



ABES RB Ciamb

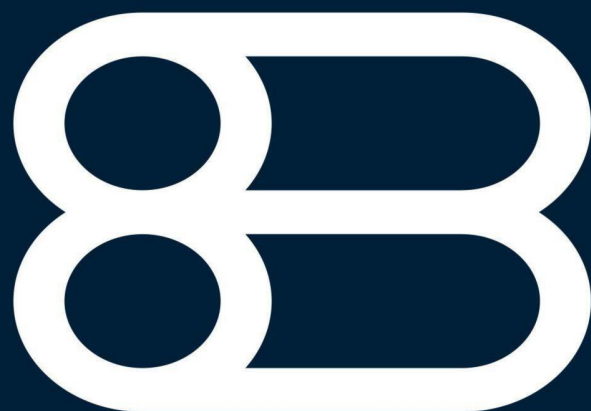
EDIÇÃO 31

Março/14

Revista Brasileira de Ciências Ambientais

ISSN Impresso 1808-4524

ISSN Eletrônico 2176-9478



ABES

Revista Brasileira Ciências Ambientais



www.ictr.org.br

www.fsp.usp.br/siades

ISSN Impresso 1808-4524 / ISSN Eletrônico: 2176-9478

Março de 2014 Nº 31

Expediente

Editores

- *Jorge Alberto Soares Tenório (USP)*
jtenorio@usp.br
- *Denise Crocce Romano Espinosa (USP)*
espinosa@usp.br
- *Valdir Fernandes (UP)*
vfernandes@up.edu.br

Secretaria Editorial

- *Soraia Fernandes*

Editores

- *Soraia Fernandes*

Comissão Editorial

- *Andrea Moura Bernardes (UFRGS)*
- *Arlindo Philippi Jr. (USP)*
- *Carlos Alberto Cioce Sampaio (PUC/PR)*
- *Celina Lopes Duarte (IPEN)*
- *Cláudio Augusto Oller do Nascimento (USP)*
- *Maria do Carmo Sobral (UFPE)*
- *Sérgio Martins (UFSC)*
- *Tadeu Fabrício Malheiros (USP)*

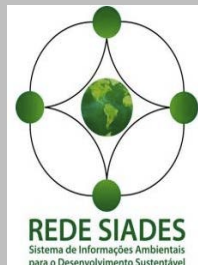
Submissão de artigos, dúvidas e sugestões:

rbciamb@gmail.com

Instruções para autores

http://www.rbciamb.com.br/instrucoes.asp

Revista Brasileira Ciências Ambientais



www.ictr.org.br

www.fsp.usp.br/siades

ISSN Impresso 1808-4524 / ISSN Eletrônico 2176-9478

Março de 2014 Nº 31

Índice

01 - Estimativa de Geração de Resíduos da Construção Civil e Estudo de Viabilidade de Usina de Triagem e Reciclagem

Afrodite da Conceição Fabiana Cardoso
Sérgio Luciano Galatto
Mario Ricardo Guadagnin

11 - Impacto da ação antrópica sobre o DNA de *Astyanax sp.* de duas áreas do Córrego Ceroula, Campo Grande-MS, Brasil

Susana Elisa Moreno
Juceli Gonzalez Gouveia
Brunna Mary Okubo
Danieli Fernanda Buccini

21 - Avaliação da biodegradação de polímeros por *Pleurotus djamor*

Poliana Dambrós
Karoline Pignat Cappelari
Caroline Poffo
Elisabeth Wisbeck

30 - Uso de Ferramentas Moleculares para Estudos de Comunidades Microbianas em Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos

Bianca Ramalho Quintaes
Juacyara Carbonelli Campos
Marco Antônio Lemos Miguel
Analy M. de Oliveira Leite
Marco A. Giovannini Hinojosa

44 - Avaliação da remoção dos poluentes do efluente de curtume tratado pelos processos Eletro-Fenton e foto-Fenton

Fernando Henrique Borba
Aparecido Nivaldo Módenes
Fernando Rodolfo Espinoza-Quiñones
Diego Ricieri Manenti

Daniele Nogueira
Rosângela Bergamasco

54 - Gestão de Resíduos Sólidos de uma Empresa de Aglomerados - um Olhar para Sustentabilidade

Marciano Ricardo Koch
Odorico Konrad
Eduardo Miranda Ethur
Ana Christina Konrad
Marluce Lumi
Lorenzo Zorzi

66 - Tratamento da Borra Oleosa de Petróleo e Estudo Cinético do Processo de Estabilização por Solidificação

Maria Rosiane de Almeida Andrade
André Luiz Fiquene de Brito
Ana Cristina Silva Muniz

76 - Potencial de uso da *Moringa oleifera* Lamarck na clarificação de água para abastecimento em comunidades difusas de áreas semiáridas

Juscelino Alves Henriques
Rui de Oliveira
Celeide Maria B. Sabino Meira
Ruth Silveira do Nascimento
Emanuel Campos dos Santos

84 - O discurso de sustentabilidade e a rede de atores do setor sucroenergético

Priscila Rodrigues Gomes
Valdir Fernandes

97 - Metodologia para Seleção de Técnica de Fitorremediação em Áreas Contaminadas

Paulo Víctor Laguardia Mejía
Fabiana De Nadai Andreoli
Cleverson V. Andreoli
Beatriz Montserat

Estimativa de Geração de Resíduos da Construção Civil e Estudo de Viabilidade de Usina de Triagem e Reciclagem

Quantification of the Construction and Demolition Waste and Study the Feasibility of Deploying Recycling Plant

RESUMO

O setor de construção civil tem intensificado suas atividades e aumentado a geração de resíduos sólidos. Foi realizada a estimativa de Resíduos da Construção Civil (RCC) e estudo de viabilidade de implantação de Usina de Triagem e Reciclagem (URE) no município de Criciúma. O volume obtido pelo método indireto foi de 145,65 t/dia. O estudo de viabilidade foi realizado para uma URE com capacidade de 25 t/h, sendo considerada a metodologia de Jadovski (2005) para estimar custos de implantação, operação e manutenção. A quantidade de resíduo a ser reciclado foi estimada em 80% gerando uma receita bruta anual de R\$ 702.635,94. Foi aplicada a Taxa Interna de Retorno (TIR) em intervalos de 8, 10 e 15 anos, e resultaram em TIR de 12,40%, 16,57% e 21,21% ao ano, respectivamente, indicando viabilidade econômica para instalação da URE.

PALAVRAS-CHAVE: Resíduos, Construção Civil, Usina de Reciclagem

ABSTRACT

The construction industry has intensified its activities and increased the generation of waste that causes environmental degradation. This research has made the estimate of generation of construction and demolition waste (CDW) and a feasibility study for implementation of sorting and recycling plant in the Criciúma municipality. The estimate is made by direct and indirect methods and found a period of 10 years. The volume obtained by the indirect method was 145.65 t / day. The feasibility study was conducted to a plant with capacity of 25 t/ h and applying the methodology of Jadovski (2005) have raised the costs of deployment, operation and maintenance. The amount of waste being recycled was estimated at 80% of collected waste generating gross revenue of R \$ 702,635.94. From the net values calculated by discounting the initial investment and applying the Internal Rate of Return for 8, 10 and 15 years have led to the IRR's of 12.40% years, 16.57% pa and 21.21% per annum respectively. The calculated internal rates of return indicate that there is economic viability for the RP considering the return periods of 8, 10 and 15 years.

KEYWORDS: *Waste, Construction, Recycling Plant*

Afrodite da Conceição Fabiana Cardoso

Engenheira Ambiental pela UNESC - Universidade do Extremo Sul Catarinense. Criciúma, SC, Brasil
afroditecardoso@gmail.com

Sérgio Luciano Galatto

Professor do Dpto de Engenharia Ambiental da UNESC - Universidade do Extremo Sul Catarinense e Pesquisador do IPAT - Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas. Mestre em Ciências Ambientais pela UNESC. Criciúma, SC, Brasil
sga@unesc.net

Mario Ricardo Guadagnin

Professor da UNESC - Universidade do Extremo Sul Catarinense, no Departamento de Engenharia Ambiental. Mestre em Geografia pela UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina. Criciúma, SC, Brasil
mrg@unesc.net

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas tem se observado um aumento populacional e a expansão das cidades refletindo no crescimento intensificado do setor de construção civil. A questão dos Resíduos da Construção Civil (RCC) tem sido amplamente discutida no Brasil pela alta taxa de geração, representando cerca de 51% a 70% dos resíduos sólidos urbanos coletados (MARQUES NETO, 2005). Os estudos sobre caracterização e quantificação dos RCC's no Brasil iniciaram em meados de 1980. Na década 1990 começaram ensaios sobre reciclagem e atualmente existem inúmeras usinas de triagem e reciclagem muitas controladas pelas municipalidades como aponta Pinto (1999).

De forma geral, os RCC's são vistos como resíduos de baixa periculosidade, tendo como principal impacto o grande volume gerado. Contudo, nesses resíduos também são encontrados materiais orgânicos, produtos perigosos e embalagens diversas que podem acumular água e favorecer a proliferação de insetos e de outros vetores de doenças (KARPINSKI, 2009).

De acordo com o Art. 13 da Lei nº 12.305/2010, os resíduos de construção civil (RCC's) são aqueles gerados nas construções, em reformas, em reparos e em demolições de obras de construção civil, bem como os resultantes da preparação e escavação de terrenos para obras civis. São definidos e classificados em quatro classes pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 307/2002, em função do seu potencial para serem reciclados ou reutilizados.

A Resolução 307 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) define os resíduos de construção civil como "os provenientes de construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, e os

resultantes da preparação e da escavação de terrenos, tais como: tijolos, blocos cerâmicos, concreto em geral, solos, rochas, metais, resinas, colas, tintas, madeiras e compensados, forros, argamassa, gesso, telhas, pavimento asfáltico, vidros, plásticos, tubulações, fiação elétrica etc., comumente chamados de entulhos de obras, caliças ou metralha (BRASIL, 2002)".

Para Hamassaki (2000), o resíduo de construção civil ou "entulho" é um "conjunto de fragmentos ou restos de tijolos, concreto, argamassa, aço, madeira e outros provenientes do desperdício na construção, reforma ou demolição de estruturas".

A Resolução 307/2002 do CONAMA, ainda classifica os RCD da seguinte forma (BRASIL, 2002):

Classe A - São os resíduos reutilizáveis ou recicláveis como agregados, tais como: a) De construção, demolição, reformas e reparos de pavimentação e de outras obras de infraestrutura, inclusive solos provenientes de terraplanagem; b) De construção, demolição, reformas e reparos de edificações: componentes cerâmicos (tijolos, blocos, telhas, placas de revestimento etc.), argamassa e concreto; c) De processo de fabricação e/ou demolição de peças pré-moldadas em concreto (blocos, tubos, meios-fios etc.) produzidas nos canteiros de obras;

Classe B - São os resíduos recicláveis para outras destinações, tais como: plásticos, papel/papelão, metais, vidros, madeiras, gesso e outros;

Classe C - São os resíduos para os quais não foram desenvolvidas tecnologias ou aplicações economicamente viáveis

que permitam a sua reciclagem/recuperação;

Classe D - São os resíduos perigosos oriundos do processo de construção, tais como: tintas, solventes, óleos, lâmpadas fluorescentes, pilhas e baterias ou aqueles contaminados oriundos de demolições, reformas e reparos de clínicas radiológicas, instalações industriais, telhas de amianto e outros.

Os principais instrumentos legais referentes aos RCC's são: as Resoluções CONAMA nº 307/2002, 348/2004, 431/2011, as Normas Técnicas Brasileiras nº15112/2004, nº15113/2004, nº15114/2004, nº15115/2004, nº15116/2004, a Lei 12305/2010 que institui a política nacional de resíduos sólidos e o decreto regulamentador nº 7404/2010.

Na grande maioria dos municípios, a maior parte dos RCC's é depositada em bota-foras clandestinos, nas margens de rios e córregos ou em terrenos baldios. A deposição irregular de entulho ocasiona proliferação de vetores de doenças, entupimento de galerias e bueiros, assoreamento de córregos e rios, contaminação de águas superficiais e poluição visual (OLIVEIRA, 2008). Para Sjostrom (1996) apud John (2000), além da poluição visual, contaminação das águas superficiais e subterrâneas e do solo, o setor de construção civil absorve cerca de 14% a 50% dos recursos naturais.

Os RCC's no Brasil não representam grandes riscos ambientais em razão de suas características químicas e minerais serem semelhantes aos agregados naturais e solos. Entretanto, podem apresentar outros tipos de resíduos como óleos de maquinários utilizados na construção, pinturas e asbestos de telhas de cimento amianto (ÂNGULO, 2000, apud KARPINSKI, 2007).

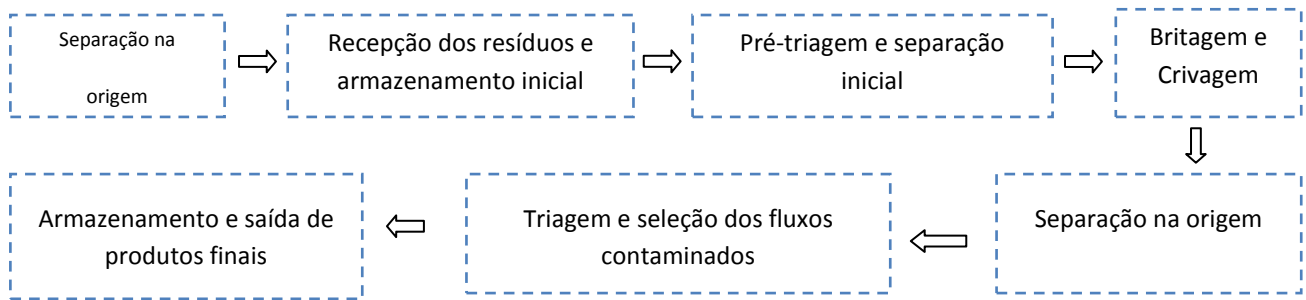


Figura 1 - Fluxograma do processo de reciclagem de RCC

Segundo dados apresentados pela Câmara Brasileira da Indústria de Construção (CBIC, 2010), o setor de construção civil têm crescido nos últimos anos e se observa uma tendência de aumento no período de 2003 a 2010, fomentado pelo crescimento dos créditos habitacionais, estabilização da taxa de juros e efeitos positivos do Programa de Aceleração do Crescimento (PAC) (IBGE, 2008). No estado de Santa Catarina se observa o crescimento deste setor principalmente quando se acompanha o aumento do consumo de cimento Portland de 0,23% de 2008 para 2009. O município de Criciúma apresenta três construtoras na lista das 100 maiores do Brasil e o setor de construção tem grande relevância social pela absorção da mão de obra com menor qualificação na região (PINTO, 2010).

Os RCC's são provenientes das diferentes origens sendo que 75% são gerados em atividades informais, contribuindo para disposição irregular, causando problemas de ordem ambiental, econômica e social (GUERRA, 2009).

Em Criciúma estes resíduos são coletados e transportados por empresas terceirizadas que os depositam em aterros e áreas de bota-fora (RODRIGUES, 2006). O principal problema causado pelo RCC's é decorrente da disposição irregular

sem os requisitos ambientais mínimos exigidos. Um estudo realizado por Pico e Réus (2011), identificou 103 áreas de bota fora ao longo do município de Criciúma, evidenciando a necessidade de medidas mais eficazes no gerenciamento dos RCC's bem como uma maior fiscalização. É importante ressaltar que o Art. 10 da Resolução CONAMA nº 307/2002 apresenta orientações para disposição dos resíduos Classes A, B, C e D.

Uma das soluções para os problemas com os RCC's é à reciclagem, que no Brasil, data desde 1980 onde se iniciaram estudos sistematizados (Pinto, 1999). Assim, o estudo para viabilização de uma URE em Criciúma, considerou uma planta fixa composta por equipamentos transportadores, de redução e britagem e cortinas de separação. O processo de reciclagem obedece às etapas apresentadas na Figura 1 baseados em proposta elaborada por Pereira *et al.* (2004).

A análise de viabilidade de usinas de reciclagem é fundamental para definição do processo dimensional e configuração da central.

Este trabalho tem por objetivo estimar a geração dos RCC's no município de Criciúma durante o período de 2001 a 2010 empregando métodos direto e indireto, além de um estudo de

viabilidade econômico para implantação de uma Usina de Triagem e Reciclagem (URE) dos resíduos da construção civil.

MATERIAIS E MÉTODOS

Para a estimativa de geração dos RCC's no município foram utilizados métodos indiretos e diretos. O método indireto foi desenvolvido por Pinto (1999) e leva em consideração a geração de 150 kg de resíduo por cada metro quadrado de área construída, sabendo-se que cada metro cúbico de resíduo contém 1,2 toneladas de entulho. O produto da área construída, pela taxa de geração é a provável geração de resíduo. Os dados sobre a área construída foram obtidos na prefeitura municipal de Criciúma. É importante destacar que no método indireto, Marques Neto (2005) considera a média dos últimos quatro anos, afirmando que este dado representa melhor a variação na taxa de geração.

O método direto considera a movimentação de cargas efetuadas pelos prestadores de serviço. Por meio de entrevistas não estruturadas efetuadas aos prestadores de serviço foram obtidas informações sobre o número de caçambas, volume diário e mensal, local de disposição e perspectivas do setor.

O pré-dimensionamento da Usina de Triagem e Reciclagem

Tabela 1 - Licenças para Construção e Provável Geração de Resíduos em Criciúma de 2001 a 2010

| Informações | ANOS | | | | | | | | | |
|--|----------|-----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 |
| Área licenciada para construção (1000 m ² /ano) | 221,19 | 204,74 | 169,69 | 214,21 | 391,35 | 293,24 | 265,83 | 263,55 | 322,27 | 449,52 |
| Taxa de geração de resíduos (0,15 t/m ²) | 0,15 | 0,15 | 0,15 | 0,15 | 0,15 | 0,15 | 0,15 | 0,15 | 0,15 | 0,15 |
| Provável geração anual de Resíduos (t/ano) | 33.292,8 | 30.710,95 | 25.454,6 | 32.132,8 | 58.703,5 | 43.987,1 | 39.875,1 | 39.532,9 | 48.340,5 | 67.428,1 |
| População (1.000.000,00 habitantes) ⁽¹⁾ | 6 | 95 | 2 | 8 | 7 | 8 | 5 | 9 | 6 | 5 |
| Provável geração diária de Resíduos (t/dia) ⁽²⁾ | 170,42 | 170,42 | 170,42 | 170,42 | 185,52 | 185,52 | 185,5 | 185,5 | 188,6 | 192,2 |
| Provável geração por Habitante Dia (kg/hab*dia) | 138,72 | 127,96 | 106,06 | 133,89 | 244,60 | 183,28 | 166,15 | 164,72 | 201,42 | 280,95 |
| | 0,81 | 0,75 | 0,62 | 0,79 | 1,32 | 0,99 | 0,90 | 0,89 | 1,07 | 1,46 |

⁽¹⁾ Dados retirados do censo do IBGE (2011); ⁽²⁾ Considerando 20 dias úteis/mês.

foi efetuado tendo em conta os levantamentos efetuados por Jadovski (2005) e por Stolz (2008). Foram observados os custos de implantação, operação e manutenção da URE. A análise de viabilidade foi efetuada considerando a Taxa Interna de Retorno (TIR) proposta por Casarotto Filho e Kopittke (2000) e Brito (2006). Esta taxa requer o cálculo da taxa que zera o valor presente dos fluxos de caixa das alternativas. Os investimentos com TIR superior a Taxa Mínima de Atratividade (TMA) são considerados rentáveis.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados foram organizados e apresentados em etapas sequenciais possibilitando facilitar a compreensão das informações levantadas.

Resultados da Estimativa Indireta de Geração dos RCC's

Analisando a evolução das licenças para construção (Tabela 1) com os dados obtidos na Prefeitura Municipal de Criciúma (2011), observa-se que em 2003 foi registrado o menor índice com

apenas 169.697,45 m² de área construída licenciada, enquanto que em 2010 foram licenciadas cerca de 449.520, 97 m². Para efetuar os cálculos de taxa de geração foi utilizado o indicador obtido por Pinto (1999) de geração de 0,15 t/m². Pode-se observar que as licenças para construção aumentaram em mais de 200%, considerando o período de 2003 a 2010, provavelmente resultante do aumento de créditos habitacionais e das novas políticas de habitação.

Entre o período de 2001 a 2010, foi registrado um crescimento de 102,53% de área construída licenciada. Em contrapartida observa-se um aumento de 11,35% na população do município nesse mesmo intervalo (2001 a 2010). A área total licenciada para construção de 2001 a 2010 é aproximadamente de 2.796.391,743 m². A geração de RCC's no período analisado apresentou uma média de 145,65 t/dia (método indireto).

Com relação à estimativa diária de geração de resíduos de construção civil, Lauritzen (1998) apud por Jonh (2000) apresenta dados da Europa com variação entre 2,08 a 3,19 kg/hab*dia. Pinto (1999) propõe para o Brasil uma variação de 0,80 a 2,64 kg/hab*dia. Em Criciúma, os dados referentes à

estimativa de geração diária de resíduos da construção civil apontam variação entre 0,62 e 1,46 kg/hab*dia. Este valor é inferior aos valores indicados na Europa, porém, mais próximo aos apresentados por Pinto (1999) para algumas cidades brasileiras. A média da geração per capita em 10 anos é de 0,96 kg/dia e está dentro do intervalo considerado para as cidades Brasileiras.

Para confirmação dos volumes de resíduos de construção civil, foram comparadas as áreas licenciadas para construção e as áreas correspondentes ao Habite-se. Tendo como base os dados obtidos junto ao Departamento de Patrimônio Físico Territorial do município e considerando a taxa estimada por Pinto (1999) de geração de 0,15 t/m² são apresentados na Tabela 2 os cálculos efetuados para a obtenção das estimativas de geração diária e anual considerando neste caso o Habite-se. Foram considerados o mesmo número de habitantes e a taxa de geração por área.

A estimativa de geração de resíduos da construção civil pelo Habite-se foi menor nos anos 2001 e 2005, e maior em 2010. Comparando os valores anuais com os obtidos na análise das áreas

Tabela 2 - Habite-se de Construção e Provável geração em Criciúma de 2001 a 2010

| Informações | ANOS | | | | | | | | | |
|--|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 |
| Habite-se (1000 m ² /ano) | 911,43 | 154,74 | 159,51 | 134,30 | 117,19 | 142,32 | 150,53 | 154,88 | 144,43 | 244,18 |
| Taxa de geração de resíduos (0,15 t/m ²) | 0,15 | 0,15 | 0,15 | 0,15 | 0,15 | 0,15 | 0,15 | 0,15 | 0,15 | 0,15 |
| Provável geração anual de Resíduos (t/ano) | 13.671,43 | 23.210,47 | 23.926,74 | 20.145,27 | 17.577,80 | 21.348,22 | 22.579,59 | 23.232,29 | 21.663,85 | 36.626,26 |
| População (1000.000 habitantes) ⁽¹⁾ | 170,42 | 170,42 | 170,42 | 170,42 | 185,52 | 185,52 | 185,5 | 185,5 | 188,6 | 192,2 |
| Provável geração diária de Resíduos (t/dia) ⁽²⁾ | 56,96 | 96,71 | 99,69 | 83,94 | 73,24 | 88,95 | 94,08 | 96,80 | 90,27 | 152,61 |
| Provável geração por Habitante Dia (kg dia/habitante) | 0,33 | 0,57 | 0,58 | 0,49 | 0,39 | 0,48 | 0,51 | 0,52 | 0,48 | 0,79 |

(1) Dados retirados do censo do IBGE (2011); (2) Considerando 20 dias úteis/mês.

licenciadas para a construção, verifica-se uma maior quantidade de resíduos em 2010, porém os menores volumes anuais diferem para 2005.

Analisando os dados da geração anual obtidos das áreas licenciadas para construção (Tabela 1) em Criciúma observa-se que são superiores aos dados obtidos pelo Habite-se (Tabela 2). O volume de resíduos obtidos das licenças de

construção deveria ser aproximado ao volume do cálculo do Habite-se, no entanto, observa-se que a área solicitada para a construção (449,51 x 1000 m²/ano) em 2010 é efetivamente superior a área licenciada pelo Habite-se (244,18 x 1000 m²/ano), no mesmo ano. É importante frisar que o município de Criciúma não possui áreas licenciadas para aterros de resíduos de construção civil.

Analisando os dados obtidos se observa que o Habite-se é inferior às licenças, sendo que em 2010, foi o período de maior concessão de licenças, com uma diferença de 45,7% entre as licenças de construção e as de habite-se. A diferença menor entre as licenças de construção e de Habite-se foi em 2003, com 6%. A Figura 2 compara as licenças de construção com o Habite-se.

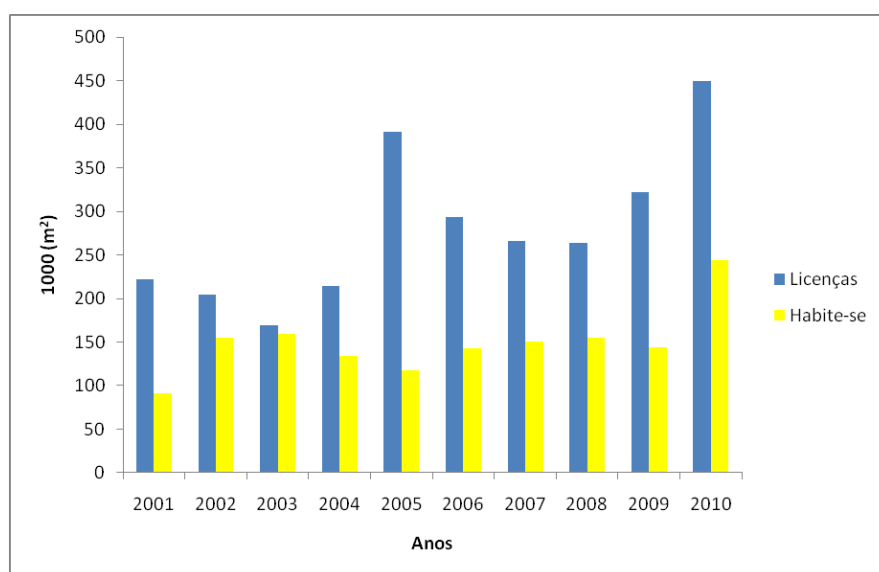


Figura 2 - Comparativo das Licenças para Construção e Habite-se no período de 2001 a 2010, em Criciúma, SC.

Tabela 3 - Movimentação de Cargas das Empresas Coletoras de Entulho.

| Itens | Beneton | Cascão | Tele Entulho | Entulhão | Caçambão | Total |
|--|---------|--------|--------------|----------|----------|-------|
| Total de caçambas | 50 | 50 | 50 | 75 | 70 | |
| Volume (m ³) | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | |
| Nº de caçambas dia | 7 | 7 | 7 | 10 | 10 | |
| Nº de caçambas mês ⁽¹⁾ | 160 | 160 | 160 | 240 | 140 | |
| Volume diário estimado (m ³ /dia) | 35 | 35 | 35 | 50 | 50 | 205 |
| Volume mensal estimado (m ³ /mês) | 800 | 800 | 800 | 1200 | 700 | 4300 |

⁽¹⁾ Número de caçambas considerando 24 dias do mês com meio período nos sábados

As diferenças encontradas podem ser atribuídas ao fato de que, por um lado as construções não foram efetivadas, ou por outro lado, as construções podem ter sido efetivadas, porém não foram registradas evitando os impostos associados ao Habite-se.

No período de 2001 a 2010 foi registrada no município uma área construída de 1.493.212,80 m². A média da geração anual neste período foi de 22.398,19 toneladas e a geração diária foi de 93,33 toneladas.

Resultados da Estimativa Direta de Geração dos RCC's

A estimativa direta da geração de resíduos da construção civil considerou a movimentação de cargas efetuadas por empresas responsáveis pelos serviços de coleta. Em Criciúma existem cinco empresas que atuam no município e outros municípios no entorno: Entulho e Transporte Ltda., da qual fazem parte as empresas Beneton, Cascão e Tele-Entulho, que possuem um escritório Virtual e cerca de 150 caçambas, no total; Entulhão e Caçambão.

Em função do movimento de carga realizado nas cinco empresas coletoras foi possível estimar a capacidade de remoção de resíduos de construção civil (Tabela

3). O valor de aluguel de uma caçamba varia entre R\$ 80,00 a R\$ 140,00 no prazo máximo de três dias estacionado.

De acordo com Pinto (1999), um (1) m³ de resíduo da construção civil corresponde a 1,2 toneladas. Considerando os valores apresentados na Tabela 3, a capacidade de movimentação das empresas é de 246 t/dia e 5.160 t/mês. A estimativa de geração de RCC's pelo método indireto apontou o valor de 145,65 t/dia.

É importante observar que as caçambas muitas vezes apresentam resíduos de diferentes classes, como resíduos de Classe A misturados com Classe B, inclusive com os perigosos e domiciliares.

Resultados do Pré-dimensionamento

Os equipamentos necessários ao funcionamento da URE possuem uma capacidade nominal de 25 t/h. Em virtude da capacidade de produção da usina foram escolhidos os equipamentos: Britador de impacto; Tremonha de alimentação; Transportador de correia, Peneira vibratória; transportador de correia; Sistema antipó; Bica de transferência; Peneira vibratória apoiada; Imã permanente. As máquinas e veículos necessários ao funcionamento da

URE foram escolhidos em função da capacidade da usina ser inferior a 30 t/h seguindo as orientações de Jadovski (2005).

Os valores apresentados na Tabela 4 foram obtidos mediante pesquisas de mercado para obtenção dos preços de aquisição e transporte dos equipamentos, (MAQBRI, 2011), cotação de equipamentos de proteção individual (PROTESHOP, 2011), estimativas orçamentárias (IPAT, 2011) e consulta a órgãos oficiais (CASAN;CELESC, 2011). Após obtenção destes valores foram calculados os percentuais conforme metodologia de Jadovski (2005) e Stolz (2008).

Os custos apresentados não contemplam a aquisição nem o aluguel do terreno que deveria possuir 7.250 m², uma vez que nas simulações efetuadas por Jadovski (2005) essas opções se mostraram inviáveis. Para este projeto a compra da área acima representaria um acréscimo de 25,63% nos custos de implantação do empreendimento. Em caso de aluguel de um terreno o custo de R\$ 30.450,00 anuais seria somado ao custo de operação. Referente à compra de máquinas e veículos (retroescavadeira e caminhão basculante) ocorreria um acréscimo de 41% no custo de implantação e conseqüentemente

Tabela 4 - Custos de implantação, Operação e Manutenção

| Custos | Item | Valor (R\$) |
|---------------------|---|--------------|
| Implantação | Aquisição e Instalação dos Equipamentos | 558.555,00 |
| | Terraplanagem, Contêncões e Obras Civis | 82.569,00 |
| | Licenciamento Ambiental | 66.093,93 |
| Sub-Total (R\$) | | 707.217,93 |
| Operação | Mão de Obra e Leis Sociais | 133.675,08 |
| | Equipamentos de Proteção Individual | 1.439,16 |
| | Aluguel de Máquinas e Veículos | 309.129,60 |
| | Insumos | 43.888,32 |
| | Despesas Administrativas | 3.600,00 |
| Sub-Total (R\$/Ano) | | 491.732,16 |
| Manutenção | Manutenção dos Equipamentos | 14.571,00 |
| | Sub-Total (R\$/Ano) | 14.571,00 |
| Total (R\$) | | 1.213.521,09 |

Obs: Dados de custo obtidos junto aos fornecedores de equipamentos

um acréscimo de 59,71% no custo da manutenção.

Resultados da Análise de Viabilidade Econômica

A quantidade de agregado reciclado foi estimada em 80% da quantidade de resíduo recolhido, conforme metodologia de Marques Neto (2005) obteve-se valor de R\$ 3.252,94 toneladas/mês. Considerando o preço médio de R\$ 18,00 do agregado reciclado serão arrecadados R\$ 58.552,99 mensalmente com a venda do produto.

Para análise do investimento foi aplicada a Taxa Interna de Retorno (TIR) que deve ser superior a Taxa Mínima de Atratividade (TMA) estipulada em 12% pelo Banco Central para o ano de 2011. Em caso de TIR inferior a TMA o projeto é inviável (SOUZA E CLEMENTE, 1997, apud JADOVSKI, 2005).

Foram efetuados cálculos para os períodos de retorno de 8, 10 e 15 anos, conforme Figura 3. A TMA utilizada foi de 12% a.a para o cálculo da TIR. Para a correção das despesas e custos foi utilizada a taxa básica da economia brasileira (Taxa Média Selic, 2011) de 12% a.a aplicada a partir do 2º ao 15ºano. Os cálculos foram efetuados no software Excel após inserção dos dados de entrada (custos de implantação, operação, manutenção

e receita bruta anual) conforme efetuado por Stolz (2008).

Observando a TIR para os períodos de 8, 10 e 15 anos, verifica-se que a TIR é maior que a TMA, portanto o empreendimento é rentável. Os cálculos efetuados para períodos inferiores a 8 anos apresentaram uma TIR inferior aos 12% da TMA, o que os torna não rentáveis, ou seja, em função do montante investido e da receita líquida anual, o investimento retornará a partir do oitavo ano. O

Pesquisas realizadas por Jadovski (2005), para um período 20 anos com a TMA de 12% apresentam uma variação na TIR de 12,4% a 29%, considerando as opções de compra e/ou aluguel do terreno e aluguel de máquinas e veículos. O período de retorno do investimento apresentado por Dal Pont (2008) considerando a opção aluguel e de compra de uma retroescavadeira foi de dois anos, porém a receita bruta foi obtida somando a receita da venda do

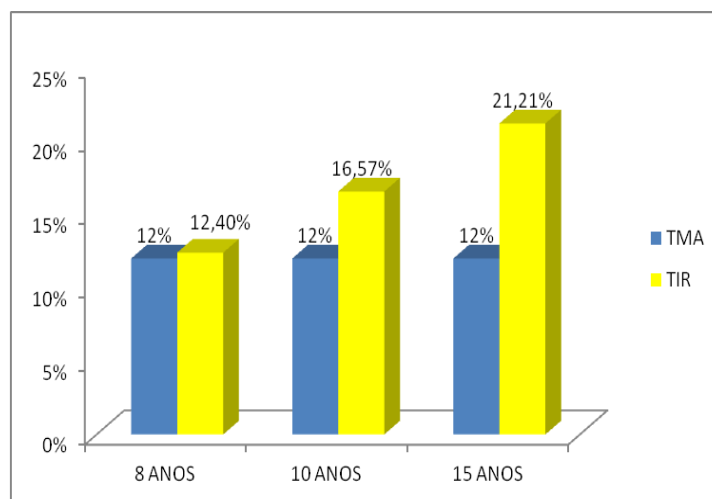


Figura 3: Comparativo da Taxa Mínima de Atratividade (TMA) e da Taxa Interna de Retorno (TIR)

período de retorno de 15 anos apresentou a maior TIR, conforme observado por Stolz (2008), que indica que com o aumento período de retorno, aumenta a taxa de desconto.

agregado reciclado e a arrecadação com a disposição do resíduo em aterro.

A análise de viabilidade no presente estudo considerou apenas a venda do agregado

reciclado. Assim, se fosse optado por cobrar pelo recebimento dos resíduos, haveria aumento na receita bruta, impostos e receita líquida. Por exemplo, se fosse cobrado apenas 50% do valor aplicado pela Santech empresa prestadora de serviços de Aterro Sanitário localizada em Içara - SC (R\$ 25,00/tonelada) para destinação dos resíduos haveria um aumento na arrecadação anual de R\$ 487.941,00.

CONCLUSÃO

O estudo dos RCC's no município de Criciúma permitiu a compreensão da dinâmica e revelou a existência de inúmeras áreas de disposição irregular, conforme estudo apresentado por Picolo e Reus (2011), o que demonstra o não cumprimento da Resolução CONAMA 307/2002 e do Termo de Ajustamento de Condutas firmado em 2009 entre a Promotoria Pública de Defesa do Meio Ambiente, o Poder Público Local, o SINDUSCON e os prestadores de serviços de coleta de resíduos de construção civil.

Os serviços de coleta e transporte dos RCC's no município são realizados por empresas terceirizadas que depositam, geralmente, em áreas de bota fora, a maioria destas sem licenças ambientais. Este fato se deve a falta de fiscalização dos órgãos competentes, além dos altos custos com a disposição em aterro industrial.

Os resultados do volume de RCC's estimados pelo método indireto, no período de 10 anos, apontou a média de 145,65 t/dia em Criciúma, enquanto que o método direto foi 246 t/dia. Em função da estimativa de RCC's gerados em Criciúma, estimou-se uma produção de 3.252,94 t/mês ou 163 t/dia. Nesse estudo optou-se por dimensionar uma usina de triagem e reciclagem com capacidade de processar 25 t/h. É reconhecida que a reciclagem de RCC's é de grande

importância ao desenvolvimento regional, uma vez que contribui para a produção de agregado reciclado, conservação de reservas naturais de areia e brita e redução de áreas de bota fora irregulares.

O estudo de viabilidade realizado para a usina com capacidade de 25 t/h, utilizando o método da Taxa Interna de Retorno, indicou que o retorno do investimento ocorrerá a partir do oitavo ano, tornando-o mais rentável nos anos seguintes. De modo geral, as TIR's calculadas mostram-se viabilidade econômica desta usina nos três períodos de retorno analisados.

REFERÊNCIAS

BRASIL. Associação Brasileira de Normas Técnicas/ ABNT NBR 15112 de 30 de Julho de 2004. Dispõe sobre Resíduos da construção civil e resíduos volumosos - Áreas de transbordo e triagem - Diretrizes para projeto, implantação e operação. **Associação Brasileira de Normas Técnicas**. Brasília, 30 de junho de 2004.

BRASIL. Associação Brasileira de Normas Técnicas/ ABNT NBR 15113 de 30 de Julho de 2004. Dispõe sobre Resíduos sólidos da construção civil e resíduos inertes - Aterros - Diretrizes para projeto, implantação e operação. **Associação Brasileira de Normas Técnicas**. Brasília, 30 de junho de 2004.

BRASIL. Associação Brasileira de Normas Técnicas/ ABNT NBR 15114 de 30 de Julho de 2004. Dispõe sobre Resíduos sólidos da Construção civil - Áreas de reciclagem - Diretrizes para projeto, implantação e operação. **Associação Brasileira de Normas Técnicas**. Brasília, 30 de junho de 2004.

BRASIL. Associação Brasileira de Normas Técnicas / ABNT NBR 15115 de 30 de Julho de 2004. Dispõe sobre Resíduos sólidos da Construção civil - Agregados

reciclados de resíduos sólidos da construção civil - Execução de camadas de pavimentação - Procedimentos. **Associação Brasileira de Normas Técnicas**. Brasília, 30 de junho de 2004.

BRASIL. Associação Brasileira de Normas Técnicas / ABNT NBR 15116 de 30 de Julho de 2004. Dispõe sobre Resíduos sólidos da Construção civil - Agregados reciclados de resíduos sólidos da construção civil - Utilização em pavimentação e preparo de concreto sem função estrutural - Requisitos. **Associação Brasileira de Normas Técnicas**. Brasília, 30 de junho de 2004.

BRASIL. Lei nº 12305 de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, 2 de agosto de 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em 01/02/2011.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 307, de 5 de Julho de 2002. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. **Diário Oficial da República**. Brasília/DF 17 de Julho de 2002. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res02/res30702.html>>. Acesso em: 21 Fev. 2011.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº. 348 de 5 de Julho de 2002. Altera a Resolução CONAMA nº 307, de 5 de julho de 2002, incluindo o amianto na classe de resíduos perigosos. **Diário Oficial da República**. Brasília/DF, 2004. Disponível em: www.mma.gov.br/conama. Acesso em: 02 Ago. 2011.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 431 de 24

de Julho de 2011. Altera o art. 3o da Resolução no 307, de 5 de julho de 2002, do Conselho Nacional do Meio Ambiente CONAMA, estabelecendo nova classificação para o gesso.

Diário Oficial da República, Brasília 25 de julho de 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res02/res30702.html>. Acesso em 21/02/2011.

BRASIL. Decreto Nº 7.404, DE 23 DE DEZEMBRO DE 2010. Regulamenta a Lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 23 dez. de 2010. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Decreto/D7404.htm. Acesso em: 21 ago 2011.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília 03 ago. de 2010. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>. Acesso em: 07 ago. de 2011.

BRITO, Paulo. **Análise e Viabilidade de Projetos de Investimento**. 2. ed. São Paulo: Atlas, 2006. 100 p.

CÂMARA BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DE CONSTRUÇÃO - CBIC. **Dados do Setor de Construção Civil**. Disponível em: <http://www.cbicdados.com.br/files/pesquisa/2009/paic2009.pdf> Acesso em 10/03/2011.

CASAROTTO FILHO, N.; KOPITKE, B.H. **Análise de investimentos: Matemática Financeira, Engenharia Econômica, Tomada de Decisão e Estratégia Empresarial**. 9ª Edição. São Paulo: Editora Atlas, 458p. 2000.

DAL PONT, Cristiane Bardini. Caracterização dos Resíduos de Construção e Demolição Depositados em Aterro Industrial e Estudo da Viabilidade de Implantação e Operação de uma Usina de Beneficiamento. **Monografia de conclusão do curso em Engenharia Ambiental**. Universidade do Extremo Sul Catarinense. Criciúma, 2008. 82f.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Pesquisa anual da indústria da construção**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/industria/paic/2008/comentario.pdf> Acesso em 10/03/2011.

GUERRA, Jaqueline de Souza. **Gestão de resíduos da construção civil em obras de edificações**. Dissertação (Mestrado). Universidade de Pernambuco. Recife, 2009. 105 f.

HAMASSAKI, Luiz Tsuguio. Processamento do lixo – Reciclagem de Entulho. In: D'ALMEIDA, Maria Luiza Otero; VILHENA, André (Coord.). **Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado**. 2. ed. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas – IPT/Compromisso Empresarial para Reciclagem – CEMPRES, 2000. Cap. 4, p. 179-189.

JADOVSKI, Iuri. **Diretrizes Técnicas e Econômicas para Usinas de Reciclagem de Resíduos de Construção e Demolição**. 2005. 180 f. Tese (Mestrado em Engenharia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS.

JOHN, Wanderley M. **Reciclagem de resíduos na construção civil: Contribuição para metodologia de pesquisa e desenvolvimento**. 2000. 113 f. Tese (Doutorado). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo.

KARPINSKI, Luisete Andreis. **Proposta de gestão de resíduos da construção civil para o município de**

Passo Fundo-RS. 2007. 160 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo.

KARPINSKI, Luisete Andreis et al. **Gestão diferenciada de resíduos da construção civil: uma abordagem ambiental**. Porto Alegre: Edipucrs, 2009. 163 p.

MARQUES NETO, José da Costa. **Gestão dos Resíduos de Construção e Demolição no Brasil**. São Carlos: Rima, 2005. 162 p.

OLIVEIRA, Edielton Gonzaga, **Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil e Demolição: Estudo de Caso da RESOLUÇÃO 307 DO CONAMA**. 2008. 114 f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) UFG – GOIÁS.

PEREIRA, L. H. P, JALALI, S, AGUIAR, B. **Viabilidade Econômica de uma Central de Tratamento de Resíduos de Construção e Demolição**. 2004. 11p. Disponível em: https://repositorium.sdum.uminho.pt/bitstream/1822/2596/1/Beja_BA.pdf. Acesso em: 02/03/2011.

PICOLO, Mario; RÉUS, Fernando. Cadastro de áreas de bota fora na AMREC, In: **Diagnóstico, gestão e utilização de agregados reciclados de construção e demolição (C&D) da Associação dos Municípios da Região Carbonífera - AMREC: uma visão científica e tecnológica do entulho como matérias-primas recicladas na inovação de materiais de construção**. Criciúma. 2011. (Projeto FAPESC no prelo).

PINTO, Tarcísio de Paula. **Metodologia para a gestão diferenciada de resíduos sólidos da construção urbana**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo. São Paulo, 1999.189f.

PINTO, Felipe Godoy Costa. **Construção civil faz de Criciúma uma referência no setor em Santa**

Catarina. **Liderança empresarial.**
CRICIÚMA/SC. N° 27. p 20. 2010.
Disponível em:
<http://www.acicri.com.br/revista.php?conteudo_cod=2178>. Acesso
em 02 mar. 2011.

RODRIGUES, Thais Almeida.
**Diagnóstico de resíduos de
construção civil e demolição no
município de Criciúma, SC.** Proposta
para o plano integrado de
gerenciamento. Monografia de
conclusão de curso em Engenharia
Ambiental. Universidade do Extremo
Sul Catarinense. Criciúma, 2006. 162
f.

STOLZ, Carina Mariane. Viabilidade
Econômica de Usinas de Reciclagem
de RCD: Um Estudo de Caso para
IJUÍ/RS. 2008. 99 f. **Monografia de
conclusão do curso em Engenharia
Civil.** Universidade Regional do
Noroeste do Estado do Rio Grande
do Sul.

Recebido em: fev/2012
Aprovado em: mar/2014

Impacto da ação antrópica sobre o DNA de *Astyanax* sp. de duas áreas do Córrego Ceroula, Campo Grande-MS, Brasil

Impact of anthropic action on the DNA of *Astyanax* sp. in two areas of the Ceroula stream, Campo Grande-MS, Brazil

RESUMO

O presente estudo avaliou a genotoxicidade em *Astyanax* sp. de 2 áreas do córrego Ceroula/Campo Grande/MS (A1 e A2) com características distintas como estratégia de biomonitoramento. Foi realizado o teste do micronúcleo em eritrócitos para detectar danos no DNA dos peixes. Os resultados demonstraram que os animais de A2 apresentaram maior aumento de eritrócitos micronucleados e núcleos morfologicamente alterados em relação a A1, possivelmente pela maior atividade antrópica no entorno de A2 como ausência de mata ciliar, vegetação constituída de gramíneas e práticas de agricultura no local, enquanto A1 é caracterizada pela presença de mata ciliar residual e ausência da agricultura no entorno.

PALAVRAS-CHAVE: Biomonitoramento, Genotoxicidade, Curso d'água

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the genotoxicity in *Astyanax* sp. from two areas of Ceroula watercourse, in Campo Grande/MS. The area 1 (A1) and area 2 (A2) have distinctive feature. Thus, the micronucleus test was performed in order to evaluate DNA damage in fishes. The animals from A2 present increase in micronuclei number and nuclei morphologically distorted when comparing with A1, possible due higher antropic interference in A2, such as absence of ciliary forest, vegetation consisting by grasses and agricultural practices. On the order hand, A1 is characterized by the presence of residual ciliary forest and absence of agriculture.

KEYWORDS: Biomonitoring, Genotoxicity, Watercourse.

Susana Elisa Moreno

Bióloga, Doutora em Farmacologia e Docente do Programa de Mestrado em Biotecnologia Universidade Católica Dom Bosco Campo Grande, MS, Brasil
smoreno@ucdb.br

Juceli Gonzalez Gouveia

Bióloga, mestranda em Genética e Biologia Molecular Universidade Estadual de Londrina (UEL), Londrina, PR, Brasil
juceligouveia@yahoo.com.br

Brunna Mary Okubo

Bióloga, Mestre em Biotecnologia - Universidade Católica Dom Bosco Campo Grande, MS, Brasil
brunnabio2008@gmail.com

Danieli Fernanda Buccini

Bióloga, Doutoranda em Biotecnologia - Universidade Católica Dom Bosco Campo Grande, MS, Brasil
dfbuccini@gmail.com

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas o interesse da comunidade científica no conhecimento e controle dos agentes de poluição ambiental tem aumentado substancialmente. Interesse esse que foi intensificado com o constante crescimento da população mundial e o conseqüente aumento da industrialização, incrementando a ação antrópica sobre os recursos naturais (VELMA *et al.*, 2009). Nessa perspectiva, ambientes aquáticos como rios, estuários, lagoas e oceanos, principalmente próximos às cidades, recebem de forma crescente, inúmeros compostos xenobióticos como resultado da atividade antropogênica. Tal fato está intimamente ligado à redução da qualidade ambiental, bem como ao comprometimento da saúde dos seres vivos que habitam esses ecossistemas (ARIAS *et al.*, 2007; HAYASE *et al.*, 2009).

As concentrações de poluentes na água geralmente dependem de fenômenos provocados pela chuva e drenagem da água por sistemas de irrigação (ERGENE *et al.*, 2007b; ROSSI, 2008). Organismos aquáticos acumulam esses poluentes diretamente da água contaminada ou indiretamente através da ingestão de outros organismos contaminados. Desse modo, substâncias genotóxicas podem contaminar tanto os organismos aquáticos do ecossistema, como também outros seres vivos por meio da cadeia alimentar, com conseqüências futuras imprevisíveis (BERTI *et al.*, 2009; GRISOLIA *et al.*, 2009).

Uma abordagem integrada do biomonitoramento, incluindo os diferentes bioindicadores, e da avaliação dos diferentes parâmetros genéticos permite uma avaliação confiável do impacto da exposição de poluentes em diferentes ecossistemas (BOLOGNESI *et al.*, 2006). A utilização de biomarcadores nesses ecossistemas não só evidenciam os impactos de

atividades negativas sobre o ambiente, mas também a ausência de influências antropogênicas em determinadas regiões (GORBI *et al.*, 2008).

Compreender a influência de produtos químicos sobre a integridade do material genético dos seres vivos é fundamental para melhorar a aplicabilidade dos ensaios e testes de genotoxicidade como forma de biomonitoramento (HARA *et al.*, 2009).

Trabalhos com genotoxicidade em peixes são considerados uma importante ferramenta na avaliação da qualidade da água, efeitos de poluentes e ação antrópica sobre organismos aquáticos. Assim, com o intuito de reduzir os riscos aos seres vivos e ao ambiente, inúmeras técnicas têm sido utilizadas em pesquisas para identificar o potencial efeito genotóxico de substâncias ou alterações nos ecossistemas, com especial interesse nos organismos aquáticos, considerados excelentes indicadores biológicos, uma vez que esses são sensíveis a alterações em ambientes (BUCKER *et al.*, 2006; SILVA *et al.*, 2007; HOVHANNISYAN, 2010).

Atualmente o teste do micronúcleo é bastante utilizado para detecção de agentes clastogênicos e aneugênicos, onde o micronúcleo é correspondente a um núcleo supranumerário visível por microscopia óptica no citoplasma de uma célula, e tem sido empregado em laboratório como ensaio de genotoxicidade de compostos químicos presentes na água (AYOOLA *et al.*, 2012; SCHNELL *et al.*, 2013; FUZINATTO *et al.*, 2013). A incidência de micronúcleos serve como um indicador do índice de danos no DNA. A avaliação é feita por meio de contagem de micronúcleos na amostra estudada, sendo essa rápida, menos exigente tecnicamente e com alto grau de confiabilidade (FLORES e YAMAGUCHI, 2008). Este teste é empregado para estudos de análises ambientais, onde muitos trabalhos

utilizam peixes, pela sensibilidade desses organismos, às mudanças ambientais ou agentes químicos dispersos na água (ABDEL-GAWAD *et al.*, 2010).

Peixes do gênero *Astyanax* são bastante utilizados para consumo humano, possuem um grande valor ecológico como espécie forrageira e são também considerados transformadores de partículas orgânicas em proteína, que por sua vez deverá alimentar aves e peixes pertencentes a outros níveis tróficos. Sua utilização como forma de biomonitoramento em diferentes cursos hídricos, é uma ferramenta de fácil aplicação devido a sua ampla distribuição (TRUJILLO-JIMÉNEZ *et al.*, 2014; RAMSDORF *et al.*, 2012; ERBE *et al.*, 2011).

O córrego Ceroula está situado no município de Campo Grande, MS, e pertence à área de preservação permanente (APP). Atualmente a ocupação em suas margens é evidenciada pela construção e pelo cultivo de subsistência, podendo ser detectada a fragmentação da vegetação em vários trechos de sua margem (BRONAUT e PARANHOS-FILHO, 2006). Em razão da inexistência de trabalhos com biomonitoramento nas mediações do córrego Ceroula, o presente trabalho teve por objetivo avaliar a genotoxicidade em lambaris (*Astyanax* sp.) em 2 áreas do córrego Ceroula, com caracterizações distintas, em Campo Grande, MS. Também foi conduzido bioensaio com herbicida para verificar o efeito desse composto no material genético da espécie estudada e comparar com dados encontrados nos espécimes do córrego.

MATERIAIS E MÉTODOS

Obtenção das Amostras Biológicas

Diante da ampla distribuição e relativa abundância, foram utilizados 15 indivíduos de

Lambaris (*Astyanax* sp.), por data de coletas realizadas em duas áreas do córrego Ceroula situado em Campo Grande, MS, (Área 1 (A1): S 20° 22' 19" W 54° 33' 57" e Área 2 (A2): S 20° 22' 47" W 54° 39' 27"). As duas áreas se encontram a aproximadamente 3 km de distância uma da outra. Foram realizadas três repetições de coleta do sangue periférico durante o ano em diferentes dias, para posterior análise que foi realizada no laboratório de Farmacologia e Mutagênese/Bio-Saúde/UCDB. Os exemplares foram coletados por meio de varas de pesca específicas para lambaris e acondicionados em recipiente com água, devidamente aerados. A amostra de sangue de cada indivíduo foi coletada ainda no local, pelo método de decapitação e feito o esfregaço na lâmina de vidro, para análise da frequência de eritrócitos micronucleados e alterações morfológicas no núcleo das células.

Para os ensaios em sistema controlado foram utilizados também 15 indivíduos de *Astyanax* sp. obtidos em piscicultura e do mesmo modo, foi feito o esfregaço de

sangue periférico, ainda na piscicultura, sem a realização de experimento em laboratório. Após a coleta os animais foram acondicionados em sacos plásticos identificados e armazenados em freezer para posterior incineração.

Bioensaio

Foram utilizados 30 indivíduos de *Astyanax* sp. obtidos em piscicultura e acondicionados em aquários de 40 litros a cada 15 indivíduos, em condições de laboratório. Quinze indivíduos foram utilizados em experimento com exposição a 1500 µg/L de glifosato, adaptado de doses utilizadas por Rossi (2008). Os indivíduos expostos ao glifosato foram eutanasiados após 24, 48 e 72 horas (cinco animais por tempo de estudo), para realização de esfregaço e análise da genotoxicidade por meio do teste do micronúcleo. Outros 15 indivíduos foram utilizados para coleta de sangue sem a exposição ao agrotóxico, e eutanasiados nos mesmos tempos descritos anteriormente, para obtenção do sangue e análise de eritrócitos

micronucleados e núcleos morfológicamente alterados, para posterior relação com os peixes coletados no córrego Ceroula. Após a coleta os animais foram acondicionados em sacos plásticos identificados e armazenados em freezer para posterior incineração. O protocolo acima foi devidamente apreciado e aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa da Universidade Católica Dom Bosco, sob o número 048/2008A.

Teste de Micronúcleos

Após a captura dos peixes, foi retirado o sangue por método de decapitação e realizado o esfregaço, com secagem do material por 12 horas e coloração com Giemsa. Para a avaliação do potencial genotóxico, a frequência de eritrócitos micronucleados (MN) e núcleos morfológicamente alterados (NMA) foram avaliados pela contagem de 3000 células por indivíduo. A confecção das lâminas e a contagem foram realizadas pelo procedimento duplo-cego, as lâminas foram examinadas em microscópio óptico (NIKON ECLIPSE E-200) em objetiva

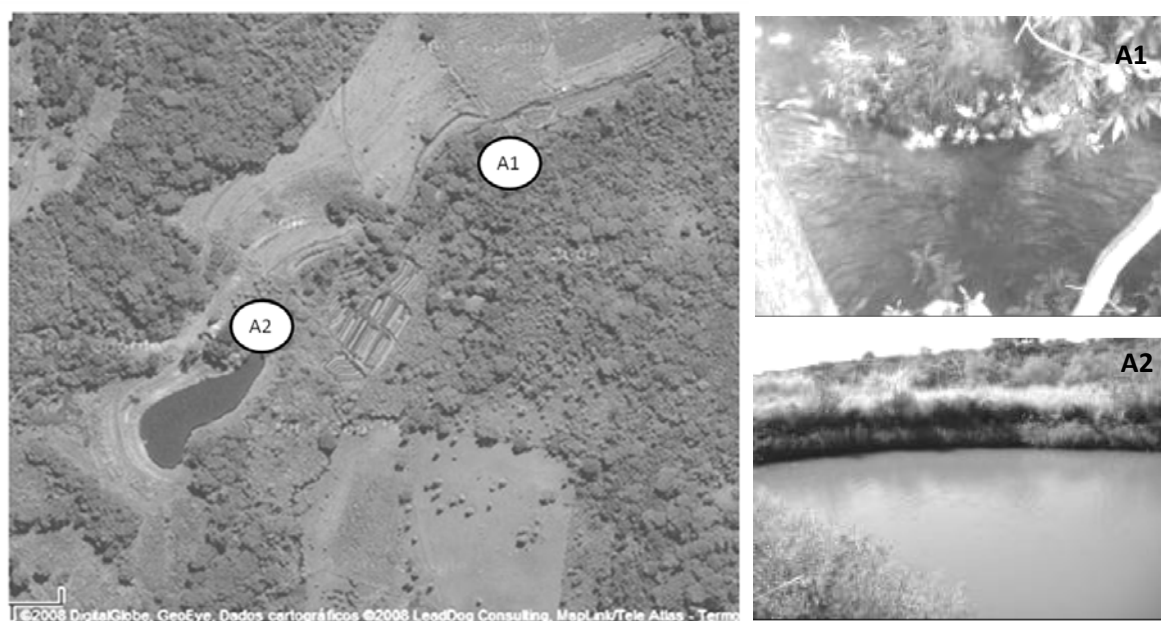


Figura 1: Imagem de satélite do córrego Ceroula e foto mostrando as duas áreas de estudo. A1: foto ilustrativa da área 1 (A1). A2: foto ilustrativa da área 2 (A2). Fonte: Imagem Satélite Google Maps (<http://maps.google.com.br/maps?hl=pt-BR&tab=w>). Acesso em 13/11/2008.

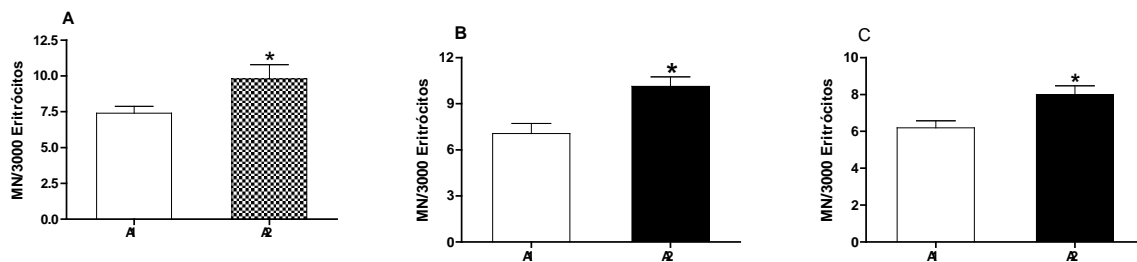


Figura 2: Número de Micronúcleos (MN)/3000 eritrócitos analisados em diferentes datas de coleta nas duas áreas do córrego Ceroula. Os peixes coletados com vara e pesca específica para lambari (n=15) na Área 1 (A1) e Área 2 (A2). Painel A: primeira coleta realizada na segunda quinzena de maio de 2008 na A1 e A2 no córrego Ceroula. Painel B: segunda coleta realizada agosto de 2008 na A1 e A2 no córrego Ceroula. Painel C: terceira coleta realizada em setembro de 2008 na A1 e A2 no córrego Ceroula. Foram comparados os números de micronúcleos (coloração de Giemsa a 5%). Resultados expressos como média + EPM do número de micronúcleos por 3000 eritrócitos. *p<0,05 comparado as duas áreas do córrego (teste t de Student).

de imersão (10x100).

Análise Estatística

Nos casos de diferentes grupos, o teste de análise de variância (ANOVA) foi utilizado para comparar as diferenças entre eles. Em todos os casos, comparações individuais foram testadas teste de Bonferroni (comparações múltiplas)

ou teste t de Student (comparações entre duas amostras) para amostras não pareadas. Os resultados foram expressos como média ± EPM e o $\alpha = 0,05$.

Resultados

A área 1 (A1: S 20° 22' 19" W 54° 33' 57"), corresponde a uma parte do córrego Ceroula, com

presença de mata ciliar residual e ausência da prática de agricultura em seu entorno. A área 2 (A2: S 20° 22' 47" W 54° 39' 27"), correspondente a uma outra parte do córrego que se encontra represado formando uma lagoa permanente, com ausência de mata ciliar, e vegetação do seu entorno constituída de gramíneas, com práticas de agricultura no local. A água do córrego possui o fluxo na

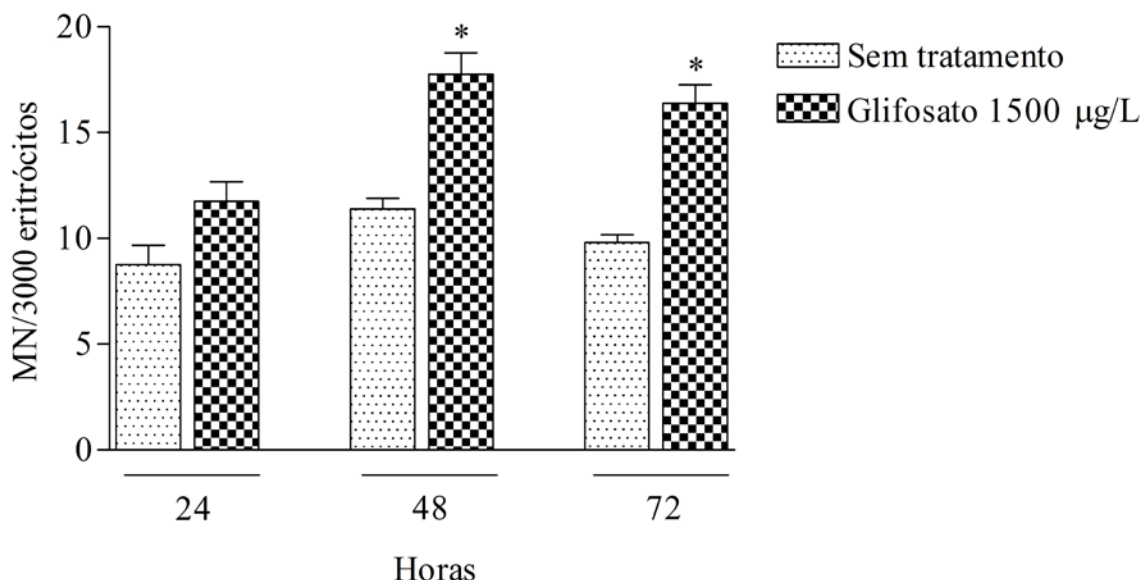


Figura 3: Número de Micronúcleos (MN) em bioensaio com diferentes horas de exposição com Glifosato 1500 µg/L e sem Glifosato em aquários experimentais. Os peixes lambari (*Astyanax* sp.) submetidos em aquário com 40 L de água e exposição do glifosato (1500 µg/L) e aquários sem Glifosato (n= 15) e coletados amostra de sangue, respectivamente por 24 horas, 48 horas e 72 horas (n=5 indivíduos a cada hora de coleta). Foram comparados os números de micronúcleos (coloração de Giemsa a 5%). Resultados expressos como média + EPM do número de micronúcleos por 3000 eritrócitos. *p<0,05 comparado com os demais grupos. (ANOVA, seguida do teste de Bonferroni).

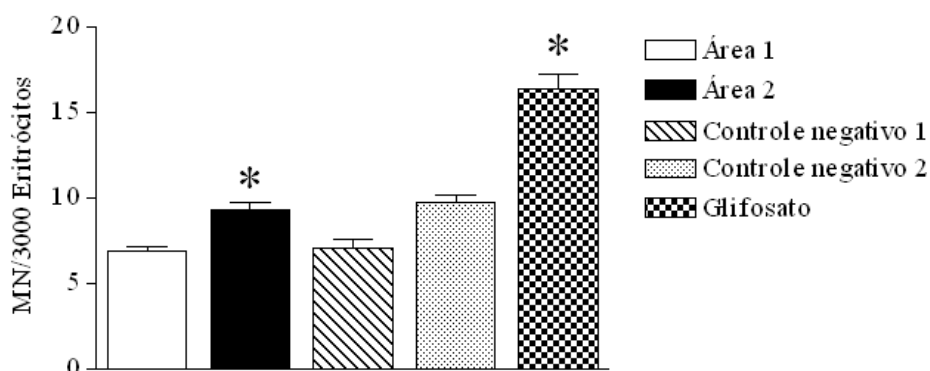


Figura 4 - Número de Micronúcleos (MN) nas duas áreas do córrego e diferentes controles. Os peixes coletados com vara e pesca específica para lambari (n=15) na área 1 (A1) e área 2 (A2). Os lambaris coletados em piscicultura, não receberam tratamento (n=15) correspondente ao controle negativo 1. Peixes submetidos a aquários experimentais com 40 l de água sem tratamento algum, como controle negativo 2 (n=5) com coleta de sangue após 72 horas no aquário. Peixes tratados com de Glifosato (1500 µg/L) em 72 horas de exposição (n=5). Foram comparados os números de micronúcleos (coloração de Giemsa a 5%). Resultados expressos como média + EPM do número de micronúcleos por 3000 eritrócitos. *p<0,05 comparado com os demais grupos. (ANOVA, seguida do teste de Bonferroni).

direção da A1 para A2 (Figura 1).

Para obtenção da amostragem apresentada no presente estudo, não foram encontradas dificuldades na coleta dos indivíduos nas duas áreas do córrego, em todas as datas de coleta, o gênero *Astyanax* foi bastante abundante nas duas áreas do córrego (Figura 1). O número total de indivíduos coletados durante o ano foi de 45 indivíduos em cada área do córrego, sendo considerado um número amostral adequado para esse estudo.

Foram observadas diferenças estatísticas significativas, na presença de micronúcleos encontrados, quando comparado as duas áreas do córrego, onde a A2 apresentou indivíduos com maior frequência de eritrócitos micronucleados em relação a A1 (Figura 2: painéis A, B e C e Figura 6, painel B).

O bioensaio com a exposição do lambari (*Astyanax* sp.) ao herbicida glifosato, por diferentes períodos de tempo, teve como intuito caracterizar a presença de micronúcleos (MN) e núcleos morfológicamente alterados (NMA) em eritrócitos de peixe, induzida por esse composto, para posterior comparação com os animais coletados no córrego Ceroula. Os

resultados obtidos demonstram que após 24 horas da exposição ao glifosato, os peixes não apresentaram aumento no número de micronúcleos, quando comparado ao grupo controle. Por outro lado, após 48 e 72 horas, houve aumento significativo na frequência de eritrócitos micronucleados, em relação ao grupo não exposto ao glifosato (Figura 3 e Figura 6, painel B).

Na figura 4 estão representados os resultados referentes à média de micronúcleos das três coletas nas áreas 1 e 2 do córrego Ceroula, os resultados da exposição dos animais ao glifosato (72 horas) e seu respectivo controle (controle negativo 2). Também estão expressos os resultados obtidos após avaliação de peixes de piscicultura, não mantidos em ambientes de laboratório. Os resultados obtidos demonstram que a A2 apresentou aumento significativo no número de micronúcleos quando comparado aos grupos controle (1 e 2) e em relação à A1. Porém os animais da A2 apresentaram número de micronúcleos inferiores àqueles observados nos peixes expostos ao glifosato.

Com o objetivo de confirmar os dados referentes à

genotoxicidade obtidos com o teste de micronúcleos, foram avaliados em todos os animais, os números de núcleos morfológicamente alterados (NMA) (Figura 6, painel A). Os resultados corroboram os obtidos com a avaliação de micronúcleos (Figura 5), onde os animais coletados na A2 apresentaram maior frequência de NMA, em relação à A1 e controles negativos. Do mesmo modo, a exposição ao glifosato por 72 induziu o aumento significativo dos NMA em relação aos demais grupos analisados.

DISCUSSÃO

Pesquisas de genotoxicidade em peixes demonstram a importância desses organismos como bioindicadores ambientais, avaliando riscos aos ecossistemas, onde estudos têm destacado o uso do micronúcleo como teste de avaliação do impacto da presença de agentes químicos na água ou danos ambientais e seus efeitos na integridade do DNA de peixes (NORMANN *et al.*, 2008; GALINDO *et al.*, 2012).

Os resultados obtidos demonstram que A2 em comparação com A1 apresentou peixes com aumento estatisticamente significativo no

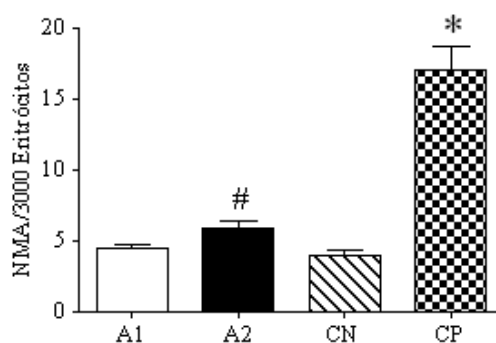


Figura 5 - Número de núcleos morfológicamente alterados (NMA) nas duas áreas do córrego e diferentes controles. Os peixes coletados com vara de pesca específica para lambari (n=15), na Área 1 (A1) e Área 2 (A2). Os lambaris coletados em piscicultura, não receberam tratamento (n=15) correspondente ao controle negativo (CN). Peixes tratados com de Glifosato (1500 µg/L) em 72 horas de exposição (n= 5), como controle positivo (CP). Foram comparados os números de micronúcleos (coloração de Giemsa a 5%). Resultados expressos como média + EPM do número de núcleos morfológicamente alterados (NMA) por 3000 eritrócitos. *p<0,05 comparado com os demais grupos e #p<0,05 comparando A1 e A2 (ANOVA, seguida do teste de Bonferroni).

número de eritrócitos micronucleados, possivelmente devido às características observadas nas duas áreas do córrego. O fluxo da água no córrego Ceroula é de A1 para A2, de modo que detritos potenciais contaminantes fluem nesta direção de A1 para A2. Aliado ao fato de que A2 demonstra ter uma maior atividade antrópica e ausência de mata ciliar, isso pode explicar o aumento de eritrócitos micronucleados e alterações no núcleo em peixes dessa área. Segundo Padovesi-Fonseca *et al.* (2010), as práticas antropogênicas podem alterar o ambiente como, por exemplo, agricultura intensiva, atividade agropecuária, elevado consumo de insumos ferti-sanitários, pouca presença de cobertura vegetal nas margens dos cursos

d'água, poderá apresentar condições favoráveis ao processo de contaminação e poluição das águas superficiais.

Poluentes na água podem induzir a danos no DNA de organismos aquáticos, e trabalhos que visem verificar a ação desses compostos, como forma de biomonitoramento é de grande relevância (ALI *et al.*, 2008; FEDATO *et al.*, 2010; MARTÍNEZ-GÓMEZ *et al.*, 2010), sendo que, agentes agrotóxicos são grandes precursores de danos em cursos d'água no Brasil, onde a maioria dos agricultores possuem e necessidade da utilização de herbicidas para controle de pragas e de ervas daninha (MATUS *et al.* 2013).

O herbicida escolhido para realização do ensaio visando

mimetizar a exposição dos peixes a agrotóxicos na água, foi o glifosato, sendo esse o de maior uso no estado de Mato Grosso do Sul. Observando a genotoxicidade desse composto podemos confirmar a importância de avaliar riscos ambientais relacionados aos produtos utilizados nas práticas de agricultura que podem alcançar os cursos d'água, posto que, segundo Azevedo-Santos *et al.* (2010), a poluição dos ecossistemas aquáticos pode provocar prejuízos à biodiversidade, implicando na diminuição ou desaparecimento de populações locais e até mesmo introdução de novas espécies.

Com objetivo de comparar os dados coletados no córrego com dados confirmados de mutagenicidade de compostos na

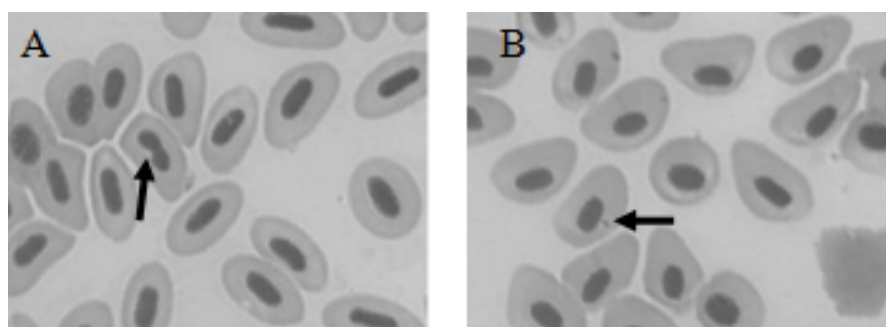


Figura 6 - Foto ilustrando o núcleo morfológicamente alterado (NMA) e eritrócito micronucleado. A: eritrócito com núcleo morfológicamente alterado (NMA). B: eritrócito micronucleado. Microscopia óptica, aumento 1000X.

água, o uso do bioensaio realizado nesse trabalho permitiu estudar os efeitos genotóxicos do herbicida glifosato de forma isolada, minimizando a influência das variáveis ambientais, sob condições controladas em laboratório. Os resultados obtidos pelo bioensaio não podem ser extrapolados diretamente para o ambiente estudado, mas auxilia no fornecimento de uma base de dados visando um melhor entendimento dos fatores que estão interferindo na saúde dos organismos e alterando as condições ambientais.

O glifosato é um herbicida utilizado para remoção de plantas daninhas em práticas de agricultura, sendo o mais utilizado no mundo por ser considerado um composto pouco tóxico para animais, porém há controvérsias quanto aos limites toleráveis de glifosato na água e no solo (AMARANTE-JUNIOR *et al.*, 2002; QUEIROZ *et al.*, 2011). Em trabalho realizado com o mesmo herbicida, Çavas e Könen (2007) analisaram danos no DNA do peixe *Carassius auratus*, em diferentes dias de exposição, concluindo que os peixes são sensíveis para testar produtos químicos demonstrando a importância de mais investigação da genotoxicidade do glifosato. Chapadense *et al.* (2009), usando outro herbicida, constataram que as alterações nas frequências dos micronúcleos apresentam características clastogênicas, podendo induzir a eventos mutagênicos na espécie estudada por eles *Colossoma macropomum* (tambaqui). Esses trabalhos demonstram a sensibilidade em exposição a agentes genotóxicos em peixes de diferentes espécies e a importância dessa avaliação, já que o grau de genotoxicidade também é considerada controversa (ALVAREZ-MOYA *et al.*, 2011; CEREGATTI *et al.*, 2013). E Espécies do gênero *Astyanax* já foram utilizadas em estudos de genotoxicidade, como *Astyanax fasciatus*, demonstrando ser bons biomarcadores para avaliação de contaminantes em

cursos d'água (ZENKNER *et al.*, 2013).

Pesquisadores constataram em seus trabalhos que fontes de contaminação nas águas superficiais muitas vezes são de produtos suposta ou parcialmente tratados, sendo que descargas das indústrias químicas, petroquímicas indústrias, refinarias de petróleo, os derramamentos de petróleo, fábricas de laminagem de aço, esgotos domésticos não tratados e os pesticidas estão entre atividades de impactos no ambiente, nos organismos aquáticos e na qualidade da água, enfatizando ainda a importância de uma avaliação com ensaios que devem ser incluídos como parâmetros adicionais na avaliação da qualidade da água e acompanhamento de programas de biomonitoramento (OHE *et al.* (2004); MACEDO e SIPAÚBA-TAVARES, 2010). Podemos ainda observar em um estudo feito por Dhillon *et al.* (2011) que uma série de variáveis que podem provocar danos irreversíveis ao material genético e consequentemente mutações, podendo ocasionar doenças como o câncer em longo prazo em diversas espécies incluindo o ser humano.

Trabalhos desse tipo são sensíveis e confiáveis para a detecção de atividades de compostos mutagênicos no meio aquático, e demonstram que danos no material genético das espécies podem levar à diminuição da biodiversidade devido à diminuição no processo de reprodução, indução de anormalidades nucleares, câncer, alterações histopatológicas, dentre outros impactos ainda desconhecidos (ERGENE *et al.*, 2007b; SPIVAK *et al.*, 2009; SCALON *et al.*, 2010).

Os resultados obtidos no presente trabalho demonstram a importância da preservação das áreas das matas ao longo dos cursos d'água, e os cuidados com a utilização de compostos químicos em seu entorno, posto que o número de compostos presentes na

água está diretamente ligado com a qualidade da mesma, e esses cuidados são de suma importância para preservação da biodiversidade, (BORTOLUZZI *et al.*, 2006; NUNES e PINTO, 2007) onde não só nos centros urbanos, mas também na área rural, existem poluentes que afetam a biota aquática (ZENKNER *et al.*, 2013; MATUS *et al.*, 2013).

Nessa perspectiva, podemos concluir que espécies de peixes do gênero *Astyanax*, podem ser utilizado como bioindicador em trabalhos com genotoxicidade como forma de biomonitoramento em cursos d'água, e que trabalhos dessa natureza são importantes para preservação da biodiversidade, fundamentando os programas e estratégias de recuperação e preservação de bacias hidrográficas.

REFERÊNCIAS

- ABDEL-GAWAD, F. K. H.; EL-SEEHY, M. A.; EL-SEEHY, M. M. Clastogenicity in fish genome and aquatic pollution. **World Journal of Fish and Marine Sciences**, Giza, v.2, n.4, p.335-342, 2010.
- ALI, F. K. H.; EL-SHEHAWI, A. M.; SEEHY, M. A. Micronucleus test in fish genome: A sensitive monitor for aquatic pollution. **African Journal of Biotechnology**, Cairo, v.7, n.5, p.606-612, 2008.
- AMARANTE-JUNIOR, O. P.; SANTOS, T. C. R.; BRITO, N. M.; RIBEIRO, M. L. Glifosato: Propriedades, toxicidade, usos e legislação. **Química Nova**, São Luis, v.25, n.4, p.589-593, 2002.
- ARIAS, A. R. L.; BUSS, D. F.; ALBURQUERQUE, C.; INÁCIO, A. F.; FREIREI, M. M.; EGLER, M.; MUGNAI, R.; BAPTISTA, D. F. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v.12, n.1, p.61-72, 2007.

- AZEVEDO-SANTOS, V. M.; COSTA-NETO, E. M.; LIMA-STRIPARI, N. Concepção dos pescadores artesanais que utilizam o reservatório de Furnas, Estado de Minas Gerais, acerca dos recursos pesqueiros: um estudo etnoictológico. **Biotemas**, Passos-MG, v.23, n.4, p.135-145, 2010.
- ALVAREZ-MOYA, C.; SILVA, M. R.; ARÁMBULA, A. R. V.; SANDOVAL, A. I.; VASQUEZ, H. C.; MONTES, R. M. G. Evaluation of genetic damage induced by glyphosate isopropylamine salt using *Tradescantia bioassays*. **Genetics and Molecular Biology**, Nogales, v.34, n.1, p.127-130, 2011.
- AYOOLA SO, BASSEY BO, ALIMBA CG, AJANI EK. Textile effluent induced genotoxic effects and oxidative stress in *Clarias gariepinus*. **Pak J Biol Sci**. v.1, n.15(17):804-12, 2012.
- BERTI, A. P.; DÜSMAN, E.; SOARES, L. C.; GRASSI, L. E. A. Efeitos da contaminação do ambiente aquático por óleos e agrotóxicos. **Revista de Saúde e Biologia**, Maringá, v.4, n.1, p.45-51, 2009.
- BOLOGNESI, C.; PERRONE, E.; ROGGIERI, P.; SCIUTTO A. Bioindicators in monitoring long term genotoxic impact of oil spill: Haven case study. **Marine Environmental Research**, Genoa, v.62, p.287-291, 2006.
- BORTOLUZZI, E. C.; RHEINHEIMER, D. S.; CELSO, S.; GONÇALVES, C. S.; JOÃO, B. R.; PELLEGRINI, J. B. R.; ZANELLA, R.; COPETTI, A. C. C. Contaminação de águas superficiais por agrotóxicos em função do uso do solo numa microbacia hidrográfica de Agudo, RS. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.10, n.4, p.881-887, 2006.
- BRONAUT, R. P. M.; PARANHOS-FILHO, A. C. Avaliação do uso de imagens de satélite Landsat Etm+ na identificação e monitoramento das áreas de preservação permanente ao longo dos corpos hídricos. In: 1º SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS NO PANTANAL, Campo Grande-MS, 2006. **Anais...** Campo Grande-MS: Embrapa Informática Agropecuária/INPE, 2006. p.431-437.
- BUCKER, A.; CARVALHO, W.; ALVES-GOMES, J. A. Avaliação mutagênese e genotoxicidade em *Eigenmannia virescens* (Teleostei: Gymnotiformes) exposto ao benzeno. **Acta Amazonica**, Manaus, v.36, n.3, p.357-364, 2006.
- ÇAVAS, T.; KÖNEN, S. Detection of cytogenetic and DNA damage in peripheral erythrocytes of goldfish (*Carassius auratus*) exposed to a glyphosate formulation using the micronucleus test and the comet assay. **Mutagenesis**, Turkey, v.22, n. 4, p. 63-268, 2007.
- CHAPADENSE, P. F. G.; CASTRO, F. J.; ALMEIDA, J. Al.; MORON, S. E. Toxicidade do herbicida atrazina em *Colossoma macropomum*. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, Araguaína, v.10, n.2, p.398-405, 2009.
- CEREGATTI, M. G.; BIOLCHI, M.; PEREIRA, L. M. A.; CASA, M. S.; OLIVEIRA, A.; ABIDO, L. H. C.; MOREIRA, M. C. S.; LIPOSKI, D.; VOGEL, C. I. G. Análise de genotoxicidade em peixes nos rios do sistema aquífero Guarani. **Revista UNIPLAC**, v. 1, n. 1, 2013.
- DHILLON, V. S.; THOMAS, P.; IARMARCOVAI, G.; KIRSCH-VOLDERS, M.; BONASSI, S.; FENECH, M. Genetic polymorphisms of genes involved in DNA repair and metabolism influence micronucleus frequencies in human peripheral blood lymphocytes. **Mutagenesis**, Oxford, v.26, n.1, p.33-42, 2011.
- ERBE MC, RAMSDORF WA, VICARI T, CESTARI MM. Toxicity evaluation of water samples collected near a hospital waste landfill through bioassays of genotoxicity piscine micronucleus test and comet assay in fish *Astyanax* and ecotoxicity *Vibrio fischeri* and *Daphnia magna*. **Ecotoxicology**. v.20, n.2, p.320-8, 2011.
- ERGENE, S.; ÇELIK, A.; ÇAVAŞ, T.; KAYA, F. Genotoxic biomonitoring study of population residing in pesticide contaminated regions in Göksu Delta: micronucleus, chromosomal aberrations and sister chromatid exchanges. **Environment International**, Turkey, v.33, p.877-885, 2007b.
- FEDATO, R. P.; SIMONATO, J. D.; MARTINEZ, C. B. R.; SOFIA, S. H. Genetic damage in the bivalve mollusk *Corbicula fluminea* induced by the water-soluble fraction of gasoline. **Mutation Research**, Londrina, v.700, p.80-85, 2010.
- FLORES, M.; YAMAGUCHI, M. U. Teste do micronúcleo: uma triagem para avaliação genotóxica. **Revista Saúde e Pesquisa**, Maringá, v.1, n.3, p.337-340, 2008.
- FUZINATTO CF, FLOHR L, MELEGARI SP, MATIAS WG. Induction of micronucleus of *Oreochromis niloticus* exposed to waters from the Cubatão do Sul River, southern Brazil. **Ecotoxicol Environ Saf**, v.;98, p.103-9, 2013.
- GALINDO, T.; SILVA, E.; ROSÁRIO, I. Indução de micronúcleos e toxicidade por efluente doméstico em duas populações de *Bathygobius saporator* (valenciennes, 1837) (teleostei, gobiidae) no litoral de salvador (BA), Brasil. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, Portugal, v.16, n.1, p.1-7, 2012.
- GORBI, S.; LAMBERTI, C.V.; NOTTI, A.; BENEDETTI, M.; FATTORINI, D.; MOLTEDO, G.; REGOLI, F. An ecotoxicological protocol with caged mussels, *Mytilus galloprovincialis*, for monitoring the impact of an offshore platform in the Adriatic sea. **Marine Environmental Research**, Roma, v.65, p.34-49, 2008.

GRISOLIA, C. K.; RIVERO, C. L.G.; STARLING, F. L. R. M.; SILVA, I. C. R.; BARBOSA, A. C.; DOREA, J. G. Profile of micronucleus frequencies and DNA damage in different species of fish in a eutrophic tropical lake.

Genetics and Molecular Biology, v.32, n.1, p.138-143, 2009.

HARA, R. V.; LOPES, B. P. V.; SANTOS, F. P.; OLIVEIRA, R. J. Aplicabilidade de ensaios da genética toxicológica no biomonitoramento de ambientes aquáticos e promoção da saúde humana. **Revista Terra e Cultura**, Filadélfia, n.48 e 49, p.20-25, 2009.

HAYASE, D.; HORAI, S.; ISOBE, T.; MILLER, T. W.; TAKAHASHI, S.; OMORI, K.; TANABE, S. Monitoring Trace Elements in Coastal Waters Using Sardine as a Bioindicator. **Interdisciplinary Studies on Environmental Chemistry**, Japão, p.167-175, 2009.

HOVHANNISYAN, G. G. Fluorescence in situ hybridization in combination with the comet assay and micronucleus test in genetic toxicology. **Hovhannisyan Molecular Cytogenetics**, Yerevan, v.3, n.1, p.1-11, 2010.

MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v.36, n.2, p.149-163, 2010.

MATUS, E. M.; PERAZZO, G. X.; VIEIRA, L. C.; LORO, V. L. Avaliação da Genotoxicidade em *Hoplias malabaricus* Expostas Agentes Agrotóxicos na Barragem da Unipampa, Uruguaiana, RS, Brasil. Anais do Salão Internacional de Ensino, Pesquisa e Extensão, v. 5, n. 2, 2013.

MARTÍNEZ-GÓMEZ C.; VETHAAK, A. D.; HYLLAND, K.; BURGEOT, T.; KÖHLER, A.; LYONS, B. P.; THAIN, J.; GUBBINS, M. J.; DAVIES, I. M. A guide to toxicity assessment and

monitoring effects at lower levels of biological organization following marine oil spills in European waters.

Journal of Marine Science, Amsterdam, v.67, p.1105-1118, 2010.

NORMANN, C. A. B. M.; MOREIRA, J. C. F.; CARDOSO, V. V. Micronuclei in red blood cells of armored catfish *Hypostomus plecotomus* exposed to potassium dichromate. **African Journal of Biotechnology**, Porto Alegre, v.7, n.7, p.893-896, 2008.

NUNES, F. P.; PINTO, M. T. C. Conhecimento local sobre a importância de um reflorestamento ciliar para a conservação ambiental do alto São Francisco, Minas Gerais. **Biota Neotropica**, Belo Horizonte, v.7, n.3, p.171-179, 2007.

OHE, T.; WATANABE, T.; WAKABAYASHI, K., Mutagens in surface waters: a review. **Mutation Research**, Kyoto, v.567, p.109-149, 2004.

PADOVESI-FONSECA, C.; CORRÊA, A. C. G.; LEITE, A. F. M. L.; JOVELI, J. C.; COSTA, L. S.; PEREIRA, S. T. Diagnóstico da sub-bacia do ribeirão Mestre d' Armas por meio de dois métodos de avaliação ambiental rápida, Distrito Federal, Brasil Central. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v.5, n.1, p.43-56, 2010.

QUEIROZ, G. M. P.; SILVA, M. R.; BIANCO, R. J. F. Transporte de Glifosato pelo escoamento superficial e por lixiviação em solo agrícola. **Química Nova**, Blumenau, v.34, n.2, p.190-195, 2011.

RAMSDORF WA, VICARI T, DE ALMEIDA MI, ARTONI RF, CESTARI MM. Handling of *Astyanax sp.* for biomonitoring in Cangüiri Farm within a fountainhead (Iraí River Environment Preservation Area) through the use of genetic biomarkers. **Environ Monit Assess**. v.184, n.10, p.5841-9, 2012.

ROSSI, S. **Uso de biomarcadores para a detecção de efeitos subletais dos pesticidas Roundup® e**

Hexaron® em *Astyanax sp.* (Pisces, Teleostei), 2008. 65 f. Dissertação (Mestrado em Farmacologia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.

SCALON, M. C. S.; RECHENMACHER, C.; SIEBEL, A. M.; KAYSER, M. L.; RODRIGUES, M. T.; MALUF, S. W.; RODRIGUES, M. A. S.; SILVA, L. B. Evaluation of Sinos River water genotoxicity using the comet assay in fish. **Brazilian Journal of Biology**, Novo Hamburgo, v.70, n.4, p.1217-1222, 2010.

SCHNELL S, OLIVARES A, PIÑA B, ECHAVARRI-ERASUN B, LACORTE S, PORTE C. The combined use of the PLHC-1 cell line and the recombinant yeast assay to assess the environmental quality of estuarine and coastal sediments. **Mar Pollut Bull**. v.15, p. 282-9, 2013.

SILVA, J.; SIMEONI, N.; GROFF, A. A.; IANISTCKI, M.; BENVENÚ, V.; SCHRODER, N. T. O ensaio cometa na avaliação da genotoxicidade induzida por poluentes atmosféricos utilizando como biomonitor o moluco *Cantareus aspersus* (Muller, 1774). **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, Canoas, v.2, n.1, p.45-51, 2007.

SPIVAK, G.; COX, R. A.; HANAWALT, P. C. New Applications of the Comet Assay: Comet-FISH and Transcription-Coupled DNA Repair. **Mutation Research**, Stanford, v.681, n.1, p.44-50, 2009.

TRUJILLO-JIMÉNEZ P, SEDEÑO-DÍAZ JE, LÓPEZ-LÓPEZ E. Assessing the health condition profile in the freshwater fish *Astyanax aeneus* in Champoton River, Mexico. **J Environ Biol**. v.35, n. 1, p.137-45, 2014.

VELMA, V.; VUTUKURU, S. S.; TCHOUNWOU, P. B. Ecotoxicology of Hexavalent Chromium in Freshwater Fish: A Critical Review. **Reviews on Environmental Health**, Mississippi, v.24, n.2, p.129-145, 2009.

ZENKNER, F. F.; AQUINO, T.;
ABLING, F.; DALLEMOLE, D. R.;
KÖHLER, A.; I PRÁ, D.; RIEGER, A.
Avaliação da genotoxicidade do rio
pardinho utilizando o ensaio cometa
em *Astyanax fasciatus* Cuvier, 1819.
Caderno de Pesquisa, série Biologia,
v, 25, n. 3, p. 79-93, 2013.

Recebido em: mar/2012
Aprovado em: mar/2014

Avaliação da biodegradação de polímeros por *Pleurotus djamor*

Evaluation of polymer biodegradation by *Pleurotus djamor*

RESUMO

Visando contribuir na busca de soluções para problemas ambientais, estudos estão sendo realizados a fim de avaliar a degradação de materiais poliméricos por fungos do gênero *Pleurotus*. Este trabalho avaliou a biodegradação de poli (tereftalato) de etileno (PET) e de polipropileno (PP) por *Pleurotus djamor* e a influência desta biodegradação prévia quando os polímeros foram expostos à intempérie. Para tanto, massas conhecidas de PET e PP foram pasteurizadas e colocadas, separadamente, em placas de Petri contendo micélio de *P. djamor*, crescido em meio TDA, e incubadas por 76, 150 e 180 dias. As amostras do tempo de incubação de 150 dias foram expostas à intempérie por 90 e 150 dias. Após 150 dias de biodegradação verificou-se perdas de massa em torno de 0,9 % para PET e 2,2 % para PP. Esta degradação prévia não promoveu perda de massa durante a exposição à intempérie.

PALAVRAS-CHAVE: Biodegradação, polímeros, *Pleurotus djamor*

ABSTRACT

Aiming to contribute to the solution of environmental problems, studies are being conducted to assess the degradation of polymeric materials by fungi of the *Pleurotus* genus. This work evaluated the biodegradation of poly (terephthalate) ethylene (PET) and polypropylene (PP) by *Pleurotus djamor* and the influence of this biodegradation when the polymers were exposed to climatological conditions. Known mass of PET and PP were pasteurized and placed, separately, in Petri dishes with the mycelium of *P. djamor*, grown in culture medium TDA, and incubated for 76, 150, and 180 days. Samples that had higher weight loss were exposed to climatological conditions for 90 and 150 days. After 150 days were checked weight loss around 0,9% for PET and 2,2% for PP. The first degradation did not presented weight loss during the period they were exposed to climatological conditions.

KEYWORDS: Biodegradation, polymers, *Pleurotus djamor*

Poliana Dambrós

Mestranda em Engenharia de Processos pela Universidade da Região de Joinville – UNIVILLE
Joinville, SC, Brasil
polianadambros@gmail.com

Karoline Pignat Cappelari

Engenheira Ambiental pela Universidade da Região de Joinville – UNIVILLE
Joinville, SC, Brasil
karoline_pignat@hotmail.com

Caroline Poffo

Acadêmica do curso de Engenharia Química e Bolsista de Iniciação Científica do Laboratório de Biotecnologia da Universidade da Região de Joinville – UNIVILLE
Joinville, SC, Brasil
carol_poffo_@hotmail.com

Elisabeth Wisbeck

Doutora em Engenharia Química, docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Processos, do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária e do curso de Engenharia Química da UNIVILLE
Joinville, SC, Brasil
ewisbeck@univille.br

INTRODUÇÃO

Uma das razões que fazem os plásticos serem materiais de uso cada vez mais difundidos é a sua durabilidade, consequência de sua estabilidade estrutural, que lhes confere resistência aos diversos tipos de degradação como a fotodegradação, a quimiodegradação e a biodegradação (PIATTI e RODRIGUES, 2005). O uso e o descarte indevido de materiais plásticos, aliados a sua resistência à degradação acabam gerando sérios problemas ambientais (COSTA *et al.*, 2012; PRADO, 2007).

O polipropileno (PP) é a resina mais consumida no país, representando mais de ¼ do consumo nacional. O poli (tereftalato) de etileno PET é outra resina que vem aumentando sua participação no consumo nacional e estão entre os principais polímeros encontrados nos resíduos sólidos urbanos (ABIPLAST, 2012, COSTA *et al.*, 2012).

Polímeros são macromoléculas caracterizadas por seu tamanho, estrutura química e interações intra e intermoleculares (MANO e MENDES, 2004). Podem ser de origem natural, como celulose, proteínas e borracha natural, ou sintetizados, como polietileno, polipropileno, náilon e outros (ELIAS, 1984).

O poli (tereftalato) de etileno (PET) possui uma estrutura que corresponde a uma cadeia curta de duas unidades de CH₂ alternada com outra estrutura orgânica conhecida como ácido tereftálico. É um termoplástico que possui temperatura de transição vítrea acima da temperatura ambiente (T_g = 81°C). Assim, a energia térmica fornecida pelo meio ambiente em condições normais de temperatura e pH não é suficiente para que as cadeias sofram mobilidade molecular, apresentando comportamento rígido (ZANIN e MANCINI, 2004). Seu uso se dá em garrafas para bebidas e como

plástico reciclado em fibras de carpete (BAIRD e CARRERA, 2002).

O polipropileno ((C₃H₆)_x) (PP), possui baixa densidade, baixo custo e facilidade de moldagem podendo ser utilizado na indústria automobilística (MANO e MENDES, 2004). É definido como um termoplástico semicristalino da família das oleofinas, e sua produção se dá pela polimerização do monômero propileno (CALLISTER JÚNIOR, 2002).

A degradação polimérica é definida como um processo de natureza físico-química; que envolve fenômenos físicos e químicos, que provocam cisão de ligações primárias da cadeia principal do polímero e formação de outras, com consequente mudança da estrutura química e redução da massa molar (CANEVAROLO e BABETO, 2002). Pode ser causada por diferentes fatores ambientais, sendo os mais comuns: calor, luz solar (ultravioleta), oxigênio, água, poluição, ação mecânica, vento e chuva, microrganismos (bactérias, fungos, algas, etc.), entre outros (BACH *et al.*, 2012; INNOCENTINI-MEI e MARIANI, 2005).

A biodegradação de superfícies poliméricas é resultado das interações interfaciais com os microrganismos e depende de fatores como hidrofobicidade, umidade e nutrientes, para que ocorra a adesão de microrganismos, colonização e formação de biofilme sobre o material. As hifas de fungos podem penetrar no material polimérico e provocar diminuição de sua estabilidade mecânica (FLEMMING, 1998).

Atualmente, buscam-se alternativas para a diminuição do impacto ambiental proveniente de resíduos plásticos tais como: controle do consumo e reciclagem do material, aterramento e incineração dos resíduos e biodegradação (LIMA e JESUS, 2013; COSTA *et al.*, 2012; FARIA *et al.*, 2010; PIATTI e RODRIGUES, 2005, SPINACÉ e DE PAOLI, 2005). Estudos estão sendo realizados a fim de

avaliar a degradação de materiais poliméricos por fungos do gênero *Pleurotus* (ROMERO, 2009; CORDEIRO, 2008; FARIA, 2008; KLOSS, 2007; MONTEIRO, 2007; REYES, 2003; COSTA, 2001).

O gênero *Pleurotus*, da classe dos Basidiomicetos, por degradar material lignocelulósico, faz parte de um grupo denominado “fungos de podridão branca”. Este gênero é representado por espécies cosmopolitas, que ocorrem naturalmente em florestas tropicais, subtropicais e temperadas (ZADRAZIL e KURTZMAN, 1984) e possuem um complexo enzimático lignocelulolítico único que os habilita a decompor diversos resíduos agroindustriais (RAJARATHNAM *et al.*, 1992).

Costa (2001) observou a habilidade fúngica de linhagens do gênero *Pleurotus* para produção de enzimas celulolíticas e ligninolíticas tais como avicelase, xilanase, carboximetilcelulase, manganês peroxidase, lignina peroxidase, álcool veratrílico oxidase e lacase, assim como de biosurfactantes, revelando o potencial destes organismos para processos benignos ao meio ambiente como a biodegradação. Segundo Reyes (2003), Monteiro (2007), Cordeiro (2008), Faria (2008) e Souza (2009) diferentes espécies de *Pleurotus* apresentaram potencial de biodegradação de PET e PP. Já Kloss (2007), utilizando *P. sajor-caju* para a biodegradação de poliuretano (PU), verificou perdas de massa de 1,8 a 2,0%, após 30 dias de incubação.

Diante do exposto, este trabalho teve por objetivo avaliar a biodegradação de PET e PP por *Pleurotus djamor* UNIVILLE 001 um microrganismo isolado na região de Joinville/SC, colaborando assim com a comunidade científica sobre a reflexão de possíveis alternativas para os problemas decorrentes da poluição ambiental gerada pelo lixo plástico.

MATERIAL E MÉTODOS

Microrganismo e manutenção

O microrganismo utilizado foi a espécie fúngica *Pleurotus djamor* UNIVILLE 001, isolada no Campus Joinville da UNIVILLE, SC. As culturas foram mantidas em meio de cultivo TDA (FURLAN *et al.*, 1997), a 4°C e os repiques foram feitos a cada três meses.

Meio de cultivo

O meio de cultivo TDA era composto por 1L de extrato de trigo, 20g de dextrose e 15g de ágar, previamente esterilizados por 20 minutos, a 120°C. O extrato de trigo foi obtido através do cozimento de grãos de trigo em água destilada por 10 minutos, na proporção 1:2 (grãos de trigo: água) (m/v).

Polímeros utilizados

Os polímeros utilizados foram o poli(tereftalato) de etileno (PET) e o polipropileno (PP), na forma de “pellets”, não processados. Na Figura 1 pode-se observar a forma dos polímeros utilizados.

Biodegradação de polímeros por *Pleurotus djamor*

O experimento de degradação dos polímeros PET e PP por *Pleurotus djamor* foi realizado em placas de Petri contendo micélio fúngico crescido durante 7 dias sobre o meio TDA. Uma massa de cerca de 4,5 g de PET e de PP foram previamente pasteurizadas em vapor d’ água por 1h e colocadas sobre o micélio. As placas foram, então, incubadas a 30 °C por 76, 150

e 180 dias.

A cada 60 dias o material contido em cada placa foi suplementado com 5 mL de extrato de trigo, previamente esterilizado a 120°C por 20 minutos, para suprir a deficiência de nitrogênio no processo. Após cada período de incubação, o material foi lavado e seco, conforme descrito no item 2.6 e a perda de massa calculada. O experimento foi realizado em duplicata.

Exposição ao intemperismo natural

Os polímeros PET e PP, biodegradados durante 150 dias por *Pleurotus djamor*, foram submetidos ao intemperismo natural durante 90 e 150 dias. Amostras dos polímeros sem a degradação prévia por *P. djamor*, também foram expostos pelo mesmo período, sendo considerados como controle. O experimento foi conduzido sobre peneiras de plástico a fim de permitir uma exposição uniforme da radiação solar sobre a superfície dos “pellets”. Após cada período de exposição, o material foi lavado e seco, conforme descrito no item 2.6 e a perda de massa calculada. O experimento foi realizado em duplicata.

Tratamento das amostras

Todas as amostras foram previamente pasteurizadas em vapor d’ água por 1h. As amostras de PET e de PP, após os tempos de incubação, foram colocadas em

solução de NaOH 5M por 8h e em seguida por 8h em água destilada, em temperatura ambiente (ASTM, 1992). Posteriormente as amostras foram secas a 50 °C até massa constante, cerca de 48h (REYES, 2003).

No experimento de exposição ao intemperismo natural, as amostras após a exposição e as dos tempos iniciais, também passaram pelo mesmo procedimento.

Cálculo da perda de massa

A perda de massa foi calculada conforme a Equação (1) e foi verificada quando a massa dos polímeros após os tempos de biodegradação por *Pleurotus djamor* e após a exposição á intempérie de 90 e 150 dias, for menor que a massa do polímero no tempo inicial.

$$\text{Perda de massa (\%)} = \frac{m_0 - m_f}{m_0} * 100 \quad (1)$$

Onde m_0 é a massa inicial de polímeros após a pasteurização e m_f a massa de polímeros após os tempos de incubação ou exposição ao intemperismo natural.

Calorimetria exploratória diferencial (DSC)

As amostras, após o tratamento conforme o item 2.6, contendo aproximadamente 20 miligramas foram adicionadas em cadinhos de alumínio e aquecidas a 350°C, com taxa de aquecimento de 10°C min⁻¹ e mantidas nesta

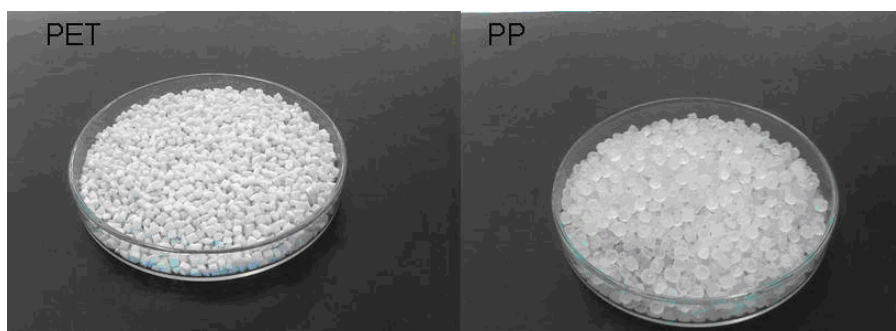


Figura 1 – Poli(tereftalato de etileno) (PET) e polipropileno (PP) na forma de pellets utilizados nos experimentos

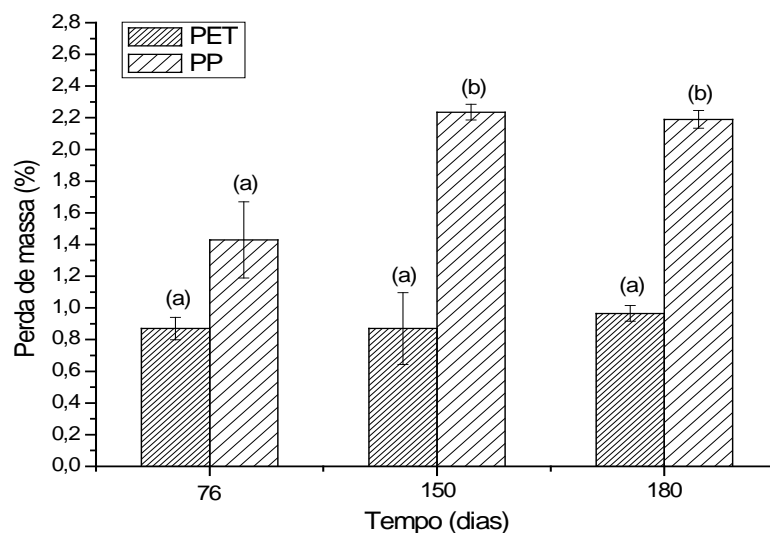


Figura 2 – Perda de massa (%) de PET e PP após 76, 150 e 180 dias de biodegradação por *Pleurotus djamor*. As barras indicam a média \pm desvio padrão. Letras iguais indicam médias sem diferença significativa pelo teste de Tukey, com nível de significância de 5%.

temperatura por 2 minutos. Em seguida, foram submetidas a um resfriamento, de 350 a -100°C , com uma taxa de $15^{\circ}\text{C min}^{-1}$ e mantidas nesta temperatura por mais 2 minutos. O segundo aquecimento foi realizado no intervalo de temperatura entre 100 a 350°C com taxa de aquecimento de $10^{\circ}\text{C min}^{-1}$. No entanto, os valores de ΔH_m foram calculados no primeiro período de aquecimento.

O grau de cristalinidade (α_c) dos polímeros foi determinado segundo a equação (2).

$$\alpha_c = \frac{\Delta H_m}{\Delta H_m^0} * 100 \quad (2)$$

Onde ΔH_m é a entalpia de fusão (J.g^{-1}) e ΔH_m^0 é a entalpia de fusão supondo a amostra 100% cristalina (J.g^{-1}), tendo sido consideradas as entalpias de fusão para o polímero 100% cristalino (ΔH_m^0) de 140 J/g para o PET e de 190 J/g para o PP isotático (MONTEIRO, 2007).

Análise estatística

Os dados de perda de massa e grau de cristalinidade foram analisados através do teste estatístico para rejeição de valores desviantes (Teste Q de Dixon), sendo

aceitos ou não (RORABACHER, 1991). Foram também submetidos a análise de variância dos valores médios das amostras, através do Teste de Tukey com nível de significância de 5%.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 2 estão apresentados os resultados de biodegradação obtidos após 76, 150 e 180 dias de incubação de PET e PP com *P. djamor* em placas de Petri.

Observando-se a Figura 2 e comparando-se as perdas de massa de PET entre 76, 150 e 180 dias de biodegradação verifica-se que não houve diferença significativa, permanecendo em torno de 0,90%. Já para o PP, houve um aumento de 0,8% de perda de massa de 76 para 150 dias de biodegradação e de 150 para 180 dias a perda de massa permaneceu em 2,2%.

Avaliando-se o tempo de biodegradação de 76 dias, verifica-se que PET e PP sofreram a mesma perda de massa, pois as médias não apresentaram diferença significativa. Para o tempo de 150 dias observa-se que PP obteve maior perda de massa, 2,23 %. O mesmo comportamento foi verificado para o tempo de 180 dias. Estas perdas de massa podem representar um

indício de degradação do polímero por ação do fungo.

Reyes (2003), avaliando as espécies *Pleurotus* 001, *P. sajor-caju*, *P. tailandia*, *P. chrysosporium*, *Pleurotus sp.* (P1) e *Pleurotus sp.* (PSC 94/03) num estudo de 30, 60, 90 e 120 dias de cultivo em meio líquido contendo PET, verificou que as espécies que mais promoveram perda de massa polimérica foram *P.* 001 (5,79%) e *P. sajor-caju* (4,82%) em 30 dias, *P. chrysosporium* (6,72%) em 90 dias e PSC 94/03 (4,13%) em 120 dias.

No trabalho de Faria (2008) em cultivo sólido foi verificado 3,3% de perda de massa de PET reciclado por *Pleurotus ostreatus* em 45 dias de biodegradação. No presente trabalho, utilizando-se PET virgem em cultivo onde a principal fonte de carbono era o polímero, foi verificada perda de massa inferior (em torno de 0,9%) entre 76 e 150 dias de biodegradação (Figura 2).

Em relação ao PP, no trabalho de Faria (2008) foi observado 0,3% de perda de massa de PP reciclado em 45 dias de biodegradação em cultivo sólido de *P. ostreatus*. Neste trabalho (Figura 2), uma significativa perda de massa (cerca de 2,0%) foi verificada quando PP virgem foi utilizado como principal fonte de carbono em 150

Tabela 1 – Dados de temperatura de fusão (T_m), entalpia de fusão (ΔH_m) e grau de cristalinidade (α_c) obtidos por DSC para as amostras de PET e PP incubadas com *P. djamor* por 76, 150 e 180 dias. Letras iguais significam médias de α_c entre os tempos de biodegradação de cada polímero, sem diferença significativa pelo teste de Tukey, com nível de significância de 5%, entre amostra inicial (t_0) e demais amostras.

| | Tempo (dias) | T_m (°C) | ΔH_m (J.g ⁻¹) | α_c (%) |
|----------------------|--------------|----------------|-----------------------------------|----------------|
| Biodegradação do PET | 0 | 239,8 e 249,3 | 78,1 | 55,8 ± 6,2 a |
| | 76 | 246,3 | 35,2 | 25,2 ± 2,9 b |
| | 150 | 243,0 e 249,27 | 54,3 | 38,8 ± 8,7 a |
| | 180 | 239,1 e 248,9 | 67,8 | 48,4 ± 17,5 a |
| Biodegradação do PP | 0 | 157,6 | 83,3 | 43,8 ± 1,3 a |
| | 76 | 160,4 | 67,3 | 35,4 ± 3,3 b |
| | 150 | 160,3 | 77,4 | 40,7 ± 1,2 c |
| | 180 | 159,6 | 71,4 | 37,6 ± 6,7 c |

dias de biodegradação por *P. djamor*.

Na Tabela 1 podem ser vistos os dados de T_m (°C), ΔH_m (J.g⁻¹) e α_c (%) obtidos a partir das curvas de DSC. Não se observa grandes variações nas temperaturas de fusão tanto para PET quanto para PP.

Pode-se observar pela Tabela 1 que o grau de cristalinidade do PET diminuiu de 55,8 para 25,2 %, após 76 dias de biodegradação. Segundo Gan *et al.* (1997) e Gan *et al.* (1999), isto pode estar relacionado com a degradação da fase amorfa e também da fase cristalina. Já, para os tempos de 150

e 180 dias, observa-se que os graus de cristalinidade não apresentaram diferença significativa com o inicial.

Ao compararmos estes dados com os da Figura 2, observa-se que apesar de não haver diferença significativa entre os tempos de biodegradação para o PET, permanecendo a perda de massa em torno de 0,90%, pode-se propor que houve um indício de degradação, principalmente da fase amorfa, em 76 dias de biodegradação.

Para o PP, observa-se na Tabela 1 que o grau de cristalinidade também diminuiu do tempo inicial

(43,8%) para o tempo de 76 dias de biodegradação (35,4%), ou seja, parece que, tanto a fase amorfa quanto a fase cristalina do polímero, foram afetadas pelo fungo (Gan *et al.*, 1997; Gan *et al.*, 1999). Verifica-se, ainda, que os tempos de 150 e 180 dias apresentaram grau de cristalinidade superiores ao tempo de 76 dias, sem diferença significativa entre si. Este fato pode estar relacionado com os dados da Figura 2 para o PP, onde houve um aumento de 0,8% de perda de massa de 76 para 150 dias de biodegradação.

Os resultados obtidos no

Tabela 2 – Valores médios de perdas de massa (%) ± desvio padrão das amostras de polímeros expostas ao intemperismo natural. Amostra controle é a amostra sem degradação prévia por *P. djamor*. Amostra teste é a amostra previamente degradada durante 150 dias por *P. djamor*. Letras iguais, entre amostras controle e teste, indicam médias sem diferença significativa, entre as amostras controle e teste, pelo teste de Tukey com nível de significância de 5%.

| Amostras | Tempo (dias) | Perda de massa (%) ± desvio padrão |
|----------------------|--------------|------------------------------------|
| Amostra controle PET | 90 | 0,47 ± 0,05 a |
| Amostra teste PET | 90 | 0,48 ± 0,03 a |
| Amostra controle PET | 150 | 0,48 ± 0,06 a |
| Amostra teste PET | 150 | 0,48 ± 0,02 a |
| Amostra controle PP | 90 | 0,0 a |
| Amostra teste PP | 90 | 0,0 a |
| Amostra controle PP | 150 | 0,068 ± 0,03 a |
| Amostra teste PP | 150 | 0,098 ± 0,05 a |

tempo de 150 dias mostram um início de biodegradação dos polímeros pelo fungo, no entanto, como não foi verificado aumento na perda de massa dos polímeros, de 150 para 180 dias de biodegradação, tanto para o PET quanto para o PP, as amostras do tempo de 150 dias foram expostas ao intemperismo natural para avaliar a influência da biodegradação promovida por *P. djamor*.

Na Tabela 2 estão apresentados os resultados obtidos em termos de perda de massa (%) de PET e PP expostos ao intemperismo natural por 150 dias.

Observando-se os dados da Tabela 2 para PET e PP verifica-se que não houve perda de massa significativa entre amostras controle e teste. Segundo Lima (2004) o fator determinante da degradação de polímeros por fotodegradação é a ação da luz e, mais particularmente, dos raios ultravioletas. Todos os polímeros são sensíveis à luz em graus diferentes. Por esta razão, eles possuem aditivos para retardar ou acelerar esse efeito. No entanto, as ações dos raios ultravioletas são somente uma foto-fragmentação onde as macromoléculas não são

transformadas, mas sim cortadas pela fragilização dos aditivos.

Durante a exposição ao intemperismo natural, o material fica exposto a ciclos de claro e escuro, variações cíclicas de temperatura e outros efeitos sazonais. Muitas reações iniciadas na presença da luz se propagarão no escuro produzindo grupos absorvedores de luz (cromóforos) que irão acelerar o processo no próximo ciclo de iluminação. Durante os períodos de escuro e/ou de temperaturas mais baixas as reações químicas de degradação não são interrompidas, elas são apenas mais lentas (DE PAOLI, 2009).

Ainda, conforme Fechine *et al.* (2006) o polipropileno (PP) não absorve radiação UV em valores superiores a ~250 nm. Como a radiação solar, que alcança a superfície terrestre, possui comprimentos de onda superiores a 290 nm, a iniciação da fotodegradação desse polímero é atribuída à absorção de radiação UV por impurezas cromóforas como resíduos de catalisadores e hidroperóxidos gerados durante o processamento. A absorção da radiação UV por esses cromóforos

inicia uma série de reações químicas fotoxidativas, que geram grupos químicos como carbonila e hidroperóxidos e provocam reações de cisão de cadeia e/ou de reticulação. Os autores verificaram, quando expuseram amostras de PP ao intemperismo natural que os processos degradativos no polipropileno tinham predomínio de reações de cisão de cadeia.

No trabalho de Santos *et al.* (2010), que avaliaram a fotodegradação de acrilonitrilo-butadieno-estireno (ABS) durante 120 dias ao intemperismo natural, os autores sugerem que a degradação é um fenômeno heterogêneo que ocorre essencialmente à superfície e que tende a propagar-se para o interior do co-polímero.

De acordo com a literatura, verifica-se que a exposição ao intemperismo natural do PET e do PP, previamente degradados por *P. djamor*, não promoveu diferenças, em relação ao controle, mesmo sofrendo variações de temperatura, efeitos sazonais, ação da luz e da radiação UV. Isto pode estar relacionado com o fato de as amostras utilizadas de PET e de PP

Tabela 3 – Dados de temperatura de fusão (T_m), entalpia de fusão (ΔH_m) e grau de cristalinidade (α_c) obtidos por DSC para as amostras de PET e PP colocadas na intempérie por 90 e 150 dias. Amostra controle é a amostra sem degradação prévia por *P. djamor*. Amostra teste é a amostra previamente degradada durante 150 dias por *P. djamor*. Letras iguais significam médias de α_c sem diferença significativa, entre amostras controle e teste, pelo teste de Tukey, com nível de significância de 5%, entre amostras controle e teste nos mesmos tempos

| Amostra | Tempo (dias) | T_m (°C) | ΔH_m (J.g ⁻¹) | α_c (%) |
|--------------|--------------|---------------|-----------------------------------|----------------------|
| Controle PET | 0 | 239,8 e 249,4 | 77,9 | 55,6 ± 6,4 <i>a</i> |
| Teste PET | 0 | 243,0 e 248,8 | 54,2 | 38,7 ± 8,8 <i>a</i> |
| Controle PET | 90 | 246,1 | 37,0 | 26,4 ± 0,5 <i>b</i> |
| Teste PET | 90 | 243,1 e 249,0 | 57,0 | 40,7 ± 21,6 <i>b</i> |
| Controle PET | 150 | 236,8 e 249,0 | 60,58 | 43,3 ± 0,6 <i>c</i> |
| Teste PET | 150 | 242,1 e 251,1 | 48,1 | 34,3 ± 10,9 <i>c</i> |
| Controle PP | 0 | 157,6 | 81,5 | 42,9 ± 0,0 <i>a</i> |
| Teste PP | 0 | 160,2 | 75,7 | 39,8 ± 5,5 <i>a</i> |
| Controle PP | 90 | 158,2 | 74,8 | 39,4 ± 1,4 <i>b</i> |
| Teste PP | 90 | 158,7 | 77,5 | 40,8 ± 4,3 <i>b</i> |
| Controle PP | 150 | 158,3 | 81,23 | 42,7 ± 0,0 <i>c</i> |
| Teste PP | 150 | 160,4 | 79,7 | 42,0 ± 0,0 <i>d</i> |

não serem processadas, não contendo aditivos que desencadeiam os diferentes processos de degradação (DE PAOLI, 2009).

Na Tabela 3 estão os dados de T_m ($^{\circ}\text{C}$), ΔH_m (J.g^{-1}) e α_c (%) obtidos a partir das curvas de DSC e observa-se que tanto as amostras teste (previamente biodegradadas durante 150 dias por *P. djamor*) quanto as amostras controle (sem degradação prévia), apresentam temperatura de fusão (T_m) semelhantes para PET e PP.

Analisando-se os graus de cristalinidade das amostras controle e teste de PET (Tabela 3), verifica-se que em todos os tempo testados a amostras apresentaram um grau de cristalinidade sem diferença significativa. Estes resultados estão de acordo com os apresentados na Tabela 2, que mostram que após 90 ou 150 dias na intemperie, não houve diferença significativa em termos de perda de massa entre as amostras controle e teste. O mesmo comportamento pode ser observado para as amostras de PP (Tabela 3).

Os resultados obtidos neste experimento sugerem que, em 150 dias de exposição ao intemperismo, a provável degradação prévia de PET e PP por *Pleurotus djamor* não promoveu qualquer alteração nestes polímeros. Deve-se levar em consideração, que no presente trabalho os polímeros PET e PP eram na forma de "pellets" e não haviam sido processados. Este fato pode ter dificultado o ataque das enzimas e a penetração das hifas fúngicas, que poderiam haver facilitado a biodegradação.

CONCLUSÕES

Utilizando os polímeros como principal fonte de carbono, verificou-se que as perdas de massa de PET entre 76, 150 e 180 dias de biodegradação não tiveram diferença significativa, permanecendo em torno de 0,90 %.

Já para o PP, houve um aumento de 0,8 % de perda de massa de 76 para 150 dias de biodegradação e de 150 para 180 dias a perda de massa permaneceu em 2,2 %.

Observou-se uma variação no grau de cristalinidade do PET utilizado como principal fonte de carbono, durante 76 e 150 dias de biodegradação, provavelmente relacionada à competição dos mecanismos de degradação. Já, para o PP o grau de cristalinidade diminuiu do tempo inicial para o tempo de 76 dias de biodegradação os tempos de 76 e 150 dias, parecendo que tanto a fase amorfa quanto a fase cristalina do polímero foram afetadas pelo fungo.

Quando os polímeros PET e PP, previamente degradados durante 150 dias por *P. djamor*, foram expostos ao intemperismo natural, verificou-se que não houve perda de massa significativa entre amostras controle e as previamente degradadas (teste).

Estes resultados podem contribuir na busca por soluções para problemas ambientais envolvendo PET e PP lembrando que a reciclagem destes polímeros consome grandes quantidades de água e energia e gera resíduos sólidos, emissões atmosféricas e efluentes líquidos.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Fundo de Apoio à Pesquisa (FAP) da UNIVILLE pelo apoio financeiro e à Escola Técnica Tupy (Joinville - SC) pelos polímeros utilizados neste trabalho

REFERÊNCIAS

ABIPLAST. Os Plásticos, 2012. Disponível em: <<http://www.abiplast.org.br/site/os-plasticos>>. Acesso em 10 de março de 2013.

ASTM:D5247. American Society for testing and materials. Standard Test Method for Determining the Aerobic Biodegradability of Degradable Plastics by Specific Microorganisms, 1992.

BACH, C.; DAUCHY, X.; CHAGNON, M.C.; ETIENNE, S. Chemical compounds and toxicological assessments of drinking water stored in polyethylene terephthalate (PET) bottles: A source of controversy reviewed. **Water Research**, v.46, p.571–583, 2012. BAIRD, C.; CARRERA L.C.M. **Química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002, 622 p.

CALLISTER JÚNIOR, W.D. **Ciência e engenharia de materiais: uma introdução**. Rio de Janeiro:LTC, 2002, 589p.

CANEVAROLO, S.V.; BABETO, A.C. Effect of the screw element type in the degradation of polypropylene upon multiple extrusions. **Advances in Polymer Technology**, v. 21, n. 4, p. 1-7, 2002.

CORDEIRO, J. **Biodegradação de polipropileno (PP) e poli(tereftalato) de etileno (PET) reciclados utilizando *Pleurotus sajor-caju* CCB 019 em cultivo sólido**. Trabalho de Conclusão de Curso. Departamento de Química Industrial, Universidade da Região de Joinville, 2008, 48p.

COSTA, K.C.F. **Estudo da degradação de polímeros sintéticos de importância industrial por linhagens fúngicas**. Dissertação de Mestrado. Departamento de Ciência de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas, 2001, 98p.

COSTA, L.T.; MAGALHÃES, F.; CARMO, D.F.; NASSAR, C.C.P.; GONÇALVES, C.S.; MENEZES, A.G.T.; WILKER, W.; OLIVEIRA, A.; MARIANO, F.L.; NASCIMENTO, L.V.; VENEROSO, F.; CAIS, T.; SERVIDONE, L.E.; BATISTA, C.; ROJAS, K.

Caracterização e percepção ambiental dos resíduos sólidos urbanos nas diferentes classes sociais no município de Alfenas – MG. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, v.5; p. 25-49, 2012.

DE PAOLI, M.A. **Degradação e Estabilização de Polímeros**, São Paulo: Editora Artliber, 2009, 221p.

ELIAS, H.G. **Macromoleculas – Structure and Properties**. New York: Plenum Press, 1984, 521p.

FARIA, P.C. **Biodegradação de polipropileno (PP) e poli(tereftalato) de etileno (PET) reciclados por *Pleurotus ostreatus* DSM 1833 em cultivo sólido**. Trabalho de Conclusão de Curso. Departamento de Química Industrial, Universidade da Região de Joinville, 2008, 42p.

FARIA, A.U.; MARTINS-FRANCHETTI, S.M. Biodegradação de filmes de polipropileno (PP), poli(3-hidroxibutirato) (PHB) e blenda de PP/PHB por microrganismos das águas do Rio Atibaia. **Polímeros**, v. 20, n.2, p. 141-147, 2010.

FECHINE, G.J.M.; SANTOS, J.A.B.; RABELLO, M.S. Avaliação da fotodegradação de poliolefinas através de exposição natural e artificial. **Química Nova**, v. 29, n. 4, p. 674-680, 2006.

FLEMMING, H.C. Relevance of biofilms for the biodeterioration of surfaces of polymeric materials. **Polymer Degradation and Stability**, v. 59, n. 1, p. 309-315, 1998.

FURLAN, S.A.; VIRMOND, L.J.; MIERS, D.A.; BONATTI, M.; GERN, R.M.M.; JONAS, R. Mushroom strains able to grow at high temperatures and low pH values. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 13, p. 689-692, 1997.

GAN, Z.; QIZHI, L.; ZHANGB, J.; JING, X. Enzymatic degradation of poly(ϵ -caprolactone) film in phosphate

buffer solution containing lipases. **Polymer Degradation and Stability**, v. 56, p. 209-213, 1997.

GAN, Z.; YU, D.; ZHONG, Z.; QIZHI, L.; JING, X. Enzymatic degradation of poly(ϵ -caprolactone)/poly(dl-lactide) blends in phosphate buffer solution. **Polymer**, v. 40, p. 2859–2862, 1999.

INNOCENTINI-MEI, L.H.; MARIANI, P.D.S.C. **Visão geral sobre polímeros ou plásticos ambientalmente biodegradáveis (PADs)**. Campinas: Editora UNICAMP, 2005, 27p.

KLOSS, J. **Síntese e caracterização de poliuretanos biodegradáveis à base de poli(ϵ -caprolactona)**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Química, Universidade Federal do Paraná, 2007, 203p.

LIMA, S.L.T. Reciclagem e biodegradação de plásticos. **Revista Científica do IMAPES**, v. 2, n. 2, p. 28-34, 2004.

LIMA, G.F.C.A.; JESUS, E.L. Contribuição do Centro de Compostagem e Reciclagem na formação do Técnico em Ambiente e na educação ambiental. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n.27, p. 34-44, 2013.

MANO, E.B.; MENDES, L.C. **Introdução a polímeros**. São Paulo: Edgard Blücher, 2004, 191p.

MONTEIRO, A.M.C. **Biodegradação de polipropileno(PP) e poli(tereftalato de etileno)(PET) reciclados utilizando *Pleurotus ostreatus* DSM 1833 em cultivo submerso**. Trabalho de Conclusão de Curso. Departamento de Química Industrial, Universidade da Região de Joinville, 2007, 57p.

PIATTI, T.M.; RODRIGUES, R.A.F. **Plásticos: características, usos, produção e impactos ambientais**. Maceió: EDUFAL, 51p., 2005.

PRADO, M.R. **Análise do inventário do ciclo de vida de embalagens de**

vidro, alumínio e PET utilizadas em uma indústria de refrigerantes no Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Pós Graduação em Tecnologia de Alimentos, UFPR, Curitiba, 2007.

RAJARATHNAM, S.; SHASHIREKA, M.N.; BANO, Z. Biopotentialities of the Basidiomycetes. *Advances in Applied Microbiology*, v. 37, p. 233-361, 1992.

REYES, L.J. **Estudo da biodegradação de polietileno-tereftalato de etileno (PET) por fungos basidiomicetos ligninolíticos**. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ciência de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas, 2003, 104p.

ROMERO, T. Descoberto fungo que faz biodegradação de garrafas PET. *Inovação Tecnológica*, 2009. Disponível em: <<http://www.inovacaotecnologica.com.br/noticias/noticia.php?artigo=descoberto-fungo-que-faz-biodegracao-de-garrafas-pet&id=#.UyMAI380qho>>. Acesso em 10 de março de 2013.

RORABACHER, D.B. (1991). Statistical treatment for rejection of deviant values: critical values of Dixon's "Q" parameter and related subrange ratios at the 95% confidence level. **Analytical Chemistry**, v.63, n.2, p.139-146.

SANTOS, R.M.; BOTELHO, G.; MACHADO, A.V. Avaliação da fotodegradação de ABS exposto a condições naturais. **Ciência e Tecnologia dos Materiais**, v. 22, n. 1/2, p. 87-90, 2010.

SPINACÉ, M.A.S.; DE PAOLI, M.A. A tecnologia da reciclagem de polímeros. **Química Nova**, v.28, n. 1, p.65-72, 2005.

SOUZA, T.B. **Biodegradação de poli(tereftalato de etileno) (PET) e polipropileno (PP) por *Pleurotus djamor* UNIVILLE 001**. Trabalho de Conclusão de Curso. Departamento de Engenharia Ambiental,

Universidade da Região de Joinville,
2009, 52p.

ZADRAZIL, F.; KURTZMAN, J.R.H. **The biology of *Pleurotus* cultivation in the tropics**. In: CHANG, S.T., QUIMIO, T.H. Tropical Mushrooms. Hong Kong: The Chinese Univ. Press. 493p., p. 277-278, 1984.

ZANIN, M.; MANCINI, S.D. **Resíduos plásticos e reciclagem: aspectos gerais e tecnologia**. São Carlos:UFSCAR, 2004, 143p.

Recebido em: mar/2012
Aprovado em: mar/2014

Uso de Ferramentas Moleculares para Estudos de Comunidades Microbianas em Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos

Molecular Tools for Studying Microbial Communities in Urban Solid Waste Landfill Leachate

RESUMO

O lixiviado de aterro de resíduos sólidos pode ser entendido como o resultado das águas que infiltram e da degradação da fração orgânica dos resíduos sólidos, e tem sido identificado na literatura como fonte potencial de poluição das águas superficiais e subterrâneas. Conhecer a diversidade microbiana do lixiviado de aterro é um importante fator na avaliação do processo de degradação de resíduos. Ferramentas moleculares têm sido amplamente aplicadas na análise do perfil microbiano em diversos ambientes. O presente trabalho tem por objetivo apresentar uma revisão do uso de técnicas moleculares na avaliação das comunidades bacterianas em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos.

PALAVRAS-CHAVE: Aterro; Resíduos sólidos; Lixiviado; Comunidades bacterianas

ABSTRACT

Solid waste landfill leachate is the result of excessive rainwater percolating through the waste layers and the product from organic matter degradation processes and it is nowadays considered a potential source of groundwater and surface water pollution. The knowledge of the microbial diversity of landfill leachates is an important factor when it comes to evaluating the waste degradation process. Molecular techniques have been widely used in analyzing the microbial profile in diverse environments. This work presents a review of the molecular techniques to evaluate bacterial communities of solid waste landfill leachates.

KEYWORDS: Landfill; Solid waste; Leachate; Bacterial communities

Bianca Ramalho Quintaes

D.Sc. em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos/ EQ/ UFRJ. Biomédica - UNIRIO. Rio de Janeiro, RJ, Brasil
biaquintaes@yahoo.com.br

Juacyara Carbonelli Campos

D.Sc. em Engenharia Química - PEQ/COPPE/UFRJ. Professora Adjunta do Departamento de Processos Inorgânicos da Escola de Química - UFRJ Rio de Janeiro, RJ, Brasil

Marco Antônio Lemos Miguel

D.Sc. em Ciências de Alimentos pela UFRJ. Chefe do Laboratório de Microbiologia de Alimentos e Professor Adjunto do Instituto de Microbiologia da UFRJ. Rio de Janeiro, RJ, Brasil

Analy M. de Oliveira Leite

D.Sc. em Ciências de Alimentos - UFRJ. Médica Veterinária UFRJ. Professora Assistente do Instituto de Microbiologia da UFRJ Rio de Janeiro, RJ, Brasil

Marco A. Giovannini Hinojosa

Biologista do Laboratório de Microbiologia do Dpto de Pesquisas Aplicadas da Companhia Municipal de Limpeza Urbana do Município do Rio de Janeiro - COMLURB Rio de Janeiro, RJ, Brasil

INTRODUÇÃO

As mudanças ambientais resultantes da atividade humana, como é o caso das áreas de disposição de resíduos sólidos, afetam de maneira significativa os sistemas ecológicos no ambiente, incluindo as comunidades bacterianas. Apesar das pesquisas envolvendo essas comunidades, há pouca informação para o entendimento dos processos biológicos que se sucedem em um aterro de disposição de resíduos sólidos (UCHIDA *et al.*, 2009). Os grupos microbianos adaptados ao novo ambiente aumentam, enquanto que aqueles não adaptados às condições ambientais diminuem. A ampla variedade de microrganismos existentes permite uma rápida adaptação da comunidade microbiana ao novo ambiente.

Métodos tradicionais de rastreamento, através de meios de cultura seletivos, não conseguem reproduzir as condições que um microrganismo requer para a proliferação no seu habitat natural. No entanto, o advento das técnicas de biologia molecular trouxe novas oportunidades para a análise de estruturas e composição de espécies de populações microbianas complexas. Algumas metodologias que têm sido aplicadas permitem estabelecer relações filogenéticas entre os microrganismos, determinar a diversidade genética de comunidades microbianas e identificar diversos microrganismos não cultiváveis (MUYZER e SMALLA, 1998).

A diversidade microbiana é um importante fator na avaliação do processo de decomposição de resíduos. Assim, essa tarefa é um dos principais passos em direção ao entendimento das propriedades metabólicas espécie-específica, responsáveis pela decomposição dos resíduos (KLAMMER *et al.*, 2008). As populações iniciais do resíduo disposto em aterro apresentam notável papel na

seleção de espécies dominantes presentes, tanto durante o estágio inicial de decomposição, quanto no resíduo decomposto. Um entendimento mais profundo da dinâmica dessa população microbiana fornecerá subsídios para compreender também a sua persistência e o poder de recuperação, na medida em que há mudanças nas condições ambientais e na qualidade do substrato ao longo do tempo (STALEY *et al.*, 2007). A investigação dos processos de decomposição orgânica é indispensável para uma avaliação precisa dos riscos ambientais e da estabilidade dos aterros de resíduos.

Diante das perspectivas tecnológicas disponíveis para o tratamento de lixo de aterro de resíduos sólidos urbanos, reconhece-se a necessidade de um estudo que acompanhe o desenvolvimento e a sucessão das comunidades microbianas, particularmente as populações bacterianas, presentes neste material, sua dinâmica ao longo do processo de decomposição, bem como as suas características fenotípicas e genotípicas.

O presente trabalho tem por objetivo apresentar uma revisão do uso de técnicas moleculares na avaliação das comunidades bacterianas em lixo de aterro de resíduos sólidos urbanos.

Aterro Sanitário como destinação final de resíduos sólidos urbanos

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) NBR 8419, abril de 1992, conceitua aterro sanitário como uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais, fazendo uso dos princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível, e reduzi-los ao menor

volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho ou a intervalos menores, se for necessário.

Segundo a mais recente Pesquisa Nacional de Saneamento Básico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), realizada em 2008 (IBGE, 2010), dos 5.562 municípios brasileiros que apresentam serviço de manejo de resíduos sólidos, 50,5% (2.810) utilizam os vazadouros a céu aberto (lixões) como unidade de destino dos resíduos sólidos domiciliares e/ou públicos; 0,2% (14) utilizam vazadouros em áreas alagadas ou alagáveis; 22,5% (1.254) utilizam os aterros controlados; 27,7% (1.540) utilizam os aterros sanitários; 3,8% (211) utilizam as usinas de compostagem de resíduos orgânicos; 11,6% (643) utilizam as unidades de triagem de resíduos recicláveis; 0,6% (34) utilizam as unidades de tratamento por incineração e 2,4% (134) utilizam outra forma de destinação. Observa-se que alguns municípios apresentam mais de um tipo de unidade de destinação de resíduos sólidos.

Apesar do elevado percentual de municípios que possui vazadouros a céu aberto, no Brasil e em diversos países, os aterros representam a principal destinação dos resíduos sólidos urbanos (MONTEIRO *et al.*, 2006; ZHANG *et al.*, 2011; SANG *et al.*, 2012, ZHAO *et al.*, 2013; OTHMAN *et al.*, 2013). Em 2010, os Estados Unidos geraram 249,9 milhões de toneladas de RSU, sendo que cerca de 135,5 milhões de toneladas destes foram dispostos em aterros (ZHAO *et al.*, 2013). No entanto, para Rich e outros (2008), a disposição em aterro, do modo como é praticada atualmente, é fundamentalmente insustentável já que os custos financeiros baixos não contabilizam os potenciais custos ambientais para uma gestão a longo prazo. A disposição de resíduos sólidos domiciliares em aterro é a principal

causa de risco para a saúde pública e de impacto ambiental, através da transmissão de doenças, da emissão de gases de efeito estufa, da poluição do solo e da contaminação das águas superficiais e subterrâneas (SENG *et al.*, 2013.). Outros efeitos negativos do aterro incluem a própria rotina, afetando as famílias que residem nos arredores, através de perturbações, como ruído, poluição visual, maus odores e presença de vetores, e o tráfego de veículos pesados, causando poluição do ar e impactos físicos e estruturais (HAM *et al.*, 2013). As alternativas propostas em substituição aos aterros sanitários vêm sendo estudadas e discutidas há muitos anos, mas até hoje não se encontrou opção que apresentasse melhor relação custo/benefício (MANFREDI *et al.*, 2010; SAWAMURA *et al.*, 2007; MANFREDI *et al.*, 2011; SANG *et al.*, 2012).

Degradação de resíduos sólidos nos aterros

As características construtivas dos aterros permitem minimizar os efeitos das duas principais fontes de poluição oriundas dos resíduos sólidos: o gás e o lixiviado (SOUTO, 2009).

O gás gerado no aterro é a mistura entre o biogás obtido com a decomposição anaeróbia dos resíduos sólidos e compostos voláteis liberados pelos mesmos. A grande diversidade microbiana que participa da cadeia alimentar nos resíduos gradualmente degrada as moléculas complexas a uma mistura de CH₄ e CO₂ sob condições ambientais favoráveis (WIRTH *et al.*, 2012). Esse gás pode ser drenado através de tubulações adequadas e encaminhado para queima ou eventual aproveitamento energético (SOUTO, 2009). A recuperação de energia a partir da fração orgânica dos resíduos sólidos tem um grande potencial de redução das emissões de gases do efeito estufa (KIM *et al.*, 2013).

Kjeldsen e outros (2002) dividem os processos de biodegradação em duas fases: aeróbia e anaeróbia. Assim que o resíduo é enterrado, um período de aclimação é observado, correspondendo à fase em que ocorre um acúmulo suficiente de umidade e oxigênio que suportam a atividade microbiana. Durante esse primeiro estágio de decomposição, o oxigênio presente nos espaços entre os resíduos recém-enterrados é rapidamente consumido por microrganismos aeróbios, resultando na produção de dióxido de carbono, água e no aumento da temperatura. O lixiviado produzido nessa fase é caracterizado pela dissolução dos sais inorgânicos altamente solúveis, inicialmente presentes no aterro, e pequenas quantidades de matéria orgânica oriunda da degradação aeróbia (SENIOR, 1995). Uma fase de transição se instala quando o oxigênio se esgota e o resíduo torna-se anóxico, com mudança de receptores de elétrons, como o oxigênio, para os nitratos e sulfatos (MATA-ALVAREZ, 2002).

A fase anaeróbia é subdividida em quatro estágios: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (POHLAND E HARPER, 1985). Rich e outros (2008) acrescentam uma quinta etapa, a estabilização biológica. Durante a vida de um aterro, essas fases não são tão bem distintas, à medida que sempre há o aterramento de resíduos sólidos novos, causando grande variabilidade na idade do material disposto. Nesse sentido, é possível encontrar as quatro fases ocorrendo simultaneamente em um único aterro (KJELDEN E CHRISTENSEN, 2001).

A fase de hidrólise é o início do processo de decomposição anaeróbia. Com a diminuição da quantidade de oxigênio, começam a predominar microrganismos anaeróbios facultativos, ou seja, aqueles que preferencialmente não usam oxigênio na decomposição da matéria orgânica. Essas bactérias

convertem o material orgânico particulado, como a celulose e outros, em compostos dissolvidos. A presença de água, presente nos resíduos pela umidade inicial e pelas águas que infiltram ou são recirculadas (CUSSIOL, 2005), é importante para o primeiro passo da degradação anaeróbia (hidrólise), promovendo a diluição de agentes inibidores e facilitando a distribuição de microrganismos e nutrientes na massa de RSU (KJELDEN *et al.*, 2002).

A hidrólise leva a produção de ácidos orgânicos voláteis, amônia, hidrogênio e dióxido de carbono. A decomposição ocorre através da hidrólise dos polímeros e fermentação dos monossacarídeos resultantes a ácidos carboxílicos e alcoóis, caracterizando assim, o início da fase acidogênica (MATA-ALVAREZ, 2002). Durante essa fase, que pode durar alguns anos, são produzidas quantidades consideráveis de compostos orgânicos simples e de alta solubilidade, principalmente ácidos graxos voláteis (MONTEIRO *et al.*, 2006).

A conversão desses ácidos e alcoóis a acetato, hidrogênio e dióxido de carbono, marca o início da fase acetogênica. Essa fase é executada por uma população microbiana anaeróbia, sendo algumas anaeróbias facultativas responsáveis por reduzir o potencial redox do ambiente, permitindo assim o crescimento de espécies metanogênicas (MATA-ALVAREZ, 2002). Frequentemente, uma redução do pH é observada, sendo acompanhada pela solubilização dos metais, tornando o lixiviado, nessa fase, quimicamente tóxico (VERGARA E TCHOBANOGLIOUS, 2012). Os subprodutos da etapa anterior agora são consumidos por um consórcio de arqueas metanogênicas, e convertidos a gás metano e dióxido de carbono (MATA-ALVAREZ, 2002). As condições redutoras dessa fase irão

influenciar na solubilidade dos sais inorgânicos, resultando na precipitação ou dissolução desses compostos. Por exemplo, sulfato e nitrato são reduzidos a sulfetos e amônia, respectivamente.

Observa-se um declínio da DBO e DQO, e uma fração do resíduo permanece inalterada, visto que é composta de polímeros aromáticos, alguns tipos de ligninas, por exemplo (AMARAL, 2007), resultante da biodegradação de componentes vegetais, e ácidos húmicos e fúlvicos, de coloração marrom escuro a preto (SANG *et al.*, 2012). Algumas bactérias do gênero *Pseudomonas* e actinobactérias termofílicas do gênero *Streptomyces* e *Nocardia* são as mais importantes na degradação da lignina (TUOMELA *et al.*, 2000). Sulfeto é formado a partir da decomposição anaeróbia de aminoácidos sulfurados. Apesar de os sulfetos serem parcialmente liberados como biogás (H₂S), a maior parte permanece dissolvido como sulfeto de hidrogênio (SANG *et al.*, 2012).

A degradação anaeróbia da fração orgânica requer a ação de uma população bacteriana variada, consistindo de muitos grupos de estirpes facultativas e estritas (MATA-ALVAREZ, 2002). A diversidade microbiana é um importante fator no processo de decomposição de resíduos e a avaliação dessa diversidade é um dos principais passos em direção ao entendimento das propriedades metabólicas espécie-específica responsáveis pela decomposição dos resíduos.

Geração de lixiviado a partir da degradação microbiológica nos aterros

O lixiviado é o resultado da mistura da água da chuva que infiltra e percola através dos resíduos, com os produtos da degradação biológica da massa orgânica do resíduo (KJELDSEN *et al.*, 2002; Boumechhour *et al.*,

2013). A formação de lixiviado representa risco ambiental e tem sido identificado na literatura como fonte de poluição das águas superficiais e subterrâneas (Zhao *et al.*, 2013), apresentando elevadas concentrações de matéria orgânica, ácidos, sais e microrganismos (Vilar *et al.*, 2013) e com um potencial de contaminação bem maior do que o de muitos despejos industriais (SILVA *et al.*, 2007).

A fração orgânica dos resíduos é um substrato complexo e requer uma via metabólica que transforme estes compostos em subprodutos menos complexos antes da conversão final em metano (MONTEIRO *et al.*, 2006). Senior (1995) ressalta que quando os resíduos sólidos municipais entram num aterro eles têm um grande conteúdo de sólidos e matéria orgânica solúvel suspensos. Dentre os principais componentes da matéria orgânica biodegradável estão os carboidratos, as proteínas e os lipídios. Após o resíduo ser enterrado, uma série de eventos químicos e biológicos dá início ao processo de transferência de massa do resíduo para a água percolante, de onde o lixiviado se origina. A quantidade e a composição do lixiviado gerado variam ao longo das fases e refletem qual processo microbiológico está acontecendo no aterro (MATA-ALVAREZ, 2002). Esses dados são importantes, pois indicam a quantidade de matéria orgânica disponível para a biodegradação (SANTOS, 2010).

Interação microrganismos e lixiviado de aterro

Os resíduos sólidos domiciliares apresentam composição microbiana variada, sendo possível a ocorrência de vírus, bactérias, fungos, protozoários e helmintos (vermes), entre outros (UMAR *et al.*, 2011). Esses microrganismos se originam de seres humanos, dos animais, dos vegetais e do solo (AVERY *et al.*,

2012). Também são vias de entrada na massa de resíduos os papéis higiênicos, lenços de papel, fraldas descartáveis, absorventes, preservativos, carcaças e vísceras de animais, alimento deteriorado e outros materiais em decomposição, bem como curativos e resíduos de saúde provenientes de doentes em residências e de fezes *in natura*, humanas e de animais (especialmente cães e gatos) (CUSSIOL, 2005).

O lixiviado de aterro apresenta condições propícias ao desenvolvimento de microrganismos patogênicos (SOUZA, 2003). Bactérias de interesse médico, como as enterobactérias e *Staphylococcus aureus*, já foram detectadas no lixiviado produzido a partir de RSS dispostos em aterro sanitário, reforçando o papel destes resíduos como reservatórios de patógenos microbianos, bem como, de linhagens resistentes aos antimicrobianos (NASCIMENTO *et al.*, 2009).

A relação entre os microrganismos patogênicos e o lixiviado de aterro pode ser interpretada como o ambiente oferecendo as condições propícias para a transferência de genes entre os grupos bacterianos. A exposição do ambiente ao lixiviado pode ocorrer de diferentes formas: através do excesso de chuvas, do transbordamento descontrolado das lagoas de equalização, de infiltrações ou por falhas no tratamento do lixiviado lançado nos corpos d'água. O impacto do lixiviado de aterro sobre a microflora e microfauna é determinado por fatores como elevadas concentrações de matéria orgânica, e de nitrogênio amoniacal, além de outros contaminantes transportados pela massa de resíduos (LIU *et al.*, 2011). Nesse sentido, o aterro sanitário se mostra como um sistema heterogêneo complexo quanto às características físicas, químicas e biológicas onde

diferentes microrganismos coexistem e interagem (SZYŁAK-SZYDŁOWSKI e KORNIŁOWICZ-KOWALSKA, 2011).

Quando os resíduos oriundos de unidades hospitalares são descartados juntamente com os resíduos comuns em aterros, as bactérias entéricas, como *E. coli*, originada de resíduos contaminados por fezes, podem estar expostas a diferentes tipos de medicamentos, incluindo antimicrobianos. É possível que microrganismos possam trocar propriedades de resistência aos antimicrobianos durante longos períodos de incubação dentro do aterro (THREDEACH *et al.*, 2012). Esses genes de resistência aos antimicrobianos podem ser transferidos por conjugação, transformação e transdução para bactérias ambientais ou patogênicas adaptadas ao ambiente, através do mecanismo de transferência horizontal de genes (ZHANG *et al.*, 2011). A detecção de estirpes multirresistentes em esgoto doméstico e em lixiviado de aterro pode demonstrar que estes ambientes são altamente favoráveis à proliferação e à transferência de genes, consistindo de uma mistura de microrganismos, nutrientes e substâncias químicas (CHAGAS *et al.*, 2011).

Microbiota do lixiviado de aterro

O grau de conhecimento sobre a composição de microrganismos em lixiviado de aterro é limitado (GRISEY *et al.*, 2010) em comparação às características físicas e químicas deste poluente (BOUMECHHOUR *et al.*, 2013). A quantificação de microrganismos aeróbios e a identificação dos grupos de microrganismos celulolíticos, proteolíticos e amilolíticos através de meios de cultura foi estabelecida por Monteiro e outros (2006) com o objetivo de correlacionar as diferentes fases de degradação dos

resíduos sólidos urbanos. Alguns trabalhos têm focado na detecção de grupos de bactérias patogênicas isolados em amostras de lixiviado de aterro, como é caso dos estudos de Efuntoye e outros (2011) demonstrando a capacidade de proliferação e os fatores de virulência de *Staphylococcus aureus* e de *Clostridium perfringens* isolados de amostras de lixiviado. Grisey e outros (2010) utilizaram análises bacterianas para identificar a origem de bactérias patogênicas no lixiviado de aterro e em águas subterrâneas e fazer correlações com a variabilidade sazonal. Umar e outros (2011) estabeleceram uma metodologia de inativação bacteriana do lixiviado de aterro através da cloração utilizando a quantificação de bactérias patogênicas indicadoras, como os coliformes totais e a *E. coli*.

As análises bacterianas do lixiviado de aterro revelam um grande número de bactérias patogênicas e oportunistas. Muitas espécies pertencentes ao gênero *Enterobacter*, *Escherichia*, *Klebsiella*, *Salmonella*, *Serratia*, *Proteus*, *Pseudomonas* e *Staphylococcus* têm sido reportadas por diversos autores (ADEYEMI *et al.*, 2007; NASCIMENTO *et al.*, 2009; EFUNTOYE *et al.*, 2011; ZHANG *et al.*, 2011). Coliformes totais, *E. coli*, enterococos, *Salmonella*, *Pseudomonas aeruginosa*, e *Staphylococcus aureus* são capazes de se desenvolver em lixiviado de aterro e, desta forma, a presença destas populações pode ser discutida no que tange à saúde pública (GRISEY *et al.*, 2010).

No monitoramento do lixiviado dos RSD do município do Rio de Janeiro através de parâmetros bacteriológicos, realizado pela Gerência de Pesquisas Aplicadas da COMLURB, são determinadas as populações de coliformes totais, de *E. coli* e de enterococos, e a identificação de microrganismos potencialmente patogênicos, como *Salmonella* e outras enterobactérias e

Staphylococcus aureus. Os resultados desse estudo revelam similaridade nos valores obtidos para o grupo dos coliformes ao longo dos anos de 2004 a 2013. A mesma similaridade foi observada na identificação das enterobactérias, havendo a prevalência de 3 espécies de importância sanitária: *E. coli*, *Proteus mirabilis* e *Klebsiella pneumoniae* (COMLURB, 2013).

Uchida e outros (2009), na investigação de fontes de poluição ambiental por emissão de sulfeto de hidrogênio em um aterro no Japão, monitoraram as estruturas das comunidades bacterianas em amostras de lixiviado durante 8 meses usando a técnica molecular da DGGE (Eletroforese em Gel de Gradiente de Desnaturação), com o objetivo de determinar o impacto da degradação da matéria orgânica nos aterros sobre estas comunidades. Além disso, compostos químicos decorrentes da degradação dos materiais químicos artificiais, como borracha, plásticos, metais, vidros e materiais de construção (entulhos) enterrados no aterro sanitário também foram qualitativamente analisados. Nesse estudo, as análises dos padrões de bandeamento gerados indicaram que as comunidades bacterianas habitantes do local eram muito estáveis e que os principais microrganismos apresentavam relação com a família *Comamonadaceae*, que inclui os gêneros *Acidovorax* e *Comamonas* que são conhecidos por desempenharem importantes papéis na biodegradação de compostos aromáticos, na desnitrificação, e na biorremediação de ambientes contaminados. Os autores concluíram que a geração de sulfeto de hidrogênio também pode ser considerada o resultado da adaptação da atividade microbiana ao ambiente alterado.

Através de técnicas moleculares, a natureza da composição bacteriana foi determinada em lixiviados oriundos

de diferentes aterros sanitários no Brasil e foi possível verificar a diversificação do domínio Bactéria, com destaque para o filo Proteobacteria, como o mais abundante (SANTOS, 2010). As Proteobacterias compreendem uma das maiores divisões dentro do domínio Bactéria e representam a grande maioria das bactérias gram-negativas conhecidas. O outro grupo igualmente abundante foi Firmicutes, particularmente, as classes Clostridia e Bacilli. O estudo das comunidades bacterianas, oriundas de lixo de um aterro estabilizado, analisadas por pirosequenciamento, já revelaram a predominância das bactérias sobre os demais microrganismos, destacando *Pseudomonas*, *Lysobacter*, *Bacillus* e δ -Proteobactérias como as responsáveis pela remoção de poluentes (XIE *et al.*, 2012).

Ecologia microbiana

Em 1978, Martin Dworkin submeteu à revista *Science* a seguinte proposição: “a inclinação para ver microrganismos como seres independentes, separáveis do seu ambiente natural, surgiu no século 19 como consequência direta do espetacular sucesso das culturas puras de Robert Koch e seus colegas”. Durante todo esse século, a atenção dos fisiologistas microbianos foi focada no crescimento de culturas puras em meios de cultivo em laboratório. Isso impede que se pense que o microrganismo é apenas um membro de um complexo de interações em um nicho ecológico, o que é crucial para o entendimento, tanto da ecologia, quanto da evolução do organismo (GÓMEZ *et al.*, 2012).

A ecologia microbiana é uma ciência que tem como objetivo compreender como as comunidades microbianas interagem entre si e com o ambiente (SANTOS, 2010). Atualmente, os estudos em ecologia microbiana permitem responder a

questionamentos como, quais fatores influenciam a diversidade microbiana e quão estáveis as comunidades microbianas se apresentam na natureza.

As respostas a essas perguntas fundamentam a realização de práticas biotecnológicas. A biotecnologia ambiental aplica os conceitos e as ferramentas da ecologia microbiana para melhor gerenciar seus processos (BASSIN e ROSADO, 2011). Em contrapartida, a biotecnologia ambiental fornece os modelos de ecossistemas para que os ecologistas microbianos possam estudar e aperfeiçoar os seus conceitos e métodos, tornando a ecologia microbiana e a biotecnologia ambiental intrinsecamente ligadas (RITMANN, 2006).

Diversidade microbiana

Rosado e Duarte (2002) afirmam que a diversidade microbiana é tão vasta quanto desconhecida. Os microrganismos são o grupo mais diversificado e abundante de organismos na Terra e com a mais longa história evolucionária (cerca de 3,5 bilhões de anos) (Coutinho *et al.*, 1999). Sabe-se que um pequeno percentual das espécies bacterianas do planeta foi identificado, deixando vasta porção dessa biota desconhecida e não estudada (Amann *et al.*, 1995). A utilização de metodologias de cultivo impõe às populações bacterianas uma pressão seletiva, impedindo a detecção de muitos microrganismos “não cultiváveis” (ZAK *et al.*, 1994; COUTINHO *et al.*, 1999; SANTOS *et al.*, 2009). Torna-se, então, limitante o estudo da diversidade associada a determinado ambiente com a utilização de meios de cultivo seletivos a grupos particulares.

A análise da diversidade em comunidades microbianas complexas pode ser examinada em vários níveis. As análises mais simples usam perfis de DNA para

identificar diferenças na composição das comunidades. Abordagens mais refinadas descrevem as diferenças não só na composição da comunidade, mas também na sua organização através da medida do número (riqueza) e abundância relativa de espécies ou filotipos (DUNBAR *et al.*, 2000). As novas tecnologias desenvolvidas têm conferido à diversidade microbiana uma posição prioritária para o avanço da biotecnologia (BASSIN e ROSADO, 2011).

Importância do uso de ferramentas moleculares em estudos de comunidades microbianas

A evolução da biologia molecular nas últimas décadas propiciou avanços nos estudos da microbiologia ambiental e da ecologia microbiana. A ecologia microbiana molecular é baseada na compreensão das relações entre microrganismos e suas interações com o ambiente, através da análise de moléculas representativas de organismos (proteínas, enzimas, ou ácidos nucleicos) ou de processos por eles desencadeados (SANTOS, 2010).

As principais razões para o uso de técnicas independentes do cultivo são a ausência de conhecimento das condições reais sob as quais a maioria das bactérias está crescendo no seu habitat natural, e a dificuldade para se desenvolverem meios de cultura adequados que simulem estas condições (ERCOLINI, 2004). Esse é o caso do lixo de aterro, podendo ser considerado um meio de cultivo microbiano de composição e condições indeterminadas e variáveis.

O estudo da biologia molecular dos microrganismos, que, sem dúvida nenhuma, trouxe avanço ao estudo da diversidade microbiana, só passou a ganhar importância em meados da década de 80, a partir dos estudos de

Stackenbrandt *et al.* (1985), que sugeriram o uso do ácido desoxirribonucléico ribossomal (DNAr) para afiliação de grupos bacterianos, embora o uso do conteúdo de Guanina-Citosina do DNA fosse sugerido para a taxonomia de bactérias ainda na década de 60 (ZILLI *et al.*, 2003). Dessa forma, o conhecimento da variabilidade genética foi amplamente beneficiado pela aplicação de técnicas de biologia molecular. A capacidade de examinar diretamente o DNA permitiu atingir níveis elevados de sensibilidade e detalhamento, contornando os problemas relacionados à expressão gênica e às influências ambientais.

A detecção e a identificação bacterianas, tradicionalmente, são feitas de acordo com os meios de obtenção de carbono e energia, exigências nutricionais, meio de cultivo para seu crescimento, e observação direta através do microscópio (Kennedy, 1999). No entanto, a utilização dessas metodologias fornece informações limitadas, impedindo a detecção de bactérias “não cultiváveis” (ZAK *et al.*, 1994; SANTOS *et al.*, 2009).

As limitações das técnicas tradicionais de detecção e de identificação de bactérias são ainda maiores quando se quer estudar a diversidade associada a determinado ambiente. Sabe-se que a diversidade das bactérias é maior que a de qualquer outro grupo de organismos, no entanto, os meios de cultivo são seletivos a grupos particulares. Até mesmo quando se quer utilizar um meio seletivo para determinado organismo-alvo, algumas estirpes não cultiváveis, provavelmente, serão excluídas das análises (COUTINHO *et al.*, 1999). AMANN *et al.* (1995) sugerem que um pequeno percentual das espécies bacterianas do planeta tenham sido identificadas, deixando vasta porção dessa biota desconhecida e não estudada. De fato, até recentemente, apenas 20% das bactérias que ocorrem

naturalmente foram isoladas e caracterizadas (KLAMMER *et al.*, 2008).

Como exemplo da limitação conferida pelas técnicas convencionais, podem-se citar os resultados de nove anos de monitoramento do lixiviado dos resíduos sólidos domiciliares do município do Rio de Janeiro, através de parâmetros bacteriológicos, promovido pela Companhia Municipal de Limpeza Urbana (COMLURB). Nesse trabalho são determinadas as densidades de coliformes totais, de *Escherichia coli* e de Enterococos, bem como a identificação de microrganismos potencialmente patogênicos, como as enterobactérias e *Staphylococcus aureus*. Os resultados desse estudo (dados não publicados) revelam uma homogeneidade nos valores obtidos com a determinação de coliformes. A mesma homogeneidade foi observada nos grupos de bactérias identificadas, havendo a prevalência de 3 espécies de importância sanitária: *Escherichia coli*, *Proteus mirabilis* e *Klebsiella pneumoniae*, e de bactérias do grupo dos Enterococos.

Os métodos moleculares, independentes de cultivo, em geral utilizam, como etapa inicial, a amplificação de genes marcadores por PCR (Polymerease Chain Reaction). Após a extração do DNA total de uma dada amostra, o material extraído serve como molde para a reação de PCR. A região a ser amplificada deverá conter sequências conservadas que irão permitir o pareamento dos iniciadores, e regiões variáveis que serão utilizadas pela filogenia (YE *et al.*, 2012). A extração de DNA de amostras ambientais, com posterior amplificação e análise do material genético, tem sido uma alternativa ou complemento ao método clássico de cultivo e análises fisiológicas de microrganismos (ZILLI *et al.*, 2003; ERCOLINI, 2004).

O gene que codifica o RNAr 16S e sua utilização na identificação de espécies bacterianas

O RNA é bastante conservado tanto funcionalmente como em sua sequência, e está associado a regiões de moderada variação genética (WARD e BATESON, 2000). Assim, a comparação de sequências de RNA ribossomal (RNAr) se tornou uma poderosa ferramenta para deduzir relações filogenéticas e evolutivas de organismos, assim como, sua própria identificação.

A molécula amplamente utilizada para análises filogenéticas em procariontes é a 16S, subunidade menor do RNAr. É um polirribonucleotídeo de aproximadamente 1500 nucleotídeos, codificado pelo gene *rrs* (ácido desoxirribonucleotídeo ribossomal - DNAr).

A estrutura primária do RNAr 16S é composta por regiões alternadas de alta e baixa variabilidade. As regiões com sequências variáveis contêm informação de baixo nível filogenético, enquanto, as regiões com sequências conservadas contêm informação dos eventos evolutivos. O RNA ribossomal é um excelente marcador molecular para a reconstrução da maioria das relações filogenéticas (FRY *et al.*, 1991).

No entanto, o DNAr 16S é a molécula preferida pelo seu tamanho e por ser manejável experimentalmente. Quando se pretende amplificar o DNAr 16S completo, as sequências conservadas do gene são utilizadas para o desenho dos oligonucleotídios iniciadores. De fato, embora existam posições filogeneticamente informativas ao longo de todo o gene, a maior variabilidade se concentra nas primeiras 500 bases nucleotídicas (PATEL *et al.*, 2002). *GenBank*, o maior banco de dados de

sequências, tem aproximadamente 20 milhões de sequências depositadas, das quais 90.000 são referentes ao gene que codifica o RNAr 16S, o que permite a comparação da sequência das linhagens desconhecidas com as sequências disponíveis.

Principais técnicas aplicadas às amostras de lixiviado de aterro

Diferentes técnicas moleculares vêm recentemente sendo aplicadas ao lixiviado de aterro, destacando-se: a Análise do Polimorfismo de Comprimento do Fragmento de Restrição (T-RFLP ou TRF - Terminal Restriction Fragment Length Polymorphism) (Sawamura *et al.*, 2007); Biblioteca de clones do gene RNAr 16S (Huang *et al.*, 2005; Liu *et al.*, 2011), Hibridização fluorescente *in situ* - FISH (Sanz e Kochling, 2007), Análise da Restrição do DNA Ribossomal Amplificado (Amplified Ribossomal DNA Restriction Analysis – ARDRA) (WALSH *et al.*, 2002); Eletroforese do Gel de Gradiente Desnaturante – DGGE (RÖLING *et al.*, 2001; BRAT *et al.*, 2008; MEHMOOD *et al.*, 2009), e pirosequenciamento (SANTOS, 2010).

A técnica de DGGE, inicialmente introduzida em ecologia microbiana molecular para determinar a diversidade genética de misturas complexas de comunidades microbianas (MUYZER *et al.*, 1993), pode ser amplamente utilizada, como no estudo das mudanças ocorridas nas comunidades microbianas no ambiente natural ou submetido a condições de estresse, ou no monitoramento de microrganismos específicos em um ambiente natural, sendo esta uma poderosa ferramenta de estudo (ROSADO e DUARTE, 2002). É um método de separação electroforético baseado em diferenças no comportamento de desnaturação de fragmentos de DNA de cadeia dupla, previamente

amplificados pela PCR, em gel com gradiente desnaturante. Esses fragmentos ficam sujeitos a um ambiente com crescentes níveis de desnaturação, que acabam por promover mudanças conformacionais na molécula, reduzindo sua migração (MUYZER e SMALLA, 1998). Assim, fragmentos com mesmo tamanho, mas com composição de bases diferentes, irão apresentar diferentes padrões eletroforéticos, diferenciando cada microrganismo, ou seja, cada banda no gel representa uma espécie ou um grupo de espécies de bactéria, e a imagem final do gel corresponderá a um padrão de “códigos de barra” referente à comunidade bacteriana estudada.

As aplicações mais recentes dessa técnica têm focado no estudo das estruturas e evolução das comunidades microbianas do solo (NAKATSU, 2007); composto orgânico (KLAMMER *et al.*, 2008), rizosfera (DUINEVELD *et al.*, 1998), lodo de refinaria de petróleo (PINHATI, 2008), e lixiviado de digestão anaeróbia (SILVEY *et al.*, 2000).

Os estudos de Röling e outros (2001), e Brat e outros (2008), em aquíferos contaminados por lixiviado de aterro, mostram a relação entre as comunidades microbianas e a hidrogeoquímica do local, com a aplicação da DGGE. A análise de clones dos perfis de DGGE, gerados com os iniciadores para bactérias e para arqueas, foi capaz de separar comunidades microbianas pertencentes à água contaminada daquelas pertencentes à água limpa, bem como clones bacterianos de amostras coletadas próximas ao aterro, daquelas coletadas a distâncias maiores. Os resultados baseados nos dados da biblioteca genômica que associam um determinado organismo às bandas dos perfis de DGGE foram consistentes com as condições redox observadas, sendo também possível revelar um variado número de sequências relacionadas às bactérias fermentativas

degradadoras de compostos complexos e acetogênicas. Para os autores, a análise por DGGE do RNAr 16S gera perfis de bandeamento que podem servir de base para informações sobre a presença e a atividade de comunidades microbianas, sendo útil na determinação do potencial na biorremediação de aquíferos contaminados por lixiviado de aterro.

Na análise da comunidade microbiana de composto oriundo de diversos materiais, como resíduos orgânicos, lodo de esgoto, fezes de animais e resíduos sólidos urbanos, Klammer *et al.*, (2008) concluíram que os métodos moleculares e, em particular, a DGGE, provaram ser uma poderosa ferramenta na análise comparativa de amostras de resíduos orgânicos em decomposição. Ainda assim, os autores não obtiveram um padrão de DGGE que pudesse servir para comparações laboratoriais. No caso da compostagem, as comunidades microbianas podem somente servir como um parâmetro adicional, indicando a fase do processo de degradação, mas os resultados devem ser associados aos parâmetros químicos.

Moura *et al.* (2007) utilizaram a técnica de PCR-DGGE para estimar a diversidade bacteriana e monitorar mudanças nas comunidades de 2 lagoas aeradas de uma usina de tratamento de água residuária, receptora de afluentes urbanos e industriais. Tal pesquisa procurou mostrar a composição, a estrutura e a dinâmica ao longo de um ano, permitindo entender que as mudanças nas estações podem afetar a estrutura da comunidade e, conseqüentemente, o tratamento do lixiviado em lagoas aeradas. Considerando que há pouca informação disponível com relação às comunidades bacterianas que habitam esses ecossistemas, a técnica de PCR-DGGE, aplicada neste trabalho, demonstrou ser eficaz em fornecer dados sobre a

estrutura e a dinâmica dessas comunidades. Os autores relataram que as estruturas das comunidades bacterianas nas lagoas foram similares, tendo sido identificadas comunidades bacterianas compostas de organismos pertencentes ao filo Firmicutes (3/15), β -Proteobacteria(1/15), ϵ -Proteobacteria (1/15), mas a maioria pertencia ao grupo *Cytophaga Flexibacter Bacteroides* (CFB) (10/15).

Uma outra técnica que merece destaque dada a sua aplicação a amostras de lixiviado é a RFLP (Restriction Fragment Length Polymorphism) - Polimorfismo de tamanho de fragmento de restrição. Essa técnica pode ser aplicada para monitorar mudanças na estrutura e na composição de comunidades microbianas, sendo também baseada no PCR. No entanto, o gene de interesse é amplificado com o emprego de iniciadores ou "primers", um ou dois deles sendo marcados por fluorescência, e o produto é digerido com uma ou mais enzimas de restrição. Os genes resultantes marcados são então analisados por sequenciamento. Já que diferenças na sequência gerarão genes marcados de diferentes tamanhos, será possível agrupar as populações de microrganismos que são geneticamente distintas (LIU *et al.*, 2011)

Alguns autores empregam a técnica de T-RFLP (Terminal Restriction Fragment Length Polymorphism), polimorfismo de tamanho de fragmento de restrição terminal, para avaliar a comunidade microbiana de sistemas de tratamento de resíduos. Briones *et al.* (2009) monitoraram, por T-RFLP, as populações microbianas de bactérias e arqueas em um biorreator anaeróbio. Os autores notaram uma mudança no fluxo de elétrons de butirato a propionato como consequência da presença de populações bacterianas, como os clostrídios produtores de butirato. Por outro lado, houve a seleção de

um grupo novo de bactérias, *Thermotogaceae*, que estava mais bem adaptada às condições sulfidogênicas do biorreator.

Dunbar *et al.* (2000), ao avaliar a habilidade dos padrões de fragmentos de restrição terminal (T-RFLP ou TRF) do RNAr 16S, em fornecer informações sobre a diversidade de comunidades microbianas em solos, verificaram que os perfis de TRF não foram capazes de diferenciar os diferentes filotipos de comunidades microbianas de solo. Advertem, no entanto, que tais perfis podem ser uma nova ferramenta em ecologia microbiana, desde que sejam cuidadosamente interpretados e associados a outras técnicas, como o DGGE.

Huang *et al.* (2005) reportaram os resultados de ensaios moleculares para determinação de grupos bacterianos associados ao lixiviado de aterro municipal através da técnica de RFLP. Para tanto, um banco de dados de DNAr foi gerado a partir do DNA total recuperado de amostras de lixiviado, usando um iniciador universal e um iniciador bactéria-específico. Os clones recombinantes do banco genômico foram selecionados ao acaso e submetidos ao sequenciamento. A análise filogenética revelou que a maioria dos clones bacterianos pertencia ao grupo das Proteobactérias, ao grupo CFB e ao filo Spirochaetes. Membros de diversos outros grupos foram identificados em baixa frequência, incluindo o filo Verrucomicrobia, o grupo Deinococcus - Thermus, Cyanobacteria e as bactérias verdes não sulfurosas. Os autores concluem que, devido às comunidades desconhecidas, o consórcio microbiano em aterros tradicionais tem sido tratado como "caixas-pretas". Os resultados sugeriram que as comunidades bacterianas em sistemas de aterro são mais complexas do que previamente estimado e permanecem ainda pouco exploradas. A aparente abundância

e diversidade das novas sequências de DNA sugerem que os grupos de microrganismos correspondentes podem desempenhar um importante papel em processos anaeróbios nos aterros. Os autores acreditam que as sequências de DNAr obtidas com a pesquisa podem fornecer um panorama mais consistente para as investigações futuras usando técnicas baseadas no RNAr 16S.

Recentemente, a tecnologia de pirosequenciamento vem se destacando por ser um sistema capaz de sequenciar 25 milhões de bases em um período de quatro horas, ou seja, cerca de 100 vezes mais rápido do que o tempo gasto no sequenciamento convencional (ROGERS e VENTER, 2005). Quando utilizada na avaliação das comunidades microbianas em lixiviado de aterro sanitário, a tecnologia de pirosequenciamento revela uma maior diversidade microbiana quando comparada ao sequenciamento tradicional (XIE *et al.*, 2012).

No Brasil, o trabalho mais recente sobre a microbiota do lixiviado de aterro observada através de DGGE e pirosequenciamento foi realizado por Santos (2010). Os filos mais abundantes foram Proteobacteria e Firmicutes, seguidos pelos filos Tenericutes, Thermotogae, Actinobacteria, Synergistetes e Verrucomicrobia. Além desses, representantes de outros filos também foram detectados pela primeira vez associados à lixiviados como é o caso Gemmatimonadetes; um filo descrito recentemente (2003), que inclui bactérias aeróbias, gram-negativas que parecem se reproduzir por gemulação. A autora conclui que as estruturas das comunidades microbianas presentes nesses "consórcios" são complexas e permanecem inexploradas, dificultando o aperfeiçoamento dos métodos de tratamento biológico desse efluente.

CONCLUSÕES

Da análise das literaturas pesquisadas, pode-se concluir que a riqueza e o dinamismo das comunidades microbianas presentes no lixiviado de aterro de resíduos sólidos, evidenciados através de técnicas de biologia molecular, refletem o comportamento que deve ser esperado em amostras ambientais, em que diferentes variáveis concorrem para influenciar os ecossistemas, como, por exemplo, a composição física dos resíduos, o regime de chuvas locais e a percolação da água, a compactação dos resíduos, a presença de poluentes e a disponibilidade de nutrientes.

RFLP, DGGE e o pirosequenciamento são as técnicas mais empregadas na observação das comunidades bacterianas em lixiviado de aterro. Os filos Proteobacteria e Firmicutes foram identificados como os mais abundantes com as técnicas empregadas. No entanto, o pirosequenciamento se destacou por ser um sistema capaz de sequenciar 25 milhões de bases em quatro de horas, o que significa um período 100 vezes superior ao tempo gasto no sequenciamento convencional, além de permitir a detecção de populações bacterianas em baixa abundância nas complexas comunidades bacterianas.

O desafio é aplicar os muitos dados a respeito da diversidade microbiana, gerados com esses métodos em estratégias mais eficientes de remediação e de tratamento de resíduos sólidos através da seleção, utilização e/ou estímulo de populações microbianas específicas presentes nos aterros ou nos lixiviados.

REFERÊNCIAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NORMA

BRASILEIRA (NBR) 8419 – Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos - Procedimento. Rio de Janeiro, 2008.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NORMA BRASILEIRA (NBR) 15849 – Resíduos sólidos urbanos – Aterros sanitários de pequeno porte – Diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento. Rio de Janeiro, 2010.

ADEYEMI, O., OLOYEDE, O., OLADIJI, A. Physicochemical and Microbial Characteristics of Leachate-Contaminated Groundwater. *Asian. J. Biochem.*, v.5, p. 343-348, 2007.

AMANN, R.I.; LUDWIG, W.; SCHKEIFER, K. H. Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells without cultivation. *Microbiology Reviews*, v.59, p. 143, 1995.

AMARAL, M. C. S. **Caracterização de lixiviados empregando parâmetros coletivos e identificação de compostos**. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007, 207 p.

AVERY, L. M., BOOTH, P., CAMPBELL, C., TOMPKINS, D. HOUGH, R. L. Prevalence and survival of potential pathogens in source-segregated green waste compost. *Science of the Total Environment*, v. 431, p. 128–138, 2012.

BASSIN, J. P.; ROSADO, A. S. Técnicas de biologia molecular aplicadas ao estudo da diversidade microbiana. In: **Processos biológicos avançados para tratamento de efluentes**. Ed Interciência, Rio de Janeiro, 2011, 357 p.

BOUMECHHOUR, F., RABAH, K., LAMINE, C., SAID, B. M. Treatment of landfill leachate using Fenton process and coagulation/flocculation. *Water and*

Environment Journal, v. 27, 114–119, 2013.

BRAT, T.; BRASTER, M.; VAN BREUKELEN, B.M.; VAN STRAALLEN, N.M.; ROLING, W.F.M. Eukaryotic Diversity in an Anaerobic Aquifer Polluted with Landfill Leachate. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 74, n.13, p. 3959, 2008.

BRIONES, A. M.; DAUGHERTY, B. J.; ANGENENT, L. T. Characterization of microbial trophic structures of two anaerobic bioreactors processing sulfate-rich waste streams. *Water Research*, v. 43, p. 4451-4460, 2009.

CHAGAS, T.P.G., SEKI, L.M. CURY, J.C., OLIVEIRA, J.A.L., D' VILA, A.M.R., SILVA, D.M., ASENSI, M.D. Multiresistance, beta-lactamase-encoding genes and bacterial diversity in hospital wastewater in Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Applied Microbiology*, v.111, p. 572-581, 2011.

COMPANHIA MUNICIPAL DE LIMPEZA URBANA - COMLURB. **Caracterização gravimétrica e microbiológica dos resíduos sólidos do município do Rio de Janeiro**. Gerência de Pesquisas Aplicadas. Diretoria Técnica e Logística, 2013.

COUTINHO, H.L.C.; OLIVEIRA, V. M.; MANFIO, G. P.; ROSADO, A.S. Evaluating the microbial diversity of soil samples: methodological innovations. In: **Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v 71, n.3, p. 491-503, 1999.

CUSSIOL, N.A.M.; **Disposição final de resíduos potencialmente infectantes**. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil, 2005.

DWORKIN, MARTIN. Microbial Interactions. *Science*, vol. 201, 1978

- DUINEVELD, B. M.; ROSADO, A. S.; ELSAS, J. D. VAN; VEEN, J. A. VAN. Analysis of the dynamics of bacterial communities in the rhizosphere of the chrysanthemum via denaturing gradient gel electrophoresis and substrate utilization patterns. **Applied and Environmental Microbiology**, v.64, p.4950, 1998.
- DUNBAR, J.; TICKNOR, L.O.; KUSKE, C. R. Assessment of microbial diversity in four southwestern United States soils by 16S rRNA gene terminal restriction fragment analysis. **Applied and Environmental Microbiology**, v.66, n.7, p. 2943, 2000.
- EFUNTOYE, M. O., BAKARE, A. A., SOWUNMI, A. A. Virulence factors and antibiotic resistance in **Staphylococcus aureus** and **Clostridium perfringens** from landfill leachate. *Afr. J. Microbiol. Res.*, v. 523, p.3994-3997, 2011.
- ERCOLINI, D. PCR-DGGE fingerprinting: novel strategies for detection of microbes in food. **Journal of Microbiological Methods**, v.56, p.297, 2004.
- FRY, N. K.; ROWBOTHAM, T. J.; SAUNDERS, N. A.; EMBLEY, T. M. Direct amplification and sequencing of the 16S ribosomal DNA of an intracellular *Legionella* species recovered by amoebal enrichment from the sputum of a patient with pneumonia. **FEMS Microbiological Letters**, v. 83, n.2, p.165, 1991.
- GÓMEZ, M. A., BALDINI, M., MARCOS, M., MARTINEZ, A., FERNÁNDEZ, S., REYES, S. Aerobic microbial activity and solid waste biodegradation in a landfill located in a semi-arid region of Argentina. **Ann Microbiol.**, v. 62, 745–752, 2012.
- GRISEY, E., BELLE, E. DAT, J. MUDRY, J., ALEYA, L. Survival of pathogenic and indicator organisms in groundwater and landfill leachate through coupling bacterial enumeration with tracer tests. **Desalination**, v.261, p. 162–168, 2010.
- HUANG, L. N.; ZHU, S.; ZHOU, H.; QU, L. H. Molecular phylogenetic diversity of bacteria associated with the leachate of a closed municipal solid waste landfill. **FEMS Microbiological Letters**, v. 242, p. 297-303, 2005.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008, publicada em setembro de 2010.
- KENNEDY, A. C. Bacterial diversity in agroecosystems. **Agriculture, Ecosystems and Environment.**, v.74, p.65, 1999.
- KIM, M. H., SONG, H. B., SONG, Y. Evaluation of food waste disposal options in terms of global warming and energy recovery: Korea. **Journal of Energy and Environmental Engineering**, v. 4, p. 1-12, 2013.
- KLAMMER, S.; KNAPP, B.; INSAM, H. Bacterial community patterns and thermal analyses of composts of various origins. **Waste Management Research**, v.26, p.173, 2008.
- KJELDSSEN, P.; CHRISTENSEN. A simple model for the distribution and fate of organic chemicals in a landfill: MOCLA **Waste Management Research**, v.19, p. 201–216, 2001.
- KJELDSSEN, P.; MORTON, J.; BARLAX, A.; ROOKER, P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in: Environmental Science Technology*, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002.
- KLAMMER, S.; KNAPP, B.; INSAM, H. Bacterial community patterns and thermal analyses of composts of various origins. **Waste Management and Research**, v.26, p.173, 2008.
- LIU, J., WU, W., CHEN, C., SUN, F., CHEN, Y. Prokaryotic diversity, composition structure, and phylogenetic analysis of microbial communities in leachate sediment ecosystems. **Appl Microbiol Biotechnol** v. 91, 1659–1675, 2011.
- MANFREDI, S., TONINI, M., CHRISTENSEN, T. H. Contribution of individual waste fractions to the environmental impacts from landfilling of municipal solid waste. **Waste Management**, v.30, p. 433–440, 2010.
- MANFREDI, S., TONINI, M., CHRISTENSEN, T. H. Environmental assessment of different management options for individual waste fractions by means of life-cycle assessment modeling. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, p. 995–1004, 2011.
- MATA-ALVAREZ, J. **Biomethanization of the organic fraction of municipal solid waste**. 2nd ed., Iwa Publishing, 2002, 323p.
- MEHMOOD, M. K.; ADETUTU, E.; NEDWELL, D. B.; BALI, A. S. *In situ* microbial treatment of landfill leachate using aerated lagoons. **Bioresearch Technology**, v. 100, p. 2741-2744, 2009.
- MONTEIRO, V. E. D.; MELO, M. C.; ALCÂNTARA, P. B.; ARAÚJO, J. M.; ALVES, I. R. F. S.; JUCÁ, J. F. T. Behavior study of msw in a experimental cell and its correlations with microbiological, physical and chemical aspects. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 2, n.3, p. 223.2006.
- MOURA, A.; TACAO, M.; HENRIQUES, I.; DIAS, J.; FERREIRA, P.; CORREIA, A. Characterization of bacterial diversity in two aerated lagoons of a wastewater treatment plant using PCR-DGGE analysis.

- Microbiological Research**, v. 164, p. 560-569, 2007.
- MUYZER, G., WAAL, E. C., UITTERLINDEN, A. G. Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 59, n.3, p. 695, 1993.
- MUYZER, G.; SMALLA, K. Application of denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) and temperature gradient gel electrophoresis (TGGE) in microbial ecology. **Antonie van Leeuwenhoek International Journal of General and Molecular Microbiology**, v. 73, p.127, 1998.
- NAKATSU, C.H. Soil microbial community analysis using denaturing gradient gel electrophoresis. **Soil Science Society American Journal**, v.71, n.2, p. 562, 2007.
- NASCIMENTO, T. C.; JANUZZI, W.A.; LEONEL, M.; SILVA, V. L.; DINIZ, C. G. Ocorrência de bactérias clinicamente relevantes nos resíduos de serviço de saúde em um aterro sanitário brasileiro e perfil de susceptibilidade a antimicrobianos. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, v. 42, n. 4. p. 415-419, 2009.
- OTHMAN, S. N.; NOOR, Z. Z.; ABBA, A. H.; YUSUF, R. O.; HASSAN, M. A. A. Review on life cycle assessment of integrated solid waste management in some Asian countries. **J. Cleaner Production** 41, 251 – 262, 2013.
- PATEL, J. B.; LEONARD, D. G.; PAN, X.; MUSSER, J. M.; BERMAN, R. E.; NACHAMKIN, I. Sequence-based identification of Mycobacterium species using the MicroSeq 500 16S rDNA bacterial identification system. **Journal of Clinical Microbiology**, v.38, p. 246, 2002.
- PINHATI, F.R.; **Caracterização molecular da população microbiana do lodo de Refinaria de Petróleo por PCR-DGGE e RAPD**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil, 2008.
- POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. Critical review and summary of leachate and gas production from landfill. **Tech. Project**, n. E20G01, 1985.
- RICH, C., GRONOW, J., VOULVOULIS, N. The potential for aeration of MSW landfills to accelerate completion. **Waste Management**, v. 28, p.1039–1048, 2008.
- RITTMANN, B. E. Microbial ecology to manage processes in environmental biotechnology. **Trends Biotechnol.** V. 24, p.261-266, 2006.
- ROGERS, Y. H.; VENTER, J. C. **Genomics: massively parallel sequencing**. *Nature*, v.437, p.326-327, 2005.
- RÖLING, W.F.; VAN BREUKELEN, B.M.; BRASTER, M.; LIN, B.; VAN VERSEVELD, H.W. Relationships between microbial community structure and hydrochemistry in a landfill leachate polluted aquifer. **Applied and Environmental Microbiology**, v.67, p.4619, 2001.
- ROSADO, A.S.; DUARTE, G.F. Utilização de eletroforese em gel com gradientes de desnaturantes (DGGE) e gel com gradiente de temperatura para estudar a diversidade microbiana. In: **Genética e melhoramento de microrganismos**. Mello, I.S., ed.; EDUSP: São Paulo, 2002.
- SANG, N. N., SODA, S., ISHIGAKI, T., IKE, M. Microorganisms in landfill bioreactors for accelerated stabilization of solid wastes. **Journal of Bioscience and Bioengineering**. v. 114, 243-250, 2012.
- SANTOS, A. L.; PEIXOTO, R.; ROSADO, A. S. New approaches to understanding microbial diversity in wastewater, landfills and leachate treatment. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 4, p. 631-648, 2009.
- SANTOS, A. L. **Diversidade molecular microbiana de lixiviados de aterros**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ciências (Microbiologia), Instituto de Microbiologia Prof. Paulo de Góes da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2010, 98p.
- SANZS J. L.; KOCHLING, T. Molecular biology techniques used in wastewater treatment: an overview. **Process Biochemistry**, v. 42, p. 119-133, 2007.
- SAWAMURA, H.; YAMADA, M.; ENDO, K.; SODA, S.; ISHIGAKI, T.; IKE, M. Characterization of microorganisms at different landfill depths using carbon utilization patterns and 16S rRNA gene based T-RFLP. **Journal of Bioscience and Bioengineering**. v. 109, n. 2, p. 130-137, 2010. 2007
- SENG, B., HIRAYAMA, K., KATAYAMA-HIRAYAMA, K., OCHIAI, S., KANEKO, H.. Scenario analysis of the benefit of municipal organic-waste composting over landfill, Cambodia. **Journal of Environmental Management**, v.114, p. 216-224, 2013.
- SENIOR, E. **Microbiology of landfill sites**. 2nd ed., Lewis Publishers, 1995, 205p.
- SILVA, J.D.; KOGA, E.M.; MARTINS, C.L.; COSTA, R.H.R.; CASTILHO JR., A.B. **Variação nictemeral de parâmetros de qualidade ambiental em lagoas de estabilização do tipo facultativa e de maturação tratando lixiviados de aterros sanitários**. Resumos do 24^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, Brasil, 2007.

- SILVEY, P.; PULLAMMANAPPALLI, P.C.; BLACKALL, L.; NICHOLS, P. Microbial ecology of the leach bed anaerobic digestion of unsorted municipal solid waste. **Water Science and Technology**, v. 41, n. 3, p. 9-12, 2000.
- SOUZA, L. F. **Codisposição de resíduos sólidos de serviço de saúde com resíduos sólidos urbanos**. 306p, 2003. Tese (Doutorado em Engenharia), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil, 2003.
- SOUTO, G. D. B. **Lixiviados de aterros sanitários brasileiros - estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar ("stripping")**. Tese de Doutorado, Universidade de São Carlos, 2009.
- STACKENBRANDT, E., MURRAY, R. G. E., TRÜPER, H. G. *Proteobacteria* classis nov. a name for the phylogenetic taxon that includes the "Purple Bacteria and Their Relatives". **International Journal of Systematic Bacteriology**, v. 38, n. 3, p.321-325, 1985.
- STALEY, B. F., BARLAZ, M. A., DE LOS REYES, F. L., ELLIS, J. C. Microbial community of profiling of municipal solid waste at different stages of degradation. Proceedings Sardinia 2007. In: **Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium**. S. Margherita di Paula, Cagliari, Italy; 1-5 October 2007.
- SZYŁAK-SZYDŁOWSKI, M., KORNIŁOWICZ-KOWALSKA, T. The mycobiota of landfill leachates in the pretreatment process in a sequencing batch reactor. **Cent. Eur. J. Biol.**, v. 7, 250-258, 2012.
- THREDEACH, S., CHIEMCHASRI, W., WATANABE, T., CHIEMCHASRI, T., HONDA, R., YAMAMOTO, K. Antibiotic resistance of *Escherichia coli* in leachates from municipal solid waste landfills: Comparison between semi-aerobic and anaerobic operations. **Bioresource Technology**, v.113, p. 253–258, 2012.
- TUOMELA, M., VIKMAN M., HATAKKA, A., ITAVAARA, M., Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. **Bioresource Technology**, v.72, p.169-183, 2000.
- UCHIDA, M.; HATAYOSHI, H.; SYKUNOBE, A.; SHIMOYAMA, T.; NAKAYAMA, T.; OKUWAKI, A.; NISHINO, T.; HEMMI, H. Polymerase chain reaction – denaturing gradient gel electrophoresis analysis of microbial community structure in landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, v. 164, p.1503-1508, 2009.
- UMAR, M., AZIZ, H. A., YUSOFF, M. F. Assessing the chlorine disinfection of landfill leachate and optimization by response surface methodology (RSM). **Desalination**,v.274, p.278-283, 2011.
- VERGARA, S. E., TCHOBANOGLOUS, G. Municipal Solid Waste and the Environment: A Global Perspective. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, v. 37, 277–309, 2012.
- VILAR, A., EIROA, M., KENNES, C., VEIGA, M. C. Optimization of the landfill leachate treatment by the Fenton process. **Water and Environment Journal**, v. 27, 120–126, 2013.
- WALSH, K.A.; MOFFETT, T.C.J.; MOFFETT, B.F.; HARRIS, J.A.; SHAW, P.J.; WALLACE, J.S. Molecular characterization of bacteria in a wetland used to remove ammoniacal-N from landfill leachate. **Waste Management and Research**, v. 20, p. 529, 2002.
- WARD, D.M.; BATESON, M.M.; 16S rRNA sequences reveal numerous uncultured microorganisms in a natural community. **Nature**, v. 345, p. 63, 2000.
- WIRTH, R., KOVÁCS, E., MARÓTI, G., BAGI, Z., RÁKHELY, G., KOVÁCS, K. L. Characterization of a biogas-producing microbial community by short-read next generation DNA sequencing. **Biotechnology for Biofuels.**, v. 5, 2012.
- XIE, B., XIONG, A. B., LIANG, A S., XIAOJUN, C. H., ZHANG, B. JUN, L. C. Performance and bacterial compositions of aged refuse reactors treating mature landfill leachate. **Bioresource Technology**, v. 103, p.71–77, 2012.
- YE, L.; ZHANG, T.; WANG, T.; FANG, Z. Microbial structures, functions, and metabolic pathways in wastewater treatment bioreactors revealed using high-throughput sequencing. **Environmental Science and Technology**, v.46, p.13244–13252, 2012.
- ZAK, J. C.; WILLIG, M. R.; MOORTHEAD, D. L.; WILDMAN, H. Functional diversity of microbial communities: a quantitative approach. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 26, n.9, p. 1101, 1994.
- ZHANG, W., YUE, B., WANG, Q., HUANG, Z., HUANG, Q., ZHANG, Z. Bacterial community composition and abundance in leachate of semi-aerobic and anaerobic landfills. **Journal of Environmental Sciences**, v. 23, 1770–1777, 2011.
- ZHAO, R., GUPTAB, A., NOVAKB, J. T., GOLDSMITHC, D., DRISKILL, N. Characterization and treatment of organic constituents in landfill leachates that influence the UV disinfection in the publicly owned treatment works (POTWs). **Journal of Hazardous Materials**, v.1, p. 258–259, 2013.
- ZILLI, J. E.; RUMJANEK, N. G.; XAVIER, G. R.; COUTINHO, H. L. C.; NEVES, M. C. P. Diversidade microbiana como indicador de qualidade do solo. **Cadernos de**

Ciência e Tecnologia, v.20, n.3,
p.391-411, 2003.

Recebido em: abr/2012
Aprovado em: mar/2014

Avaliação da remoção dos poluentes do efluente de curtume tratado pelos processos Eletro-Fenton e foto-Fenton

Evaluation of removal of pollutants from tannery wastewater treated by electro-Fenton and photo-Fenton process

RESUMO

Neste trabalho foi avaliada a eficiência dos processos eletro-Fenton e foto-Fenton na remoção dos parâmetros físico-químico da DQO, cor e turbidez, assim como o nível de toxicidade, no tratamento do efluente de curtume. O processo da eletro-Fenton apresentou eficiência de remoções de 75, 92 e 90%, da DQO, cor e turbidez, respectivamente. O processo foto-Fenton alcançou remoções de aproximadamente 100% da DQO, cor e turbidez. Para ambos os processos obteve-se uma redução da toxicidade do efluente tratado, apresentando em 45 min uma DL_{50} 24 e 19% para a eletro-Fenton e foto-Fenton, respectivamente. Ambos os processos podem ser considerados eficientes, podendo ser desenvolvidos e aplicados em escalas industriais.

PALAVRAS-CHAVE: efluente de curtume, eletro-Fenton, foto-Fenton, toxicidade

ABSTRACT

In this work, the efficiency of electro-Fenton and photo-Fenton processes in the removal of COD, color, turbidity and decreasing toxicity level were evaluated, in the treatment of tannery wastewater. The electro-Fenton process removed 75, 92 and 90% of COD, color and turbidity, respectively. The photo-Fenton process reached approximately 100% removal of COD, color and turbidity. The toxicity decrease of 24 and 19% was obtained for the eletro-Fenton and foto-Fenton, respectively. This results were obtained in 45 min of treatment and LD_{50} . Therefore, both processes can be considered efficient and applied in industrial.

KEYWORDS: effluent tannery, electro-Fenton, photo-Fenton, toxicity

Fernando Henrique Borba
Engenheiro Ambiental. Doutor em Engenharia UEM. Professor da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) Cerro Largo, RS, Brasil
fernando.borba@uffs.edu.br

Aparecido Nivaldo Módenes
Doutor em Engenharia Química. Professor da UNIOESTE. Toledo, PR, Brasil
anmodenes@yahoo.com.br

Fernando Rodolfo Espinoza-Quiñones
Doutor em Física Nuclear pela USP. Pós-Doutor em Física Nuclear Aplicada na UEL. Professor da UNIOESTE. Toledo, PR, Brasil
f.espinoza@terra.com.br

Diego Ricieri Manenti
Engenheiro Ambiental. Doutor em Eng. Química pela (UEM). Toledo, PR, Brasil
diegomanenti@hotmail.com

Daniele Nogueira
Graduando em Engenharia Química pela UNIOESTE. Toledo, PR, Brasil
d_a_nogueira@hotmail.com

Rosângela Bergamasco
Doutora em Engenharia Química pela UNICAMP. Pós-Doutorada em Eng. Química pela Université Laval-Québec-Canadá. Professor da UEM. Maringá, PR, Brasil
ro.bergamasco@hotmail.com

INTRODUÇÃO

Atualmente as regulamentações ambientais vêm se tornando cada vez mais restrita em relação às exigências dos padrões de descarte de águas residuárias em corpos receptores. Efluentes com altas concentrações de poluentes orgânicos e inorgânicos têm sido lançados de maneira inadequada nos corpos hídricos, comprometendo significativamente a flora e a fauna aquática (KURT *et al.*, 2007). Os processos convencionais físico-químicos e biológicos são na maioria das vezes ineficientes na remoção completa dos poluentes contidos em águas residuárias provenientes das indústrias de curtume (RAMASAMI, T e RAO, P. G, 1999).

Um grande número de produtos químicos, tais como surfactantes, ácidos, corantes, tânicos naturais e sintéticos, óleos sulfonados, são aplicados durante as diversas etapas do processo de curtimento do couro para transformar a pele animal em produto inalterável e imputrescível (DI IACONI *et al.*, 2002). Os efluentes líquidos gerados nos processos de curtimento do couro têm em suas principais características uma alta carga de matéria orgânica e inorgânica. Isto se deve às proteínas e gorduras eliminadas da pele do animal e o grande excesso de produtos químicos e de íons metálicos utilizados no processo. Os principais problemas ambientais referentes a este tipo de efluente se devem a elevadas concentrações de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV), sólidos em suspensão, demanda química de oxigênio (DQO), sulfetos, pH alcalino, coloração esverdeada e leitosa, além da concentração elevada de íons cromo (KILIÇ *et al.*, 2011; ESPINOZA-QUIÑONES *et al.*, 2009a).

Na busca pela descontaminação de efluentes industriais, pesquisadores (HERNÁNDEZ-RODRIGUEZ *et al.*,

2014; KARCI *et al.*, 2014; MÓDENES *et al.*, 2012; RIVAS *et al.*, 2008) vêm avaliando a eficiência dos métodos de tratamento denominado Processos Oxidativos Avançados (POAs). Estes vêm se tornando processos alternativos para mineralizar e/ou degradar os poluentes tóxicos. Os POAs tem como finalidade a geração de radicais hidroxila (OH^\bullet), sendo estes, compostos altamente reativos, oxidante e pouco seletivo na desintegração e oxidação de moléculas orgânicas em solução. Embora radicais hidroxila degradem a matéria orgânica, eles são instáveis e necessitam de ser gerado continuamente *in situ* através de reações químicas ou fotoquímicas, envolvendo radiação UV associado com substâncias tais como H_2O_2 e materiais catalíticos, tais como TiO_2 , Fe^{2+} ou Fe^{3+} . Em particular, dentre os POAs, o foto-Fenton vem se sendo bastante investigado no tratamento de efluentes industriais, este processo baseia-se na combinação dos reagentes $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ associado com a radiação UV, conforme apresentado nas Equações 1-4 (LUCAS E PEREZ, 2006).

O processo foto-Fenton vem sendo utilizado na degradação de efluentes, têxtil, (MÓDENES *et al.*, 2012; MANENTI *et al.*, 2010; TRYBA *et al.*, 2009), corantes (DEVI, *et al.*, 2011; SOON, *et al.*, 2011), fármacos (MASOMBOON *et al.*, 2010; PASPALTSIS *et al.*, 2009), madeireiro (BORBA, SOTTORIVA e MÓDENES, 2008) e pesticidas (NAVARRO *et al.*, 2011; MARTÍN *et al.*, 2009). Este processo tem se apresentado com uma técnica promissora na mineralização de compostos tóxicos e bioresistentes em compostos inofensivos, transformado em CO_2 , H_2O e íons

inorgânicos (PRIMO *et al.*, 2008; RIVAS *et al.*, 2008).

Técnicas eletroquímicas também vêm sendo investigadas na descontaminação de diversos efluentes, principalmente na remoção de íons metálicos. O processo da eletro-floculação tem sido utilizado no tratamento de efluentes de curtume (ESPINOZA-QUIÑONES *et al.*, 2009a; ESPINOZA-QUIÑONES *et al.*, 2009b), indústrias têxtil (PALÁCIO *et al.*, 2009), emulsão de óleos (BENSADOK *et al.*, 2008), subprodutos avícolas (BORBA *et al.*, 2010), metais pesados (KOBYA *et al.*, 2008; HEIDMANN *et al.*, 2008).

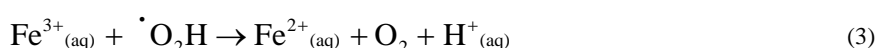
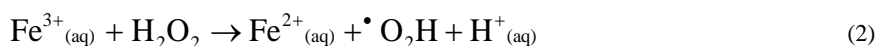
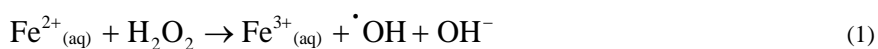
A aplicação simultânea dos processos foto-Fenton e eletro-floculação denomina-se o processo eletro-Fenton, fazendo uso de uma célula eletrolítica, com ânodo de ferro como fonte de íons ferrosos, e a adição externa de peróxido de hidrogênio no reator que em conjunto farão o tratamento simultâneo do efluente (SENGIL *et al.*, 2006; KURT *et al.*, 2007).

Diante deste contexto, este trabalho tem como objetivo avaliar a eficiência dos processos eletro-Fenton e foto-Fenton no tratamento do efluente industrial de curtume (EIC), avaliando a remoção dos parâmetros físico-químico DQO, cor e turbidez, assim como, a toxicidade final deste. O bioindicador utilizado para avaliar a toxicidade final do EIC foi a *Lactuca Sativa* (semente de alface).

MATERIAIS E MÉTODOS

Coleta e Preparação das Amostras

O efluente industrial de curtume (EIC) utilizado neste



trabalho foi coletado no tanque de equalização antes do tratamento físico-químico de uma indústria, localizada na região de Toledo no estado do Paraná. A preservação do EIC e das amostras tratadas submetidas às análises foram realizadas de acordo com as metodologias padrão recomendadas pelo *American Public Health Association* (APHA, 2005). As soluções peróxido de hidrogênio (30% v/v) e o sulfato de ferro heptahidratado ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$). Os produtos químicos (HCl e NaOH) utilizados para ajustar o pH do EIC apresentaram grau de pureza analítica.

Reatores eletro-Fenton e foto-Fenton

Para a realização do tratamento do EIC pelo processo eletro-Fenton foi utilizado um reator em sistema batelada, composto por um béquer de 1000 mL com agitação magnética (350 rpm) e fonte de irradiação solar constante durante o processo de tratamento. Nestas condições, os experimentos foram realizados entre dezembro/2010 a março/2011 no período das 11:00 h às 16:00 h, com uma intensidade de irradiação média diária de aproximadamente $13,6 \text{ MJ m}^{-2}$, de acordo com o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). O reator operou em sistema batelada em volume de 800 mL, o sistema foi composto por um par de eletrodos de ferro com altura de 12,2 cm, largura de 7,5 cm e espessura de 0,17 cm com área efetiva entre placas de $56,25 \text{ cm}^2$, os eletrodos foram mantidos a uma distância fixa entre placas de 4 cm. Na parte superior do reator foi acoplada uma pipeta dosadora para fazer a injeção do reagente H_2O_2 no processo. Para circular uma corrente elétrica pelo meio aquoso foi aplicado uma tensão elétrica por meio de uma fonte de alimentação de corrente contínua (Instrutemp DC Power Supply – FA 1030, com

intensidade máxima de 10 A), a cada 45 min foi realizado a inversão de polaridade dos eletrodos (cátodo e ânodo).

O reator do processo foto-Fenton foi constituído por três béqueres de 500 mL, três agitadores magnéticos e coletores de alíquotas, montados na forma que a solução fique a aproximadamente 30 cm de distância das fontes de irradiação (três lâmpadas de alta pressão de mercúrio, Philips – 250 W). As lâmpadas são fixadas verticalmente na parte superior de uma caixa de madeira (80 cm x 80 cm x 50 cm). Três ventiladores foram posicionados em diferentes posições com o propósito de minimizar os efeitos da temperatura das lâmpadas. As paredes internas da caixa foram revestidas com papel alumínio evitando perdas de irradiação e mantendo a temperatura interna de $28 \pm 2^\circ\text{C}$ durante o processo de tratamento do EIC.

Testes experimentais dos processos eletro-Fenton e foto-Fenton

Na realização dos experimentos o pH inicial foi ajustado utilizando as soluções padrões de NaOH (6 M) e HCl (3 M). Nos processos eletro-Fenton e foto-Fenton foram investigadas as variáveis de pH inicial de 2,5 - 9,0 e tempo de irradiação de 5 - 420 min. No processo eletro-Fenton foi avaliada a concentração de Fe^{2+} de 0 - $0,2 \text{ g L}^{-1}$, H_2O_2 de 0 - 18 g L^{-1} e intensidade de corrente de 0 - 6 A. No processo foto-Fenton as concentrações avaliadas foram de Fe^{2+} de 0 - $1,0 \text{ g.L}^{-1}$ e H_2O_2 de 0 - 80 g L^{-1} . Posteriormente alíquotas tratadas foram retiradas para respectivas análises dos parâmetros de DQO, cor e turbidez.

Determinações analíticas

A determinação da concentração da DQO baseia-se na oxidação química da matéria orgânica por dicromato de potássio a temperaturas elevadas e em meio ácido. Em frascos de digestão (16 x 100 mm) foram adicionado 2,5 mL da amostra, 1,5 mL de solução digestora e 3,5 mL da solução catalítica. A mistura foi aquecida à temperatura de $150 \pm 5^\circ\text{C}$ por 120 min. Após esfriar os frascos à temperatura ambiente, o material orgânico oxidável foi analisado no HACH (DR 2010) em absorvância a um comprimento de onda de 600 nm. A concentração de O_2 da amostra foi obtida pela interpolação dos dados obtidos na curva de calibração e os resultados expressos em $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. A partir de uma solução padrão com concentração de $15000 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ foram preparados os padrões de biftalato de potássio, com valores da DQO de 100, 250, 500, 750, 1000, 1500, 2000, 3000, 4000, 5000, 7000, 9000, 11000, 12000 e $15000 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$. Para verificar a metodologia aplicada na determinação da DQO foram realizadas análises de uma solução padrão (Combi-check 20) com $750 \pm 75 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ em quintuplicata. Baseado na análise da solução padrão de DQO com a metodologia empregada, obteve-se uma recuperação de 98,2% da concentração inicial referenciada ($750 \pm 75 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$), conferindo confiabilidade a todos os outros resultados da DQO.

A determinação da cor foi realizada através do método Platina-Cobalto, utilizando o espectrofotômetro HACH (DR 2010), foram obtidas as absorvâncias no comprimento de onda 430 nm. As determinações de turbidez foram obtidas utilizando o aparelho turbidímetro, marca Tecnal modelo TB1000 e o método nefelométrico. Os resultados foram expressos em NTU (Unidade Nefelométrica de Turbidez). Padrões diluídos a partir de uma solução de formazina de 4000 NTU, equivalentes a 10, 50, 100, 500 e 1000 NTU foram

analisados paralelamente às amostras dos efluentes. As determinações analíticas da DQO, cor e turbidez foram realizadas seguindo as metodologias previstas no Standard Methods (APHA, 2005). Os níveis de peróxido de hidrogênio residual foram avaliados pelo método espectrofotométrico, baseado na formação do cátion peroxovanádio após reação com metavanadato (NH_4VO_3) em meio ácido. Uma alíquota de 1 mL de amostra foi adicionada em cubeta de vidro com 2 mL de metavanadato em meio ácido e foi mantida sob agitação constante. Após 2 minutos de repouso foi realizada a leitura da absorvância a 450 nm no espectrofotômetro U-2000 Hitachi. A concentração de H_2O_2 da amostra foi obtida pela interpolação dos dados obtidos na curva de calibração realizada com a solução-padrão de H_2O_2 . Foram preparados soluções-padrão de H_2O_2 com concentrações de 1 a 3000 mg L^{-1} . Em caso de amostras com concentrações superiores a 3000 mg L^{-1} , foram utilizadas alíquotas diluídas.

Análise da Toxicidade

Para avaliar a toxicidade do EIC tratado e não-tratado foram realizados bioensaios com sementes de alface (*Lactuca Sativa*), de acordo com a metodologia descrita por Sobrero & Ronco (2004). Primeiramente as amostras do EIC foram diluídas para 1, 3, 10, 30 e 100% em água dura reconstituída (APHA, 2005), e um branco com água pura. Os ensaios foram realizados utilizando um disco de papel filtro (Whatman nº3 com 90 mm de diâmetro) sobre uma placa de Petri (100 mm de diâmetro). Com o objetivo de acompanhar o crescimento das raízes, o papel foi saturado com 2,5 mL da amostra diluída, onde foram distribuídas de forma equidistantes, 20 sementes de alface – *Lactuca sativa*. Para evitar perdas de umidade, as placas foram tampadas e colocadas em

sacos plásticos. Após, foram incubadas por 5 dias (120 h) a uma temperatura de 22 ± 2 °C. Os ensaios foram realizados em triplicatas. A avaliação da fitotoxicidade foi realizada comparando os efeitos das amostras tratadas, não tratadas, diluídas e a ausência da amostra (exposto a água dura) na germinação dos organismos. Após o período de exposição, quantificou-se a dose letal média (DL_{50}), ou seja, a quantidade de amostra que provoca a morte de 50% dos organismos do ensaio, o efeito na germinação e no crescimento das raízes e radículas. A DL_{50} e seus limites de confiança são derivados de análises estatísticas. Os valores da DL_{50} são estimados através do programa Trimmed Spearman-Kärber Method®, versão 1.5 (HAMILTON *et al.*, 1978).

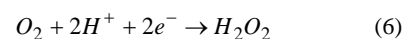
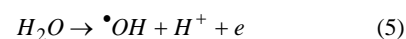
RESULTADOS E DISCUSSÃO

Processo eletro-Fenton

O EIC apresentou em sua caracterização inicial uma concentração da DQO de 14875 ± 873 mg L^{-1} , Cor de 3400 ± 284 PtCo e turbidez de 8200 ± 562 NTU.

Para avaliar a eficiência do processo eletro-Fenton no tratamento do EIC foram realizados testes experimentais, onde foi verificado a significância das variáveis do pH inicial, tempo de tratamento, intensidade de corrente e concentração de peróxido de hidrogênio. Os experimentos realizados no processo eletro-Fenton ocorreram nas condições operacionais do reator de intensidade de corrente de 2 A; concentração de H_2O_2 de 6 g L^{-1} , pH inicial de 4 e tempo de tratamento de 120 minutos. Os resultados dos testes experimentais estão apresentados na Figura 1. Observa-se na Fig. 1a que os melhores resultados foram alcançado em pH inicial em meio ácido (pH 4), obtendo uma remoção de 74, 80 e 77% dos parâmetros da DQO, cor e turbidez, respectivamente. Para o processo eletro-Fenton o pH inicial é

um parâmetro de grande significância a ser avaliado, pois a eletrogeração de H_2O_2 depende diretamente do meio ácido da solução em tratamento (WANG *et al.*, 2010). Em processos Fenton tradicionais, as espécies de ferro começam a precipitar como hidróxidos férricos em pH mais elevados. Por outro lado as espécies de ferro formam complexos estáveis com o H_2O_2 em valores mais baixos de pH. No aspecto de produção de H_2O_2 no processo eletro-Fenton a reação é favorecida em meio ácido, pois a conversão de oxigênio dissolvido à peróxido de hidrogênio consome prótons em solução ácida (Eq. 5 - 6).



Observa-se na Fig. 1b que em tempo de tratamento de 120 min o processo obteve remoção significativa dos parâmetros analisados. A DQO atingiu índice de remoção 75% à cor de 90% e turbidez de 86%. Apresentado que em tempos de tratamento superiores a 120 min o processo não apresentou eficiência considerável na remoção destes parâmetros avaliados, sugerindo, com isso, se aplicar este tempo ao processo de tratamento. Verifica-se que, quando não foi aplicada intensidade de corrente no processo eletro-Fenton a eficiência de remoção do processo foi limitada, atingindo apenas 26, 38 e 40% de remoção da DQO, cor e turbidez, respectivamente (ver Fig. 1c).

No entanto, quando variado a intensidade de corrente de 2 – 6A, notou-se que a eficiência do processo permaneceu praticamente constante, sugerindo com isso aplicar a intensidade de corrente de 2A. Nestas condições obteve-se uma remoção da DQO, cor e turbidez de 70, 80 e 75%, respectivamente (ver Fig. 1c). Quando avaliada a

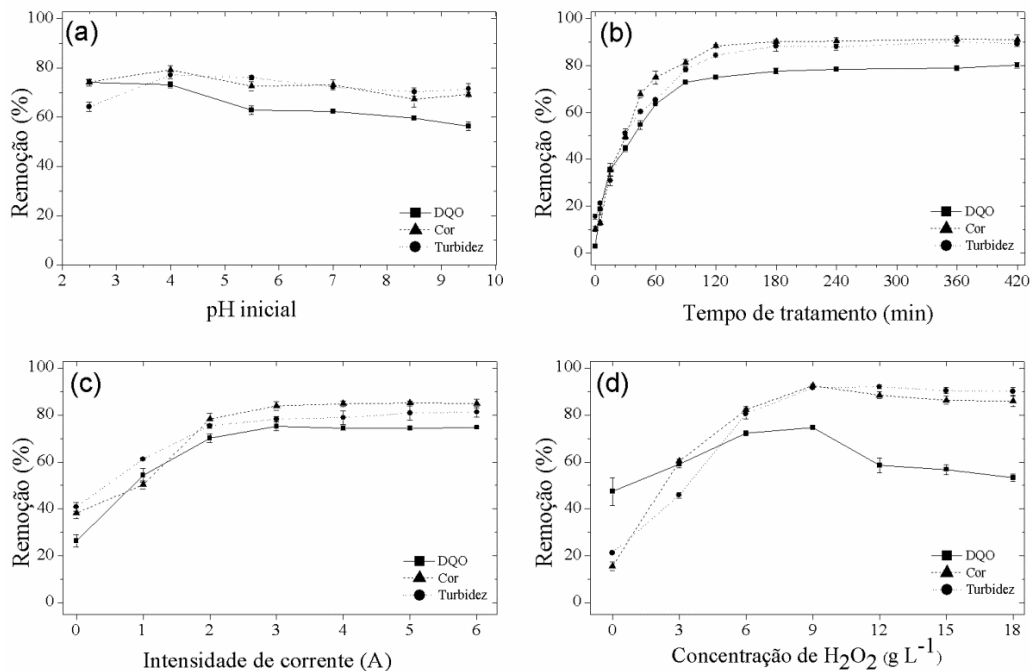


Figura 1 – Testes experimentais do processo eletro-Fenton aplicados no tratamento do EIC para a remoção da DQO.

concentração inicial de H₂O₂ adicionada no processo, pode-se notar que a remoção dos parâmetros analisados obteve melhores resultados em concentrações de 6 – 9 g L⁻¹ de H₂O₂, variando a remoção de 72-74, 82-92 e 80-90%, da DQO, cor e turbidez, respectivamente (ver Fig. 1d).

Processo foto-Fenton

Para avaliar a eficiência do processo foto-Fenton na remoção dos poluentes do EIC, foi verificada a influência do pH inicial, tempo de irradiação e concentração de íons de ferro e peróxido de hidrogênio. Os parâmetros avaliados na remoção destes experimentos foram a DQO, cor e turbidez. Os resultados obtidos estão apresentados na Figura 2. Na Figura 2a, foi avaliado o efeito do pH inicial na remoção dos parâmetros determinados. Nestes experimentos manteve-se constante o tempo de irradiação de 120 min e concentração de íons de ferro de 0,5g L⁻¹ e H₂O₂ de 30 g L⁻¹. Verificou-

se que o pH inicial interferiu significativamente na eficiência do processo na remoção dos poluentes, indicando melhores resultados em pH entre 2,5 e 4,5. Nesta faixa de pH, ocorreu variações de remoção de 98-94, 98-91, 72-66 da DQO, cor e turbidez respectivamente. Precisamente verifica-se na Figura 2b uma remoção de 99% da DQO, cor e turbidez em tempo de irradiação de 120 min. Verificou-se que em tempo de tratamento acima de 120 min o processo não apresenta aumento de remoção significativa dos parâmetros físico-químicos avaliados.

As concentrações de Fe²⁺ e H₂O₂ também foram monitoradas durante os experimentos do processo foto-Fenton, a combinação de ambos, são considerados os principais responsáveis pela formação do radical hidroxila (*OH) que por sua vez, degrada e/ou mineraliza os poluentes, transformando em subprodutos de CO₂ e H₂O e íons inorgânicos.

Mantendo-se constante o tempo de tratamento de 120 min,

pH inicial de 3 e H₂O₂ de 30 g L⁻¹ avaliou-se a remoção dos parâmetros físico-químico (DQO, cor e turbidez), em uma faixa de concentração de Fe²⁺ de 0,0 - 1,0 g L⁻¹. Verifica-se que em concentrações de Fe²⁺ abaixo de 0,2 g L⁻¹ a eficiência de remoção dos parâmetros físico-químicos atingiram índices de 78, 88, 89% da DQO, cor e turbidez, respectivamente. Em concentrações de Fe²⁺ variando de 0,4 - 0,5 g L⁻¹ obteve-se melhores resultados na remoção dos parâmetros respostas avaliados neste trabalho. Estes resultados se devem ao fato de que em concentrações superiores de Fe²⁺ (0,4 - 1,0 g L⁻¹) ocorre uma maior formação dos radicais hidroxilas (*OH), de acordo com a reação clássica do reagente Fenton (Fe²⁺/H₂O₂), (ver Eq.1). Em concentrações de Fe²⁺ de 0,5 g L⁻¹ a degradação dos poluentes foi observada mediante a remoção de aproximadamente 100% da DQO, cor e turbidez, respectivamente, conforme apresentado na Figura 2c. Em tempo de irradiação de 120 min,

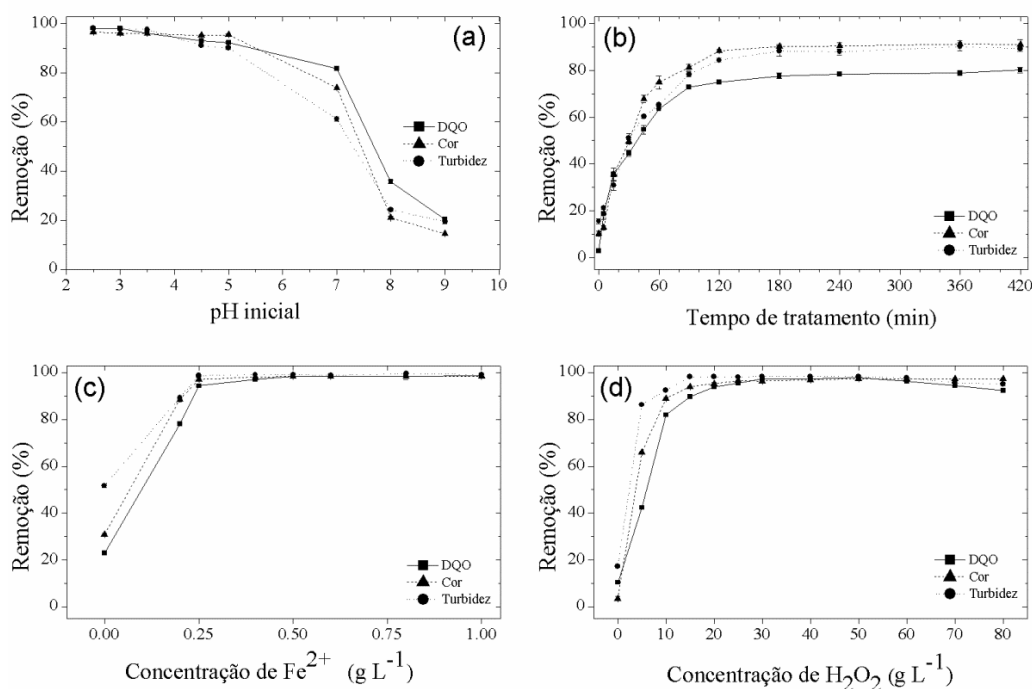
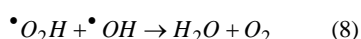
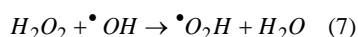


Figura 2 – Testes experimentais do processo foto-Fenton aplicados no tratamento do EIC para a remoção da DQO, cor e turbidez

pH inicial de 3 e concentração de Fe^{2+} de $0,5 \text{ g L}^{-1}$, foi avaliado a interferência da concentração do H_2O_2 em um intervalo de $0 - 80 \text{ g L}^{-1}$. Em tempo de tratamento de 120 min, pH inicial de 3 e concentração de Fe^{2+} de $0,5 \text{ g L}^{-1}$, foi avaliado a interferência da concentração do H_2O_2 em um intervalo de $0 - 80 \text{ g L}^{-1}$. Observa-se que sem adição de H_2O_2 (0 g L^{-1}) no processo foto-Fenton o sistema apresenta baixa eficiência na remoção dos poluentes contidos no EIC, apresentando remoções de apenas 10% para a DQO, 3% para a cor e 16% para a turbidez. Variando as concentrações de H_2O_2 ($20 - 30 \text{ g L}^{-1}$) no processo de tratamento do EIC obteve-se remoções de 97% da DQO, cor e turbidez. Pode-se notar que em concentrações de H_2O_2 entre $60 - 80 \text{ g L}^{-1}$ verificou-se um decréscimo na eficiência do processo, reduzindo a taxa de remoção da DQO de 97 - 92% e turbidez de 98 - 94% (ver Figura 2d). Essa perda da eficiência é explicada pelo aumento da concentração de H_2O_2 adicionada no processo de tratamento, devido ao fato que o excesso de H_2O_2 acaba ocasionando

a geração descontrolado do radical hidroxila ($\cdot\text{OH}$), produzindo com isso um elemento ineficiente na degradação dos poluentes, sendo este elemento os radicais hidroperóxil (ver Eq. 7 - 8) (PARK *et al.*, 2006).



Avaliação do residual de H_2O_2

Após a realização dos testes experimentais realizados pelos processos eletro-Fenton e foto-Fenton no tratamento do EIC, foram realizados novos experimentos para verificar o residual da concentração de H_2O_2 nos tempos de tratamento de 5 - 420 min. No processo eletro-Fenton foram monitorados as concentrações iniciais de H_2O_2 de 9, 6 e 3 g L^{-1} . Em todos os experimentos (Figura 3a) manteve-se constante o pH inicial de 4 e intensidade de corrente de 2A. Em 15 min verificou-se que nas concentrações iniciais de 9 e 6 g L^{-1}

de H_2O_2 ocorreu um consumo do H_2O_2 alcançando concentrações de 7,3 e $5,1 \text{ g L}^{-1}$, respectivamente. Nota-se que em no intervalo de tempo de 60 - 120 min a concentração do H_2O_2 é superior à concentração inicial (9 e 6 g L^{-1}), este fato se explica devido a redução de O_2 que ocorre no cátodo, ocasionando assim a geração eletroquímica do H_2O_2 no processo (Eq. 5 - 6) (DO e CHEN, 1994; OTURAN, 2000). Após 120 min de tratamento verifica-se o decréscimo da concentração inicial do H_2O_2 , alcançando em 420 min uma concentração de 5,0 e $3,1 \text{ g L}^{-1}$ de H_2O_2 . Quando avaliada o comportamento da concentração inicial de H_2O_2 em 3 g L^{-1} verifica-se que a concentração durante o tratamento permanece praticamente constante (Figura 3a). Nos experimentos realizados pelo processo foto-Fenton (Figura 3b), foram monitoradas as concentrações iniciais de H_2O_2 de 30, 20 e 15 g L^{-1} . O pH inicial de 3 e a concentração de Fe^{2+} de $0,5 \text{ g L}^{-1}$ foram mantidas constante na realização dos experimentos.

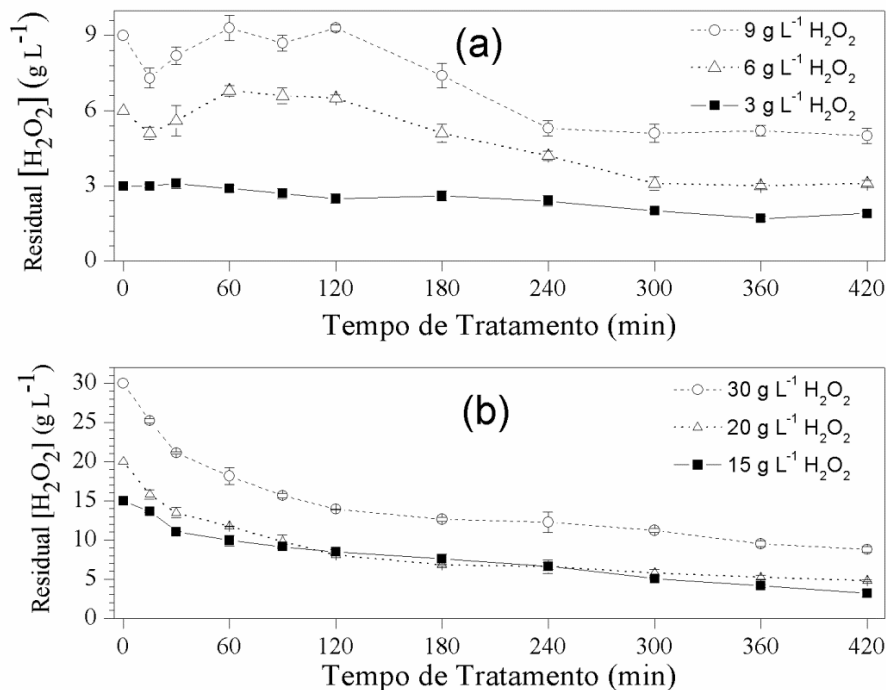


Figura 3 – Monitoramento do residual de H₂O₂ no tratamento do EIC pelos processos eletro-Fenton (a) e foto-Fenton (b)

Verifica-se que nas concentrações iniciais de H₂O₂ monitorada, à medida que se aumenta o tempo de tratamento pelo processo foto-Fenton o H₂O₂ vai sendo consumido pela reação Fenton.

Para ambas as concentrações (30, 20, e 15 g L⁻¹ de H₂O₂) verifica-se que em 120 min de reação foram consumidos mais de 50% do H₂O₂. A partir deste tempo a taxa de consumo do H₂O₂ foi decrescendo lentamente, alcançando após 420 min uma redução de 73, 75 e 80% das concentrações iniciais de 30, 20 e 15 g L⁻¹ de H₂O₂, respectivamente (ver

Figura 3b).

Avaliação da toxicidade (DL₅₀)

Para a avaliação da toxicidade do EIC foram realizados experimentos aplicando o processo eletro-Fenton nas condições experimentais de pH inicial de 4, concentração de H₂O₂ de 6 g L⁻¹ e intensidade de corrente de 2A. No processo foto-Fenton as condições foram de pH inicial de 3 e concentrações de H₂O₂ de 30 g L⁻¹ e Fe²⁺ de 0,5 g L⁻¹. Para ambos os processos os tempos de tratamento investigados em relação à toxicidade foi de 5 – 240 min. Quando avaliado

o EIC não-tratado verificou-se que o mesmo apresenta uma elevada toxicidade, apresentando com isso efeitos nocivos aos organismos vivos, apresentando uma DL₅₀ de aproximadamente 5% (Figura 4), caracterizando com isso a necessidade de tratamento do EIC por processos eficientes na mineralização e/ou degradação destes compostos tóxicos. Os processos de tratamento proposto neste trabalho apresentaram boa eficiência na redução da toxicidade do EIC tratado pelos processos eletro-Fenton e foto-Fenton. Observou-se que em tempo de

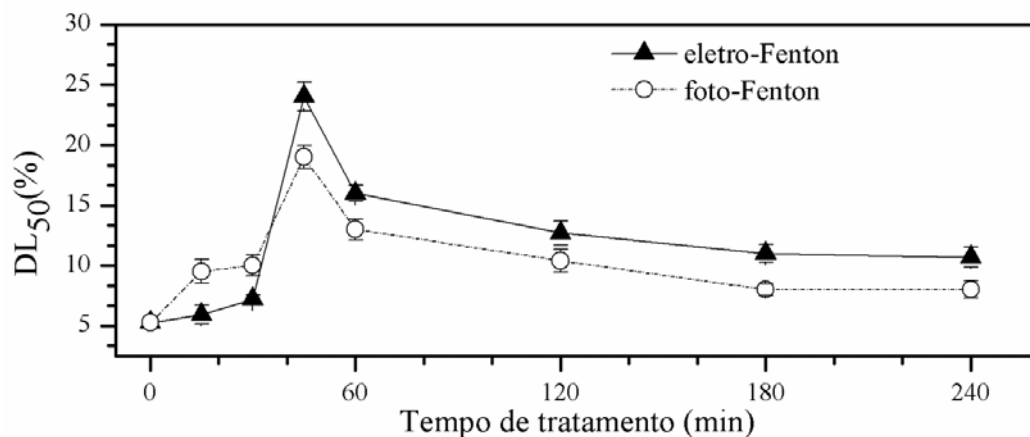


Figura 4 – Avaliação da toxicidade (DL₅₀) do EIC tratado pelos processos eletro-Fenton e foto-Fenton.

tratamento de 45 min ambos os processos apresentaram melhores reduções da toxicidade (DL₅₀). Neste tempo de tratamento (45 min) os processos eletro-Fenton e foto-Fenton alcançaram uma DL₅₀ de 24 e 19%, respectivamente (Figura 4). Verifica-se que em tempo superiores à 45 min a toxicidade do EIC começa a aumentar.

PALÁCIO *et al.*, 2009 utilizaram sementes de *Lactuca Sativa* para avaliar os efeitos tóxicos de efluentes de indústria têxtil tratado pelo processo da eletrocoagulação. Os resultados observados pelos autores foram semelhantes aos verificados neste estudo, apresentando níveis de toxicidade elevados após 30 min de tratamento.

O aumento da toxicidade pode estar relacionado com a formação de compostos recalcitrantes e/ou refratários, que são compostos mais tóxicos que os compostos de partida e/ou inicial. Considerando estatisticamente (desvio padrão) os resultados das análises da DL₅₀ observa-se que em intervalos de 180 – 240 min à toxicidade se mantiveram constante, sendo assim inferior ao nível de toxicidade encontrada no EIC não-tratado (Figura 4).

CONCLUSÕES

Os processos de tratamento do EIC da eletro-Fenton e foto-Fenton avaliados neste trabalho se mostraram eficientes na remoção dos poluentes. A eletro-Fenton operando nas condições ideais de seu processo (pH inicial = 4; [H₂O₂] = 6 g L⁻¹; intensidade de corrente de 2A e tempo de tratamento de 120 min) conseguiu atingir remoções de 75, 92 e 90%, da DQO, cor e turbidez, respectivamente. É relevante salientar que neste processo não foi necessário a adição externa de concentração de ferro, pois os eletrodos (cátodo e ânodo) fizeram esta função, liberando ferro em solução, ativando com isso a reação Fenton, já que o ferro é o

principal catalisador da reação. O processo foto-Fenton em suas condições operacionais ótimas (pH inicial = 3; [H₂O₂] = 30 g L⁻¹; [Fe²⁺] = 0,5 g L⁻¹ e tempo de tratamento de 120 min) conseguiu obter uma remoção de aproximadamente 100% da DQO, cor e turbidez. Além da remoção significativa dos parâmetros físico-químicos avaliados neste estudo, os processos eletro-Fenton e foto-Fenton apresentaram ótima redução da toxicidade do EIC não-tratado. Em tempos de tratamento superiores a 45 min a toxicidade começa a aumentar. Este aumento pode estar relacionado com a elevada degradação de matéria orgânica contida no EIC pelos processos eletro-Fenton e foto-Fenton surgindo com isso à formação de compostos tóxicos, recalcitrantes e/ou refratários. No entanto ambas as técnicas podem ser consideradas sistemas de tratamento de EIC promissoras, podendo ser desenvolvidas e aplicadas em escalas industriais, auxiliando com isso as indústrias de curtume no tratamento de seus efluentes, minimizando assim seus impactos ambientais significativos nos recursos hídricos.

AGRADECIMENTOS

À CAPES pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS

APHA, AWWA, WPCF. (2005) **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21st ed., American Public Health Association, Washington, DC.

BENSADOK, K.; BENAMMAR, S.; LAPICQUE, F.; NEZZAL, G. (2008) Electrocoagulation of cutting oil emulsions using aluminum plate electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v.152, p. 423–430.

BORBA, F. H.; MANENTI, D. R.; MÓDENES, A. N.; MORA, D. N.; ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; PÁLACIO, S. M.; YASSUE, P.; NASCIMENTO, R. (2010) Avaliação da eficiência da técnica de eletro-floculação no tratamento de efluentes de indústrias de subprodutos avícolas. **Estudos Tecnológicos**, v. 6, p. 36-47.

BORBA, F. H.; MÓDENES, A. N.; SOTTORIVA, P. R. S. (2008) Tratamento do efluente madeireiro por processo foto-Fenton. **Estudos Tecnológicos**, v. 4, p. 12-20.

DEVI, L. G.; RAJASHEKHAR, K. E.; RAJU, K. S. A.; KUMAR, S. G. (2011) Influence of various aromatic derivatives on the advanced photo-Fenton degradation of amaranth dye. **Desalination**, v. 270, p. 31-39.

DI IACONI, C.; LOPEZ, A.; RAMADORI, R.; PINTO, A. C.; PASSINO, R. (2002) Combined chemical and biological degradation of tannery wastewater by periodic submerged filter (SBBR). **Water Research**, v. 36, p. 2205-2214.

DO, J. S.; CHEN, C. P. (1994) In situ oxidative degradation of formaldehyde with hydrogen peroxide electrogenerated on the modified graphites. **Journal. Applied. Electrochemical**, v. 24, p. 936–942.

ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; FORNARI, M. M. T.; MÓDENES, A. N.; PALÁCIO, S. M.; SILVA, F. G.; SZYMANSKI, N.; KROUMOV, A.D.; TRIGUEROS, D. E. G. (2009a) Pollutant removal from tannery effluent by Electrocoagulation. **Chemical Engineering Journal**, v. 151, p. 59-65.

ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; FORNARI, M. M. T.; MÓDENES, A. N.; PALÁCIO, S. M.; TRIGUEROS, D. E. G.; BORBA, F. H.; KROUMOV, A. D.

(2009b) Electrocoagulation efficiency of the tannery effluent treatment using aluminium electrodes. **Water Science & Technology**, v. 60, p. 2173-2185.

HAMILTON, M.A.; RUSSO, R.C.; THURSTON, R.V. (1978) Trimmed Spearman-Kärber Method for Estimating Median Lethal Concentrations in Toxicity Bioassays. **Environmental Science Technology**, v. 7, p. 714-719.

HEIDMANN, I.; CALMANO, W. (2008) Removal of Zn (II), Cu (II), Ni (II), Ag (I) and Cr (VI) present in aqueous solutions by aluminum electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 152, p. 934-941.

HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ, M.J.; FERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ, C.; DOÑA-RODRÍGUEZ, J.M.; GONZÁLEZ-DÍAZ, O.M.; ZERBANI, D.; PÉREZ PEÑA, J. (2014). Treatment of effluents from wool dyeing process by photo-Fenton at solar pilot plant. **Journal of Environmental Engineering**, v.2, p.163-171.

KARCI, A.; ARSLAN-ALATON, I.; BEKBOLET, M.; OZHAN, G.; ALPERTUNGA, B. (2014) H₂O₂/UV – C and Photo-Fenton treatment of a nonylphenol polyethoxylate in synthetic freshwater: Follow-up of degradation products, acute toxicity and genotoxicity. **Chemical Engineering Journal**, v.241, p. 43-51

KILIÇ, E.; FONT, J.; PUIG, R.; OLAK, S. C.; ELIK, D. C. (2011) Chromium recovery from tannery sludge with saponin and oxidative remediation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 185, p. 456-462.

KOBYA, M.; CIFTCI, C.; BAYRAMOGLU, M.; SENSOY, M. T. (2008) Study on the treatment of waste metal cutting fluids using electrocoagulation. **Separation and**

Purification Technology, v. 60, p. 285-291.

KURT, U.; APAYDIN, O. M.; GONULLU, M. T. (2007) Reduction of COD in wastewater from an organized tannery industrial region by Electro-Fenton process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 143, p. 33-40.

LUCAS, M. S.; PERES, J. A. (2006) Decolorization of the azo dye Reactive Black 5 by Fenton and photo-Fenton oxidation. **Dyes and Pigments**, v. 71, p. 236- 244.

MANENTI, D. R.; GOMES, L. F. S.; BORBA, F. H.; MÓDENES, A. N.; ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; PÁLACIO, S. M. (2010) Otimização do processo foto-Fenton utilizando irradiação artificial na degradação do efluente têxtil sintético. **Engvista**, v. 12, p. 22-32.

MARTÍN, M. M. B.; PÉREZ, J. A. S.; LÓPEZ, J. L. C.; OLLER, I.; RODRÍGUEZ S. M. (2009) Degradation of a four-pesticide mixture by combined photo-Fenton and biological oxidation. **Water Research**, v. 43, p. 653-660.

MASOMBOON, N.; CHEN, C. W.; ANOTAI, J.; LU, M. C. (2010) A statistical experimental design to determine *o*-toluidine degradation by the photo-Fenton process. **Chemical Engineering Journal**, v. 159, p. 116-122.

MÓDENES, A. N.; ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; MANENTI, D. R.; BORBA, F. H.; PÁLACIO, S. M.; COLOMBO, A. Performance evaluation of a photo-Fenton process applied to pollutant removal from textile effluents in a batch system. **Journal of Environmental Management**, v. 104, p. 1-8, 2012.

NAVARRO, S.; FENOLL, J.; VELA, N.; RUIZ, E.; NAVARRO, G. (2011) Removal of ten pesticides from leaching water at pilot plant scale by photo-Fenton treatment. **Chemical Engineering Journal**, v. 167, p. 42-49.

OTURAN, M. A. (2000) An ecologically effective water treatment technique using electrochemically generated hydroxyl radicals for in situ destruction of organic pollutants. **Journal Applied Electrochemical**, v. 30, p. 475-482.

PALÁCIO, S. M.; ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; MÓDENES, A. N.; OLIVEIRA, C. C.; BORBA, F. H.; SILVA, F. G. (2009) Toxicity assessment from electro-coagulation treated-textile dye wastewaters by bioassays. **Journal of Hazardous Materials**, v. 172, p. 330-337.

PARK, J. H.; CHO, I. H.; CHANG, S. W. (2006). Comparison of Fenton and Photo-Fenton processes for livestock wastewater treatment. **Journal of Environmental Science and Health**, v. 41, p.109-120.

PASPALTSIS, I.; BERBERIDOU, C.; POULIOS, I.; SKLAVIADIS, T. (2009) Photocatalytic degradation of prions using the photo-Fenton reagent. **Journal of Hospital Infection**, v.71, p. 149-156.

PRIMO, O.; RIVERO, M. J.; ORTIZ, I. (2008) Photo-Fenton process as an efficient alternative to the treatment of landfill leachates. **Journal of Hazardous Materials**, v. 153, p. 834-842.

RAMASAMI, T.; RAO, P.G. (1999) **International consultation meeting on technology and environmental upgradation in leather sector**. New Delhi, p. T1-1 – T1-30.

RIVAS, F. J.; CARBAJO, M.; BELTRÁN, F.; GIMENO, O.; FRADES, J. (2008) Comparison of different advanced oxidation processes (AOPs) in the presence of perovskites. **Journal of Hazardous Materials**, v. 155, p. 407-414.

SENGIL, I. A.; KULAÇ, S.; OZACAR, M. (2009) Treatment of tannery liming drum wastewater by electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 167, p. 940-946.

SOBRERO, M. C.; RONCO, A. (2004) **Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (Lactuca Sativa)**. In: **Ensayos Toxicológicos y Métodos de Evaluación de Calidad de Aguas**. ed. Castillo (Ed.), Ottawa, Canadá, p. 71-79.

SONN, A. N.; HAMEED, B. H. (2011) Heterogeneous catalytic treatment of synthetic dyes in aqueous media using Fenton and photo-assisted Fenton process. **Desalination**, v. 269, p. 1-16.

TRYBA, B.; GRZMIL, P. B.; PATTEK-JANCZYK, M. A. W. (2009) Photodecomposition of dyes on Fe-C-TiO₂ photocatalysts under UV radiation supported by photo-Fenton process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 162, p. 111-119.

WANG, C. T.; CHOU, W. L.; CHUNG, M. H.; KUO, Y. M. (2010) COD removal from real dyeing wastewater by electro-Fenton technology using an activated carbon fiber cathode. **Desalination**, v. 253, p. 129-134.

Recebido em: mai/2012

Aprovado em: mar/2014

Gestão de Resíduos Sólidos de uma Empresa de Aglomerados - um Olhar para Sustentabilidade

Solid Waste Management a Company Clusters - a Look at Sustainability

RESUMO

O objetivo principal deste trabalho é identificar quais tipos de resíduos sólidos provenientes das indústrias moveleiras podem ser potencializados para reaproveitamento na fabricação de novas chapas de aglomerado e/ou para geração de energia. Para tanto, foram identificadas as principais indústrias de móveis que utilizam como matéria prima o MDP e MDF junto ao SINDMÓVEIS de Bento Gonçalves. O método utilizado foi de pesquisa aplicada quanto aos fins e pesquisa documental, bibliográfica e estudo de caso quanto aos meios. O trabalho buscou quantificar e evidenciar o aproveitamento destes resíduos como matérias-primas alternativas tanto na produção de novas chapas de aglomerado como para geração de energia (biomassa). Os resultados obtidos mostram que há grande quantidade de resíduos gerados no polo moveleiro de Bento Gonçalves, onde, comparando-os com a quantidade de resíduos de matérias-primas virgens utilizadas na empresa de aglomerados, o aproveitamento destes resíduos alternativos reduziria consideravelmente o consumo de florestas plantadas.

PALAVRAS-CHAVE: Gestão de resíduos, resíduos de madeira, sustentabilidade.

ABSTRACT

The main of this paper is to identify which types of solid waste from the furniture industry can be potentialized for reuse in making new plates, chipboard and/or power generation. Therefore, the main furniture manufacturers that use as raw material MDP and MDF with the SINDIMÓVEIS from Bento Gonçalves were identified. The method was applied on ends and documentary, literature and case study as to the means search. This study aimed to quantify and demonstrate the use of these wastes as alternative raw materials in the production of both new cluster plates as for power generation (biomass). The results show that there is large amount of waste generated in the furniture center of Bento Gonçalves, where, comparing them with the amount of waste from virgin raw materials used in enterprise clusters, the use of these alternative waste considerably reduce the consumption of forest planted.

KEYWORDS: Management of waste, wood waste, sustainability

Marciano Ricardo Koch

Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Desenvolvimento, Centro Universitário UNIVATES Lajeado, RS, Brasil
mrkoch@consetra.com.br

Odorico Konrad

Professor do Programa de Mestrado e Doutorado em Ambiente e Desenvolvimento - Centro Universitário UNIVATES Lajeado, RS, Brasil
okonrad@univates.br

Eduardo Miranda Ethur

Professor do Programa de Mestrado e Doutorado em Ambiente e Desenvolvimento Centro Universitário UNIVATES Lajeado, RS, Brasil
eduardome@univates.br

Ana Christina Konrad

Bacharel em Direito – Centro Universitário UNIVATES Lajeado, RS, Brasil
anamajolo@universo.univates.br

Marluce Lumi

Acadêmica de Engenharia Ambiental – Centro Universitário UNIVATES Lajeado, RS, Brasil
marlucelumi@gmail.com

Lorenzo Zorzi

Bacharel em Ciências Políticas – Università degli studi di Padova Lajeado, RS, Brasil
lorenzo.zorzi1990@gmail.com

INTRODUÇÃO

A população do século XXI está se deparando com um grande desafio: consumir com critérios ambientais visando o desenvolvimento sustentável, onde a urgência ao combate do consumo não é igual para todos. Os mais pobres aspiram aumentar o seu poder de consumo e ter acesso aos bens e serviços utilizados a partir dos recursos disponíveis no planeta Terra. Os mais ricos visam consumir e adquirir cada vez mais e mais produtos. Cabe ressaltar a essas duas classes que há matérias-primas disponíveis mas, segundo Pessoa (2004), são limitadas, pois sua capacidade de regeneração no “tecido planetar” não é infinita.

Essa forma consumista da população começou a se expandir a partir da Revolução Industrial, que aconteceu na segunda metade do século XVIII, dando origem à sociedade capitalista que modificou a vida das pessoas, substituindo a mão de obra pela máquina, aumentando assim as desigualdades sociais e a degradação ambiental (SANTOS, 2005).

Os resíduos sólidos se tornaram um dos problemas mais preocupantes da sociedade humana nos últimos anos, uma vez que o seu ritmo de produção, bem como sua capacidade de deposição é cada vez mais limitado, não só pela escassez de espaço físico como também da legislação que se torna cada vez mais rígida no que tange a questão ambiental. Outros fatores importantes que determinaram o aumento excessivo de resíduos foram o modo de vida e os hábitos alimentares da população, o que levou a um aumento considerável de resíduos produzidos diariamente (WRIGHT, 2004).

Para Leff (2001), a gestão ambiental do desenvolvimento sustentável exige novos conhecimentos interdisciplinares e um planejamento intersetorial do desenvolvimento, convidando os cidadãos a participarem na

produção de suas condições de existência em seus projetos de vida. O autor busca uma maior integração da democracia participativa à descentralização da economia e a reapropriação da natureza como um sistema ambiental produtivo contra os fundamentos da racionalidade ambiental, causadas pela crise ambiental.

No ramo moveleiro, segundo Moraes (2002), as indústrias podem ser segmentadas em função da matéria-prima que utilizam ou do uso final dos móveis que produzem. Como existem diferentes tipos de matéria-prima à base de madeira, as empresas moveleiras produzem diversos resíduos tais serragem e retalhos, os quais são utilizados principalmente para geração de energia.

A empresa, objeto do estudo, tem como objetivo reciclar os resíduos, reutilizando-os como matéria-prima no processo de produção de painéis de madeira, contribuindo assim com a indústria moveleira, meio ambiente e a sociedade em geral, dando o destino correto a esses resíduos. Atualmente essa indústria possui três aspectos relevantes que caminham contra a sustentabilidade, sendo o primeiro o desmatamento, no qual gera os seguintes impactos: efeito estufa, extinção de espécies e erosão; o segundo refere-se a geração de gases, causando poluição do ar e o aquecimento global e, o terceiro que trata da geração de resíduos líquidos, o qual impacta na poluição dos rios, lençol freático e a contaminação do solo.

O aspecto mais impactante é o desmatamento, pois se trata da principal matéria-prima do processo produtivo, visto que restringe a absorção de gás carbônico e liberação de oxigênio na natureza. A política da empresa é produzir painéis de MDP (*Medium Density Particleboard*), respeitando o meio ambiente através de ações de redução do desmatamento.

Sendo assim, com a redução das matérias-primas virgens (mata plantada) por materiais reciclados (cavacos, retalhos de madeira, serragem), a empresa visa à redução de seus impactos ambientais e para tanto o objetivo da pesquisa visa identificar quais tipos de resíduos sólidos provenientes das indústrias moveleiras podem ser potencializados para reaproveitamento na fabricação de novas chapas de aglomerado e para geração de energia.

Classificação dos resíduos sólidos

De acordo com a NBR 10004 (2004), os resíduos podem ser classificados quanto à periculosidade segundo os critérios de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade (excluídos os resíduos domiciliares e os gerados em estações de tratamento de esgotos sanitários), conforme o que segue:

- Classe I – perigosos: quando suas propriedades físicas, químicas ou infecto-contagiosas podem apresentar risco à saúde pública e ao meio ambiente (materiais sépticos e contaminados, entre outros);
- Classe II A – não inertes: aqueles que não se enquadram nas classes I e II B - Inertes, tais como: papel, papelão, matéria vegetal e outros;
- Classe II B – inertes: não apresentam, após teste de solubilização, concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água, exceto os padrões de cor, turbidez, sabor e aspecto tais como: rochas, tijolo, vidros e certas borrachas e

plásticos e difícil degradabilidade.

Lima (1983) classifica os resíduos quanto a sua natureza e estado físico como sólido, líquido, gasoso e pastoso. Já em relação ao critério de origem e produção, os mesmos podem ser classificados em: resíduo residencial; agropecuário; comercial; público; industrial; espacial; atômico; radioativo; de serviço de saúde e hospitalar e de portos, aeroportos e terminais de transportes.

Para realizar o reaproveitamento dos resíduos gerados, Probert *et al.*, (2005) sugere a compostagem, solucionando assim o problema da redução dos volumes de resíduos biodegradáveis, bem como parte de seu recurso é o potencial de geração de renda com o produto composto. Partindo desse interim, Brito Jr. (2003) ao estudar a compostagem de lodo com resíduos vegetais, concluiu que o composto resultante se apresentou um produto de excelente qualidade física, química e microbiológica, com amplas possibilidades para seu uso agrônomo.

As empresas, na busca da competitividade nacional e internacional necessitam de um processo de gestão de seus resíduos, no qual se preocupem com o meio ambiente. Coutinho & Ferraz (1994) citam o meio ambiente como sendo um fator sistêmico do qual depende a sua competitividade em nível nacional, setorial e empresarial. Porter & Linde (1995) destacam ainda a fundamental importância na observação de aspectos ambientais como fatores regulatórios para a conquista e manutenção de mercados, mantendo-se competitiva nos mesmos.

Boyle & Baetz (1998) salientam que para implantar um sistema de gestão de resíduos em uma indústria com sucesso, é preciso que os gerentes se utilizem de um sistema de apoio à decisão que dê prioridade à reciclagem e à

reutilização, minimizando os custos e os impactos ambientais.

Os autores apontam um sistema simples, no qual exigiria o mínimo de informações analíticas, identificando um tratamento ideal para tratar todos os resíduos produzidos, visando seu reaproveitamento, reciclagem e eliminação. Provando que uma boa gestão de resíduos funciona Silva & Robles (2011), estudaram Gestão de resíduos sólidos não convencionais: o caso do GERESOL - Centro de Gerenciamento de Resíduos Sólidos de Jundiaí – SP, comprovando uma disposição correta de seus resíduos tais como: madeiras, entulhos da construção civil, galhos de árvores, pneus e outros, no caso estudado, se mostrou viável econômica e ambientalmente.

Ainda Silva & Bolmann (2011) mostram uma falta de continuidade da ação pública para manter a sensibilização e o interesse da comunidade para a consolidação de seu projeto de gestão de resíduos sólidos urbanos em sua coleta seletiva implantados em Curitiba.

Produção com sustentabilidade de resíduos de madeira

Segundo Daian *et al.*, (2009) a sustentabilidade dos sistemas de produção é um problema global que os governos, indústria e a sociedade enfrentam, principalmente no processo da madeira e da indústria transformadora. Como as mesmas se utilizam de produtos baseados em recursos naturais e renováveis a partir de florestas, este setor está bem posicionado para oferecer produtos que aumentem em longo prazo a sua sustentabilidade econômica e social.

Os mesmos autores comentam que pesquisas de mercado revelam que as principais razões pela falta de redução de resíduos por pequenas e médias empresas são devido à percepção de que há um benefício de baixo valor

agregado na gestão de resíduos de madeira, onde há uma falta de sensibilização, pouca compreensão e nenhuma orientação sobre como reciclar o lixo.

Apesar do fato de a madeira ser o material mais abundante biodegradável e renovável disponível, existe inúmeras razões para maximizar a sua utilização, onde há preocupações econômicas, sociais e principalmente com as mudanças climáticas e a emissão de gases de efeito estufa, bem como a ameaça as florestas devido a efeitos adversos do clima, podem ser eficazmente combatidos pelo aumento da utilização de resíduos de madeira (DAIAN *et al.*, 2009).

Maxwell *et al.*, (2003) salientam que o processo de fabricação de produtos de uma forma mais sustentável em todo o seu ciclo de vida, são aqueles que cumprem os critérios tradicionais, bem como os requisitos de sustentabilidade. Simplesmente isto significa uma integração dos aspectos ambientais no desenvolvimento dos produtos existentes que são exigidos e começam a ser observados no processo de compra dos mesmos.

Gestão ambiental Empresa versus Ambiente

No que tange a variáveis ambientais, alguns estudos se utilizam apenas de variáveis ambientais de gestão (GONZALES & GONZALES, 2005); (WAHBA, 2008), outros utilizam apenas variáveis ambientais de desempenho (AL TUWAIJRI *et al.*, 2004); (WAGNER, 2005) e em alguns papéis estas variáveis são utilizadas em conjunto, tanto ambientais de gestão como de desempenho (JUDGE & DOUGLAS, 1998); (KING & LENOX, 2002); (LINK, NAVEH, 2006).

Neste contexto é importante salientar a diferença entre a gestão ambiental e desempenho ambiental, onde há

dois conceitos diferentes que não são ligados automaticamente (HENRI & JOURNEAULT, 2008). A gestão ambiental abrange todas as atividades técnicas e organizacionais realizadas pela empresa com o propósito de reduzir impactos ambientais e minimizar seus efeitos sobre o ambiente natural (CRAMER, 1998).

Já o desempenho ambiental é medido através de indicadores que nos levam a uma boa gestão ambiental, onde a literatura nos mostra que a adoção de boas práticas ambientais nas organizações as leva a desempenhos ambientais favoráveis (ANNANDALE *et al.*, 2004); (MELNYK *et al.*, 2003); (ZHU & SARKIS, 2004).

Estudos têm demonstrado que pioneiros em inovações tecnológicas e de produto, tipicamente desfrutam de um melhor desempenho no mercado de negócios pela vantagem antecipada de estratégias ambientais que se acumulam sobre as emissões de baixa emissão de gases, mas que também envolvem outras fontes de vantagem competitiva sustentável (GILBERT & BIRNBAUM, 1996); (SONG *et al.*, 1999); (HART & AHUJA, 1996); (GHEMAWAT, 1986). Por exemplo, as empresas que tiverem sua produção com emissões baixas em relação a seus concorrentes terão mais vantagem competitiva nos mercados emergentes (SCHALTEGGER & FIGGE, 2000).

Melhores níveis de desempenho ambiental podem derivar de diferentes tipos de práticas ambientais que nem sempre têm os mesmos efeitos sobre o desempenho ambiental (HENRY & JOURNEAULT, 2008). O desempenho ambiental refere-se a fim da linha no processo e gestão da poluição ambiental pró-ativa, onde se espera que uma gestão ambiental de fim de linha favoreça a melhoria, principalmente nas saídas indesejada dos processos de produção, tais como as emissões para a atmosfera e na água, que

resultam em alguns efeitos positivos sobre o desempenho ambiental (SCHALTEGGER & FIGGE, 2000).

Tais melhorias trazidas por essa integração de uma postura pró-ativa em relação à poluição, podem ainda incluir melhorias na empresa para o uso de energia, uso da água, aumentando assim a eficiência dos recursos, diminuindo a quantidade de insumos de produção por unidade de produção no produto (WAGNER, 2005).

Estes níveis de desempenhos e melhorias ambientais podem ser alcançados através da certificação ISO 14001, que é um padrão Internacional adotado pela organização Internacional implantado em 1996, com o intuito de aumentar as expectativas para as práticas ambientais em todo mundo, bem como facilitar o comércio, reduzindo as barreiras comerciais (MELNYK *et al.*, 2003). Mais especificamente a ISO 14001 abrange as seguintes áreas: EMS (Enterprise Management System), auditoria, avaliação de desempenho, rotulagem, avaliação do ciclo de vida e padrões de produtos (TIBOR & FELDMAN, 1996). No próximo subcapítulo abordara a cadeia produtiva de madeira e móveis deste a sua origem até a sua destinação final em forma de matéria-prima no consumo doméstico e internacional em seus diversos segmentos (Indústria Construção civil, moveleira, gráfica, editoração, etc.).

A cadeia produtiva de madeira e móveis

A indústria de madeira e móveis pode ser inserida no setor da base florestal, o qual compreende o segmento de lenha, do carvão vegetal, bem como do papel e da celulose, onde a partir de um processo primário de transformação industrial, a indústria da madeira se desmembra em vários outros segmentos, tais como: indústrias de serrado, indústrias de móveis,

painéis de madeira reconstituída, e outros, onde quanto maior o beneficiamento e acabamento da madeira, maior será o valor agregado do produto acabado (GUÉRON & GARRIDO, 2004).

Segundo IBQP/PR (2002), são três grandes vertentes, considerando os distintos usos finais pelos quais a cadeia produtiva da madeira pode ser segmentada: a cadeia do processamento mecânico, a de energia representada pela lenha e carvão vegetal e a do papel e celulose.

Conforme Moraes (2002), a indústria moveleira pode ser segmentada tanto em função dos materiais em que os móveis são confeccionados, como também de acordo com os usos a que se destinam, onde existem móveis de madeira para escritório (móveis sob encomenda e móveis seriados) e para residência (móveis retilíneos seriados, móveis sob medida e móveis torneados seriados).

Segundo Moraes (2002), o sistema industrial de base florestal da uma indústria moveleira é responsável pela segunda transformação industrial da madeira, a qual depende das indústrias siderúrgicas fornecedora de metais para móveis, da indústria química, fornecedora de colas, tintas, PVC, vernizes e vidro, bem como da indústria têxtil e da indústria responsável pelo processamento da madeira.

De acordo com o autor, existem no estado do Rio Grande do Sul, 3,2 mil fabricantes de móveis, onde 70% situam-se na região de Bento Gonçalves, o qual é considerado o maior polo moveleiro do estado, sendo responsável por 9% da produção nacional. Os principais móveis fabricados pelo setor são móveis retilíneos seriados provenientes de madeira aglomerada, MDF e chapa dura, os quais são destinados ao mercado interno.

Schneider *et al.*, (2004), realizaram o diagnóstico da geração de resíduos do pólo moveleiro da

Serra Gaúcha, a qual objetivou estimar a quantidade de resíduos de madeira e derivados gerados, onde os autores observaram uma predominância do uso de chapas de aglomerado, seguidas em ordem de consumo pelo uso de MDF, madeira serrada e compensado. De acordo com o estudo realizado constaram que uma parcela expressiva dos resíduos, correspondente a 6,7% ainda é descartada para queima, sem aproveitamento. A outra parcela, correspondente a 8,3% dos resíduos gerados é doada, não agregando nenhum valor a estes resíduos, o restante, 42,3% é vendido e somente 42% do resíduo é reaproveitado. A seguir serão apresentadas a metodologia da pesquisa e seus resultados.

MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia utilizada no trabalho foi a de pesquisa aplicada quanto aos meios, sendo predominantemente qualitativa e de pesquisa bibliográfica, documental e estudo de caso quanto aos fins (VERGARA, 2000); (GIL, 1999).

Foram pesquisadas primeiramente duas empresas do ramo moveleiro da região do vale do

Taquari, identificadas como Planta Piloto “A” e Planta Piloto “B” que serviram de base para elaboração de um questionário para realização das entrevistas. Em um segundo momento foi realizada uma pesquisa de indústrias de móveis da região de Bento Gonçalves, através do SINDMÓVEIS (Sindicato das Indústrias do Mobiliário) de Bento Gonçalves – RS que utilizam como matéria prima o MDP e MDF, classificadas conforme critérios do SEBRAE (2011).

De acordo com SINDMÓVEIS, há só no município de Bento Gonçalves cerca de 117 empresas que utilizam como matéria-prima o MDP e o MDF as quais estão classificadas segundo critérios do SEBRAE [44] em: Microempresa, Pequena, Média e Grande, sendo que a microempresa representa 59% (70 empresas), a pequena empresa 30% (35 empresas), a média empresa 8% (9 empresas) e a grande empresa 3% (3 empresas).

Para se ter uma melhor representatividade, foram selecionadas para entrevista quatro empresas do ramo moveleiro do Polo industrial de Bento Gonçalves, sendo uma pequena, uma

microempresa, uma média empresa e uma grande empresa, as quais serviram como base para projeção proporcional das empresas identificadas no site do SINDMÓVEIS. As entrevistas com as referidas empresas foram realizadas nos meses de outubro e novembro de 2011 e março de 2012.

A quantificação dos resíduos identificados para reaproveitamento foi adquirida através de entrevista com as empresas selecionadas, onde as mesmas foram obtidas através das informações das quatro empresas pesquisadas e projetadas proporcionalmente para as demais empresas, conforme percentual de aproveitamento das matérias-primas e o volume (m^3) consumidos nos anos de 2010 e 2011.

A quantidade de matéria-prima virgem, bem como a quantidade de matéria-prima reciclada foi levantada através de relatórios gerenciais do processo de produção da empresa de Aglomerados, onde foi feito um levantamento dos anos de 2010 e 2011 de quanto à empresa consumiu em m^3 de matéria-prima virgem (Eucaliptos e Pinos), material reciclado (serragem e cavacos) das

Tabela 1 - Dados levantados na entrevista com as empresas pertencentes ao Polo Moveleiro de Bento Gonçalves, referente aos anos 2010 e 2011

| Histórico das informações | Planta Piloto “A” | Planta Piloto “B” | Micro* | Pequena* | Média* | Grande* |
|--|-------------------|-------------------|-----------------|-----------------|------------------------------|------------------|
| Nº de empregados | 27 | 5 | 19 | 95 | 254 | 540 |
| Tipo de Móveis Fabricado | Móveis em série | Móveis sob medida | Móveis em série | Móveis em série | Móveis em série e sob medida | Sistema modulado |
| Tempo de atuação no mercado | 10 anos | 25 anos | 4 anos | 26 anos | 17 anos | 59 anos |
| Matéria-prima utilizada | MDF | MDF | MDP e MDF | MDP e MDF | MDP e MDF | MDP e MDF |
| Percentual de aproveitamento das chapas | 97% | 85% | 95% | 95% | 94% | 93,02% |
| Sistema de Gestão Ambiental | Não possui | Não possui | Não possui | Não possui | Não possui | ISO 14.001/2004 |
| Total de Resíduo de MDF (SP e R em m^3) | 29,35 m^3 | 20,91 m^3 | 3,17 m^3 | 8,63 m^3 | 485,68 m^3 | 145,91 m^3 |
| Total de Resíduo de MDP (SP e R em m^3) | - | - | 278,32 m^3 | 1.238,09 m^3 | 1.043,35 m^3 | 1.747,60 m^3 |

SP: Volume a granel de serragem/pó gerada; R:retalhos gerados; MDF: *MediumDensityFiberboard*/Fibra de média densidade; MDP: *MediumDensityParticleboard*/Painel de Partículas de Média Densidade);

* segundo critérios do Sebrae.

serrarias e material reciclado (serragem e cavacos) das indústrias moveleiras. Tanto para fabricação de chapas de aglomerado, quanto para queima na caldeira (biomassa).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Identificação dos resíduos das indústrias de móveis pesquisadas

Para identificar os resíduos e os possíveis canais de coleta, inicialmente foram pesquisadas duas empresas denominadas de planta piloto "A" e planta piloto "B", que serviram como base para elaboração do questionário de entrevista para identificação, possível canal de coleta e tipo de resíduo de madeira gerado (MDP ou MDF), conforme já descrito na metodologia. Na Tabela 1, são expostas as informações coletadas para cada tipo de empresa pesquisada.

A empresa classificada como planta piloto "A" fabrica móveis em série exclusivamente para banheiros, sendo o MDF a matéria prima principal. Conforme verificação "in loco" e através das informações de seu sócio proprietário, a empresa possui máquinas importadas bem avançadas, as quais fazem diversos tipos de corte nas chapas de MDF de diversos tamanhos de acordo com o tipo de móvel determinado na linha de produção. Com o processo e as máquinas utilizadas, a empresa obtém até 97% de aproveitamento das chapas, sendo que 1% do resíduo é em forma de pó e serragem, proveniente dos processos de lixação e acabamento das chapas e 2% do resíduo é em forma de retalhos gerados pelos diferentes tipos de corte das máquinas.

Conforme a Tabela 1, a planta piloto "A" gerou nos anos de 2010 e 2011, 29,35 m³ de resíduo de chapas de MDF, sendo destes 9,78 m³ de serragem/pó e 19,57 m³ de retalhos, os quais são doados para olarias da região.

A Planta Piloto "B" trata-se de uma microempresa que fabrica móveis sob medida para banheiros, quartos, escritórios e cozinhas, conforme a necessidade do cliente. A partir das visitas no local e das informações disponibilizadas pela empresa, constatou-se que esta possui diferentes tipos de máquinas que permitem realizar diversos tipos de cortes e acabamentos diversos.

Por se tratar da fabricação de móveis sob medida, onde o cliente define como quer seu móvel, esta empresa possui aproveitamento das chapas de até 85%, sendo que o restante correspondem as sobras do processo. Destes 15% de resíduo gerado, 0,5% é pó e serragem, proveniente dos processos de lixação e acabamento e 14,5% do resíduo é em forma de retalhos gerados pelos diferentes tipos de corte das máquinas.

Na Tabela 1, visualiza-se que esta microempresa gerou 20,91 m³ de resíduos de chapa de MDF nos anos correspondentes. Deste resíduo, 0,70 m³ correspondem a serragem/pó e 20,21 m³ são retalhos, sendo que 67% disso é aproveitado na fabricação de troféus, 30% é doado para olarias da região (retalhos) e 3% (serragem/pó) é doado para aviários.

Para se ter maior aproveitamento dos resíduos de madeira, esta empresa produz e vende troféus de madeira, onde a mesma consegue aproveitar 67% do resíduo gerado de retalhos de MDF, sendo esta uma forma de reduzir seu resíduo.

A empresa de Pequeno Porte fabrica móveis em série da linha cozinha, escritório e quarto e utiliza como matéria-prima, o MDF e o MDP. O maquinário utilizado no processo apresenta 95% de deficiência no aproveitamento das chapas, tendo perda de 5%. Destes, 1% do resíduo é em forma de retalhos gerados pelos diferentes tipos de corte das máquinas e 4% é em forma de pó/serragem proveniente dos processos de lixação,

acabamento das chapas e moagem dos mesmos.

Observa-se na Tabela 1, que a empresa gerou de 8,63 m³ de resíduo de chapas de MDF, sendo destes 6,51 m³ de serragem/pó e 1,63 m³ de retalhos, enquanto que o MDP gerou 1.238,09 m³ de resíduos, sendo que 990,47 m³ correspondem a serragem/pó e 247,62 m³ a retalhos.

Observou-se que a empresa não separa o MDP do MDF, sendo os resíduos triturados e sugados pela tubulação para o mesmo silo de coleta. Além dos resíduos das chapas, também são adicionados na mistura selos de papel que são captados pela máquina de bordas. A destinação destes resíduos é 100% em troca de serviços com as olarias da região, onde as mesmas investiram no sistema de captação dos resíduos na empresa em troca do fornecimento e coleta dos mesmos.

A empresa de porte pequeno consome aproximadamente 52.698 KW/hora de energia por mês e não possui nenhum sistema de gestão ambiental.

Quanto à empresa de porte médio, esta fabrica móveis em série e sob medida da linha cozinha e quarto e tem como principal matéria-prima, o MDF e o MDP. O aproveitamento das chapas é de 94%, e o restante caracteriza-se como resíduo é em forma de retalhos e tiras longas e curtas gerados pelos diferentes tipos de corte das máquinas (1%) e em forma de pó/serragem proveniente dos processos de lixação, acabamento das chapas e moagem das mesmas no triturador (5%).

De acordo com a Tabela 1, nos anos de 2010 e 2011 esta empresa gerou 485,68 m³ de resíduo de chapas de MDF, sendo destes 404,73 m³ de serragem/pó e 80,95 m³ de retalhos. A quantidade de resíduos gerados pelo MDP foi de 1.043,35 m³, sendo destes 869,46 m³ de serragem/pó e 173,89 m³ de retalhos. 99% destes resíduos são

vendidos para olarias e cerâmicas da região e 1% é doado.

O consumo médio mensal de energia elétrica da empresa é de aproximadamente 200.265,91 KW/hora de energia por mês e não possui nenhum sistema de gestão ambiental, somente alguns indicadores de controle interno.

A micro empresa fabrica móveis em série da linha cozinha, escritório e utiliza como matéria-prima, o MDF e o MDP. Com o maquinário utilizado pela empresa, 95% das chapas é passível de aproveitamento, e as sobras correspondem aos retalhos gerados pelos diferentes tipos de corte das máquinas (0,5%) e ao pó/serragem proveniente dos processos de lixação, acabamento das chapas e moagem das mesmas no triturador (4,5%).

Conforme exposto na Tabela 1, a empresa obteve geração de 3,17 m³ de resíduo de chapas de MDF, sendo destes 2,85 m³ de serragem/pó e 0,32 m³ de retalhos. Os resíduos gerados pelo MDP, foram de 278,32 m³, sendo 250,49 m³ em forma de serragem/pó e 27,83 m³ em forma de retalhos. Além dos resíduos das chapas também são adicionados na mistura selos de papel que são captados pela máquina de bordas. A destinação destes resíduos é feita através de troca de serviços com as olarias e cerâmicas da região, onde as mesmas investiram no sistema de captação dos resíduos na empresa em troca do fornecimento e coleta dos mesmos.

Além disso, constatou-se

que a empresa consome aproximadamente 27.020 KW/hora de energia por mês e não possui nenhum sistema de gestão ambiental.

No que se refere a grande empresa, esta está no mercado há 59 anos e fabrica móveis em sistema modulado das linhas cozinha, escritório, quarto, banheiro e *contract* de projetos especiais. Quanto ao controle da qualidade, as máquinas utilizadas no processo obtiveram aproveitamento de 92,5% no ano de 2010. Das sobras do processo, 32% do resíduo são em forma de retalhos gerados pelos diferentes tipos de corte das máquinas e 68% em forma de pó/serragem proveniente dos processos de lixação, acabamento das chapas e moagem das mesmas no triturador. Já no ano de 2011, as máquinas utilizadas no processo apresentaram eficiência média das chapas de 93,55%, tendo uma perda de 6,45% de resíduo de madeira, sendo as características deste resíduos as mesmas citadas anteriormente.

Nos anos de 2010 e 2011, a empresa gerou 145,91 m³ de resíduo de chapas de MDF, sendo destes 99,22 m³ de serragem/pó e 46,69 m³ de retalhos, enquanto que o MDP gerou 1.747,6 m³, sendo destes 1.188,37 m³ de serragem/pó e 559,23 m³ de retalhos.

A empresa possui um sistema criterioso de separação de resíduo, onde possui uma máquina que separa as bordas das chapas, onde as mesmas são recicladas separadamente e não são

misturadas com o resíduo de madeira resultante da sobra das chapas. Do total de resíduos de madeira gerados no processo de produção: 20% são vendidos, 68% são queimados na caldeira da empresa para geração de energia (biomassa) e 12% é reaproveitado, voltando para empresa (fornecedor) para fabricação de novas chapas. A queima de resíduo é feita na caldeira (serragem/pó/cavacos), onde a mesma está respaldada pela Portaria N^o 009 (2012) que dispõe sobre o regramento para o uso de derivados de madeira, em especial o MDP e MDF, não contaminados, como combustível alternativo/principal.

A empresa possui ainda, um sistema rigoroso de separação de resíduo, principalmente do MDP, onde parte volta para ser reciclado para fabricação de novas chapas no fornecedor (12%). Os resíduos são armazenados primeiramente em caixas de madeira, e posteriormente são condicionados para um *contêiner*. Os resíduos de MDP (retalhos, tiras longas e curtas) são separados de forma criteriosa para não haver nenhuma mistura adicional (papel, papelão, plástico, prego, etc.), onde é feita uma grande cobrança por parte do fornecedor quanto a esta separação. Estes resíduos são recolhidos pelo fornecedor de chapas que carrega o contêiner com caminhão, com auxílio de um munck e deixa outro contêiner vazio de reserva para nova coleta de resíduo. Ao chegar ao fornecedor os resíduos passam por um picador, onde são triturados em

Tabela 2 - Projeção aproximada da quantidade e tipos de resíduo de madeira das empresas do polo moveleiro de Bento Gonçalves dos anos de 2010 e 2011 (m³)

| Matéria-prima utilizada | Pequena (N ^o 35) | | Média (N ^o 9) | | Micro (N ^o 70) | | Grande (N ^o 3) | | Total geral de resíduo (m ³) | |
|-------------------------|-----------------------------|---------------------|--------------------------|---------------------|---------------------------|---------------------|---------------------------|---------------------|--|---------------------|
| | Total de Resíduo | | Total de Resíduo | | Total de Resíduo | | Total de Resíduo | | Total de Resíduo | |
| | SP (m ³) | R (m ³) | SP (m ³) | R (m ³) | SP (m ³) | R (m ³) | SP (m ³) | R (m ³) | SP (m ³) | R (m ³) |
| MDF | 6,51 | 1,63 | 404,73 | 80,95 | 2,85 | 0,32 | 99,22 | 46,69 | 4.367,58 | 948,07 |
| MDP | 990,47 | 247,62 | 869,46 | 173,89 | 250,49 | 27,83 | 1.188,37 | 559,23 | 63.591,00 | 13.857,50 |

SP: Volume a granel de serragem/pó gerada; R: retalhos gerados; MDF: *MediumDensityFiberboard*/Fibra de média densidade; MDP: *MediumDensityParticleboard*/Painel de Partículas de Média Densidade); N^o: Número de empresas que utilizam como matéria-prima MDP ou MDF no polo moveleiro de Bento Gonçalves.

forma de cavacos/serragem e reaproveitados no processo de fabricação de novas chapas de MDP. A empresa possui sistema de gestão ambiental onde a mesma está certificada com a ISO 14.001/2004 e consome 554.774 KW/hora de energia por mês. O sistema de certificação é totalmente informatizado, onde a empresa recebe em tempo real toda parte legal (normas federais, estaduais e municipais) que é controlado por um gestor da área ambiental.

Análise Global de resíduos gerados no polo moveleiro de Bento Gonçalves

A Tabela 2 mostra uma projeção aproximada de resíduos gerados no polo moveleiro de Bento Gonçalves, conforme dados fornecidos pelo SINDMÓVEIS onde foi projetado de forma proporcional ao número de empresas que utilizam como matéria-prima o MDF e/ou MDP de acordo descrição na metodologia.

No polo de Bento Gonçalves, as indústrias de móveis geraram aproximadamente nos anos de 2010 e 2011, 5.315,65 m³ de resíduos de chapas de MDF, sendo 4.367,58 m³ serragem/pó e 948,07 de retalhos. Já o MDP, foi gerado aproximadamente 77.448,50 m³ de resíduos de chapas de MDP, sendo 63.591 m³ serragem/pó e 13.857,50 m³ de retalhos. Na Figura 2, visualiza-se a destinação projetada do resíduo conforme entrevista realizada em cada empresa.

Conforme pode ser observado na Figura 1, 93% dos resíduos são destinados a olarias, tanto na troca de tecnologia para composição do sistema de captação

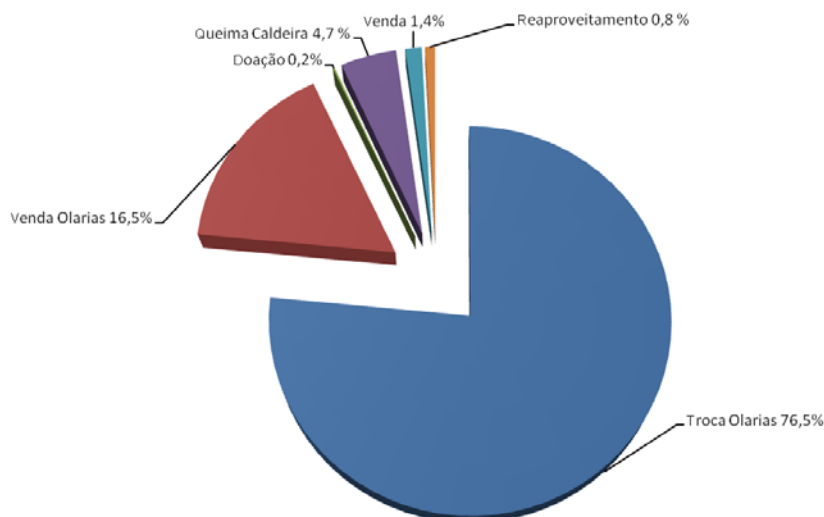


Figura 1 - Destinação dos resíduos de madeira projetada para as indústrias do polo moveleiro de Bento Gonçalves

de resíduo como na venda, onde os mesmos são queimados pelos seus fornos para geração de calor na fabricação de tijolos e/ou telhas; 4,7% são queimados na própria caldeira da empresa de móveis utilizadas como Biomassa, 0,2% é doado, 1,4% é vendido e apenas 0,8% são reaproveitados na fabricação de novas chapas.

Consumo de matéria-prima virgem *versus* matéria prima reciclada na indústria de aglomerados.

Observa-se na Tabela 3, o consumo de matéria prima-*virgem* e matéria prima reciclada em m³ nos anos de 2010 e 2011 tanto para fabricação de chapas de aglomerado quanto para geração de energia (biomassa) nas caldeiras.

No ano de 2010, do total consumido de matéria-prima da indústria de aglomerados, 88% provêm de matéria-prima virgem (matas de eucalipto e pinus), 11% é resíduo de serrarias e apenas 1% é

consumido de resíduo das indústrias do ramo moveleiro, enquanto que em 2011, o consumo de matéria-prima virgem aumentou para 89%, o consumo de resíduos de serraria continuou em 11% e o resíduo das indústrias de móveis parou de ser utilizado.

Outra constatação importante é o percentual de matéria-prima virgem que foi utilizado para fabricação de chapas de aglomerado e o que foi queimado na caldeira para geração de energia (biomassa), onde pode-se observar que do volume consumido de matéria-prima virgem, 88% foi utilizado para produção de chapas e 12% (84.311 m³) foi queimado na caldeira, o que demonstra um consumo alto desta matéria-prima virgem, a qual poderia ser substituída pelo resíduo moveleiro.

Análise do potencial de aproveitamento do resíduo

Tabela 3 - Consumo de matéria-prima (virgem e reciclada) da empresa de Aglomerados (m³)

| Matéria-prima utilizada | Consumo anual em (m ³) | | Total matéria-prima utilizada (m ³) | | |
|--------------------------|------------------------------------|------------------------|---|--|---|
| | 2010 (m ³) | 2011 (m ³) | Total (m ³) | Total produção de chapas (m ³) | Total queima caldeira (m ³) |
| Virgem | 363.498 | 357.252 | 720.750 | 636.439 | 84.311 |
| Resíduo Moveleiro | 3.758 | - | 3.758 | 3.758 | - |
| Resíduo Serrarias | 44.350 | 45.912 | 90.262 | 90.262 | - |

gerado pelas indústrias de móveis do polo moveleiro de Bento Gonçalves

Teixeira (2011) estudou a substituição de matéria-prima virgem por matéria-prima alternativa na indústria de madeira reconstituída a partir de testes de densidade, flexão, inchamento, absorção de água, resistência superficial, tração perpendicular e umidade residual utilizando resíduos de torras (matéria-prima virgem) e de material alternativo (resíduos do ramo moveleiro e serrarias). O estudo comprovou que com as tecnologias existentes permite uma utilização de 5% de resíduos (moveleiros) e 15% de resíduos de serrarias sem que haja alteração na qualidade das chapas, o restante 80% é de matéria-prima virgem.

Outro dado importante que deve ser salientado é quanto ao uso do MDF na fabricação do MDP, onde conforme Duratex (2008), o uso do MDF como material alternativo na fabricação de MDP possui sérias restrições devido ao formato de suas partículas, que possuem formato de fibra, e não de cavacos, como é o caso do MDP. Com este formato de fibra leve, ao longo do processo ocorrem formações de aglomerações destas fibras que geram defeitos nas chapas, ocasionando perdas de qualidade tecnológica da chapa (menor resistências à tração, tração superficial e flexão), além de defeitos visuais como por exemplo, manchas escuras, as quais durante o processo de revestimento ou pintura da chapa irá gerar o desprendimento ou inchamento nestas áreas. Por esse motivo, o estudo em questão foi quantificado e separou a quantidade de MDP e MDF gerado nas indústrias de móveis, sendo reaproveitadas apenas as novas chapas de aglomerado do resíduo proveniente do MDP.

Conforme a geração aproximada de resíduo das

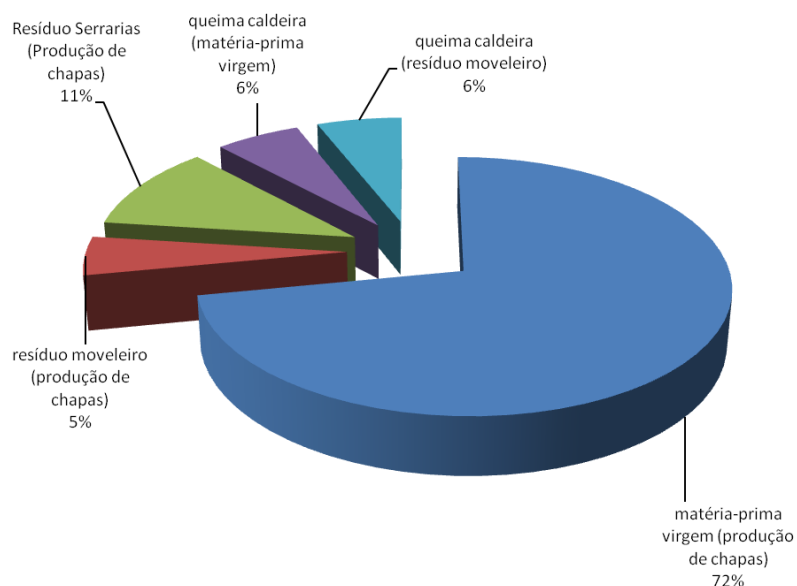


Figura 2 - Projeção do percentual de matéria-prima virgem utilizada na fabricação de chapas de Aglomerado e queima na caldeira com resíduo das indústrias de móveis.

indústrias de móveis apresentados na tabela anterior, considerando somente o MDP que é utilizado como matéria-prima para fabricação de novas chapas de aglomerado admitindo que a mesma aproveite 100% do resíduo gerado de MDP nas indústrias de móveis do polo de Bento Gonçalves, a empresa de aglomerados através do seu consumo de matéria-prima virgem nos anos de 2010 e 2011 absorveria um volume de 36.038 m³ que equivalem aos 5% de resíduo para produção de novas chapas sem que haja perda da qualidade das mesmas (TEIXEIRA, 2011).

O restante do volume de resíduo gerado (41.411 m³) 6% de MDP, de acordo com a Portaria N^o 009 [45] poderiam ser queimados na caldeira para geração de energia o que daria uma redução de matéria-prima virgem consumida de 77.449 m³. Isso representaria uma redução de aproximadamente 11%, dos quais 5% na fabricação seria utilizado na fabricação de novas chapas e 6% na queima na caldeira (biomassa) conforme representação na Figura 2.

Visualiza-se na Figura 2, a projeção do percentual de matéria-prima virgem utilizado na fabricação de novas chapas nos anos de 2010 e 2011 com a possível utilização do

resíduo levantado nas indústrias de móveis de Bento Gonçalves, conforme números apresentados, admitindo um aproveitamento de 100% do resíduo de MDP (retalhos, serragem/pó), a empresa de aglomerados teria uma redução do consumo de matéria-prima virgem de 17%, passando dos atuais 89% no ano de 2011 para 72%, onde o total de matéria-prima consumida, 5% seria do resíduo moveleiro (produção de chapas), 6% resíduo moveleiro (queima na caldeira), 11% resíduo de serrarias (produção de chapas), 6% matéria-prima virgem (queima na caldeira) e 72% de matéria-prima virgem (produção de chapas).

CONCLUSÃO

O objetivo principal deste trabalho foi identificar quais tipos de resíduos sólidos provenientes das indústrias moveleiras podem ser potencializados para reaproveitamento na fabricação de novas chapas de aglomerado e/ou para geração de energia.

E a maioria das indústrias de móveis pesquisadas não está dando uma destinação adequada dos seus resíduos de madeira, onde 93% do resíduo são destinados a

olarias e cerâmicas para queima e com isso não agregam nenhum valor ao resíduo.

Com relação à separação do resíduo de madeira gerado apenas a grande empresa e a média empresa fazem a separação do resíduo de MDP e do MDF, as demais misturam os resíduos no mesmo silo de coleta, fato este que dificulta seu aproveitamento na indústria de aglomerado.

Quanto ao aproveitamento dos seus resíduos gerados, uma das empresas pesquisadas que foi a Planta Piloto "B" demonstrou que é possível agregar valor ao resíduo mostrando uma forma criativa, em que 67% do seu resíduo gerado é destinado para fabricação e comercialização de troféus, fato este que não se confirmou nas demais empresas pesquisadas pois a preocupação maior das demais indústrias é livrar-se do resíduo, mesmo que para isso tenha que efetuar pagamentos.

REFERÊNCIAS

- AL-TUWAIJRI, S., CHRISTENSEN, T., HUGHES, K. The relations among environmental disclosure, environmental performance, and economic performance: a simultaneous equations approach. **Accounting, Organizations and Society**, v. 29.p. 447–471, 2004.
- ANNANDALE, D., MORRISON-SAUNDERS, A., BOUMA, G. The impact of voluntary environmental protection instruments on company environmental performance. **Business Strategy and the Environment**, v. 13 p. 1-12, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NBR 10004: **Resíduos sólidos: classificação**. 2.ed. São Paulo, 2004.
- BOYLE, C. A.; BAETZ, B. W. A prototype knowledge-based decision support system for industrial waste management: part I. The decision support system. **Waste Management**, v.18, p.87-97, 1998.
- BRASIL. **PORTARIA Nº 009/2012**. De 08 de fevereiro de 2012. Disponível em: <http://www.proamb.com.br/leis_decretos/portaria_009.pdf>. Acesso em 23 Mar. 2012.
- BRITO Jr., A. O. S. **Produção de composto usando lodo de estação de tratamento doméstico com resíduos vegetais**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil – Recursos Hídricos). Fortaleza/CE: UFCE. 2003.
- COUTINHO, L.; FERRAZ, J. C. Estudo da competitividade da indústria brasileira. São Paulo: Unicamp 1994.
- CRAMER, J. Environmental management: from 'fit' to 'stretch'. **Business Strategy and the Environment**, v.7, p. 162-172, 1998.
- DAIAN, G.; OZARSKA, B. Wood waste management practices and strategies to increase sustainability standards in the Australian wooden furniture manufacturing sector. **Journal of Cleaner Production**, v. 17, p. 1594-1602, 2009.
- DURATEX. **Catálogo de produtos da Duratex**. São Paulo: Ed. Cor & Arte, 2008.
- GALDEANO, G. E., CESPEDES, L., MARTINEZ, Del Rio Jr., Environmental performance and spillover effects on productivity: evidence from horticultural firms. **Journal of Environmental Management**, v. 88, p. 1552–1561, 2008.
- GHEMAWAT, P. Sustainable advantage. **Harvard Business Review**, v. 64, p. 53-58, 1986.
- GIL, Antônio C. **Métodos e Técnicas de Pesquisa Social**. São Paulo: Atlas 1999.
- GILBERT, J. T., BIRNBAUM-MORE, P. H. Innovation timing advantages: from economic theory to strategic application. **Journal of Engineering and Technology Management**, v.12, p. 245–266, 1996.
- GONZALEZ-BENITO, J., GONZALEZ-BENITO, O. Environmental proactivity and business performance: an empirical analysis. **Omega**, v. 33 p. 1-15, 2005.
- GUÉRON, A. L.; GARRIDO, V. Requisitos ambientais, acesso a mercados e competitividade na indústria de madeira e móveis do Brasil: **Ponto Focal de Barreiras Técnicas às Exportações**. Rio de Janeiro: Inmetro, 2004.
- HART, S. L.; AHUJA, G. Does it pay to be green? An empirical examination of the relationship between emission reduction and firm performance. **Business Strategy and the Environment**, v.5, p. 30-37, 1996.
- HENRI, J.-F.; JOURNEAULT, M. O. Environmental performance indicators: an empirical study of Canadian manufacturing firms. **Journal of Environmental Management**, v. 87, p. 165-176, 2008.
- IBQP/PR – Instituto Brasileiro da Qualidade e Produtividade do Paraná. **Análise da competitividade da cadeia produtiva da madeira no estado do Paraná**. Curitiba: IBQP, 2002.
- JAFFE, A., PETERSON, S., PORTNEY, P.; STAVINS, R. Environmental regulation and the competitiveness of U.S. manufacturing: what does the evidence tell us? **Journal of Economic Literature**, v. 33, p. 132–163, 1995.
- JUDGE, W., DOUGLAS, T. Performance implications of incorporating natural environmental issues into the strategic planning process: an empirical assessment.

Journal of Management Studies, v.35, p. 241-262, 1998.

KING, A.; LENOX, M. Exploring the locus of profitable pollution reduction. **Management Science**, v.48, p. 289-299, 2002.

LEFF, Henrique. **Saber Ambiental: Sustentabilidade, Racionalidade, Complexidade, Poder**. Petrópolis, RJ Vozes/PNUMA, 2001.

LIMA, L. M. Q. Tratamento de lixo. São Paulo: Hemus, 1983.

LINK, S.; NAVEH, E. Standardization and discretion: does the environmental standard ISO 14001 lead to performance benefits? **IEEE Transactions on Engineering Management**, v.53, p. 508-519, 2006.

MAXWELL, D.; VORST, R Van Der. Developing sustainable products and services. **Journal of Cleaner Production**, v. 11, p. 883-895, 2003.

MELNYK, S., SROUFE, R., CALANTONE, R., Assessing the impact of environmental management systems on corporate and environmental performance. **Journal of Operations Management**, v.21, p. 329-351, 2003.

MORAES, M. A. F. D. Estudo da competitividade de cadeias integradas no Brasil: impactos das zonas de livre comércio. **Cadeia: madeira e móveis**. Nota técnica final, Campinas UNICAMP-IE-NEIT, 2002.

PESSOA, C. Ecologia no Quotidiano. **Pública**, 5328 (439), pp.80 2004.

PORTER, M.; LINDE, C. V. Ser verde também é ser competitivo. **Exame**, São Paulo, set. 1995.

PROBERT, E. J., DAWSON, G. F., COCKRILL, A., Evaluating preferences within the composting industry in

Wales using a conjoint analysis approach. **Resour. Conserv. Recycling**, v.45, p.128-141, 2005.

RUSSO, M. V., FOUTS, P. A. A resource-based perspective on corporate environmental performance and profitability. **Academy of Management Journal**, v.40, p.534-559, 1997.

SANTOS, Rafael José dos. **Antropologia para quem não vai ser antropólogo**. Porto Alegre: Tomo Editorial, p.17-36, 2005.

SCHALTEGGER, S.; FIGGE, F. Environmental shareholder value: economic success with corporate environmental management. **Eco-Management and Auditing**, v.7, p. 29-42, 2000.

SCHNEIDER, V. E.; HILLIG, É.; BERTOTTO FILHO, L. A.; RIZZON, M. R. Geração de resíduos de madeira e derivados no Pólo Moveleiro da Serra Gaúcha – Diagnóstico e indicativos para o gerenciamento ambiental na indústria moveleira. In: **XI Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2004, Natal - RN - Brasil. Anais. Rio de Janeiro/RJ: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2004.

SEBRAE (SERVIÇO DE APOIO ÀS MICRO E PEQUENAS EMPRESAS). **Serviços/Legislação: critérios de classificação de empresas**. Disponível em: <<http://www.sebrae-sc.com.br/leis/default.asp?vcdtexto=4154>>. Acesso: setembro, 2011.

SILVA, C. L.; BOLLMANN, H. A.; Avaliação das Relações Sociais em Redes de Políticas Públicas para Consolidação de Programas de Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos: um estudo aplicado sobre o Programa “Lixo que Não é Lixo” de Curitiba. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v.21, p. 31-47, 2011.

SILVA, F. E. C.; ROBLES, L. T.; Gestão de resíduos sólidos não convencionais: o caso do GERESOL - Centro de Gerenciamento de Resíduos Sólidos de Jundiá – SP. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 22, p. 38-49, 2011.

SINDMÓVEIS (SINDICATO DAS INDÚSTRIAS DO MOBILIÁRIO). **Empresas Associadas/Afiladas**. Disponível em: http://www.sindmoveis.com.br/port/?page=associados3&palavra=Palavra+Chave&selecionando=&tipo=materia_prima&subItem=Chapas&letra=D&tipo_empresa=todas&busca=custom&imageField.x=58&imageField.y=18. Acesso: setembro, 2011.

SONG, X. M.; DI BENEDETTO, C. A.; ZHAO, Y. L. Pioneering advantages in manufacturing and service industries: empirical evidence from nine countries. **Strategic Management Journal**, v. 20, p. 811-836, 1999.

TEIXEIRA, M. F. **Substituição de Matéria-Prima Virgem por Matéria-Prima Alternativa na Indústria de Madeira Reconstituída**. Dissertação (Mestrado em Ambiente e Desenvolvimento) – Centro Universitário Univates, Lajeado, dez. 2011.

TIBOR, T.; FELDMAN, I. **ISO 14001: A Guide to the New Environmental Management Standards**. Irwin, BurrRidge, IL, 1996.

TRUNG, D.; KUMAR, S. Resource use and waste management in Vietnam hotel industry. **Journal of Cleaner Production**, v.13, p. 109-116, 2005.

VERGARA, Sylvia C. **Projetos e Relatórios de Pesquisa em Administração**. São Paulo: Atlas 2000.

WAGNER, M. How to reconcile environmental and economic performance to improve corporate sustainability: corporate environmental strategies in the

European paper industry. **Journal of Environmental Management**, v.76, p. 105-118, 2005.

WAHBA, H. Does the market value corporate environmental responsibility? An empirical examination. **Corporate Social Responsibility and Environmental Management**, v.15, p. 89-99, 2008.

WALLEY, N.; WHITEHEAD, B. It's not easy being green. **Harvard Business Review**, v.72, p. 46-52, 1994.

WRIGHT, R. **Environmental Science: Toward A Sustainable Future**, 9/E. Londres, Prentice Hall, 2004.

ZHU, Q.; SARKIS, J. Relationships between operational practices and performance among early adopters of green supply chain management practices in Chinese manufacturing enterprises. **Journal of Operations Management**, v. 22, p. 265–289, 2004.

Recebido em: out/2012
Aprovado em: mar/2014

Tratamento da Borra Oleosa de Petróleo e Estudo Cinético do Processo de Estabilização por Solidificação

Treatment of Oily Sludge of Petroleum and Kinetic Study of the Stabilization Process by Solidification

RESUMO

A borra oleosa de petróleo, resíduo gerado nas refinarias de petróleo, é composta de metais pesados, óleos e graxas, e hidrocarbonetos totais, o que impede sua disposição no meio ambiente sem um tratamento prévio. Assim, o presente trabalho visa realizar o tratamento da borra oleosa utilizando a estabilização por solidificação e o estudo cinético do teor de óleos e graxas. A pesquisa compreendeu as seguintes etapas: planejamento do experimento, tipo fatorial; preparação e avaliação do material estabilizado por solidificação através da resistência à compressão, capacidade de absorção de água, óleos e graxas e estudo cinético. Todos os tratamentos foram aprovados nos ensaios de resistência à compressão e capacidade de absorção de água e apenas um tratamento (20% de borra e 14 dias de cura) foi reprovado no ensaio de determinação de óleos e graxas. Com relação à cinética, a constante de decaimento foi maior para o menor tempo de cura.

PALAVRAS-CHAVE: Borra oleosa de petróleo, Estabilização, Solidificação

ABSTRACT

The oily sludge of petroleum, hazardous waste generated by oil refineries, is composed of heavy metals, oils and greases, and total hydrocarbons, which prevent their disposal into the environment without prior treatment. The research involved the following steps: design of the experiment, factorial; preparation and evaluation of the material stabilized by solidification through compressive strength, absorbency of water, oils and greases and kinetic study. All treatments were approved in the tests compressive strength and absorption capacity of water and only one (20% sludge and 14 days curing) failed the test for determining oil and grease. Regarding the kinetics, the decay constant was higher for less healing time.

KEYWORDS: Oil sludge of petroleum, Stabilization, Solidification

Maria Rosiane de Almeida Andrade

Graduanda em Engenharia Química – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB, Brasil
m.rosianealmeida@gmail.com

André Luiz Fiquene de Brito
Professor na Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB, Brasil
andre@deq.ufcg.edu.br

Ana Cristina Silva Muniz
Professora na Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB, Brasil
anamuniz@deq.ufcg.edu.br

INTRODUÇÃO

A indústria petrolífera tem crescido em todo o mundo e tornou-se um dos principais setores da economia mundial. De acordo com a Agência Brasileira Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP, 2010), em 2009 o Brasil alcançou o 14º lugar entre os maiores produtores mundiais de petróleo, com uma produção de aproximadamente 2 x 106 barris.dia¹.

O problema decorrente desse crescimento esta ligada a geração de resíduos, que aumenta a cada dia. Contaminação ambiental por petróleo e seus derivados é um problema grave em todo o mundo. As diversas atividades da indústria do petróleo (perfuração, produção, transporte, processamento e distribuição) geram resíduos sólidos e líquidos na forma de lamas, borras, efluentes líquidos e gasosos (OLLIVIER e MAGOT, 2005).

Refinarias de petróleo e indústrias petroquímicas geram grandes quantidades de resíduos sólidos. Uma preocupação especial é a borra oleosa de petróleo que se acumula no fundo dos tanques de armazenagem de petróleo bruto ou é gerado em sistemas de separação de água-óleo (MAITET *et al.*, 2008).

A borra oleosa é um resíduo recalcitrante e caracterizado como uma emulsão de água, óleo, gorduras, sólidos, compostos orgânicos e metais pesados. Entre os compostos orgânicos, os mais comuns são os alcanos, cicloalcanos, benzeno, tolueno, xilenos, fenóis e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HPAs) (KRIIPSALU *et al.*, 2008).

Devido à presença de compostos perigosos e ao elevado teor de óleos e graxas (TOG) e as suas características de toxicidade e inflamabilidade, a borra oleosa de petróleo é classificada como resíduo perigoso Classe I, segundo a ABNT NBR 10.004 (ABNT NBR 10.004, 2004), o que impede sua disposição

no meio ambiente sem um tratamento prévio.

A disposição inadequada da borra oleosa de petróleo pode contaminar solos e representar uma séria ameaça para as águas subterrâneas. Aterro sanitário, tratamento via coque, extração com solventes e incineração são atualmente os principais métodos de eliminação de borras oleosas. Contudo estes métodos são considerados caros ou inadequados para atender os atuais e futuros regulamentos (CONAWAY, 1999).

Uma opção de pré-tratamento ou tratamento propriamente dito, de resíduos que não podem ser eliminados, reduzidos, reciclados ou utilizados no ambiente em que foram gerados é a Estabilização por Solidificação (E/S) (STEGEMANN *et al.*, 2001).

O processo de E/S envolve a mistura de resíduo tanto na forma de lodo como líquido e sólido, com material cimentício, de forma a encapsular e incorporar o resíduo nesse sistema de ligação. Ao término do processo de E/S obtém-se um material sólido com integridade estrutural e estabilidade adequada com o propósito de reter contaminantes presente no resíduo perigoso e evitar a lixiviação dos mesmos ao meio ambiente (FITCH e CHEESEMAN, 2003).

Dois aspectos são importantes para o entendimento da E/S. O primeiro está relacionado ao critério de imobilização dos contaminantes. Fica evidenciado que os contaminantes são aprisionados ou retidos na forma de um precipitado na superfície da matriz e/ou são incorporados em seu interior. O segundo aspecto está relacionado ao critério de integridade/durabilidade dos materiais, principalmente quando se afirma que a matriz E/S aprisiona ou retém os contaminantes por meio de mecanismos físicos, sem ocorrerem necessariamente reações químicas, mas aprisionamento físico (BRITO, 2007; SPENCE e SHI, 2005).

A estabilização é um processo de conversão de resíduos tóxicos para uma forma física e quimicamente mais estável, isto é, altera quimicamente resíduos perigosos para produzir uma forma menos tóxica ou menos móvel. Trata-se de interações químicas entre os resíduos e o agente de ligação. Por outro lado, a solidificação converte resíduos líquidos, semissólido, lama ou um pó em uma forma monolítica ou em um material granular, que irá permitir o tratamento relativamente fácil e o transporte para aterros (CHEN, 2009).

O uso da E/S para resíduos inorgânicos é até certo ponto bem aceito e tem sido amplamente divulgado. Contudo, a E/S é considerada menos compatível com resíduos orgânicos, devido aos compostos orgânicos inibirem a hidratação do ligante (cimento). Assim, qualquer imobilização de contaminantes orgânicos depende principalmente do aprisionamento físico na matriz de tal forma que compostos não polares (insolúveis) são mais susceptíveis de ser retido pelo sólido, enquanto que compostos polares (solúveis) permanecem sujeitos à lixiviação (TRUSELL e SPENCE 1994; CONNER e HOFFNER 1998; LEONARD e STEGEMANN 2010).

Bandeira (2010) realizou o tratamento da borra oleosa de petróleo, utilizando a estabilização por solidificação, tendo como ligante o cimento Portland comum e a argila organofílica. A autora avaliou o comportamento do material estabilizado por solidificação em função do ambiente que o material era armazenado. A presente pesquisa apresenta como diferencial aos já publicados em função de realizar estudo cinético visando à determinação da constante de decaimento do contaminante.

Suzuki e Ono (2008) realizaram um estudo cinético, desenvolvendo um modelo cinético de primeira ordem para o tratamento de cinzas contaminadas

com metais pesados. As cinzas contaminadas foram tratadas utilizando a estabilização por solidificação. Os autores encontraram valor de k (h^{-1}) igual a $1,73 \times 10^{-2}$ para o contaminante chumbo, quando realizou extração com água destilada.

Paudy *et al.*, (2008) realizaram o tratamento de solos contaminados com combustíveis, utilizando a técnica do landfarming. Os autores realizaram o estudo da constante de decaimento de hidrocarbonetos de petróleo (HTP) e verificaram que a taxa de decaimento do HTP era proporcional a sua concentração.

Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo realizar o tratamento da borra oleosa de petróleo utilizando a técnica da estabilização por solidificação, tendo como aglomerante o cimento Portland comum. O material estabilizado por solidificação será avaliado quanto a sua integridade/durabilidade e quanto à imobilização do teor de óleos e graxas, visando a sua redução. Neste trabalho, será realizado o estudo cinético da estabilização por solidificação, visando determinar, também, a velocidade de decaimento do teor de óleos e graxas. Foi usado o modelo de 1° ordem proposto por Suzuki e Ono (2008), porém com aplicação em resíduos sólidos da indústria de petróleo (borra oleosa de petróleo).

METODOLOGIA

A pesquisa compreendeu as seguintes etapas: planejamento do experimento, preparação dos corpos de prova, realização dos ensaios de avaliação do material E/S e estudo cinético do processo de estabilização por solidificação.

Planejamento do Experimento e Análise Estatística

Neste trabalho foi adotado o planejamento experimental fatorial $2^k(2^2)$, onde as variáveis avaliadas foram: percentual de borra oleosa de petróleo e tempo de cura em dias. Os experimentos foram realizados com dois fatores e dois níveis. Para o fator percentagem foram usados os níveis 10 e 20% codificados para baixo (-) e alto (+), respectivamente. Para o tempo de cura, foram usados níveis 14 e 28h, codificados nos níveis baixo (-) e alto (+), respectivamente.

O experimento teve como objetivo verificar se existem efeitos significativos entre a porcentagem de resíduo e o tempo de cura, além das interações entre estes fatores, através da análise de variância – ANOVA. O critério de decisão adotado foi o seguinte:

- Efeito Significativo (valor $p \leq 0,05$): Médias diferentes para o tempo de cura e porcentagem ao nível de 95% de Probabilidade;
- Efeito Não Significativo (valor $p > 0,05$): Médias iguais para o tempo de cura e porcentagem, ao nível de 95% de Probabilidade.

O software utilizado para realizar as análises estatísticas foi o MINITAB 16.0 (2012).

Preparação dos corpos de provas

Os corpos de provas foram preparados seguindo as etapas propostas pela ABNT NBR 7215 (1996). A avaliação foi realizada utilizando o Protocolo de avaliação de materiais E/S (BRITO, 2007). O aglomerante utilizado foi o cimento Portland comum.

Na Figura 1 está apresentada a sequência de preparação dos corpos de prova. Na Figura 1(a) e (b) encontra-se a borra oleosa de petróleo e o aglomerante (cimento Portland comum). Na Figura 1(c) a pasta homogênea formada, após misturar a borra oleosa os aglomerante e água destilada. Na Figura 1(d) estão os moldes cilíndricos onde a pasta é disposta e na Figura 1(e) os corpos de provas já desmoldados.

Inicialmente misturou-se o aglomerante com a borra oleosa de petróleo, em seguida adicionou-se água aquecida a 60 °C. A partir do contato entre os aglomerantes com água, iniciou-se a contagem do tempo de preparação dos corpos de provas. Homogeneizou-se bem a mistura de forma a obter uma massa homogênea. A massa formada foi então disposta em moldes cilíndricos, tomando-se o cuidado para não ficarem espaços vazios na interior do molde. Em seguida foram



Figura 1 – Preparação dos CP

cobertos com placas de vidros retangulares de 70 mm por 100 mm de aresta e de no mínimo 5 mm de espessura afim de não ocorrer perda d'água. Os corpos de prova ficaram em repouso por um período de 24 horas para endurecimento da pasta. Após as 24h, os corpos de prova foram desmoldados e deixados por um tempo de cura de 14 e 28 dias, para que então os ensaios fossem realizados.

Avaliação do Material Estabilizado e Solidificado

Resistência à Compressão

No ensaio de resistência à compressão, foram utilizados corpos de prova cilíndricos de 50 mm de diâmetro e 100 mm de altura, os quais foram postos diretamente sobre o prato inferior de uma prensa, de maneira que ficassem rigorosamente centrados em relação ao eixo de carregamento. A medida da resistência à compressão foi calculada pela Equação 1, em kgf.cm^{-2} , considerando a carga aplicada (F) e a área da seção do corpo de prova (A), e convertida para MPa.

$$RC (\text{kgf} \cdot \text{cm}^{-2}) = F/A \quad (1)$$

Onde:

RC: Resistência a compressão em MPa;

F: Força de ruptura dos corpos de prova em kg;

Área: Área de seção dos corpos de provas em cm^2 .

Capacidade de Absorção de Água

No ensaio de capacidade de absorção de água os corpos de prova foram condicionados em estufa a 103 °C por 24 horas e com uma relação líquido/sólido (L/S) 10:1, utilizando água desmineralizada com resistividade maior que 0,2 MΩ.cm. Posteriormente as amostras foram

imersas em água a 23 °C por períodos de 24, 48 e 72 horas. O resultado é expresso em % conhecendo-se a massa do corpo de prova após saturação em água e a massa do corpo de prova seca em

$$CAA(\%) = \frac{MSAT - MS}{MS} \times 100$$

estufa, conforme a Equação abaixo:

(2)

Onde:

MSAT: massa do corpo de prova após saturação em água e fervura;

MS: massa do corpo de prova seco em estufa.

Determinação do teor óleos e graxas (TOG) em base seca

Para determinação de óleos e graxas em base seca foi utilizado o procedimento do Método C da extração em Soxhlet, modificado, o qual se aplica a lodos e outras amostras sólidas ou semi-sólidas (CETESB L5.142). Esse método consiste na extração por solvente. Promoveu-se o contato da matriz com o solvente orgânico (n-hexano), a fim de que o óleo presente fosse solubilizado pelo agente extrator.

Posteriormente, através de outro processo de separação, a destilação, obteve-se o óleo e o solvente recuperado pode ser reutilizado no processo de extração. O cálculo da porcentagem de óleos e graxas é dado pela Equação 3:

$$\text{ÓleosGraxas}(\%) = \left[\frac{(A-B) * 100}{C * D} \right] \quad (3)$$

Onde:

A: peso do balão com resíduos de óleos e graxas, g;

B: peso do balão vazio, g;

C: quantidade de borra em g;

D: teor de sólidos totais = % sólidos totais/100.

Sólidos Totais

Na determinação dos sólidos totais, utilizou-se o método gravimétrico Standard Methods (1998). Pesou-se 25 gramas do material estabilizado/solidificado e enviou-o para estufa por 24 horas à temperatura de 103-105 °C. Retirou-se a material, deixou esfriar no dessecador até peso constate e pesou novamente. O resultado para sólidos totais foi calculado através da seguinte Equação 4:

$$\text{SólidosTotais}(\%) = \left[\frac{(A-B)}{(C-B)} \right] * 100 \quad (4)$$

Onde:

A : peso da amostra seca + cápsula

B : peso da cápsula

C : peso da amostra úmida + cápsula

Os resultados obtidos nesse ensaio foram utilizados no cálculo da determinação de óleos e graxas em base seca.

Constante de decaimento (k)

Para determinar a constante de decaimento da borra oleosa de petróleo utilizou-se o modelo de primeira ordem, conforme descrito em Suzuki & Ono (2008). A velocidade de dissolução pode ser dada pela equação de primeira ordem, que é proporcional à quantidade de contaminante, logo:

$$\ln \left(\frac{dX}{X_0} \right) = -kt \quad (5)$$

Rearranjando a forma integrada da lei de velocidade de primeira ordem, obtém-se a Equação:

$$\ln X - \ln X_0 = -k.t \quad (6)$$

Onde:

$\ln[X]$: concentração da borra em qualquer instante(mg.kg^{-1});

k: Constante cinética de decaimento (dia⁻¹);
t: tempo (dia);
ln [X]o: concentração da borra bruta(mg.kg⁻¹).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Resistência à compressão

Na Tabela 1 estão apresentados os valores obtidos para o ensaio de resistência à compressão (RC).

Observa-se que todos os corpos de provas apresentaram valores de resistência à compressão maior que o 1 MPa, que é o valor mínimo estabelecido pelo Protocolo de Avaliação de Materiais Estabilizados por Solidificação proposto por Brito (2007).

Segundo Brito (2007) o material E/S apresentando valores superiores a 1 MPa poderá ter diversas utilizações como materiais de base e cobertura em obras de pavimentação e como material de construção civil, como confecção de tijolos, blocos, agregados e peças de concreto com ou sem função estrutural. Para ser disposto em aterro de resíduos industriais perigosos deve ter no mínimo 0,8 MPa de resistência à compressão.

Se o material apresentar resistência à compressão menor que

Tabela 1- Resultados do ensaio de resistência à compressão

| Corpo de Prova | Porcentagem de Borra (%) | Tempo de cura (dias) | RC (MPa) |
|----------------|--------------------------|----------------------|----------|
| 1 | 10 | 14 | 2,736 |
| 2 | 10 | 14 | 2,694 |
| 3 | 10 | 28 | 2,6 |
| 4 | 10 | 28 | 2,27 |
| 5 | 20 | 14 | 2,119 |
| 6 | 20 | 14 | 2,09 |
| 7 | 20 | 28 | 1,24 |
| 8 | 20 | 28 | 1,08 |

1 MPa, sua utilização será controlada e dispostas em aterro de resíduos não perigosos. Neste caso a concentração do contaminante deve ser quantificada para decidir a rota final a ser seguida.

Bandeira (2010) encontrou os seguintes valores de RC para um tempo de cura de 14 dias, a temperatura de 0 °C e 10 e 20% de borra oleosa se petróleo: 5,02 e 3,71MPa. A diferença entre os valores encontrados por Bandeira e o do presente trabalho, pode ser atribuída à temperatura de cura e ao tipo de borra utilizada.

A Tabela 2 apresenta que os fatores percentagem de borra, tempo de cura e interação foram significativos ao nível de 95% de probabilidade, pois, os valores p foram todos menores que 0,05. Logo, é válido afirmar que percentagem de borra oleosa tempo

de cura exerce influência na resistência a compressão.

A Figura 2 confirma o resultado da ANOVA apresentada na Tabela 2, pois, apresenta o gráfico de Pareto para os efeitos padronizados para a resistência à compressão ao nível de 95% de probabilidade. Observa-se que os fatores percentagem (A), tempo de cura (B) e interação (AB) são interceptados pela linha dos efeitos padronizados.

O modelo obtido está apresentado na Equação 7. O modelo consegue explicar 89,7% dos dados.

$$RC = 2,10 - 0,47 \text{ perc} - 0,306 \text{ tempo} - 0,17 \text{ perc} \times \text{tempo} \quad (7)$$

Onde:

RC: Resistência à Compressão

Perc: Percentagem de borra oleosa

Tabela 2 - Análise de Variância (ANOVA) para RC

| Fontes de Variação | g.l | Soma Quadrática (SQ) | Quadrado Médio Ajustado (QM _{aj}) | p-valor * |
|------------------------------------|--------------------|----------------------|---|-----------|
| Efeito Principal | 2 | 2,53 | 1,26 | 0,001 |
| A - Fator <i>perc</i> (%) | 1 | 1,78 | 1,78 | 0,001 |
| B - Fator <i>tempo</i> (t) | 1 | 0,75 | 0,75 | 0,003 |
| AB - Interação <i>perc x tempo</i> | 1 | 0,22 | 0,22 | 0,023 |
| Residual | 4 | 0,07 | 0,02 | - |
| Puro Erro | 4 | 0,07 | 0,02 | - |
| Total | 7 | 2,82 | - | - |
| R ² | R ² max | | R | |

LEGENDA: g.l: Graus de liberdade; t: Fator tempo; perc: Fator Percentagem; R²: Coeficiente de Determinação; SQ: Soma de Quadrado; QM_{aj}: Quadrado Médio ajustado; Valor p* ≤ 0,05(significativo); Valor p** > 0,05 (Não significativo).

Substituindo na Equação 7 os níveis dos fatores por (-1) e (+1), o maior valor estimado para a resistência a compressão é de 3,236 MPa, quando se utiliza menor percentagem de borra oleosa de petróleo (10%) e menor tempo de cura (14 dias). O menor valor estimado, 1,824 MPa, ocorre quando se tem uma maior porcentagem de borra oleosa de petróleo (20%) e maior tempo de cura (28 dias).

Capacidade de Absorção de Água

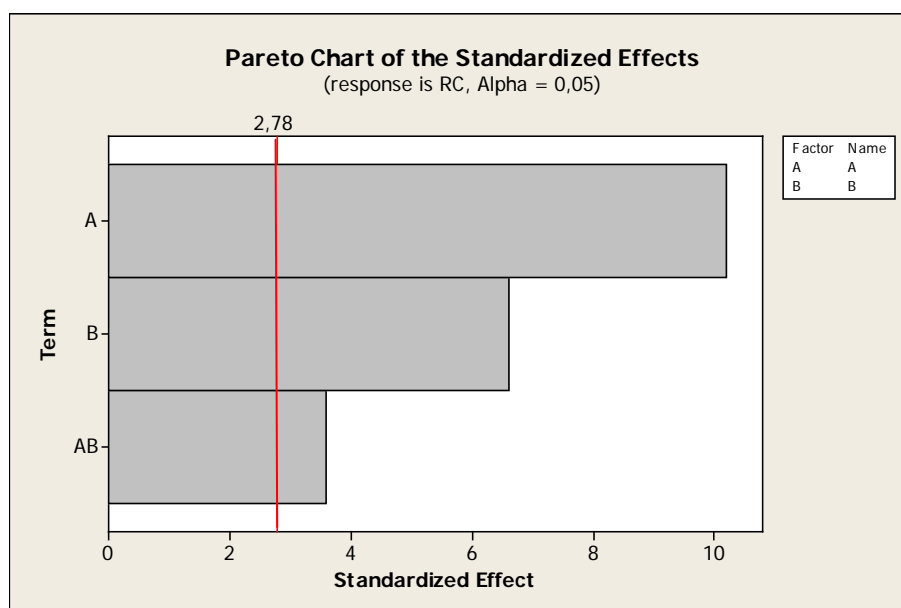


Figura 2 – Gráfico de Pareto para Resistência à compressão

Na Tabela 3, estão apresentados os valores de capacidade de absorção de água (CAA) para cada corpo de prova.

O ensaio de capacidade de absorção de água estima a porosidade do material. Segundo a ABNT NBR 9778, neste ensaio o limite máximo de água permissível nos poros é 40%. A Tabela 4 apresenta que todos os corpos de prova ficaram dentro do limite máximo permissível.

Bandeira (2010), em seus estudos encontrou os seguintes valores para o ensaio de CAA: 38,39 e 47,50, para 10 e 20% de borra respectivamente, sendo a temperatura da cura 0 °C e 32,20 e 34,37, para 10 e 20% de borra

Tabela 3 - Resultados do ensaio de capacidade de absorção de água

| Corpo de Prova | Porcentagem de Borra (%) | Tempo de cura (dias) | CAA(%) |
|----------------|--------------------------|----------------------|--------|
| 1 | 10 | 14 | 19,78 |
| 2 | 20 | 14 | 17,05 |
| 3 | 10 | 28 | 12,04 |
| 4 | 20 | 28 | 17,2 |
| 5 | 10 | 14 | 20,52 |
| 6 | 20 | 14 | 18,22 |
| 7 | 10 | 28 | 11,13 |
| 8 | 20 | 28 | 17,44 |

respectivamente, mas, a uma temperatura de cura de 40°C.

Logo, percebe-se que tanto a diminuição, como o aumento brusco da temperatura, afetam a capacidade de absorção de água do material, pois o material

passa a reter mais água em seus poros.

A Tabela 4 apresenta que os fatores porcentagem de borra, tempo de cura e interação foram, também, significativos ao nível de 95% de probabilidade, pois, os

Tabela 4 - Análise de Variância (ANOVA) para capacidade de absorção de água

| Fontes de Variação | g.l | Soma Quadrática (SQ) | Quadrado Médio Ajustado (QMaj) | p-valor* |
|-----------------------------|-----|----------------------|--------------------------------|----------|
| Efeito Principal | 2 | 44,63 | 22,31 | 0,001 |
| A - Fatorperc (%) | 1 | 5,17 | 5,17 | 0,018 |
| B - Fator tempo(t) | 1 | 39,44 | 39,44 | 0,000 |
| AB - Interação perc x tempo | 1 | 34,05 | 34,05 | 0,001 |
| Residual | 4 | 1,39 | 0,34 | - |
| Puro Erro | 4 | 1,39 | 0,34 | - |
| Total | 7 | 80,07 | - | - |

LEGENDA: g.l: Graus de liberdade; t: Fator tempo; perc: Fator Porcentagem; R2: Coeficiente de Determinação; SQ: Soma de Quadrado; QMAJ: Quadrado Médio ajustado; *: Valor p ≤ 0,05 (significativo); **: Valor p > 0,05 (Não significativo).

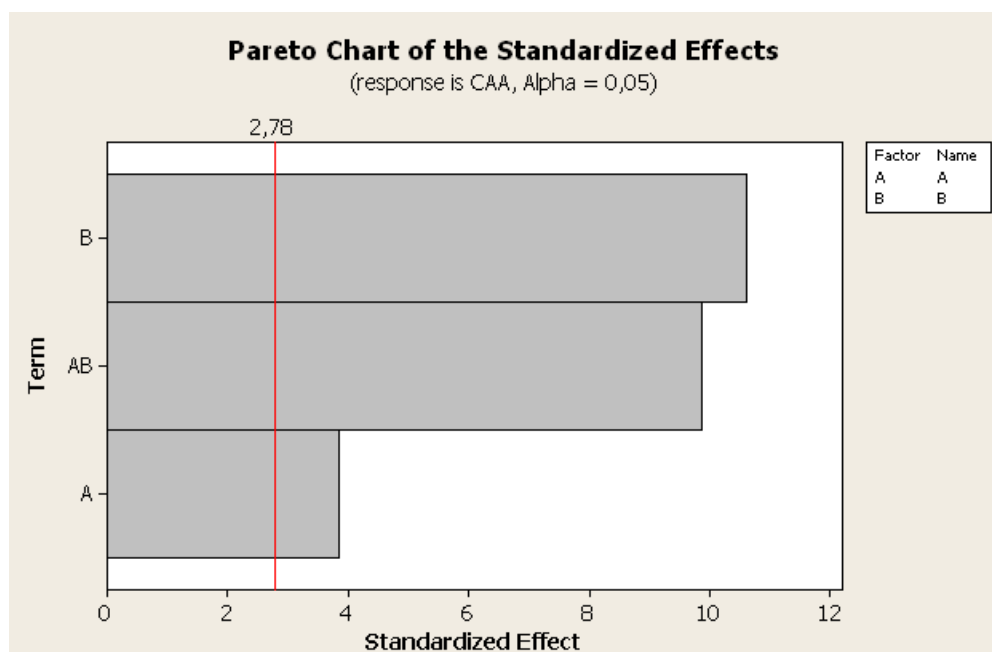


Figura 3 – Gráfico de Pareto para capacidade de absorção de água

valores p foram todos menores que 0,05.

Com base na ANOVA da Tabela 4, é válido afirmar que percentagem de borra oleosa tempo de cura exerce influência na capacidade de absorção de água.

A Figura 3 confirma o resultado da ANOVA apresentada na Tabela 4, pois, apresenta o gráfico de Pareto para os efeitos padronizados para a resistência à compressão ao nível de 95% de probabilidade. Observa-se que os fatores percentagem (A), tempo de cura (B) e interação (AB) são interceptados pela linha dos efeitos padronizados.

O modelo obtido está apresentado na Equação 8. O modelo consegue explicar 98,28%.

$$CAA = 16,67 + 0,804 \text{ perc} - 2,22 \text{ tempo} + 2,06 \text{ perc} \times \text{tempo} \quad (8)$$

Substituindo na Equação 8 os níveis dos fatores por (-1) e (+1), pode-se afirmar que os valores esperados sempre estarão abaixo do limite máximo permissível (40%), pois o maior valor esperado é

20,15%, quando a porcentagem de borra é menor (10%) e o tempo de cura do corpo de prova é maior (28 dias).

Determinação de óleos e graxas

Na Tabela 5 estão apresentados os valores do teor de óleos e graxas (TOG) para cada corpo de prova e a redução do teor de óleos e graxas para cada

tratamento em relação à borra bruta, que tem 42,78% de óleos e graxas.

Oliveira (2003) ressalta que a análise de óleos e graxas indica um potencial de risco ambiental, uma vez que muitas substâncias consideradas perigosas podem estar dissolvidas na fração oleosa do resíduo.

De acordo com os critérios para destinação de resíduos da FEEMA – RJ (DZ 1311, 1994), os resíduos industriais oleosos só

Tabela 5 – Resultados do ensaio de determinação de óleos e graxas e redução do TOG

| Corpo de Prova | Porcentagem de Borra (%) | Tempo de cura (dias) | TOG (%) | Redução (%)* |
|----------------|--------------------------|----------------------|---------|--------------|
| 1 | 10 | 14 | 5,5 | 87,14 |
| 2 | 10 | 14 | 4,64 | 89,15 |
| 3 | 10 | 28 | 4,14 | 90,32 |
| 4 | 10 | 28 | 6,32 | 85,22 |
| 5 | 20 | 14 | 13,14 | 69,28 |
| 6 | 20 | 14 | 15,73 | 63,23 |
| 7 | 20 | 28 | 6,30 | 85,27 |
| 8 | 20 | 28 | 6,58 | 84,61 |

Legenda: *: Redução em relação à concentração do valor da borra oleosa no estado bruto

Tabela 6 - Análise de Variância (ANOVA) para TOG

| Fontes de Variação | g.l | Soma Quadrática (SQ) | Quadrado Médio Ajustado (QM _{aj}) | p-valor * |
|---|-------|----------------------|---|-----------|
| Efeito Principal | 2 | 86,6 | 43,3 | 0,004 |
| A - Fator <i>perc</i> (%) | 1 | 55,88 | 55,88 | 0,004 |
| B - Fator <i>tempo</i> (t) | 1 | 30,72 | 30,72 | 0,011 |
| AB - Interação <i>perc</i> x <i>tempo</i> | 1 | 33,28 | 33,28 | 0,01 |
| Residual | 4 | 6,14 | 1,54 | - |
| Puro Erro | 4 | 6,14 | 1,54 | - |
| Total | 7 | 126,02 | - | - |
| R ² | 95,13 | | 82,89 | |

LEGENDA: g.l: Grau de liberdade; t: Fator tempo; perc(%): Fator Percentagem; R²: Coeficiente de Determinação; SQ: Soma de Quadrado; QM_{aj}: Quadrado Médio ajustado; Valor p* ≤ 0,05 (significativo); Valor p** > 0,05 (Não significativo).

poderão ser dispostos em aterros sanitários se a concentração de óleo presente for de até 10% (isto é, menor ou igual a 10%). Resíduos oleosos com percentual de óleo superior a 10% deverão ter o mesmo tratamento dado aos resíduos industriais perigosos (classe I), ou quando couber, aos resíduos não inertes (classe II).

Nas amostras em estudo, verificou-se que apenas a amostra tratada com 20% de borra oleosa e tempo de cura de 14 dias, que embora tenha apresentado uma redução de mais de 50% do teor de óleos e graxas, apresentou teor de óleos e graxas acima do limite máximo permissível estabelecido

pela FEEMA – RJ.

Bandeira, em seus estudos, para uma borra com concentração de óleos e graxas de 68,38%, observou os seguintes valores de TOG, após estabilização por solidificação: 14,38 e 9,13 para 10 e 20% de borra, respectivamente, e temperatura de cura de 0 °C. A diferença entre os valores encontrados por Bandeira e os valores do presente trabalho, podem ser atribuídas, mais uma vez, a temperatura de cura e ao tipo de borra oleosa utilizada.

A Tabela 6 apresenta que os fatores percentagem de borra, tempo de cura e interação foram significativos ao nível de 95% de

probabilidade, pois, os valores p foram todos menores que 0,05. É válido afirmar que percentagem, tempo e interação influenciam na concentração de óleos e graxas.

A Figura 4 confirma o resultado da ANOVA apresentada na tabela anterior, pois, apresenta o gráfico de Pareto para os efeitos padronizados do teor de óleos e graxas ao nível de 95% de probabilidade. Observa-se que os fatores percentagem (A), tempo (B) e interação (AB) são interceptados pela linha dos efeitos padronizados.

O modelo obtido está apresentado na Equação 9. O modelo consegue explicar 82,89% de um máximo de 95,13%.

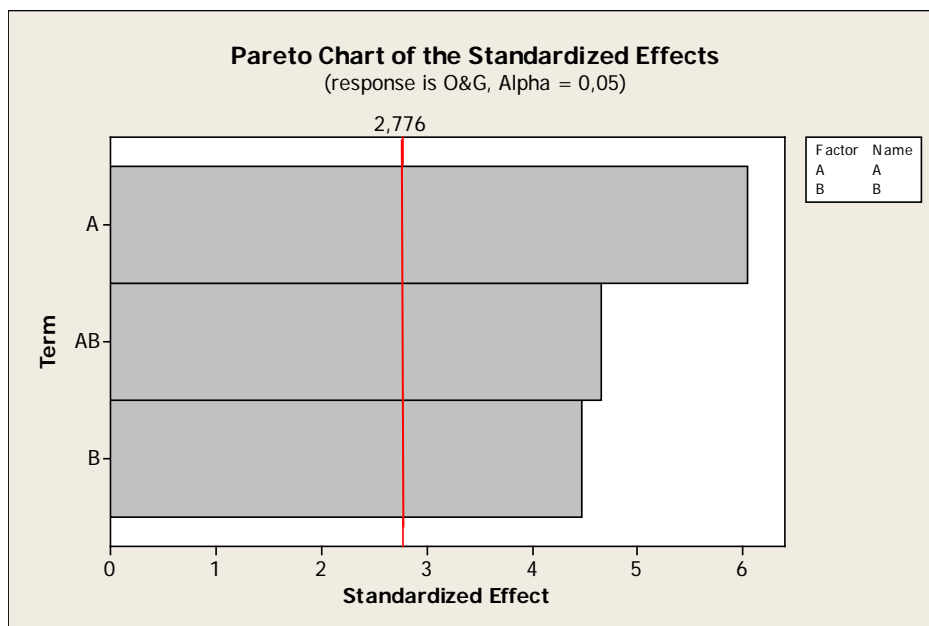


Figura 4 – Gráfico de Pareto para o TOG

$$\text{TOG} = 7,79 + 2,64 \text{ perc} - 1,96 \text{ tempo} - 2,04 \text{ perc} \times \text{tempo} \quad (9)$$

Substituindo na Equação 9 os níveis dos fatores por (-1) e (+1), o maior valor estimado para o teor de óleos e graxas, está acima do limite máximo permissível (10%) e que o mesmo ocorre quando foi usado maior percentual de borra oleosa (20%) e um menor tempo de cura (14). O valor estimado para estas condições (20% e 14 dias) foi igual a 14,43% para o TOG.

Já o menor valor estimado do TOG (5,04%), que é o ideal, ocorre quando há menos resíduo (10%) e menor tempo de cura (14 dias).

Constante de Decaimento (k)

Na Tabela 7, estão apresentados os valores da constante de decaimento do contaminante para cada tratamento realizado.

A constante de decaimento foi avaliada de 02 formas.

1 - Fixando o tempo e variando a percentagem de borra oleosa de petróleo:

Com base nos resultados apresentados, percebe-se que para o tratamento com 14 dias de cura o valor de k é maior para o tratamento com 10% de borra oleosa ($k = 0,1526 \text{ dias}^{-1}$) quando comparada com 20% ($k = 0,078 \text{ dia}^{-1}$), ou seja, a velocidade de decaimento da borra oleosa é maior quando sua concentração no material é menor. O mesmo ocorre para os tratamentos com 28 dias. Quando a concentração de resíduo é menor (10%), o valor de k é maior ($0,0759 \text{ dias}^{-1}$).

2 - Fixando o percentual de borra oleosa de petróleo e variando o tempo:

Quando se utilizou 10% de borra oleosa, a constante de decaimento é maior ($0,1526 \text{ dia}^{-1}$) para o menor tempo (14 dias). Da

Tabela 7 – Constante de decaimento da borra oleosa de petróleo

| Tratamentos | $k (\text{dia}^{-1})$ |
|-------------------|-----------------------|
| T1 10%RS e 28dias | 0,0759 |
| T2 10%RS e 14dias | 0,1526 |
| T3 20%RS e 28dias | 0,0676 |
| T4 20%RS e 14dias | 0,0780 |

mesma forma ocorre para 20%. O valor de k é maior ($0,078 \text{ dia}^{-1}$) para 14 dias, quando comparado com 28 dias ($0,067 \text{ dia}^{-1}$).

Avaliando os 4 tratamentos, de modo geral, percebe-se que a maior constante de decaimento é pra o tratamento 2 (10% de borra e 14 dias de cura), ou seja, nessas condições a redução do contaminante ocorrerá mais rapidamente.

CONCLUSÕES

Em todos os tratamentos realizados a resistência à compressão foi maior que 1MPa e pela análise estatística observou-se que o fator tempo de cura, porcentagem de resíduo e interação influenciam na resistência à compressão.

Todos os tratamentos, também foram aprovados no ensaio de capacidade de absorção de água, onde todos os materiais reterão menos que 40% de água em seus poros. A análise estatística, também mostrou que o tempo de cura e a porcentagem de resíduo exercem influência nesse resultado.

Para todos os tratamentos houve uma redução significativa, mais de 60%, no teor de óleos e graxas em relação à borra bruta. Com relação ao limite máximo permissível (10%), apenas o tratamento com 20% de borra e 14 dias de cura ficou acima deste valor. E pela ANOVA percebe-se que os fatores tempo de cura, porcentagem de resíduo e interação influenciam no teor de óleos e graxas.

Pode-se considerar que o melhor tratamento foi o que utilizou 20% de borra oleosa de petróleo e tempo de cura de 28 dias, pois além

dos corpos de prova ter sido aprovado em todos os ensaios, a quantidade de aglomerante usada foi menor.

A constante de velocidade de decaimento de óleos e graxas é influenciada pela quantidade de borra oleosa. Com o mesmo percentual de borra oleosa e variando o tempo, obteve-se maior velocidade de decaimento quando o tempo é menor. Por outro lado, com mesmo tempo e variando o percentual de borra oleosa, a velocidade de decaimento da borra oleosa é maior quando a concentração é menor de borra oleosa.

Logo, a estabilização por solidificação, utilizando como aglomerante o cimento Portland, mostrou-se uma técnica viável para o tratamento da borra oleosa de petróleo. Pois, a borra oleosa é convertida de um resíduo perigoso para um resíduo não perigoso e ao aplicar a técnica da e/s observou-se que o contaminante ficou realmente aprisionado dentro matriz sólida, evitando a sua lixiviação para o meio ambiente e conseqüentemente a contaminação.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS (ANP). **Anuário Estatístico Brasileiro do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis**, Rio de Janeiro, Inss 1983–5884, 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT NBR 10.004: **Resíduos Sólidos - Classificação**. CENWin, Versão Digital, ABNT NBR 10.004, 71p, 2004a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT NBR 7.215: **Determinação da resistência à compressão**. Rio de Janeiro, 8p, 1996.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - NBR 9.778: **Argamassa e concreto endurecido – Determinação da absorção de água por imersão**, Rio de Janeiro, 5p, 1987.

BANDEIRA, A. A. S.; **Atenuação de Hidrocarbonetos Totais de Petróleo e Óleo Presentes em Borra de Petróleo Usando Aglomerantes à Base de Cimento e Argila Organofílica**, Dissertação de Mestrado em Engenharia Química, Universidade Federal de Campina Grande - UFCG, Campina Grande–PB, 2010.

BRITO, A. L. F. **Protocolo de Avaliação de Materiais Resultantes da Estabilização por Solidificação**. Tese de Doutorado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, Florianópolis - SC, 2007.

CHEN, Q.Y., Immobilization of heavy metal in cement-based solidification/stabilisation: A review. **Waste Management** 29, 390–403. 2009.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Norma CETESB L5.142 – **Determinação de Óleos e Graxas em Águas – Método de Extração por Solvente – Métodos A e C**.

CONAWAY, L.M., 1999. Method For Processing Oil Refining Waste, **United States Patent**, No. 5928522.

CONNER, J.R.; HOFFNER, S. L.; A critical review of stabilisation/solidification technology, **Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.** 28 (1998) 397–462.

DZ 1311 - **Diretriz de Destinação de Resíduos** - CECA n. 3.327 de 29 de novembro de 1994.

FITCH, J.R.; CHEESEMAN, C.R. Characterization of environmentally exposed cement based stabilized/solidified industrial waste. **Journal of Hazardous Materials A**, v. 101, n. 3, p. 239-255, Aug. 2003.

KRIIPSALU, M., MARQUES, M., MAASTIK, A., 2008. Characterization of oily sludge from a waste water treatment plant flocculation–flotation unit in a petroleum refinery. And its treatment implications. **J. Mater. Cycles Waste Manag.** 10, 79–86.

LEONARD, S. A.; STEGEMANN, J. A.; Stabilization/solidification of petroleum drill cuttings: Leaching studies. **Journal of Hazardous Materials**, 174 (2010) 484–491.

MAIT, K., MARCIA, M., ALEKSANDER, M.. Characterization of oily sludge from a waste water treatment plant flocculation-flotation unit in a petroleum refinery and its treatment implications. **J. Mater. Cycles Waste Manage.** 10, 79–86, 2008.

MINITAB. **Minitab Statistical Software**. Version 16.0. State College, Minitab Ins., 2006.

OLIVEIRA, D. M. **Aplicação da técnica de solubilização/estabilização para resíduos oleosos da indústria petrolífera, utilizando solo argiloso e bentonita**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

OLLIVIER, B., MAGOT, M., 2005, **Petroleum Microbiology**. Washington D.C., USA, ASM Press.

PAUDYN K.; RUTTER A.; ROWE R. K.; POLAND J. S.; Remediation of

hydrocarbon contaminated soils in the Canadian Arctic by landfarming. **Cold Regions Science and Technology** 53 (2008) 102–114.

SPENCE, R.D; SHI, C. **Stabilization and solidification of hazardous, radioactive and mixed wastes**. Boca Raton, Florida. Ed. CRC Press. 2005. 378p.

STANDART METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. 18aed., Washington, APHA – AWWA – WPCF, 1193p, 1992.

STEGEMANN, J.A; BUTCHER, E.J; IRABIEN, A; JONHSTON, P; MIGUEL, R; OUKI, S.K; POLETTINI, A; SASSAROLI, G. **Neural Network Analysis for Prediction of Interactions in Cement**. 2001.

SUZUKI, K.; ONO, Y. Leaching characteristics of stabilized/solidified fly ash generated from ash-melting plant. **Chemosphere** 71.922–932. 2008.

TRUSELL, S.; SPENCE, R. D.; A review of solidification/stabilization interferences, **Waste Manage.** 14 (1994) 507–519.

Recebido em: nov/2012
Aprovado em: mar/2014

Potencial de uso da *Moringa oleifera* Lamarck na clarificação de água para abastecimento em comunidades difusas de áreas semiáridas

Potential use of *Moringa oleifera* Lamarck in water clarification for supplying diffuse communities in semiarid areas

RESUMO

Este trabalho teve por objetivo avaliar o potencial da *Moringa oleifera* Lam no tratamento de águas provenientes de pequenos açudes, para consumo humano. O experimento, em escala-piloto, foi realizado com a utilização de um aparelho *jar test* e dois filtros cerâmicos, para uso doméstico, providos de velas porosas, um filtrando água bruta e o outro filtrando água previamente tratada com *Moringa oleifera*. Na monitoração foram realizadas análises de turbidez, cor aparente, condutividade elétrica, pH e DQO, sendo o tratamento eficiente para a adequação de turbidez e cor aparente ao padrão de potabilidade, ora em vigor no Brasil. A *Moringa oleifera* Lam apresentou excelente potencial para a clarificação da água em estudo, podendo ser considerada como alternativa para o tratamento de pequenas quantidades de águas de mananciais similares.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento de água em comunidades difusas; *Moringa oleifera* Lam; Abastecimento de água no meio rural

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the potential of *Moringa oleifera* Lam for the treatment of water from small dams, for human consumption. The experiment, in pilot scale, was carried out by using a *jar test* apparatus and two ceramic filters, for domestic use, provided with porous filtration media, one of them filtering raw water and the other filtering water previously treated with *Moringa oleifera*. Monitoring was based on the determination of turbidity, apparent color, electrical conductivity, pH and COD, being the treatment efficient for the compliance of turbidity and apparent color to the potability standards, now in force in Brazil. The *Moringa oleifera* Lam showed excellent potential for clarifying the water under study, being considered as an alternative for treating small amounts of water from similar sources.

KEYWORDS: Treatment of water into diffuse communities; *Moringa oleifera* Lam; Water supply in rural areas.

Juscelino Alves Henriques

Engenheiro Sanitarista,
Mestrando em Engenharia Civil
e Ambiental pela Universidade
Federal de Campina Grande.
Campina Grande, PB, Brasil
henriqueskj@gmail.com

Rui de Oliveira

Professor Doutor do
Departamento de Engenharia
Sanitária e Ambiental (DESA)
da Universidade Estadual da
Paraíba (UEPB)
Campina Grande, PB, Brasil
ruideo@gmail.com

Celeide Maria B. Sabino Meira

Professora Doutora do
Departamento de Engenharia
Sanitária e Ambiental (DESA)
da Universidade Estadual da
Paraíba (UEPB).
Campina Grande, PB, Brasil
celeide.sabino@globocom

Ruth Silveira do Nascimento

Professora do Departamento
de Engenharia Sanitária e
Ambiental (DESA) da
Universidade Estadual da
Paraíba (UEPB).
Campina Grande, PB, Brasil
ruthsn@gmail.com

Emanuel Campos dos Santos

Engenheiro Sanitarista e
Ambiental, Doutorando em
Engenharia Ambiental pela
Estadual da Paraíba (UEPB).
Campina Grande, PB, Brasil
campos.uepb@yahoo.com.br

INTRODUÇÃO

O abastecimento de água potável é um dos aspectos mais fundamentais do saneamento básico, com repercussões profundas sobre a saúde da comunidade. Mas, mesmo em centros urbanos de médio e grande portes de áreas em desenvolvimento do mundo a operação de sistemas públicos de abastecimento de água ainda é marcada pela falta de uma abordagem mais científica, sofrendo, frequentemente, de precariedade e ineficiência com graves reflexos sobre a qualidade da água e sobre a saúde da população (WHO, 2011). Nas comunidades rurais difusas dessas áreas a situação é ainda pior, sendo o abastecimento provido por águas transportadas em carros-pipa e por águas provenientes de barreiros, cisternas, poços e pequenos açudes. Nas áreas urbanas do Brasil, praticamente todos os domicílios são abastecidos com águas tratadas em estações de tratamento (ETA) as quais, na maioria das cidades (70%, principalmente nas regiões Sul e Sudeste), operam em ciclo completo, constituídas pelas operações unitárias de coagulação, floculação, decantação, filtração, desinfecção e fluoretação (IBGE, 2002 *apud* DI BERNARDO & PAZ, 2009).

No meio rural a situação é diferente, sendo raros os domicílios atendidos pelo serviço público de abastecimento; na maioria das vezes as populações são abastecidas por poços, cacimbas, barreiros, pequenos açudes, nascentes, cisternas e tanques de pedras que armazenam água da chuva (IBGE, 2012). Tais tipologias de abastecimento de água representam perigo para a população, pois essas águas, em vista de sua não conformidade com o padrão de potabilidade (BRASIL, 2011), representam uma maior probabilidade de ocorrência de surtos de doenças de veiculação hídrica, além de ferirem o senso

estético da população levando a objeções ao seu consumo.

A *Moringa oleifera* Lamarck é uma planta originária da Índia, presente em países como Etiópia, Sudão, países da América Central e da Ásia, entre outros, tendo sido difundida por todo o mundo pelo seu caráter adaptativo, principalmente em regiões de clima tropical, sendo tolerante à seca e crescendo em diversos tipos de solo, com melhor desenvolvimento em solo preto argiloso bem drenado e ligeiramente ácido (DALLA ROSA, 1993). Nesses países, este vegetal é aproveitado por completo, desde as folhas até as vagens, utilizadas na alimentação humana, particularmente na África e na Índia, por seus altos teores de proteínas e vitaminas A e C (FREIBERGER *et al.*, 1998); as sementes possuem 40%, em peso, de lipídios, o que justifica o seu uso para produção de óleo utilizado em equipamentos que possuem engrenagens delicadas, tais como relógios (GALLÃO, 2006), bem como na indústria de cosméticos e perfumaria (SILVA & MATOS, 2008).

No Brasil a *Moringa oleifera* Lam foi implantada em 1950, na Região Nordeste, mais precisamente nos estados do Maranhão, Piauí e Ceará (CYSNE, 2006), tendo sido plantada com objetivos meramente ornamentais, conhecida vulgarmente como “quiabo de quina” ou “lírio branco”. *Moringa oleifera* Lam tem sido referida como de grande potencial para as tecnologias ambientais, especialmente no tratamento de águas, já que suas sementes podem ser utilizadas no processo de clarificação da água, agindo na diminuição da turbidez e da cor aparente. São diversos os trabalhos que atestam sua eficiência e recomendam seu uso para tal fim. Paterniani *et al.* (2009), utilizando água bruta com 100 uT, verificaram eficiência de 92% na remoção de turbidez, após tempo de sedimentação de 30 minutos, e de 94% na remoção de cor aparente,

valendo salientar que esses ensaios foram realizados em equipamento *jar test*; de modo semelhante, Borba (2001) obteve eficiências de remoção em torno de 98%, tanto para turbidez quanto para cor aparente.

Assim, *Moringa oleifera* Lam constitui-se em alternativa para os sais metálicos comumente usados na clarificação da água (SILVA & MATOS, 2008), particularmente em comunidades rurais difusas.

O objetivo deste trabalho é avaliar o potencial de uso da *Moringa oleifera* Lamarck no tratamento de águas provenientes de pequenos açudes localizados no Sítio Batente de Pedra, município de Ingá (PB), para consumo humano.

MATERIAIS E MÉTODOS

Para a realização deste trabalho foi selecionado um pequeno açude localizado na comunidade rural de Batente de Pedra, a qual dista aproximadamente 2 km da sede do município de Ingá (Figura 1), mesorregião Agreste do estado da Paraíba.

Nessa localidade (7° 17' 4,8'' - Sul, 35° 38' 13,7'' - Oeste, 179 m acima do nível médio do mar) residem aproximadamente 20 famílias abastecidas, na sua maioria, por carros-pipa e cisternas de preservação de água de chuva. Nos domicílios desprovidos de cisternas e na falta da água transportada em carros-pipa a população se utiliza de águas provenientes de dois pequenos açudes, “Açude de João Mago”, localizado no Sítio São João (dista aproximadamente 150 m da comunidade), e o “Açude de Seu Raminho”, localizado na Fazenda Santa Rosa (dista aproximadamente 350 m da comunidade); sendo o primeiro utilizado como objeto de estudo (Figura 2).

Preparo da suspensão de *Moringa oleifera*

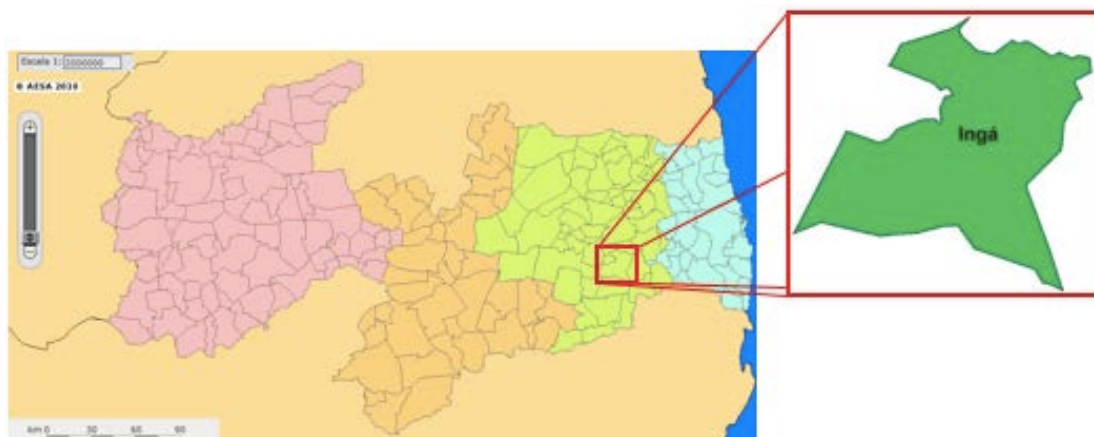


Figura 1 – Localização do município de Ingá-PB
Fonte: AESA, 2012

Com base em diversas metodologias de preparo (Rangel, 1999; Mota, 2004; Folkard *et al.*, 1993; Okuda *et al.*, 1999; Prince, 2000 *apud* Silva e Matos, 2008), a suspensão de concentração 20 g L^{-1} foi preparada da seguinte forma: (I) as sementes previamente descascadas foram colocadas em estufa ($35 \text{ }^\circ\text{C}$, 12 h); (II) logo após, foram pesados 10 g de sementes secas e (III) trituradas com a utilização de gral de porcelana com pistilo. (IV) Foi adicionada água destilada ao triturado com a finalidade de obter uma pasta, (V) a qual foi vertida para um béquer de 500 ml, onde foi adicionado um volume de aproximadamente 300 ml de água destilada; (VI) a suspensão foi bem misturada, com vistas à liberação do princípio ativo contido nas sementes de *Moringa oleifera*. (VII) Após a mistura, todo o conteúdo do béquer foi transferido para um balão volumétrico de 500 ml, o qual foi aferido com água destilada.

Sistema de tratamento utilizado

O tratamento, em escala-piloto, foi constituído de um aparelho *jar test*, para os ensaios de coagulação, floculação, sedimentação, e 2 filtros cerâmicos caseiros do tipo clássico, providos de meio filtrante constituído de caulim



Figura 2 – Vista completa do “Açude de João Mago”, Sítio Batente de Pedra, Ingá

como material base. Os experimentos foram realizados no Laboratório de Saneamento Ambiental, do Campus I, da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

Previamente, durante um período de 2 semanas, foram realizados ensaios em *jar test* com águas de mananciais superficiais situados na mesma microbacia do açude investigado, com vistas à obtenção da dosagem ótima de coagulante para a remoção de turbidez, bem como para testes de tempo de sedimentação e, para observação da melhor fase (em suspensão aquosa ou em pó) do coagulante a ser utilizado. Os resultados desses ensaios serviram de base para a definição das condições operacionais da etapa de aplicação do tratamento de clarificação da água. Após 6 ensaios preliminares, foram estabelecidos o

tempo de sedimentação de 30 min, a dosagem de 300 mg L^{-1} , administrada pela adição de 30 ml do coagulante em suspensão aquosa, na concentração de 20 g L^{-1} . Tanto esses ensaios quanto os tratamentos posteriores foram baseados nas recomendações de Richter (2009) e os gradientes de velocidade foram estimados segundo Di Bernardo *et al.* (2011), com 45 segundos de mistura rápida e rotação de 300 rpm (gradiente estimado de 591 s^{-1}). No início a floculação foi levada a efeito por 10 min em rotação de 60 rpm (gradiente estimado de 51 s^{-1}), seguida por 10 min em rotação de 40 rpm (gradiente estimado de 28 s^{-1}) e, sedimentação por 30 min.

Utilizando estas condições foram realizadas as seguintes etapas:

- Coleta de água, a 20 cm abaixo da superfície, com

frequência semanal, ao longo de 7 semanas, entre 18 de abril e 30 de maio de 2012, sempre entre 5 e 6 horas da manhã, sendo as amostras transportadas para o laboratório com o auxílio de um recipiente de polietileno de 20 L;

- Tratamento, em batelada, da água do manancial estudado em aparelho *jar test*, com a aplicação das condições definidas nos ensaios prévios. Cada batelada consistia de 5 replicatas;
- Após o tratamento no equipamento *jar test*, foram coletadas amostras para análises de qualidade da água sobrenadante. O líquido sobrenadante dos jarros do aparelho *jar test* foi transferido para um dos filtros cerâmicos, denominado Filtro 2 (Sistema 2);
- Simultaneamente ao tratamento no aparelho *jar test* a água bruta do manancial foi usada para encher o outro filtro

cerâmico, denominado Filtro 1 (Sistema 1);

- Após a filtração, tanto no Filtro F1 como no Filtro F2, foi realizada a coleta das amostras para as análises de qualidade descritas posteriormente.

Análises realizadas

Em todos os testes, foram analisados, de acordo com os procedimentos padrões do Standard methods for the examination of water and wastewater (APHA, AWWA, WPCF, 2005) os seguintes indicadores de qualidade de água para consumo humano: turbidez (método nefelométrico 2130 B), cor aparente (método de comparação visual 2120 B), condutividade elétrica (método eletrométrico 2510 B), pH (método eletrométrico 4500-H⁺ B), demanda química de oxigênio (método da refluxação fechada com determinação titrimétrica do dicromato de potássio 5220 C), em triplicatas de amostras de água bruta e de águas após cada etapa (*jar test*, Filtro 1 e Filtro 2) de tratamento. Esses indicadores, de

determinação muito simples, além de indicarem características de relevante importância na avaliação da qualidade da água destinada ao abastecimento humano, são capazes de prever situações de perigo.

Nas três últimas semanas, análises de condutividade elétrica e DQO também foram realizadas, em triplicata, em amostras de água do sistema público de distribuição (torneira) de Campina Grande – PB (7° 13' 51" Sul, 35° 52' 54" Oeste), com vistas a comparar os valores desses indicadores com os da água submetida aos tratamentos aqui propostos, pois o padrão de potabilidade, ora em vigor no Brasil, não preconiza parâmetros para esses indicadores.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A comunidade rural de Batente de Pedra, localizada no município de Ingá - PB, possui aproximadamente 7 mananciais, sendo que apenas 2 são utilizados para o abastecimento humano, no entanto, isso só ocorre na ausência do fornecimento realizado por

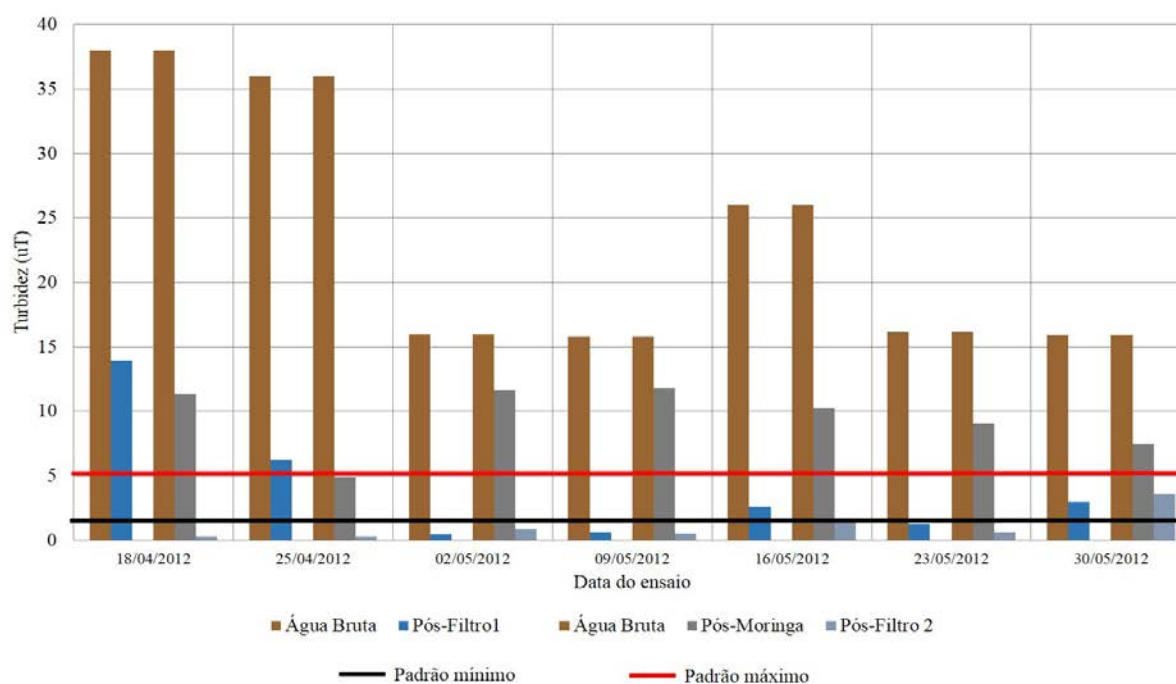


Figura 3 – Medidas de turbidez nos sistemas de tratamento

carros-pipa. Estes abastecem uma cisterna, da qual a população local retira a água para seus usos. Este tipo de abastecimento também oferece risco à população, tanto em consequência do armazenamento da água como por utensílios, como baldes, bombonas e tonéis, usados para a retirada e transporte da água, podendo haver contaminação pela ausência de um residual de desinfetante.

A Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011) dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade no Brasil. Este, por seu turno, é constituído por um conjunto de parâmetros dos indicadores físicos, químicos, radioativos e microbiológicos de qualidade da água potável.

A Figura 3 ilustra o comportamento da turbidez nos dois sistemas estudados, sendo verificado que no Sistema 1 (Filtro 1), inicialmente, a turbidez se manteve acima do valor preconizado pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde, no entanto, na terceira semana o referido sistema apresentou resultado satisfatório, bem abaixo de 5 uT, sendo esse

comportamento justificado pela formação do filme biológico no elemento filtrante. Para o Sistema 2 (tratamento com *Moringa* seguido do Filtro 2) foi observado que apenas o tratamento com as sementes de *Moringa oleifera* não é suficiente para adequar a turbidez ao padrão de potabilidade, todavia, após a filtração, foram atingidos valores bem abaixo de 5 uT e, até mesmo, valores inferiores a 1 uT, o que justifica a necessidade do uso do filtro no segundo sistema. De acordo com a já referida Portaria 2914/2011, a turbidez deve apresentar valor de 1 uT após a filtração lenta e de 5 uT em qualquer ponto do sistema de distribuição de água, conforme ilustrada pelas linhas em vermelho.

Conforme ilustrado na Figura 4, no Sistema 1 apenas dois ensaios foram satisfatórios no atendimento ao padrão de potabilidade do indicador cor aparente e no Sistema 2 foi observado que, em todos os tratamentos, a suspensão de *Moringa oleifera*, por si só, não conseguiu adequar a água à Portaria, o que foi alcançado com o uso posterior do filtro; no entanto, no último ensaio, mesmo com o uso do filtro, não foi atingido o valor

máximo de 15 uH preconizado pelo padrão de potabilidade (Portaria 2914/2011), ora em vigor no Brasil, conforme ilustrada pela linha em vermelho na referida figura.

O pH da água bruta predominou entre 7 e 8, tendo sido observado que, nos ensaios iniciais, particularmente nas duas primeiras semanas, seus valores, pós-filtração, aumentaram sensivelmente, estando isso relacionado à idade e composição do material cerâmico, tanto das velas como das paredes dos filtros, que por serem novos, podem liberar hidroxilas pela dissociação de hidróxido de potássio associado ao caulim (LUZ & DAMASCENO, 1993). Após o primeiro ensaio foi constatado que esse indicador se manteve dentro da faixa (6,0 a 9,5) preconizada pela Portaria 2914/2011. No Sistema 2, o tratamento com a suspensão de *Moringa oleifera* não alterou significativamente o pH.

Em ambos os sistemas a condutividade elétrica (Figura 5) se manteve entre 170 e 330 $\mu\text{S}/\text{cm}$, tendo os efluentes dos filtros apresentado tendência de aumento desse indicador, podendo isso ser atribuído à liberação de espécies iônicas, particularmente potássio (LUZ & DAMASCENO, 1993), pelo

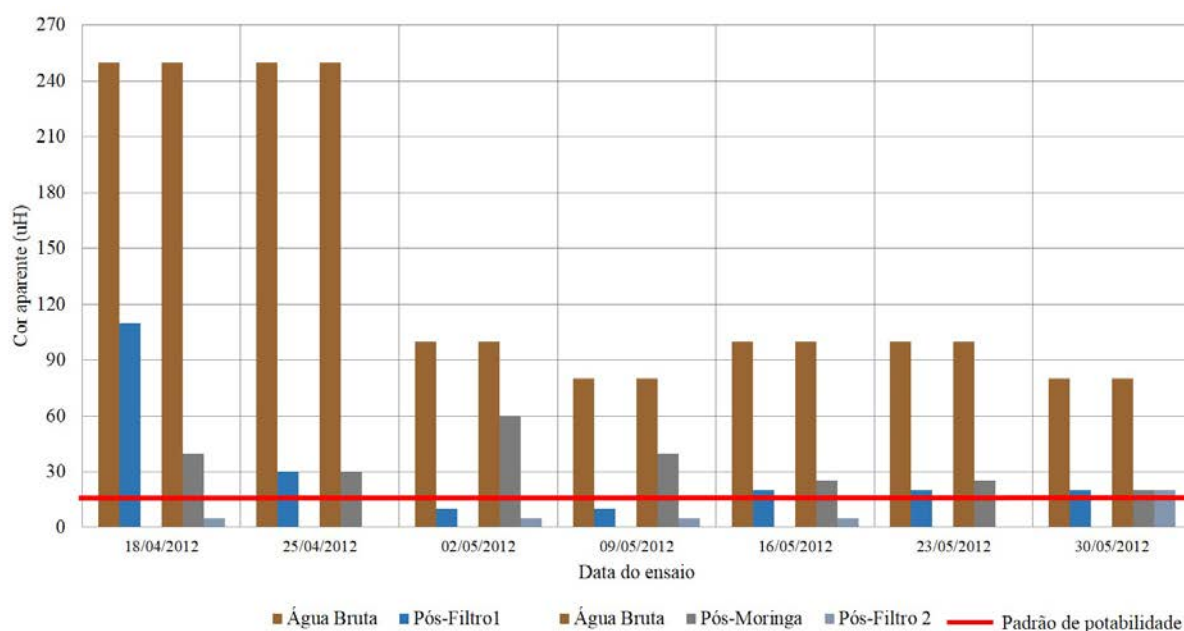


Figura 4 – Medidas de cor aparente nos sistemas de tratamento

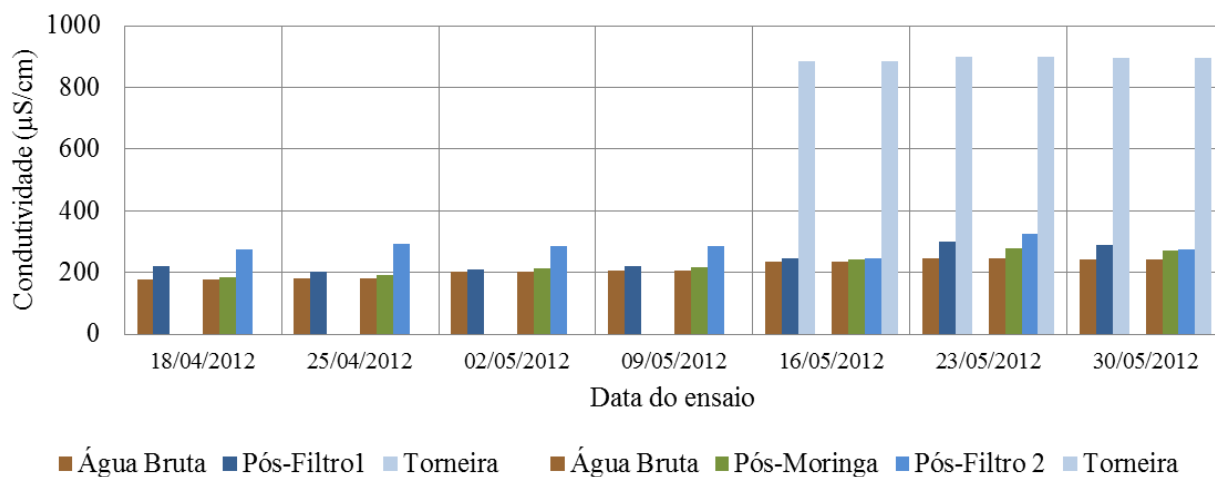


Figura 5 – Resultados das análises de condutividade elétrica nas etapas de tratamento

material cerâmico. A comparação dos efluentes dos filtros com a água do sistema de abastecimento de Campina Grande (torneira), feita nos três últimos ensaios, permitiu verificar que a condutividade elétrica daqueles foi bem inferior que a desta, atestando a boa qualidade da água tratada neste estudo, em termos desse indicador.

A demanda química de oxigênio (DQO) quantifica, de modo equivalente, o oxigênio necessário para oxidar a matéria orgânica presente na água. Não há recomendação do padrão de potabilidade, ora em vigor, para esse indicador e por causa disso, nas 3 últimas semanas, a DQO foi determinada em amostras de água coletadas do sistema público de distribuição de água (torneira) de Campina Grande, para comparar com os valores determinados em amostras de água das várias etapas dos sistemas experimentais.

Conforme ilustrado na Figura 6, para o Sistema 1, no primeiro ensaio, houve um aumento da DQO, mas após a presumida formação do filme biológico na vela do filtro, foi verificada uma diminuição significativa desse indicador. No Sistema 2 foi constatado um aumento significativo da DQO após o uso da suspensão de *Moringa oleifera*, devendo ser observado que o Filtro 2, devido à presumida formação do filme biológico na vela, contribuiu para atenuar esse efeito.

Os dados obtidos permitiram verificar que o tratamento da água bruta do açude estudado, foi eficiente na remoção de turbidez e cor aparente, conformando-as ao padrão de potabilidade, ora em vigor no Brasil. A utilização da suspensão de *Moringa oleifera* (Sistema 2) na dosagem de 20 g/L exerceu significativo papel nesse resultado,

embora tenha sido observado um aumento significativo da DQO.

Os resultados encontrados neste trabalho, para a remoção de turbidez e cor aparente foram semelhantes aos encontrados nos trabalhos desenvolvidos por Pinto & Hermes (2006) e Silva *et al.* (2011), embora seja observado que nenhum deles utilizou filtros cerâmicos caseiros após tratamento com *Moringa*, o primeiro utilizou filtração lenta em filtro de areia e o segundo filtração ascendente em filtro de cascalho, após o tratamento com o referido coagulante natural.

Embora haja, atualmente, a difusão de programas para a implantação de cisternas de preservação de águas de melhor qualidade, são ainda frequentes nas áreas semiáridas situações em que até águas de mananciais usados ordinariamente para dessedentação animal e/ou irrigação são demandadas para abastecimento

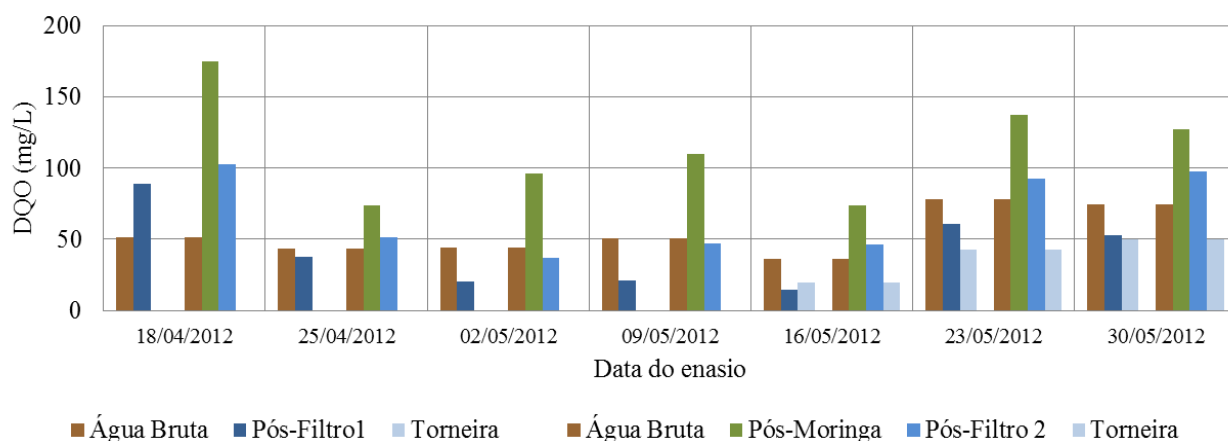


Figura 6 – Resultados das medidas de DQO nas etapas de tratamento

humano. No contexto da Região Nordeste do Brasil, principalmente em áreas desse tipo, as quais sofrem anualmente com a escassez de água potável, a utilização de *Moringa oleifera* apresenta potencial para o tratamento de pequenas quantidades de águas provenientes de açudes e barreiros. No entanto, visando a segurança do usuário da água clarificada, de acordo com os sistemas aqui monitorados, deveria ser considerado o acréscimo da etapa de desinfecção através de metodologias comumente adotadas em nível doméstico em comunidades dessas áreas.

Como essas áreas apresentam condições ambientais favoráveis ao desenvolvimento da planta *Moringa oleifera* Lam, a inserção do uso desse vegetal parece representar importante alternativa, não só para o tratamento de pequenas quantidades de água, mas também outros usos, incluindo a alimentação animal e humana. De fato, em países africanos e asiáticos, já ocorre o aproveitamento completo da planta que, segundo Jahn (1986), não apresenta nenhum efeito tóxico sobre humanos e animais. Outro uso potencial para a região seria a utilização da planta como lenha pela comunidade, tendo em vista seu rápido crescimento (aproximadamente 4 m por ano). Tudo isso, no entanto, requereria a implementação de programas em escala-piloto patrocinados por organizações governamentais e não governamentais com o envolvimento da comunidade.

CONCLUSÃO

Moringa oleifera Lam apresenta potencial para a clarificação de água para consumo humano, representando uma alternativa viável para o tratamento de águas superficiais de má qualidade em comunidades rurais difusas, contribuindo para a adequação de turbidez e cor aparente ao padrão de potabilidade.

REFERÊNCIAS

AESA - Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba.

Disponível em:

<www.aesa.pb.gov.br>. Acesso em: 29 abr 2012.

APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th ed., Washington, D.C: American Public Health Association/ American Water Works Association/Water Environment Federation, 2005.

borba, I. r.. **Viabilidade do uso da moringa oleifera lam no tratamento simplificado de água para pequenas comunidades**. João Pessoa – PB: UFPB, 2001. Dissertação (Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Universidade Federal da Paraíba. 2001.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria 2914, 14 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília: Ministério da Saúde, 2011.

CYSNE, J. R. B.. **Propagação in vitro de moringa oleifera I**. Fortaleza – CE: UFC, 2006. Dissertação (Pós-Graduação em Fitotecnia). Universidade Federal do Ceará. 2006.

DALLA ROSA, K. R. **Moringa oleifera: a perfect tree for home gardens**. Hawaii: NFTA, Agroforestry Species Highlights, 1993.

DI BERNARDO, L.; PAZ, L. P. S.. **Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água**. São Paulo: LDiBe editora, 2009.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. Di B.; VOLTAN, P. E. N. **Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: LDiBe, 2011.

FOLKARD, G.K.; SUTHERLAND, J.P.; GRANT, W.D. **Natural coagulants at pilot scale**; In: Pickford, J., ed. *Water, Environment and Management: Proc. of the 18th WEDC Conference*, Kathmandu, Nepal, 30 Aug.3 Sept.1992. Loughborough University Press, p. 51-54, 1993.

FREIBERGER, C. E.; VANDERJAGT, D. J.; PASTUSZYN, A.; GLEW, R.S.; MOUNKAILA, G.; MILLSON, M.; GLEW, R.H. **Nutrient content of the edible leaves of seven wild plants from Niger**. *Plant Foods Human Nutri*, p. 57-69, 1998.

GALLÃO, M. I.; DAMASCENO, L. F.; BRITO, E. S. de. Avaliação química e estrutural da semente de moringa. **Revista Ciência Agrônômica**, Fortaleza, CE, v.37, n.1, p.106-109, 2006.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 22 mar 2012.

JAHN, S. A. A. *Proper use of African natural coagulants for rural water supplies – Research in the Sudan and a guide for new projects*. Rossdorf: - Verlagsgesellschaft, 1986.

LUZ, A. B. da; DAMASCENO, E. C. **CAULIM: Um mineral industrial importante**. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, 1993.

MOTA, G. M.; PATERNIANI, J. E. S. **Eficiência da semente de moringa oleifera como coagulante em tratamento de água**. RESUMO (XII Congresso Interno de Iniciação Científica da UNICAMP. Universidade de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola, 2004.

OKUDA, T. *et al.*. Improvement of extraction method of coagulation active components from *Moringa oleifera* seed. **Water Research**, vol. 33, p. 3373-3378, 1999.

PATERNIANI, J. E. S.; MANTOVANI, M. C.; SANT'ANA, M. R. Uso de sementes de Moringa oleifera para tratamento de águas superficiais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.13, n.6, p.765–771, 2009.

PINTO, N. O.; HERMES, L. C. **Sistema Simplificado para Melhoria da Qualidade da Água Consumida nas Comunidades Rurais do Semi-Árido do Brasil**. Documento 55. Jaguariúna: Embrapa, 2006.

RANGEL, M. S. A. **Moringa oleifera. Uma Planta de Uso Múltiplo**. Circular Técnica nº9. Aracajú: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 1999.

RICHTER, C. A. **Água: métodos e tecnologia de tratamento**. São Paulo: Editora Blucher, 2009. p 310-311.

SILVA, F. J. A. de; MATOS, J. E. X. de. Sobre dispersões de moringa oleifera para tratamento de água. **Revista Tecnologia**. Fortaleza, CE, v. 29, n. 2, p.157-163, dez. 2008.

SILVA, M. J. M.; PATERNIANI, J. E. S.; FRANCISCO, A. R.; SILVA, G. K. APLICAÇÃO DE SEMENTES DE Moringa oleifera COMO AUXILIAR DE PRÉ-FILTRAÇÃO EM SISTEMAS DE FILTRAÇÃO EM MULTIPLAS ETAPAS. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 4, p. 146-154, out./dez. 2011.

World Health Organization - WHO. **Guidelines for drinking-water quality**. Fourth edition. Geneva: WHO, 2011.

Recebido em: nov/2012
Aprovado em: mar/2014

O discurso de sustentabilidade e a rede de atores do setor sucroenergético

The sustainability discourse and the network from the sugarcane industry

RESUMO

Os biocombustíveis têm sido considerados capazes de amenizar as mudanças climáticas globais por ser um potencial substituto aos combustíveis fósseis. No Brasil, o etanol de cana-de-açúcar é predominante, no entanto a sua produção e utilização são questionados pela comunidade nacional e internacional no que concerne a sua sustentabilidade. Este artigo apresenta resultado de pesquisa no qual é demonstrado o discurso atual relacionado às questões de sustentabilidade sucroenergética e a rede de atores do setor. Os principais atores da rede foram mapeados pelo software *GEPHI* e pelo método *Snowball*. Para compor a discussão foram utilizados artigos e periódicos mais citados e com maiores publicações no tema de acordo com a análise do software *Histcite* e tabelas dinâmicas elaboradas pelo software *Microsoft Office Excel*. Concluiu-se que muitos são os impactos negativos gerados pelo setor sucroenergético e do mesmo modo muitas são as maneiras e tecnologias indicadas para amenizar estes impactos. Também foi possível concluir que para discutir e avaliar a sustentabilidade do etanol de cana-de-açúcar é necessário considerar toda a complexidade da temática de forma a não considerar somente os impactos negativos, mas também os atores envolvidos, tais como empresários, agentes governamentais, ONGs, entre outros, os quais influenciam nas decisões e nas políticas públicas referentes ao setor.

PALAVRAS-CHAVE: Biocombustíveis, cana de açúcar, bioetanol, rede sociotécnica, impactos socioambientais

ABSTRACT

Biofuels have been considered capable of mitigating the global climate change for being a potential fossil fuels substitute. In Brazil sugar cane ethanol is leading, however its production and use are questioned by the national and international community regarding its sustainability. This paper demonstrates the current issues related to the current sustainability discourse and the stakeholders network from the sugarcane sector. The main stakeholders were mapped by *GEPHI* software and the *Snowball* method. The discussion is based on the most cited articles and journals which comprise major publications on the themes according to the *Histcite* and *Microsoft Office Excel* analysis. This paper concluded that there are many negative impacts generated by the sugarcane industry and likewise there are many procedures and technologies to mitigate these impacts. It is clear that for discussion and evaluation of the ethanol sustainability is necessary to consider the whole complexity in order to not only considering the negative impact but also the stakeholders network such as entrepreneurs, government members, NGOs, among others, which influence decisions and public policies.

KEYWORDS: Biofuels , sugarcane , ethanol , network , social and environmental impacts

Priscila Rodrigues Gomes

Engenheira Ambiental. Mestre em Engenharia Ambiental. Doutoranda Programa de Pós Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental (EESC/USP) São Carlos, SP, Brasil
priscilarodgom@sc.usp.br

Valdir Fernandes

Cientista Social. Doutor em Engenharia Ambiental. Pós Doutor em Saúde Ambiental (USP). Professor dos Programas de Pós Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental (EESC/USP), Governança e Sustentabilidade (ISAE/FGV) e Gestão Ambiental (UP) Curitiba, PR, Brasil
valdir.fernandes@icloud.com

INTRODUÇÃO

Os biocombustíveis têm suscitado interesse em decisores, políticos, empresários e cientistas, por serem potenciais substitutos aos combustíveis fósseis. Isto porque os biocombustíveis são considerados um recurso renovável.

Dentre as principais formas de biocombustíveis estão o bioetanol e o biodiesel. O bioetanol ou etanol é o biocombustível mais importante no mercado mundial. Quando proveniente da cana-de-açúcar é produzido principalmente em áreas tropicais como o Brasil e a Colômbia, enquanto em outras áreas, tais como os Estados Unidos, União Europeia e China o etanol é predominantemente à base de milho (CHENG & TIMILSINA, 2011).

No Brasil o etanol de cana-de-açúcar tem sido usado como combustível desde a década de 1970, com a introdução de carros movidos exclusivamente a álcool. O etanol anidro é adicionado também à gasolina (até 25%) enquanto o hidratado tem sido usado como combustível único. Atualmente, o Brasil é o segundo maior produtor de etanol do mundo, e o primeiro de etanol à base de cana-de-açúcar.

Este cenário foi possível, em grande parte, graças a políticas públicas que subsidiaram a produção e mesmo o consumo deste combustível, principalmente a partir da década de 1970 como solução à dependência e às crises do petróleo.

A substituição de produtos de petróleo por etanol, além de reduzir a dependência, acima mencionada, também poderia reduzir as emissões de gases de efeito estufa, os quais causam perturbações no sistema climático global. No entanto, não há um consenso sobre esta questão, em vista de que a produção e a transformação industrial da biomassa exigem o uso de energia de combustíveis fósseis sob a forma de fertilizantes, defensivos agrícolas, operação de máquinas e para o transporte de matérias-primas e

insumos. Além disso, a monocultura pode resultar em degradação do solo, destruição de ecossistemas naturais e, em alguns casos, há uma competição para o uso de terras entre a produção de energia e alimentos (PEREIRA & ORTEGA, 2010).

A partir de análise bibliográfica sobre os temas sustentabilidade do etanol de cana-de-açúcar e políticas públicas, este artigo apresenta reflexão sobre estes temas e um mapeamento sobre a rede político-decisório do etanol para compreender suas características e o modo como esta influencia o processo de decisão sobre as questões envolvidas com tema etanol.

Sustentabilidade ou “Insustentabilidade” do etanol de cana-de-açúcar

A mídia têm destacado as vantagens econômicas e ambientais da produção e consumo do etanol de cana de açúcar. Entretanto, pesquisas têm demonstrado que a realidade envolvendo a temática ainda é controversa e não se pode afirmar com certeza sobre a sustentabilidade da atividade sucroenergética.

No que tange a dimensão ambiental, Pereira e Ortega (2010) afirmam que a produção do etanol está associada ao consumo significativo de recursos naturais, o que ocasiona grande impacto ambiental a nível local e regional. Ao considerar o componente ar, os autores explicam que a produção de etanol de cana libera CO_2 , devido ao uso de combustíveis e outros insumos industriais durante o processamento industrial e agrícola, bem como pelo transporte.

Sobre a produção de etanol em larga escala, esta não somente pode potencializar o problema climático como também gerar outros problemas, como a redução de terra arável para a produção de culturas alimentares, a

concorrência com a pecuária, um excesso de apropriação dos ecossistemas, dentre outros, ameaçando a preservação da biodiversidade e a fertilidade do solo (GOMIERO, PAOLETTI e PIMENTEL, 2010).

Além destes efeitos ecológicos, Gomiero, Paoletti e Pimentel (2010) advertem sobre as consequências sociais, as quais podem incidir sobre: (1) segurança alimentar, levando a um aumento do preço do alimento de base, (2) corporações transnacionais e grandes proprietários instituindo cada vez mais conflitos com áreas indígenas e de subsistência dos pequenos agricultores. Hoefnagels, Smeets e Faaij (2010) explicam que outros pontos devem ser investigados já que uma grande variação no desempenho pode ser encontrada para o mesmo tipo de biocombustível, dependendo dos solos de referência, local de cultivo, rendimento das culturas e sobre os procedimentos de alocação utilizados para os subprodutos.

Tudo isto somado ao aumento previsto da população mundial provocaria da mesma maneira um aumento na competição por recursos naturais. Não está totalmente mapeado também o impacto, por exemplo, sobre a disponibilidade de água para a produção de alimentos e bioenergia (STONE *et al.*, 2010; HUFFAKER, 2010).

A preocupação se torna muito maior quando se relaciona a questão da disponibilidade de água com as mudanças climáticas. Isto porque temperaturas mais elevadas e menos precipitações aumentaria a necessidade de irrigação. No entanto, qualquer aumento na irrigação para se adaptar a mudança climática seria restringida pela disponibilidade de água. Apesar do uso da irrigação no Brasil para a produção de cana ser geralmente baixo, a crescente demanda por etanol pode conseqüentemente expandir a produção da monocultura para as regiões onde a

irrigação seria necessária para complementar à baixa precipitação.

Para melhor exemplificação sobre a complexidade e integração entre os diversos impactos gerados, Pereira e Ortega (2010) avaliaram a sustentabilidade do etanol de cana-de-açúcar por Avaliação Emergética¹ e Análise de Ciclo de Vida e assim, examinaram a viabilidade ambiental de uma produção em grande escala. Ao considerar os combustíveis fósseis envolvidos nas fases de produção agrícola e industrial o estudo indicou que 1,82 kg de solo são erodidos e 18,4l de água e 1,52 m² de terra arável são necessários para produzir 1 litro de etanol a partir da cana. Além disso, 0,28 kg de CO² são liberados por litro de etanol produzido. Os resultados obtidos por este estudo indicam então que a cana e a produção de etanol de larga escala se apresentariam como sustentáveis caso estes indicadores tenham melhorias em seus valores.

No entanto, o meio produtivo tradicional pode não prevalecer futuramente, pois o

bioetanol também pode ser produzido a partir de materiais lignocelulósicos tais como resíduos agrícolas, gramíneas, silvicultura e resíduos de madeira Neste caso o bioetanol é comumente chamado de bioetanol de 2ª geração. Contudo, para a sua produção são necessários esforços no desenvolvimento de tecnologias avançadas rentáveis, uma vez que a conversão de materiais lignocelulósicos para o etanol é mais difícil do que o de açúcar e ainda, existem alguns desafios para as aplicações comerciais destas tecnologias (CHENG & TIMILSINA, 2011).

Políticas Públicas e o contexto sucroenergético

Desde 2003, governos de todo o mundo têm implementado políticas e programas destinados a aumentar a produção e utilização de biocombustíveis (WHITAKER, 2010), sendo as políticas energética e agrícola as que têm abordado com maior frequência a implantação dos biocombustíveis. Na área da energia, as maiores preocupações têm sido

quanto à sustentabilidade dos sistemas de biocombustíveis, ou seja, sobre o quanto os biocombustíveis podem contribuir para atingir as metas de produção. Já na área agrícola os interesses têm sido sobre o impacto nos preços dos alimentos e a proporção de terras agrícolas (SMYTH *et al.*, 2010).

No entanto, não somente políticas específicas afetam os biocombustíveis. O assunto permeia diferentes áreas políticas e é influenciado também por muitos outros contextos que com ele se relacionam, como por exemplo, emissões de GEEs, gestão de resíduos, entre outros. Smyth *et al.* (2010) defende esta visão e apresenta um esquema (Figura 1) exemplificando a complexidade envolta à produção dos biocombustíveis, com referência ao cenário americano.

Ao entender a figura percebe-se que a produção e uso de biocombustíveis são fortemente influenciados por diversas políticas, resultando em uma complexa rede de incentivos e restrições.

Existem redes de políticas

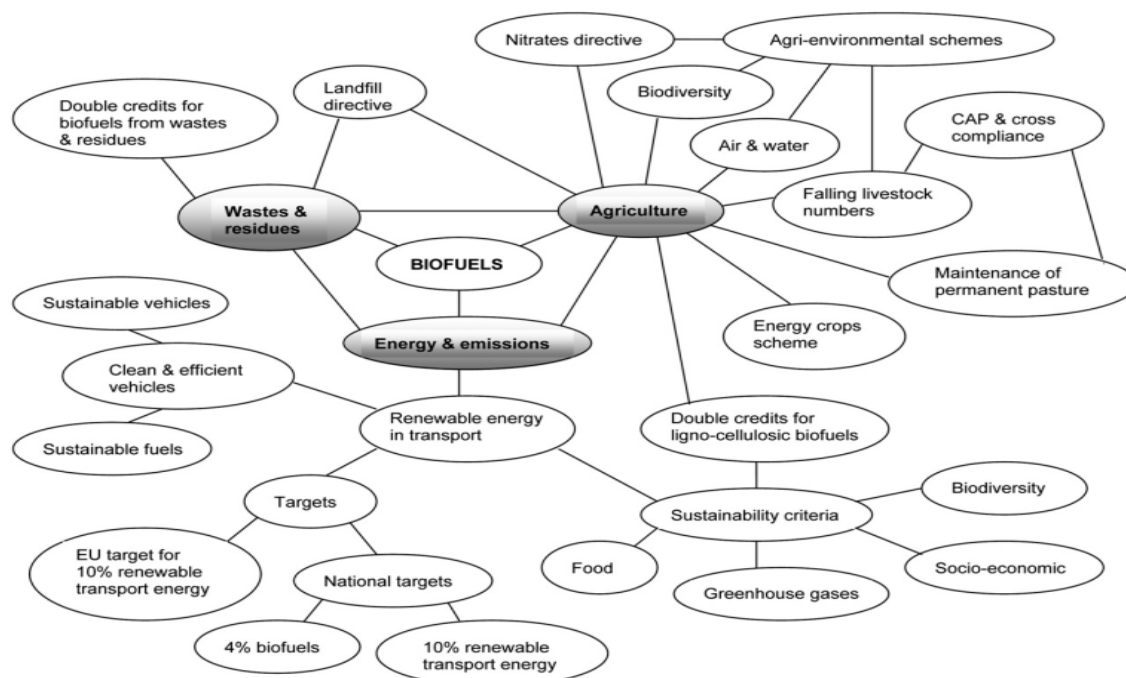


Figura 1 - Rede de influência política da produção de biocombustíveis no cenário americano

Fonte: Smyth *et al.* (2010)

de biocombustíveis, por exemplo, que procuram cumprir vários objetivos envolvidos tanto com energia, meio ambiente quanto a

política agrícola. Porém o autor explica que uma boa política de biocombustíveis pode ser uma simples combinação de várias outras

políticas. Ou seja, muitos governos no mundo inteiro utilizam combinações para todas as fontes renováveis de energia, ou de várias

Tabela 1 - Atores mais significativos do setor energético de etanol

Fonte: Baseado em WWF (p. 28-31, 2008)

| ATORES | EXEMPLOS | DESCRIÇÃO |
|---|---|---|
| Atores representativos do Complexo Agroindustrial Canavieiro. | Usineiros (UNICA), fornecedores de cana (CNA, Orplana) e agentes ligados ao agronegócio brasileiro, como a Associação Brasileira do Agronegócio (ABAG). | Essas entidades representam os interesses tanto do setor privado de produção quanto do setor industrial da indústria canavieira e têm tido um papel extremamente ativo na cadeia agroindustrial da cana. São organizações extremamente profissionalizadas e com forte poder de lobby e influência. |
| Atores representativos de fora do complexo canavieiro. | Como a Petrobras, as empresas transnacionais do Setor de Alimentos e as Tradings. | Desempenham papel importante na comercialização dos derivados da cana, açúcar e álcool, nos mercados interno e externo. São estas empresas as responsáveis pelas mudanças que poderão vir a ocorrer no mercado de álcool. O comportamento destas empresas pode ampliar o espaço do etanol no mercado internacional. |
| Atores governamentais representativos do setor. | O Ministério da Agricultura; o Ministério do Desenvolvimento Agrário, o Ministério do Meio Ambiente bem como a Casa Civil, entre outros. | Estes órgãos governamentais definem as regras institucionais do setor, normatizam as leis e dessa forma impactam diretamente o setor. Portanto são importantes na definição do futuro da indústria sucroalcooleira. |
| Atores governamentais de gestão e proteção ambiental. | Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBIO, Instituto de Pesca, IBAMA, Secretaria do Meio Ambiente (estadual, municipal). | Apresentam atribuições e competências específicas para resolverem problemas ambientais. |
| Atores da sociedade civil organizada | Representados por ONGs ambientalistas nacionais e internacionais como WWF, Greenpeace, Amigos da Terra. | Quando há divergências entre os diferentes Ministérios a equação política é influenciada pelos atores não governamentais sejam os agentes privados, ONGs, mídia etc. As ONGs exercem uma função importante de pressão para a adoção de parâmetros sustentáveis sob o ponto de vista socioambiental em toda a cadeia produtiva da cana. Essas organizações têm capacidade de estimular mudanças-chave, sejam através de campanhas internacionais ou parcerias. |
| Atores científicos e tecnológicos do setor. | USP, Embrapa, UFSCar; Rede Interuniversitária para o Desenvolvimento do Setor Sucroalcooleiro (RIDESA); o Centro de Tecnologia Canavieira (CTC), o Instituto Agronômico da Campinas (IAC), Instituto de Estudos do Comércio e Negociações Internacionais (ICONE), etc. | Posicionam o Brasil na vanguarda tecnológica mundial da indústria do Etanol. Além de gerarem análises e estudos setoriais que servem como referência para os debates e estudos sobre a indústria canavieira. |
| Indústria Automobilística | ----- | A demanda futura de álcool dependerá da decisão da indústria automobilística continuar produzindo automóveis e motores que tenham um bom rendimento com álcool. |
| Atores sociais ligados à defesa dos trabalhadores e da população impactada. | Ministérios Públicos Estaduais, o Ministério Público do Trabalho, a Confederação Nacional dos Trabalhadores da Agricultura (CONTAG), a Federação dos Empregados Rurais Assalariados do Estado de São Paulo (FERAESP); a Pastoral da Terra e o Serviço Pastoral do Migrante, MST, Central única dos trabalhadores (CUT). | Estes têm sido um instrumento importante para a melhoria das condições de trabalho dos cortadores de cana. O MPT, por exemplo, tem exigido que as empresas observem todos os itens de saúde e segurança do trabalho existentes na NR31. |

políticas com diferentes objetivos.

Outro ponto a observar é que historicamente as políticas de etanol foram motivadas por preocupações relacionadas à segurança energética e apoio ao rendimento agrícola, não as emissões de GEEs. No entanto, a legislação atual de muitos países tem introduzido a importância do etanol na redução das emissões de GEEs.

Mesmo assim, qualquer fragilidade na relação entre a legislação e políticas públicas, somada a crescente demanda por biocombustíveis, pode levar empresas privadas multinacionais a criarem grandes plantações nestes países, e assim resultar na conversão de ecossistemas naturais, bem como o deslocamento de pequenos agricultores. Se políticas não forem adequadamente implementadas, além de não proteger os recursos naturais, também não haverá proteção aos pequenos proprietários e estes perderão suas propriedades para grandes latifúndios (GOMIERO; PAOLETTI; PIMENTEL, 2010).

No entanto, as políticas públicas não devem ser compreendidas como simplesmente uma intervenção estatal em uma situação que a sociedade entende como problemática. O conceito de políticas públicas é mais amplo. A política pública resulta de uma interação complexa entre o Estado e sociedade, pois o desenvolvimento de uma sociedade se dá por meio das decisões e ações implementadas pelo governo e outros atores sociais.

Sendo assim, pode-se afirmar que o governo não é a única instituição envolvida no processo político de decisão. Empresas e organizações não governamentais também assumem funções de governança para resolver problemas de natureza comum e influenciar a instituição de políticas públicas. Quando isto acontece com a coordenação de um governo se denomina coprodução do bem público (DYE, 2005).

São vários os agentes ou atores envolvidos na elaboração e implementação de políticas públicas: associações diversas da sociedade, empresas concessionárias, ONGs, entre outros. Quando estes agentes são não governamentais nem do setor empresarial eles são conhecidos como terceiro setor.

Logo, é importante considerar que há uma rede político-de-influência inserida no setor sucroenergético, seja no processo de tomada de decisão (atores), seja simplesmente pela sua influência no processo (*stakeholders*). Estes agentes influenciam de forma direta ou indireta no futuro da cana-de-açúcar no Brasil, em seus produtos, e seus impactos (Tabela 1). A grande dificuldade aqui está no ato de planejar e decidir considerando os diferentes entendimentos, interesses e histórico destes envolvidos.

Todos estes pontos e considerações apresentam o quanto é complexo toda a realidade do setor e potencializa as várias preocupações quando referentes ao estado de São Paulo, dada à

representatividade da atividade em relação ao Brasil e ao mundo. Desse modo, postular o desenvolvimento sustentável para a atividade tem se apresentado como um difícil desafio, cujas bases ainda estão por ser construídas.

METODOLOGIA

Para a revisão da literatura foi feita uma busca no *Web of Science* - um banco de dados publicado pela Thomson Reuters - da qual resultou em 150 artigos referentes aos anos 2000 a 2012. As palavras-chave utilizadas para a busca foram sustentabilidade, etanol e políticas públicas. Os artigos selecionados foram analisados por índices analíticos pelo software *HistCite*, um programa com muitas aplicações, entre elas a capacidade de identificar literatura-chave em um campo de pesquisa, uma vez que possibilita uma listagem de autores e periódicos mais citados, por meio da aplicação de estatísticas (média e taxas de mediana de citação de artigos, número de autores por *paper*, etc.). O *HistCite* executa suas análises sobre os resultados de buscas da *Web of Science*, que são exportadas para arquivos de texto.

A pesquisa também se utilizou de tabelas dinâmicas elaboradas pelo software *Microsoft Office Excel* para determinar qual periódico publica mais sobre os temas.

No entanto para embasamento e discussão deste artigo foram selecionados os artigos que apresentaram maiores índices

Tabela 2 - Principais artigos selecionados de acordo com os métodos de análise

| Autores | Periódico | Ano |
|--|--|------|
| Cheng, J. J., Timilsina, G. R. | Renewable Energy | 2011 |
| Pereira, C.L.F., Ortega, E. | Journal of Cleaner Production | 2010 |
| Hoefnagels, R., Smeets, E., Faaij, A | Renewable and Sustainable Energy Reviews | 2010 |
| Smyth, B.M., Gallachóir, B.P.O., Korres, N.E., Murphy, J.D. | Journal of Cleaner Production | 2010 |
| Stone, K.C., Hunt, P.G., Cantrell, K.B., Ro, K.S | Bioresource Technology | 2010 |
| Witaker, J., Ludley, K. E., Rowe, R., Taylor, G., Howard, D.C. | Global Change Biology Bioenergy | 2010 |

| # | Date / Author / Journal | LCS | LCS/t | LCSx | GCS |
|----|--|-----|-------|------|-----|
| 1 | 18 Demirbas Ayse Hilal Biofuels for future transportation necessity ENERGY EDUCATION SCIENCE AND TECHNOLOGY PART A-ENERGY SCIENCE AND RESEARCH. 2010 OCT 2010; 26 (1): 13-23 | 0 | 0.00 | 0 | 95 |
| 2 | 17 Hoefnagels Ric, Smeets Edward, Faaij Andre Greenhouse gas footprints of different biofuel production systems RENEWABLE & SUSTAINABLE ENERGY REVIEWS. 2010 SEP 2010; 14 (7): 1661-1694 | 0 | 0.00 | 0 | 25 |
| 3 | 10 de Gorter Harry, Just David R. The Social Costs and Benefits of Biofuels: The Intersection of Environmental, Energy and Agricultural Policy APPLIED ECONOMIC PERSPECTIVES AND POLICY. 2010 SPR 2010; 32 (1): 4-32 | 0 | 0.00 | 0 | 18 |
| 4 | 7 Pereira Consuelo L. F., Ortega Enrique Sustainability assessment of large-scale ethanol production from sugarcane JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION. 2010 JAN 2010; 18 (1): 77-82 | 0 | 0.00 | 0 | 13 |
| 5 | 9 Stone K. C., Hunt P. G., Cantrell K. B., Ro K. S. The potential impacts of biomass feedstock production on water resource availability BIORESOURTE TECHNOLOGY. 2010 MAR 2010; 101 (6): 2014-2025 | 0 | 0.00 | 0 | 12 |
| 6 | 20 Smyth B. M., Gallachoir B. P. O., Korres N. E., Murphy J. D. Can we meet targets for biofuels and renewable energy in transport given the constraints imposed by policy in agriculture and energy? JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION. 2010 NOV 2010; 18 (16-17): 1671-1685 | 0 | 0.00 | 0 | 9 |
| 7 | 11 Whitaker Jeanette, Ludley Katherine E., Rowe Rebecca, Taylor Gail, Howard David C. Sources of variability in greenhouse gas and energy balances for biofuel production: a systematic review GLOBAL CHANGE BIOLOGY BIOENERGY. 2010 JUN 2010; 2 (3): 99-112 | 0 | 0.00 | 0 | 7 |
| 8 | 19 Gomiero Tiziano, Paoletti Maurizio G., Pimentel David Biofuels: Efficiency, Ethics, and Limits to Human Appropriation of Ecosystem Services JOURNAL OF AGRICULTURAL & ENVIRONMENTAL ETHICS. 2010 OCT 2010; 23 (5): 403-434 | 0 | 0.00 | 0 | 7 |
| 9 | 24 Cheng Jay J., Timilsina Govinda R. Status and barriers of advanced biofuel technologies: A review RENEWABLE ENERGY. 2011 DEC 2011; 36 (12): 3541-3549 | 0 | 0.00 | 0 | 7 |
| 10 | 6 Huffaker Ray Protecting water resources in biofuels production WATER POLICY. 2010 2010; 12 (1): 129-134 | 0 | 0.00 | 0 | 5 |

Figura 2 - Exemplo de artigos com maiores índices- análise gerada pelo HistCite

nas análises, ou seja, ou foram escritos por autores mais citados ou foram publicados em periódicos mais relevantes (Tabela 2). Além disso, foi realizada uma análise qualitativa por meio da leitura dos resumos desses artigos e somente aqueles que continham temas e discussões voltadas aos seguintes tópicos: (i) sustentabilidade econômica, (ii) sustentabilidade ambiental, (iii) sustentabilidade ecológica, (iv) impactos sociais, (v) impactos ambientais, (vi) impactos ecológicos, (vii) impactos locais, (viii) impactos regionais, (ix) modelos de avaliação de sustentabilidade, (x) política energética, (xi) política social e (xii) política agrícola, foram de fato considerados pertinentes para os objetivos deste artigo.

No que se refere ao mapeamento da rede foram utilizados dois métodos: o GEPHI para rastrear os hiperlinks na rede da internet e cartografar a rede de forma mais ampla, sem considerar

os mais ou menos influentes no tema sustentabilidade, e o método *Snowball*, também conhecido como amostragem de propagação geométrica, o qual possibilitou mapear os atores envolvidos na discussão e no processo de tomada de decisão quando se refere à sustentabilidade do etanol, sendo todos os atores de ambos produtos relacionados com a UNICA (União da Indústria de cana-de-açúcar).

Sobre o método *Snowball*, o mesmo é uma técnica de amostragem não probabilístico usado para obter acesso às populações difíceis de alcançar e/ou oculta (FÁVERO, 2009). Em síntese, a aplicação do método possibilitou registrar os principais atores e aqueles que possuem relações com os que deram origem à coleta de dados.

O objeto empírico com a utilização destes métodos está em construir a estrutura das redes apreendidas a partir das relações

entre *websites*, ou seja, o método se utilizou do recurso da internet para mapear as instituições, por meio dos *hyperlinks* e assim evidenciar os atores que tomam parte em políticas e ações na temática.

Esta abordagem parte da premissa que a *Websphere* é um universo simbólico² e, assim sendo, é possível analisar as características dos atores que a compõem, sua distribuição, e as relações entre eles ao interpretar os *hyperlinks* que os conectam.

² De acordo com Berger e Luckmann (1985, p132), “o universo simbólico é concebido como a matriz de todos os significados socialmente objetivados e subjetivamente reais [...]. Neste nível de legitimação a integração reflexiva de processos institucionais distintos alcançam sua plena realização. Um mundo inteiro é criado. [...] Os papéis institucionais tornam-se modos de participação em um universo que transcende e inclui a ordem institucional”.

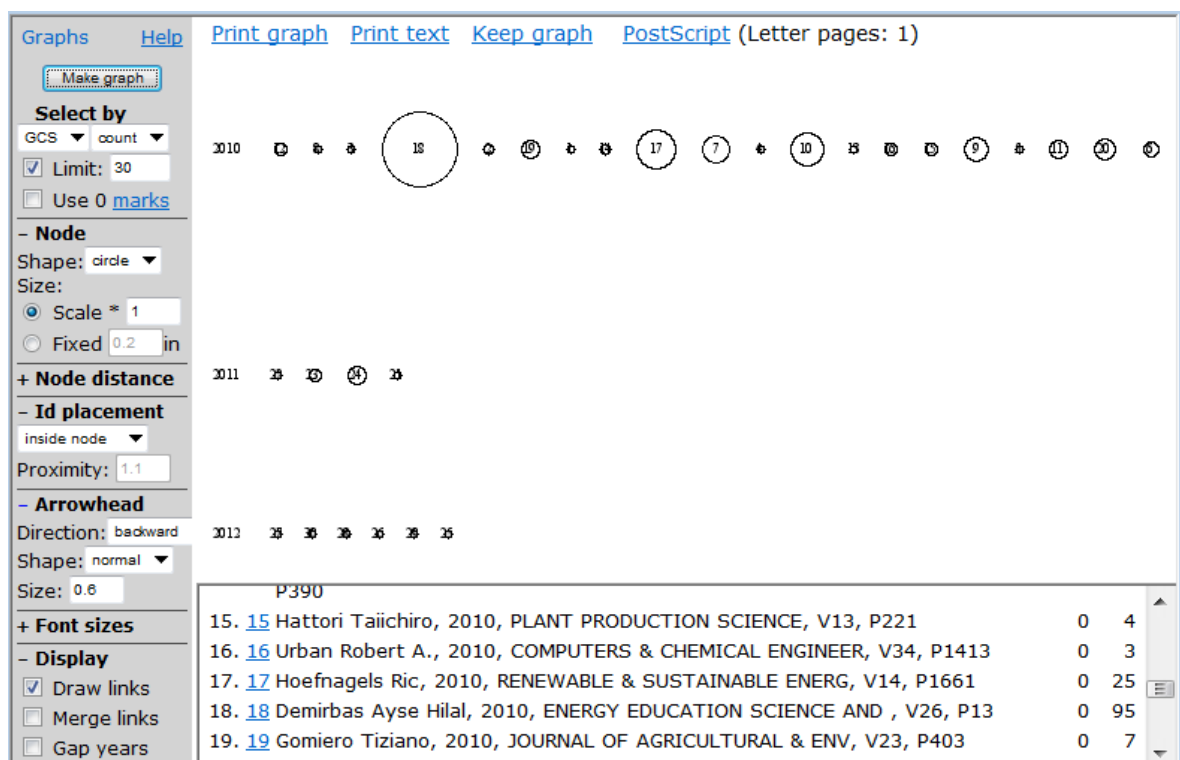


Figura 3 – Autores mais citados – análise gerada pelo Histcite

No que tange a UNICA ser o ator focal para o mapeamento das redes, a mesma se apresenta como a maior organização representativa do setor de açúcar e bioetanol do Brasil (UNICA, 2012). A associação é composta de 146 companhias sendo estas responsáveis por mais de 50% do etanol produzidos no Brasil (UNICA, 2012).

O Mapeamento iniciou-se pelo *website* da UNICA e seguiu-se por meio dos *hyperlinks* encontrados no *website*.

O resultado do mapeamento feito pelo *software GEPHI* permitiu uma cartografia mais completa, e assim possibilitou representar a rede da UNICA como uma sistema maior com o intuito de demonstrar a complexidade na qual uma rede de atores estaria envolvida.

O GEPHI realiza sua busca por meio de hiperlinks inseridos no site, mas de forma conhecida como rastreamento ou *crawler*. Sua utilização neste artigo foi baseada nos *hyperlinks* conectados ao site da UNICA.

Já o delineamento dos principais atores foi baseado em mais um critério, adicionado ao anterior, no qual somente aqueles com projetos ou missões relacionados ao tema sustentabilidade do etanol seriam considerados os principais atores, gerando a rede da UNICA com até três graus de relação considerados.

Instituições que possuem influência no estado de São Paulo, mesmo com abrangência nacional e internacional foram investigadas. Foram considerados atores relevantes aqueles que possuem em sua missão com envolvimento com a sustentabilidade ou parcerias em projetos no mesmo sentido em até três ordens no distanciamento das relações formando a Rede.

Em termos operacionais os *websites* foram mapeados pela aplicação do *software GEPHI*, delineada pelo Método *Snowball*, identificados, e organizados digitalmente por meio de tabelas originada pelo *software Microsoft Excel 2010*.

RESULTADOS E DISCUSSÃO: ANÁLISE BIBLIOGRÁFICA

Um dos objetivos da pesquisa foi levantar o discurso científico atual acerca do tema sustentabilidade do etanol de cana-de-açúcar. Por meio de uma investigação baseada nos índices analíticos do *software HistCite* houve uma variação de 89 autores e 23 periódicos diferentes, sendo utilizados para esta pesquisa os artigos com os maiores índices (Figura 2) e analisados qualitativamente por meio das leituras de seus resumos. Para a análise referente aos artigos mais citados este trabalho se baseou no índice GCS - Pontuação de Citação Global, o qual representa o número de citações para o artigo de todas as fontes, como relatado pelo *Web of Science*, quando os dados foram transferidos.

Já a Figura 3 é uma representação gráfica que o programa permite realizar para o GCS. O GCS pode ser visualizado devido ao raio de cada círculo e o

Tabela 3 - Periódicos com mais publicação sobre etanol e sustentabilidade

| Periódicos Destaque | Ano | | | | | | | | | | | |
|--|------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-------|
| | 2000 | 03 | 04 | 05 | 06 | 07 | 08 | 09 | 10 | 11 | 12 | Total |
| Biomass & Bioenergy | 1 | | | | | 1 | 1 | 5 | 2 | 7 | 1 | 18 |
| Bioresource Technology | | | | | | | | 3 | 6 | 5 | | 14 |
| Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr | | | | | | 3 | | 2 | 1 | 6 | | 12 |
| Renewable & Sustainable Energy Reviews | | | | 1 | | | | 4 | 3 | 2 | 1 | 11 |
| International Sugar Journal | | | | | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 3 | | 9 |
| Environmental Science & Technology | | 1 | | 2 | | | | 2 | 1 | 1 | 1 | 8 |
| Energy Policy | | | | | | 1 | 2 | 4 | | 1 | | 8 |
| Renewable Energy | | | | | | | | 1 | 1 | 2 | 2 | 6 |
| Global Change Biology Bioenergy | | | | | | | | | 2 | | 4 | 6 |
| International Journal Of Life Cycle Assessment | | | | | | | 1 | 2 | 1 | 1 | | 5 |

número de vezes que cada artigo é citado nas bases de dados. Portanto, o artigo número 18 e 17 são os mais citados. Geralmente o gráfico é representado em formato de rede, com ligações entre os círculos, o que representaria a citação entre autores. Neste caso, a figura mostra que os autores não citam os trabalhos uns dos outros dentro da análise. Isto acontece talvez porque os anos relacionados aos artigos escolhidos para esta pesquisa estejam em um intervalo de tempo muito pequeno o que demonstra uma proximidade de datas de publicação e, portanto menor probabilidade de integração de trabalhos.

Para a análise dos periódicos que mais publicam sobre

os temas destacados foi utilizado o recurso de tabela dinâmica do software *Microsoft Office Excel*. Entre um universo de 150 periódicos que publicavam sobre os temas foram destacados os 10 que apresentam maior número de publicações dentre o ano 2000 e 2012.

Com a aplicação de tais procedimentos foi possível levantar e desenvolver um arcabouço teórico relevante para este artigo, e evidenciar os pontos-chave que representam a atual discussão sobre a questão sucroenergética.

Os resultados indicaram um recorte bibliográfico focado em compreender e discutir sobre os impactos negativos da atividade sucroenergética e a indicar novas

formas de avaliação de sustentabilidade, considerando a complexidade e integração dos impactos gerados. Da mesma maneira foi possível evidenciar que estão acontecendo esforços para o desenvolvimento de novas tecnologias, tanto para amenizar os impactos listados pela literatura atual como aqueles que já estão sendo previstos para acontecerem futuramente, como é o caso do uso do biocombustível de 2ª. geração e seus possíveis impactos.

No que tange as políticas públicas, não tem sido diferente sobre a preocupação enfática quanto a sustentabilidade dos sistemas de biocombustíveis, porém a maiores críticas foram em relação a falta de integração das várias

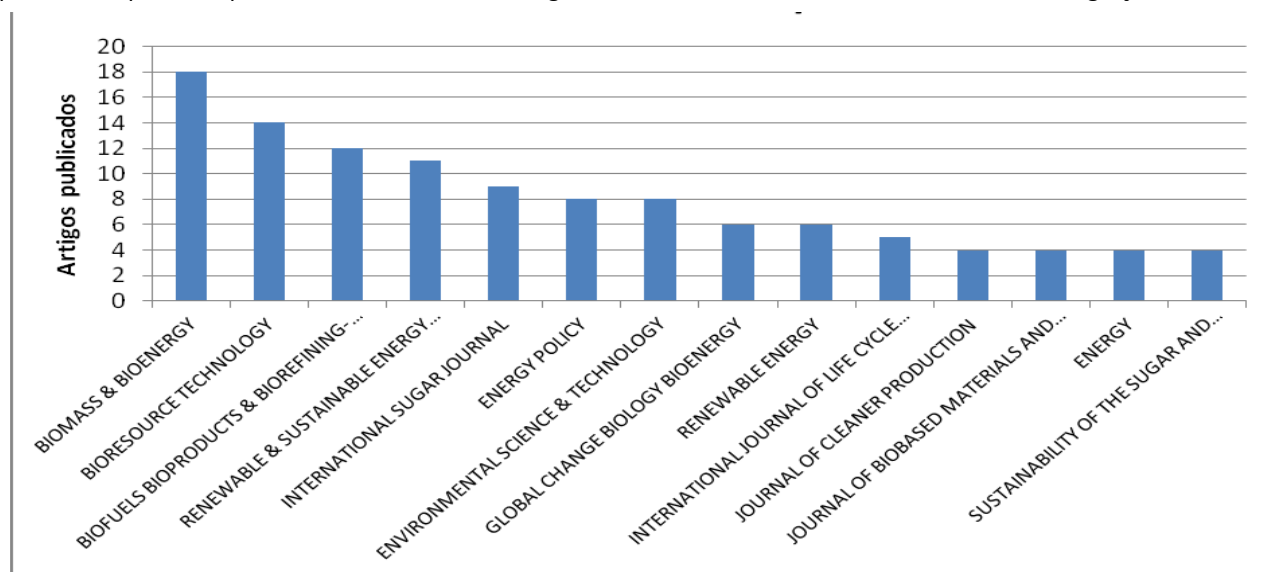


Figura 4 - Periódicos com mais publicação sobre etanol e sustentabilidade

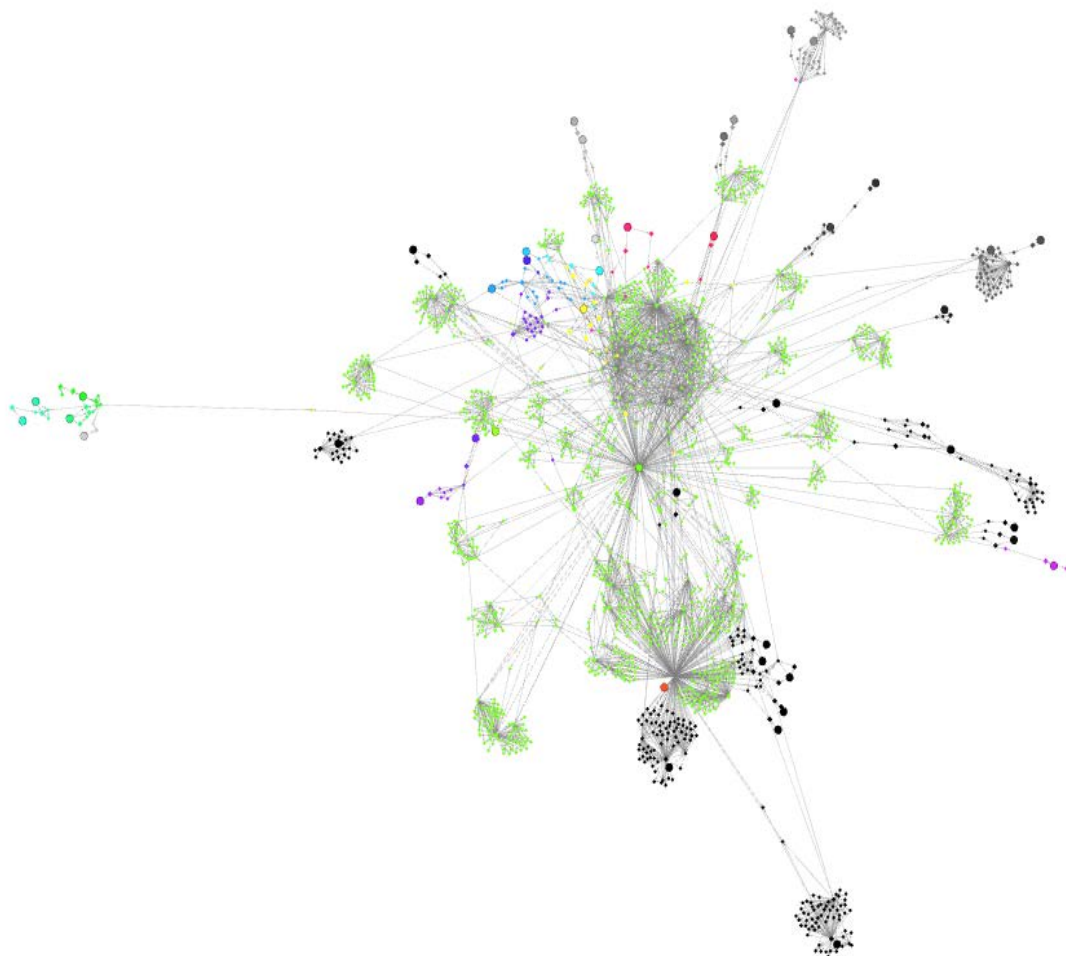


Figura 5 - Configuração generalizada da rede ÚNICA pelo software Gephi-http graph

políticas que afetam e são influenciadas por muitos outros contextos que permeiam o temas energia e sustentabilidade. Políticas Públicas voltadas somente a um objetivo, como aquelas voltadas somente a metas de produção, ou várias políticas com objetivos diferentes, sem qualquer integração, como política de segurança energética sem relação com a política do meio ambiente, que por sua vez são incoerente com a política agrícola, e assim por diante, são os pontos mais criticados pela literatura analisada.

RESULTADOS E DISCUSSÃO: ANÁLISE DA REDE SÓCIO- TÉCNICA

No que tange o mapeamento dos atores da rede político decisória do etanol se utilizou o rastreador (crawler) Gephi e qual identificou a rede UNICA total (Figura 5). Esta rede maior e holística (1.602 atores com 3795 relações diretas) fortalece a observação sobre a complexidade do sistema como um todo.

Para a análise decidiu-se por sistematizar e escolher redes focais, ou seja, redes geradas por atores nucleares e suas ligações, neste caso com foco na UNICA. Sendo assim, a rede maior foi limitada e reconstruída como uma rede focal por meio do método *Snowball* (Fig. 6). É bom destacar que muitas outras redes focais fazem parte da rede total, tais como rede científica, rede de atores

estatais, rede de consumidores do etanol, etc.

Neste artigo a Rede total deve ser entendida como o grupo de atores envolvidos no processo político, ao mesmo tempo em que participa da discussão sobre a sustentabilidade do etanol de cana-de-açúcar.

O delineamento da rede focal (Figura 6) pelo método *Snowball* tende a ser influenciado pelas características relacionais do ator inicial, haja visto que este determina a inclusão dos demais atores na rede. Neste sentido Hanneman e Riddle (2005) advertem que se deve haver uma criteriosa seleção do ponto de partida para que os dados coletados tenham qualidade, ou seja, que representem bem as características das relações

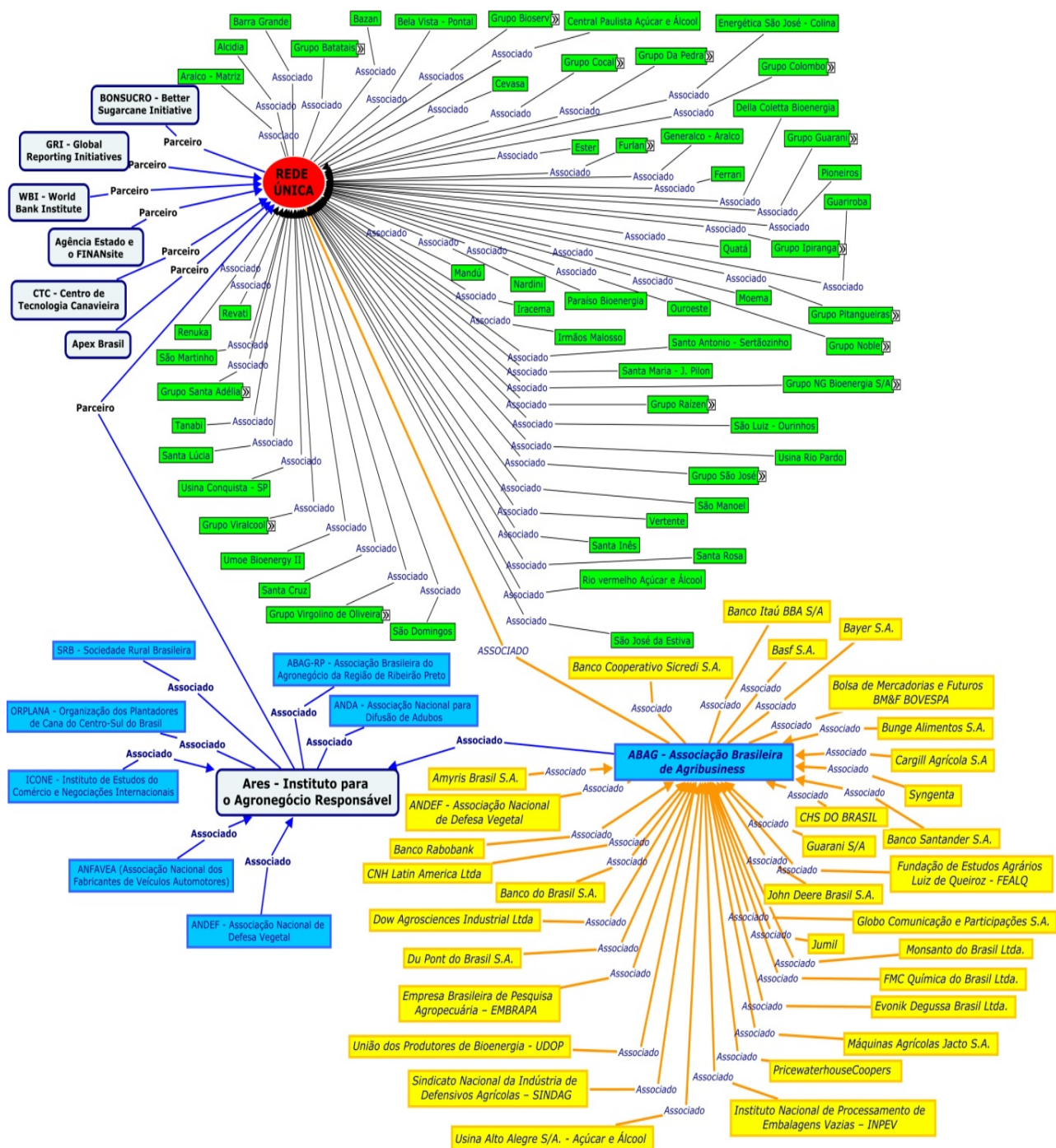


Figura 6 - Rede Focal UNICA (até 3ª. ordem de ligação)

entre os atores dentro da população estudada.

Ao analisar os objetivos, as missões e/ou projetos nos *websites* relacionados aos atores da rede, se encontraram indícios de ações voltadas à discussão ou avaliação de sustentabilidade com interface direta ou indireta na produção e

consumo do etanol de cana-de-açúcar. Isto tudo auxiliou na identificação das ações conjuntas e das ações evidenciando o arranjo de governança, destacando os atores e apresentando assim, uma rede de políticas temática, neste caso, a do etanol de cana-de-açúcar.

Sobre as organizações atuantes na rede inseridas na *web*, suas relações não são tão claras, devido à complexidade inerente, porém com o mapeamento foi possível a compreensão sobre quem são os atores, quais seus projetos, missões e valores comuns e sua prática em busca de uma ideia de

Tabela 4 - Dados para a análise gerados pelo método *Snowball* - Rede focal UNICA

| Nome | Única |
|------------------------|--|
| Ordem | Ator focal - inicial |
| Descrição | É a maior organização representativa do setor de açúcar e bioetanol do Brasil. A associação se expressa e atua em sintonia com os interesses dos produtores de açúcar, etanol e bioeletricidade tanto no Brasil como ao redor do mundo. As 146 companhias associadas à UNICA são responsáveis por mais de 50% do etanol e 60% do açúcar produzidos no Brasil. |
| Endereço eletrônico | http://www.unica.com.br/ |
| Sede | São Paulo - Brasil |
| Abrangência de atuação | Internacional |
| Setor de Atuação | Privado - Associação de Indústrias |
| Missão | A missão da UNICA é liderar o processo de transformação do tradicional setor de cana-de-açúcar em uma moderna agroindústria capaz de competir de modo sustentável no Brasil e ao redor do mundo nas áreas de etanol, açúcar e bioeletricidade. |
| Objetivos | Consolidar o etanol como uma commodity global no setor de combustíveis; Promover a demanda do etanol como um combustível veicular limpo e expandir seu uso em outros setores; Fomentar a produção em larga escala da bioeletricidade para o mercado brasileiro. Auxiliar as empresas associadas a se tornar modelos de sustentabilidade socioambiental. Divulgar dados científicos críveis relacionados aos avanços competitivos da cana-de-açúcar e do etanol. |
| Políticas de Atuação | Política de prover informações detalhadas e atualizadas sobre as importantes contribuições socioeconômicas e ambientais do setor. |
| Projetos | <p>São muitos o projetos. Um dos mais importantes é o Projeto AGORA: Lançado em 2009 no Ethanol Summit – um dos principais eventos mundiais dedicados aos biocombustíveis – o Projeto AGORA se consolidou como a maior iniciativa de comunicação institucional do agronegócio brasileiro com o objetivo de integrar a cadeia produtiva da cana-de-açúcar em torno da divulgação da importância da agroenergia renovável.</p> <p>São 15 associações e empresas do setor sucroenergético unidas na geração de conhecimento, na disseminação de impactos sociais e ambientais positivos e, fundamentalmente, na disponibilização e ampliação de esclarecimentos para a conscientização da opinião pública sobre as questões da indústria da cana-de-açúcar e a sustentabilidade. Por meio de um conjunto de ações e iniciativas, o Projeto AGORA propõe-se a:</p> <ul style="list-style-type: none"> . Estimular e reconhecer a geração de conhecimentos relevantes ao programa. . Promover ações educativas e de esclarecimento relacionadas aos três pilares da sustentabilidade (econômico, social e ambiental). . Comunicar impactos e benefícios da cadeia produtiva da agroindústria canavieira para o Brasil através de dados concretos e mensuráveis. . Desfazer mitos sobre o setor sucroenergético. |

sustentabilidade, permitindo uma análise empírica ao considerar o todo, a rede em si (Tabela 4).

Ao elucidar, de forma exemplificativa, a rede de atores do etanol de cana-de-açúcar este artigo buscou evidenciar a importância em entender as características e o funcionamento das redes sociotécnicas de políticas. Esta importância esta no fato de que os problemas envoltos aos temas energia, meio ambiente e sustentabilidade são problemas

sistêmicos e complexos os quais não respeitam fronteiras locais. Nesse sentido o poder público tem se defrontado com certa dificuldade de decisão e resposta (GOLDSMITH e EGGERS, 2004). Sendo assim, faz-se necessário uma atuação do poder público em convergência com as interesses provenientes da sociedade configurada por redes organizadas.

Estas redes de políticas são um tipo de metaestrutura de governança, representando relações

entre o Estado e a sociedade no processo de formulação e implantação de políticas públicas. As políticas públicas são geradas pela interação destes múltiplos agentes inter-relacionados que ajustam seus comportamentos estratégicos para o alcance de objetivos convergentes (KENIS e SCHNEIDER, 1991).

Assim, a abordagem das redes tem relação intrínseca com tomada de decisão e políticas públicas, e as características e relações da rede do etanol fazem

toda a diferença na análise de conjuntura em que se encontra a discussão da sustentabilidade.

CONCLUSÃO

O artigo apresentou e uma revisão de autores, *papers* e periódicos mais recentes e destacados nas temáticas: sustentabilidade, etanol e políticas públicas. Com isto foi possível inferir que as questões ambientais, energéticas, agrícolas e sociais estão amplamente interligadas e que em grande escala a produção de biocombustíveis, em especial, a do etanol de cana-de-açúcar, coloca alta pressão e desencadeia diversos impactos negativos.

Sobre o debate atual sobre a sustentabilidade de biocombustíveis percebe-se que este está muito mais aplicado aos sistemas de produção, na melhoria da eficiência energética, e ainda especificamente o desempenho do ciclo de vida do produto. Fica evidente que o etanol não representa uma panaceia energética, e que antes de planejar políticas de biocombustíveis em larga escala é necessária uma ampla e sensível análise multidisciplinar e sistêmica visando mapear os seus vários impactos sociais, econômicos e ambientais.

Em contrapartida a literatura demonstrou que tem ocorrido uma busca por alternativas tecnológicas dentre elas a de produção de biocombustíveis de segunda geração. O avanço nestas tecnologias acaba por ter impacto positivo na proteção do meio ambiente, especialmente as mudanças climáticas. No entanto, estas tecnologias ainda encontram barreiras para suas aplicações comerciais.

Também foi possível concluir que a compreensão sobre a complexidade entre as relações sociais e políticas, até mesmo as relações que permeiam novos espaços públicos em formação, como é o caso no ciberespaço

possibilita a concepção de sistemas de planejamento político e de gestão. Por fim, as políticas para serem adequadas no planejamento e decisões sobre os biocombustíveis devem considerar as muitas variáveis e subsistemas interdependentes tais como a rede de atores e suas características e influencias na discussão da sustentabilidade sucroenergética.

REFERÊNCIAS

Berger, P. L. E Luckmann, T. (1985). *A Construção Social da Realidade: Tratado de Sociologia do Conhecimento*. 19ª ed. Petrópolis: Vozes.

Cheng, J. J., Timilsina, G. R. (2011). Status and barriers of advanced biofuel technologies: A review. *Renewable Energy*, 36, 3541-3549

Dye, R. T. (2002). *Understanding Public Policy*. Models of Politics: Some Help in Thinking about Public Policy. Prentice Hall, 335 p.

Fávero, Luiz P.; Belfiore, Patrícia; Da Silva, Fabiana L.; Chan, Betty L. (2009). *Análise de Dados: Modelagem multivariada para tomada de decisões*, Rio de Janeiro: Elsevier.

Goldsmith, S., Eggers, W. D. (2004) *Governing by Network: The New Shape of the Public Sector*. Washington: Brookings Institution Press.

Gomiero, T., Paoletti, M. G., Pimentel, D. Biofuels: Efficiency, Ethics, and Limits to Human Appropriation of Ecosystem Services. *Journal of Agricultural & Environmental Ethics*, n. 23, p. 403-434, 2010.

Hanneman, Robert A. And Riddle, Mark. (2005). *Introduction to social Network methods*. Riverside, CA: University of California. Disponível em:

<http://faculty.ucr.edu/~hanneman/>

Hoefnagels, R., Smeets, E., Faaij, A. (2010). Greenhouse gas footprints of different biofuel production systems. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14, 1661-1694.

Huffaker, R. (2010). The Protecting water resources in biofuels production. *Water Policy*, 12, 129-134.

Kenis, P., Schneider, V. (1991). Policy Networks and Policy Analysis: Scrutinizing a New Analytical Toolbox. In: B. Marin/ R. Mayntz (eds.), *Policy Networks: Empirical Evidence and Theoretical Considerations*. Frankfurt: Campus. 25-59.

Pereira, C.L.F., Ortega, E. (2010). Sustainability assessment of large-scale ethanol production from sugarcane. *Journal of Cleaner Production*, 18 (1), 77-82.

Smyth, B.M., Gallachóir, B.P.O., Korres, N.E., Murphy, J.D. (2010). Can we meet targets for biofuels and renewable energy in transport given the constraints imposed by policy in agriculture and energy? *Journal of Cleaner Production*, 18, 1671-1685.

Stone, K.C., Hunt, P.G., Cantrell, K.B., Ro, K.S. (2010). The potential impacts of biomass feedstock production on water resource availability. *Bioresource Technology*, 101, 2014-2025.

UNICA (2012). *Quem somos*. Disponível em: <http://www.unica.com.br/>. Acessado em 20 de maio de 2012.

Witaker, J., Ludley, K. E., Rowe, R., Taylor, G., Howard, D.C. (2010). Sources of variability in greenhouse gas and energy balances for biofuel production: a systematic review. *Global Change Biology Bioenergy*, 2, 99-112.

WWF - WORLD WIDE FUND FOR
NATURE (BRASIL). (2008). **Análise da
expansão do complexo
agroindustrial canavieiro no Brasil.**
Programa de Agricultura e Meio
Ambiente, Brasil. 46 p.

Recebido em: jan/2013
Aprovado em: mar/2014

Metodologia para Seleção de Técnica de Fitorremediação em Áreas Contaminadas

Methodology for selection of Phytoremediation technique in brownfields

RESUMO

A introdução de produtos nocivos no ambiente tem ocasionado situações de risco a saúde humana e ambiental. O presente artigo define as principais técnicas de fitorremediação e sua relação com a remediação de contaminantes orgânicos e inorgânicos. Os mecanismos utilizados nestes processos utilizam as bases teóricas das técnicas biológicas *in-site*, que estão sendo amplamente estudadas devido à sua eficiência e baixo custo quando comparadas com as técnicas de remediação tradicionais. Pesquisas na área de fitorremediação têm sido direcionadas para remediação de contaminantes específicos e situações especiais onde as técnicas podem ser implantadas. Este estudo descreve as técnicas de fitorremediação e os contaminantes específicos para os quais são apropriadas. A fitodegradação, fitoestabilização, fitoextração, rizofiltração e a rizodegradação apresentam-se como novas alternativas estratégicas para a revitalização de áreas contaminadas, otimizando os custos de implantação e monitoramento e direcionando as técnicas de forma a amenizar alterações nas condições ambientais locais.

PALAVRAS-CHAVE: Fitorremediação; técnicas de fitorremediação; contaminantes

ABSTRACT

The introduction of noxious products in the environment has caused situations of risk to human and environmental health. This study defines techniques of phytoremediation and their links with the remediation of organic and inorganic contaminants. The Phytoremediation uses the background of biological *in-site* techniques, which are widely studied due to its efficiency and low cost when compared to traditional remediation techniques. Research on phytoremediation have been targeted for remediation of specific contaminants and special situations where the techniques can be implemented. This paper describes phytoremediation techniques and it is suitable for specific contaminants. The phytodegradation, phytostabilization, phytoextraction, rhizofiltration and the rhizodegradation are a new strategic alternatives for the revitalization of brownfields, optimizing costs of implanting and monitoring and targeting techniques in order to minimize changes in local environmental conditions.

KEYWORDS: Phytoremediation; techniques of phytoremediation; contaminants

Paulo Víctor Laguardia Mejía
Engenheiro Ambiental
Coordenador de Tecnologia e
Licenciamento da Haztec
Tecnologia e Planejamento
Ambiental S/A.
Nova Iguaçu, RJ, Brasil
paulo.laguardia.8@haztec.com.br

Fabiana De Nadai Andreoli
Eng. Civil, Mestre em Eng.
Ambiental pela UFES e Professora
do Curso de Engenharia Ambiental
da PUC-PR.
Curitiba, PR, Brasil
fabiana.andreoli@pucpr.br

Cleverson V. Andreoli
Eng. Agr., Doutor em Meio
Ambiente e Desenvolvimento pela
UFPR, Professor do Programa de
Mestrado em Governança e
Sustentabilidade do ISAE e Eng.
de Pesquisa da Companhia de
Saneamento do Paraná –
SANEPAR.
Curitiba, PR, Brasil
c.andreoli@sanepar.com.br

Beatriz Monte Serrat
Eng. Agr., Mestre em Ciência do
Solo e Dr. Professora do
departamento de solos da UFPR.
Curitiba, PR, Brasil
bmserrat@ufpr.br

INTRODUÇÃO

As áreas mais extensivamente contaminadas ao redor do mundo invariavelmente estão relacionadas a indústrias ou empreendimentos comerciais que produzem, armazenam ou descartam substâncias nocivas para o meio ambiente. É então necessário estruturar medidas preventivas e ações corretivas para tratar essas áreas e assim torná-las mais seguras para o ser humano e toda a vida animal e vegetal relacionada com o local contaminado (SAIER e TREVORS, 2008).

Ao considerar que as técnicas de remediação tradicionais mais comuns como a lavagem do solo, recuperação e tratamento de água subterrânea, remediação por processos químicos, etc. requerem investimentos iniciais elevados e podem causar uma série de impactos negativos no meio ambiente, o desenvolvimento de estudos relacionados a técnicas de remediação *in-site*, como os processos biológicos de biorremediação e fitorremediação, estabelece novas alternativas para o tratamento de áreas contaminadas por substâncias de origem orgânica e inorgânica (SCHIANETZ, 1999).

A fitorremediação é um processo biológico que utiliza as plantas como agentes remediadores, tendo por objetivos reduzir os teores de contaminantes a níveis considerados seguros para a saúde humana e qualidade ambiental e limitar a disseminação destes elementos no ambiente (ANDRADE, TAVARES e MAHLER, 2007; EPA, 2000).

A fitorremediação pode ser dividida em várias técnicas, cada uma com características diferenciadas, especializadas em determinado tipo de contaminante ou na remediação de meios específicos. Assim, neste trabalho, foram consideradas como técnicas de fitorremediação a fitoextração, fitodegradação, fitovolatilização, rizofiltração, fitoestabilização e a

rizodegradação. Desta forma, a fitorremediação oferece uma série de instrumentos flexíveis e menos ofensivos ao meio ambiente que permitem gerenciar a remediação de áreas contaminadas, visando reduzir custos e potencializar a reutilização da área afetada após a conclusão do processo remediativo realizado pelas plantas.

Fitorremediação

Estudos têm demonstrado que a biorremediação de solos contaminados pode apresentar-se limitada, já que em muitos casos esta técnica não prevê a migração do contaminante a áreas circunvizinhas ao local afetado (FERNET, 2008), além de não ser aplicável em solos contaminados em maiores profundidades (LEAHY e COLWELL, 1990).

A ausência de vegetação também pode limitar o desenvolvimento de microrganismos na área contaminada, fator este que interfere no processo para alcançar as metas de remediação traçadas (FERNET, 2008). A interação entre plantas e bactérias é importante para o sucesso da degradação de muitos contaminantes, como pesticidas, compostos clorados, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, entre outros. A influência que a rizosfera exerce sobre a biodegradação faz com que existam mudanças na atividade dos microrganismos e a diversidade dos mesmos, possibilitando a realização da remediação de uma forma mais eficiente (CORGIÉ, BEGUIRISTAIN e LEYVAL, 2004, p. 3552). Assim, considerando a importante relação que existe entre a atividade microbiológica e fatores externos, como a presença de plantas, alguns autores (ARGENBIO, 2007), dividem a técnica de biorremediação considerando os processos utilizados e as interferências externas em: biorremediação por degradação enzimática, remediação microbiana e fitorremediação.

A fitorremediação é um instrumento da área da biotecnologia que utiliza plantas para efetuar os processos de degradação, extração, contenção ou imobilização de contaminantes no meio através da interação entre a planta e as substâncias de interesse (MOREIRA, 2006, EPA, 2000). Esta técnica baseia-se na tolerância e a capacidade que algumas espécies vegetais têm para sobreviver em condições extremas e atuar na remediação de áreas contaminadas (PROCÓPIO *et al.*, 2005). Assim, a remediação da área contaminada depende da espécie vegetal escolhida e sua habilidade para, através dos diferentes processos fitorremediadores, descontaminar e/ou estabilizar o meio (KIM, *et al.*, 2004).

Estudos complementares sobre a composição florística e as relações fitossociológicas das espécies que serão utilizadas em processos de fitorremediação, assim como a definição das características ambientais da área contaminada e seu histórico, são informações que também auxiliam no estabelecimento de relações entre as técnicas de fitorremediação e o tipo de contaminantes que se deseja remediar (NAPPO *et al.*, 2004).

O aprofundamento nas questões relacionadas à técnica de fitorremediação através de pesquisas e desenvolvimento de tecnologias difundiu a utilização de espécies vegetais para a remediação de meios contaminados por uma ampla gama de compostos e elementos, os quais podem ser de natureza inorgânica ou orgânica. Os principais elementos contaminantes estudados são os metais pesados e alguns compostos químicos orgânicos de origem antropogênica (MORENO e CORSEUIL, 2001).

Os estudos sobre a remoção, bioacumulação, imobilização, biodegradação e destoxificação de compostos contaminantes por plantas tem demonstrado que, além de potencializar a fertilidade do solo, a

fitorremediação possui diversas vantagens sobre métodos convencionais de remediação (MORENO e CORSEUIL, 2001). O baixo custo da técnica, as vantagens sobre sua instalação, operação e manutenção, seu caráter menos invasivo na área, entre outros, têm feito da fitorremediação uma opção viável para projetos de remediação de locais contaminados (FUENTES, 2001).

O tempo requerido para o crescimento das plantas selecionadas para a fitorremediação, o risco de perdê-las por eventos de fogo, geadas ou outro tipo de acontecimento natural ou antrópico, o tempo requerido para alcançar resultados visíveis e a indisponibilidade da área para humanos e animais durante o processo de remediação são algumas das desvantagens da fitorremediação (SAIER e TREVORS, 2008).

Outras desvantagens da fitorremediação são a necessidade de que a concentração do contaminante esteja em intervalos de toxicidade que não ultrapassem os limites de tolerância da planta e o risco do contaminante entrar na cadeia alimentar através da ingestão das plantas utilizadas por parte de outros seres vivos (ANDRADE, TAVARES e MAHLER (2007, p. 52).

Considerando as desvantagens apresentadas anteriormente, a pesquisa sobre as técnicas de fitorremediação e sua relação com contaminantes específicos permitirá uma melhor compreensão sobre os processos que podem levar a atingir os resultados esperados (ALKORTA *et al.*, 2004; SAIR e TREVORS, 2008; SCHWITZGUÉBEL *et al.* 2002).

A fitorremediação pode ser dividida em diferentes técnicas, sendo as mais importantes: fitodegradação, fitoestabilização, fitoextração, rizofiltração, fitovolatização e rizodegradação. Cada uma destas técnicas possui características específicas que limitam ou potencializam sua

utilização dependendo das características do local que se deseja remediar e o contaminante específico presente na área (MCPHERSON, 2007). Estas técnicas não são exclusivas entre si, de fato, muitas delas ocorrem ou podem ocorrer simultaneamente, aumentando a eficácia da fitorremediação da área (ODJEGBA e FASIDI, 2007).

Fitodegradação

Define-se como fitodegradação à técnica de fitorremediação que utiliza o metabolismo da planta e microrganismos da rizosfera para conseguir a quebra de contaminantes (MCPHERSON, 2007; WENZEL, 2008). Estes mecanismos podem acontecer internamente, através de processos metabólicos, ou externamente, por enzimas produzidas pela própria planta no solo. As plantas também produzem compostos que ajudam no transporte, armazenamento e metabolismo dos contaminantes.

A fitodegradação é uma técnica comumente usada na remediação de contaminantes orgânicos, porém, também são conhecidos seus efeitos remediativos em alguns compostos inorgânicos que fazem parte do solo (FUENTES, 2001). Segundo LAMENGO e VIDAL (2007, p. 12) a técnica de fitodegradação é aplicável para contaminantes de origem orgânica já que estes são compostos móveis nas plantas. Assim, as enzimas interagem com os elementos contaminantes, mineralizando sua estrutura completamente ou degradando-os a compostos intermediários estáveis que podem ser transportados e armazenados na própria planta.

A biodisponibilidade de contaminantes para absorção e metabolização é um dos requisitos da fitodegradação, já que os contaminantes que resistem aos processos biológicos de degradação limitam a ação das plantas ou

associações entre plantas e sistemas microbiológicos atuando no solo contaminado (CUNNINGHAM, BERTI e HUANG, 1995).

Alguns dos contaminantes para os quais a técnica de fitodegradação foi comprovadamente aplicável são o TCE, Trinitrotuleno (TNT), DDT, HCB, PCP, PCBs, entre outros (EPA, 2000).

Fitoestabilização

A técnica de utilização de plantas para estabilizar ou imobilizar os poluentes no solo, prevenindo a migração do mesmo por perdas do solo via erosão ou lixiviação é chamada de fitoestabilização (LAMENGO e VIDAL, 2007; TERRY e BAÑUELOS, 2000).

Os processos de estabilização do contaminante dependem da incorporação do composto na lignina ou no húmus do solo e na precipitação do mesmo na rizosfera da planta por meio da humificação ou ligações covalentes irreversíveis (CUNNINGHAM, BERTI e HUANG, 1995; LAMENGO e VIDAL, 2007).

Autores como CUNNINGHAM, BERTI e HUANG (1995), EPA (2000), LAMENGO e VIDAL (2007) e SAIER e TREVORS (2008) explicam que a fitoestabilização é aplicável em solos, sedimentos e efluentes contaminados com metais, principalmente As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb e Zn. Nesse caso, a fitoestabilização busca utilizar plantas tolerantes aos metais pesados e que tendam a conter ou imobilizar contaminantes no meio. É importante ressaltar que esta técnica é efetiva se a concentração dos contaminantes é baixa ou moderada (TERRY e BAÑUELOS, 2000).

Pode-se deduzir a partir da avaliação das características da técnica de fitoestabilização, que o tempo de tratamento do contaminante pode ser reduzido pelo fato de que a planta não incorpora a substância nos seus

tecidos, somente os estabiliza no meio.

TERRY e BAÑUELOS (2000, p. 366) explicam que no processo de aplicação da técnica de fitoestabilização deve ser medido o risco real do local contaminado. Primeiramente devem ser realizados testes químicos que mostrem que a solubilidade, disponibilidade e potencial de lixiviação do contaminante foram reduzidos a valores abaixo do limite que ofereça risco à saúde humana. Em segunda instância, devem também ser consideradas análises do solo que identifiquem a concentração e possível evolução do contaminante. Por último, nas análises de risco do local onde foi aplicada a fitoestabilização, sugere-se estimar a biodisponibilidade do contaminante no solo através de ensaios biológicos, incluindo ensaios com plantas, microfauna associada ao solo ou estudos com alimentação animal.

A aplicação de técnicas de fitoestabilização é mais apropriada em áreas extensas e terá uma maior eficiência em solos com maior textura e com conteúdo de matéria orgânica elevado (CUNNINGHAM, BERTI e HUANG, 1995; EPA, 2000).

Esta técnica é atualmente utilizada e aprovada para a remediação de áreas de minas, não sendo recomendada em áreas urbanas e industriais (CUNNINGHAM, BERTI e HUANG, 1995; TERRY e BAÑUELOS, 2000).

Fitoextração

A fitoextração é um processo de remediação pelo qual algumas variedades de plantas acumulam nos seus tecidos os contaminantes extraídos do solo, sedimentos, água ou do ar, sem ocorrer nenhum tipo de degradação dos mesmos (ANDRADE, TAVARES e MAHLER, 2007). A fitoextração, também chamada de fitoacumulação (FUENTES, 2001), envolve a absorção de contaminantes através das raízes e

posterior translocação dos mesmos às folhas pelo xilema da planta.

Assim, o objetivo da fitoextração é a limpeza *in-site* do meio contaminado de forma a retirar o contaminante e, se possível, reaproveitar os elementos que tenham utilidade nos processos produtivos atuais (TERRY e BAÑUELOS, 2000).

De forma geral a técnica de fitoextração é apropriada e atualmente utilizada para a remediação de áreas contaminadas com metais, utilizando plantas com grande capacidade acumulativa, chamadas de plantas hiperacumuladoras (ANDRADE, TAVARES e MAHLER, 2007; TERRY e BAÑUELOS, 2000; EPA, 2000; WENZEL, 2008).

SCHWITZGUÉBEL *et al.* (2002) indicam que solos contaminados por Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn e os radionuclídeos Sr, Cs, Pu e U; podem ser remediados por técnicas de fitoextração.

Nesta técnica, após o processo acumulativo do contaminante na planta ter acabado, deve ser realizada uma colheita das plantas com o objetivo de evitar passivos ambientais decorrentes do retorno do contaminante ao solo ou eventual contato das partes contaminadas da planta com o ser humano e a biota. O destino do material coletado dependerá da possibilidade ou não de seu aproveitamento, o qual é limitado pela espécie de planta utilizada, sua capacidade de bioacumulação e o risco ambiental apresentado.

CUNNINGHAM, BERTI e HUANG (1995) explicam que a técnica de fitoextração deve ser planejada de maneira a significar em vantagens econômicas quando comparado com as técnicas tradicionais de remediação, especialmente quando os contaminantes extraídos, como os metais acumulados nos tecidos da planta, possam ser reutilizados e trazer algum benefício econômico.

Rizofiltração

Segundo ANDRADE, TAVARES e MAHLER (2007, p. 16), a fitoextração pode ser considerada como o principal mecanismo da rizofiltração. A diferença entre ambas reside em que a rizofiltração consiste em processos de acumulação de contaminantes apenas nas raízes e é geralmente aplicada em condições hidropônicas de crescimento para as plantas, já a fitoextração é utilizada diretamente no solo. FUENTES (2001, p. 41) acrescenta que a rizofiltração é uma técnica que combina a fitoextração e a fitoestabilização.

A rizofiltração consiste na adsorção e precipitação dos contaminantes nas raízes ou a absorção dos mesmos quando se encontram em solução. A rizofiltração é uma técnica apropriada para a separação de metais em águas através da retenção destes contaminantes, imobilizando-os ou acumulando-os nas raízes (ANDRADE, TAVARES e MAHLER, 2007; FUENTES, 2001; MORENO e CORSEUIL, 2001; LONE, 2007; TRAPP e KARLSON, 2001; WANG, 2004).

A rizofiltração é aplicada em condições de baixa concentração de contaminantes em água, sendo comumente usadas plantas hidropônicas de sistemas radiculares complexos com grande biomassa total que ajudem a aumentar a eficiência da técnica (ANDRADE, TAVARES e MAHLER, 2007; FUENTES, 2001).

Segundo estudos realizados pela EPA (2000), a rizofiltração é apropriada para a remoção de metais como o Pb, Cd, Cu, Ni, Zn e Cr, assim como alguns radionuclídeos como U, Cs e Sr.

Da mesma forma que a fitoextração, a precipitação dos metais e a adsorção ou absorção dos mesmos nas raízes pode levar à saturação da planta com contaminantes, sendo necessária a colheita e disposição correta de ditos materiais (ANDRADE, TAVARES

e MAHLER, 2007; FUENTES, 2001; PADMAVATHIAMMA e LI, 2007).

O tempo requerido para remediar a água contaminada pode ser reduzido pelo fato de que as condições para aplicar esta técnica geralmente são controladas, propiciando o contato do contaminante com as raízes das plantas sem sofrer de forma significativa com interferências externas como acontece em outras técnicas de fitorremediação.

Investimento na construção de sistemas de direcionamento de água, sistemas de pré-tratamento da água (ajuste de pH e remoção de particulados grosseiros), assim como em monitoramento, manutenção e manejo de resíduos da planta que estejam contaminados, serão necessários ao utilizar a técnica de rizofiltração (EPA, 2000).

Fitovolatilização

A fitovolatilização é definida como o movimento de um determinado contaminante fora do solo, sedimentos, lodo ou da água subterrânea e o transporte do mesmo para a atmosfera pela planta (MCPHERSON, 2007; LAMENGO e VIDAL, 2007; PADMAVATHIAMMA e LI, 2007; WANG, 2004).

Os processos da fitovolatilização utilizam a capacidade metabólica de algumas plantas em associação com microrganismos da rizosfera para transformar contaminantes em compostos voláteis (WENZEL, 2008). A volatilização destes compostos pode ocorrer via biodegradação na rizosfera ou pela ação direta da planta, sendo neste último liberado através da superfície das folhas (ANDRADE, TAVARES e MAHLER, 2007).

SANTOS (2006, p. 19) esclarece que os contaminantes liberados para a atmosfera no processo de fitovolatilização não sofrem nenhuma alteração química, motivo pelo qual, em concentrações elevadas, continuam sendo

perigosos para o meio ambiente e para a saúde e segurança humana.

Os contaminantes removidos através da fitovolatilização não podem ser rastreados e controlados como acontece em outras técnicas de fitorremediação, o que indica que estes podem migrar a outras áreas sem ser detectados (PADMAVATHIAMMA e LI, 2007). ANDRADE, TAVARES e MAHLER (2007, p. 55) acrescentam que alguns contaminantes ou metabólitos, além de apresentar periculosidade quando volatilizados, podem ser acumulados em várias partes da planta, como nas frutas e na madeira, aumentando o passivo ambiental.

A limpeza por fitovolatilização pode ser utilizada para a remoção de alguns compostos orgânicos voláteis como o tricloroetileno (TCE) e para alguns poucos compostos de natureza inorgânica que existem em forma volátil como o Se e Hg (LAMENGO e VIDAL, 2007). No caso dos inorgânicos, estes passam por transformações que os tornam misturáveis à atmosfera, porém, alguns autores afirmam que a utilização de plantas para a volatilização de Hg, por exemplo, é questionável, devido ao aumento do passivo ambiental na biologia molecular da planta (ANDRADE, TAVARES e MAHLER, 2007; MCPHERSON, 2007; WANG, 2007).

A volatilização de metais é considerada uma solução permanente, já que os constituintes inorgânicos desses elementos são removidos (PADMAVATHIAMMA e LI, 2007).

Rizodegradação

O método de rizodegradação ou biodegradação na rizosfera da planta precisa da presença de microrganismos que ativam a atividade biológica em torno das raízes da planta, acelerando assim a digestão de substâncias, especialmente as

orgânicas. Esse processo acontece na parte superior do solo e é considerado similar à biorremediação comum (FUENTES, 2001).

As raízes liberam compostos produzidos pela própria planta que tem o potencial de auxiliar na remediação pela atividade biológica existente na rizosfera. Entre esses compostos estão alguns ácidos orgânicos, esteróis, nucleotídeos e enzimas. Assim, a população microbiana nas raízes e a atividade que estas exercem para degradar o contaminante podem ser incrementadas pela presença destes compostos (EPA, 2000).

A EPA (2000, p. 23) acrescenta que a própria rizosfera pode incrementar a superfície da área onde existe atividade microbiológica, levando, junto com os compostos mencionados anteriormente, ao metabolismo dos contaminantes na zona de raízes e proximidades.

Outro fator importante a ser mencionado é a melhoria das condições do solo, como a aeração e a retenção de umidade, pela aplicação de técnicas de rizodegradação (FUENTES, 2001).

Esta técnica tem sido útil para a limpeza de ambientes contaminados por compostos orgânicos hidrofóbicos, os quais, por terem uma natureza que impede sua absorção pela planta, podem ser degradados por microrganismos. Entre os compostos mencionados anteriormente estão as PCBs, hidrocarbonetos de petróleo (BTEX, HPA, etc.), pesticidas, PCPs, entre outros (LAMENGO e VIDAL, 2007).

A rizodegradação é uma técnica que destrói o contaminante em processos *in-site*, com custos baixos de instalação e manutenção e sem limitações climáticas importantes (EPA, 2000).

OBJETIVOS

O presente trabalho objetivou expor estratégias que

permitam relacionar as técnicas de fitorremediação conhecidas com os principais contaminantes que afetam a saúde de populações humanas e o meio ambiente como um todo.

MATERIAIS E MÉTODOS

A partir da avaliação das informações sobre as diferentes técnicas de fitorremediação, especialmente do tipo de elementos e compostos para os quais cada uma dessas técnicas é mais apropriada, realizaram-se análises qualitativas baseando-se nas pesquisas exploratórias e descritivas das técnicas de fitorremediação para estabelecer, de forma clara e precisa, a relação entre as técnicas, suas características, os tipos de contaminação e os controles para apoiar os processos de seleção das técnicas.

A coleta e organização dos dados e o levantamento teórico deste tipo de remediação e as características dos principais contaminantes orgânicos e

inorgânicos, foram essenciais como primeiro passo da pesquisa. Considerando a imersão e a reflexão sobre o tema, foi possível então definir o problema e estabelecer as relações existentes entre as variáveis da contaminação e as técnicas de fitorremediação que poderiam ser utilizadas. A definição das variáveis constitui parte importante na metodologia de trabalho pelo fato de expressar o nível de detalhamento e relação na fundamentação teórica.

Assim, este artigo apresenta o levantamento teórico realizado com o objetivo de subsidiar o desenvolvimento de novas formas de relacionar a técnica com o contaminante e a interação de ambas no meio.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

De forma a expor de forma sintética as informações das diversas pesquisas com fitorremediação consultadas e suas relações, estruturou-se uma tabela de afinidade entre as técnicas de

fitorremediação apresentadas e os contaminantes para os quais estas apresentam melhores resultados durante os processos de remediação. A Tabela 1 apresenta duas colunas, uma com as técnicas de fitorremediação e a outra com o tipo dos contaminantes relacionados e os exemplos mais representativos dos mesmos.

A Tabela 1 apresentado a continuação, resume as técnicas de fitorremediação e sua aplicação em áreas afetadas com diferentes tipos de contaminantes.

Considerando a fundamentação teórica sobre a fitorremediação e os principais contaminantes introduzidos pelo homem na natureza, foi possível elaborar um referencial adequado aos objetivos estabelecidos e com isto descrever as vantagens e desvantagens da utilização desta técnica de remediação em áreas contaminadas por substâncias orgânicas e inorgânicas.

A fitorremediação é uma das técnicas de remediação de áreas contaminadas que se apresenta como uma metodologia efetiva,

Tabela 1 - Relação técnicas de fitorremediação x contaminantes

| Técnica de Fitorremediação | Contaminante | |
|----------------------------|--------------|--|
| | Tipo | Exemplos |
| Fitodegradação | Orgânicos | Hidrocarbonetos, PCP, TCE e PCBs |
| Fitoestabilização | Inorgânicos | Metais (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb e Zn) |
| Fitoextração | Inorgânicos | Metais (Ag, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb e Zn) e Radionuclídeos (Sr, Cs, Pu e U) |
| Rizofiltração | Inorgânicos | Metais (Pb, Cd, Cu, Ni, Zn e Cr) e Radionuclídeos (U, Cs e Sr) |
| Fitovolatilização | Orgânicos | TCE |
| | Inorgânicos | Metais (Se e Hg) |
| Rizodegradação | Orgânicos | Hidrocarbonetos, nitroaromáticos, PCP, TCE, PCBs |

pouco impactante no meio e com melhor relação custo-benefício quando comparada com as técnicas físico-químicas tradicionais utilizadas na atualidade. Essa técnica, apesar de requerer longos períodos para obter resultados e apresentar alguns riscos durante sua utilização, é uma forma de remediação socialmente aceita pela população, órgãos ambientais e alguns pesquisadores da área (ALKORTA, 2004).

Com a Tabela de relação entre as técnicas de fitorremediação e os contaminantes específicos para os quais cada uma destas técnicas é mais apropriada pode ser apoiada a definição de novas formas de relação que permitam entender a fitorremediação e os mecanismos que esta utiliza para revitalizar ou facilitar a revitalização de ambientes contaminados.

A informação apresentada neste artigo, junto com estudos complementares sobre outras variáveis aplicadas, também poderão ser úteis para a construção de metodologias que facilitem a escolha de técnicas de fitorremediação para casos específicos, visando estabelecer o perfil aplicativos das técnicas e contribuir com expansão comercial da fitorremediação.

CONCLUSÕES

Neste artigo foi apresentada uma descrição teórica das técnicas de fitorremediação e sua relação com os contaminantes orgânicos e inorgânicos mais conhecidos.

As técnicas de fitorremediação possuem características específicas relacionadas com a espécie fitorremediadora, as condições externas que afetam a remediação e principalmente a forma pela qual, relacionando os aspectos acima, o contaminante é extraído ou estabilizado no meio.

Muitas das técnicas descritas neste artigo são peças valiosas para as quais existe um

amplo campo de pesquisa. Os estudos relacionados com as técnicas de fitorremediação e os contaminantes devem ter por objetivo potencializar a fitorremediação como técnica para revitalizar áreas contaminadas, assim como esclarecer quais os fatores de risco que se apresentam ao utilizar estas técnicas de remediação.

A aplicação de alternativas estratégicas com grande potencial como a fitorremediação devem ser incentivadas de forma a concretizar novos métodos para realizar a limpeza de ambientes comprometidos ambientalmente pelas diversas atividades humanas e os produtos que estas lançam na natureza.

REFERÊNCIAS

ALKORTA, I. *et al.* Chelate-enhanced phytoremediation of soils polluted with heavy metals. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, Holanda, n. 03, p. 55-70, 2004.

ANDRADE, J. C. M.; TAVARES, S. R.; MAHLER, C. F. **Fitorremediação: O uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos, 2007. 176 p.

ARGENBIO. **Biorremediación: organismos que limpian el ambiente**. El Cuaderno de Por Qué Biotecnología, n. 36. Argentina: ArgenBio, 2007. Disponível em: <http://www.porquebiotecnologia.com.ar/educacion/cuaderno/ec_36.asp?cuaderno=36>. Acesso em: 26 de abril de 2009.

CORGIÉ, S. C.; BEGUIRISTAIN, T.; LEYVAL, C. Spatial distribution of bacterial communities and phenanthrene degradation in the rhizosphere of *Lolium perenne* L. **Applied and Environmental Microbiology**, Estados Unidos de América, v. 70, n. 06, p. 3552-3557, 2004.

CUNNINGHAM, S. D.; BERTI, W. R.; HUANG, J. W. Phytoremediation of contaminated soils. **Elsevier Science**, v. 13, p. 393-397, 1995.

EPA. **Introduction to phytoremediation**. Cincinnati, Ohio, 2000. epa/600/R-99/107.

FERNET, J. L. **Plant bacterial inoculants to remediate hydrocarbon polluted soil**. 2008. 138 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – University of Saskatchewan, Saskatoon/Canadá, 2008.

FUENTES, H. D. **Studies in the use of plant growth regulators on phytoremediation**. 2001. 180 f. Tese (Doutorado) – University of Western Sydney, Sydney/Austrália, 2001.

KIM, Y. *et al.* Phytoremediation of anthracene contaminated soils by different plant species. **Journal of Plant Biology**, v. 47, n. 03, p. 174-178, 2004.

LAMENGO, F. P.; VIDAL, R. A. Fitorremediação: Plantas como agentes de despoluição?. **Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**. Curitiba/Brasil, v. 17, p. 9-18, 2007.

LEAHY, J. G.; COLWELL, R. R. Microbial Degradation of Hydrocarbons in the Environment. **Microbiological Reviews**, Estados Unidos da América, v. 54, n. 03, p. 305-315, 1990.

LONE, M. I. *et al.* Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: Progresses and perspectives. **Journal of Zhejiang University Science B**, Hangzhou/China, v. 09, n. 03, p. 210-220, 2008.

MCPHERSON, A. **Monitoring phytoremediation of petroleum hydrocarbon contaminated soils in a closed and controlled environment**. 2007. 206 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – University of Saskatchewan, Saskatoon/Canadá, 2007.

- MOREIRA, I. T. A. *et al.* In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MAMONA, 2º, Aracajú-SE. **Resultados preliminares no desenvolvimento de cultivares da mamona na fitorremediação de solo contaminado por metais pesados.** Sergipe/Brasil: 2006. Sem paginação.
- MORENO, F. N.; CORSEUIL, H. X. Fitorremediação de aquíferos contaminados por gasolina. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental.** v. 06, n. 01-02, p. 01-07, 2001.
- NAPPO, M. E. *et al.* Dinâmica da estrutura fitossociológica da regeneração natural em sub-bosque de *Mimosa scabrella* em área minerada, em Poços de Caldas, MG. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 28, n. 06, p. 811-829, 2004.
- OBJEGBA, V. J.; FASIDI, I. O. Phytoremediation of heavy metals by *Eichhornia carassipes*. **The Environmentalist**, v. 27, p. 349-355, 2007.
- PADMAVATHIAMMA, P. K.; LI, L. Y. Phytoremediation technology: hyper-accumulation metals in plants. **Water, Air, and Soil Pollution: Focus**, v. 184, p. 105-126, 2007.
- PROCÓPIO, S. O. *et al.* Potencial de espécies vegetais para a remediação do herbicida trifloxysulfuron-sodium. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 23, n. 01, p. 9-16, 2005.
- SAIER, M. H.; TREVORS, J. T. Phytoremediation. **Water, Air, and Soil Pollution: Focus**, sem paginação, 2008.
- SANTOS, G. O. **Crescimento, nutrição e estrutura do lenho juvenil de três espécies florestais com potencial de fitorremediação em solos contaminados com petróleo.** 2006. 194 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Paraná/Brasil, 2006.
- SCHIANETZ, B. **Passivos ambientais:** levantamento histórico avaliação da periculosidade e ações de recuperação. Curitiba: SENAI, 1999. 205 p.
- SCHWITZGUÉBEL, J. P. *et al.* Phytoremediation: European and American Trends. **Journal of Soils & Sediments**, v. 02, n. 02, p. 91-99, 2002.
- TERRY, N.; BAÑUELOS, G. S. **Phytoremediation of contaminated soil and water.** Boca Raton: Lewis, 2000. 389 p.
- TRAPP, S.; KARLSON, U. Aspects of Phytoremediation of Organic Pollutants. **Journal of Soils & Sediments**, v. 01, n. 01, p. 37-43, 2001.
- WANG, Y. **Phytoremediation of mercury by terrestrial plants.** 2004. 41 f. Tese (Doutorado) – Stockholm University, Estocolmo/Suécia, 2004.
- WENZEL, W. W. Rhizosphere processes and Management in plant-assisted bioremediation (phytoremediation) of soils. **Journal of Plant Soil**, Austria, sem paginação, 2008.

Recebido em: fev/2014
Aprovado em: mar/2014



ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental

Av. Beira-Mar, 216, 13º andar
Castelo | Rio de Janeiro | RJ | Brasil | CEP 20021-060
Tel: (21) 2277-3900 Fax: (21) 2262-6838

www.abes-dn.org.br