica pode-se utilizar a irrigação (VIEIRA, 1989). Por outro lado sabe-se que a disponibilidade de água potável está cada vez mais escassa, e a irrigação está na ponta da necessidade de água no Brasil, com $15,96 \text{ km}^3 \text{ ano}^{-1}$, precisa aproximadamente duas vezes maior que a industrial, que é de $7,8 \text{ km}^3 \text{ ano}^{-1}$. Entre os Estados com maior necessidade é o Rio Grande do Sul ($6,32 \text{ km}^3 \text{ ano}^{-1}$), seguido por São Paulo ($1,81 \text{ km}^3 \text{ ano}^{-1}$) (TUNDISI, 2005). A maior demanda de recursos hídricos pela região Sul foi associada por Silvestre (2003) à grande área de irrigação, principalmente por inundação no cultivo do arroz irrigado. A área irrigada no Rio Grande do Sul representa 41,6% do total da área irrigada no país.

As retiradas permanentes não somente para a irrigação, mas para diversos usos que se faz da água, têm diminuído consideravelmente sua disponibilidade, produzindo inúmeros problemas de escassez em muitas regiões. Diante do exposto fica evidente a necessidade de redução do consumo bem como reaproveitamento de águas de qualidade inferior, de forma planejada em diversas atividades. Neste aspecto, muitos estudos apontam para o reuso da água como alternativa para suprir a crescente demanda na irrigação. Para Florêncio et al. (2006), o reuso oferece oportunidades de natureza econômica, ambiental e social, podendo constituir-se em uma necessidade nas situações de escassez. Nobre et al. (2010) destacam que o uso da água residuária na agricultura visa a promover a sustentabilidade da agricultura irrigada, pois economiza as águas superficiais não poluídas, mantendo a qualidade ambiental e servindo como fonte nutritiva às plantas.

Embora o Brasil possua uma vasta legislação ambiental e legislações específicas para utilização dos recursos hídricos, ainda não conta com uma legislação adequada para regulamentar o reaproveitamento de águas residuárias. Nesse sentido, faz-se necessário não somente a regulamentação, mas o incentivo ao reuso de água no país, fazendo com que a prática se desenvolva de acordo com princípios técnicos, seja socialmente aceito e seguro em termos de preservação ambiental e de proteção dos grupos de risco envolvidos (ANA, 2009; 2011).

Este capítulo versa sobre a utilização de água residuária para fins agrícolas, abordando, entre outros, as características dos efluentes, classificação, vantagens e desvantagens de uso e aplicação na agricultura através da irrigação.

2 COMPOSIÇÃO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Efluente é todo resíduo líquido ou gasoso que, proveniente das diversas atividades humanas, são lançados no meio ambiente. Resultam de atividades industriais, agrícolas ou dos esgotos domésticos urbanos. Portanto, águas residuárias, ou, neste caso, efluentes, podem ser entendidas como as águas resultantes do contato e/ou utilização humana para os diversos fins (VON SPERLING, 1989).

A descarga de efluentes não tratados em corpos de água receptores, ou até mesmo na agricultura, pode resultar em problemas ambientais severos, deterioração dos meios naturais e morte da fauna de rios e lagos (CERVANTES et al., 1998). Dessa forma, faz-se necessário o emprego de técnicas de tratamento de efluentes que minimizem os impactos gerados por estes ao meio ambiente.

Os diversos componentes presentes nos efluentes (ou águas residuárias), e que alteram o seu grau de pureza, podem ser retratados de uma maneira mais ampla e simplificada em termos das suas características físicas, químicas e biológicas. Essas características podem ser traduzidas na forma de parâmetros de qualidade. Assim, Von Sperling (1989, 2005) cita que essas características podem ser expressas em parâmetros físicos, químicos e biológicos, a saber:

- ✓ Características físicas
 - Sólidos em suspensão:
 - São pequenas partículas sólidas que entram em suspensão devido ao movimento da água.
 - Sólidos dissolvidos:
 - Podem ser orgânicos ou inorgânicos. São substâncias de forma molecular, ionizadas ou micros granulares.
 - Temperatura:
 - Importante parâmetro para determinar a qualidade da água.

- Cor:
 - Parâmetro que indica a decomposição do efluente, quanto mais escuro mais velho maior o tempo de decomposição.
- ✓ Características químicas
 - pH:
 - Indica a condição do efluente em relação à sua acidez, neutralidade ou alcalinidade.
 - Demanda bioquímica de oxigênio (DBO):
 - A demanda bioquímica e oxigênio caracteriza a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar biologicamente a matéria orgânica presente no efluente.
 - Demanda Química de Oxigênio (DQO):
 - Demanda química de oxigênio caracteriza a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica presente no efluente.
- ✓ Características biológicas:
 - As características biológicas estão relacionadas à presença de microrganismos no efluente. Entre eles destacam-se as bactérias, protozoários, fungos e vírus.

3 VANTAGENS E DESVANTAGENS DA UTILIZAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA EM SISTEMAS AGRÍCOLAS

A reutilização da água proveniente dos tratamentos de esgoto apresenta diversas vantagens, dentre elas, de acordo com Bernardi (2003), podem-se citar como principais:

1 – Reduzir a poluição dos corpos de água:

- Ao evitar que os efluentes sejam lançados nos corpos d'água e destinando-os para a irrigação.

2 – Conscientização do uso racional de água de boa qualidade:

- Utilização da água potável para o que é extremamente necessário ao consumo humano, animal.

3 – Redução no custo de produção de água:

- No momento em que se utiliza o efluente de esgoto tratado não há necessidade de captar água nos mananciais, sejam eles superficiais ou subterrâneos.

4 – Redução no custo com fertilizantes e material orgânico:

- A água residuária carrega consigo grande quantidade de nutrientes, e ao utilizar essa água para irrigação estaremos fornecendo ao solo esses nutrientes, os quais estarão disponíveis as plantas; desta forma reduz-se a utilização de fertilizantes químicos.

5 – Uso sustentável da água:

- Ao reutilizar a água dá-se nova destinação à mesma em vez de simplesmente a lançarmos em um manancial.

Tendo em mente as vantagens do reuso do efluente, principalmente quando se sabe que em torno de 70% do consumo mundial de água destina-se à agricultura e esta exige o uso de grandes quantidades de fertilizantes, percebe-se que a destinação deste para a agricultura pode proporcionar melhorias tanto ao fornecer a água para a irrigação como reduzir a utilização de fertilizantes químicos.

Deste modo, os efluentes das estações de tratamento apresentam alto potencial para serem implantados cada vez mais nas lavouras.

O reuso de água apresenta diversas vantagens quando utilizado na agricultura, no entanto, ainda apresenta algumas desvantagens do ponto de vista econômico, social e ambiental. Guidolin (2006) lista as principais desvantagens:

1 – Rejeição da população:

- Devido ao fato de ser uma água reaproveitada, a população pode entender que os alimentos podem estar contaminados, ficando com receio quanto ao consumo.

2 – Risco de contaminação ambiental:

- Se utilizados na irrigação de forma desordenada os efluentes podem causar contaminação do ambiente, seja por não terem passado por um

processo eficiente de tratamento ou por utilização em quantidade excessiva.

3 – Risco de propagação de doenças:

- Da mesma forma que para a contaminação ambiental, existe o risco de propagação de doenças se o efluente de esgoto não for tratado de forma eficiente.

4 – Possibilidade de modificação das características do solo:

- A composição do efluente pode ocasionar mudanças nas características do solo.

5 – Possibilidade de danos às culturas.

4 TIPOS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

A água residuária, ao chegar à estação de tratamento, recebe inicialmente um tratamento físico-químico, que busca remover a parte sólida e pré-arejamento, equalização do caudal, neutralização da carga, sendo que a parte sólida está sujeita a um processo de digestão anaeróbica em um digestor anaeróbico ou tanque séptico (SCHULZ; HENKES, 2013). Após, de acordo com Schulz e HENKES (2013), a água segue para um tratamento que pode ser de dois tipos:

- aeróbicos (tanque de lamas activadas, lagoas arejadas com macrófitos, leitos percoladores ou biodiscos);
- anaeróbico (lagoas ou digestores anaeróbicos).

Após esses processos, o último estágio do tratamento é a remoção de microrganismos patogênicos através da utilização de lagoas de maturação e nitrificação.

5 APLICAÇÃO NA AGRICULTURA ATRAVÉS DA IRRIGAÇÃO

A destinação dos efluentes das estações de tratamento de esgoto, até a poucas décadas no Brasil era realizada diretamente, ou com o mínimo tratamento, em corpos da água.

No entanto, existem registros que a técnica do reuso já era praticada há séculos por outros povos, como japoneses e chineses, que viam como uma alternativa de descarte. Além disso, a produção de alimentos era superior quando irrigada com a água de reuso.

Atualmente, observa-se uma tendência mundial sobre a sustentabilidade do consumo de água. Assim, diversos países adotam essa técnica, conforme se pode observar na Tabela 1 as áreas irrigadas com efluente.

Tabela 1: Áreas irrigadas com esgoto doméstico em alguns países para o ano de 2003

País	Área irrigada (ha)
Argentina	37.000
Austrália	10.000
Alemanha	28.000
África do Sul	1.800
Arábia Saudita	4.400
Bahrain	800
Chile	16.000
China	1.330.000
Estados Unidos	14.000
Índia	73.000
Israel	10.000
Kuwait	12.000
México	250.000
Peru	4.300
Sudão	2.800
Tunísia	7.300

Fonte: Bastos et al. (2003).

Assim observa-se que esta técnica está sendo utilizada amplamente, porém sabe-se dos reais perigos que os efluentes apresentam à saúde humana. Deve-se atentar para a legislação que trace normativas para o uso com fins agrícolas no Brasil.

De acordo com a Organização Mundial da Saúde (WHO, 1989), os reais risco à saúde humana da utilização de efluentes na agricultura ocorre quando os quatro critérios abaixo estiverem presentes:

- a) a dose infecciosa de um organismo patogênico chega ao campo ou lagoa irrigada, ou o organismo multiplica-se no local até atingir a dose infecciosa;
- b) a dose infecciosa atinge o hospedeiro humano;
- c) o hospedeiro torna-se infectado;
- d) a infecção causa doença ou é transmitida para outros.

A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357, estabelece que classes de efluentes podem ser utilizados na irrigação para as determinar culturas, sem que exista perigo de contaminação ou tornando inapropriada para o consumo humano ou animal (Tabela 2).

Tabela 2: Classes da qualidade de água de reuso utilizada em irrigação seguindo a Resolução Conama nº 375/2005

Classe de qualidade	Limites de concentração	Uso
Classe 1	- Coliformes fecais \leq 200/100 mL - Turbidez \leq 40 UNT - DBO (5 dias, 20 °C): \leq 3,0 mg/L - Sólidos dissolvidos totais: \leq 500mg/L	Irrigação de hortaliças que são consumidas cruas; Frutas que se desenvolvam rente ao solo e que sejam ingeridas sem remoção de película.
Classe 2	- Coliformes fecais \leq 1000/100mL - Turbidez \leq 100 UNT - DBO (5 dias, 20 °C): \leq 5,0 mg/L - Sólidos dissolvidos totais: \leq 500mg/L	Irrigação de hortaliças; Plantas frutíferas e de parques; Jardins; Campos de esporte e lazer, com os quais o público possa a vir a ter contato.
Classe 3	- Coliformes fecais \leq 2.500/100 mL - Turbidez \leq 100 UNT - DBO (5 dias, 20 °C): \leq 10,0 mg/L - Sólidos dissolvidos totais: \leq 500mg/L	Irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras

Fonte: Brasil (2005).

A aplicação da água de reuso pode ser realizada através dos seguintes métodos de irrigação:

- a) inundação;
- b) sulcos;
- c) aspersão;
- d) subsuperficial;
- e) localizada.

A escolha do método de irrigação é de extrema importância para a reutilização dos efluentes, visando a evitar a contaminação e proliferação de doenças. Os métodos apresentados possuem algumas vantagens e desvantagem para sua utilização.

Na irrigação por inundação (Figura 1), onde a água cobre toda a superfície do terreno, sendo o método mais simples, economia de mão de obra, apresenta os menores

custos, porém apresenta alto volume de água para ser realizada a irrigação e necessita de uma área plana para sua utilização. Entretanto, devido à grande quantidade de água utilizada e por esta estar sobre toda superfície do terreno, é o método que apresenta o maior risco à saúde e contaminação dos trabalhadores (BERNARDO et al., 2005).

Figura 1: Irrigação por inundação



Fonte: Portal LJ (2014).

O método de irrigação por sulcos (Figura 2) é outra técnica de irrigação por inundação, porém este consiste na condução de água através de pequenos canais ou sulcos entre as linhas de plantio. Este é um dos métodos mais antigos já registrados, apresenta baixa eficiência, alto volume gasto com água, alta utilização de mão de obra, perigo de erosão, mas é de baixo custo em sua instalação e assim como a inundação apresenta alto grau de periculosidade com relação à contaminação (BERNARDO et al., 2005).

Figura 2: Irrigação por sulcos



Fonte: Dos autores.

O método de aspersão (Figura 3) trata de aspergir a água sobre a superfície do terreno, assim tornando muito próximo ao efeito da chuva. Porém, trata-se de um dos métodos mais caros, alto consumo de energia para pressurização das tubulações, mas apresenta alta eficiência na distribuição e também baixa utilização de mão de obra. Esta técnica de irrigação apenas pode ser utilizada para reutilização de efluentes quando estes forem destinados à irrigação de pastagens, não podendo ser utilizados para outras culturas (BERNARDO et al., 2005).

Figura 3: Irrigação por aspersão



Fonte: Agromoto (2014).

Já os métodos de irrigação por gotejamento, que podem ser superficial (Figura 4) e subsuperficial (Figura 5), os quais apresentam características semelhantes. Estes são os mais eficientes em distribuição da irrigação, mas apesar das vantagens que oferecem têm como principal limitação o alto custo de implantação do sistema, e demanda menor utilização de mão de obra (BERNARDO et al., 2005).

A irrigação localizada é o sistema que apresenta maior segurança para reutilização dos efluentes, visto que a transmissão de doenças e contaminações são evitadas (BERNARDO et al., 2005).

Figura 4: Irrigação localizada



Fonte: Dos autores.

Figura 5: Irrigação subsuperficial



Fonte: Andrade e Brito (2006).

6 LEGISLAÇÃO

Para compatibilizar o uso da água residuária na agricultura em quantidade e qualidade adequadas, faz-se necessário a utilização de instrumentos legais. Sabe-se que o Brasil não conta com uma legislação específica para reuso de água, embora possua uma vasta legislação ambiental e legislações específicas para recursos hídricos.

Em 1981, foi instituída a Política Nacional do Meio Ambiente, através da Lei nº 6.938, que criou, entre outros, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), objetivando propor diretrizes relativas ao meio ambiente, com competência para o estabelecimento de normas, critérios, bem como padrões de uso e controle ambiental.

A partir da promulgação da Lei nº 9.433/1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, é dado um novo foco para as questões voltadas aos recursos hídricos, norteando a gestão do uso da água por bacias hidrográficas e o conceito do usuário pagador.

A legislação prevê a racionalização do uso da água, estabelecendo princípios e instrumentos para a utilização adequada da água. No entanto, pouca preocupação legislativa ocorreu para fixar princípios e critérios para o reuso da água no Brasil (BERNARDI, 2003).

Em 2005 instituiu-se a Resolução Conama nº 357/2005 (alterada pelas resoluções nºs 410/2009 e 430/2011), que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes. Essa mesma Resolução traz parâmetros de referência de águas em função dos usos, como, por exemplo, a irrigação paisagística ou de culturas (hortaliças, frutas, forrageiras, etc.). O principal objetivo dessa Resolução foi especificar as condições e padrões de qualidade para melhor distribuir os usos das águas.

7 TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Segundo Von Sperling (2005), o tratamento de águas residuárias pode ser dividido da seguinte maneira:

Tratamento preliminar: visa à remoção dos sólidos grosseiros, através de grades separadoras ou caixas de areia;

Tabela 3: Parâmetros de qualidade de efluentes e formas de tratamento

Parâmetros	Descrição ¹	Tratamento	
Físicos			
Sólidos suspensos	Presença de flocos de bactérias, algas, protozoários; (tamanho superior a 10 µm)	Processo biológico (anaeróbio, aeróbio); processo físico-químico	
Sólidos coloidais	Por exemplo, presença de argilas		
Sólidos dissolvidos	Presença de matéria orgânica, sais, entre outros		
Cor	Relacionada à presença dos sólidos dissolvidos		
Turbidez	Relacionada à presença dos sólidos em suspensão		
Temperatura	-	-	
Químicos			
pH	Indica a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade do efluente	Tratamento biológico (anaeróbio, aeróbio); tratamento físico-químico	
Alcalinidade	É uma medição da capacidade do efluente de neutralizar ácidos (capacidade de resistir às mudanças de pH)		
Acidez	Capacidade do efluente resistir às mudanças de pH causadas pelas bases. Deve-se principalmente à presença de gás carbônico livre (pH entre 4,5 e 8,2)		
Cloretos	Os cloretos são advindos da dissolução de sais (ex.: cloreto de sódio)		
Nitrogênio	Dentro do ciclo do nitrogênio na biosfera, este se altera entre várias formas e estados de oxidação. Origem no efluente: constituinte de proteínas, compostos biológicos, composição celular, despejos industriais ou domésticos		
Fósforo	Origem no efluente: dissolução de compostos no solo, decomposição da matéria orgânica, despejos domésticos ou industriais, detergentes		
Matéria orgânica	Origem nos efluentes: matéria orgânica vegetal e animal, microrganismos, despejos domésticos e industriais		
Metais	Despejos industriais		Físico-químico
Oxigênio dissolvido (OD)	Essencial para os organismos aeróbios. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos processos respiratórios, podendo vir a causar redução da sua concentração no meio.		-
Biológicos			
Organismos indicadores	-	Natural: lagoas facultativas; químico: desinfectantes;	
Algas	Importantes na produção de oxigênio	físico-químico: coagulação,	
Bactérias	Responsáveis pela conversão da matéria orgânica	sedimentação	

¹ Von Sperling (2005).

Tratamento primário: visa à remoção dos sólidos flutuantes e sedimentáveis através de decantadores, peneiras ou flotadores;

Tratamento secundário: visa à remoção da matéria orgânica dissolvida ou em suspensão através de reatores biológicos e/ou tratamento físico-químico; e

Tratamento terciário: visa principalmente à remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) através de reatores biológicos, ou, ainda, utilizando tratamento físico-químico.

Vale ressaltar que os sistemas de tratamento biológico podem ser divididos em sistemas aeróbios e anaeróbios. Os sistemas aeróbios podem ainda possuir biomassa aderida (material suporte) ou biomassa em suspensão (lodos ativados).

De acordo com Ferreira (2000), os processos biológicos de tratamento apresentam-se eficazes e de fácil projeto e operação quando comparados a métodos físico-químicos. Assim sendo, os processos biológicos de tratamento estão encontrando crescentes aplicações, mesmo sob condições adversas, e vêm substituindo os processos físico-químicos, com menores custos operacionais.

8 CONCLUSÕES

O aumento pela conscientização da sustentabilidade do consumo e reutilização de água faz com que aumente a necessidade de otimização desse recurso. Sendo um dos maiores consumidores de água a agricultura, faz jus à necessidade de reduzir o volume gasto. Assim, são desenvolvidos métodos de irrigação cada vez mais eficientes e com menor gasto energético. Associado a este fato a reutilização de água das estações de tratamento se encaixa nessa demanda da agricultura.

Deve-se atentar que a reutilização de efluentes apresenta inúmeras vantagens, no entanto, deve-se tomar cuidado principalmente com questões de segurança a riscos de contaminação de áreas ou de transmissão de doenças a humanos.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Águas Brasil**: informativo da Agência Nacional de Águas – Edição comemorativa 10 Anos. Brasília, DF, 2011. 24 p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Disponibilidade e demandas de recursos hídricos no Brasil**. Brasília, DF, 2007. 126 p.

AGROMOTO. Aspersão fixa. Disponível em: <<http://www.agromoto.com.br>>. Acesso em: 7 mar. 2014.

ANDRADE, C. L. T.; BRITO, R. A. L. **Irrigação**: métodos de irrigação. Embrapa, 2006.

BASTOS, M. **Paradigmas da irrigação no Brasil**. Piracicaba: INCTEI, 2009. 3 p.

BASTOS, R. K. X. (Coord.). **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidropônica e piscicultura**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003. (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico 3 – Esgoto).

BERNARDI, C. C. **Reuso de água para irrigação**. Brasília. ISEA FGV/ECOBUSINESS SCHOOL, 2003.

BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. **Manual de irrigação**. 7. ed. Viçosa: Editora UFV, 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. **Resolução 54**, de 28 de novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável da água. Brasília, DF, 2005a.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF, 2005b.

FAO. **Água para alimentación, água para la vida**: una evaluación exhaustiva de la gestión del agua en la agricultura. Londres: Instituto Internacional del Manejo del Agua, 2007. 57 p.

FERREIRA, E. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e desnitrificação biológica. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2000. 1 CD-ROM.

FLORENCIO, L. et al. Utilização de esgotos sanitários: marcos conceituais e regulatórios. In: FLORENCIO, L. et al. **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: Abes, 2006. p. 1-16.

GUIDOLIN, J. C. **Reuso de efluentes**. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos, Ministério do Meio Ambiente, 2006.

NOBRE, R. G. et al. Produção do girassol sob diferentes lâminas com efluentes domésticos e adubação orgânica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, p. 747-754, 2010. ISSN 1415-4366. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662010000700010&nrm=iso>.

PORTAL LJ. **Produção irrigada receberá mais investimentos no Tocantins**. Disponível em: <<http://www.tocnoticias.com.br>>. Acesso em: 7 mar. 2014.

RIEDEL, G. **Transmissão de doenças pelos alimentos**. 2. ed. São Paulo, 1992. p. 51-129.

SHIKLOMANOV, I. A. **World water resources: a new appraisal and assessment for the 21st Century**. Paris: UNESCO, 1998. 40 p.

SILVESTRE, M. E. D. **Água doce no Brasil: razões de uma nova política**. 2003. 134f. Dissertação (Mestrado) em Desenvolvimento e Meio Ambiente – Universidade Federal do Ceará. Disponível em: <<http://www.prodema.ufc.br/dissertacoes/077.pdf>>.

SCHULZ, C. T.; HENKES, J. A. Reaproveitamento d'água da estação de tratamento de efluentes: empresa Intelbras–São José (SC). **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 2, n. 2, p. 338-384, 2013.

TUNDISI, J. G. Água no século XXI: enfrentando a escassez. 2. ed. São Carlos: Rima, 2005. 248p.

VIEIRA, D. B. **As técnicas de irrigação**. São Paulo: Globo, 1989. 263p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 1996.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Health guidelines for use of wastewater in agriculture and aquaculture**. Geneva: WHO, 1989.

Capítulo 3

COAGULANTES NATURAIS NO TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DE CHORUME

Maria Cristina Rizk¹²

Vitor Amigo Vive¹³

Taylla Evellyn Scapim Yamaguchi¹⁴

1 INTRODUÇÃO

A degradação da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos em combinação com a água da chuva conduz à geração de lixiviados de aterros, comumente conhecidos como chorume, e caracterizados por um pH extremo, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sais inorgânicos e toxicidade. A composição dos lixiviados depende de muitos fatores, tais como composição dos resíduos, disponibilidade de oxigênio e umidade, o desenho e operação do aterro, fatores hidrogeológicos e idade do aterro (SYAFALNI et al., 2012).

Li et al. (2010) destacam que os lixiviados dos aterros são uma importante fonte potencial de contaminação das águas subterrâneas e superficiais, causando poluição se não forem devidamente coletados, tratados e dispostos.

Diferentes métodos de tratamento estão sendo utilizados atualmente para tratar os lixiviados de aterros. A maioria desses métodos é adaptada do tratamento de águas

¹² Professora assistente doutora do Departamento de Planejamento, Urbanismo e Ambiente. Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – Faculdade de Ciências e Tecnologia – *campus* de Presidente Prudente – SP.

¹³ Engenheiro Ambiental pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – Faculdade de Ciências e Tecnologia – *campus* de Presidente Prudente – SP.

¹⁴ Engenheira Ambiental pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – Faculdade de Ciências e Tecnologia – *campus* de Presidente Prudente – SP.

residuais e pode ser dividida em duas categorias principais: tratamentos biológicos e tratamentos físico-químicos (RAGHAB et al., 2013).

Syafalni et al. (2012) relatam que o tratamento biológico é eficaz para lixiviados recém-produzidos, mas ineficaz para aqueles estabilizados (mais de 10 anos). Além disso, o processo de coagulação/floculação tem sido amplamente utilizado para remover poluentes, como demanda bioquímica de oxigênio (DBO), DQO, sólidos suspensos totais (SST), metais pesados, cor e nitrogênio presentes em lixiviados de aterros ou efluentes industriais. No entanto, a coagulação/floculação utiliza produtos químicos como os agentes de tratamento, o que pode ser prejudicial para o ambiente, além de gerar excesso de lodo.

Liu et al. (2012) apontam que a coagulação-floculação é uma técnica relativamente simples e controlável para ser empregada no pré ou pós-tratamento de lixiviados de aterro. Muitos fatores afetam o desempenho desse processo, como o tipo de coagulante, o pH e a dosagem de coagulante, sendo que a combinação adequada desses fatores é desejável para atingir um elevado nível de eficiência do tratamento.

Renou et al. (2008) relatam que vários estudos de coagulação/floculação tem sido investigados no tratamento de lixiviados de aterros sanitários e que o sulfato de alumínio, sulfato ferroso, cloreto férrico e férrico cloro-sulfato são comumente usados como coagulantes. Resultados revelam que os sais de ferro são mais eficientes que os de alumínio, resultando em reduções da demanda química de oxigênio da ordem de 50%, ao passo que as remoções com alumínio ou cal são moderadas (entre 10 e 40%). No entanto, este tipo de tratamento apresenta algumas desvantagens: significativo volume de lodo gerado e aumento da concentração de alumínio ou ferro na fase líquida.

No estudo de Chaibakhsh et al. (2014) é ressaltado que alternativas ambientalmente adequadas e economicamente viáveis sejam desenvolvidas para substituir os coagulantes sintéticos. Desta forma, as macromoléculas poliméricas naturais, retiradas de plantas, poderiam ser utilizadas, pois são altamente biodegradáveis, não tóxicas e não corrosivas, produzem menos volume de lodo e não alteram o pH do meio. Além disso, uma vez que as plantas podem ser cultivadas localmente, os coagulantes à base de plantas naturais podem ter menores custos que os coagulantes químicos.

Dentre alguns dos coagulantes naturais conhecidos atualmente, pode-se citar o tanino, a quitosana e a moringa.

Lee et al. (2014) destacam que o tanino é um polímero aniônico biodegradável, que vem de vegetais secundários, como cascas, frutos, folhas e outros. O Tanfloc é obtido a partir da casca *Acácia mearnsii* e modificado por um processo físico-químico. Grupos de gomas hidrocoloides e outros sais solúveis estão incluídos na estrutura Tanfloc com a modificação química que inclui um quaternário azoto para dar ao Tanfloc caráter catiônico.

Segundo Beltrán-Heredia et al. (2010), a cationização de taninos é conhecida como um processo químico que confere caráter catiônico para a matriz orgânica do tanino, de modo que as principais características (solubilidade, estabilidade a diferentes níveis de pH ou metais pesados, atividade quelante) são mantidas e outras são adicionadas, melhorando as propriedades coagulantes do tanino.

A quitosana é um polímero catiônico de elevado peso molecular, obtida por desacetilação da quitina, um biopolímero de celulose amplamente distribuído na natureza, especialmente em invertebrados marinhos, insetos, fungos e leveduras (RIZZO et al., 2008).

Altaher (2012) cita que a quitosana contém dois grupos hidroxil reativos e um grupo amino muito reativo, que conferem à quitosana uma elevada capacidade de adsorção. A capacidade de coagulação da quitosana depende em grande parte do grupo amino. A protonação deste grupo faz com que a quitosana fique carregada positivamente e se ligue aos sólidos suspensos com carga negativa, desestabilizando-os.

Hamid et al. (2014) relatam que a *Moringa oleífera* (MO) é conhecida como uma planta tropical que pertence à família Moringaceae. É uma árvore tropical polivalente que cresce naturalmente na Índia, África do Sul, América do Sul e abundantemente no clima da Malásia. A MO possui um composto de biocoagulação ativa, podendo ser usada como um coagulante alternativo e auxiliar os coagulantes químicos convencionais no tratamento de água.

De acordo com Vaz et al. (2010) existem vários estudos relatando que a solução da semente de *Moringa oleífera* tem propriedade coagulante efetiva e que ela não é tóxica a humanos e animais, sendo bastante eficiente no condicionamento do lodo.

Matos et al. (2007) apontam que é recomendável a utilização de sementes recém-colhidas, para maior eficiência com a *Moringa oleífera*, uma vez que as propriedades coagulantes podem ter seu efeito diminuído com o tempo. Além disso, a ação coagulante da *Moringa oleífera* deve ser atribuída à presença de proteínas catiônicas solúveis na semente.

2 OBJETIVOS

O presente estudo teve como objetivo geral realizar o tratamento de chorume pelo processo de coagulação/floculação/sedimentação utilizando os coagulantes naturais *Moringa oleifera* Lam, quitosana e tanino vegetal. Os objetivos específicos do trabalho foram avaliar a eficiência de remoção das variáveis resposta cor aparente e demanda química de oxigênio, variando o pH e a concentração de coagulantes.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Coleta do chorume

O chorume utilizado na pesquisa foi coletado num aterro controlado de resíduos sólidos urbanos. Não há tratamento do chorume no local e o mesmo é acumulado numa lagoa.

Foram realizadas duas coletas distintas (outubro de 2010 e março de 2011, respectivamente), por meio de amostragem composta, com o auxílio de baldes às margens da lagoa. Foram coletados 20 litros de amostra em cada coleta, que foram armazenados em galões de polietileno de cinco litros, sob refrigeração abaixo de 10 °C.

Os ensaios de coagulação/floculação/sedimentação utilizando o tanino comercial A e B foram realizados com o lixiviado da primeira coleta, e os ensaios utilizando a *Moringa oleifera* Lam e a quitosana foram realizados com o lixiviado da segunda coleta. Este fato ocorreu, pois foram realizados vários ensaios preliminares com o tanino A e B antes da determinação das melhores condições de estudo. Desta forma, quando foram iniciados os ensaios com a *Moringa oleifera* Lam e a quitosana não havia mais amostra suficiente da primeira coleta, sendo necessária uma segunda coleta.

3.2 Caracterização das amostras

As amostras foram caracterizadas em termos de pH, cor e DQO, segundo os procedimentos descritos a seguir.

- a) pH: O pH foi determinado pelo método potenciométrico com auxílio de um pHmetro da marca HANNA[®] modelo HI 254, previamente calibrado com soluções tampão de pH 4,0 e 7,0;
- b) cor aparente: A determinação da cor aparente foi realizada com o auxílio do medidor de cor da marca HANNA[®] modelo HI 93727, que utiliza o método platina cobalto, padrão para a medição da cor. Para calibração do aparelho utilizou-se água destilada;
- c) DQO: A DQO foi determinada segundo a metodologia descrita pelo *Standard Methods for the Examination for Water and Wastewater* (APHA, 1995). Os equipamentos utilizados foram: reator de DQO da marca HANNA[®] modelo HI 839800 para a digestão das amostras, e espectrofotômetro da marca FEMTO[®] modelo 700 *plus*, para a leitura de absorbância.

3.3 Preparo das soluções coagulantes

Foram testados dois tipos de tanino comercial (A e B). Foram utilizadas soluções a 10% (v/v). Segundo a empresa fornecedora do produto, essa diluição se faz necessária devido à alta viscosidade e densidade do tanino comercial.

As sementes de *Moringa oleifera* Lam foram descascadas e trituradas no mesmo dia de uso, para que não se perdessem as propriedades de coagulação. Foram testadas várias concentrações de moringa até atingir a melhor solução para o tratamento do chorume. A solução escolhida foi de 15% (m/v), sendo que a mesma foi mantida em agitação constante (45 rpm) durante 30 minutos. Em seguida, filtrou-se a solução e utilizou-se somente o filtrado para os testes.

A quitosana foi usada na forma em pó e a mesma foi pesada e adicionada diretamente à amostra de chorume.

3.4 Ensaio de coagulação/floculação/sedimentação

Os experimentos de coagulação/floculação/sedimentação foram realizados em equipamento *jar test* de seis provas, com regulador de rotação das hastes misturadoras, em temperatura ambiente.

Os experimentos consistiram na adição de diferentes dosagens de coagulantes em amostras de 500 mL de chorume, com pH previamente ajustado com soluções de NaOH ou HCl.

A partir da adição do coagulante as amostras foram submetidas à mistura rápida e, após, à mistura lenta. Em seguida, as amostras permaneceram em repouso para que ocorresse o processo de sedimentação dos flocos produzidos nas etapas anteriores.

Após a coagulação/floculação/sedimentação, coletou-se o sobrenadante (cerca de 25 mL) e analisaram-se a DQO e a cor aparente.

Todos os ensaios foram realizados em réplica e os resultados foram lidos em duplicata.

Os resultados foram analisados estatisticamente pelo método Kruskal-Wallis, segundo o teste de Dunn, através da mediana e do desvio interquartil. Para a análise estatística, utilizou-se o *software* Bioestat 5.0. Trabalhou-se com uma probabilidade de erro de 5% para avaliar a influência das variáveis na eficiência de remoção, determinando-se, assim, o melhor coagulante bem como a respectiva concentração e faixa de pH ótimos.

A Tabela 1 apresenta as condições de estudo do tratamento empregando tanino.

Tabela 1: Configuração do tratamento à base de tanino

Parâmetro	Valor
Faixa ótima de dosagem de coagulante (g/L)	1,44; 1,56; 1,68; 1,8 e 1,92
Faixa ótima de pH	5,0; 6,0; 7,0 e 8,0
Tempo de mistura rápida (120 rpm)	20 segundos
Tempo de mistura lenta (45 rpm)	20 minutos
Tempo de sedimentação	15 a 30 minutos

Na Tabela 2 podem ser observadas as condições de estudo empregando a *Moringa oleífera*.

Tabela 2: Configuração do tratamento à base de *Moringa oleifera*

Parâmetro	Valor
Faixa ótima de dosagem de coagulante (g/L)	9,0; 10,5 e 12,0
Faixa ótima de pH	6,0; 7,0 e 8,0
Tempo de mistura rápida (120 rpm)	20 segundos
Tempo de mistura lenta (45 rpm)	20 minutos
Tempo de sedimentação	15 a 30 minutos

As faixas testadas no tratamento com quitosana se encontram na Tabela 3.

Tabela 3: Configuração do tratamento à base de quitosana

Parâmetro	Valor
Faixa ótima de dosagem de coagulante (g/L)	0,4; 0,8 e 1,2
Faixa ótima de pH	3,0; 4,0 e 5,0
Tempo de mistura rápida (120 rpm)	1 minuto
Tempo de mistura lenta (45 rpm)	20 minutos
Tempo de sedimentação	15 a 30 minutos

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização do lixiviado

Os valores de pH, cor aparente e DQO obtidos na caracterização das duas amostras de lixiviado coletado estão apresentados nas Tabela 4. Vale destacar que as duas coletas foram precedidas de precipitações pluviométricas, o que pode influenciar na caracterização das amostras em função de uma provável diluição do chorume.

Tabela 4: Caracterização do lixiviado

Parâmetros	Coleta 1	Coleta 2
pH	8,4	8,3
Cor aparente (mg PtCo.L ⁻¹)	1.300	2.665
DQO (mg O ₂ .L ⁻¹)	1.073	1.677

O pH das amostras coletadas se situou em torno de 8,0. O valor de pH está dentro da faixa encontrada por Bassani (2010), que varia de 5 a 9.

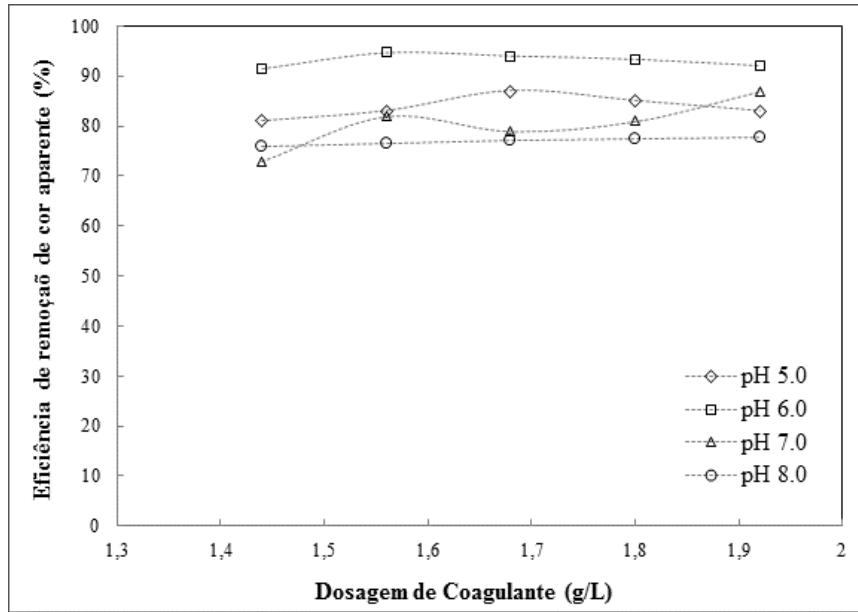
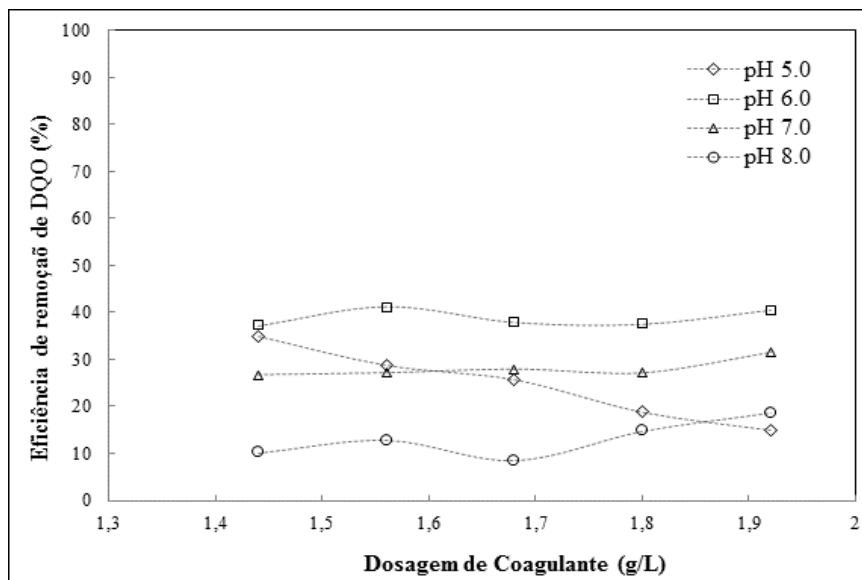
O valor médio de cor aparente foi de 1.300 mg de PtCo.L⁻¹ na primeira coleta, enquanto a média obtida na segunda coleta foi de 2.665 mg de PtCo.L⁻¹.

Verificou-se também que o valor médio da DQO do lixiviado bruto da primeira coleta foi de 1.073 mg de O₂.L⁻¹. A DQO do lixiviado da segunda coleta foi de 1.677 mg de O₂.L⁻¹. Segundo Tchobanoglous et al. (1993), a DQO de aterros novos (menos de dois anos) varia de 3.000 a 60.000 mg de O₂.L⁻¹, com valor típico de 18.000 mg de O₂.L⁻¹. Para aterros maduros (mais de dez anos) os valores variam de 100 a 500 mg de O₂.L⁻¹. Observa-se que os valores obtidos encontram-se numa faixa intermediária da apresentada na literatura.

Vale ressaltar que os ensaios de coagulação/floculação/sedimentação utilizando o tanino comercial A e B foram realizados com o lixiviado da primeira coleta e que os ensaios de coagulação/floculação/sedimentação utilizando a *Moringa oleifera* Lam e a quitosana foram realizados com o lixiviado da segunda coleta, portanto diferentes resultados de eficiência de remoção dos parâmetros estudados podem ser encontrados em função de variações na caracterização inicial do lixiviado testado.

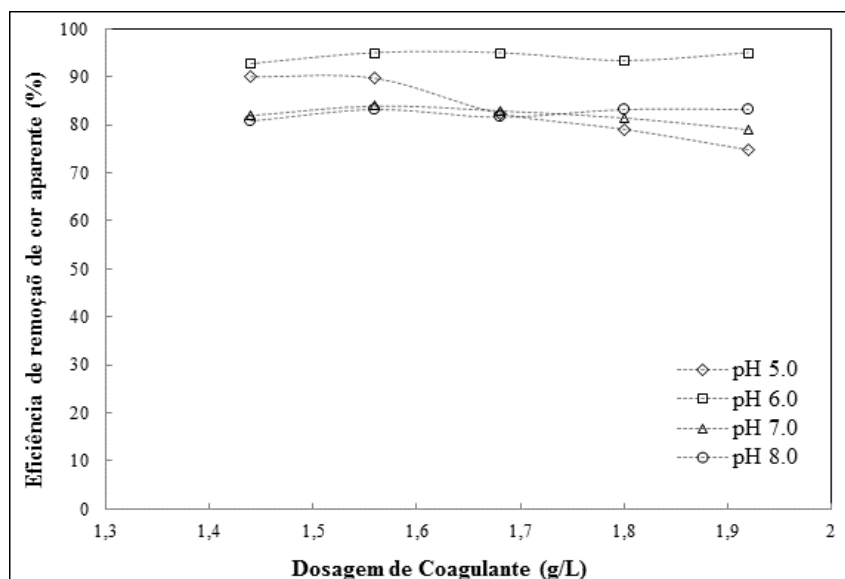
4.2 Tratamento do lixiviado

As Figuras 1 e 2 apresentam, respectivamente, a remoção de cor aparente e DQO com tanino comercial A, de acordo com as diferentes dosagens de coagulante e faixas de pH.

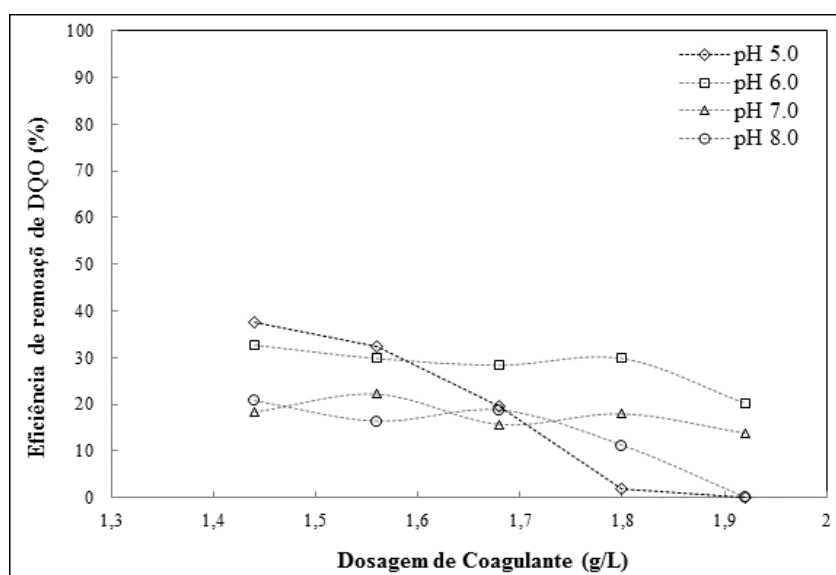
Figura 1: Remoção de cor aparente com tanino comercial A**Figura 2:** Remoção de DQO com tanino comercial A

Considerando os resultados de remoção de cor aparente e de DQO com o tanino comercial A, pode-se dizer que a concentração de 1,56 g/L no pH 6,0 foi a que apresentou melhor eficiência de remoção, sendo aproximadamente 95 e 41%, respectivamente.

As Figuras 3 e 4 apresentam, respectivamente, a remoção de cor aparente e DQO com tanino comercial B.

Figura 3: Remoção de cor aparente com tanino comercial B

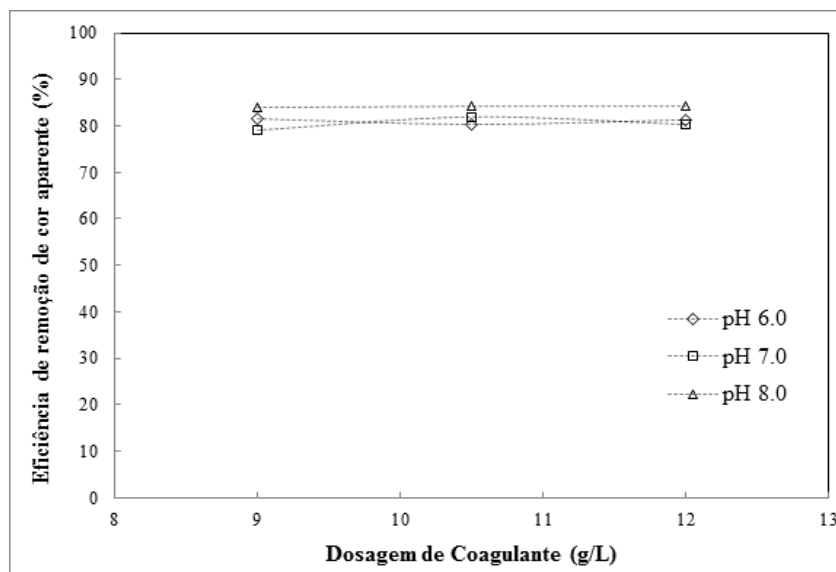
Considerando os resultados de remoção de cor aparente para o tanino comercial B, pode-se verificar que a concentração de 1,68 g/L no pH 6,0 foi a que apresentou melhor eficiência, sendo aproximadamente 95%. O resultado em 1,56 g/L, no mesmo pH 6,0, foi próximo e com diferença estatística não significativa em relação à concentração de 1,68 g/L. Assim, apesar da maior eficiência de remoção ter sido obtida com a concentração de 1,68 g/L, o teste em 1,56 g/L pode ser a melhor escolha para remoção de cor aparente, pois demanda menor quantidade de coagulante.

Figura 4: Remoção de DQO com tanino comercial B

Para a remoção de DQO, o melhor resultado foi na concentração de 1,44 g/L de coagulante em pH 5,0, aproximadamente 37%, sendo este um resultado parecido com outros trabalhos encontrados na literatura. De acordo com Beltrán-Heredia et al. (2011), as moléculas de tanino vegetal são formadas por estruturas polifenólicas complexas e solúveis em água, capazes de neutralizar cargas negativas que recobrem a superfície de coloides presentes em meio aquoso, tornando-as estáveis. Uma vez que os poluentes coloidais são eletricamente neutralizados, as partículas tendem a unir-se formando flocos, processo conhecido como floculação. Após atingir uma determinada massa os flocos são sedimentados pela ação da gravidade.

As Figuras 5 e 6 apresentam, respectivamente, os resultados obtidos com o tratamento do lixiviado a partir da solução de *Moringa oleifera* Lam 15%.

Figura 5: Remoção de cor aparente com *Moringa oleifera* Lam

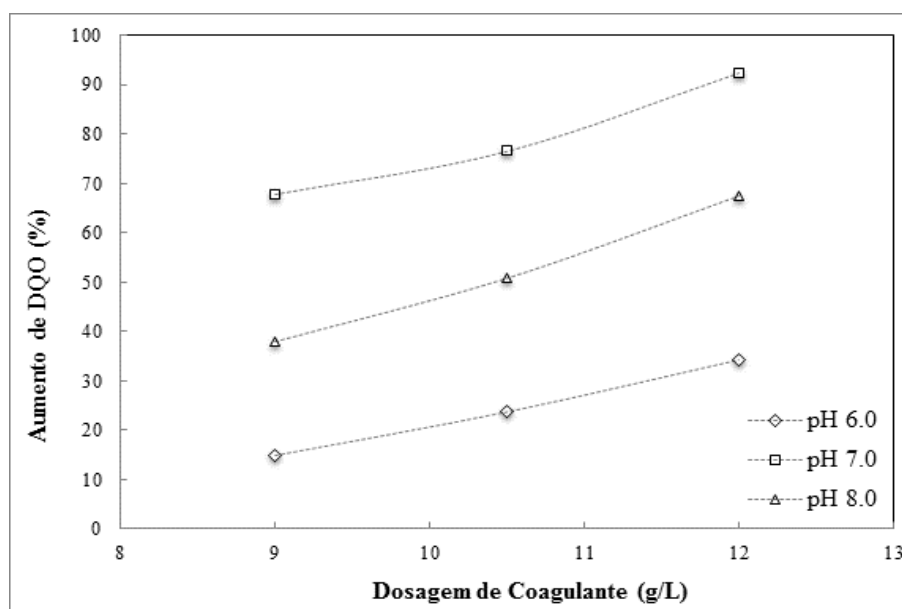


Observando-se os resultados estatísticos obtidos na análise de remoção de cor, verifica-se que não ocorreram diferenças estatísticas em nível de 5% de significância para qualquer uma das condições estudadas. Os melhores resultados de eficiência de remoção de cor foram de, aproximadamente, 85%. Pode-se dizer que a concentração de 9,0 g/L de *Moringa oleifera* Lam no pH 8,0 é a melhor opção para remoção de cor aparente, porque requer menor quantidade de coagulante e não é necessário o ajuste de pH.

Vaz et al. (2010) obtiveram máxima remoção de 90,3% de cor aparente no tratamento de efluente de galvanoplastia utilizando sementes de *Moringa oleifera* Lam na

concentração de 200 ppm e tempo de sedimentação de 20 min. Segundo Vaz et al. (2010), o agente coagulante e floculante encontrado na *Moringa oleifera* Lam é uma proteína catiônica que, quando colocada em meio básico, se ioniza formando entidades hidrolisadas que provocam a desestabilização das partículas do material que está disperso nela e conseqüentemente o desequilíbrio eletrocinético da solução. À medida que vão se aproximando, as partículas se atraem mutuamente dando início ao processo de coagulação com a formação de flocos, o que contribui diretamente para a remoção das partículas orgânicas presentes no efluente após a sedimentação, resultando na diminuição da cor aparente.

Figura 6: Remoção de DQO com *Moringa oleifera* Lam



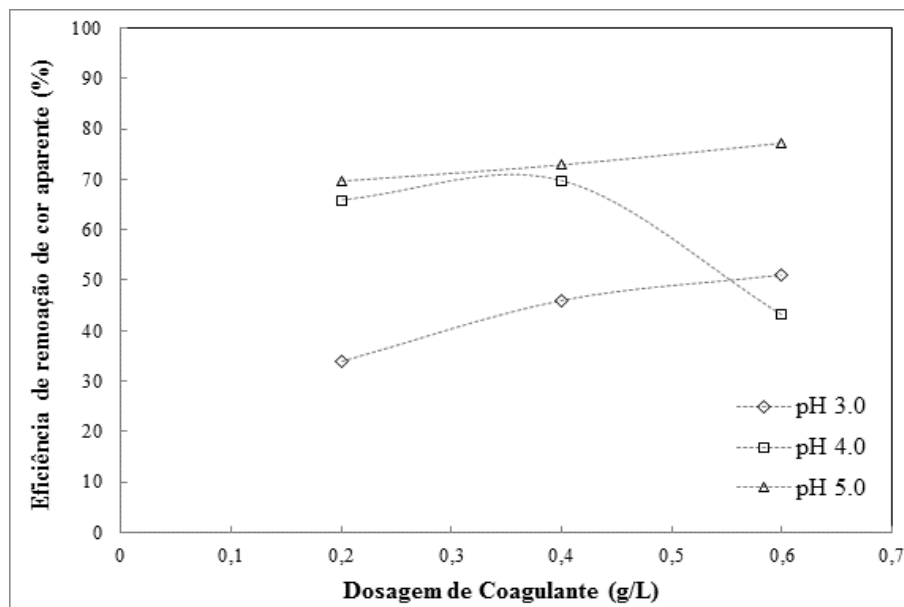
Os resultados obtidos na remoção de DQO não foram analisados estatisticamente em razão de os testes apresentarem um aumento de matéria orgânica em relação à concentração inicial, como se pôde observar na Figura 6. Assim, o tratamento foi prejudicial ao chorume, uma vez que a carga orgânica aumentou provavelmente em função da solução de *Moringa* ser orgânica. Pode-se observar que o potencial de aumento de DQO está diretamente relacionado ao aumento das concentrações de coagulante. Quanto ao pH, os maiores aumentos ocorreram no pH 7,0, seguidos por 8,0 e 6,0.

Bassani (2010) encontrou situação semelhante em seus estudos e relata que este problema pode estar relacionado com as características do lixiviado submetido ao

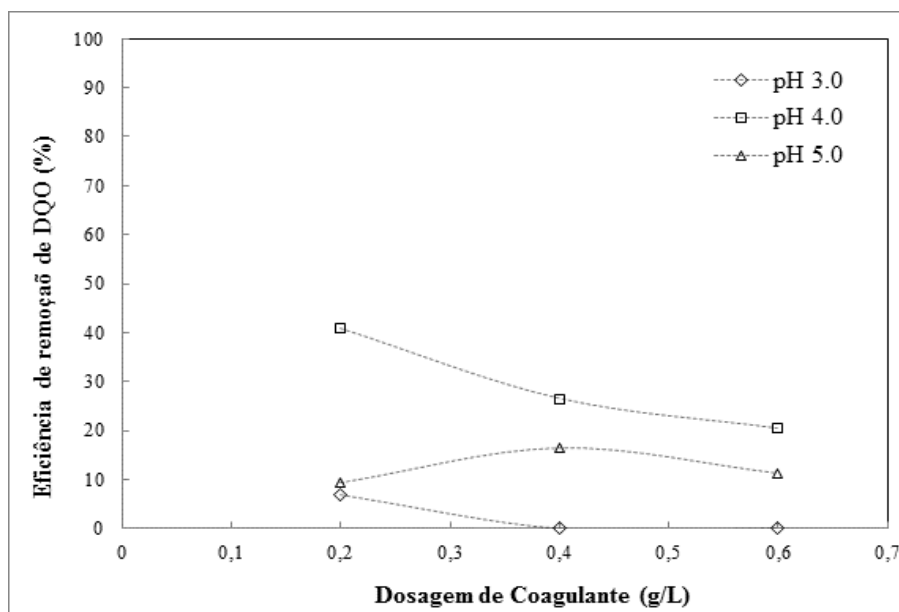
tratamento, uma vez que a presença de compostos orgânicos, como cloretos, pode interferir nas análises posteriores. Entretanto, Bhatia et al. (2006) afirmam que as sementes de *Moringa oleifera*, após a extração de óleo, têm o potencial para se tornar uma alternativa inovadora no tratamento de efluentes industriais quando combinadas com polímeros solúveis em água, compostos de sulfato de amônia e ácidos inorgânicos, pois formam partículas floculadas com massa e volume suficientes para decantarem.

As remoções de cor aparente e DQO com o coagulante quitosana estão apresentadas nas Figuras 7 e 8, respectivamente.

Figura 7: Remoção de cor aparente com quitosana



Considerando os resultados de remoção de cor aparente para a quitosana, percebe-se que a concentração de 1,2 g/L no pH 5,0 foi a que apresentou melhor eficiência, sendo de aproximadamente 77%. O resultado em 0,8 g/L no mesmo pH foi próximo, além da diferença estatística não ser significativa em relação à concentração de 1,2 g/L. Assim, apesar da maior eficiência de remoção ter sido obtida com a concentração de 1,2 g/L de quitosana, o teste em 0,8 g/L pode ser a melhor escolha para remoção de cor aparente, pois demanda menor quantidade de coagulante. Segundo Patel e Vashi (2012), a dosagem ideal de coagulante depende, sobretudo, da espécie de coagulante e dos contaminantes orgânicos e inorgânicos presentes na solução, pois o excesso ou a escassez prejudicam o processo físico-químico.

Figura 8: Remoção de DQO com quitosana

Para a remoção de DQO o melhor resultado foi na concentração de 0,4 g/L de coagulante em pH 4,0, sendo de aproximadamente 41% de remoção. Patel e Vashi (2012) relatam que durante o processo de coagulação, o fator pH afeta a superfície de carga dos coagulantes e a estabilização da suspensão. Patel e Vashi (2010) verificaram em seus estudos sobre remoção de contaminantes orgânicos de efluentes industriais que a quitosana tem maior eficiência no processo de coagulação em condições ácidas, em particular, no pH 4,0. No caso da quitosana, os grupos amino são protonados em solução ácida, onde as moléculas carregadas positivamente agem como um polieletrólito catiônico. Uma vez que os contaminantes orgânicos são carregados negativamente por indução, as moléculas de quitosana formam ligações iônicas, o que permite a neutralização das cargas dos contaminantes e a consequente aglomeração das mesmas.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Após a realização do presente estudo, pode-se dizer que a caracterização inicial do lixiviado indicou que o mesmo é alcalino, de cor não muito intensa e com características de aterro velho (baixa DQO e pH acima de 8,0).

Em relação aos tratamentos estudados, os resultados de remoção de cor aparente e de DQO apresentaram as melhores eficiências com o tanino comercial A na concentração de 1,56 g/L em pH 6,0.

O tanino comercial B apresentou melhor eficiência de remoção de cor na concentração de 1,68 g/L em pH 6,0, porém o resultado em 1,56 g/L no mesmo pH 6,0 foi próximo e sem diferença estatística significativa. Para a remoção de DQO o melhor resultado foi na concentração de 1,44 g/L de coagulante em pH 5,0.

A melhor remoção de cor aparente com a quitosana ocorreu na concentração de 1,2 g/L e no pH 5,0, porém o resultado em 0,8 g/L no mesmo pH 5,0 foi próximo e sem diferença estatística significativa. Assim, o teste em 0,8 g/L pode ser a melhor escolha para remoção de cor aparente. Para a remoção de DQO o melhor resultado foi na concentração de 0,4 g/L de coagulante em pH 4,0.

A melhor remoção de cor aparente utilizando a *Moringa* foi na concentração de 10,5 g/L no pH 8,0, sendo de aproximadamente 85%. A *Moringa* não apresentou eficiência de remoção do parâmetro DQO.

Por fim, pode-se concluir que ambos os taninos apresentaram resultados próximos de remoção de DQO e cor aparente, onde poderiam ser empregados no tratamento de coagulação/floculação/sedimentação do chorume numa escala maior, pois estes se sobressaíram em relação aos outros agentes coagulantes. Contudo, tratamentos adicionais seriam requeridos para obtenção de maiores remoções da DQO.

REFERÊNCIAS

ALTAHER, H. The use of chitosan as a coagulant in the pre-treatment of turbid sea water. **Journal of Hazardous Materials**, v. 233-234, p. 97-102, 2012.

APHA – American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19 th ed. Washington, D.C., 1995.

BASSANI, F. **Monitoramento do lixiviado do aterro controlado de Maringá, Paraná, e avaliação da tratabilidade com coagulantes naturais, radiação ultravioleta (UV) e ozônio**. Maringá: UEM, 2010. 112 p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2010.

BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; DÁVILA-ACEDO, M. A. Optimization of the synthesis of a new coagulant from a tannin extract. **Journal of Hazardous Materials**, v. 186, p. 1704-1712, 2011.

BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; GÓMEZ-MUNOZ, M. C. New coagulant agents from tannin extracts: Preliminary optimisation studies. **Chemical Engineering Journal**, v. 162, p. 1019-1025, 2010.

BHATIA, S.; OTHMAN, Z.; AHMAD, A. L. Pretreatment of palm oil mill effluent (POME) using *Moringa oleifera* seeds as natural coagulant. **Hazardous Materials**, New York, v. 145, p. 120-126, 2006.

CHAIBAKHSH, N.; AHMADI, N.; ZANJANCHI, M. A. Use of *Plantago major* L. as a natural coagulant for optimized decolorization of dye-containing wastewater. **Industrial Crops and Products**, v. 61, p. 169-175, 2014.

HAMID, S. H. A.; LANANAN, F.; DIN, W. N. S. et al. Harvesting microalgae, *Chlorella* sp. by bio-flocculation of *Moringa oleifera* seed derivatives from aquaculture wastewater phytoremediation. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 95, p. 270-275, 2014.

LEE, C. S.; ROBINSON, J.; CHONG, M. F. A review on application of flocculants in wastewater treatment. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 92, p. 489-508, 2014.

LI, W.; HUA, T.; ZHOU, Q. et al. Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption. **Desalination**, v. 264, p. 56-62, 2010.

LIU, X.; LI, X-M.; YANG, Q. et al. Landfill leachate pretreatment by coagulation-flocculation process using iron-based coagulants: Optimization by response surface methodology. **Chemical Engineering Journal**, v. 200-202, p. 39-51, 2012.

MATOS, A. T.; CABANELLAS, C. F. G.; CECON, P. R. et al. Efeito da concentração de coagulantes e do pH da solução na turbidez da água, em recirculação, utilizada no processamento dos frutos do cafeeiro. **Engenharia Agrícola**, v. 27, n. 2, p. 544-551, 2007.

PATEL, H.; VASHI, R. T. Removal of Congo Red dye from its aqueous solution using natural coagulants. **Journal of Saudi Chemical Society**, v. 16, p. 131-136, 2012.

RAGHAB, S. M.; MEGUID, A. M. A.; HEGAZI, H. A. Treatment of leachate from municipal solid waste landfill. **HBRC Journal**, v. 9, p. 187-192, 2013.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S. et al. Landfill leachate treatment: review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, p. 468-493, 2008.

RIZZO, L.; LOFRANO, G.; GRASSI, M. et al. Pre-treatment of olive mill wastewater by chitosan coagulation and advanced oxidation processes. **Separation and Purification Technology**, v. 63, p. 648-653, 2008.

SYAFALNI, A. L.; LIM, H. K.; ISMAIL, N. et al. Treatment of landfill leachate by using lateritic soil as a natural coagulant. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 353-359, 2012.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues**. New York: McGraw-Hill, 1993.

VAZ, L.; KLEN, M. R. F.; VEIT, M. T. et al. Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de galvanoplastia. **Eclética Química**, São Paulo, v. 35, n. 4, p. 45-54, 2010.

**POLUIÇÃO POR ESGOTO HOSPITALAR E SUA COMPLEXIDADE
FRENTE À SAÚDE AMBIENTAL NO RIO SÃO FRANCISCO, TRECHO
ENTRE PETROLINA/PE E JUAZEIRO/BA**

Maria Betânia Moreira Amador¹⁵

Wolmir Ercides Peres¹⁶

Roberto Rodrigues de Souza¹⁷

1 INTRODUÇÃO

O tema resíduo hospitalar tem sido posto em debate, com frequência, há algum tempo no âmbito das discussões ambientais. No entanto, percebe-se que ainda existe uma escassez de informações e de literatura específica, bem como de subsídios outros para que se possa tanto realizar análises de qualidade quanto oferecer para os setores competentes e a sociedade em geral resultados, discussões e sugestões que contribuam para a efetiva adequação das ações necessárias a coleta, escoamento, captação e tratamento dos resíduos sólidos, líquidos e gasosos que advêm de hospitais e/ou clínicas de saúde.

Esse preâmbulo conduz ao foco do trabalho que se apresenta ressaltando-se que o mesmo foi derivado de pesquisa de mestrado em “Desenvolvimento e Meio Ambiente” de cunho interdisciplinar. Os principais atores envolvidos têm formações, aparentemente, díspares, mas que se complementam ao pensar sistemicamente o ambiente através dos olhares de um enfermeiro, de uma geógrafa e de um engenheiro químico sobre o impacto ambiental de esgoto hospitalar no Vale do Submédio São Francisco, especificamente entre

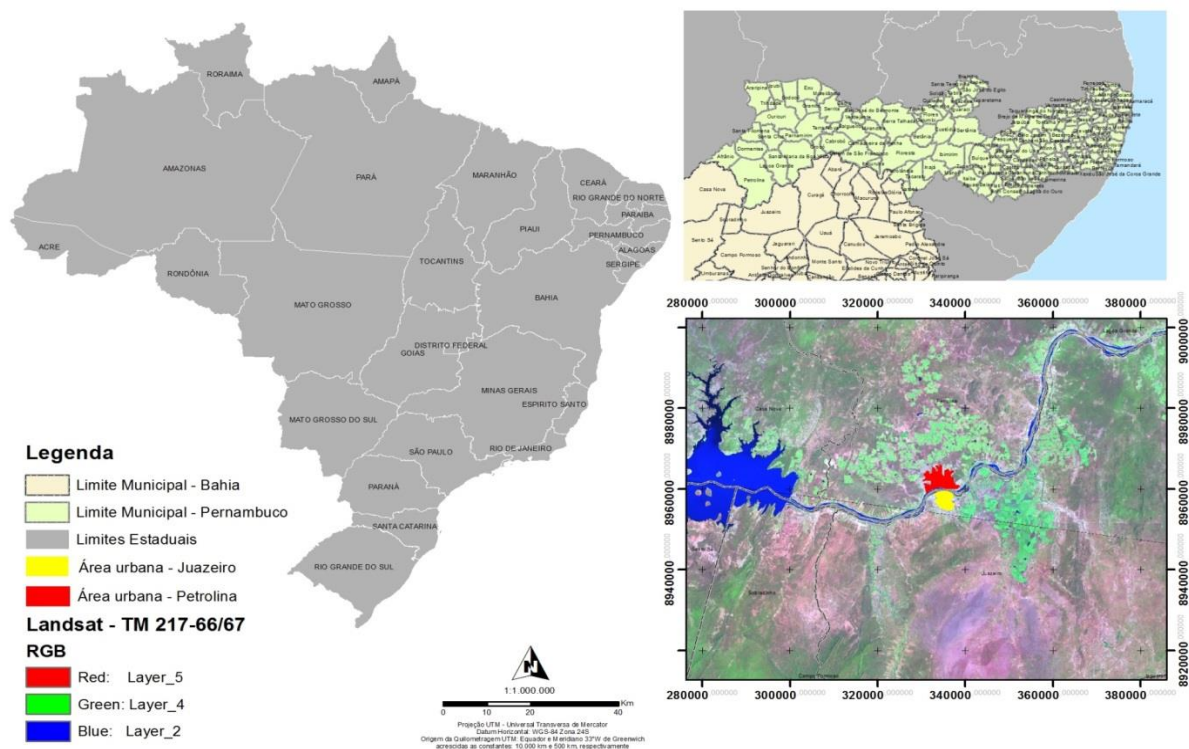
¹⁵ Doutorado em Geografia (UFPE), engenheira florestal, geógrafa, professora, Universidade de Pernambuco – campus Garanhuns, E-mail: betaniaamador@yahoo.com.br

¹⁶ Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente (UFS), enfermeiro, professor, Universidade de Pernambuco – campus Petrolina, E-mail: wolmir2002@ig.com.br

¹⁷ Doutorado em Engenharia Química (Unicamp), engenheiro químico, professor, Universidade Federal de Sergipe – UFS, E-mail: rrsouza.br@gmail.com

os municípios de Petrolina, situado à margem esquerda do Rio São Francisco na região sudoeste do Estado de Pernambuco e, Juazeiro no Estado da Bahia, o qual se localiza à margem direita do Rio São Francisco (Figura 1).

Figura 1: Localização da área de estudo entre Petrolina/PE e Juazeiro/BA



Evidencia-se na Figura 1 a localização da área de estudo, na qual houve o interesse em analisar os sistemas de abastecimento de água e tratamento de esgoto, com ênfase nos resíduos líquidos hospitalares do hospital Regional de Juazeiro (HRJ), no município de Juazeiro/BA, e o Hospital de Urgências e Traumas (HUT), em Petrolina/PE. Ambos considerados de importância para a região uma vez que atendem, também, outros municípios situados em suas proximidades. Logo, são entendidos como hospitais de médio porte e, portanto, com significativa contribuição para a poluição “local” das águas urbanas do Rio São Francisco.

Sabe-se que a poluição afeta diretamente a oferta de água potável, e em regiões como o semiárido nordestino onde esta oferta é ainda menor, todos sofrem com mais rigor

essas consequências, principalmente se for ressaltada a questão da saúde pública. Em termos conceituais tem-se que:

A saúde, tanto individual como coletiva, é resultado das complexas inter-relações entre os processos biológicos, ecológicos, culturais e socioeconômicos que se dão na sociedade, ou seja, é o produto das inter-relações que se estabelecem entre o homem e o ambiente social e natural em que vive. (OMS citado por NATAL, 2004, p. 336).

Admitindo-se que há o impacto da poluição na saúde da população mediante a afluência dos resíduos líquidos dos referidos hospitais, impõe-se pensar também em gestão ambiental e não somente entender, diagnosticar e apontar as causas. Nesse sentido, faz-se necessário um entendimento sobre o pensar sistêmico, tendo-se em vista a condição ecológica da situação que também envolve a interdisciplinaridade.

Esta, gradativamente, se torna uma forma de fazer pesquisa e/ou de atuação profissional cada vez mais conhecida e reconhecida como uma estratégia de enfrentamento dos problemas, principalmente ambientais, que afligem o mundo contemporâneo. E, segundo Japiassu (1976, p. 51), a interdisciplinaridade “corresponde a uma nova etapa de desenvolvimento do conhecimento e de sua repartição epistemológica”, bem como não pode ser considerada “uma panaceia, porque a ciência pode adotar outros caminhos, utilizar outros métodos e empregar outros procedimentos”. Porém, o autor afirma ainda que: “a interdisciplinaridade reivindica as características de uma categoria científica, dizendo respeito à pesquisa. Nesse sentido, corresponde a um nível teórico de constituição das ciências e a um momento fundamental de sua história (JAPIASSU, 1976, p. 51). A pesquisa interdisciplinar conduz, via de regra, a uma ampliação de horizontes tanto teórico quanto metodológico visando à resolução de problemas sociais, ambientais e também econômicos, para citar alguns. Para isso é fundamental que os envolvidos estejam predispostos ao diálogo, além de deterem conhecimento consistente em suas áreas de origem. A participação em uma equipe de trabalho dessa natureza envolve a evidência de atitudes, as quais estão repletas de valores e, conseqüentemente, de percepções.

Retomando-se Japiassu (1976, p. 117), verifica-se que antes de tudo que a interdisciplinaridade “é uma tentativa de superação de obstáculos”. Entre os obstáculos encontram-se entraves em relação à absorção de conceitos das disciplinas diferentes daquelas que constituíram a formação acadêmica de cada um. O autor coloca ainda que

para trabalhar em conjunto, é fundamental especificar “de quê se fala, o quê se faz e com que objetivo”. E, uma das primeiras premissas que se expõe é o recrudescimento necessário dos orgulhos intelectuais que se fazem presentes.

Estabelece-se, então, um pensamento sistêmico através de uma visão de mundo na qual o pesquisador vive as implicações de ter assumido para si esses novos pressupostos, ou seja, ver o mundo e atuar nele de forma a não ter apenas a ideia da linearidade causa e efeito, mas poder ter consciência da complexidade de um sistema, este podendo ser entendido como totalidade ou organização, que se evidencia pela ampliação do foco de observação, de saber da dinamicidade desse sistema e da instabilidade que se configura naturalmente e, ao se inserir como agente e observador no processo, trazer à tona toda uma gama de subjetividade presente em seu ser e que, em algum momento, vai se coadunar com as percepções acumuladas ao longo da vida (VASCONCELLOS, 2002).

Assim, é importante perceber que o estudo em pauta se deu no Vale Submédio do Rio São Francisco, o que se constitui num sistema. E, mais ainda, numa paisagem integrada. Mesmo sabendo-se que conceitos variam de acordo com a abordagem de cada um e, principalmente, com as orientações teóricas das diversas escolas de formação, toma-se como referência Guerra e Marçal, que dizem:

De acordo com Venturi (2004), o século XIX marcou a transformação do conceito de paisagem, com os naturalistas alemães dando-lhe um significado científico, transformando-se em conceito geográfico (*landschaft*) derivando-se em paisagem natural (*naturlandschaft*). Mais recentemente, a perspectiva de análise integrada do sistema natural e a inter-relação entre os sistemas naturais, sociais e econômicos vem dando um novo redirecionamento e interpretação ao conceito de paisagem. (VENTURI, 2004 citado por GUERRA; MARÇAL, 2009, p. 102).

Ressalta-se que a dissertação de Peres (2012), a qual subsidia este trabalho, teve como objetivo geral:

[...] identificar o impacto ambiental dos resíduos líquidos provenientes de esgoto e de águas servidas de estabelecimento de saúde no vale do Submédio São Francisco, ou seja, pelos efluentes produzidos pelos hospitais públicos dos municípios de Petrolina/PE e Juazeiro/BA. Os objetivos específicos que foram: identificar os principais pontos de descarte dos efluentes e seu potencial de contaminação; determinar os parâmetros físico, químicos e biológicos dos efluentes hospitalares e das águas servidas nestes serviços de saúde; avaliar a qualidade da água do rio nos pontos de lançamento dos efluentes hospitalares, os impactos ambientais, sua patogenicidade e riscos à saúde da comunidade. (PÉRES, 2012, p. 3).

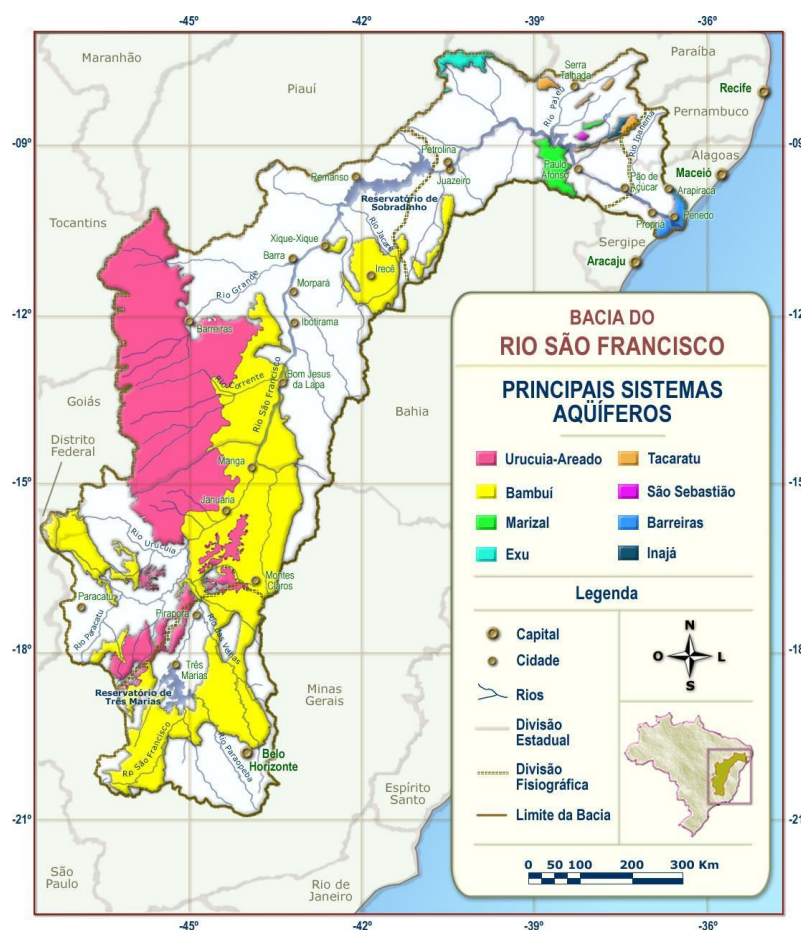
2 A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO

A bacia hidrográfica do Rio São Francisco (Figura 2), abrange uma área de drenagem em torno de 640.000 km² correspondendo a cerca de 8% do território nacional conforme o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (CBHSF, 2004).

Parágrafo único. Considera-se como região hidrográfica o espaço territorial brasileiro compreendido por uma bacia, grupo de bacias ou sub-bacias hidrográficas contíguas com características naturais, sociais e econômicas homogêneas ou similares, com vistas a orientar o planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos. (RESOLUÇÃO n. 32, de 15 de outubro de 2003).

Logo a Região Hidrográfica do São Francisco é constituída pela bacia hidrográfica do rio São Francisco tendo sido instituída por meio da Resolução nº 32, de 15 de outubro de 2003, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos integrando a divisão hidrográfica do Brasil.

Figura 2: Área de abrangência da Bacia Hidrográfica do São Francisco

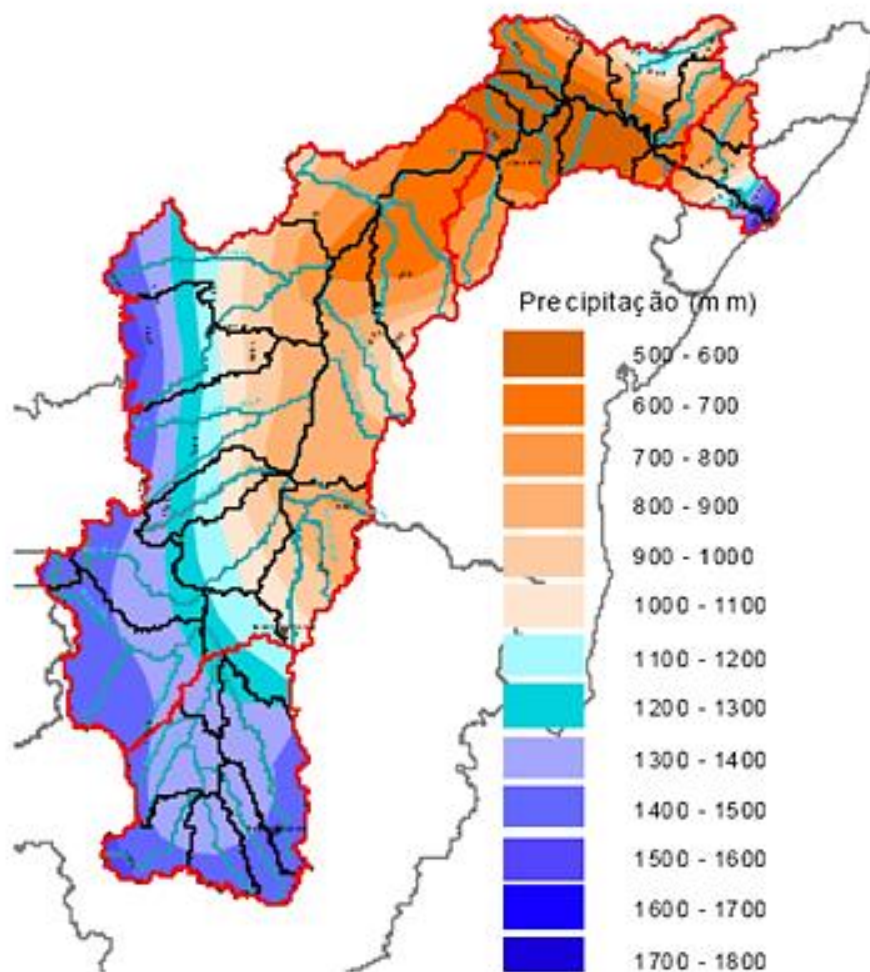


Fonte: Lima et al. (2001).

Até desaguar no Oceano Atlântico, o Rio São Francisco nasce na serra da Canastra e percorre aproximadamente 2.700 km do território brasileiro, passando pelos Estados de Minas Gerais, Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe. A área da bacia ainda engloba parte do Estado de Goiás e do Distrito Federal. (LIMA et al., 2001, p. xx).

Em relação às chuvas (Figura 3) ocorridas na bacia, verifica-se uma precipitação média anual de 1.036 mm, variando espacialmente desde 600 mm, no semiárido nordestino, entre Sobradinho (BA) e Xingo (BA), até mais de 1.400 mm nas nascentes localizadas no Alto São Francisco, em Minas Gerais (CBHSF, 2004).

Figura 3: Média de precipitação na Área da Bacia Hidrográfica do São Francisco



Fonte: CBHSF (2004).

A partir da situação de precipitação média apresentada na Figura 3 e detalhada no Quadro 1, observa-se que a grande área alaranjada, em torno de 57% da bacia, equivale ao clima semiárido. Esta abrange 218 municípios, ocupando, inclusive, parte do norte de Minas Gerais. É uma área importante, visto que um contingente de sua população emigra constantemente em função das prolongadas estiagens que atingem aquela região (CBHSF, 2004).

Quadro 1: Principais características hidro-climáticas da Bacia Hidrográfica do São Francisco

Características	Regiões Fisiográficas			
	Alto	Médio	Submédio	Baixo
Clima predominante	Tropical úmido e temperado de altitude	Tropical semiárido e sub-úmido seco	Semiárido e árido	Subúmido
Precipitação média anual (mm)	2.000 a 1.100 (1.372)	1.400 a 600 (1.052)	800 a 350 (693)	350 a 1.500 (957)
Temperatura média (°C)	23	24	27	25
Insolação média anual (h)	2.400	2.600 a 3.300	2.800	2.800
Evaporação média anual (mm)	1.000	1.300	1.550	1.500

Fonte: ANA/SPR e Programa de Ações Estratégicas – PAE (ANA/GEF/PNUMA/OEA, 2003).

Quanto a cobertura vegetal, fragmentos de diversos biomas são observados: a Mata Atlântica nas cabeceiras; o Cerrado (Alto e Médio São Francisco) e a Caatinga (Médio e Submédio São Francisco). Outrossim, áreas de transição entre o Cerrado e a Caatinga, Florestas estacionais decíduas e semi-decíduas, os campos de altitude e as formações pioneiras (mangue e vegetação litorânea), estas no Baixo São Francisco (CBHSF, 2004).

Enfim, a bacia do Rio São Francisco representa importante indutor do desenvolvimento de diversos Estados brasileiros e, principalmente da região Nordeste. Por isso, há necessidade de que as características ambientais dessa bacia sejam devidamente conhecidas para que os aproveitamentos dos recursos naturais possam ser otimizados com o menor impacto ambiental possível. A ocupação econômica na região, de uma forma geral, engloba atividade mineradora e siderúrgica, agrícola e industrial correlata, perímetros irrigados e pecuária.

Nesse contexto, “a polêmica que se levanta é a destinação dos resíduos de saúde produzidos pelos centros de saúde, seus impactos ao meio ambiente e possíveis danos que possam causar à perpetuação da espécie humana” (PERES; AMADOR; SOUZA, 2012, p. 94).

Embora existam evidências de uma tomada de consciência dos problemas ambientais, os movimentos mundiais de proteção da natureza e do meio ambiente têm uma atuação descoordenada e confusa e sofrem a interferência do sistema político-econômico-capitalista dominante, cuja hegemonia extrapola os limites do mundo ocidental e começa a alcançar o mundo todo. (FERREIRA, 1995 citado por PERES; AMADOR; SOUZA, 2012, p. 94).

Ferreira (1995) fala que as modificações comportamentais e a nova ordem social são luz de uma ética de preservação da humanidade e dependem, sobretudo, da mudança no consumo dos países desenvolvidos. Por outro lado, dependem também da compreensão correta das questões do ambiente e da vida pelos países pobres, que passariam a agir no sentido de um desenvolvimento dentro das limitações e das necessidades da sua própria realidade (FERREIRA, 1995 citado por PÉRES, 2013, p. 13).

Em consonância ao mencionado acima, percebe-se no debate atual a maior ênfase na congregação ou integração do tema saúde à questão ambiental.

Assim, toma-se Augusto (2004) que coloca a saúde como condição fundamental ao desenvolvimento individual e coletivo dos seres humanos devendo, portanto, ser compreendida e tratada como algo interdependente das “complexas relações da práxis do viver em sociedade, que é sustentada por uma matriz bioeco-socioambiental, historicamente determinada” (AUGUSTO, 2004, p. 93). No entanto, é importante lembrar que tudo isso é perpassado pela política e pelo sistema econômico vigente.

Retomando-se Tambellini, citado por Lia Augusto (2004), encontra-se apresentado três modelos para tratar as relações saúde – ambiente e um deles se adequa mais coerentemente aos propósitos colocados neste trabalho por considerar como instrumentos de análise a complexidade, o sistemismo e a interdisciplinaridade. Ou seja, nesse terceiro modelo:

o ambiente é visto como um sistema sócio-ecológico, de alta complexidade, organizado hierarquicamente, cujos componentes são muito diversificados (sociais, culturais, históricos, biológicos, físicos e químicos). O homem é visto como um ser vivo sócio-político. Além do fluxo energético (solar e alimentar), o fluxo das relações sociais, que são afetivas, marcam a diferença dos outros dois modelos. (TAMBELLINI, 2003 citado por AUGUSTO, 2004, p. 96).

E justamente aqui pode-se remeter, também, ao Yi-Fu Tuan (1980), quando ressalta no texto as relações sociais afetivas, as quais são de extrema significância quando está em pauta pensar o lugar. As atitudes então entram em jogo, pois não será só a ideia política que prevalecerá, mas principalmente querer o melhor para esse lugar e essa sociedade. No entanto, ressalte-se que é essencial para um determinado resultado quando esses laços de afetividade são trabalhados desde cedo, por pessoas oriundas do lugar e que de alguma forma se projetam intelectualmente, politicamente, enfim, podendo chegar na posição de assumir a responsabilidade de conduzir boa gestão coletiva.

3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Dentro da proposta metodológica realizou-se a análise dos seguintes componentes: pH, condutividade elétrica, atividade de desidrogenase, atividade de hidrólise do FDA, respiração microbiana basal e coliformes fecais e carbono total. Este último foi determinado por oxidação com dicromato de potássio no meio com ácido sulfúrico e fosfórico, seguido de titulação com sulfato ferroso amoniacal, utilizando difenilamina como indicador de pH. Os valores foram expressos g L^{-1} (EMBRAPA 1999).

O pH da água: foi medida em solução de água/água destilada (1:2,5 v/v) em potenciômetro (Analiser, pH/Ion 450 M) após agitação vigorosa e repouso por uma hora (EMBRAPA 1999). A respiração microbiana: alíquota de 100 mL de água foi incubada em frasco rosqueável com 10 mL de KOH (0,5 N), por 15 dias, ao abrigo da luz.

O CO_2 liberado e capturado pela solução de KOH foi quantificado por titulação com HCl 0,1N, utilizando fenolftaleína (0,1 % em etanol) e alaranjado de metila (1 %) como indicadores de pH. O carbono do CO_2 emitido pela respiração dos microrganismos foi expresso em $\mu\text{g C-CO}_2 \text{g}^{-1}$ de solo seco dia^{-1} (GRISI, 1978).

Para atividade da desidrogenase: 5 mL de água fez-se a incubação com 5 mL de TTC 1% (cloreto de 2,3,5 trifeniltetrazólio) em banho maria (37 °C) por 24 horas. Após esse período a reação foi interrompida com 10 mL de metanol e o TTF (trifenilformazan) formado pela ação da desidrogenase na redução do TTC será medido em espectrofotômetro (485 nm). Para curva-padrão utilizou-se a solução de TTF (1% em metanol) e os valores de atividade enzimática expressos em $\mu\text{g TTF mL}^{-1}$ de água (CASIDA et al., 1964).

Atividade de hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA): amostras de 5 mL de água serão incubadas em erlenmeyer com 20 mL de tampão fosfato de potássio (66 mM; pH 7,6) e 200 µL de solução de FDA (0,02 g/ curva-padrão utilizou-se concentrações crescentes de FDA previamente hidrolisadas pelo calor (100 °C). A atividade enzimática foi expressa em µg de fluoresceína hidrolisada g⁻¹ solo seco h⁻¹ (SWISHER; CARROL, 1980).

O delineamento experimental foi do tipo inteiramente comparativo casual com cinco tratamentos: em 5 repetições, totalizando 50 parcelas experimentais. Os dados foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey (P<0,05). Também foram realizadas análises de correlação simples de Pearson (r) entre as variáveis estudadas. Empregou-se análise de agrupamento, considerando todos os parâmetros avaliados e usando o método da Distância Euclidiana e o algoritmo UPGMA (*unweightpair-groupmethod*). As análises foram realizadas com auxílio do programa *STATISTICA 6.0* (*STATSOFT 2002*). Realizou-se análise dos resíduos líquidos, determinando a composição bioquímica do mesmo e confrontando com os parâmetros instituídos na literatura e/ou legislação vigente (Resolução Conama nº 357, de 2005), que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento.

As amostragens foram realizadas nos pontos: P1 (Rio Captação), P2 (Rede de Abastecimento Local), P3 (Nível Hospitalar), P4 (Nível subestação de tratamento) e P5 (Nível Rio Efluente) que possibilitou de forma parcial descrever o percurso da água utilizada no consumo, desde o ponto de captação no Rio propriamente dito, até seu descarte após a utilização na região urbana dos municípios estudados.

A realização das coletas ocorreu em um dia, sendo que para cada ponto, foram coletadas 5 amostras totalizando, então, 50 amostras. Estas foram analisadas no laboratório de bioquímica da Universidade de Pernambuco (UPE), *campus* Petrolina e no laboratório de análise de esgoto da subestação de tratamento de água da Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA), ambos localizados na cidade de Petrolina/PE.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com relação ao potencial hidrogeniônico (pH), os resultados evidenciaram que as amostras coletadas se comportaram dentro dos limites aceitáveis, apesar de ter-se

observado mortalidade de peixes em escala significativa em uma das lagoas estudadas. No entanto, o autor da pesquisa afirma que se fosse mensurar os impactos levando em conta a mudança de pH e os índices dos padrões de normalidade, mesmo assim os valores extraídos das amostras se encontram dentro dos padrões de normalidade preconizados pela Agência Nacional de Águas (ANA) e Resolução Conama 357/2005 (BRASIL, 2005).

O pH, parâmetro importante juntamente com outros, é utilizado como indicador:

[...] do grau de poluição, metabolismo de comunidades, ou ainda impactos em um ecossistema aquático. As águas naturais apresentam pH entre 4 e 9 e, em geral, quando o pH se aproxima de 9, ocorre a retirada de gás carbônico das águas por algas no processo de fotossíntese. (ZUIN; IORATTI; MATHEUS, 2009, p. 4).

Outro parâmetro utilizado na pesquisa foi a Condutividade Elétrica (CE).

Trata-se de uma medida da habilidade de uma solução aquosa de conduzir uma corrente elétrica devido à presença de íons. Varia com a concentração total de substâncias ionizadas e dissolvidas na água, com a temperatura, com a mobilidade dos íons, com a valência dos íons, com a valência dos íons e com as concentrações real e relativa de cada íon. (CPRM, 2007, p. 8).

Assim, foi observado nas amostras coletadas que elas se evidenciaram dentro dos limites toleráveis, com exceção de um dos pontos, o qual se mostrou acima do que estabelece Emmanuel et al. (2009), ou seja, valores entre 297 a 324 $\mu\text{S}/\text{cm}$ equivalentes à característica de grande concentração de mineral, o que indica que a amostra possui atributos corrosivos.

Em termos de coliformes termotolerantes, tem-se que quando um grupo coliforme está presente na água ele é visto como uma indicação de poluição com esgoto e provável presença de bactérias patogênicas. Peres (2013) refere que a presença de coliformes na água não representa, por si só, um perigo à saúde, e indica a possível presença de outros organismos causadores de problema à saúde.

Assim, foi verificado que, com base na resolução Conama nº 274, de 2000, que duas das cinco amostras analisadas seguem os padrões estabelecidos. Mas ao ser observado os outros pontos de análise e suas amostras, foram observados índices acima do preconizado, logo evidenciando uma leve alteração dos índices entre os pontos de captação e descarte.

Com relação ao parâmetro Hidrólise de Diacetato de Fluoresceína (FDA) pôde ser observado que as amostras mais sensíveis são as que foram coletadas junto aos locais de maior concentração de matéria orgânica. O método da hidrólise de FDA pode nos fornecer

uma indicação da biodegradabilidade intrínseca da amostra a qual já pode conter os microrganismos adaptados para oxidar a matéria orgânica específica de cada tipo de amostra ambiental/industrial (SILVEIRA, 2010).

Este indicador possibilitou concluir que há uma diferença entre a água captada para tratamento pelos serviços de abastecimento e a água no leito do rio após passar pela área urbana, recebendo toda a gama de dejetos e rejeitos não tratados produzidos neste perímetro. Essa constatação permitiu perceber que há um descumprimento das leis no que diz respeito à manutenção dos corpos d'água após sua utilização, indicando que os níveis de poluição apresentados após os descartes são elevados.

Quanto ao indicador Respiração Microbiana Basal, este mostra a atividade microbiana em uma amostra, mas não especifica se procede da respiração dos microrganismos vivos ou em decomposição presentes nas amostras. No entanto, quando se comparou a evolução das amostras, Peres (2013) concluiu que há maior atividade e, conseqüentemente, maior liberação de CO₂ nos pontos relacionados com as águas residuais dos hospitais em estudo (HUT e HRJ), o que leva a considerar que este meio onde foi feita a análise possui características diferentes dos outros pontos analisados e seu potencial de contaminação é mais elevado.

Terminando essa apresentação resumida dos resultados obtidos aborda-se a Atividade da Desidrogenase. As desidrogenases são um grupo de enzimas incluídas na classe das oxidoreduções. Sua atividade é avaliada pela incubação de amostras de solo com 2, 3, 5 trifeniltetrazólio e medida da produção de triphenil formazan (CASIDA et al., 1964). Toluol não é utilizada no método, uma vez que destrói a atividade enzimática. Assim, a contribuição para a atividade observada pela proliferação de microrganismos é desconhecida, mas pode ser importante em ensaios onde os solos são alterados com substratos orgânicos (como lodo de esgoto e lodo de curtume) e incubados por 24 horas. Peres (2013), em seu trabalho de pesquisa, fez um minucioso levantamento bibliográfico sobre o assunto sendo importante ressaltar a relação com o uso de diferentes inseticidas que podem provocar efeitos diversos sobre a atividade de diferentes enzimas do solo e sua alteração por longo tempo. E, em virtude de problemas ambientais acarretados por determinados resíduos, o referido autor critica os gestores públicos em geral por deixarem a sociedade à mercê da inexperiência e descumprimento de normas de acondicionamento, descarte e destino final e adequado dos hospitalares (PERES, 2013, p. 52-53).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Após as análises realizadas, ratificou-se que em alguns indicadores há diferença entre os resíduos doméstico e hospitalar, o que leva a constatar que há uma necessidade urgente e emergente de tratamento adequado desses resíduos.

Durante a pesquisa verificou-se, conforme Peres (2012), que os sistemas locais de tratamento de esgotos não estão preparados para processar e tratar este tipo de efluente. Desta forma, estes sistemas não realizam o tratamento adequado deste subproduto. Isso foi evidenciado em algumas amostras que como preconizado pelo Conama, no que se refere à devolução desses efluentes, o grau de poluição está acima do que foi estabelecido na legislação. Em algumas amostras verificou-se a qualidade dos corpos d'água, visto que após os pontos de descarte estão alteradas, o que mostra a ineficácia das ações e medidas de tratamento.

A polêmica levantada pelo autor da pesquisa (PERES, 2012) é que a destinação dos resíduos de saúde produzidos pelos centros de saúde, seus impactos ao meio ambiente e possíveis danos que possam causar à perpetuação da espécie humana. Ferreira (1995) afirma que

[...] embora existam evidências de uma tomada de consciência dos problemas ambientais, os movimentos mundiais de proteção da natureza e do meio ambiente têm uma atuação descoordenada e confusa e sofrem a interferência do sistema político-econômico-capitalista dominante, cuja hegemonia extrapola os limites do mundo ocidental e começa a alcançar o mundo todo. Percebe-se que apesar da abrangência do tema “meio ambiente”, todos convergem para uma causa comum e presente, voltada para a preocupação futura do planeta, numa ótica norteadada pela redução da degradação do meio e reversão gradativa das ações que acometem o clima, a vegetação, os mares, a fauna, flora, o ar, a humanidade e, outros aspectos do ambiente. (FERREIRA, 1995 citado por PERES; AMADOR; SOUZA, 2012, p. 94).

Para Soares (1995), os riscos epidemiológicos atribuídos aos resíduos hospitalares geram atualmente inúmeras discussões entre especialistas em doenças infecciosas e parasitárias, epidemiologistas, engenheiros sanitaristas, bacteriologistas, empresários da indústria nacional e internacional, membros da comunidade jornalística. Essas discussões, muito polêmicas, resultam em várias sugestões para a solução do problema do lixo hospitalar.

Zanon (1992) afirma que a discussão objetiva tem sido dificultada por preconceitos culturais, desinformação médico-sanitarista e interesses financeiros. Para Zanon e Eigenherer (1991, p. xx), na polêmica da questão da obrigatoriedade da esterilização dos resíduos sólidos gerados em unidades de saúde “[...] se alinham os que proclamam que esses resíduos são perigosos para a saúde, [...]” e pleiteiam em nível municipal, estadual e federal amparo legal que obrigue coleta e tratamentos (incineração, pirólise, autoclavação e outros) especiais para os mesmos.

Após apoderar-se, dessas diversas formas de abordagem e de compreensão dos ambientes e suas nuances, elucidadas pelos diversos autores onde houve a oportunidade de se refletir sobre leituras, as quais suscitaram inquietudes, pode-se perceber a fragilidade e codependência dos sistemas construídos pela sociedade. Ambiente este considerado habitável, que sofre diversas metamorfoses de ordem natural e antrópica, sendo esta última com a finalidade de adaptar-se às necessidades momentâneas ou tardias do ser gregário. E este, deixa transparecer sua exaustão e sobrecarga, deixando uma reflexão para todos que interrogam esta questão, ou seja: até que ponto ele conseguirá suprir as suas necessidades e o que se deixará para as gerações futuras?

Assim, faz-se necessário pensar cada ambiente individualmente, buscar o equilíbrio e a sustentabilidade para que possa haver harmonia nos sistemas de produção e prestação de serviços com o mínimo de desgaste e degradação da natureza, é uma responsabilidade individual e coletiva. Prover planos de gerenciamento e controle de emissão e tratamento de resíduos seja este, no ambiente hospitalar ou em qualquer outro, é uma virtude e um objeto que deve estar incorporado ao gestor e a gesta. (PERES, 2013, p. 52).

Ressalta Peres ao findar sua pesquisa que os resultados servirão de suporte na elaboração e implementação de programas e projetos, a fim de garantir

[...] o menor grau de poluição destes subprodutos do consumo humano, é a forma mais eficaz e possível de minimizar estas consequências danosas a que estes submetem nossas populações, e comprometem o equilíbrio entre homem e natureza, entre o ambiente natural e o construído. (PERES, 2013, p. 52).

Este trabalho serviu também para a construção de novos conhecimentos a respeito do tema e da qualidade da água do Rio São Francisco. Abre-se, assim, um leque de oportunidades para aprofundamento da temática. Muitos outros indicadores podem ser pesquisados com o intuito de um melhor diagnóstico da real situação e do comprometimento deste manancial.

Finalmente, volta-se aqui para o que diz Lia Augusto (2004) quando reafirma o valor da interdisciplinaridade no tratamento de questões ambientais em interconexão com a

saúde por entender que existem áreas de atração e convergência do conhecimento e de práticas frente à situação que é inerentemente de caráter integrador.

Complementando as posições reveladas nesta pesquisa, acredita-se, por fim, que a mesma contém elementos para uma forte contribuição do olhar sistêmico na abordagem do problema poluição por esgoto hospitalar, entre outros.

REFERÊNCIAS

AMADOR, Maria Betania Moreira. **Sistemismo e sustentabilidade**: questão interdisciplinar. São Paulo: Scortecci, 2011.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil**. Brasília, 2005. (Cadernos de Recursos Hídricos, 1).

ANA/GEF/PNUMA/OEA. **Projeto de Gerenciamento Integrado das Atividades Desenvolvidas em Terra na Bacia do São Francisco**, Sub-projeto 4.5.B – Programa de ações estratégicas para o gerenciamento integrado da bacia do rio São Francisco e da sua zona costeira – PAE: Brasília, 2003.

AUGUSTO, Lia Giraldo da Silva. Saúde, ambiente e desenvolvimento: desafios para a saúde pública. In: MARTINS, Paulo Henrique; FONTES, Breno (Orgs.). **Redes sociais e saúde**: novas possibilidades teóricas. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2004.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO – CBHSF. Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco – PBHSF (2004-2013) – Resumo Executivo, 2004.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa, 1999.

FERREIRA, J. A. Resíduos sólidos e lixo hospitalar: uma discussão ética. **Caderno de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 2, p. 314-320, abr./jun. 1995.

FERREIRA, Antônio Vinícius Oliveira; SILVA, Kelsen Arcângelo Ferreira; OLIVEIRA, Francisco Correia de. Mapeamento da cadeia logística de um hospital: produção e destino dos resíduos de serviços de saúde. **Revista FSA**, Teresina, v. 11, n. 4, art. 1, p. 01-18, out./dez. 2014. Disponível em: <<http://www4.fsanet.com.br/revista/index.php/fsa/article/viewFile/661/374>>. Acesso em: 27 set. 2014.

GRÍSI, B. M. Método químico de medição da respiração edáfica: alguns aspectos técnicos. **Ciência e Cultura**, São Paulo, n. 30, p. 82-88, 1978.

GUERRA, Antônio Jose Teixeira; MARÇAL, Mônica dos Santos. **Geomorfologia ambiental**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2009.

LIMA, J. E. F. W. et al. **Diagnóstico do fluxo de sedimentos em suspensão na Bacia do Rio São Francisco**. Planaltina, DF: EMBRAPA Cerrados Brasília, DF: Aneel, 2001.

JAPIASSU, Hilton. **Interdisciplinaridade e patologia do saber**. Rio de Janeiro: Imago, 1976.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – CNRH. Resolução n. 12, de 15 de outubro de 2003. Disponível em: <http://artigocientifico.tebas.kinghost.net/uploads/artc_1140543541_55.pdf>. Acesso em: 27 set. 2015.

NATAL, Delsio. Fundamentos de saúde pública. In: PHILIPPI Jr.; ROMERIO, Marcelo de Andrade; BRUNA, Gilda Collet (Editores). **Curso de gestão ambiental**. Barueri, SP: Manole, 2004 (Coleção ambiental).

PERES, Wolmir Ercides. **Impacto ambiental do esgoto hospitalar no Vale do Submédio São Francisco**. 2012. 88f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, PRODEMA) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão.

_____; AMADOR, Maria Betânia Moreira; SOUZA, Roberto Rodrigues de. Ambientes hospitalar e natural: suas correlações. In: **ANAIS** do I Seminário Nacional de Geoecologia e Planejamento Territorial e IV Seminário do GEOPLAN. Universidade Federal de Sergipe. 11 a 13 de abril de 2012.

_____;_____;_____. Ambientes hospitalar e natura: suas correlações. **Revista de Pesquisa em Saúde**, v. 1, n. 1, p. 89-95, 2012.

SOARES, M. C. P. **Lixo hospitalar**: estudo sobre o tratamento dado ao lixo produzido nos Centros de Saúde Municipais de Fortaleza. Fortaleza: Unifor, 1995.

SWISHER, R.; CARROLL, C. G. Fluorescein diacetate hydrolysis as an estimator of microbial biomass on coniferous needle surface. **Microbial Ecology**, v. 6, p. 217-226, 1980.

TUAN, Yi-Fu. **Topofilia**: um estudo da percepção, atitudes e valores do meio ambiente. São Paulo: Difel, 1980.

VASCONCELOS, Eduardo Mourão. **Complexidade e pesquisa interdisciplinar**: epistemologia e metodologia operativa. 4. ed. Petrópolis, RJ: Vozes, 2009.

VIEIRA, Maurren Ramon. **Os principais parâmetros monitorados pelas sondas multiparâmetros são**: pH, condutividade, temperatura, turbidez, clorofila ou cianobactérias e oxigênio dissolvido. Disponível em:

<http://www.agsolve.com.br/news_upload/file/Parametros%20da%20Qualidade%20da%20Agua.pdf>. Acesso em: 27 set. 2015.

VASCONCELLOS, Maria José Esteves de. **Pensamento sistêmico: o novo paradigma da ciência**. Campinas, SP: Papirus, 2002.

ZANON, U. **Resíduos sólidos e poluição ambiental em Vitória-ES**. Vitória: 1992.

ZANON, U. Riscos infecciosos imputados ao lixo hospitalar. **Hospital administração e saúde**, São Paulo, n. 14, p. 61-65, 1990.

ZANON, U. E. E. O que fazer com o lixo hospitalar. **Arq. Brás. de Medicina**, 1991.

ZUIN, Vânia Gomes; IORATTI, Maria Célia S.; MATHEUS, Carlos Eduardo. O emprego de parâmetros físicos e químicos para a avaliação da qualidade de águas naturais: uma proposta para a educação química e ambiental na perspectiva CTSA. **Revista Química Nova Escola**, v. 31, n. 1, fev. 2009. Disponível em: http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc31_1/02-QS-5507.pdf. Acesso: 29 set. 2015.

Capítulo 5

INVESTIGAÇÃO E AVALIAÇÃO DE MACRO E MICRONUTRIENTES EM LODOS DE ESGOTOS

Welliton Leandro de Oliveira Boina¹⁸

João Sergio Cordeiro¹⁹

Rosane Freire²⁰

1 INTRODUÇÃO

A Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) constitui um sistema que tem como objetivo remover partículas sólidas contidas nas águas servidas. Amiralian et al. (2015) apontam que essas partículas sólidas constituem o lodo de esgoto, principal subproduto do tratamento das águas servidas.

Conforme Lloret et al. (2013) e Amiralian et al. (2015), a produção de lodos de esgoto sanitário em ETEs tem aumentado significativamente nos últimos anos em razão do aumento dramático na geração de águas servidas ocasionada pela rápida evolução do processo de urbanização e industrialização e da obrigação do tratamento das águas servidas, seja por processos aeróbios ou anaeróbios, imposta por força de lei às companhias de saneamento.

Na atualidade, umas das preocupações das companhias de saneamento, administradores públicos e da população é quanto ao destino final dos resíduos gerados nas ETEs, a fim de evitar o comprometimento dos efeitos benéficos da coleta e do tratamento

¹⁸ Engenheiro ambiental, doutorando em Engenharia Urbana pelo PPGEU/UFSCar, Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). Ensino e Pesquisa, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. E-mail: welliton@fct.unesp.br

¹⁹ Engenheiro civil, doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento pelo PPG-SHS/USP. Docente, Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). E-mail: cordeiro@ufscar.br

²⁰ Engenheira ambiental, doutora em Engenharia Química pelo PEQ/UEM. Docente, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. E-mail: rosane@fct.unesp.br

das águas servidas. Zhang et al. (2015) corroboram que esta crescente preocupação advém do fato dos problemas ambientais oriundos de processos de disposição final inadequados de lodos de esgotos em aterros, oceanos, solos agrícolas, etc.

Entretanto, ainda são poucos os estudos envolvendo a caracterização e alternativas técnicas viáveis para reutilização e disposição adequada deste tipo de resíduo no ambiente. Niu et al. (2015) salientam que, devido às normas e leis cada vez mais rigorosas e à crescente pressão da sociedade, as companhias de saneamento têm sido forçadas a desenvolverem técnicas de gestão e tratamento mais eficazes. Neste aspecto, propor técnicas que busquem minimizar ou sanar este tipo de problema é de suma importância.

Segundo Barzegar et al. (2002), Speir et al. (2003), Shi et al. (2013), Latari (2014) e Zielinska e Oleszczuk (2015), a reutilização do lodo de esgoto como fertilizante orgânico condicionador de solos é uma alternativa viável, pois a maioria dos resíduos de esgoto sanitários contém uma valiosa fonte de nutrientes e uma grande quantidade de matéria orgânica que poderia ser usada para melhorar a fertilidade do solo, produção vegetal, e recuperar algumas propriedades físicas e químicas do solo, tais como estrutura, umidade e porosidade do solo, fornecimento de nutrientes para plantas, teor de húmus e capacidade de troca de cátions, assim como promover a atividade microbiológica.

De acordo com Amiralian et al. (2015), a gestão sustentável dos lodos de esgotos é uma questão crucial em todo o mundo, nos últimos anos tem havido uma tendência para o uso de lodos de esgoto para aplicações agrícolas. No Brasil, a aplicação de lodos de esgoto em áreas agrícolas só é permitida desde que atendidas as exigências estabelecidas na Resolução Conama nº 375/2006 e as exigências para fertilizante orgânico estabelecidas pela Instrução Normativa SDA nº 25/2009, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). Caso sejam atendidas as condições mínimas, ainda é necessário o registro do “produto” no respectivo órgão competente.

A Instrução Normativa SDA nº 25/2009, em seu Anexo I, Seção II (*Dos Macronutrientes Primários*) e Seção III (*Dos Macronutrientes Secundários e Micronutrientes*), rege os parâmetros químicos exigidos para fertilizantes orgânicos sólidos. Nessas circunstâncias, o objetivo deste trabalho foi buscar o conhecimento das características químicas dos lodos de esgoto sanitários mediante a investigação de macro e micronutrientes e posterior avaliação com o disposto na Instrução Normativa supracitada.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

Este trabalho foi realizado com os lodos de esgoto sanitários provenientes de sacos para desidratação de lodo (BAGs) da Estação de Tratamento de Esgotos-Limoeiro (ETE-Limoeiro), a qual é gerenciada pela Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo (SABESP). A ETE-Limoeiro está situada em área rural na zona sudoeste do município de Presidente Prudente, SP (Figura 1).

Figura 1: Localização da Estação de Tratamento de Esgoto – Limoeiro



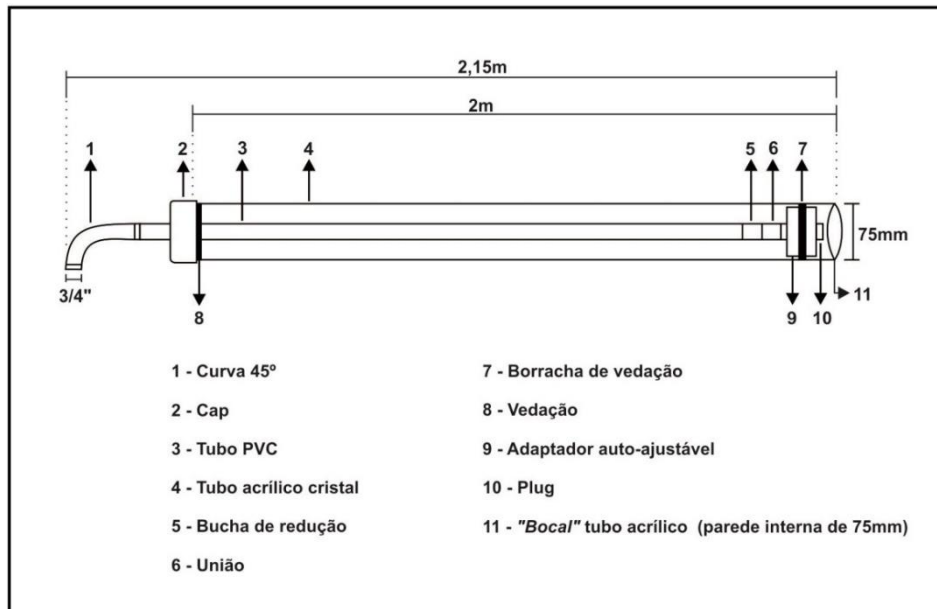
Fonte: Sabesp (2011).

A ETE-Limoeiro utiliza lodos ativados por aeração prolongada para o tratamento do esgoto sanitário e posteriormente BAGs para remoção adicional de água dos lodos de esgoto resultantes do processo de tratamento. A função principal dos BAGs se dá na contenção e redução de volume devido ao deságue do resíduo. Atualmente, a ETE-Limoeiro possui 27 BAGs completamente cheios dispostos em uma área dentro da ETE adjacente ao sistema de tratamento de esgotos, onde o solo está impermeabilizado com geomembrana.

As amostras de lodos de esgoto foram obtidas de BAGs seguindo a norma de amostragem NBR 10007/2004 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). O tipo de coleta adotado foi o de amostragem simples, utilizando-se amostrador específico (Figura

2), projetado por Boina e Cordeiro (2013), em conformidade com a NBR-10007:2004 para coleta de lodos armazenados em BAGs. O amostrador foi confeccionado em tubo acrílico transparente com 2 metros de comprimento e parede interna "bocal" de 75 mm.

Figura 2: Amostrador de lodos



Fonte: Boina e Cordeiro (2013).

Para amostragem, foram selecionados dois BAGs (Figura 3), levando em consideração a idade de operação de cada um deles. Inicialmente, foi realizada a amostragem no BAG mais antigo, identificado por 1A, o qual no momento da coleta apresentava-se com 36 meses em operação e posteriormente foi realizada a amostragem no BAG mais recente, identificado por 24 apresentando um 1 mês em operação.

A escolha dos BAGs em relação à diferença de idade de operação ocorreu em função de dois parâmetros (verificação de possíveis mudanças nas características do esgoto sanitário afluente a ETE e, conseqüentemente, mudanças na composição do lodo).

A coleta das amostras ocorreu da seguinte maneira: foram realizadas duas amostragens de 100 g cada diretamente no bocal de enchimento dos BAGs, sendo uma realizada no BAG 1A e a outra no BAG 24, respectivamente. Após a coleta do material, as amostras foram secas em estufa de secagem e esterilização, modelo 315 SE da marca Fanem, no Laboratório de Química da ETE-Limoeiro.

A secagem do lodo resíduo foi necessária, uma vez que os lodos de esgoto armazenados nos BAGs ainda apresentavam baixo teor de sólidos, por volta de 15%, e significativo teor de umidade.

Figura 3: ETE-Limoeiro – seleção dos BAGs para amostragem



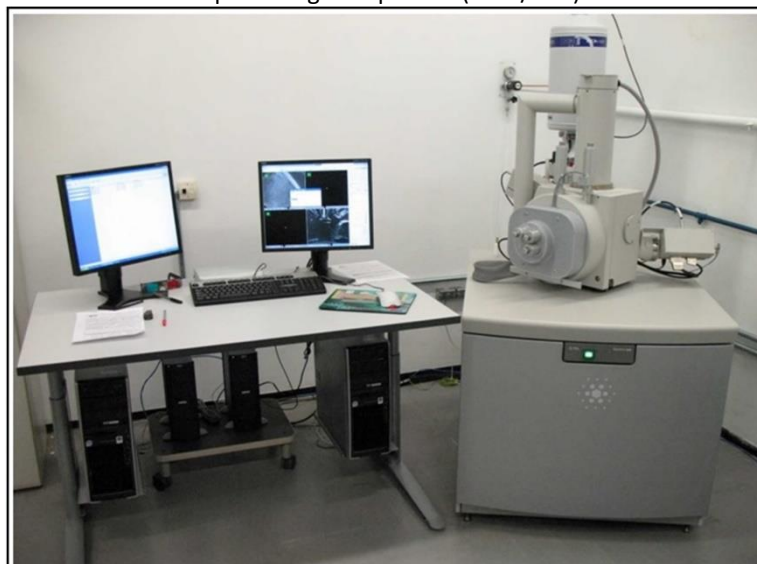
Fonte: Google Earth (2014).

Após a etapa de secagem das amostras, o material foi encaminhado ao Laboratório do Centro de Caracterização e Desenvolvimento de Materiais (CCDM) do Departamento de Engenharia de Materiais (DEMa) da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), onde foram preparadas conforme o procedimento interno AQ-371, ver002-CCDM/DEMa para os ensaios analíticos.

Para a investigação e determinação da concentração de macronutrientes e micronutrientes foi utilizado o Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV), modelo Quanta 400 da marca FEI, acoplado ao equipamento de Espectroscopia por Energia Dispersiva (EDS), modelo Inca 250 da marca Oxford (Figura 4). Para a análise no MEV/EDS foi utilizado o procedimento interno MEV-02 do CCDM/DEMa para detecção dos elementos químicos de interesse cálcio (Ca), magnésio (Mg), enxofre (S), cloro (Cl), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês

(Mn), molibdênio (Mo), silício (Si), zinco (Zn), fósforo (P), potássio (K), nitrogênio (N), boro (B), cobalto (Co), níquel (Ni).

Figura 4: Microscópio Eletrônico de Varredura com Espectroscopia por Energia Dispersiva (MEV/EDS)



Fonte: Boina (2012).

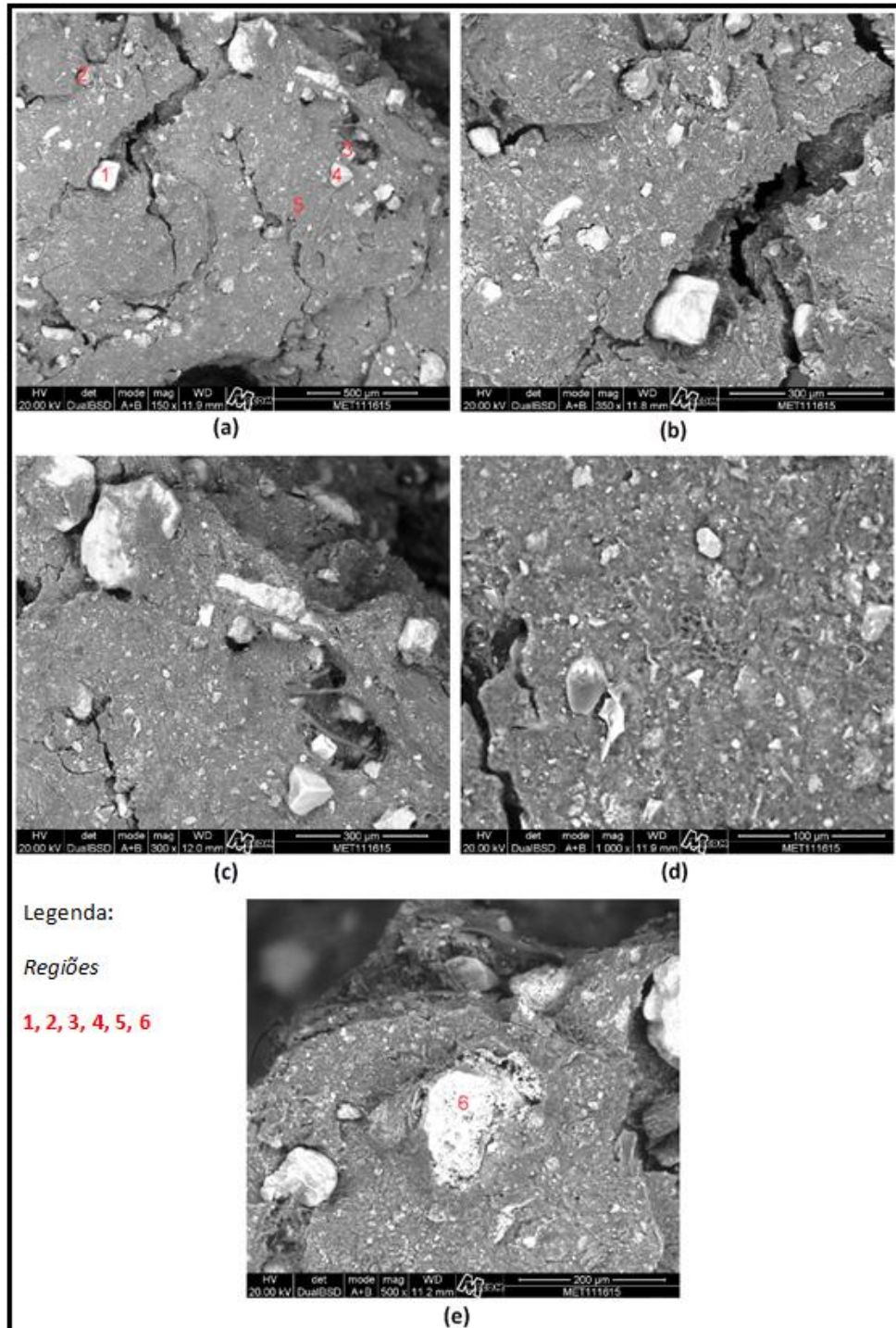
As amostras não receberam recobrimento com ouro e nem passaram por outro tipo de preparação especial, sendo afixadas diretamente em fita dupla face no porta-amostras do MEV para posterior imageamento e determinação dos elementos químicos.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As análises efetuadas pelo MEV/EDS permitiram a investigação e quantificação da concentração de macronutrientes e micronutrientes bem como a distribuição espacial desses elementos na massa de lodo das amostras dos BAGs 1A e 24.

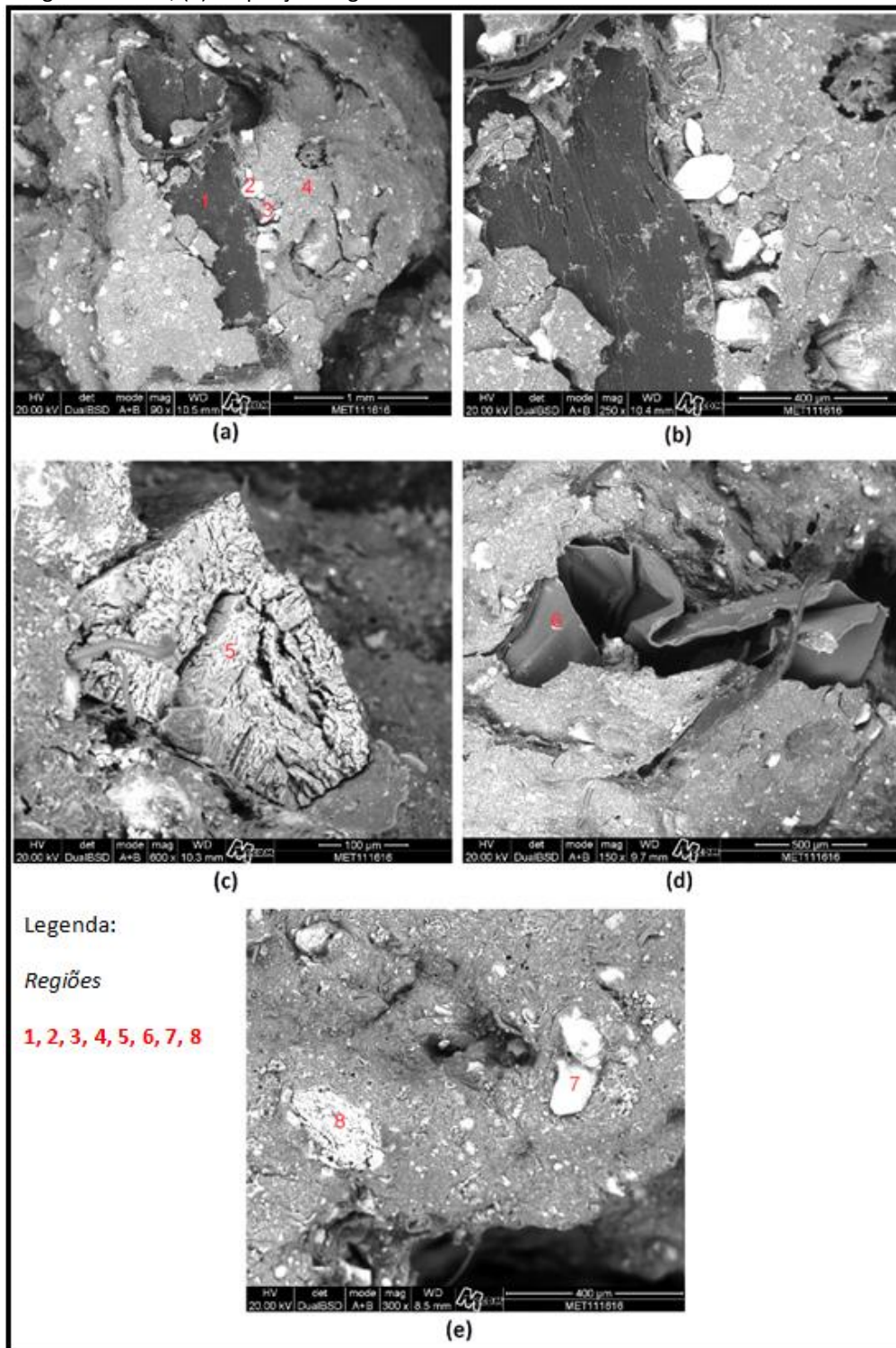
As tomadas de imagem apresentadas na Figura 5 (a) e (e) e as tomadas de imagem apresentadas na Figura 6 (a), (c), (d) e (e), apresentam as regiões de microanálises efetuadas nas amostras dos respectivos BAGs. Nas amostras foram identificadas seis regiões para microanálises na amostra do BAG 1A e oito regiões na amostra do BAG 24, que posteriormente foram analisadas pela técnica de EDS. O EDS possibilitou a obtenção dos espectros dos elementos químicos presentes no lodo de esgoto em estudo.

Figura 5: Identificação das regiões de microanálises na amostra do BAG 1ª (a) Ampliação original de 150x, (b) Ampliação original de 350x, (c) Ampliação original de 300x, (d) Ampliação original de 1000x, (e) Ampliação original de 500x



Fonte: Boina (2012).

Figura 6: Identificação das regiões de microanálises na amostra do BAG 24 (a) Ampliação original de 90x, (b) Ampliação original de 250x, (c) Ampliação original de 600x, (d) Ampliação original de 150x, (e) Ampliação original de 300x



Fonte: Boina (2012).

A partir das regiões de interesse foram obtidos os resultados das microanálises dos elementos químicos presentes no lodo de esgoto do BAG 1A e BAG 24 em porcentagem

mássica, como apresentados na Tabela 1 e na Tabela 2, respectivamente. Conforme pode ser verificado na Tabela 1, os resultados para macronutrientes secundários e micronutrientes na amostra do BAG 1A, apresentam concentrações mássicas significantes para cálcio, enxofre, ferro, silício, quando confrontados com a IN SDA 25/2009-MAPA, enquanto a Tabela 2 apresenta concentrações significantes para ferro e silício na amostra do BAG 24.

Tabela 1: Resultados das microanálises (% em massa) referentes ao BAG 1A

Macronutrientes Secundários e Micronutrientes								
Elemento	MEV/EDS							IN SDA Nº 25/2009
	Regiões							Teor Total Mínimo-%
	1	2	3	4	5	6	Geral	Aplicação no Solo
Cálcio	0,16	0,89	0,27	0,26	1,16	0,66	1,13	1
Magnésio	0,08	0,13	0,11	0,08	0,19	0,73	0,25	1
Enxofre	0,16	0,70	0,19	0,27	1,09	0,49	0,95	1
Cloro	*	*	*	*	*	*	0,05	1
Cobre	*	*	*	*	0,08	*	*	0,05
Ferro	0,32	3,28	0,78	0,38	1,28	17,94	1,99	0,2
Manganês	*	*	*	*	*	0,14	*	0,05
Molibdênio	0,22	*	*	*	*	*	*	0,005
Silício	29,60	11,20	2,57	24,13	3,13	0,94	5,86	1
Zinco	*	-	-	-	0,15	0,12	0,17	1
Fósforo	041	1,50	0,35	0,42	1,35	8,34	1,52	<i>Macronutriente primário</i>
Potássio	0,09	0,47	0,21	0,13	0,46	0,57	0,63	<i>Macronutriente primário</i>
Nitrogênio	*	*	*	*	*	*	*	<i>Macronutriente primário</i>
Boro	*	*	*	*	*	*	*	0,03
Cobalto	*	*	*	*	*	*	*	0,005
Níquel	*	*	*	*	*	*	*	0,005

* não detectável

Tabela 2: Resultados das Microanálises (% em massa) referentes ao BAG 24

Macronutrientes Secundários e Micronutrientes										
Elemento	MEV/EDS									IN SDA Nº 25/2009
	Regiões									Teor Total Mínimo-%
	1	2	3	4	5	6	7	8	Geral	Aplicação no Solo
Cálcio	0,13	0,09	0,20	0,74	0,23	0,24	0,20	0,24	0,81	1
Magnésio	0,04	0,01	0,06	0,18	8,47	0,07	0,11	0,33	0,24	1
Enxofre	0,10	0,02	0,21	0,77	0,87	0,26	0,23	0,24	0,75	1
Cloro	*	0,02	*	*	*	0,13	*	*	0,04	1
Cobre	*	*	*	0,11	*	*	*	*	*	0,05
Ferro	0,13	0,16	0,37	0,87	0,93	0,47	0,73	1,69	1,37	0,2
Manganês	*	*	*	*	0,07	*	*	*	*	0,05
Molibdênio	*	0,24	*	*	*	*	*	*	*	0,005
Silício	0,32	22,11	6,66	2,53	0,59	0,76	26,01	22,98	4,39	1
Zinco	*	*	20,12	*	*	*	*	*	*	1
Fósforo	0,09	0,14	*	1,09	11,47	0,36	0,47	0,38	1,14	<i>Macronutriente primário</i>
Potássio	0,03	0,04	0,07	0,21	0,06	0,14	0,13	1,77	0,32	<i>Macronutriente primário</i>
Nitrogênio	*	*	*	*	*	*			*	<i>Macronutriente primário</i>
Boro	*	*	*	*	*	*			*	0,03
Cobalto	*	*	*	*	*	*			*	0,005
Níquel	*	*	*	*	*	*			*	0,005

* não detectável.

Quanto aos elementos químicos boro, cobalto e níquel, os mesmos não foram detectados nas amostras analisadas. Em relação aos macronutrientes primários, mais especificamente os elementos químicos nitrogênio, fósforo e potássio, os mesmos deverão atender o disposto na IN SDA nº 25/2009 em seu Anexo I, Seção II, onde os fertilizantes sólidos para aplicação no solo deverão ter a forma e solubilidade dos nutrientes indicados como percentagem mássica, tal como são vendidos, sendo o nitrogênio (N) em teor total, o fósforo (P) em pentóxido de fósforo (P₂O₅) e o potássio (K) em óxido de potássio (K₂O).

Entretanto, apesar de os resultados não apresentarem concentrações significantes para todos os elementos químicos investigados conforme rege a Instrução Normativa do MAPA, é importante ressaltar que os lodos de esgoto dos BAGs estão na forma *in natura*, não receberam nenhum tipo de adição de compostos químicos ou passaram por processos de biooxidação com outros materiais. No entanto estes processos adicionais devem ser estudados, pois podem contribuir para melhorar a qualidade dos nutrientes dos lodos e proporcionar resultados mais expressivos homogeneamente.

4 CONCLUSÃO

Do ponto de vista agrônômico, considerando apenas os teores de macro e micronutrientes presentes nos lodos de esgoto sanitários da ETE-Limoeiro desaguados em BAGs, mesmo que ainda *in natura*, os lodos apresentam quantidades interessantes, mas não suficientes de nutrientes essenciais às plantas e ao solo quando submetidos às exigências mínimas especificadas na IN SDA nº 25/2009. Entretanto, entende-se que desde que os lodos sejam submetidos a tratamento específico para higienização e estabilização por processos de bioprocessamento e sejam submetidos a processos de enriquecimento nutricional em atendimento a instrução normativa do MAPA, os lodos de esgoto contidos nos BAGs poderão ser uma excelente fonte de nutrientes essenciais a plantas e ao solo.

REFERÊNCIAS

AMIRALIAN, S.; BUDIHardjo, M. A.; CHEGENIZADEH A. et al. Study on scale effect on strength characteristic of stabilised composite with sewage sludge – Part A: Preliminary study. **Construction and Building Materials**, v. 80, p. 339-345, 2015.

BARZEGAR, A. R.; YOUSEFI, A.; DARYASHENAS, A. The effect of addition of different amounts and types of organic materials on soil physical properties and yield of wheat. **Plant Soil**, v. 247, p. 295-301, 2002.

BOINA, W. L. O. Análise das Condições de Desaguamento de Lodos de ETEs em BAG's: O Caso da ETE-Limoeiro – Presidente Prudente-SP. 2012. 98f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP. Disponível em: <http://www.btd.ufscar.br/htdocs/tedeSimplificado//tde_busca/arquivo.php?codArquivo=5638> Acesso em: 19 mar. 2015.

BOINA, W. L. O.; CORDEIRO, J. S. Desenvolvimento de amostrador para Lodos de ETE armazenados em BAGs. In: **43º Assembleia Nacional da ASSEMAE – Desenvolvimento para todos com desenvolvimento sustentável e gestão de qualidade**, ASSEMAE, 19 a 24 de maio, Vitória, ES, II-7, p. 1-7, 2013.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária – SDA. **Instrução Normativa SDA Nº 25**, de 23 de junho de 2009. Brasília, 2009.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução Nº. 375**, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Brasília, 2006.

LATARI, A. M.; KUMAR, O.; SINGH, S. K. et al. Direct and residual effect of sewage sludge on yield, heavy metals content soil fertility under rice-wheat system. **Ecological Engineering**, v. 69, p. 17-24, 2014.

LLORET, E.; PASTOR, L.; PRADAS, P. et al. Semi full-scale thermophilic anaerobic digestion (TAnD) for advanced treatment of sewage sludge: Stabilization process and pathogen reduction. **Chemical Engineering Journal**, v. 232, p. 42-50, 2013.

NIU, X.; SHEN, L.; GU, H. et al. Characteristics of hematite and fly ash during chemical looping combustion of sewage sludge. **Chemical Engineering Journal**, v. 268, p. 236-244, 2015.

SHI, W.; LIU, C.; DING, D. et al. Immobilization of heavy metals in sewage sludge by using subcritical water technology. **Bioresource Technology**, v. 137, p. 18-28, 2013.

SPEIR, T. W.; VAN SCHAİK, A. P.; LLOYD-JONES, A. R. et al. Temporal response of soil biochemical properties in a pastoral soil after cultivation following high application rates of undigested sewage sludge. **Biology and Fertility of Soils**, v. 38, p. 377-385, 2003.

ZIELINSKA, A.; OLESZCZUK, P. The conversion of sewage sludge into biochar reduces polycyclic aromatic hydrocarbon content and ecotoxicity but increases trace metal content. **Biomass & Bioenergy**, v. 75, p. 235-244, 2015.

ZHANG, W.; YUAN, C.; XU, J. et al. Beneficial synergetic effect on gas production during co-pyrolysis of sewage sludge and biomass in a vacuum reactor. **Bioresource Technology**, v. 183, p. 255-258, 2015.

BIOENSAIOS ENVOLVENDO *TRADESCANTIA PALLIDA* CV *PURPUREA* RELACIONADOS À RECICLAGEM AGRÍCOLA DE BIOSSÓLIDOS

*Renata Delfino Pereira*²¹

*Antonio Fluminhan Jr.*²²

1 INTRODUÇÃO

Discussões sobre problemas ambientais atuais devem levar em consideração três aspectos principais: o contínuo crescimento populacional humano, a incessante demanda por matérias-primas e energia e a poluição resultante desses dois, ou seja, a geração de resíduos. A poluição ambiental pode ser entendida como consequência das atividades antrópicas que degradam o ambiente e provocam mudanças nas características físico-químicas e/ou biológicas do meio (ar, água, solo), afetando negativamente a saúde e a sobrevivência das espécies (LORA, 2002).

A poluição do solo tem sua origem na disposição inadequada dos mais variados tipos de resíduos gerados pelas atividades humanas, principalmente os que estão em fase sólida por serem gerados em maior quantidade e possuírem baixa mobilidade no ambiente. Devido à diversidade de origens e características, os resíduos bio sólidos, aqui denominados como “lodos”, possuem composição variada, podendo conter grandes quantidades de matéria orgânica, metais pesados e até mesmo patógenos (ANDREOLI, 2001).

²¹ Discente do Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional – Universidade do Oeste Paulista – UNOESTE. *Campus II* – Rodovia Raposo Tavares, km 572 CEP 19067-175 Presidente Prudente (SP), Brasil. E-mail: rdprenata@gmail.com

²² Docente do Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional – Universidade do Oeste Paulista – UNOESTE. *Campus II* – Rodovia Raposo Tavares, km 572 CEP 19067-175 Presidente Prudente (SP), Brasil. E-mail: fluminhan@unoeste.br

A reciclagem agrícola dos lodos de esgoto ou provenientes do tratamento de efluentes industriais apresenta-se como alternativa para promover uma redução da pressão sobre a exploração dos recursos naturais e como forma de evitar destinações finais que envolvam custos mais elevados e com maior impacto no ambiente e nas populações.

Este capítulo realiza uma abordagem a respeito da utilização da espécie vegetal *Tradescantia pallida cv purpurea* para a análise das alterações nas suas propriedades biológicas em resposta ao contato com diferentes tipos de biossólidos provenientes das atividades humanas, tais como: processamento de couro bovino a partir de *wet blue*, galvanização, tratamento de esgoto urbano e produção de alimentos/bebidas. São apresentados resultados, provenientes da literatura, que sugerem que o lodo de esgoto pode ser uma alternativa interessante do ponto de vista ambiental e socioeconômico para a reciclagem agrícola. Entretanto, diversos estudos de mutagenicidade desses lodos revelam que os impactos ambientais provocados ainda podem ser considerados inadequados para uma eventual utilização agrícola intensiva dos mesmos.

2 BIOSSÓLIDOS PROVENIENTES DE ATIVIDADES HUMANAS: ORIGEM, COMPOSIÇÃO E CARACTERÍSTICAS

Os biossólidos, ou simplesmente lodos, são subprodutos sólidos ou semissólidos do tratamento de efluentes (ANDREOLI, 2001). A produção de lodo a ser gerado é função específica do sistema de tratamento utilizado para a fase líquida. Segundo Von Sperling (2005), os processos que recebem efluentes brutos, os decantadores primários, geram o lodo primário, composto por sólidos sedimentáveis. Na etapa biológica de tratamento tem-se o lodo secundário ou biológico, composto pela própria biomassa que cresceu em suspensão. Finalmente, o lodo químico é gerado em sistemas de tratamento que incorporam etapas para melhorar o desempenho dos decantadores ou para dar polimento ao efluente secundário. Posteriormente, o lodo é tratado por meio de redução de volume ou adensamento (via redução de umidade), seguindo para as rotas de disposição final ou reuso (para uma revisão, veja em LEME, 2008).

A reciclagem agrícola desses resíduos pressupõe o conhecimento da composição química do lodo, das características do solo e da dinâmica dos nutrientes após aplicação no

solo, de forma a obter os benefícios agrônômicos esperados, evitando os impactos ambientais negativos ao meio biótico e abiótico (BETTIOL; CAMARGO, 2006).

A composição e as características dos lodos são tão variadas quanto sua origem. O lodo de esgoto possui aproximadamente 95% de água, biomassa, nitrogênio, fósforo, macro e micronutrientes (VON SPERLING, 2005). Além disso, pode conter agentes patogênicos, cuja presença é reflexo direto do perfil de saúde da população contribuinte do sistema, e elementos tóxicos provenientes de regiões industrializadas (ANDREOLI et al., 1997; BETTIOL; CAMARGO, 2006). Os lodos de atividades de curtimento de couro possuem em sua composição quantidades significativas de matéria orgânica, sulfetos, metais (principalmente o cromo), sódio, fósforo, nitrogênio e potássio (KONRAD; CASTILHOS, 2002; MARTINES, 2005). A indústria de produtos lácteos gera lodos residuais ricos em matéria orgânica, gorduras, carboidratos, fósforo e nitrogênio (BRUM et al., 2009). O tratamento dos efluentes do processo de galvanização normalmente é realizado por processos em sistemas físico-químicos que geram grande quantidade de lodo, classificado como resíduo perigoso, de acordo com a NBR 10.004 da ABNT. O lodo galvânico é rico em metais, tais como cromo, níquel, zinco, cobre, ferro e cádmio (COLARES et al., 2010). Em uma indústria produtora de papel e celulose, a cada cem toneladas de celulose produzida são geradas 48 toneladas de resíduo rico em matéria orgânica, fósforo, cálcio e nitrogênio (BELLOTE et al., 1998). O lodo residual das indústrias farmacêuticas possui, além de nitrogênio, fósforo e carbono, microrganismos patogênicos e ovos de helmintos (FRANCO HERNANDÉZ et al., 2000). O processo de tratamento de efluentes líquidos da indústria têxtil gera um lodo de características orgânicas com concentrações significativas de sódio e potássio (PRADO; NATALE, 2005).

3 PROCESSOS DE RECICLAGEM DE RESÍDUOS

As alternativas mais usuais para o aproveitamento ou disposição final dos lodos residuais são: disposição em aterro sanitário, reuso industrial, incineração, conversão em óleo combustível, recuperação de solos, *landfarming* e uso agrícola e florestal (LEME, 2008). Entre as diversas alternativas, as de uso agrícola e florestal apresentam-se como as mais convenientes, pois a presença de matéria orgânica e/ou macro e micronutrientes viabiliza o uso como condicionador do solo e fertilizante (BETTIOL; CAMARGO, 2006).

As pesquisas realizadas com resíduos gerados pela indústria de papel e celulose mostram grande potencial de uso desses resíduos para o aumento da produtividade do eucalipto (*Eucalyptus grandis*) como consequência da melhoria das características físicas, químicas e biológica dos solos (BELLOTE et al., 1998). Franco Hernández et al. (2000), em um estudo sobre o reuso de lodo residual das indústrias farmacêuticas, concluíram que a adição de lodo não afeta a biomassa edáfica e aumenta as concentrações de nitrogênio, podendo servir como prática de fertilização de solos florestais.

O uso de biossólido de indústrias de fibras e resina PET melhora a fertilidade do solo, o estado nutricional e a produtividade do milho e os teores de nutrientes, sódio e metais pesados não provocam fitotoxicidade nesta planta (TRANNIN et al., 2005). Em uma pesquisa sobre o efeito da adubação com lodo de esgoto submetido a diferentes processos de higienização sobre os teores de metais no solo e em grãos de milho e feijão caupi consorciados, Nogueira et al. (2007) concluíram que não houve influência dos tipos de lodo de esgoto em relação aos teores de metais em grãos de milho e feijão.

Em outro estudo, Rangel et al. (2006) notaram que os teores de magnésio, níquel, chumbo e zinco não provocaram toxicidade em folhas e grãos de milho adubados com lodos de esgoto. Em uma avaliação do crescimento de plantas de milho em presença de lodos de curtume, Konrad e Castilhos (2002) concluíram que os rendimentos de milho nessas condições foram semelhantes aos obtidos com adubação mineral em conjunto com a calagem do solo.

As alterações benéficas nas características físicas (formação de agregados, aumento da resistência à erosão, aumento da capacidade de retenção de água), químicas (retenção de nutrientes) e biológicas (fornecimento de nutrientes para a flora e fauna) do solo, o aumento da produtividade agrícola e os consequentes benefícios socioeconômicos tornam a reciclagem agrícola a prática mais adequada dentre as formas de disposição final dos lodos residuais. Entretanto, deve-se ressaltar que, conforme relatado por Andreoli et al. (1997), os impactos negativos desta prática estão relacionados com a possível contaminação dos solos por metais pesados e patógenos e com a não aceitação dos produtos cultivados com resíduos por parte dos agricultores e da sociedade em geral.

4 DANOS GENÉTICOS PROVOCADOS POR AGENTES FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS

O solo, por suas características físicas, químicas e biológicas, é um atraente meio para depuração dos lodos residuais. A eficiência do solo em depurar resíduos está relacionada à sua grande biodiversidade. Entretanto, além da matéria orgânica, os resíduos carregam elementos prejudiciais ao solo, tanto pela sua característica química, como pela quantidade adicionada (BELLOTE et al., 1998).

Embora o uso dos lodos de esgoto e industriais no solo agrícola possa ser interessante por seu conteúdo em materiais orgânicos e nutrientes, a presença de metais pode se tornar motivo de preocupação em função da mobilidade e consequente contaminação de camadas subsuperficiais do solo e águas subterrâneas (BERTONCINI; MATTIAZZO, 1999).

Conforme Oliveira e Mattiazzo (2011) pontuaram, os solos representam uma barreira natural de grande importância para a proteção de aquíferos subterrâneos, embora os fatores envolvidos com a capacidade de retenção de metais sejam extremamente complexos, dificultando o pleno entendimento e a possibilidade de previsão do comportamento desses elementos a longo prazo. Segundo esses autores, a mobilidade dos elementos metálicos no solo é decorrente de suas características, tais como: teores e tipos de argila, teor de matéria orgânica, acidez ou alcalinidade, CTC (capacidade de troca de cátions), entre outras, que influenciam as reações de precipitação, dissolução, adsorção, dessorção, complexação, e oxidação-redução desses elementos. Prado e Natale (2005) quantificaram os efeitos da aplicação de lodo de esgoto no solo sobre o desenvolvimento inicial do maracujazeiro e concluíram que em doses maiores que 10 toneladas por hectare, a aplicação do lodo provocou morte das plantas pela presença de metais e pelo efeito salino provocado por íons de sódio e potássio. Em pesquisa sobre a avaliação do crescimento e acúmulo do cromo em alface cultivada em solos tratados com resíduos de curtume, Aquino Neto e Camargo (2000) apontaram que o maior impacto resultante da aplicação dos resíduos no solo foi a elevação acentuada da condutividade elétrica e da razão de adsorção de sódio a valores considerados prejudiciais à utilização agrícola. Em cultivos de cebola em

solo tratado com lodo de esgoto, Brossi et al. (2008) confirmaram o potencial mutagênico e genotóxico a partir de testes de aberrações cromossômicas e micronúcleos nessa espécie.

Sendo assim, a disposição deste material residual representa um problema complexo, que pode ter reflexos negativos sobre o solo, a água, a fauna, a flora e, até mesmo, sobre a saúde humana. Portanto, a operação adequada e o monitoramento constante são essenciais a qualquer prática de uso ou disposição final de lodo para se evitar potenciais impactos ambientais negativos (ANDREOLI, 2001).

5 UTILIZAÇÃO DE ORGANISMOS VIVOS PARA O MONITORAMENTO AMBIENTAL

Espécies bioindicadoras são organismos que, por sua própria presença ou ausência em determinados ambientes, ou pela sua resposta a determinados estímulos, indicam a existência ou abundância de um determinado fator crítico (ANDRÉA, 2008). Todos os organismos apresentam uma tolerância definida a um estímulo ambiental (natural ou antropogênico) e podem existir em localizações específicas apenas nesta zona de tolerância (PHILLIPS; RAINBOW, 1994).

Para fins de indicação e reflexão das mudanças no ambiente causadas pelos componentes dos lodos, são utilizados organismos bioindicadores. Seja qual for a espécie de microrganismos, animais ou vegetais, os bioindicadores respondem a alterações no ambiente por meio de reações comportamentais ou metabólicas que podem ser mensuradas e analisadas (CARVALHO, 2005).

Conforme a descrição de Andréa (2008), as espécies bioindicadoras da qualidade ambiental devem possuir relevância biológica para informar o nível de contaminação do ambiente. Um dos principais fatores que caracterizam esta relevância seria, segundo o autor, a posição trófica ocupada pela espécie. Deste modo, quanto mais baixa for a posição trófica, maior será a relevância biológica, uma vez que a contaminação deste organismo poderá comprometer toda a cadeia alimentar (ANDRÉA, 2008).

Diversas espécies bioindicadoras têm sido empregadas para a avaliação do grau de mutagenicidade e dos níveis de efeitos adversos que podem ser causados por agentes estressores físicos e químicos sobre populações naturais, avaliando o potencial de exposição

humana a poluentes ambientais e dando suporte às determinações dos possíveis riscos das mudanças ambientais ao ecossistema e à saúde humana (STEINKELLNER et al., 1998). São medidas de fluidos corporais, células, tecidos ou medidas realizadas sobre os organismos que indicam, em termos bioquímicos, celulares, fisiológicos, comportamentais ou energéticos, a presença de substâncias contaminantes ou a magnitude da resposta do organismo alvo (McCARTHY; SHUGART, 1990).

Estudos com plantas de *Nicotiana tabacum* e *Tradescantia pallida* foram realizados com o objetivo de avaliar os efeitos da poluição atmosférica sobre estes bioindicadores (CUNHA, 2004; SAVÓIA, 2007). Comunidades de microartrópodes (VAN STRAALLEN, 1997) e o mexilhão *Mytilus edulis* (BOURGOIN, 1990) foram analisados para avaliação da contaminação do solo e da água por metais. Desta forma, os processos antrópicos que interferem na diversidade genética de organismos ou alteram a microbiota edáfica podem contribuir para a degradação da qualidade do solo e o uso de bioindicadores mostra-se como uma ferramenta importante na avaliação desta degradação (LAMBALIS et al., 2005).

5.1 Bioensaios envolvendo plantas em solos tratados com lodos de diferentes origens

O uso de plantas superiores na detecção de agentes ambientais com potencial mutagênico tem crescido nos últimos anos. Os testes de genotoxicidade com plantas podem ser úteis na etapa de avaliação de risco genotóxico para seres humanos quando estes estiverem em contato com os materiais testados.

Hopke et al. (1982) avaliaram a mutagenicidade do lodo de esgoto em Chicago (EUA) utilizando o bioensaio de micronúcleo em *Tradescantia* e de pólen ceroso em milho. Por sua vez, Mielli (2008) comparou a resposta de plantas de *Tradescantia pallida* e do clone 4430 em contato com extratos aquosos de lodo de esgoto e com lodo de esgoto incorporado ao solo, utilizando o bioensaio Trad-MCN, e concluiu que a exposição de plantas enraizadas em solos tratados com lodos representa o método mais sensível.

Brossi et al. (2008) realizaram testes de aberrações cromossômicas e micronúcleos em cebola para análises de efeitos genotóxicos e mutagênicos em amostras de solo tratadas com diferentes doses de lodo de esgoto. Ainda segundo Mielli (2008), existem muitos estudos com solos contaminados (GILL; SANDHU, 1992; STEINKELLNER et al., 1998).

5.2 O emprego da *Tradescantia* como espécie bioindicadora

A planta *Tradescantia pallida* cv *purpurea* (Figura 1) é uma espécie ornamental da família Commelinaceae, originária do leste do México. Trata-se de uma família de distribuição cosmopolita, ocorrendo em regiões tropicais e subtropicais de vários países. A epiderme das folhas é fortemente corada por antociana e a época de floração estende-se por praticamente o ano todo.

Figura 1: Mudas de *Tradescantia pallida* cv *purpurea* com, aproximadamente, 15 cm de altura (esquerda) e detalhe da inflorescência desta espécie de planta bioindicadora (direita)



Fonte: Os autores.

A *Tradescantia* é uma planta de fácil adaptação a qualquer ambiente, podendo se desenvolver tanto ao ar livre (em regiões subtropicais) quanto em estufas, durante o ano todo. O porte pequeno e o genoma composto por apenas seis pares de cromossomos tornaram-na um instrumento favorável para estudos citogenéticos (CARVALHO, 2005). O bioensaio envolvendo a análise da formação de micronúcleos em células-mãe de grão de pólen de *Tradescantia* (também denominado Trad-MCN) pode fornecer informações sobre o potencial genotóxico de amostras de lodo de diversas origens (MIELLI, 2008).

Gill e Sandhu (1992) avaliaram a genotoxicidade do Dieldrin, tetra-acetato de chumbo, trióxido de arsênio, e suas combinações utilizando o bioensaio de micronúcleo em *Tradescantia*. Os experimentos foram realizados em plantas cultivadas em solos misturados com os contaminantes e em hastes florais em extratos aquosos. As três substâncias

produziram respostas clastogênicas quando testadas em solo. A clastogenicidade das misturas foi modificada pelos efeitos de sinergia e antagonia entre as substâncias e também pelo meio no qual as misturas foram testadas.

A investigação da correlação entre os efeitos genotóxicos e a mudança de parâmetros microbiológicos causados pela contaminação do solo por metais também pode ser avaliada por testes em *Tradescantia*. Majer et al. (2002) concluíram que o bioensaio Trad-MCN é adequado para a detecção dos efeitos genotóxicos da contaminação do solo por metais e que o potencial de danos ao DNA dos vegetais em solos de diferentes origens não pode ser previsto somente com base nas análises químicas da concentração desses metais.

Steinkellner et al. (1998) avaliaram o efeito genotóxico provocado pela presença de metais em solos com a utilização de ensaios de micronúcleo em *Tradescantia* e com a avaliação de aberrações mitóticas observáveis em células de raízes de cebola e de feijão caupi. Em concordância com outros estudos, os testes produziram melhores respostas em amostras de solo do que em extratos aquosos. Os resultados indicam que o bioensaio Trad-MCN foi o mais sensível para a detecção dos efeitos genotóxicos de metais pesados e aplicável para o biomonitoramento de solos contaminados.

6 METODOLOGIAS PARA AVALIAÇÃO DOS EFEITOS MUTAGÊNICOS

As alterações na molécula de DNA não se restringem apenas aos erros aleatórios (ou espontâneos) no pareamento de nucleotídeos durante a fase de duplicação ou divisão celular. A maioria das mutações genéticas é induzida por agentes xenobióticos, decorrentes de ações antrópicas, aos quais diversos organismos vivos e o homem estão expostos (LEME, 2008). Entre os testes realizados em eucariotos para avaliação dos efeitos mutagênicos, destaca-se o teste de micronúcleo, o ensaio do cometa, e a avaliação de variações na morfometria de diferentes partes dos organismos.

6.1 Teste de micronúcleo (Trad-MCN)

O bioensaio Trad-MCN consiste na estimativa da frequência de micronúcleos em células-mãe de grãos de pólen produzidos por *Tradescantia pallida cv purpurea* posteriormente a episódios de exposição das plantas a agentes contaminantes ou

estressantes (MA, 1983). Os micronúcleos são pequenos fragmentos do núcleo celular, resultantes de quebras cromossômicas induzidas por qualquer agente genotóxico, quando as células precursoras de grãos de pólen estão na fase inicial da meiose (SAVÓIA, 2007).

Esta metodologia de avaliação de mutagenicidade potencial foi desenvolvida há mais de trinta anos (MA et al., 1978; MA, 1983; MA et al., 1994). O princípio de sua utilização foi o fato que há um grande predomínio de aberrações meióticas envolvendo quebras cromossômicas em células nos estágios de prófases I e II, que são dificilmente detectadas através da análise de células em metáfase I e II. Assim sendo, se as células forem analisadas ao final da meiose, na fase de tétrade, os fragmentos acêntricos gerados a partir dos eventos de quebras se transformam em micronúcleos, que podem ser facilmente identificados por microscopia ótica (CARVALHO, 2005).

Pelo fato de representar uma metodologia eficiente para a avaliação dos danos genéticos provocados pelos diferentes tratamentos, o método Trad-MCN envolvendo plantas do gênero *Tradescantia* é frequentemente utilizado em pesquisas de determinação da contaminação do ar, da água e do solo (MONARCA et al., 2002).

Entre as pesquisas baseadas em plantas, o bioensaio de micronúcleo em *Tradescantia pallida* é bastante utilizado devido ao fato de constituir uma metodologia simples e pela alta sensibilidade desta planta à exposição aos agentes genotóxicos (BREGAGNOLO et al., 2008).

6.2 Teste do cometa

O *Single Cell Gel Electrophoresis Assay* (SCGE) ou Teste Cometa, é um teste de genotoxicidade que tem por meta detectar danos ao DNA induzidos por agentes alquilantes, intercalantes e oxidantes, podendo ser aplicado em plantas ou animais (PIAZZA, 2007).

Neste ensaio, as células são embebidas em gel de agarose sobre uma lâmina de microscópio, lisadas, imersas em tampão de pH neutro ou alcalino e submetidas à eletroforese. Da célula lisada saem cadeias de DNA carregadas negativamente sob um campo elétrico e formam um cometa com “cabeça” e “cauda”, corados por corante fluorescente para visualização em microscópio. A quantidade de DNA na cauda, em relação à cabeça, é proporcional à quantidade de cadeias quebradas, caracterizando dano tipo 0

quando não apresenta danos e dano tipo 4 quando a célula encontra-se quase em estado de apoptose, com o núcleo praticamente ausente e a cauda totalmente dispersa (PIAZZA, 2007; HOVHANNISYAN, 2010; MEJÍA, 2011).

6.3 Estudos de morfometria vegetal

O fundamento desta metodologia reside no fato que os seres vivos estão sujeitos às variações ambientais que, causando condições estressantes, podem desviar ou restringir seu desenvolvimento e reprodução (STRAALEN, 2003). Os fatores estressantes, ainda que temporários, podem gerar danos permanentes nos organismos e comprometer processos fisiológicos das plantas, como absorção de água e nutrientes (LARCHER, 1995).

As pesquisas no ramo da ecofisiologia têm auxiliado a compreensão da flexibilidade das respostas de espécies vegetais em relação às variações ambientais (SOUZA et al., 2004). Tais variações, em diferentes sistemas e indivíduos podem levar a uma tendência para a assimetria flutuante, que consiste no desvio não direcional da simetria de uma estrutura bilateral normalmente distribuída numa população (SILVA et al., 2011).

O aumento da assimetria flutuante em características morfológicas ocorre sob estresse ambiental e genético, que levam a uma redução no equilíbrio do desenvolvimento (PARSONS, 1992). Desta forma, indivíduos incapazes de apresentarem respostas plásticas aos distúrbios do desenvolvimento acontecidos aleatoriamente, com origem genética ou ambiental, podem exibir pequenos desvios de simetria em órgãos com estrutura bilateral, como as folhas (SILVA et al., 2011).

As folhas são estruturas vegetais de grande plasticidade e apresentam maiores modificações em resposta às alterações ambientais (LLERAS, 1977). Portanto, as defesas bioquímicas e fisiológicas são importantes e podem explicar, parcialmente, os diferentes efeitos das mudanças no ambiente sobre as respostas vegetais (PEDROSO; ALVES, 2008).

7 COMPOSIÇÃO QUÍMICA DAS AMOSTRAS DE BIODISSÓLIDOS

As amostras de lodo utilizadas em bioensaios devem ser coletadas em recipientes apropriados e conduzidos em segurança ao local de experimentação para evitar contaminação por fatores exógenos, tais como: insetos, poeira, ou resíduos do próprio recipiente (MONARCA et al., 2002). Estes mesmos autores mencionam que a secagem das

amostras de lodo deve ser realizada ao sol e a homogeneização tem como objetivo deixar as amostras com aspecto de pó. Posteriormente, devem ser realizadas análises das características químicas das amostras a serem testadas, tal como realizado em uma análise completa de solo agricultável (BETTIOL; CAMARGO, 2006). Entre as características a serem analisadas deve-se considerar: pH e teores de matéria orgânica, carbono total, fósforo, enxofre, potássio, cálcio, magnésio, cobre, ferro, manganês, zinco, cromo, chumbo e níquel. A Tabela 1 mostra um exemplo de análise química de biossólidos de diferentes origens: indústria alimentícia, processamento de couro bovino a partir de *wet blue*, tratamento de esgoto doméstico, e indústria de galvanização.

Tabela 1: Exemplo de análise química de biossólidos de diferentes origens. L_A – Indústria alimentícia, L_C – Processamento de couro bovino a partir de *wet blue*, L_E – Tratamento de esgoto doméstico, L_G – Indústria de galvanização

Elemento químico	L _A ¹	L _C ¹	L _E ¹	L _G ¹
Nitrogênio (g kg ⁻¹)	29,5	19,4	35,9	5,2
Fósforo (g kg ⁻¹)	16,13	4,83	6,8	0,24
Potássio (g kg ⁻¹)	3,4	2,1	4,0	1,8
Enxofre (g kg ⁻¹)	5,4	15,4	4,0	19,4
Cálcio (g kg ⁻¹)	41,2	66,3	169,1	203,3
Magnésio (g kg ⁻¹)	1,7	8,5	3,1	62,2

Fonte: Laudo expedido pelo Laboratório de Análise de Solos da UNOESTE, 20/09/2013, citado por Pereira et al. (2014).

Para uma análise mais completa, devem ser realizadas análises de macronutrientes e micronutrientes das seguintes amostras: solo do tratamento controle, lodos de diferentes origens e mistura de solo e lodos. As características analisadas devem envolver: valor de pH, teores de matéria orgânica, carbono total, fósforo, enxofre, potássio, cálcio, magnésio, cobre, ferro, manganês, zinco, cromo, chumbo e níquel.

Devem ser realizadas, ainda, análises dos tecidos foliares, caule/raiz e inflorescências das plantas submetidas ao crescimento em solo tratado com as diferentes amostras de lodo, de modo a verificar a possível absorção dos elementos químicos potencialmente causadores de genotoxicidade, tais como: cobre, níquel, cromo, chumbo e zinco. Para referências de metodologias, veja Rossi e Saiki (2009).

Após o plantio das mudas (Figura 2), em número constante de plantas para cada recipiente, os vasos devem ser regados com volumes equivalentes de água, em periodicidade diária. Após cerca de 60 dias de crescimento, as coletas de inflorescências para a análise de Trad-MCN já podem ser iniciadas.

Figura 2: Vasos de experimentos com as mudas de *Tradescantia pallida cv purpurea* plantadas. Após a aplicação dos lodos e incorporação ao solo



Fonte: Os autores

8 AVALIAÇÃO DO EFEITO CLASTOGÊNICO PROVOCADO POR LODOS DE DIFERENTES ORIGENS EM *TRADESCANTIA PALLIDA CV PURPUREA*

8.1 Coleta de botões florais e preparo de lâminas

Segundo o trabalho original de Ma et al. (1978), botões florais de *Tradescantia pallida cv purpurea* devem ser coletados no estágio adequado de desenvolvimento, ao redor de 5 a 7 mm de comprimento, e removidas as inflorescências com pinça, introduzindo-as imediatamente em solução fixadora de Carnoy (álcool etílico 3 : 1 ácido acético v/v) preparada recentemente. O tempo de fixação mínimo é de 18 horas e máximo de 24 horas. Após o período de fixação, as inflorescências devem ser transferidas para álcool etílico 70% (temperatura ambiente) e mantidas em geladeira, a 4 °C.

No momento do preparo das lâminas, o material deve ser retirado previamente da geladeira e mantido em temperatura ambiente. As inflorescências devem ser retiradas do álcool etílico 70% e colocadas em ácido acético 45% para maceração acética. As flores são separadas com ajuda de pinça e bisturi, selecionando apenas aquelas que contêm anteras com células-mãe de grão de pólen em estágio de tétrades. As anteras devem ser abertas com ajuda de bisturi e pinça, sobre lâmina contendo gotas de solução carmim acético a 0,5%. Este preparado é aquecido rapidamente em lamparina de álcool para eliminar bolhas de ar e para fixar o corante, cujo excesso deve ser removido com papel de filtro. A lâmina é observada em microscopia óptica com objetivas de 40x e 100x.

8.2 Estabilidade do desenvolvimento das plantas

Para as análises de assimetria flutuante, plantas de *Tradescantia pallida* devem ser mensuradas para os seguintes parâmetros morfométricos: altura das plantas (do solo até o pecíolo, em centímetros), número de folhas (valor absoluto), simetria bilateral das folhas (da nervura central até a extremidade da folha, em centímetros), comprimento da folha principal (do pecíolo até a extremidade da folha, em centímetros), número de ramificações laterais (valor absoluto) e proporção de plantas com inflorescências abertas, fechadas e “botão floral” (valores absolutos).

As coletas de dados devem ser realizadas com o auxílio de paquímetro, aos 30, 60 e 90 dias de tratamento. Ou seja, desde antes do florescimento até o pleno florescimento dos diferentes tratamentos.

Os dados obtidos nos parâmetros “inflorescência aberta”, “botão floral” e “inflorescência fechada” podem ser submetidos ao método de transformação segundo Pimentel Gomes (2009), devido à grande quantidade de valores iguais a zero. Os dados obtidos (p) e transformados com a expressão $\sqrt{p+0,5}$ (onde p = valores percentuais do parâmetro analisado) são submetidos à análise de variância pelo teste F, para avaliação dos efeitos de cada tratamento, bem como análise do contraste de médias pelo teste de Tukey.

9 EFEITOS PROVOCADOS PELOS BIOSSÓLIDOS EM PLANTAS CULTIVADAS

Conforme descrito no início deste capítulo, devido à diversidade de origens e características, os lodos apresentam variações em suas composições. Tais variações podem provocar alterações das características do solo e do desenvolvimento das mudas de espécies bioindicadoras, tal como a *Tradescantia pallida cv purpurea*. Este fato evidencia a viabilidade da metodologia como parâmetro de indicação do impacto ambiental provocado pelos mesmos.

As análises apresentadas em um grande número de estudos mostram que os tratamentos envolvendo o emprego de biossólidos de diferentes origens provocam respostas variáveis na produção vegetal (SÁNCHEZ, 2006). Os metais mercúrio e chumbo não possuem função biológica, enquanto o zinco, cobre, níquel e cromo são importantes para plantas, animais e microrganismos em quantidades traço (SIQUEIRA et al., 1994). A resposta vegetal ante a toxicidade por metais pesados dá-se através de alterações estruturais, fisiológicas e bioquímicas, dependentes do elemento metálico, sua concentração e tempo de exposição a esse elemento (MACÊDO; MORRIL, 2008).

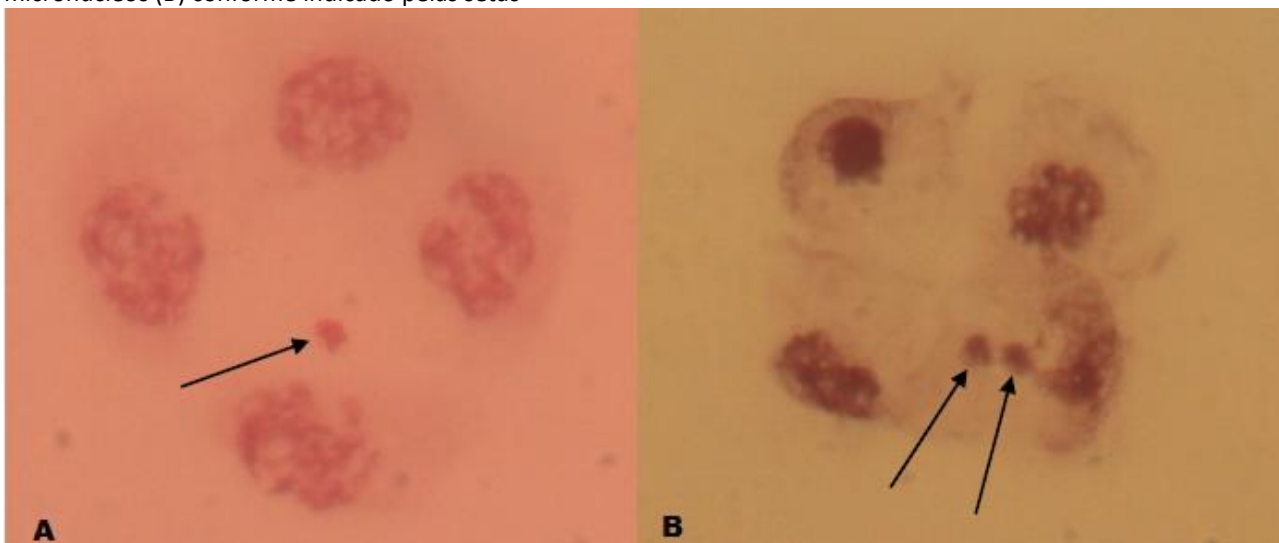
Mengel e Kirkby (1982) observaram que altas concentrações de cromo podem inibir o crescimento de plantas e provocar necrose nos tecidos vegetais. Os mesmos autores notaram que altos teores de zinco no solo podem causar efeitos tóxicos para plantas, manifestando-se na diminuição da área foliar, com posterior necrose do tecido e diminuição do crescimento das raízes (MENGEL; KIRKBY, 1982). Pequenas concentrações de chumbo ocorrem geralmente em solos e plantas, porém, concentrações maiores que 30 miligramas

por quilograma podem provocar efeitos sobre a fotossíntese, mitose e absorção de água (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 1984).

Os sintomas da toxicidade devido aos altos teores de níquel no solo se apresentam, entre outros, como clorose com posterior necrose de folhas e redução de crescimento da planta (HEWITT, 1953). A toxicidade provocada pelo excesso de cobre no solo provoca danos no tecido vegetal e redução do desenvolvimento de mudas e do sistema radicular das plantas (MACÊDO; MORRIL, 2008).

Brito e Tarifa (2010), analisando a presença de micronúcleos em tétrades de *Tradescantia pallida cv purpurea*, em condições de sombreamento e baixa poluição atmosférica, encontraram valores de frequência em torno de 3,9 a 5,5%. Yaguinuma et al. (2014), utilizando a técnica Trad-MCN, observaram que a frequência de micronúcleos variou de 3,8% quando as plantas eram mantidas em condições de sombra a 6,9%, quando mantidas sob radiação solar direta. Por sua vez, Pereira et al. (2014) avaliaram os efeitos clastogênicos provocados pela adição de biossólidos de diferentes origens em vasos com plantas de *Tradescantia pallida cv purpurea*, através da técnica de Trad-MCN, e encontraram frequências de formação de micronúcleos que variaram de 2,3% em plantas cultivadas em solos tratados com lodos de indústria alimentícia até 5,0% em plantas cultivadas em solos que receberam lodo de esgoto. Esses autores mencionam a viabilidade de utilização de um novo parâmetro de análise, que seria o de número médio de micronúcleos formado por tétrade com anormalidade (Figura 3). Entretanto, foi ressaltado que plantas cultivadas em solos que receberam a adição de dose equivalente a 10 toneladas por hectare de lodos de indústria de galvanização e de indústria do couro nem mesmo apresentaram o florescimento, impedindo a verificação da taxa de anormalidades meióticas (PEREIRA et al., 2014).

Figura 3: Tétrades de *Tradescantia pallida* cv *purpurea* mostrando a presença de um micronúcleo (A) e dois micronúcleos (B) conforme indicado pelas setas



Fonte: Pereira et al. (2014).

10 CONSIDERAÇÕES FINAIS

É amplamente divulgado que amostras de lodos provenientes de esgoto doméstico causam modificações significativas no crescimento e desenvolvimento vegetal, presumivelmente devido ao fornecimento de nitrogênio, fósforo e cálcio. Esses resultados são concordantes com as pesquisas que sugerem o uso do lodo de esgoto como auxiliar no melhoramento de solos e na elevação da produção agrícola.

Embora existam decisões administrativas indicando a utilização de lodos originados de galvanização, curtume e indústrias alimentícias para finalidades agrícolas, tais como a regulamentação por agências e órgãos ambientais, por exemplo, pode-se afirmar que ainda existe grande necessidade de pesquisas para a avaliação adequada do seu impacto no desenvolvimento e nas características genéticas das espécies vegetais a serem cultivadas;

As informações disponíveis abrem perspectivas interessantes e realçam a importância da continuidade na realização de pesquisas utilizando-se a *Tradescantia* como bioindicadora dos efeitos genotóxicos provocados pela contaminação dos solos, água e substratos passíveis de utilização agrícola, tais como biossólidos (lodos) em geral.

REFERÊNCIAS

ANDRÉA, M. M. **Bioindicadores ecotoxicológicos de agrotóxicos**. São Paulo: Instituto Biológico do Estado de São Paulo, 2008. Disponível em: <http://www.biologico.sp.gov.br/artigos_ok.php?id_artigo=83>. Acesso em: 20 maio 2012.

ANDREOLI, C. V. et al. Proposição de plano de monitoramento da reciclagem agrícola do lodo de esgoto no Estado do Paraná. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Anais eletrônico...** Foz do Iguaçu: [s.n.], 1997. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes97/plano.pdf>>. Acesso em: 20 maio 2012.

ANDREOLI, C. V. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, Companhia de Saneamento do Paraná, 2001.

AQUINO NETO, V.; CAMARGO, O. A. Avaliação do crescimento e acúmulo de crômio em alface cultivada em dois latossolos tratados com CrCl₃ e resíduos de curtume. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, n. 1, p. 225-235, 2000.

BELLOTE, A. F. J. et al. Resíduos da indústria de celulose em plantios florestais. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, n. 37, p. 99-106, 1998.

BERTONCINI, E. I.; MATTIAZZO, M. E. Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 737-744, 1999. Disponível em: <<http://sbc.solos.ufv.br/solos/revistas/v23n3a29.pdf>>. Acesso em: 20 maio 2012.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. A disposição do lodo de esgoto em solo agrícola. In: EMBRAPA MEIO AMBIENTE. **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**. Jaguariúna: Embrapa, 2006.

BOURGOIN, B. P. *Mytilus edulis* shell as a bioindicator of lead pollution: considerations on bioavailability and variability. **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf, v. 61, n. 3, p. 253-262, 1990.

BREGAGNOLO, L. et al. Aplicação do teste de genotoxicidade com *Tradescantia pallida* na avaliação da qualidade da água da nascente de um córrego do campus da Fatec em Sorocaba. **Holos Environment**, Rio Claro, v. 8, n. 2, 2008.

BRITO, L. G. L.; TARIFA, A. P. V. **Biomonitoramento ambiental dos danos genéticos provocados por radiação solar e poluição aérea urbana no município de Pres.Prudente (SP) através da análise de micronúcleos em tétrades de *Tradescantia pallida* (Rose) Hunt cv *Purpurea***. 2010. Monografia (Graduação) – Universidade do Oeste Paulista, Presidente Prudente.

BROSSI, M. J. L. et al. Utilização do sistema teste de *Allium cepa* para avaliação genotóxica e mutagênica de amostras de solo tratadas com lodo de esgoto. **Holos Environment**, Rio Claro, v. 8, n. 2, 2008.

BRUM, L. F. W.; SANTOS JUNIOR, L. C. O.; BENEDETTI, S. Reaproveitamento da água de processo e resíduos da indústria de laticínios. **2nd International Workshop Advances in Cleaner Production**. São Paulo, 2009. Disponível em: <<http://www.advancesincleanerproduction.net/second/files/sessoes/4a/5/L.%20F.%20W.%20Brum%20-%20Resumo%20Exp.pdf>>. Acesso em: 20 maio 2012.

CARVALHO, H. A. A *Tradescantia* como bioindicador vegetal na monitoração dos efeitos clastogênicos das radiações ionizantes. **Radiologia Brasileira**, v. 38, n. 6, p. 459-462, 2005.

COLARES, C. J. G. et al. Estudo de caso do tratamento de efluentes líquidos gerados no processo de galvanoplastia. In: Seminário de Iniciação Científica. 8. Jornada de Pesquisa e Pós-Graduação. 5, 2010, Goiás. **Anais eletrônico...** Goiás: [s.n.], 2010. Disponível em: <http://www.prp.ueg.br/sic2010/apresentacao/trabalhos/pdf/exatas_terra/jornada/estudo_de_caso.pdf>. Acesso em: 20 maio 2012.

CUNHA, M. R. **A influência da poluição do ar em Curitiba sobre o bioindicador *Nicotiana tabacum* L. (Solanaceae) Var. Bel-W3**. 2004. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Botânica, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

FRANCO HERNÁNDEZ, M. O. et al. **Reutilización de biosólidos de lodos residuales de industrias farmacéuticas**. In: Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales, AIDIS, México, p. 1-6, 2000. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/tratagua/mexicon/R-0028.pdf>>. Acesso em: 20 maio 2012.

GILL, B. S.; SANDHU, S. S. Application of the *Tradescantia* micronucleus assay for the genetic evaluation of chemical mixtures in soil and aqueous media. **Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 541, n. 1, p. 65-69, 1992.

HEWITT, E. J. Metal interrelationships in plant nutrition – effects of some metal toxicities on sugar beet, tomato, oat, potato and arrow stem kale grow in sand culture. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 4, p. 59-64, 1953.

HOPKE, P. K. et al. Multitechnique screening of Chicago municipal sewage sludge for mutagenic activity. **Environmental Science and Technology**, v. 16, n. 3, p. 140-147, 1982.

HOVHANNISYAN, G. G. Fluorescence in situ hybridization in combination with the comet assay and micronucleus test in genetic toxicology. **Molecular Cytogenetics**, v. 3, n. 17, 2010. Disponível em: <<http://www.molecularcytogenetics.org/content/pdf/1755-8166-3-17.pdf>>. Acesso em: 20 maio 2012.

KONRAD, E. E.; CASTILHOS, D. D. Alterações químicas do solo e crescimento do milho decorrentes da adição de lodos de curtume. **Revista Brasileira de Ciências do solo**, Viçosa, v. 26, n. 1, p. 257-265, 2002.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton: CRC Press, 1984.

LAMBAIS, M.R. et al. Diversidade microbiana nos solos: definindo novos paradigmas. In: VIDAL-TORRADO, P. et al. (orgs.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. v. 4. p. 43-84.

LARCHER, W. **Physiological plant ecology**. Berlim: Springer, 1995.

LEME, E.J.A. **Manual prático de tratamento de águas residuárias**. São Carlos: EdUFSCar, 2008.

LLERAS, E. Differences in stomatal number per unit area within the same species under different microenvironmental conditions: a working hypothesis. **Acta Amazonica**, v. 7, p. 473-476, 1977.

LORA, E.E.S. **Prevenção e controle da poluição nos setores energético, industrial e de transporte**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2002.

MA, T-H. *Tradescantia* micronuclei (Trad-MCN) test for environmental clastogens. In: Kolber; Wong; Grant; Hughes (ed.). **In vitro toxicity testing of environmental agents**. New York: Plenum Publishing, 1983.

MA, T-H et al. Effect of 1,2-dibromoethane (DBE) on meiotic chromosomes of pollen mother cells of *Tradescantia* to X-rays. **Mutation Research**, v. 58, p. 251-258, 1978.

MA, T-H et al. *Tradescantia* micronucleus bioassay. **Mutation Research**, v. 310, p. 221-230, 1994.

MACÊDO, L.S.; MORRIL, W.B.B. Origem e comportamento dos metais fitotóxicos: revisão da literatura. **Tecnologia & Ciência Agropecuária**, v. 2, n. 2, p. 29-38, 2008.

MAJER, B.J.; TSCHERKO, D.; PASCHKE, A. et al. Effects of heavy metal contamination of soils on micronucleus induction in *Tradescantia* and on microbial enzyme activities: a comparative investigation. **Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 515, n. 1-2, p. 111-124, 2002.

MARTINES, A.M. **Impacto do lodo de curtume nos atributos biológicos e químicos do solo**. 2005. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

MCCARTHY, J.F.; SHUGART, L.R. **Biomarkers of environmental contamination**. Florida: Lewis Publishers, 1990.

MEJÍA, G.L. **Avaliação dos efeitos genotóxicos e citogenéticos na população de trabalhadores de mineração de carvão de Cerrejón (Guajira – Colômbia) utilizando diferentes biomarcadores.** 2011. Dissertação (Mestrado). Pós-Graduação em Biologia Celular e Molecular, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

MENGEL, K; KIRKBY, E. A. **Principles of plant nutrition.** Worblanfe-Bern: International Potash Institute, 1982.

MIELLI, A. C. **Avaliação da atividade genotóxica de lodo de esgoto tratado do Estado de São Paulo com o teste de micronúcleo em células germinativas de *Tradescantia* (Trad-MN).** 2008. Tese (Doutorado). Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MONARCA, S.; FERETTI, D.; ZERBINI, I. et al. Soil contamination detected using bacterial and plant mutagenicity tests and chemical analyses. **Environmental Research**, v. 88, n. 1, p. 64-69, 2002.

NOGUEIRA, T. A. R.; SAMPAIO, R. A.; FONSECA, I. M. et al. Metais pesados e patógenos em milho e feijão caupi consorciados, adubados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 3, p. 331-338, 2007.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E. Mobilidade de metais pesados em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agrícola**, v. 58, n. 4, p. 807-812, 2001.

PARSONS, P. A. Fluctuating asymmetry: a biological monitor of environmental and genomic stress. **Heredity**, v. 68, p. 361-364, 1992.

PEDROSO, A. N. V.; ALVES, E. S. Anatomia foliar comparativa das cultivares de *Nicotiana tabacum* L. (SOLANACEAE) sensível e tolerante ao ozônio. **Acta Botanica Brasileira**, v. 22, n. 1, p. 21-28, 2008.

PEREIRA, R.D.; YAGUINUMA, D.H.; FLUMINHAN, A. Efeitos clastogênicos em *Tradescantia pallida* cv *purpurea* cultivada em solos tratados com lodos de diferentes origens. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, Tupã, v. 10, n. 12, p. 234-254, 2014.

PHILLIPS, D. J. H.; RAINBOW, P. S. **Biomonitoring of trace aquatic contaminants.** Londres: Chapman & Hall, 1994.

PIAZZA, C. E. **Estudo de duas populações de *Ctenomys minutus* Nehring, 1887 (RODENTIA – CTENOMYIDAE) expostas a diferentes condições de poluição ambiental.** 2007. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas). Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma.

PIMENTEL GOMES, F. **Curso de estatística experimental.** 15. ed. Piracicaba: Fealq, 2009.

PRADO, R. M.; NATALE, W. Desenvolvimento inicial e estado nutricional do maracujazeiro em resposta à aplicação de lodo têxtil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 6, p. 621-626, 2005.

RANGEL, O. J. P.; SILVA, C.A.; BETTIOL, W.; DYNIA, J.F. Efeito de aplicações de lodos de esgoto sobre os teores de metais pesados em folhas e grãos de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 3, 583-594, 2006.

ROSSI, J. G. G. A.; SAIKI, M. Determinação de Cl, Mg, Mn e Na em amostras da planta *Tradescantia pallida*. **International Nuclear Atlantic Conference**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Energia Nuclear, 2009.

SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2006.

SAVÓIA, E. J. L. **Potencial de *Tradescantia pallida* cv. Purpurea para biomonitoramento da poluição aérea de Santo André – São Paulo, por meio do bioensaio Trad-MCN e do acúmulo foliar de elementos tóxicos**. 2007. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo, São Paulo.

SILVA, P. E. M.; SANTIAGO, E.F.; SILVA, E.M.; SÚAREZ, Y.R.; DALOSO, D.M. Fluorescência da clorofila-*a* e variação da simetria como ferramentas de investigação de plantas sob estresse. **Idesia**, Arica, v. 29, n. 3, 2011.

SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; GRISS, B.M. et al. **Microrganismos e processos biológicos do solo: perspectiva ambiental**. Brasília: EMBRAPA-SPI, 1994. 142p. (EMBRAPA-CNPAF. Documentos, 45).

SOUZA, G. M.; AIDAR, S. T.; OLIVEIRA, R. F. Developmental stability and network connectance in *Phaseolus vulgaris* L. genotypes under water deficit. **Israel Journal of Plant Sciences**, Jerusalem, v. 52, p. 205-212, 2004.

STEINKELLNER, H.; MUN-SIK, K.; HELMA, C. et al. Genotoxic effects of heavy metals: comparative investigation with plants bioassays. **Environmental and Molecular Mutagenesis**, New York, v. 31, n. 2, p. 183-191, 1998.

STRAALEN, N. M. Ecotoxicology becomes stress ecology. **Environmental Science & Technology**, v.1, p. 324-330, 2003.

TRANNIN, I. C. B.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Avaliação agronômica de um biossólido industrial para a cultura do milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 3, p. 261-269, 2005.

VAN STRAALLEN, N. M. Community structure of soil arthropods as a bioindicator of soil health. In: PANKHURST, C. et al. (coord.). **Biological indicators of soil health**, 1997. p. 235-264.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2005.

YAGUINUMA, D.H.; BRITO, L.G.L.; FLUMINHAN, A. Avaliação dos danos genéticos provocados por radiação solar e poluição aérea através da análise de micronúcleos em *Tradescantia pallida* cv purpurea. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, Tupã, v. 10, n. 12, p.255-269, 2014.

REUTILIZAÇÃO DE LODO DE ESGOTO DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO PARA FINS AGRONÔMICOS

*Luís Roberto Almeida Gabriel Filho*²³

*Fernando Ferrari Putti*²⁴

*Rafael Ludwig*²⁵

*Camila Pires Cremasco Gabriel*²⁶

*Pedro Fernando Cataneo*²⁷

*Luiz Roberto Almeida Gabriel*²⁸

1 INTRODUÇÃO

O lodo de esgoto é um resíduo proveniente das estações de tratamentos (ETEs), altamente complexo em sua composição, devido à sua origem, podendo apresentar diferentes concentrações de determinados elementos químicos (SAITO, 2007).

Nos últimos séculos, o aumento da população nos centros urbanos fez com que os governos atentassem para os problemas relacionados às doenças causadas por contaminações, principalmente as provenientes do despejo inadequado do lodo de esgoto

²³ Faculdade de Ciências e Engenharia, UNESP – Univ Estadual Paulista, Laboratório de Matemática Aplicada e Computacional, *campus* de Tupã, São Paulo, Brasil. E-mail: gabrielfilho@tupa.unesp.br

²⁴ UNIFENAS – Univ José do Rosário Vellano, *campus* de Alfenas, Minas Gerais, Brasil E-mail: fernando.putti@unifenas.br

²⁵ UNESP – Univ Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Departamento de Engenharia Rural E-mail: rafaelludwig@fca.unesp.br

²⁶ Faculdade de Ciências e Engenharia, UNESP – Univ Estadual Paulista, Laboratório de Matemática Aplicada e Computacional, *campus* de Tupã, São Paulo, Brasil. E-mail: camila@tupa.unesp.br

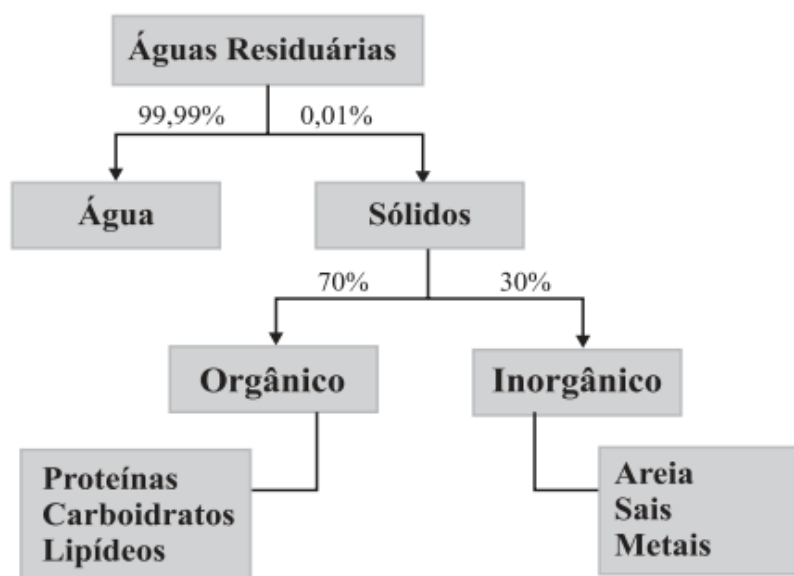
²⁷ Faculdade de Ciências e Engenharia, UNESP – Univ Estadual Paulista, Laboratório de Matemática Aplicada e Computacional, *campus* de Tupã, São Paulo, Brasil. E-mail: pedro@tupa.unesp.br

²⁸ UNESP – Univ Estadual Paulista, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Departamento de Matemática E-mail: gabriel@fct.unesp.br

(ARADOTTIR et al., 2012). Isto ocorre principalmente devido ao fato de esse lodo, sem o tratamento adequado, poder causar graves danos à saúde (ANA, 2009).

Buscando resolver essa problemática, o governo incentiva a construção de estruturas de coleta e armazenagem que realizem algum tipo de tratamento a fim de diminuir as causas de doenças provenientes do esgoto, que é composto por diversas substâncias (Figura 1).

Figura 1: Composição do esgoto doméstico

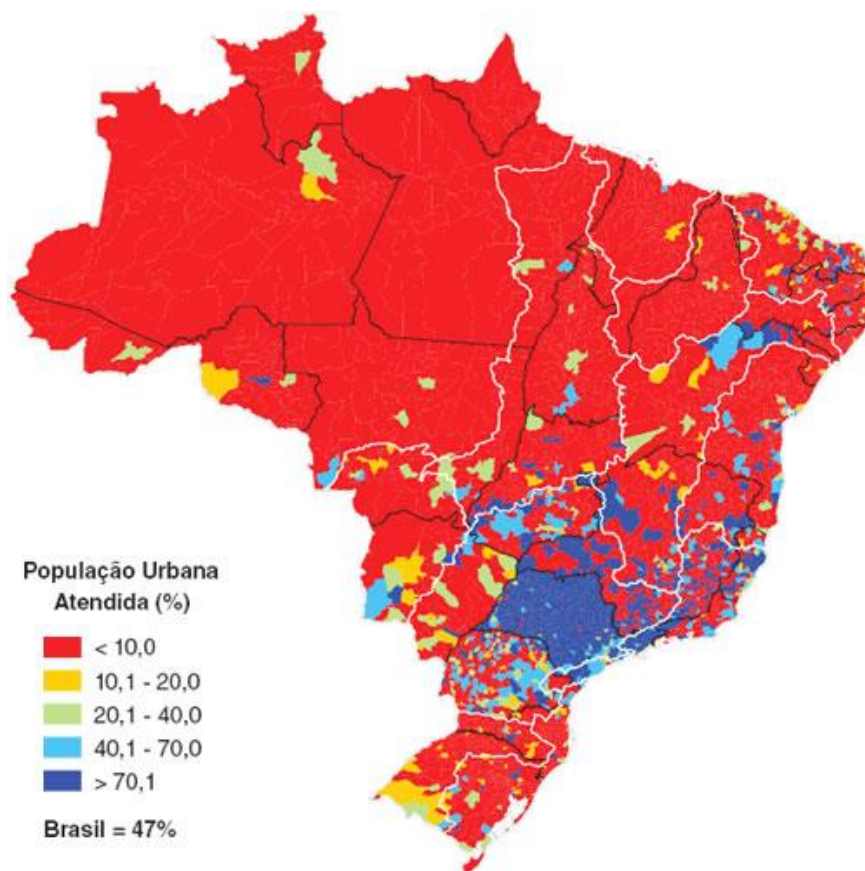


Fonte: Melo e Marques (2000).

O tratamento do esgoto tem como finalidade remover os materiais sólidos, principalmente o orgânico, visto que ao ser lançado sem o mínimo tratamento pode gerar impacto na natureza. Isso ocorre principalmente devido à sua elevada demanda por oxigênio para a decomposição da matéria orgânica, provocando severos impactos na fauna e flora de rios (KUNHIKRISHNAN et al., 2012).

Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA, 2009), estima-se que apenas 47% da população brasileira é atendida com a coleta de esgoto. Desse total, apenas 25% sofre algum tipo de tratamento, enquanto o restante é lançado nos corpos d'água ou disposto em sistema individual (fossa séptica), que indiretamente acaba contaminando os solos. A Figura 2 demonstra a situação da coleta de esgoto no Brasil.

Figura 2: Atendimento urbano da rede coletora de esgotos



Fonte: Agência Nacional de Águas (ANA, 2009).

Estima-se que são produzidas em torno de 270 mil toneladas de lodo por ano, enquanto apenas 5% são reutilizadas de forma correta. Para a disposição adequada do lodo de esgoto é importante o controle dos metais pesados, a estabilização e sua higienização. O lodo de esgoto apresenta um alto potencial a ser reutilizado, mas, contudo, deve-se atentar que apresenta riscos, principalmente voltado à saúde humana (NAUGHTON; HYNDS, 2014; WEN et al., 2014). Assim, quando o lodo de esgoto apresenta a possibilidade de ser utilizado na agricultura de maneira benéfica recebe o nome de biossólido.

2 ORIGEM DO LODO DE ESGOTO

Segundo Davi (2010), a disposição correta do lodo de esgoto e a sua utilização é um dos mais importantes problemas associados ao gerenciamento das ETEs, devido ao seu volume e características pertinentes.

Segundo Spellman (2011), existem três tipos de lodos produzidos durante o processo de tratamento de esgoto:

- a) o primário, lodo bruto produzido nos decantadores primários, com coloração acinzentada, aspecto pegajoso e odor ofensivo;
- b) o lodo ativo, produzido nos reatores biológicos, com aparência floculenta, coloração marrom e odor pouco ofensivo;
- c) o lodo digerido, que passou por processo de estabilização biológica e não possui odor ofensivo.

O lodo do esgoto gerado pode apresentar três aspectos indesejáveis:

- a) instabilidade biológica – se parte do lodo for composto por materiais biodegradáveis, ele se torna putrescível (SMITH, 2009);
- b) qualidade higiênica; com risco à saúde humana (KHAN, 2013);
- c) quantidade de sólidos suspensos baixa (NEWTON, 2007);

Logo, os processos de tratamento de lodo buscam reduzir ao máximo o teor de material orgânico, concentração de agentes patogênicos e o teor de água, pois facilitam o transporte, reduzem os riscos à saúde e também, principalmente, reduzem os custos.

3 CARACTERÍSTICA DO LODO DE ESGOTO

As características do lodo de esgoto estão diretamente ligadas à sua origem, ao tipo de equipamento disponível ou ao tratamento realizado nas estações, à sua forma de condicionamento e ao tratamento de patógenos.

De acordo com Saito (2007), em torno de 40 a 80% do peso seco do lodo corresponde à matéria orgânica, sendo sua maior parte oriunda da excreção humana.

Porém, sua aparência depois de seco (Figura 3) se assemelha a uma terra preta e seu cheiro quando úmido é desagradável (MUSERERE et al., 2014).

Figura 3: Aspecto do lodo seco



Fonte: Saito (2007).

Nogueira et al. (2008) observaram que o lodo de esgoto contém consideráveis percentuais de matéria orgânica e elementos essenciais às plantas, podendo substituir, ainda que parcialmente, os fertilizantes minerais e químicos, desempenhando uma importante função na produção agrícola (VOGEL et al., 2014; CHEN et al., 2014).

De acordo com Bettioli (2005), a composição química do lodo do esgoto pode variar em função de origem (residências, indústrias e agroindústrias) e da época do ano (chuvosa ou seca), sendo assim necessários cuidados no momento da disposição ou reutilização.

Deste modo, observa a possibilidade da utilização do lodo de esgoto como possível fertilizante na agricultura, trazendo como benefícios a melhoria das condições do solo tanto química, física e biológica (BOURIOUG et al., 2015; NICOLÁS, 2014).

4 FATORES LIMITANTES

O lodo de esgoto, após o tratamento, ainda deve ser analisado, pois dependendo de sua origem apresenta características que podem torná-lo inutilizável.

Outro fator que deve ser ressaltado na utilização do lodo de esgoto é sobre os metais pesados (DOMENE et al., 2010), pois devido às concentrações elevadas, pode-se tornar o principal fator que irá determinar a viabilidade de sua aplicação, principalmente na agricultura. Assim como o tempo que poderá ser o aplicado, até que atinja as concentrações que possam ser um elevado potencial risco ambiental e para saúde do homem (MELO et al., 2010; KHAN et al., 2013; MUCHUWETI et al., 2013).

De acordo com Ferreira e Andreoli (1999), os metais pesados presentes podem ser oriundos das seguintes fontes:

- a) rejeitos domésticos: águas de lavagem que contêm metais pesados;
- b) águas pluviais: águas de enxurrada das ruas que podem conter metais pesados oriundos da fumaça de carros;
- c) efluentes industriais: principais fontes emissoras de metais pesados lançados nos esgotos, principalmente de cádmio, chumbo, cobre e mercúrio.

Ferreira e Andreoli (1999) e a USEPA – United States Environmental Protection Agency (2003) identificaram 114 poluentes orgânicos originários de defensivos químicos, os quais entram pelo sistema de esgoto doméstico ou industrial e se fixam no lodo do esgoto, apresentando assim um alto potencial de periculosidade a animais e humanos, devido às seguintes características:

- a) Baixa solubilidade e baixa mobilidade no solo;
- b) não degradabilidade pela atividade biológica;
- c) acumulam no tecido;
- d) mobilidade pela cadeia alimentar;
- e) alta toxicidade e potencial cancerígeno.

Outro fator intrínseco à utilização do lodo de esgoto são os fatores biológicos, principalmente os patógenos, que estão presentes no esgoto doméstico. Mesmo suas concentrações sendo substancialmente reduzidas, podem causar problemas devido à sua possibilidade de disseminação pelo meio ambiente (PRAVEEN et al., 2013).

Pode-se destacar como os principais patógenos encontrados no lodo de esgoto, os estreptococos (*Salmonella* sp. *Shigella* sp.), larvas e ovos de helmintos, protozoários (cistos)

e vírus. Esses patógenos estão intrinsecamente relacionados com o perfil da saúde da população, sofrendo dessa forma grandes influências das condições sanitárias e das climáticas (SCAGLIA et al., 2014; PLACHA, 2008).

Devido aos patógenos, o solo deve ser analisado para que não haja altos níveis dos mesmos e possa trazer consequências desastrosas para a saúde humana. Além disso, os patógenos resistem por longo período no solo ou na planta (Tabela 1).

Tabela 1: Tempo de sobrevivência de patógenos no solo e na planta

	Solo		Planta	
	Máximo Absoluto	Máximo Usual	Máximo Absoluto	Máximo Usual
Bactérias	1 ano	2 meses	6 meses	1 mês
Vírus	1 ano	3 meses	2 meses	1 mês
Cistos de Protozoários	10 dias	10 dias	10 dias	10 dias
Ovos de helmintos	7 anos	2 anos	5 meses	1 mês

Fonte: USEPA, EPA/600 1 – 85/015 (2003).

Entretanto, esse fator não o torna inutilizável, pois existem técnicas que podem reduzir a níveis extremamente baixos. Mas caso o sistema de desinfecção seja ineficiente, torna-se uma fonte de disseminação de doenças.

Além dos fatores acima mencionados, outro fator intrínseco para o reaproveitamento do lodo trata-se da distância que existe entre as estações de tratamento de esgoto e os locais de despejos, o que acarreta um custo muito alto. Além disso, a umidade em que o lodo se encontra no momento do transporte, pode alavancar os custos em até 17 vezes (PROSAB, 1999).

5 ALTERNATIVAS PARA A DISPOSIÇÃO DO LODO DE ESGOTO

Existem diversas alternativas para a realização do descarte do lodo de esgoto. Nas últimas décadas foi realizado por grande parte dos países o lançamento em alto mar, mas a partir de 2005 ficou estritamente proibida tal prática.

A destinação final do lodo de esgoto após o tratamento nas estações é um dos maiores problemas associados. Logo, a destinação é diversificada, sendo a maior parte utilizada como matéria para outros processos.

O lodo de esgoto de grandes centros urbanos é disposto em aterros sanitários. Porém, deve-se atentar que pela liberação de chorume pode estar contaminado (BOROWSKI; WEATHERLEY, 2013; BOROWSKI et al., 2014). Esse método demanda grande área para o armazenamento; além disso, apresenta alto custo e cuidado excessivo, principalmente com as chuvas, pois pode acarretar em lixiviação de metais pesados e levar a contaminação do lençol freático (JIN et al., 2014; SONG et al., 2014). Mesmo após a conclusão do aterro, ainda deve existir o acompanhamento de técnicos para que não haja o perigo de contaminação. É importante ressaltar que mesmo após a construção do aterro a área pode ser utilizada, mas para determinados fins.

Uma técnica que vem sendo muito utilizada e apresenta baixo custo de implementação e operação é o *landfarming*. A técnica consiste em que numa determinada área se aplique altas doses de lodo por longos períodos, utilizando assim o solo como um sistema de tratamento (SILVA JUNIOR et al., 2014; ROCHEBROCHARD et al., 2014; FERREIRA; ANDREOLI, 1999; PAUDYN et al., 2007).

De acordo com Ferreira e Andreoli (1999), o solo passa a exercer a função de suporte para que a atividade biológica possa ocorrer, havendo assim a retenção de metais pesados e acelerando o processo de degradação da matéria orgânica. Porém, deve-se atentar ao aumento da eficiência de dissipação do composto tóxico no solo (PAULA et al., 2006).

Ferreira e Andreoli (1999) afirmam que essa metodologia é uma alternativa de baixo custo e, se bem monitorada e conduzida, não traz grande perigo de contaminação e complicação ao meio ambiente. Trata-se de uma técnica simples de execução, a qual pode ser considerada uma solução para casos de emergência.

O método mais utilizado na atualidade é a destinação para o uso agrícola, devido às suas características física e química que agregam ao solo (OLESZCZUK et al., 2011; CONTIN et al., 2012; ANDRÉ S. et al., 2011). Isto porque a agricultura tem os fertilizantes como um dos insumos mais caros atualmente para a correção dos solos brasileiros, pois, devido a característica de baixa fertilidade, tais solos não apresentam capacidade máxima de produção por apresentar carência de determinados nutrientes (FERREIRO-DOMÍNGUEZ et al., 2012; KAZI et al., 2008).

Além desses fatores, a busca por reduzir a safra e entressafra, faz com que haja a necessidade de aumentar a quantidade de nutrientes e, assim, a destinação do lodo na

agricultura faz jus às necessidades, pois apresenta um baixo custo no descarte e, além disso, como mencionado, é um grande fornecedor de nutrientes ao solo e à planta, possibilitando a redução do uso de fertilizantes químicos.

6 LEGISLAÇÃO DO USO DO LODO DE ESGOTO

A reutilização do lodo de esgoto é regida pela resolução Conama nº 375/2006 (BRASIL, 2006), que define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados e dá outras providências.

Para ser reutilizado o lodo deve estar enquadrado dentro de parâmetros que não causem impactos ambientais e risco à população, assim como o processo de redução de patógenos e vetores também devem estar presente.

Além de conter determinados parâmetros, a reutilização deve ser acompanhada pelas Unidades de Gerenciamento de Logo (UGL) e devidamente licenciada pelo órgão ambiental competente.

Dentro das limitações citadas, para os metais pesados foi estabelecido o valor máximo para que se possa utilizar o lodo (Tabela 2).

Tabela 2: Valores máximos para as substâncias

Elementos inorgânicos	Concentração máxima permitida no lodo de esgoto ou produto derivado (mg/kg, base seca)
Arsênio	41
Bário	1300
Cádmio	39
Chumbo	300
Cobre	1500
Crômio	1000
Mercúrio	17
Molibdênio	50
Níquel	420
Selênio	100
Zinco	2800

Fonte: Brasil (2006).

A resolução Conama nº 375 também estabelece valores máximos para organismos patogênicos, conforme ilustra a Tabela 3.

Tabela 3: Concentração máxima de patógenos permitida

Tipo de lodo de esgoto ou produto derivado	Concentração de patógenos
A	- Coliformes termotolerantes <103 NMP / g de ST - Ovos viáveis de helmintos < 0,25 ovo / g de ST - Salmonella ausência em 10 g de ST - Vírus < 0,25 UFP ou UFF / g de ST
B	- Coliformes termotolerantes <106 NMP / g de ST - Ovos viáveis de helmintos < 10 ovos / g de ST

Legenda: ST: Sólidos Totais, NMP: Número Mais Provável, UFF: Unidade Formadora de Foco, UFP: Unidade Formadora de Placa.

Fonte: Brasil (2006).

Dentro da resolução, existem questões do tipo das culturas que podem receber o lodo de esgoto. É proibida a utilização em pastagens e cultivo de olerícola, tubérculos e raízes, e culturas inundadas, bem como as demais culturas cuja parte comestível entre em contato com o solo (BRASIL, 2006).

7 LODO DE ESGOTO NA AGRICULTURA

De acordo com Tsutiya (2001), diversos países altamente industrializados e desenvolvidos já reutilizam os resíduos sólidos do tratamento de esgoto (Tabela 4).

Tabela 4: Estimativa para produção de lodo e sua utilização na agricultura na União Europeia em 2005

País	Total de lodo (t)	Produção (kg/pessoa/área)	Disposição na Agricultura (t)	% da utilização
Alemanha	2786	34	1391	50
Áustria	196	24	68	35
Bélgica	160	16	47	29
Dinamarca	200	38	125	63
Espanha	1088	28	589	54
Finlândia	160	31	115	72
França	1172	19	765	65
Grécia	99	9	7	7
Holanda	401	25	110	27
Irlanda	113	31	84	74
Luxemburgo	14	35	9	64
Reino Unido	1583	27	1118	71
Portugal	359	33	108	30

Fonte: Langenkamp e Part (2001).

Nota-se que países da União Europeia estão reutilizando o lodo de esgoto para fins agronômicos. Países como Reino Unido, Finlândia e Irlanda apresentam mais de 70% do seu lodo destinado à agricultura. Kelessidis et al. (2012) verificaram que na Europa a destinação final ocorre para a agricultura, incineração e compostagem.

Estudos sobre a aplicação de lodo de esgoto são realizados desde a década de 1980. Os primeiros trabalhos publicados por pesquisadores brasileiros foram de Bettiol e Carvalho (1982) e Bettiol (2000).

O descarte do lodo de esgoto está sendo fortemente utilizado para fins agronômicos, pois, como foi verificado, ele apresenta diversas vantagens para ser utilizado na produção (MOTTA; MAGGIORE, 2013). Primeiramente, o lodo proveniente do esgoto doméstico apresenta altos teores de nutrientes, e, além disso, para o solo o lodo pode agregar altas taxas de matéria orgânica, a qual traz diversas vantagens para a melhoria do solo (SIMONETE et al. 2003).

Há destinação para “Áreas Degradadas”, ou seja, aquelas que sofreram algum tipo de perturbação em sua forma natural, sendo essas de natureza física, biológica ou química. Desse modo buscam-se maneiras de reversão das condições de degradação, principalmente quando essas áreas apresentam potencial para ser agricultável, porém devido ao mau uso por agricultores, retirada da vegetação natural, desenvolvimento urbano, tornaram-se ao longo do tempo inapropriadas (NICOLÁS et al., 2014; ALMENDRO-CANDEL et al., 2007).

As áreas que apresentam a degradação biológica e física do solo são as que apresentam um potencial para ser agricultável. Porém, para que isto seja feito, demandam altos investimentos em fertilizantes.

Segundo Andreoli (2006), a alta deficiência de nutrientes, matéria orgânica e atividades biológicas do solo são as principais características dos solos das áreas degradadas. O lodo apresenta altos teores de nutrientes e matéria orgânica e, em relação às características físicas que apresenta como potencial, aumenta a taxa de infiltração de água no solo, retenção e aeração (ALMENDRO-CANDEL et al., 2007; TARRASON et al., 2010; FERNÁNDEZ et al., 2007). Cardoso e Fortes Neto (2000) em seus estudos observaram que há um incremento nas propriedades físicas e químicas do solo quando utilizados lodo de esgoto, oferecendo condições favoráveis para o estabelecimento ou surgimento de comunidades de micro e mesofauna.

O lodo de esgoto apresenta uma maneira de repor os macros e micronutrientes necessários para o desenvolvimento da lavoura, pois apresenta uma variação muito grande em sua composição.

Para os custos da produção agrícola, os fertilizantes químicos apresentam grande contribuição para alto preço de *commodities*. Assim, pequenos e médios agricultores estão utilizando do lodo para reduzir os custos de utilização de fertilizantes.

Lobo e Grassi (2007) utilizaram diversas doses de lodo na cultura do girassol e obtiveram os melhores resultados com as maiores doses aplicadas no solo. Gomes et al. (2005) realizaram experimentos utilizando lodo de esgoto na cultura do milho. Assim como ocorrido com o girassol, o milho apresentou as maiores produções com as maiores doses.

Diversos trabalhos em diferentes culturas apontam que o lodo de esgoto apresenta inúmeras vantagens para a produção de cana-de-açúcar (NOGUEIRA et al., 2013), alface (OWAMAHA et al., 2014; CASTRO et al., 2009), sorgo (MENDOZA et al., 2006), milho (GROTTO et al., 2013; WU et al., 2013), soja (CORTÉS et al., 2013; Vieira et al., 2005), pupunha (BOVI et al., 2005), trigo (JAMALI et al., 2009), feijão (YASMEEN et al., 2014) e tomate (PRAZERES et al., 2014).

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Frente aos grandes avanços e benefícios alcançados até o presente momento em relação à utilização do lodo, é natural o aumento de seu uso nos próximos anos.

Até o presente momento a reutilização com fins agronômicos vem se apresentando como a forma mais eficiente do seu uso, pois além de não apresentar altos custos, o lodo apresenta a função de fertilizante para as culturas.

Porém, deve-se atentar para o fato de que o lodo precisa passar por um sistema eficiente de tratamento e controle para evitar a sua utilização com contaminantes, sejam eles metais pesados, nitrogênio, hormônios, compostos orgânicos e outros microrganismos.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Conjuntura nos recursos hídricos no Brasil 2009**. p. 1-7, 2009. Disponível em: <http://conjuntura.ana.gov.br/conjuntura/srh_su_s.htm>. Acesso em: 18 jul. 2014.

AGUILERA, S. M.; GILDA, B.; PEDRO, P. et al. Chemical characterization of sewage sludges in Chile and their potential utilization as amendment to reclaim soils for reforestation purposes. **Journal of plant nutrition**, v. 30, p. 1993-2003, 2007.

ALMENDRO-CANDEL, M. B.; JORDÁN, M. M.; NAVARRO-PEDREÑO, J. et al. Environmental evaluation of sewage sludge application to reclaim limestone quarries wastes as soil amendments. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 39, p. 1328-1332, 2007.

ANDREOLI, C. (Org.). **Usos alternativos de lodos de estações de tratamento de água e estações de tratamento de esgoto**. Curitiba: ABES, 2005.

ANDRÉS, P.; MATEOS, E.; TARRASÓN, D. et al. Effects of digested, composted, and thermally dried sewage sludge on soil microbiota and mesofauna. **Applied Soil Ecology**, v. 48, p. 236-242, 2011.

ARADOTTIR, A. L.; HAGEN, D. Ecological restoration: approaches and impacts on vegetation, soils and society. **Advances in Agronomy**, v. 120, p. 173-206, 2013.

BARBERA, A. C.; MAUCIERI, C.; CAVALLARO, V. et al. Effects of spreading olive mill wastewater on soil properties and crops, a review. **Agricultural Water Management**, v. 119, p. 43-53, 2013.

BETTIOL, W.; CARVALHO, P. C. T.; FRANCO, B. J. D. C Utilização do lodo de esgoto como fertilizantes. **O solo**, v. 75, n. 1, p. 44-54, 1982.

BETTIOL, W. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Meio Ambiente, 2000.

BOROWSKI, S.; DOMANSKI, J.; WEATHERLEY, L. Anaerobic co-digestion of swine and poultry manure with municipal sewage sludge. **Waste Management**, v. 34, p. 513-521, 2014.

BOROWSKI, S.; WEATHERLEY, L. Co-digestion of solid poultry manure with municipal sewage sludge. **Bioresource Technology**, v. 142, p. 345-352, 2013.

BOURIOUG, M.; GIMBERT, F.; ALAOU-SEHMER, L. et al. Sewage sludge application in a plantation: Effects on trace metal transfer in soil-plant-snail continuum. **Science of the Total Environment**, v. 502, p. 309-314, 2015.

BOVI, M. L. A.; GODOY JÚNIOR, G.; COSTA, E. D. et al. Lodo de esgoto e produção de palmito em pupunheira. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 1, p. 153-166, 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 375**. Define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto

gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados. Brasília: DOU, 2006. n. 167, p. 141-146.

CARDOSO, E. J. B. N.; FORTES NETO, P. Aplicabilidade do biossólido em plantação florestais: III. Alterações microbiana no solo. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. (Eds.). **Impactos ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna-SP: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p. 197-202.

CHEN, Y.; YU, F.; LIANG, S. et al. Utilization of solar energy in sewage sludge composting: fertilizer effect and application. **Waste Management**, v. 34, p. 2014-2021, 2014.

CONTIN, M.; GOI, D.; DE NOBILI, M. Land application of aerobic sewage sludge does not impair methane oxidation rates of soils. **Science of the Total Environment**, v. 441, p. 10-18, 2012.

CORTÉS, J. M.; LARSSON, E.; JÖNSON, J. A. Study of the uptake of non-steroid anti-inflammatory drugs in wheat and soybean after application of sewage sludge as a fertilizer. **Science of the Total Environment**, v. 449, p. 385-389, 2013.

DAVIS, M. L. Water and wastewater engineering: design principles and practice. **The McGraw Companies**, Estados Unidos, p. 1301, 2010.

DOMENE, X.; CÓLON, J.; URAS, M. V. et al. Role of soil properties in sewage sludge toxicity to soil collembolans. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 42, p. 1982-1990, 2010.

DYNIA, J. F.; SOUZA, M.D. de; BOEIRA, R. C. Lixiviação de nitrato em latossolo cultivado com milho após aplicações sucessivas de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, n. 5, p. 855-862, 2006.

EPSTEIN, E. **Land application of sewage sludge and biosolids**. 64. ed. Lewis Publishers, 2003.

FARIA, C. M. D. R.; Campos, V.P.; Souza, R. M. S. et al. Isolamento e caracterização e bactérias do lodo de esgoto com potencial antagonismo a nematoides. **Ambiência – Revista do Centro de Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 2 n. 2, jul/dez. 2006.

FERREIRA, A. C.; ANDREOLI, C. V. **Destino final do lodo**. In: LARA, A. I. (Org.). Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura. Curitiba: Prosab, 1999.

FERREIRO-DOMÍNGUEZ, N.; RIGUEIRO-RODRÍGUEZ, A.; MOSQUERA-LOSADA, M. R. Sewage sludge fertilizer use: implications for soil and plant copper evolution in forest and agronomic soils. **Science of the Total Environment**, v. 424, p. 39-47, 2012.

GROTTO, D.; CARNEIRO, M. F. H.; SAUER, E. et al. Evaluation of biochemical and redox parameters in rats fed with corn grown in soil amended with urban sewage sludge. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 95, p. 188-194, 2013.

HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MALFI, A.J. et al. (Eds.). **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESO, 2011.

JAMALI, M. K.; KAZI, T. G.; ARAIN, M. B. et al. Heavy metal accumulation in different varieties of wheat (*Triticum aestivum* L.) grown in soil amended with domestic sewage sludge. **Journal of Hazardous Materials**, v. 164, p. 1386-1361, 2009.

JAMILI, M. K.; KAZI, T. G.; ARAIN, M. B. et al. Use of sewage sludge after liming as fertilizer for maize growth. **Pedosphere**, v. 18, p. 203-213, 2008.

JIN, H.; ARAZO, R. O.; GAO, J. et al. Leaching of heavy metals from fast pyrolysis residues produced from different particle sizes of sewage sludge. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 109, p. 168-175, 2014.

KELESSIDIS, A.; STASINAKIS, A. S. Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. **Waste Management**, v. 32, p. 1186-1195, 2012.

KHAN, M. U.; MALIK, R. N.; MUHAMMAD, S. Human health risk from heavy metal via food crops consumption with wastewater irrigation practices in Pakistan. **Chemosphere**, v. 93, p. 2230-2238, 2013.

KUNHIKRISHNAN, A.; BOLAN, N. S.; MÜLLER, K. et al. The influence of wastewater irrigation on the transformation and bioavailability of heavy metal (loid) in soil. **Advances in agronomy**, v. 115, p. 216-273, 2012.

LANGENKAMP, H.; PART, P. **Organic contaminants in sewage sludge for agricultural use**. UNEP Center for Environmental Measurements, Environmental Inventories and Product Safety, 2001. Disponível em: <<http://www.umeg.de>>. Acesso em: 18 jul. 2014.

LOBO, T. F.; GRASSI FILHO, H. Níveis de lodo de esgoto na produtividade do girassol. **Revista Ciencia del Suelo e Nutrición Vegetal**, v. 7, n. 3, p. 16-25, 2007.

LOPES, J. C.; RIBEIRO, L. G.; ARAÚJO, M. D. et al. Produção de alface com doses de lodo de esgoto. **Horticultura Brasileira**, v. 23, n. 1, p. 143-147, 2005.

MELO, W. J. et al. **Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas**. Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000.

MELO, W. J. et al. A resolução Conama 375 e os metais pesados. In: COSCIONE, A. R.; NOGUEIRA, T. A. R.; PIRES, A. M. M. **Uso agrícola de lodo de esgoto – Avaliação após a resolução nº 375 do Conama**. Botucatu: Editora FEPAF, 2010. p. 459-464.

MENDOZA, J.; GARRIDO, T.; CASTILLO, G. et al. Metal availability and uptake by sorghum plants grown in soils amended with sludge from different treatments. **Chemosphere**, v. 65, p. 23014-2312, 2006.

MOTTA, S. R.; MAGGIORE, T. Evaluation of nitrogen management in maize cultivation grows on soil amended with sewage sludge and urea. **European Journal of Agronomy**, v. 45, p. 59-67, 2013.

MUCHUWETI, M.; BIRKETT, J. W.; CHINYANGA, E. et al. Heavy metal content of vegetables irrigated with mixtures of wastewater and sewage sludge in Zimbabwe: implications for human health. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 112, p. 41-48, 2006.

MUSERERE, S. T.; HOKO, Z.; NHAPI, I. Characterization of raw sewage and performance assessment of primary settling tanks at Firlé Sewage Treatment Works, Harare, Zimbabwe. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 67-69, p. 226-235, 2014.

NAUGHTON, O.; HYND, P. D. Public awareness, behaviours and attitudes towards domestic wastewater treatment systems. **Journal of Hydrology**, v. 518, p. 108-119, 2014.

NEWTON, D. E. Chemistry of the environment. **Facts on File**, Nova Iorque, 2007.

NICOLÁS, C.; KENNEDY, J. N.; HERNÁNDEZ, T. et al. Soil aggregation in a semiarid soil amended with composted and non-composted sewage sludge-A field experiment. **Geoderma**, v. 219-220, p. 24-31, 2014.

NOGUEIRA, T. A. R.; FRANCO, A.; HE, Z. et al. Short-term usage of sewage sludge as organic fertilizer to sugarcane in a tropical soil bears little threat of heavy metal contamination. **Journal of Environmental Management**, v. 114, p. 168-177, 2013.

NOGUEIRA, T. A. et al. Cádmiu, cromo, chumbo e zinco em plantas de milho e em latossolo, após aplicações anuais de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2195-2207, 2008.

OLESZCZUK, P.; HOLLERT, H. Comparison of sewage sludge toxicity to plants and invertebrates in three different soils. **Chemosphere**, v. 83, p. 502-509, 2011.

OLIVEIRA, F. C.; MARQUES, M. O.; BELLINGIERI, P. A. et al. Lodo de esgoto como fonte de macronutrientes para a cultura do sorgo granífero. **Scientia Agricola**, v. 52, n. 2, p. 360-367, 1995.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E. Metais pesados em latossolo tratado com lodo de esgoto e em plantas de cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, v. 58, n. 3, p. 581-593, 2001.

OWAMAH, H. I.; ENABOIFO, M. A.; IZINYON, O. C. Treatment of wastewater from raw rubber processing industry using water lettuce macro phyte pond and the reuse of its effluent as biofertilizer. **Agricultural Water Management**, v. 146, p. 262-269, 2014.

PAUDYN, K.; RUTTER, A.; ROWE, R. K. et al. Remediation of hydrocarbon contaminated soils in the Canadian arctic by landfarming, **Cold Regions Science and Technology**, p. 1-13, 2007.

PAULA, A. M. de; SOARES, C. R. F. S.; SIQUEIRA, J. O. Biomassa, atividade microbiana e fungos micorrízicos em solo de "landfarming" de resíduos petroquímicos. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 2, jun. 2006.

PLACHÁ, I.; VENGLOVSKÝ, J.; MAKOVÁ, Z. et al. The elimination of *Salmonella typhimurium* in sewage sludge by aerobic mesophilic stabilization and lime hydrated stabilization. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 4269-4274, 2008.

PRAVEEN, C.; JESUDHASAN, P. R.; REIMERS, R. S. et al. Electron beam inactivation of selected microbial pathogens and indicator organisms in aerobically and anaerobically digested sewage sludge. **Bioresource Technology**, v. 144, p. 652-657, 2013.

PRAZERES, A. R.; CARVALHO, F.; RIVAS, J. et al. Reuse of pretreated cheese whey wastewater for industrial tomato production (*Lycopersicon esculentum* Mill.) **Agricultural Water Management**, v. 140, p. 87-95, 2014.

RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A.; BETTIOL, W. et al. Efeito de aplicações de lodos de esgoto sobre os teores de metais pesados em folhas e grãos de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 3, p. 583-594, 2006.

RAO, D. G.; SENTHILKUMAR, R.; BYRNE, J. A. et al. Wastewater treatment: advanced processes and technologies. **IWA Publishing**, Londres, p. 368, 2013.

ROCHEBROCHARD, S. L.; NAFFRECHOUX, E.; DROGUI, P. et al. Low frequency ultrasound-assisted leaching of sewage sludge for toxic metal removal, dewatering and fertilizing properties preservation. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 20, p. 109-117, 2013.

SAITO, M. L. **O uso do lodo de esgoto na agricultura: precauções com os contaminantes orgânicos**. Jaguariúna: Embrapa, 2007.

SCAGLIA, B.; D'IMPORZANO, G.; GARUTI, G. et al. Sanitation ability of anaerobic digestion performed at different temperature on sewage sludge. **Science of the Total Environment**, v. 466-467, p. 888-897, 2014.

SILVA JÚNIOR, F. M. R.; SILVA, P. F.; GUIMARÃES, F. S. et al. Ecotoxicological tools for landfarming soil evaluation in a petrochemical complex area. **Pedosphere**, v. 24, p. 280-284, 2014.

SIMONETE, M. A.; KIEHL, J. D. C.; ANDRADE, C. A. et al. Efeito do lodo de esgoto em um argissolo e no crescimento e nutrição de milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 10, p. 1187-1195, 2003.

SMITH, S. R. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. **Environment International**, v. 35, p. 142-156, 2009.

SONG, F.; GU, L.; ZHU, N. et al. Leaching behavior of heavy metals from sewage sludge solidified by cement-based binders. **Chemosphere**, v. 92, p. 344-350, 2013.

SPELLMAN, F. R. **Standard handbook for wastewater operators**. 2 ed. CRC Press, 2011. v. 1, 438p.

TARRASÓN, D.; OJEDA, G.; ORTIZ, O. et al. Effects of different types of sludge on soil microbial properties: a field experiment on degraded mediterranean soils. **Pedosphere**, v. 20, p. 681-691, 2010.

TSUTYA, M. T. Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgoto. In: BETTIONAL, W.; CAMARGO, L. M. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguairúna: Embrapa, 2000. Cap. 4, p. 69-106.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge (including domestic septage). **Environmental regulations and technology**. Under 40 CFR Part 503. S.1.: EPA, 2003. (EPA 625/R-92/013).

VIEIRA, R. F.; TANAKA, R. T.; TSAI, S. M. et al. Disponibilidade de nutrientes no solo, qualidade de grãos e produtividade da soja em solo adubado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 9, p. 919-926, 2005.

VOGEL, C.; ADAM, C.; KAPPEN, P. et al. Chemical state of chromium in sewage slud ash based phosphorus-fertilizers. **Chemosphere**, v. 103, p. 250-255, 2014.

WEN, Z. H.; CHEN, L.; MENG, X. Z. et al. Occurrence and human health risk of wastewater-derived pharmaceuticals in a drinking water source for Shanghai, East China. **Science of the Total Environment**, v. 490, p. 987-993, 2014.

WU, C.; SONG, M.; JIN, B. et al. Effect of biomass addition on the surface and adsorption characterization of carbon-based adsorbents from sewage sludge. **Journal of Environmental Sciences**, v. 25, p. 405-412, 2013.

XU, C.; CHEN, W.; HONG, J. Life-cycle environmental and economic assessment of sewage sludge treatment in China. **Journal of Cleaner Production**, v. 67, p. 79-87, 2014.

