

EDIÇÃO 20

Junho/11

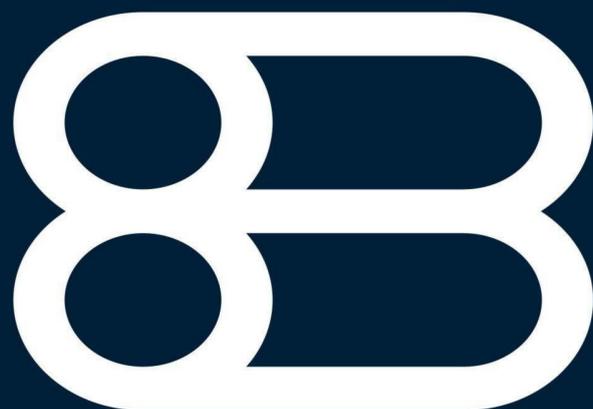


ABES RBCiamb

Revista Brasileira de Ciências Ambientais

ISSN Impresso 1808-4524

ISSN Eletrônico 2176-9478



ABES

Revista Brasileira de Ciências Ambientais



www.ictr.org.br

www.cepema.usp.br

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

Junho de 2011 Nº 20

Expediente

Editores

- *Jorge Alberto Soares Tenório (USP)*
jtenorio@usp.br
- *Denise Crocce Romano Espinosa (USP)*
espinosa@usp.br
- *Valdir Fernandes (FAE)*
valdir.fernandes@fae.edu

Secretária

- *Juliana Barbosa Zuquer Giaretta*
jzuquer@usp.br

Comissão Editorial

- *Cláudio Augusto Oller do Nascimento (USP)*
- *José Roberto de Oliveira (IFES)*
- *Maria do Carmo Sobral (UFPE)*
- *Sérgio Martins (UFSC)*
- *Tadeu Fabrício Malheiros (USP)*
- *Adriana Rossetto (UNIVALI)*
- *Andrea Moura Bernardes (UFRGS)*
- *Andrea Vidal Ferreira (CDTN)*
- *Arlindo Philippi Jr. (USP)*
- *Carlos Alberto Cioce Sampaio (UFPR)*
- *Celina Lopes Duarte (IPEN)*

Submissão de artigos, dúvidas e sugestões:

rbciamb@gmail.com

Instruções para autores

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

Revista Brasileira de Ciências Ambientais



www.ictr.org.br

www.cepema.usp.br

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

Junho de 2011 Nº 20

Índice

01

Princípios da produção mais limpa na cadeia produtiva do biodiesel: análise da indústria de óleo vegetal e usina de biodiesel

Renata Gonçalves Rodrigues
Ana Claudia Machado Padilha
Paloma de Mattos

12

Uso do processo de sulfatação para recuperação de metais em lodos provenientes da indústria galvânica

Fábio Augusto Dornelles do Amaral
Andrea Moura Bernardes

23

Caracterização e neutralização de drenagens ácidas de minas provenientes da mineração de carvão em Santa Catarina

Flávia Paulucci Cianga Silvas
Daniella Cardoso Buzzi
Andrea Moura Bernardes

Denise Croce Romano Espinoza
Jorge Alberto Soares Tenório

33

Metodologias para determinar vazão ecológica em rios

Eloísa Helena Longhi
Klebber Teodoro Martins Formiga

49

Participação e planejamento em um programa de desenvolvimento regional sustentável

Rodrigo Rossi Horochovski
Ivan Jairo Junckes
Cláudio José Lemos Muraro

66

Influência da aplicação das boas práticas de fabricação sobre a quantidade e qualidade do efluente bruto de uma indústria de laticínios em Caldazinha-GO

Denise Gonçalves Ferreira
Delvio Sandri

Princípios da produção mais limpa na cadeia produtiva do biodiesel: análise da indústria de óleo vegetal e usina de biodiesel

RESUMO

Adotar a gestão ambiental como estratégia de desenvolvimento contempla as necessidades das empresas de aliar desenvolvimento econômico e social com os princípios de sustentabilidade. A Produção Mais Limpa (P+L) pode ser a ferramenta adotada, pois é capaz de contribuir com melhorias nos processos produtivos, reduzindo os impactos negativos ao meio ambiente e, conseqüentemente, aumentando a vantagem competitiva. O estudo identifica como a aplicação dos princípios da P+L pode se revelar como um fator de competitividade para as indústrias produtoras de óleo vegetal e de biodiesel. A pesquisa foi qualitativa e de natureza exploratória, identificada como estudo de caso. Dentre os resultados, percebeu-se que as empresas estudadas possuem iniciativas relacionadas à inclusão da questão ambiental em seu planejamento, apesar de serem identificadas barreiras que as limitam quando decidem assumir uma postura pró-ativa com relação aos aspectos inerentes à problemática ambiental.

PALAVRAS-CHAVE: Produção Mais Limpa, gestão ambiental, biodiesel.

ABSTRACT

Adopt the environmental management strategy development covers the needs of companies in combine economic and social development with the principles of sustainability. Cleaner production (P+L) can be adopted, because the tool is able to contribute to improvements in reducing the negative impacts the environment and thereby increasing the competitive advantage. The study identifies as the application of the principles of P+L be a factor of competitiveness to industries producing vegetable oil and biodiesel. The search was qualitative and exploratory nature, identified as case study. Among the results, realized that companies studied have initiatives related to the inclusion of environmental issue in your planning, despite being identified barriers that limit when they decide demonstrate proactive with regard to aspects of environmental problems.

KEYWORDS: Cleaner Production, environmental management, biodiesel.

Renata Gonçalves Rodrigues

Mestre em Agronegócios na Universidade Federal do Rio Grande do Sul – Porto Alegre, RS, Brasil.

E-mail: renata_gr@yahoo.com.br

Ana Claudia Machado Padilha

Doutora em Agronegócios na Universidade de Passo Fundo – Passo Fundo, RS, Brasil.

Paloma de Mattos

Doutoranda em Agronegócios na Universidade Federal do Rio Grande do Sul – Porto Alegre, RS, Brasil.

INTRODUÇÃO

A exploração irracional dos recursos naturais esteve presente no cenário de crescimento econômico durante muito tempo. Entretanto, uma série de transformações, tais como a intensificação da industrialização, o acesso a novas tecnologias no setor industrial e agrícola, o consumo desmedido em consequência da explosão demográfica, a exploração desenfreada dos recursos naturais renováveis e não renováveis, o aumento da poluição, entre outros fatores organizacionais e socioculturais, modificou o cenário econômico e influenciou na relação do homem com o meio ambiente.

Assim, desenvolve-se uma consciência de que o crescimento e desenvolvimento devem coexistir harmonicamente com o meio ambiente, de acordo com as premissas em torno do desenvolvimento sustentável. Diante desses desafios, o Brasil se destaca pela produção do biodiesel, considerado energia limpa produzida a partir de recursos renováveis. O biodiesel caracteriza-se por ser menos poluente e por apresentar uma potencialidade de utilização em escala global. Sob a ótica do desenvolvimento sustentável, sua adição ao diesel de petróleo impactará na emissão de gases efeito estufa (ambiental), na redução da dependência interna pela utilização da *commodity* petróleo (econômico) e, também, na viabilização de pequenos produtores rurais de matéria-prima que são beneficiados pelos atuais programas governamentais (social).

Entendendo que a industrialização do biocombustível deve se alinhar com os princípios ambientais, a *United Nations Environment Programme* – UNIEP (Organização das Nações Unidas para o Meio Ambiente) enfatiza a aplicação contínua de uma estratégia ambiental preventiva e integrada nos processos produtivos, nos produtos e nos serviços, com o objetivo de reduzir os riscos aos seres humanos e ao ambiente natural.

Para atender a tais necessidades, a Produção Mais Limpa

(P+L) funcionaria como uma abordagem preventiva, visando à redução dos impactos negativos do ciclo de vida do produto desde a extração da matéria-prima até a disposição final em relação ao processo produtivo, além da incorporação de questões ambientais dentro da estrutura e entrega de serviços (NASCIMENTO; LEMOS; MELLO, 2008),

Retomando a ideia do biocombustível, insere-se na discussão a indústria produtora de óleo vegetal e biodiesel. No município de Passo Fundo-RS, a instalação de uma planta produtora de biodiesel, de natureza jurídica privada, em parceria com órgãos públicos, instiga o pensamento acerca do alinhamento entre a missão da empresa (produção de energia ambientalmente correta) e a incorporação das práticas de P+L na dimensão do seu processo produtivo. Uma vez que a P+L tem como estratégia diminuir o impacto ambiental com atitudes preventivas agregadas ao processo produtivo das organizações. Para atingir tais objetivos utilizam-se princípios que partem da minimização de resíduos e emissões, ou reutilização de resíduos e emissões. Com relação a isso, é pertinente a preocupação da cadeia como um todo ao buscar soluções para seus processos produtivos, que culminem com os mecanismos e tecnologias limpas. Por essa razão, a P+L foi definida como foco central deste estudo, buscando identificar os princípios adotados relacionados a esta prática em uma indústria produtora de óleo vegetal, localizada no município de Tapejara/RS, e uma usina produtora de biocombustível, localizada em Passo Fundo/RS.

Assim, considerando que o biodiesel é uma alternativa energética capaz de minimizar a emissão de gases poluentes e reduzir a agressão ao meio ambiente, é possível identificar como a aplicação dos princípios da P+L podem se revelar como um fator de competitividade para as indústrias produtoras de óleo vegetal e de biodiesel? Visto que o biodiesel, por sua natureza ecologicamente correta e economicamente viável, deve, em tese,

em seu processo de industrialização, alinhar-se às premissas ambientais.

Produção mais limpa (P+L)

A P+L consiste em integrar aos processos, produtos e serviços uma estratégia técnica, econômica e ambiental a fim de aumentar a eficiência no uso de matérias-primas, água e energia, pela não geração, minimização ou reciclagem de resíduos e emissões, com benefícios ambientais, de saúde ocupacional e econômica. Seu objetivo fundamenta-se na abordagem preventiva que responde à responsabilidade financeira originada pelos custos de controle da poluição e dos tratamentos de final de tubo – *end of pipe* (CEBDS, 2008; BARBIERI, 2004).

No entendimento de Barbieri (2004), o conceito de tecnologia limpa deveria alcançar três propósitos distintos e complementares entre si, tais como: (a) lançar menos poluição ao meio ambiente; (b) gerar menos resíduos e consumir menos recursos naturais; (c) primar pela racionalização e redução dos recursos não renováveis. Tais questões remetem à ideia de o cerne da discussão ser pautado por tecnologias que sejam capazes de reduzir a poluição e economizar recursos.

No entanto, a P+L ganha espaço não somente pela percepção da otimização de uso de recursos, mas, também, pela aplicação de *know-how* e pela mudança de atitudes, que são fatores diferenciais quando comparada às outras técnicas ligadas aos processos de produção. No entanto, melhorar a eficiência e a eficácia, adotando melhores técnicas de gestão, fazendo alterações por meio de práticas de *housekeeping* ou soluções caseiras, revisando políticas e procedimentos quando necessário é questão importante quando se analisa a emergência de sua inclusão nas atuais práticas produtivas (CEBDS, 2008).

Com relação às técnicas ambientais, as mais utilizadas são aquelas que realizam o controle dos poluentes no final do processo produtivo através do tratamento dos resíduos gerados. Essas técnicas são

denominadas tecnologias de fim-de-tubo (*end of pipe*) e consideradas pouco eficientes por se preocuparem com a transformação dos resíduos finais em detrimento de sua redução ou reaproveitamento nas etapas da produção (KAZMIERCZYK, 2002; ROTHENBERG; PIL; MAXWELL 2001; KING; LENOX 2001; TRIANTIS; OTIS, 2004).

No caso da P+L, seu objetivo é integrar os aspectos ambientais aos processos de produção a fim de reduzir os resíduos e as emissões em termos de quantidade e periculosidade, através de uma abordagem preventiva aliada à responsabilidade financeira adicional trazida pelos custos de controle da poluição e dos tratamentos de final de tubo. (CNTL, 2007; NASCIMENTO; LEMOS; MELLO, 2008).

Com relação ao desenho dos produtos, a P+L contribui na etapa do *design* dos produtos, antecipando as possibilidades de redução dos impactos negativos do seu ciclo de vida, que compreendem a seleção da matéria-prima até a disposição final. Quanto aos serviços, a P+L orienta a incorporação das questões ambientais dentro da estrutura e entrega de serviços, compartilhando com fornecedores e consumidores a adoção de um

comportamento ambiental responsável (LEONARDO, 2001; QUAZI; PADIBJO, 1998).

Além da incorporação das questões ambientais dentro da estrutura e entrega de serviços, apresentados na Figura 1, fundamenta-se em aspectos como: (a) inovação tecnológica com a adoção de tecnologias mais limpas (T+L), muitas vezes é insuficiente para tornar um processo produtivo “mais limpo”; (b) geração de conhecimento endógeno e a aplicação do *know-how* externo ou interno à organização; e, (c) necessidade de estabelecimento de mudanças de atitudes em todos os níveis da organização inerentes ao comprometimento com a implementação de um programa de P+L. A Figura 1 representa a ótica hierárquica da P+L. As alternativas do **Nível 1** representam a prioridade da P+L, que envolve a modificação em produtos e processos (foco na redução de emissões e resíduos na fonte e/ou eliminação/redução de sua toxicidade). Quando a geração de resíduos for inevitável, os resíduos devem, preferencialmente, reintegrarem-se ao processo de produção da empresa, o que ocorre no **Nível 2**. O **nível 3** ocorre quando não há a possibilidade de

aproveitar a emissão ou resíduo internamente. Caso esta abordagem seja inviável, devem ser utilizadas medidas de reciclagem externas, tais como a venda ou doação dos resíduos a quem possa utilizá-los quando ainda não for possível tratá-los internamente e dispô-los no processo final com segurança. (CNTL, 2007; BARBIERI, 2004).

A Figura 1 representa a ótica hierárquica da P+L. As alternativas do **Nível 1** representam a prioridade da P+L, que envolve a modificação em produtos e processos (foco na redução de emissões e resíduos na fonte e/ou eliminação/redução de sua toxicidade). Quando a geração de resíduos for inevitável, os resíduos devem, preferencialmente, reintegrarem-se ao processo de produção da empresa, o que ocorre no **Nível 2**. O **nível 3** ocorre quando não há a possibilidade de

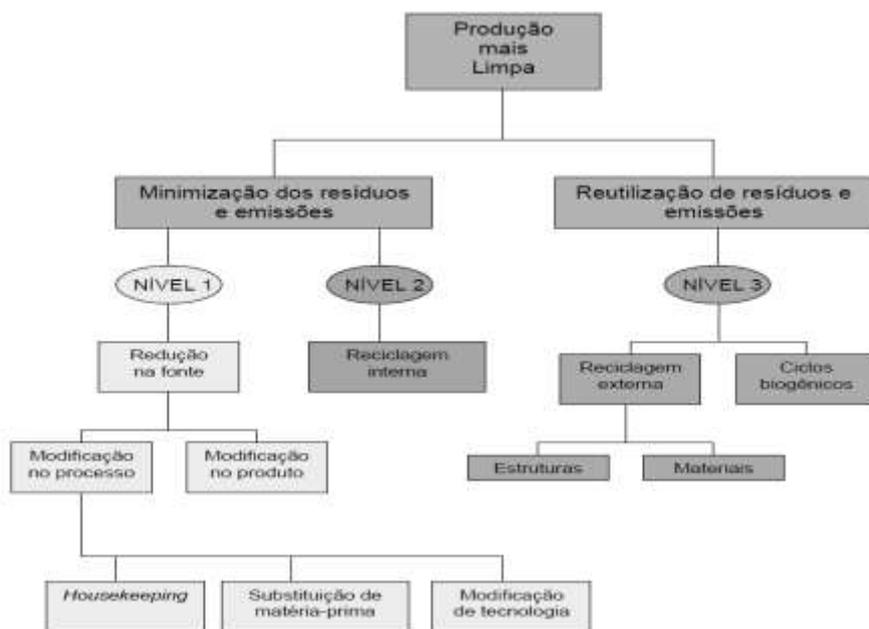


Figura 1. Princípios hierárquicos da P+L.
Fonte: Centro nacional de Tecnologias Limpas SENAI (2007).

O que fica claro nas ponderações feitas é que a prática do uso da P+L proporciona o desenvolvimento e implantação de tecnologias limpas nos processos produtivos. Diversas estratégias podem ser aplicadas para introduzir técnicas de P+L num processo produtivo, as quais incluem a existência de metas ambientais, econômicas e tecnológicas. Nota-se que cada empresa deve definir suas metas com o auxílio de seus *stakeholders* em consonância com a política gerencial. Assim, dependendo do caso, os fatores econômicos podem aparecer como ponto de sensibilização para a avaliação e definição de adaptação de um processo produtivo, contribuindo para a minimização dos impactos ambientais (CNTL, 2007).

Mello (2002) considera como fatores importantes para a P+L as habilidades básicas e o conhecimento tácito das empresas. Embora aspectos intangíveis baseados no *learning by doing* sejam vistos como difíceis de reproduzir são observados na experiência acumulada das pessoas e têm o refinamento com a prática. Esse fato possibilita a existência de uma relação com o conhecimento, um pré-requisito para a identificação de resíduos e emissões indesejáveis, pois, quanto maior o conhecimento dos indivíduos acerca dos processos produtivos, maior o número de dados identificados com relação à condição e ao comportamento do processo, práticas fundamentais para o *housekeeping* (OLIVEIRA; ALVES, 2007).

Motivações para a implementação da P+L

A adoção do processo de P+L pode estar associada às características empreendedoras dos gestores da organização, à percepção de novas oportunidades geradoras de vantagens competitivas, às conformidades legais e à responsabilidade social e ética empresarial. (CHRISTIE; ROLFE; LEGARD, 1995). Para Leonardo (2001), relaciona-se a uma postura pró-ativa, fase em que a empresa estabelece uma responsabilidade ambiental capaz de

considerar os princípios e vantagens da P+L.

Para as empresas, reduzir os resíduos é mais do que uma simples meta ambiental; é uma busca por vantagens técnicas e econômicas resultantes de uma intensa avaliação do processo de produção. Na P+L, a proteção ambiental integrada à produção questiona de onde vêm os resíduos e emissões produzidos pela empresa e por que, afinal, se transformaram em resíduos. Sendo que esta não trata simplesmente da identificação, quantificação, tratamento e disposição final de resíduos, e, sim, promove o questionamento referente ao motivo que conduz à geração de resíduos, a como estes são gerados e quando o são. (CNTL, 2007).

Nascimento, Lemos e Mello (2008) mencionam que ao implementar a P+L há uma redução dos custos totais pela adoção de medidas sem investimento, um incremento nos custos totais resultante dos investimentos em novas tecnologias e na modificação dos processos existentes, a otimização de processos e entrada de novas tecnologias, além de que os custos totais acabam sofrendo uma redução, o que permitem a recuperação do investimento inicial. Assim, com o decorrer do tempo identifica-se uma redução permanente dos custos totais que resulta em ganhos de eficiência do processo.

Nesse sentido, Thorpe (1999) evidencia a compreensão proposta pela P+L no que se refere ao fluxo de materiais na dimensão ambiente e social direcionada à cadeia de produtos. Para ele, é na cadeia de produtos que se observa onde se origina a matéria-prima, seu processamento, a identificação do gargalo de desperdício, os produtos finais e o ciclo de vida, evidenciando que a P+L questiona a necessidade de um processo produtivo alternativo, capaz de oferecer mais segurança, além de minimizar o consumo de matérias-primas e energia.

Barreiras à implementação da P+L

No entanto existem resistências à prática de P+L, que

embasam-se em obstáculos tais como a concepção equivocada acerca da falta de informação sobre a técnica e a importância dada ao ambiente natural; a não existência de políticas nacionais que deem suporte às atividades de P+L; as barreiras econômicas que convergem para a alocação incorreta dos custos ambientais e investimentos; e as barreiras técnicas que impulsionam o surgimento de novas tecnologias. (CNTL, 2007).

Segundo a UNEP, as empresas ainda não possuem a noção de que aproximadamente 50% da poluição que geram poderiam ser evitadas com a melhoria das práticas produtivas e simples mudanças no processo, sem necessidade de investimentos em novas tecnologias para adoção da P+L. Nota-se que, na vigência de legislação que obriga as empresas a mudarem seus processos de produção ou serviços, diagnosticam-se uma maior eficiência e menor custo de produção. Estudos comprovam a existência de três impedimentos principais identificados como barreiras à adoção de posturas ambientalmente corretas: as preocupações econômicas, a falta de informações e as atitudes dos gestores. (CEBDS, 2008).

A UNEP (2008) aponta diversos obstáculos para a disseminação da P+L em nível mundial, tais como os fatores culturais e regionais; a comunicação deficiente; a ausência de capacitação em virtude da falta de formação de competências em P+L; a resistência a mudanças; a falta de parceiros em centros difusores da P+L para que ocorra a multiplicação dos projetos; a falta de inclusão da P+L nos cursos de graduação; a dificuldade de estabelecer parcerias de empresas privadas em redes de P+L; a ausência de senso de propriedade do programa pelos agentes locais, ou seja, a carência de incentivos financeiros para a formação de capacidades regionais.

Implementação e possíveis resultados da P+L

A implantação da P+L em um processo produtivo obedece a uma sequência de etapas que envolvem o

planejamento e a organização dos gestores da empresa, desenvolvimento de um diagnóstico e, por meio de um fluxograma, realização de uma avaliação da P+L, viabilidade técnica,

econômica e ambiental. O cumprimento das etapas é fundamental para que ocorra a implementação das alternativas mais indicadas a cada setor ou atividade, conforme se observa na

Figura 2. Alguns dos resultados tangíveis ou intangíveis que as empresas podem obter ao implementar a P+L são descritos na Figura 3.

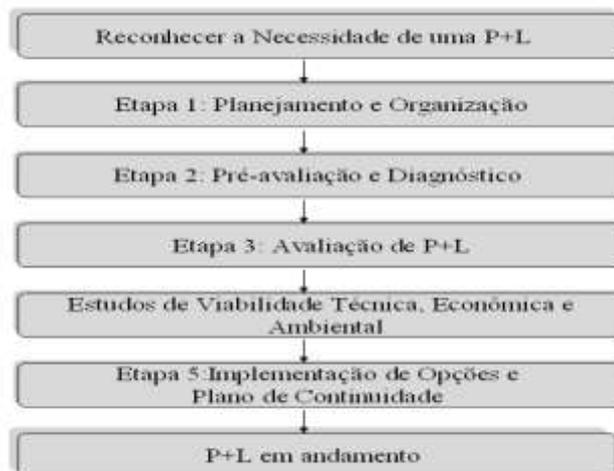


Figura 2. Avaliação da P+L.
Fonte: adaptado de Lemos (1998).

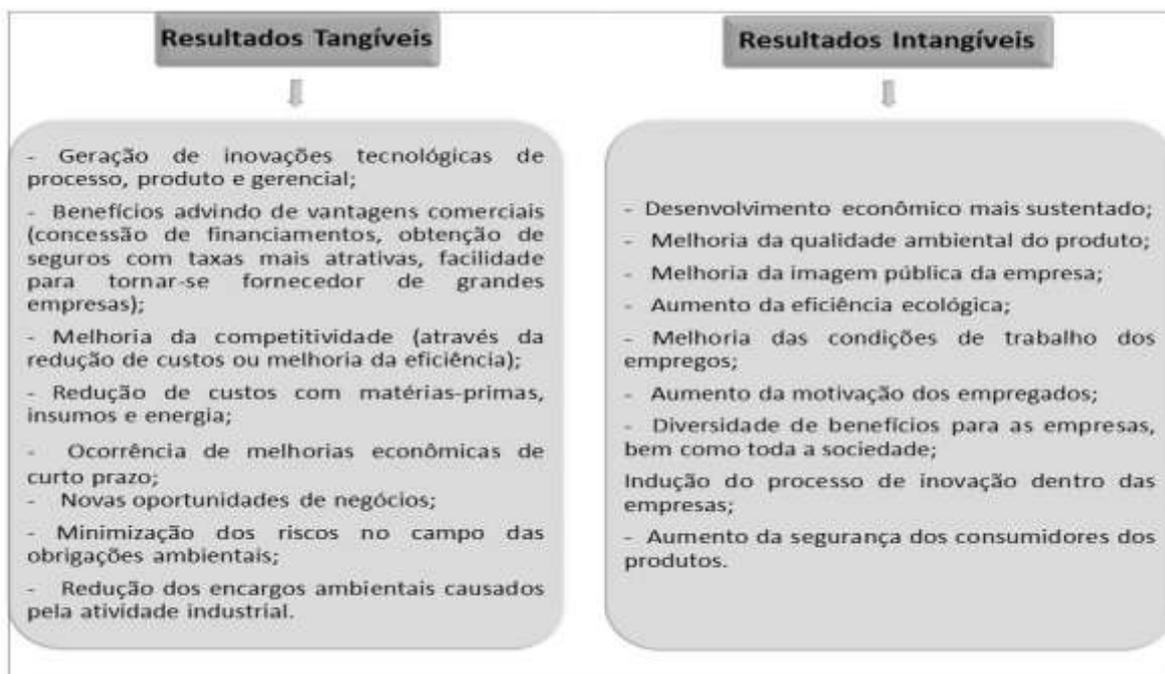


Figura 3 - Possíveis resultados da implementação da P+L.
Fonte: Adaptado de Lemos (1998).

Para Kiperstok (2002), as medidas de solução apresentadas pela minimização de resíduos e emissões na fonte são apontadas como as mais desejáveis do ponto de vista da P+L, por visarem à redução e à geração de resíduos e, conseqüentemente, da

poluição. Para o autor, tais medidas consistem basicamente em minimizar a origem dos resíduos até que seja possível atingir a emissão zero. Esta estratégia busca melhorias constantes, que, no entanto, não são suficientes para alcançar a sustentabilidade e, sim,

um caminho que se deve percorrer até atingi-la.

MATERIAIS E MÉTODO

Com o intuito de se alcançar os

objetivos propostos neste estudo, a pesquisa realizada foi qualitativa e exploratória, do tipo estudo de caso. A escolha dos participantes da pesquisa ocorreu de forma intencional, ou seja, agentes que coordenam/controlam os programas ambientais nas duas empresas estudadas.

O instrumento de coleta de dados foi um questionário e a entrevista com roteiro semi-estruturado, ambos elaborados com base nos indicativos encontrados na literatura que trata sobre a P+L. O questionário foi composto por perguntas abertas e fechadas, aplicado sem a presença do pesquisador, as questões fechadas se embasaram na

escala Likert, onde 5 atribuiu valor muitíssimo importante e 1, péssimo.

A análise das informações ocorreu considerando as seguintes categorias:

a) estratégia ambiental: é aquela que permite à organização uma postura competitiva pela redução dos impactos causados pelas atividades da empresa sobre o meio ambiente, aliando as conquistas de mercado a lucratividade;

b) práticas ambientais: são aquelas utilizadas pela organização na tentativa de atingir os objetivos definidos pela sua estratégia ambiental;

c) P+L: é uma estratégia técnica, econômica e ambiental convergente em uma postura

preventiva da organização.

A técnica utilizada para análise dos dados coletados nos questionários foi a interpretativa. Conforme Triviños (1999), esta técnica possibilita a análise dos dados coletados à luz da literatura selecionada.

Caracterização das Empresas Estudadas

O trabalho foi realizado em duas empresas integrantes da Cadeia Produtiva do Biodiesel na Região do Município de Passo Fundo-RS. A Figura 4 apresenta a Cadeia Produtiva do Biodiesel classificada em elos, com destaque para os identificados neste estudo.

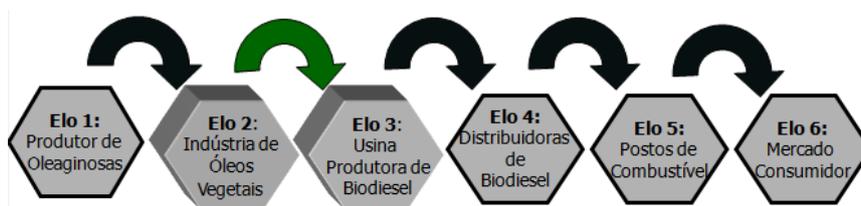


Figura 4 – Cadeia Produtiva do Biodiesel.
Fonte: Rodrigues e Gollo (2008).

A empresa A corresponde ao elo 2 (as esmagadoras de matéria-prima), ou seja, indústrias produtoras de óleo vegetal. A empresa B corresponde ao elo 3, usina produtora de biodiesel.

A empresa A está situada no município de Tapejara/RS. É uma empresa de administração familiar e, segundo a classificação do BNDES, enquadra-se como empresa de médio porte. Apresenta como principais produtos o óleo de soja degomado, com produção estimada em 3.000 t/mês e farelo de soja 10.000 t/mês. Quanto ao destino da produção, 95% do óleo de soja são adquiridos pela usina produtora de biodiesel (empresa B), sendo o restante destinado ao consumo próprio. Com relação ao farelo de soja, 95% da produção são comercializados nas regiões Norte e Nordeste do Rio Grande do Sul, 4,5%, em outras regiões e, 0,5% são destinados à exportação.

A empresa B, localizada no município de Passo Fundo/RS, possui como atividade principal a industrialização de biodiesel, tendo como matéria-prima principal o óleo vegetal. Produz 9.000 t/mês e tem como subproduto a glicerina, que alcança 1.170 t/mês. A moderna planta da indústria produtora de biodiesel apresenta capacidade para produzir mais de 100 milhões/L/ano de biodiesel. Suas atuais matérias-primas são as oleaginosas soja, canola e girassol.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Estratégia ambiental das empresas estudadas

Conforme Nascimento, Lemos e Mello (2008), a estratégia ambiental de uma organização consiste na inserção da variável socioambiental no

processo de planejamento com um todo, ou seja, gerenciando, dirigindo e controlando as funções e interações integrantes do processo produtivo, visando atingirem objetivos e metas de forma a garantir vantagens competitivas.

Ainda que a empresa A não busque uma imagem ecologicamente correta junto à comunidade, inclusa à preocupação ambiental desta está à utilização de fontes renováveis de matéria-prima, neste caso a soja, a qual fomenta o seu processo produtivo. Além disso, com o objetivo de conservação do ecossistema, realiza o tratamento dos efluentes industriais. Contudo, o tratamento de efluentes industriais é obrigação legal, pois a legislação regula o seu descarte de acordo com o tipo de uso estabelecido para a água do corpo receptor (classe da água).

Do ponto de vista energético, a empresa A utiliza em seu processo

produtivo a biomassa, que é entendida como todo recurso renovável oriundo de matéria orgânica, cujo aproveitamento pode ocorrer de forma indireta, pela combustão em fornos ou caldeiras. Dessa forma, a empresa utiliza a madeira como fonte energética da caldeira (biomassa aproveitada de forma indireta); nos demais setores utiliza a energia elétrica.

A utilização da biomassa no processo produtivo assume certa importância, pois o seu uso racional pode desencadear o controle das emissões de CO₂ e enxofre. Conforme Rosillo-Calle, Bajay e Rothman (2000), o uso de biomassa pode ser considerado como uma vantagem ambiental que pode ser identificada na empresa A.

A empresa B, apesar de não apresentar uma estratégia ambiental específica, também utiliza a biomassa como fonte de energia no seu processo produtivo. Da mesma forma, faz da lenha a matéria-prima de fonte de energia para abastecimento da caldeira; nos demais setores a energia utilizada é elétrica.

O que se pode notar é que a preocupação ambiental entre as organizações é resultado das imposições do mercado, dos clientes, ou, até mesmo, da simples necessidade de cumprimento da legislação. Dessa forma, é comum identificar entre as empresas a adoção de técnicas de fim-de-tubo, visto que o investimento em P+L exige uma mudança da cultura organizacional, o que muitas vezes esbarra na resistência às mudanças; se não adotada, pode interferir negativamente no padrão competitivo da empresa.

Entretanto, a empresa A apresenta na planta de transesterificação um ciclo produtivo com reutilização de água. A racionalização do uso da água na produção resulta na redução de custos. Neste caso, esta estratégia faz parte do projeto, que é de alta tecnologia. Contudo, não foi identificada reutilização da água nos escritórios, laboratório, almoxarifado e nos demais setores.

Apesar de a empresa B atuar em diferentes tipos de mercados, que,

no seu caso, compreende mercados industriais (as organizações que compram o seu produto para revender) e mercado consumidor (indivíduos que consomem o produto final), não apresentou uma estratégia de abordagem vinculando a sua imagem à questão ambiental.

No que tange aos mecanismos de gestão, não foram identificadas ações por parte dos gestores referentes à preservação de recursos ambientais que refletissem no engajamento dos demais níveis hierárquicos da organização e, conseqüentemente, no desenvolvimento de uma preocupação com o desenvolvimento sustentável.

Comparação entre as estratégias adotadas pelas empresas estudadas

Segundo Maimon (1994), a responsabilidade ambiental nem sempre é parte da estratégia ambiental de uma empresa industrial, mas pelas exigências mercadológicas, o que é possível verificar nas empresas A e B.

De uma maneira geral, as empresas A e B adotam posturas semelhantes em relação ao meio ambiente no que se relaciona à incorporação dos fatores ambientais nas metas, políticas e estratégias. A proteção ambiental é identificada como parte dos objetivos organizacionais na ótica da legislação.

A identificação da variável ecológica nos planos estratégicos das empresas A e B ocorreu no ambiente imediato como forma de adaptação, pois se refere às exigências impostas por associações de empresas ou, neste caso, ao cumprimento da legislação. Essas mudanças podem ocorrer em nível formal por meio de um sistema de responsabilidade, autoridade e comunicação dentro das empresas, ou em nível informação, pela construção de um clima organizacional embasado na conscientização acerca da responsabilidade ambiental.

Práticas ambientais

As empresas A e B consideram importante a existência de procedimentos formais para

recebimento, registro e resposta às demandas relacionadas ao meio ambiente, assim como a existência de um setor específico para atendimento desses assuntos.

Conforme os dados analisados, pôde-se perceber que, de certa forma, as empresas estudadas possuem um posicionamento responsável com relação às demandas ambientais. Nesse aspecto, a empresa A conta com dois responsáveis, um engenheiro agrícola como gerente de produção e uma bióloga encarregada dos assuntos ambientais. A empresa B apresenta como responsável pelas questões ambientais o responsável pela coordenação da qualidade.

Com relação ao desempenho operacional, as duas empresas apontam como “bom” o consumo ou uso de recursos naturais renováveis, bem como o consumo ou uso dos não renováveis. No que se refere ao consumo ou uso de água e energia, a empresa B aponta como “ótimo” o seu desempenho, e a empresa A, como “bom”. No item emissões atmosféricas e resíduos sólidos, ambas apontaram seu desempenho como “ótimo”. Para os efluentes líquidos, a empresa A considerou seu desempenho “ótimo”, e a empresa B, como “bom”.

No que se refere ao desempenho de gestão para licenças e autorizações ambientais, as empresas A e B apontam-no como “ótimo”, assim como processos administrativos, judiciais e investimentos ambientais.

Relacionados aos investimentos ambientais, identificou-se uma distância entre discurso e prática, uma vez que as empresas consideraram o seu desempenho como “ótimo”. No entanto, observou-se que as práticas adotadas não alcançam os propósitos apontados por Barbieri (2004), como lançar menos poluição ao meio ambiente, gerar menos resíduos e consumir menos recursos naturais e, principalmente, os não renováveis.

Embora a política ambiental seja considerada muito importante pelas empresas A e B, não se identificou uma prática ambiental de destaque relacionada aos processos produtivos, focada na conservação de energia e

matérias-primas, na eliminação de matérias-primas tóxicas e na redução da quantidade e toxicidade de todas as emissões e resíduos antes de deixarem o processo.

Com relação aos produtos, não se identificou uma estratégia que contemple a redução de impactos em todo o ciclo de vida do produto da extração das matérias-primas até a disposição final do produto.

No que tange o processo de comunicação nas organizações, identificou-se que este ocorre de forma deficiente, pois faltam conhecimento e iniciativa em buscar apoio de competências em gestão ambiental e, em especial, da P+L, que seja promovida com o apoio de centros difusores e parcerias para implementá-la como estratégia. Neste aspecto, pôde-se também notar que a falha no processo educacional interfere no surgimento de capacidades regionais capazes de desenvolver um sistema de governança que contemple as questões ambientais como fator de competitividade para as organizações.

Desse prisma, as empresas A e B têm na sua base de negócios as oportunidades de desenvolvimento de processos, produtos e mercados. Porém, não foi identificado como prática um relacionamento compartilhado com os *stakeholders* envolvidos no processo, no que se refere à prevenção da poluição, à minimização dos resíduos e à proteção dos recursos naturais, uma vez que a preocupação com os limites do desenvolvimento do planeta exigem uma nova forma de pensar de todos.

Com base nos pontos abordados neste estudo, observa-se que as práticas identificadas nas empresas estão ligadas a uma fase reativa. Segundo Leonardo (2001), é a fase mais comum nas empresas que buscam nesta etapa atender à legislação, visando evitar ou reduzir as penalidades ambientais. A autora ainda afirma que a fase reativa está relacionada a uma adaptação à regulamentação, sem que haja modificações em processos ou produtos, existindo iniciativas de controle da poluição motivadas por

pressões externas de órgãos governamentais ou organizações não governamentais (ONGs).

Tanto a empresa A quanto a B procuram se adaptar às regulamentações ou exigências do mercado sem que haja incorporação de novos equipamentos de controle de poluição ao final dos processos produtivos, além de não ocorrerem modificações na estrutura produtiva e no produto.

Para que haja um equilíbrio entre a interação do macroambiente com o ambiente interno das empresas, os avanços tecnológicos e a prevenção ambiental devem se contrapor às estratégias ambientais desenvolvidas e praticadas pelas empresas. Conforme Braga, Hespagnol e Conejo (2002), essa tarefa deve ter como base os princípios do desenvolvimento sustentável.

Ficou evidenciado que a utilização racional de energia e insumos pela prevenção da poluição, minimização dos resíduos e incentivo à reciclagem ou reuso de materiais são conceitos de desenvolvimento sustentável. No entanto, pode-se derivar que as discussões em torno do desenvolvimento sustentável, as quais incluem de forma direta a gestão ambiental e a P+L, ganham cada vez mais espaço quando se observa a sobrevivência das empresas que buscam níveis de competitividade capazes de fazer a diferença em mercados mais exigentes. Estes princípios estão compreendidos na P+L, a próxima discussão e análise deste estudo.

A Produção Mais Limpa (P+L) nas empresas estudadas

A P+L possui uma abordagem preventiva, relacionada ao controle da poluição, que busca a minimização dos resíduos na fonte, potencializando os ganhos junto ao processo produtivo ao otimizar também o uso das matérias-primas, insumos e energia. Ao eliminar os desperdícios, a organização desencadeia um processo de redução nos custos relacionados aos tratamentos aplicados no final do processo produtivo.

As empresas estudadas apresentaram preocupação com relação às questões ambientais. O cumprimento destas ocorre de acordo com a legislação, podendo-se, então, classificá-las como iniciativas direcionadas à prevenção de riscos. Dessa forma, a P+L nas empresas A e B não foi efetivamente identificada no processo produtivo como um todo.

Percebeu-se que as iniciativas adotadas pelas empresas estão intimamente ligadas à prevenção de riscos, quando a P+L remete à redução de riscos. Apesar da não identificação da P+L no processo produtivo, em algumas etapas do ciclo foram localizados princípios de P+L nas empresas estudadas.

Na empresa A, a P+L está presente no processo de reuso de resíduos e emissões, pertencente ao **nível 3** – reciclagem externa. Neste caso, está relacionado ao processo de tratamento de efluentes industriais, utilizando reagentes químicos limpos que minimizam os resíduos inaproveitáveis. Outra atitude que se enquadra no **nível 3** como reciclagem externa é a venda do farelo de soja.

Os princípios da P+L encontrados na empresa B estão relacionados à minimização de resíduos e emissões. Pertencem ao **nível 2** – reciclagem interna, identificados pela reutilização de água para aquecimento e resfriamento da planta de transesterificação, uma das etapas da produção do biodiesel.

Na empresa B também foram identificados princípios relacionados ao reuso de resíduos e emissões, pertencentes ao **nível 3** – reciclagem externa. Este tipo de preocupação foi identificado na utilização da terra química em uma filtragem inicial, na preparação do óleo vegetal para produção do biodiesel e, posteriormente, na filtragem final como parte do processo de conclusão do produto final. Também se observou a comercialização do subproduto glicerina, gerada no processo de fabricação do biodiesel, que é uma atitude classificada no **nível 3** – reciclagem externa.

As análises realizadas remetem ao entendimento de que a P+L pode significar vantagens para as empresas A e B por meio de uma estratégia técnica, econômica e ambiental integrada aos processos e produtos, em substituição às adequações tecnológicas adotadas pelas empresas ao final do seu processo produtivo.

Com base na literatura estudada, entende-se que a P+L tem como estratégia a redução do impacto ambiental de forma preventiva. Conforme a linha adotada pela empresa e o nível em que for aplicada, pode obter diferentes resultados. Se a opção for a redução na fonte, isso pode resultar em modificação de processo, o que pode decorrer da substituição de matéria-prima ou de modificação de tecnologia, existindo ainda a opção de modificação de produto. Em um outro nível ocorre a reutilização de resíduos e emissões que podem decorrer em reciclagem externa através de estruturas e materiais, ou desencadear ciclos biogênicos, a exemplo da compostagem, que é a transformação de lixo em fertilizante.

Dessa forma, a P+L pode ser utilizada pela empresa A para avaliar a possibilidade de minimização da geração da carga poluidora, assim como verificar a possibilidade do reuso da água do efluente. Racionalizar o uso da água na produção é uma forma de reduzir os custos e conservar os recursos naturais. Para alcançar este objetivo, é necessário elaborar uma estratégia de projeto, pelo inventário dos consumos e características para cada aplicação, a exemplo da água potável, água para lavagem e água para utilização industrial. Dessa forma, para a indústria produtora de óleo vegetal a P+L pode ser uma sugestão de estratégia ambiental a ser adotada em busca de maiores benefícios.

A empresa B, por ser uma empresa industrial nova, cujo produto apresenta uma proposta de redução de impactos ambientais, poderia alinhar todo o seu ciclo produtivo aos preceitos da P+L, incluindo a extração da matéria-prima até sua disposição final, bem como agregar à produção tecnologias

de controle e de prevenção da poluição.

Contudo, para atingir a fase pró-ativa através da P+L, algumas barreiras devem ser transpostas. Entre as barreiras organizacionais se destacam a falta de pessoal qualificado, que, embora classificada como externa, influencia diretamente no ambiente interno, o que resulta na falta de conhecimento, que desencadeia a falta de participação, bem como a falta de poder na tomada de decisão pelos trabalhadores.

Apesar da falta de pessoal qualificado, embora considerada uma barreira organizacional, relacionam-se também as sistêmicas, pois a falta de conhecimento impede a realização de um planejamento adequado, além de limitar as informações com relação às tecnologias mais limpas e processos e insumos alternativos.

Já as barreiras governamentais ocorrem no ambiente externo à empresa e estão relacionadas à abordagem adotada pela política industrial proposta pelo governo, que incentiva as práticas de fim-de-tubo em detrimento da redução de resíduos e emissões, além da falta de pressão pública no controle da poluição, que prioriza o desenvolvimento sem o gerenciamento ambiental.

Nessa análise, as mudanças no processo de gestão relacionadas à questão ambiental envolvem, fundamentalmente, a questão do custo. Por isso, é comum que as organizações adotem estratégias de tratamento *end of pipe* em detrimento de alternativas preventivas como é o caso da P+L. No entanto, muitas vezes práticas simples como *housekeeping* podem ser implantadas no curto prazo e com baixo custo, sem alterar o processo, trazendo benefícios econômicos e ambientais. De forma geral, a P+L tende a proporcionar benefícios que transcendem os custos de implantação que culminam com os benefícios ao meio ambiente ao se identificar a redução no consumo de matéria-prima e energia, bem como a diminuição de resíduos e emissões.

As barreiras identificadas nas empresas também se apresentam como fatores limitantes ao

desenvolvimento deste estudo, pois a ausência de uma postura pró-ativa das organizações, não somente com relação a P+L, mas à problemática ambiental, impede o avanço das pesquisas. Porém, essas barreiras permanecem retardando a postura pró-ativa das empresas estudadas no que tange à questão ambiental.

No entanto, a integração das práticas gerenciais e difusão dos conceitos sustentáveis encontram na P+L uma ferramenta capaz de levar as empresas a repensarem e reorganizarem os seus processos produtivos, fundamentada na adoção de uma postura pró-ativa, e eliminando, ou, pelo menos, reduzindo os resíduos na fonte.

O que fica claro nessa discussão é que a P+L deve ser percebida como uma estratégia capaz de resultar no aumento da produtividade da empresa, pois a sua implementação aumenta a eficiência no processo produtivo. Dessa forma, as empresas estabeleceriam um sistema ganha-ganha, realizando maior aproveitamento dos seus recursos, tornando-se mais competitivas, mais lucrativas, reduzindo os riscos de acidentes ambientais ou problemas futuros com a legislação, além de possibilitar maior qualidade de vida aos seus colaboradores e à comunidade em geral.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo buscou identificar como a aplicação dos princípios da P+L pode se revelar como um fator de competitividade para as indústrias produtoras de óleo vegetal e de biodiesel.

Dessa forma, concluiu-se que a relação do processo de industrialização com a preservação ambiental nas empresas não contempla, a níveis desejáveis, os pressupostos que envolvem o tema que fora discutido. A presença da questão ambiental nas empresas ocorre por meio de iniciativas incorporadas ao planejamento global, voltadas à satisfação das exigências legais. Considerar que as empresas

estudadas possuem uma estratégia ambiental vigente está à luz de uma postura pró-ativa, pois não se identificou a aplicação contínua de uma estratégia ambiental preventiva e integrada nos processos produtivos.

Entretanto, algumas barreiras relacionadas à implementação da P+L nas empresas estudadas se destacaram, tais como os fatores culturais e os regionais aliados à ausência de conhecimento e capacitação. Estas variáveis não são limitadoras apenas do processo de expansão da P+L, mas, sim, do desenvolvimento sustentável, geralmente decorrentes da falha no processo de formação dos gestores, o que pode estar alicerçado na carência ou falta de uma visão focada no oferecimento de disciplinas específicas em cursos que formam profissionais que estão direta ou indiretamente envolvidos com a gestão ambiental.

Além disso, há uma problemática evidente referente ao desenvolvimento industrial, às novas tecnologias, à preservação ambiental e ao crescimento econômico, porque, para conciliar esses fatores, garantindo crescimento econômico e preservação ambiental que proporcione qualidade de vida à geração atual sem comprometer as futuras, exige-se uma gestão adequada, que, sem dúvida, ampara-se no desenvolvimento de habilidades únicas que os gestores organizacionais utilizam em suas decisões cotidianas e que fazem a diferença em ambientes turbulentos caracterizados pela extrema concorrência nos mercados.

O que se conclui é que o envolvimento das empresas com os aspectos ambientais não evidencia uma postura pró-ativa, talvez por não perceberem que, ao adotar as tecnologias limpas, produzem menos efluentes e resíduos, obtendo rendimentos melhores sem precisar suportar os custos de tratamentos de final de tubo. As discussões a cerca da temática ambiental nos remetem a necessidade de mudanças. O biodiesel, que se consolida como uma fonte energética alternativa é uma delas, entretanto, faz-se necessário e indispensável à conscientização, a

criatividade, a mão-de-obra qualificada e especializada, além de uma estratégia integrada aos processos produtivos para que, de fato, os avanços almejados pelas premissas do desenvolvimento sustentável sejam alcançados.

REFERÊNCIAS

BARBIERI, J. C. **Gestão ambiental empresarial: conceitos, modelos e instrumentos.** São Paulo: Saraiva, 2004.

BRAGA, B; HESPANHOL, I; CONEJO, J. G. L. **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável.** São Paulo: Prentice Hall, 2002.

CEBDS - Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável. **Produção Mais Limpa (PmaisL).** Disponível em: <<http://www.cebds.org.br/cebds/ecopmaisl-conceito.asp>>. Acesso em: 05 maio 2008

CHRISTIE, I.; ROLFE, H.; LEGARD, R. **Cleaner production in industry: integrating business goals and environmental management.** PSI-Policy Studies Institute: London, 1995.

CNTL - Centro Nacional de Tecnologias Limpas Senai. **O que é produção mais limpa?** Disponível em: <<http://www.senairs.org.br/cntl>>. Acesso em: 02 jun. 2008.

KAZMIERCZYK, P. **Manual on the development of cleaner production policies approaches and instruments.** UNIDO CP Programme, Vienna, oct. 2002. Disponível em: <<http://www.unido.org>>. Acesso em: 26 set. 2008.

KING, A. A.; LENOX, M. J. Lean and green? An empirical examination of the relationship between lean production and environmental performance. **Production and Operations Management**, v.10, n.3, p.244-256, Fall 2001.

KIPERSTOK, A; COELHO, A; TORRES, E. A. **Prevenção da poluição.** Brasília: CNI/SENAI, 2002.

LEMOS, A. D. C. **A produção mais limpa como geradora de inovação e competitividade: o caso da Fazenda Cerro do Tigre.** 1998. Dissertação (Mestrado em Administração) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1998.

LEONARDO, V. S. **A contabilidade e o meio ambiente: uma visão das indústrias químicas certificadas pela ISO 14000.** 2001. Dissertação (Mestrado em Eng. de Produção) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

MAIMON, D. Eco-estratégia nas empresas brasileiras: realidade ou discurso? **Revista de Administração de Empresas**, São Paulo, v.34, n. 4 p.119-130, jul./ ago., 1994.

NASCIMENTO, L. F; LEMOS, A. D. da C; MELLO, M. C. A. **Gestão socioambiental estratégica.** Porto Alegre: Bookman, 2008.

OLIVEIRA, J. F. G. de; ALVES, S. M. Adequação ambiental dos processos usinagem utilizando Produção mais Limpa como estratégia de gestão ambiental. **Produção**, v. 17, n. 1, p. 129-138, jan./abr. 2007.

QUAZI, H. A.; PADIBJO, S. R. A journey toward total quality management through ISO 9000 certification – a study on small – and medium – sized enterprises in Singapore. **The International Journal of Quality & Reliability Management**, v.15, n. 5, p. 489-508, 1998.

RODRIGUES, G. R; GOLLO, S. S. **Estudo da competitividade da cadeia produtiva do biodiesel baseada na produção de soja na Região do Condepro/RS.** Relatório de pesquisa PIBIC/FAPERGS – UPF, 2008.

ROSILLO-CALLE, F.; BAJAY, S. V.; ROTHMAN, H. **Industrial uses of**

biomass energy: the example of Brazil. London: Taylor & Francis, 2000.

ROTHENBERG, S.; PIL, F. K.; MAXWELL, J. Lean, green, and the quest for superior environmental performance. **Production and Operations Management**, v.10, n.3, p.228-244, Fall 2001.

THORPE, B. **Citizen's guide to clean production.** Clean Production Network.

University of Massachusetts Lowell, 1999.

TRIANI, K.; OTIS, P. Dominance based measurement of productive and environmental performance for manufacturing. **European Journal of Operational Research**, v.154, n.2, p.447-464, 2004.

TRIVIÑOS, A. N. S. **Introdução à pesquisa em ciências sociais aplicadas:**

a pesquisa qualitativa em educação. São Paulo: Atlas, 1999.

UNEP - United Nations Environment Programme Division of Technology, Industry, and Economics. **Sustainable consumption & production branch: understanding cleaner production.** Disponível em: <<http://www.unep.fr/scp/cp/understanding/concept.htm>>. Acesso em: 31 ago. 2008.

Uso do processo de sulfatação para recuperação de metais em lodos provenientes da indústria galvânica

RESUMO

Este artigo apresenta o estudo da recuperação de metais provenientes de lodos galvânicos (LG) gerados por indústrias de semi-jóias, através do processo conhecido como sulfatação seletiva. Os metais que foram alvos deste estudo são ouro e prata, devido a seu valor agregado, e os metais mais abundantes neste resíduo, como o cobre, níquel e zinco. A pirita, enxofre e sulfato ferroso foram usados como agentes sulfatantes. Os ensaios realizados para caracterização do lodo galvânico foram fluorescência de raios x, absorção atômica e o percentual de água livre. O lodo galvânico apresentou em sua composição um alto teor de cobre, aproximadamente 73% (base seca), enquanto ouro e prata apresentaram respectivamente 0,017% e 0,1% em base seca. Após a caracterização, o LG foi misturado aos agentes sulfatantes e levado ao forno, por 90 minutos e temperatura de 550°C, para avaliação de qual agente sulfatante e qual proporção LG/agente sulfatante apresenta melhores resultados na recuperação dos metais em solução. Após a etapa do forno, o resíduo foi solubilizado com água por 15 min. A configuração que apresentou os melhores resultados, no que diz respeito à recuperação de metais em solução, foi 1/ 0,4 LG/ enxofre, com aproximadamente 70% de recuperação de prata, 70% de recuperação de cobre e de zinco e 50% de níquel. O ouro não pode ser recuperado através deste processo sendo necessária sua lixiviação com agentes mais específicos como cianeto e tiosulfato.

PALAVRAS-CHAVE: Sulfatação, lodo galvânico, pirometalurgia, hidrometalurgia.

ABSTRACT

This article presents the study of metal recovery from galvanic sludge (LG) generated by semi-jewels industries, through the process known as selective sulfation. The metals that were targets of this study are gold and silver due to its value, and the most abundant metals in the waste, such as copper, nickel and zinc. The pyrite, sulfur and iron sulfate were used as sulphating agents. Tests conducted to characterize the galvanic sludge were x-ray fluorescence, atomic absorption and percentage of free water. The galvanic sludge in its composition showed a high content of copper, approximately 73% (dry basis), while gold and silver were respectively 0.017% and 0.1% on dry basis. After characterization, the LG was mixed with sulphating agents and taken to the oven for 90 minutes at temperature of 550 ° C, to assess which sulphating agent and what proportion LG / sulphating agent shows better results in the recovery of metals in solution. After the stage of the oven, the residue was dissolved in water for 15 min. The configuration that produced the best results as regards the recovery of metals in solution was 1 / 0.4 LG / sulfur, with approximately 70% recovery of silver, 70% recovery of copper and zinc and 50% nickel. Gold can not be recovered through this process and had to be more specific leaching agents such as cyanide and thiosulfate.

KEYWORDS: Sulfatation, galvanic sludge, pirometallurgy, hydrometallurgy.

Fábio Augusto Dornelles do Amaral

Doutorando de Engenharia dos materiais na Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) – Porto Alegre, RS, Brasil.

Andréa Moura Bernardes

Professora e Doutora do Laboratório de Corrosão, Proteção e Reciclagem de Materiais na Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) – Porto Alegre, RS, Brasil.

INTRODUÇÃO

A atividade galvanotécnica industrial é um dos setores mais críticos no que diz respeito à emissão de poluentes no meio ambiente, tanto no aspecto de grandes volumes de descartes como também pelas suas características químicas, prejudiciais ao meio ambiente e aos seres humanos se descartados inadequadamente.

Nos processos de galvanoplastia, são gerados diferentes tipos de resíduos, dos quais o lodo galvânico representa a maior parte. Considerando-se que esse lodo é classificado como resíduo perigoso, que as áreas disponíveis para deposição de resíduos perigosos são cada vez menores, que os recursos naturais estão cada vez mais escassos e os altos custos dos tratamentos disponíveis, procurar alternativas de minimização de resíduos com descarga zero ao meio ambiente e reciclagem de água e produtos químicos é uma questão muito importante e atual, pois o LG continua sendo gerado e se torna necessário encontrar formas de redução deste passivo ambiental (Bernardes et al, 2000).

Durante o tratamento convencional ou físico-químico dos efluentes líquidos é quando ocorre a geração do lodo galvânico (LG). Na composição do lodo galvânico estão presentes compostos químicos em diferentes formas: hidróxidos, óxidos hidratados e sais dos metais das linhas de galvanoplastia em questão (alumínio, cádmio, chumbo, cobre, cromo, estanho, ferro, níquel e zinco). Carbonatos, sulfatos e fosfatos de cálcio costumam estar presentes quando a neutralização é realizada com CaO.

A destinação final deste tipo de resíduo está tradicionalmente pautada em algumas alternativas básicas, como a deposição em aterros industriais, sua disponibilização em bolsas de resíduos e a estabilização (inertização) do mesmo para incorporar em matrizes cerâmicas, como descrito por Labrincha et al. (2004) e em cimentos Portland, como se observa em

trabalhos de Tenório et al (2003), Espinosa et al (2000) e Marques (2000).

O tratamento de resíduos industriais para recuperação ou separação de quantidades relevantes de metais valiosos e/ou tóxicos é de grande importância para o setor industrial, tendo em vista os valores econômicos e ambientais agregados a tal prática. Existem várias possibilidades de tratamentos disponíveis para reciclar os metais contidos nestes resíduos, podendo ser divididos em três grupos: processos hidrometalúrgicos, pirometalúrgicos e processos mistos, combinando as duas alternativas iniciais.

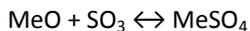
Segundo Bernardes et al. (2000), considerando-se o grande conteúdo de água do lodo (65-70%) existe a possibilidade de recuperar os materiais presentes através de processos hidrometalúrgicos, evitando-se, assim, custos de secagem. Entretanto para separar metais por processos hidrometalúrgicos, com a seletividade adequada, necessita-se de muitas etapas de processo, além da possibilidade de geração de novos lodos/efluentes, tornando-os antieconômicos para lodos mistos. Existem vários exemplos de tratamentos hidrometalúrgicos, como os reportados por Van Andersale (1953), Chmielewski; Urbanski e Migdal (1997), Burkin (2001), Veglio et al(2003) e Rajcevic (1990). O governo Alemão, em conjunto com o órgão da ONU responsável pelo crescimento industrial (UNIDO), desenvolveram um documento técnico apresentando dois processos hidrometalúrgicos para tratamento de lodos contendo metais, nomeados como "MAR" (metal acid recovery) e Goldschmidt (UNIDO, 1993). Estes processos usam diversas etapas de lixiviação e separação por filtração, ou através de técnicas mais complexas para recuperação dos metais. O objetivo do processo MAR é separar metais não ferrosos de metais como Ferro e Cromo em lodos provenientes de processo de neutralização. O processo Goldschmidt apresenta maior complexidade e também maior investimento em equipamentos, como autoclaves para

lixiviação sob pressão. Estes dois processos foram testados apenas em escala de bancada e plantas piloto. A falta de eficiência econômica e efetividade operacional destes processos não possibilitaram sua comercialização.

Por outro lado, processos pirometalúrgicos são menos restritivos e têm sido mais utilizados. Já estão sendo praticados, em escala piloto ou industrial, processos de fundição de lodos em fornos elétricos, rotatórios, a plasma, entre outros. O objetivo é inertizar e reciclar metais que volatilizam em temperaturas mais baixas, como o zinco, ou a produção de ligas por redução dos óxidos em atmosfera redutora. O grande fator restritivo reside no fato de que a composição química das ligas formadas pode resultar em um produto sem valor no mercado (ex: liga ferrosa com alto teor de cobre), devido à mistura de metais na composição do lodo galvânico. Os pontos negativos dos processos pirometalúrgicos estão principalmente relacionados com os custos envolvidos nas instalações, custos energéticos e a necessidade do tratamento das emissões gasosas.

Há ainda uma terceira opção, que consiste em usar processos pirometalúrgicos e hidrometalúrgicos associados e que é o objetivo deste trabalho. Uma das alternativas de processo híbrido é o "Nickelhütte Aue", que se destina ao tratamento de lodo galvânico com elevados percentuais de metais como cobre, cobalto e níquel, descritos em trabalhos de Jandova et al (2000), Stenzel e Carlub (2000), Arslan (2002), Althudogan et al (1997) e Tümen e Bailey (1990). O Lodo é introduzido junto com a pirita em um forno, com atmosfera oxidante, para oxidar a pirita, quando esta libera enxofre, em forma de dióxido de enxofre, transformando a atmosfera do forno em redutora. Os óxidos e hidróxidos dos metais de interesse reagem então com o enxofre, transformando-se em sulfetos metálicos. Em temperaturas inferiores a 1000 °C e superiores a 500 °C, a reação com o sulfeto de ferro pode levar a formação de sulfatos metálicos dos

metais presentes, altamente solúveis em água, com exceção do sulfato de chumbo. A reação em questão, responsável pela extração dos metais em forma de sulfato é apresentada abaixo (1):



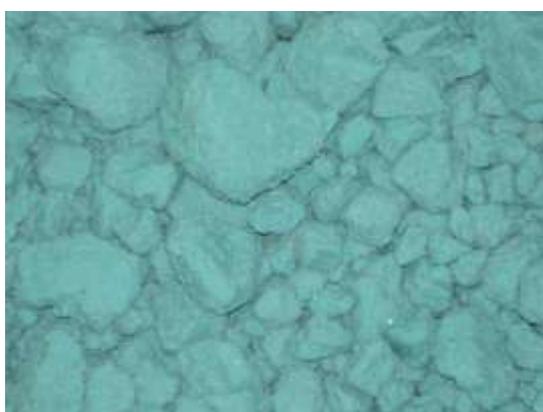
Rossini (2006) utilizou a pirita como agente sulfatante. Os resultados obtidos demonstraram que a proporção entre o lodo galvânico/pirita mais efetiva na remoção dos metais foi de 1/0,4. A temperatura ótima foi de 550 °C e 90 minutos na etapa

pirometalúrgica e posterior solubilização com água destilada e deionizada durante 15 min. Os melhores resultados de extração de metais foram de 60 % de zinco, 49 % de níquel e 50 % de cobre.

Este trabalho utiliza o mesmo método e os parâmetros usados por Rossini (2006) para recuperação dos metais, mas compara três diferentes fontes de dióxido de enxofre, a pirita, enxofre puro e sulfato ferroso, buscando identificar qual obtém os melhores resultados.

MATERIAIS E MÉTODO

Primeiramente, foram coletados e armazenados duas amostras de lodo galvânico, provenientes de indústrias de semi-jóias da cidade de Guaporé-RS, supostamente com composições diferentes. Para melhor identificação, foram nomeados como LG 1, de coloração azul, enquanto o LG 2 com coloração verde.



a



b

Figura 1 – Tipos de lodos galvânicos usados neste trabalho: 1.a) LG 1 e 1.b) LG 2.

Os ensaios realizados para caracterização foram fluorescência de raios x, absorção atômica e o percentual de água livre.

Para a realização destes ensaios, o LG foi levado a uma estufa por 24 horas a 110°C para retirada da umidade, com exceção do percentual de água livre, em que foi usado o LG em seu estado bruto. A seguir foi realizada uma moagem manual para uniformizar a granulometria do material.

Após a caracterização dos materiais a serem utilizados, foi realizado o processo de sulfatação. A figura 2 apresenta um fluxograma dos

procedimentos desenvolvidos neste trabalho.

No processo pirometalúrgico, a quantidade de LG utilizado foi de 3 gramas, enquanto a quantidade de agente sulfatante foi variada entre 0,6 a 1,6 gramas, com a finalidade de avaliar qual a proporção apresenta melhores resultados para a recuperação dos metais. Foram utilizados três materiais diferentes como fontes de SO₂(agente sulfatante) para o sistema: pirita, o sulfato ferroso e o enxofre. Estes três materiais serão analisados com a finalidade de descobrir qual destes apresenta melhores resultados. A temperatura do forno utilizada foi de

550 °C e 90 minutos na etapa pirometalúrgica.

Finalizado o tempo de reação, as amostras foram resfriadas, fora do forno, até a temperatura ambiente.

Na etapa hidrometalúrgica, as amostras, previamente resfriadas, foram submetidas à solubilização com água destilada e deionizada. A polpa formada foi agitada magneticamente por 15 minutos, com agitação entre 100 a 150 rpm e posteriormente filtrada com sucessivas lavagens. As amostras foram então acondicionadas em recipientes de 100 mL para a realização das análises de absorção atômica.

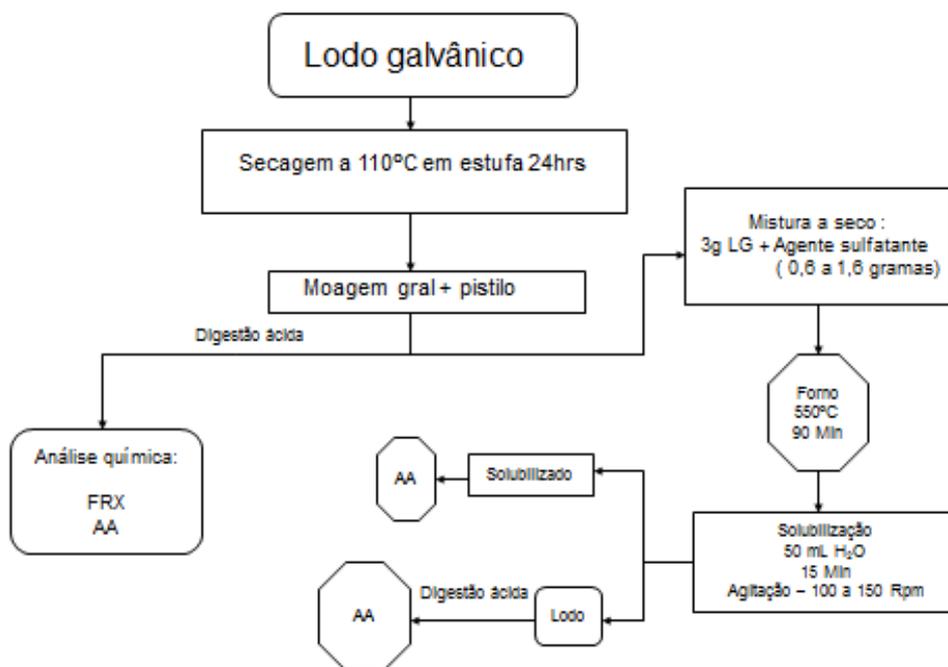


Figura 2 – Fluxograma do processo de sulfatação seletiva.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para o procedimento de aferição do percentual de água livre do lodo galvânico, três amostras de um grama dos dois tipos de lodo seco foram analisadas (tabela 1). Os valores percentuais de água livre obtida podem ser considerados elevados em relação aos resultados usuais para esta técnica de remoção de umidade, geralmente entre 50 e 70%, sendo que nos procedimentos alguns elementos além da água podem ter sido consumidos. Na tabela 2 estão relacionados os valores obtidos através da técnica de fluorescência de raios x. A análise de

FRX é semi-quantitativa e os resultados, apresentados na tabela acima, são normalizados para que a soma dos elementos analisados resulte em 100%. Podemos observar através dos resultados obtidos que existe pequena diferença na composição dos dois LG, mas ambos contêm grande quantidade de cobre e zinco, além de pequena quantidade de ferro e cromo, contaminantes perigosos para a recuperação dos metais.

A tabela 3 apresenta os resultados da caracterização dos dois tipos de LG e do rejeito piritoso por absorção atômica. Os resultados confirmam a grande quantidade de

cobre contido nas amostras do LG e os outros valores dos metais se mostraram coerentes com os obtidos por fluorescência de raios x. As concentrações de ouro e prata presentes na amostra representam uma grande quantidade, se for considerado o volume semanal gerado do resíduo. A concentração de Fe, Ca e Cr, considerados contaminantes para o processo, são baixas, o que facilita a obtenção de melhores resultados.

Tabela 1 - % de água livre

	LG I	LGII
%	85,73	84,16

Tabela 2 – resultados das análises de fluorescência de raios x (%).

Parâmetro	LG 1 (Azul)	LG 2 (Verde)
Cu	86.2579	79.9044
Zn	7.3954	16.6287
Ni	0.8645	2.9718
Fe	0.8144	1.5123
Sn	0.6432	0.7367
Ca	0.5124	0.1956
Cr	0.2031	0.4356
Pb	0.1781	0.2035
K	0.1310	0.1586
Se	0.0637	0.0545
Mn	0.0310	0.0324
Co	0.0255	0.0239
V	ND	0.0216
Au	ND	ND
Ag	ND	ND

ND: Não detectado.

Tabela 3 – resultados das análises de absorção atômica (%).

Parâmetro	LG 1 (Azul)	LG 2 (Verde)	RP
Cu	73,9673	68,967	0,2572
Zn	15,014	6,7433	1,96
Ni	0,7490	1,722	-
Fé	0,5342	1,399	54,28
Sn	0,6608	0,7151	-
Ca	0,168	0,2347	4,37
Cr	0,2579	0,6904	0,2308
Pb	0,1380	0,242	0,3631
Si	0,668	1,228	-
Mg	0,0363	0,0979	0,4553
Mn	0,012	0,0244	1,003
Au	0,017	0,012	-
Ag	0,1	0,09	-
Al	1,92	1,4088	-

ND: Não detectado.

A seguir serão apresentados os resultados referentes à recuperação dos metais em solução após a realização dos ensaios de sulfatação.

As figuras 3 e 4 mostram os valores de prata recuperados em solução após a etapa hidrometalúrgica

do processo de sulfatação. Os resultados demonstram que o enxofre foi o agente sulfatante mais eficiente do que os outros e que a concentração de 1,2 gramas obteve a maior recuperação de prata na solução nos dois tipos de lodo, com

aproximadamente 70% de extração. Após 1,2 g dos três agentes sulfatantes, a extração de prata se manteve estável, sendo desnecessário adicionar mais sulfatantes pois não ocorrerá uma recuperação maior na solução.

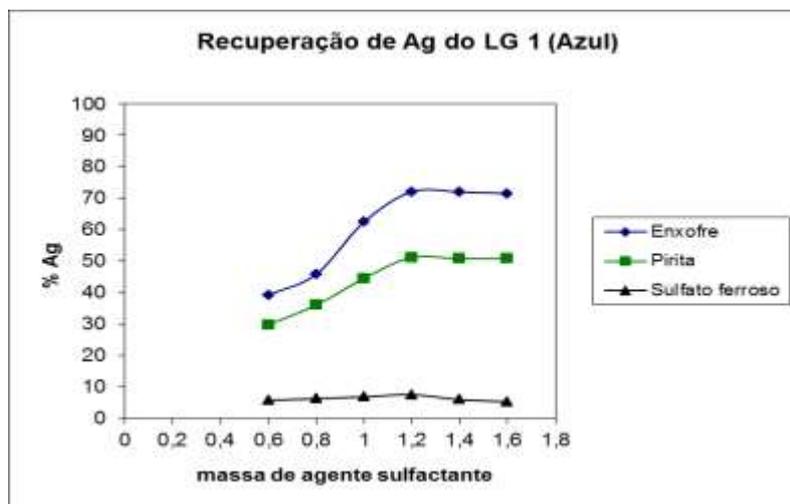


Figura 3 – % de prata recuperado em solução no LG 1.

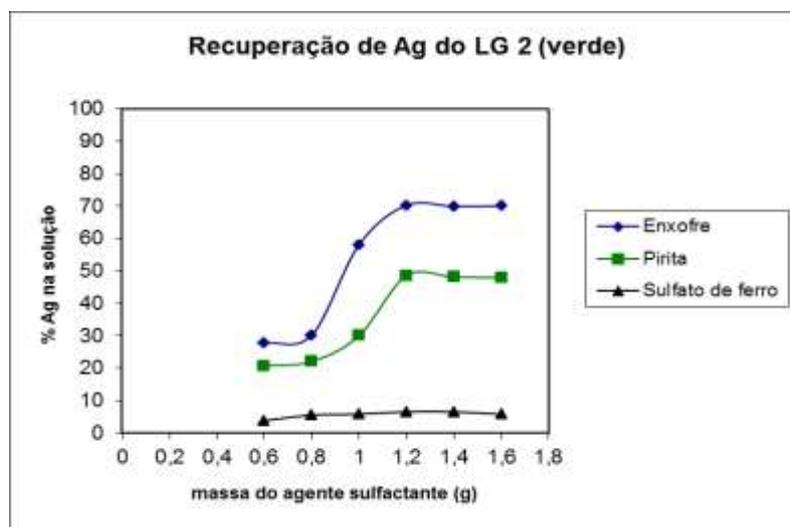


Figura 4 – % de prata recuperado em solução no LG2.

As figuras 5 e 6 apresentam os gráficos de porcentagem de cobre recuperados nos dois tipos de LG estudados. A quantidade máxima de cobre extraída foi de aproximadamente 70% no LG verde, enquanto no lodo

azul a recuperação do metal foi de 60% aproximadamente. Observa-se que o enxofre foi o agente sulfatante mais efetivo, sendo que na concentração de 1,2 gramas de enxofre para 3 gramas de LG foram obtidos os melhores

resultados. A recuperação de cobre demonstrou ser constante durante toda variação do agente sulfatante. Após 90 minutos de forno não foi observado mais aumento na extração deste metal.

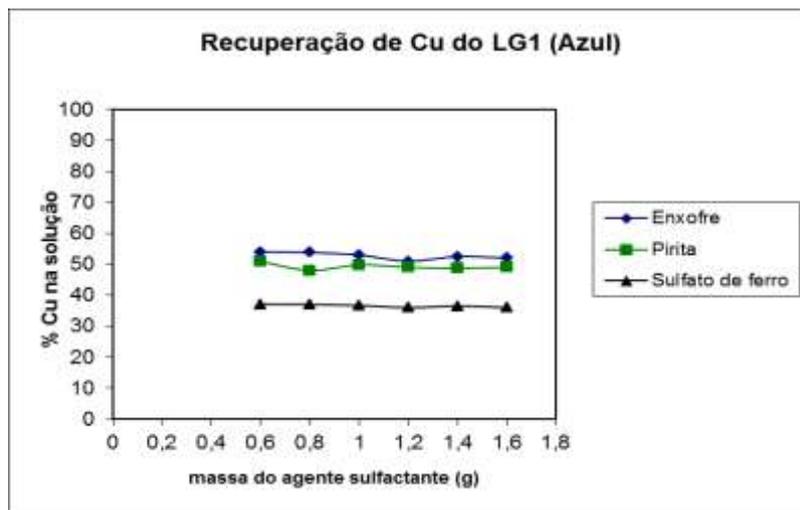


Figura 5 – % de cobre recuperado em solução no LG 1.

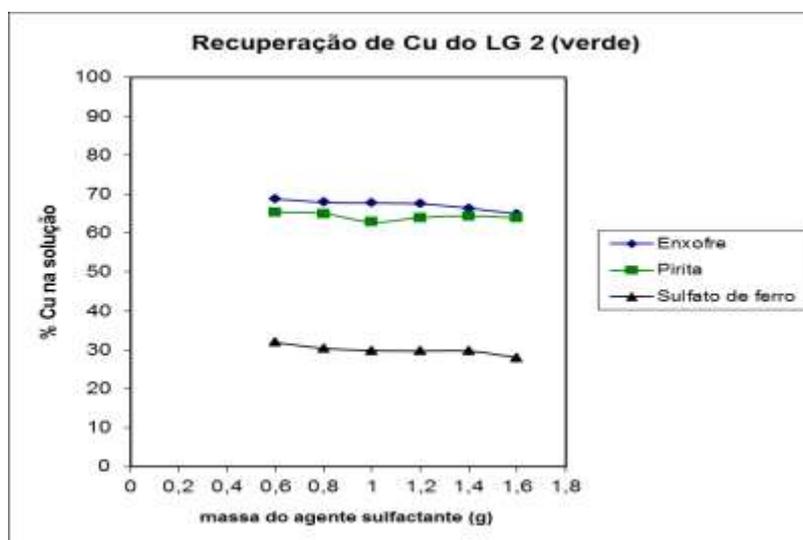


Figura 6 – % de cobre recuperado em solução no LG 2.

Os resultados referentes a extração de níquel nos lodos galvânicos analisados estão nas figuras 7 e 8. Pode-se observar que a extração de zinco tem aumento até 1,2g do agente sulfatante e após não se nota aumento de extração. A pirita e o enxofre apresentaram resultados semelhantes de zinco.

na recuperação do metal em solução, enquanto o sulfato ferroso obteve resultados inferiores.

No que se refere a extração de zinco nas amostras de LG em que se realizaram os ensaios de sulfatação, observa-se que o enxofre apresentou um resultado bem superior as outras

fontes de sulfato, sendo que, na concentração de 1,2 gramas foi obtido o melhor resultado, 64% de extração no LG1 e 70% de extração no LG 2. As figuras 9 e 10 apresentam os valores de recuperação

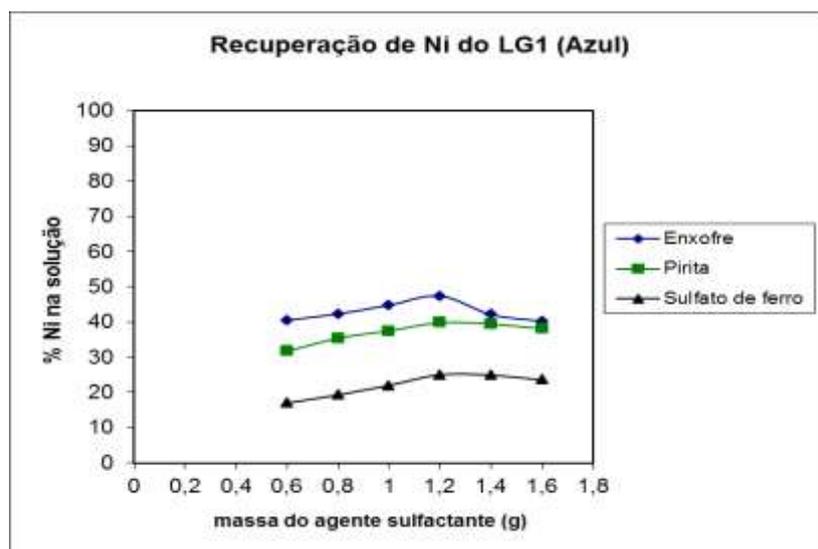


Figura 7 – % de níquel recuperado em solução no LG 1.

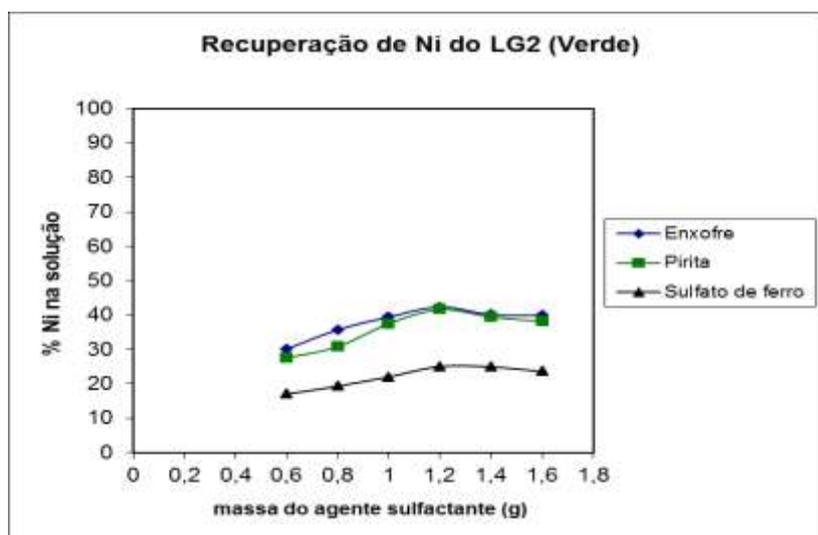


Figura 8 – % de níquel recuperado em solução no LG 8.

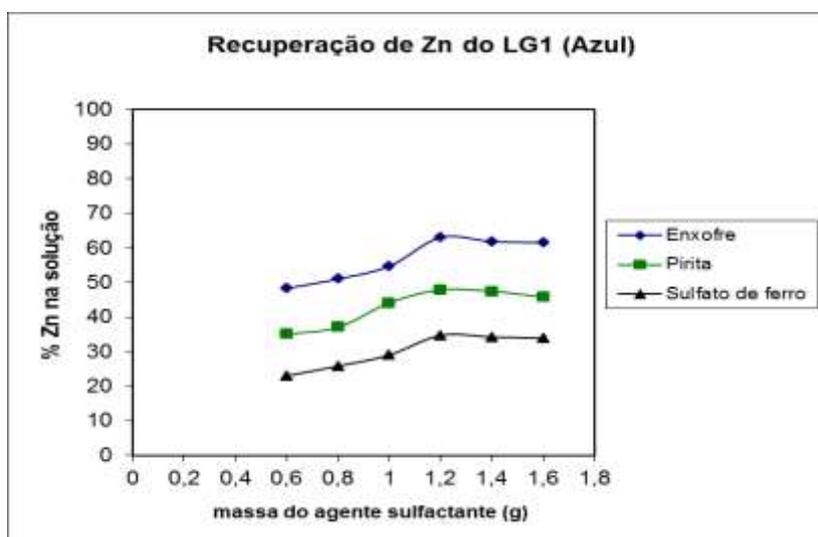


Figura 9 – % de zinco recuperado em solução no LG 1.

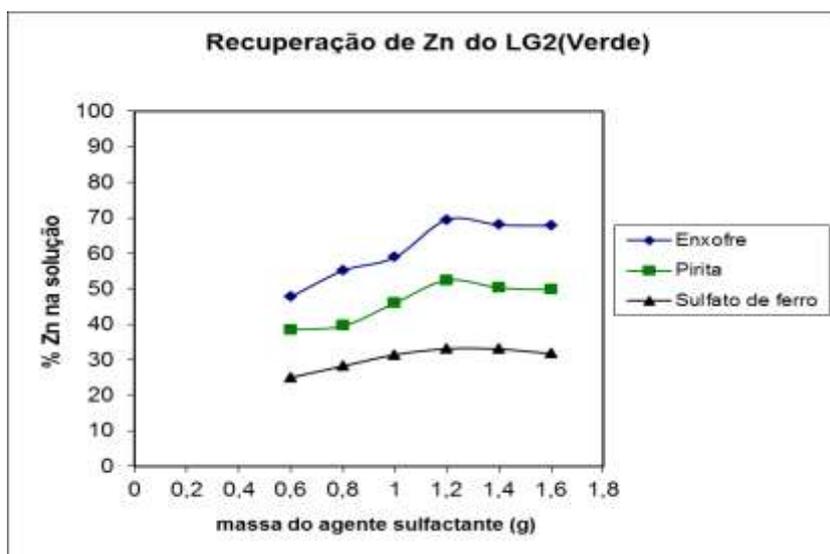


Figura 10 – % de zinco recuperado em solução no LG 2.

Os resultados referentes ao ouro demonstram que este metal não consegue formar sulfato através da solubilização com água, como se

observa no diagrama da figura 11, onde se nota que o ouro não forma sulfato em solubilização com água. Para extração do ouro é necessário

utilização de reagentes mais efetivos como o cianeto ou tiosulfato.

$$A_{Au^{+}}_{TOT} = 100mM$$

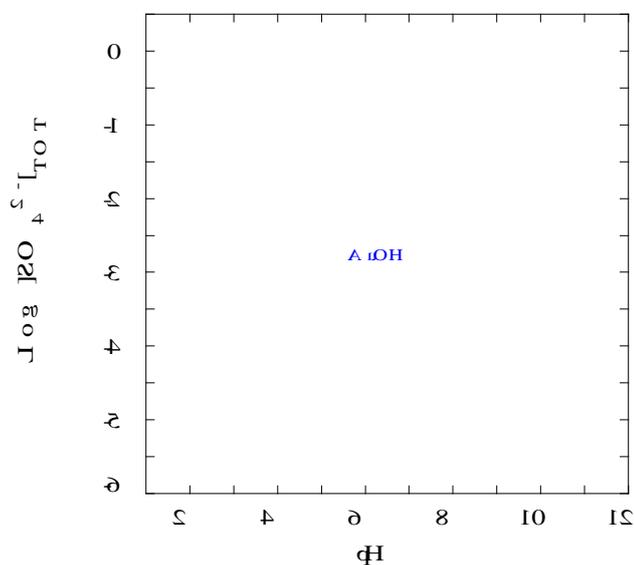


Figura 11 – Diagrama do ouro em solubilização em água.

O cromo e ferro não foram extraídos pelo processo, permanecendo no resíduo, enquanto o cálcio, apesar de ter sido solubilizado, podendo atuar como um entrave na extração de metais, esta em pequena concentração,

não afetando os resultados do procedimento.

Na tabela 4 estão representados os valores em percentual dos metais presentes no lodo seco gerado, após todo processo de sulfatação, tendo como agente

sulfatante o enxofre, que obteve os melhores resultados. Observa-se que o ouro não foi extraído do resíduo, enquanto os outros metais tiveram resultados mais expressivos, principalmente a prata.

Tabela 4 – % de metais contida no lodo após a sulfatação com enxofre.

	LG I (1,2g S)	LG I(1,4g S)	LG II(1,2g S)	LG II(1,4 S)
Au	100	100	100	100
Ag	28	28	30	29
Cu	49	47,5	32,5	33,6
Zn	37	38	30,5	32
Ni	51,6	57,9	58,7	60

CONCLUSÃO

Os resultados demonstram que, apesar de apenas para a prata ter sido obtida uma extração maior que 70%, sendo utilizado como agente sulfatante o enxofre na proporção 1/0,4 (LG/S), o processo de sulfatação seletiva demonstrou um bom potencial para recuperação de metais provenientes da indústria de semi-jóias, devido a baixa concentração de contaminantes e grande concentração dos metais alvo.

O ouro foi o único elemento em que não foi obtida extração, devido ao fato de não ser possível solubiliza-lo em água, sendo necessária sua lixiviação com agentes mais efetivos, como cianeto ou tiosulfato.

No que diz respeito ao processo, as melhores condições foram obtidas com a proporção de 1:0,4 LG/ agente sulfatante, com 550°C de temperatura de forno durante 90 minutos.

Com estas condições, os melhores resultados obtidos de extração de metais foram 73% de prata, 67% de cobre, 70% de zinco e 49% de níquel.

Agradecimento

Os autores agradecem ao fundamental suporte financeiro do CNPQ para a realização deste trabalho.

REFERÊNCIAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. Resíduos Sólidos - Classificação. NBR 10004, 2004a.

Althudogan, H.S e Tumen, F. Metal recovery from copper converter slag bay roasting with ferric sulfate. *Hidrometallurgy* 44, 261-267. 1997.

Arslan, C. e Arslan, F. Recovery of Co, Cu and Zn from Cu smelter and converter slags. *Hydrometallurgy* 67, 1-7. 2002.

Bernardes, A. M; Níquel, C. L. V; Schianetz, K; Soares, M. R. K; Santos, M.K e Schneider, V. E. Manual de orientações básicas para minimização de efluentes e resíduos da indústria galvânica. SENAI, 62p. 2000.

Burkin, A.R., *Chemical hydrometallurgy: Theory and principles*. Imperial College Press, 414p. 2001.

Chmielewski, A. G; Urbanski, T. S; Migdal, W. Separation technologies for metals recovery from industrial wastes. *Hydrometallurgy*, v.45, n.3, p.333-344, julho 1997.

Espinosa, D. C. R; Tenório, J. A. S. Laboratory study of galvanic sludge's influence on the clinkerization process. *Resources, Conservation and Recycling*, v.31,p.71-82, 2000.

Jandova, J; Stefanová, T. E; Niemczykova, R; Recovery of Cu concentrates from waste galvanic copper sludges. *Hidrometallurgy* 57, 77-84. 2000.

Labrincha, J.A. et al. Effect of experimental variables on the inertization of galvanic sludges in clay-

based ceramics. *Journal of hazardous materials.*, n. 106B, p 139-147, 2004.

Marques, L. M. L. Co-processamento de resíduos industriais em fornos de clínquer: aspectos do desempenho ambiental associados aos metais pesados. 2000. 122p. Dissertação (Mestrado) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis.

Rajcevic, H.P. A hydrometallurgical process for the treatment of industrial wastes, *Plant. Surf. Finish.* 1990) 22-25.

Rossini, G. Emprego da sulfatação na recuperação de metais de lodos galvânicos. Dissertação de Mestrado pela UFRGS. 84p. 2006.

Stenzel, R; Carlub, V. The new smelting plant of Nickelhütte Aue GmbH, *ERZMETALL* 53 (2000) 2.

Tenório, J.A.S; Espinoza, D.C.R; Ract, G.P. Determination of Cu and Ni incorporation ratios in Portland cement clinker. *Wastes managment*, n.23, p. 281-285, 2003.

Tumen, F. e Bailey, N.T. Recovery of metals from copper smelter slags by roasting with pyrite. *Hydrometallurgy* 25, 317-328. 1990.

UNIDO, How to start manufacturing industries: Recovery of metals from metal sludges. 1993.

Van Andersale, D.G., *Hydrometallurgy of base metals*. Mcgraw-Hill, 1953. Veglio, F; Quaresima, R; Fornari, P et al.,

Recovery of valuable metals from electronic and galvanic industrial wastes by leaching and electrowinning, waste manage, 23 (3) (2003) 245-252.

Caracterização e neutralização de drenagens ácidas de minas provenientes da mineração de carvão em Santa Catarina

RESUMO

A drenagem ácida de minas (DAM) é uma solução aquosa caracterizada por possuir pH geralmente abaixo de 3 e diversos metais dissolvidos com concentrações que podem variar de 100 a 300mg.L⁻¹. Devido a essas características, a DAM representa grandes riscos ambientais, em especial, impactos hídricos, em consequência da solubilização e mobilização de metais pesados. Por este motivo, o foco deste trabalho é a caracterização e neutralização, com NaOH até pH6, de três amostras de DAMs. Remoções acima de 70% ocorreram para os metais Al e Fe nas três amostras; K, Mg e Zn para as amostras CS e EDR3; Cu da amostra CS; e Ca da amostra EDR3. Contudo, Pb e Mn ainda permaneceram acima dos limites máximos permitidos.

PALAVRAS-CHAVE: Caracterização; drenagem ácida de minas (DAM); neutralização.

ABSTRACT

The acid mine drainage (AMD) is an aqueous solution characterized by having pH generally below 3 and Diversity dissolved metals with concentrations ranging from 100 to 300mg.L⁻¹. Due to these characteristics, AMD represents major environmental risks, in particular, water impacts as a result of solubilization and mobilization of heavy metals. For this reason, the aim of this study is the characterization and neutralization, using NaOH up to pH6, of three AMDs samples. Removals above 70% occurred for Al and Fe of three samples; K, Mg and Zn for CS and EDR3; Cu for CS; and Ca for EDR3. However, Pb and Mn remained above permissible limits.

KEYWORDS: Characterization; acid mine drainage (AMD); neutralization.

Flávia Paulucci Cianga Silvas

Doutoranda em Engenharia Metalúrgica e de Materiais pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo

E-mail: flavia.silvas@gmail.com

Daniella Cardoso Buzzi

Doutoranda em Engenharia Metalúrgica e de Materiais pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

Andrea Moura Bernardes

Professora do Departamento de Materiais da Escola de Engenharia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Denise Croce Romano Espinoia

Professora do Departamento de Metalurgia da Escola de Engenharia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Jorge Alberto Soares Tenório

Professor Titular do Departamento de Engenharia Metalúrgica e de Materiais da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

INTRODUÇÃO

Em 2003, como consequência do início de um período de prosperidade da economia mineral, ocorreu um aumento significativo na demanda de *commodities* provocando um *boom* dos preços dos bens minerais. Impulsionada pela demanda global por *commodities* minerais, ações mineroempresendedoras foram firmadas resultando em significativo aumento no fluxo de investimentos

mundiais em exploração mineral, alcançando a ordem de US\$ 14,4 milhões em 2008, 26,3% acima de 2007 em particular de *venture capital*, com ênfase ao carvão, cobre, molibdênio, ouro e urânio (RODRIGUES, 2009).

O Brasil dispõe de uma das maiores reservas de carvão da América Latina (Soares *et al.*, 2006), no segundo semestre de 2008 foram produzidas mais de 4,1 milhões de toneladas de carvão bruto, sendo que destas foram beneficiadas 2,4 milhões toneladas de

carvão energético (CE) e apenas 7,8 mil toneladas de carvão metalúrgico (CM). A produção de CM apresentou crescimento de 25% do segundo semestre de 2006 para o mesmo período de 2007 e de 118% para 2008, como pode ser observado na Figura 1 (BORBA & ARAÚJO, 2009).



Figura 1. Produção de Carvão Mineral em toneladas (adaptado de BORBA & ARAÚJO, 2009).

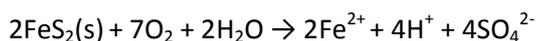
A produção de carvão mineral Brasileira concentra-se na região Sul do país, segundo Neves & Silva (2007) 74% das minas ativas em 2006 encontram-se no estado de Santa Catarina, 22% no Rio Grande do Sul e o restante no Paraná.

Um dos principais impactos causados pela atividade mineira é a poluição hídrica pela drenagem ácida de minas (DAM). Os problemas

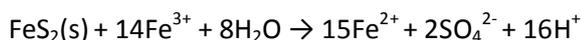
ambientais estão relacionados com o pH geralmente abaixo de 3 e a diversidade de metais dissolvidos, como ferro, alumínio, manganês e traços de chumbo, cobre e zinco (WEI *et al.*, 2008), com concentrações que podem variar de 100 a 300mg.L⁻¹ (FARFAN *et al.*, 2004).

Kountopoulos (1998) explica que as reações envolvidas na formação da DAM se dão por processos químicos

e biológicos, originando-se da exposição de minerais sulfetados presentes em rochas e expostos à ação combinada de água e oxigênio atmosférico, por dois mecanismos, o mecanismo direto que ocorre nos estágios iniciais de oxidação da pirita, representado pela Reação (1), e o mecanismo indireto que ocorre nos estágios mais avançados do processo de acordo com as Reações (2) e (3).



Reação (1)



Reação (2)



Reação (3)

(via ação bacteriana)

Vale ressaltar que a reação (3) ocorre somente em pH inferior a 3,0 e se dá pela ação de bactérias acidofílicas (*Thiobacillus spp.*) que convertem o Fe^{2+} a Fe^{3+} , retroalimentando a Reação (2) em um processo autocatalítico.

De acordo com Vaz (2003) dois terços da malha hidrográfica da região de Criciúma estão comprometidos. Os rios da região apresentam valores de

pH abaixo de 3, elevados teores de acidez e de sulfatos de ferro, além disso há locais assoreados pela deposição de finos e ultrafinos do carvão, com acentuada turbidez e concentrações de sólidos sedimentáveis.

Ainda segundo o autor supracitado, os rejeitos piritosos quando abandonados de forma descriteriosa comprometem áreas

superiores a 5.000ha. na região carbonífera e a lixiviação destas pilhas contribui para a acidificação do solo e das águas superficiais.

Nas figuras 2 e 3 pode-se visualizar, respectivamente, os impactos gerados pela DAM no rio Sangão e os rejeitos oriundos da mineração/beneficiamento do carvão expostos ao meio ambiente, ambos em Santa Catarina.



Figura 2. Rio Sangão, Santa Catarina.



Figura 3. Pilhas de Rejeitos, Santa Catarina.

Estima-se ainda que na Bacia Carbonífera do Sul de Santa Catarina existam cerca de 786 km de rios atingidos por DAM nas bacias dos Rios Araranguá, Tubarão e Urussanga. A contaminação dos recursos hídricos é devido a 134 áreas mineradas à céu aberto perfazendo 2.924 ha, 115 áreas com depósitos de rejeitos perfazendo 2.734 ha, 77 lagoas ácidas perfazendo 58 ha, além de centenas de minas subterrâneas (Gomes, 2004).

O início da exploração de carvão mineral em Santa Catarina se deu com a escavação manual de inúmeras bocas de minas, nas encostas, onde afloram as camadas de carvão. Estas escavações eram realizadas com o uso de ferramentas manuais, portanto

nas porções mais alteradas e brandas da camada se tornava possível a exploração, mas com o avanço das galerias o minério se tornava muito duro para ser explorado manualmente. Assim eram abandonadas as frentes de lavras, dando-se início a abertura de uma nova boca de mina (AMARAL *et al.*, 2009). Observa-se hoje no município que muitas dessas bocas de minas abandonadas continuam com DAM desde sua abertura.

De acordo com Gaikwad & Gupta (2008), os tratamentos da drenagem ácida de minas podem ser divididos em duas grandes classes de metodologias:

Tratamento passivo: reações naturais, químicas e biológicas, que

ocorrem em um reator químico-microbiológico controlado. A alimentação é feita sem assistência mecânica na maior parte do tempo.

Tratamento ativo: adição mecânica de álcalis para aumentar o pH e precipitar os metais.

O tratamento convencional da DAM é realizado pela neutralização e precipitação dos metais na forma de hidróxidos (CAMPANER & SILVA, 2009). O processo ativo por neutralização/precipitação tem sido o preferido pelas indústrias de mineração de carvão no Brasil. O processo de separação sólido-líquido varia, sendo aplicados bacias de decantação, decantadores convencionais, decantadores de lamelas e unidades de

flotação por ar dissolvido (RUBIO *et al.*, 2007).

Uma forma alternativa de tratamento para a DAM está sendo estudada por SOUZA *et al.* (2009), o uso de cobertura seca. Para tanto foi construído em uma carbonífera de Criciúma/SC, em escala piloto, um sistema composto por quatro cavidades com volume aproximado de 110 m³ cada, preenchidas com rejeito oriundo da operação de beneficiamento de carvão. Três das quatro células receberam coberturas diferentes e uma delas simulou a situação real, com o rejeito exposto diretamente às intempéries.

No presente estudo utilizou-se a DAM proveniente da célula que não recebeu a cobertura seca, proveniente do estudo supracitado, uma DAM coletada em boca de mina abandonada e também uma DAM proveniente da bacia de adução de uma carbonífera, a fim de caracterizar as três amostras antes e após neutralização com hidróxido de sódio e comparar os resultados obtidos entre as amostras e com os parâmetros da legislação vigente.

Os padrões de lançamento da DAM após tratamento seguem as diretrizes da Resolução CONAMA n° 357 de 17 de março de 2005, que

estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes industriais.

O objetivo deste trabalho é caracterizar amostras de drenagem ácida de minas antes e após neutralização com hidróxido de sódio e comparar os resultados obtidos com os parâmetros da legislação local.

MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia adotada pode ser descrita em 5 etapas e está exemplificada no fluxograma de trabalho (Figura 4) que será posteriormente detalhado:



Figura 4. Fluxograma de trabalho: Etapas.

1ª etapa: Coleta

Foram coletadas amostras de DAM de três locais em Santa Catarina: de um módulo de rejeitos em teste em

uma carbonífera local (Figura 5), de uma boca de mina abandonada (Figura 6) e de uma bacia de adução também de uma carbonífera local (Figura 7), identificadas neste trabalho como CS,

SS16 e EDR3, respectivamente. A primeira amostra foi coletada na última semana de outubro de 2009 e as duas outras na primeira semana de dezembro do mesmo ano.



Figura 5. Módulo de rejeitos: teste de cobertura.



Figura 6. Boca de mina abandonada.



Figura 7. Bacia de adução EDR3.

Fez-se a escolha dos locais de coleta de modo a conseguir amostras com diferentes características, capazes de representar situações distintas de geração de DAM:

1ª – A DAM coletada no módulo de rejeitos em teste, pode “ser comparada” com drenagens encontradas em lagoas ácidas ao redor de pilhas de rejeitos abandonadas. Segundo Gomes (2004), há 77 lagoas ácidas e 115 áreas com depósitos de rejeitos no sul de Santa Catarina.

2ª – A amostra SS16 proveniente de uma boca de mina abandonada, “representa” DAMs geradas na mesma situação e, assim como esta, estima-se a ocorrência de aproximadamente 1.000 bocas de minas abandonadas e até novembro de 2008 foram cadastradas aproximadamente 768 bocas de minas nesta situação, na região (AMARAL *et al.*, 2009).

3ª - A DAM coletada na bacia de adução possui alta concentração de metais dissolvidos, pois recebe os efluentes gerados em toda a unidade carbonífera.

Vale ressaltar que a composição de cada DAM varia de acordo com a produtividade, condições climáticas, qualidade do carvão explorado, entre outros fatores e, portanto, não se pode afirmar que as amostras estudadas são representativas

para todas as situações mesmo quando provenientes de fontes similares.

2ª etapa: Caracterização

Após coleta as amostras foram acidificadas com ácido nítrico até pH 1 de modo a preservar as amostras, para posterior análise de espectrometria de absorção atômica a fim de se identificar a concentração dos seguintes metais: Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Mg, Ni, Pb e Zn.

O teor de Fe^{+3} foi determinado por titulometria e o de Fe^{+2} por diferença em relação ao Fe total previamente determinado.

A determinação dos teores de Ca, K, sulfato e cloreto se deram através de cromatografia iônica. Para a análise no cromatógrafo as amostras foram previamente filtradas em membrana de 0,45 μm .

3ª etapa: Oxidação

Considerando que o objetivo deste trabalho é a avaliar a eficiência de remoção dos metais no tratamento da DAM através de neutralização até pH6, optou-se por realizar a oxidação da amostra CS antes da neutralização através da adição de peróxido de hidrogênio, agitação e bombeamento de ar (WEI *et al.*, 2005), para oxidação

do Fe^{2+} inicialmente presente na solução em Fe^{3+} , isso porque o ferro pode estar presente na DAM nos dois estados de oxidação (II e III) e as duas formas se comportam de modo bastante desigual: enquanto a concentração do Fe^{3+} é igual a 10^{-4} M para um pH da solução igual a 3, um pH de aproximadamente 8 é necessário para se conseguir a mesma concentração do íon Fe^{2+} (JONHSON & HAKKBERG, 2005).

4ª e 5ª etapas: Neutralização e Reanálises

O pH das amostras foi corrigido a 6, sob constante agitação e utilizando hidróxido de sódio 4N (Figura 8). O hidróxido de sódio é cerca de 1,5 vezes mais efetivo para a neutralização que a cal, embora apresente maior custo (JONHSON & HAKKBERG, 2005). A lama formada pela precipitação dos metais foi separada da solução através de filtração em papel de filtro de filtração rápida (Figura 9), posteriormente o sobrenadante foi caracterizado usando os mesmos parâmetros das amostras brutas. Após a neutralização as amostras receberam novas identificações: CS - CSN6, SS16 - SS16N6 e EDR3 - EDR3N6.

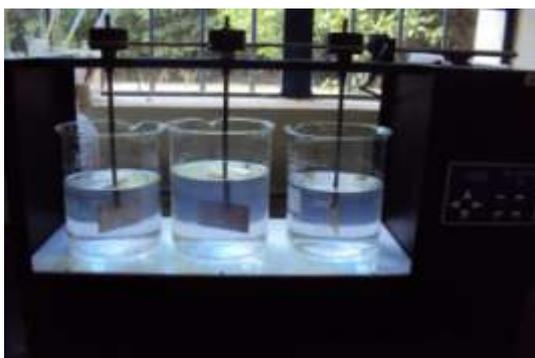


Figura 8. Neutralização: amostra SS16.



Figura 9. Filtração da amostra CS: lama.

MATERIAIS E MÉTODOS

Os resultados obtidos através das análises químicas estão compilados

na Tabela 1, assim como os limites máximos permitidos para lançamento de efluentes, de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005. Para facilitar a visualização dos resultados e

a comparação entre as amostras, estes mesmos dados foram transformados em porcentagem e estão apresentados na Figura 10.

Parâmetro	Concentração (mg.L ⁻¹)						CONAMA 357/2005
	CS	CSN6	SS16	SS16N6	EDR3	EDR3N6	
pH	1,92	6,0	3,05	6,0	1,89	6,0	5,0 a 9,0
Al	11.820,00	67,50	269,00	75,00	427,00	N.D.	--
Ca	1.156,44	723,56	143,07	114,64	1609,33	314,04	--
Cd	0,39	0,12	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0,20
Cr	0,27	0,08	N.D.	N.D.	0,02	0,02	0,50
Cu	7,77	0,11	N.D.	N.D.	0,05	0,02	1,00
Fe total	7.806,00	1,62	0,65	0,07	127,80	0,02	15,00
Fe ⁺²	4.257,24	--	0,65	--	75,03	--	--
Fe ⁺³	3.548,76	--	N.D.	--	52,05	--	--
K	1.236,07	N.D.	64,07	63,89	1.738,52	58,12	--
Mn	139,30	23,50	5,45	1,15	5,45	5,44	1,00
Mg	93,66	N.D.	19,24	14,57	154,53	35,03	--
Ni	10,09	0,54	0,16	0,16	0,37	0,32	2,00
Pb	1,57	0,85	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0,50
Zn	159,70	0,51	0,56	0,49	8,50	N.D.	5,00
Cl ⁻	484,72	384,57	69,76	56,22	1.513,42	851,71	--
SO ₄ ⁻²	43.772,28	21.085,89	3.671,45	466,43	3.671,45	1.510,27	--

N.D. – Não detectado

Tabela 1. Caracterização química das amostras CS, CSN6, SS16, SS16N6, EDR3 e EDR3N6 e também os limites máximos permitidos pelo CONAMA 357/2005.

Observando-se a Tabela 1 e a Figura 10, verificamos que na DAM CS os metais com maiores concentrações são: Al, Ca, Fe e K que somados correspondem a aproximadamente 98,16% do total de metais presentes

nesta amostra. Mn, Mg e Zn possuem concentrações intermediárias, 139,30, 93,66 e 159,70mg.L⁻¹, respectivamente. Já os teores de Cd, Cr, Cu, Ni e Pb são menores que 10mg.L⁻¹ e a soma dos

mesmos totaliza 0,09% dos metais presentes nesta amostra.

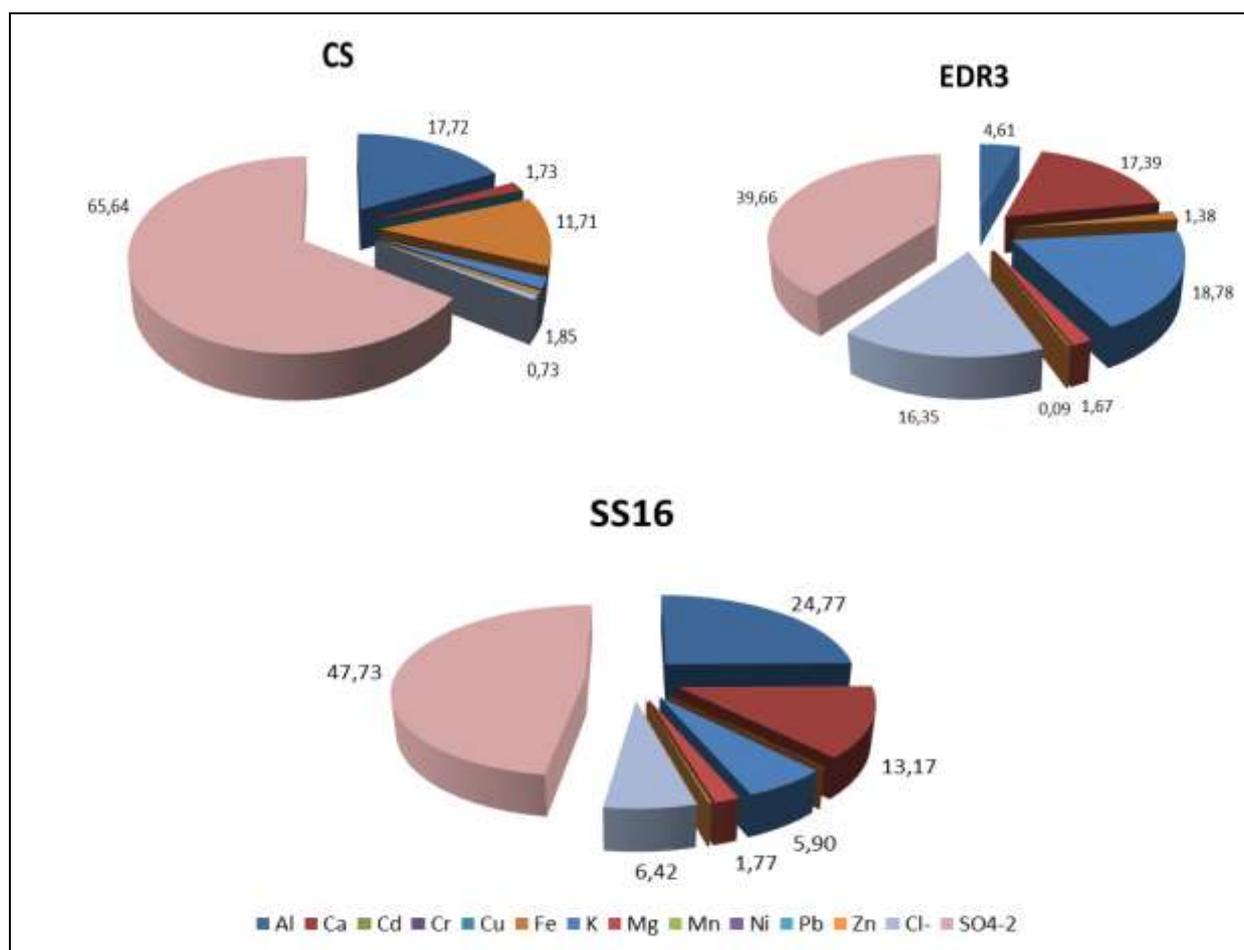


Figura 10. Composição das DAMs brutas em porcentagem.

O alto teor de sulfatos das amostras CS e EDR3, 65% e 40% respectivamente, e o baixo pH, 1,92 e 1,89 respectivamente, estão relacionados à concentração de ácido sulfúrico e íons livre de hidrogênio (H^+) (GAIKWAD & GUPTA, 2008).

Na amostra EDR3 os metais com maior concentração são Ca e K, com cerca de 36%, seguidos pelo Al, Fe e Mg que somados representam 7,66% do total da amostra. Já, a somatória dos demais metais (Cr, Cu, Mn, Ni e Zn) não ultrapassa $14,39mg.L^{-1}$, o que corresponde a menos que 0,2%.

Também na Tabela 1 e na Figura 10, verifica-se que na amostra SS16 as concentrações de Fe, Zn e Ni são menores que $1mg.L^{-1}$ e o teor de Ca e Al correspondem a 82,05% do total dos metais presentes. A concentração de Mn é menor que $10mg.L^{-1}$ e a de K

encontra-se em torno de $60mg.L^{-1}$. A concentração de cloreto totaliza 1,6% do total e a alta concentração de sulfato, $3.671,25mg.L^{-1}$, justifica o baixo pH da amostra: 3,05.

Em todas as amostras, entre os cinco metais com maior concentração aparecem K, Ca e Al.

Ainda da análise da Tabela 1 tem-se que alguns metais presentes na DAM CS não estão presentes na DAM SS16 ou EDR3, tais como: Cd, Cr, Cu e Pb. Outra observação relevante é que mesmo os elementos que são comuns às três amostras apresentam diferentes concentrações. Essas diferenças entre as amostras podem estar relacionadas com a qualidade e composição da matéria-prima extraída (camada de onde o carvão foi extraído – geologia local), com os tipos de rochas e mineral no local de formação e passagem da

DAM, uma vez que a mesma tem elevada capacidade de lixiviação de elementos presentes no minério e nas rochas circundantes à área minerada (CAMPANER & SILVA, 2009).

Outro fator que influencia a composição das DAMs é a presença ou não de bactérias acidofílicas nas mesmas. Uma vez que, conforme apresentado anteriormente, as reações envolvidas na formação da DAM se dão de acordo com a reação (3) que converte o Fe^{+2} a Fe^{+3} retroalimentando a reação (2) que ocorre pela ação das bactérias acidofílicas. Tais bactérias vivem e crescem somente em meio ácido com pH variando entre 1,5 e 3 (GARCIA Jr, 1995; BLODAU, 2006).

A influência dos fatores supracitados nas amostras analisadas pode ser identificada visualmente na coloração em que estas se apresentam:

CS e EDR3 com coloração avermelhada, justificada pela presença de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ e SS16 incolor. Esta análise visual foi corroborada pela determinação titulométrica do teor de Fe^{+3} encontrado na amostra CS ($3.548,76\text{mg.L}^{-1}$) e EDR3 ($52,05\text{mg.L}^{-1}$), enquanto que na amostra SS16 todo o ferro presente encontrava-se na forma Fe^{+2} .

Além disso, tem-se a diferença na origem das amostras, pois a amostra SS16 é proveniente de uma boca de mina abandonada enquanto que a DAM EDR3 foi obtida a partir da bacia de adução que recebe todo o efluente

gerado em uma carbonífera, inclusive a DAM proveniente das pilhas de rejeitos. Já a DAM CS é gerada a partir de um módulo de rejeitos sem cobertura, ou seja, os rejeitos do carvão estão expostos diretamente a intempéries e sabe-se que a pirita quando em contato com ar (oxigênio) e água oxida-se e inicia reações de hidrólise que produzem ácido sulfúrico (H_2SO_4) e íons livre de hidrogênio (H^+), acidificando ainda mais o meio (KONTOPOULOS, 1998; GAIKWAD & GUPTA, 2008).

Apesar dos metais Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Mn e Zn estarem em menores proporções nas amostras, suas

presenças não podem ser ignoradas, uma vez que estes metais representam riscos a saúde e ao meio ambiente e, portanto devem ser removidos da DAM até os limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para a disposição final desta como um efluente industrial.

Os percentuais de remoção após a neutralização das amostras de DAM são apresentados na Figura 11, para cada um dos parâmetros analisados, em cada uma das 3 amostras avaliadas.

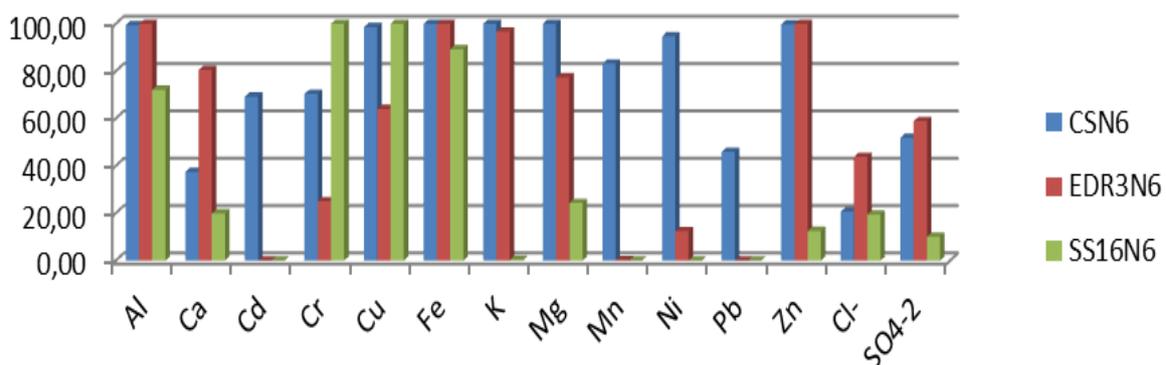


Figura 11. Porcentagem de remoção dos parâmetros após neutralização das DAMs.

Observa-se que mesmo após a neutralização com NaOH 4N até pH 6, a concentração de Pb, para a amostra CSN6 e Mn para todas as três amostras extrapolaram o limite máximo permitido pela legislação.

Na amostra CSN6 a concentração de Pb foi igual a $0,85\text{mg.L}^{-1}$, sendo que o limite é de $0,50\text{mg.L}^{-1}$ e o Mn se apresentou 23,5 vezes maior que o máximo permitido, enquanto que na SS16N6 ultrapassou apenas $0,15\text{mg.L}^{-1}$. Já na EDR3 o teor de Mn é 5 vezes maior que o permitido, conforme apresentado na Tabela 1.

Na Figura 11 é possível observar que percentuais de remoção acima de 98% ocorreram na amostra CS para os elementos: Al, Cu, Fe, K, Mg e Zn; na amostra EDR3 para Al, Fe, K e Zn; e na SS16 para Cu e Cr.

Já para os metais Cd e Cr da amostra CS, o percentual de remoção foi aproximadamente de 70% e para o sulfato em torno de 50%. Para Mn e Ni, o percentual de remoção foi maior que 80%, na mesma amostra o teor de remoção de Ca e Pb ficou em torno de 40% e cloreto em torno de 20%.

Na amostra SS16 os metais Fe e Al tiveram percentual de remoção maior que 70%, enquanto que o Ca e Mg apresentaram em torno de 20% de remoção. Ainda na mesma amostra, os percentuais de remoção de Zn e cloreto foram de aproximadamente 15% e a de K menor que 1%.

Com exceção do Ni na amostra SS16N6, quando os elementos aparecem na Figura 11 como percentual zero é porque não faziam parte da composição amostra bruta.

As diferenças no comportamento das amostras podem ter sido influenciadas devido à diferença de pH inicial das amostras, do teor de sulfatos e de cloretos. Além da co-precipitação que pode ocorrer de outros metais presentes na DAM juntamente com o hidróxido férrico devido à diferença de potencial entre os metais em solução (BLODAU, 2006).

Comparando os resultados obtidos para amostra SS16 com os apresentados por WEI *et. al.* (2005), verifica-se que ambas apresentam características e comportamento próximos. Enquanto que a amostra CS e a amostra EDR3 apresentam mais de 20 vezes a quantidade de sulfatos da DAM caracterizada pelo autor supracitado. Essa diferença na concentração de sulfatos pode influenciar no produto de solubilidade dos sais metálicos

presentes na amostra aumentando a precipitação dos metais e sua consequente remoção.

CONCLUSÃO

A partir dos resultados de caracterização, conclui-se que em todas as amostras, entre os cinco metais com maior concentração aparecem K, Ca e Al.

Dos resultados apresentados para o percentual de remoção dos metais após a neutralização podemos concluir que este tratamento mostrou-se eficiente (percentuais de remoção acima de 70%) para os metais Al e Fe das três amostras; K, Mg e Zn para as amostras CSN6 e EDR3N6; Cu da amostra CSN6; e Ca da amostra EDR3N6. Pb e Mn mesmo após tratamento ainda permaneceram em concentrações superiores aos limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA 357/2005.

Conclui-se também que o percentual global de remoção após o tratamento da DAM foi maior para a amostra CS (percentual de remoção maior que 97%), seguida pela amostra EDR3 (70%), enquanto que para a amostra SS16 o percentual de remoção foi menor do que 50%.

Agradecimentos

À *Capes – Coordenação de aperfeiçoamento de pessoal de nível superior;*

À *Carbonífera Criciúma S/A;*

À *SACT – Associação beneficente da indústria carbonífera de Santa Catarina; Ao Laprom – Laboratório de Processamento Mineral (UFRGS);*

Ao Leamet – Laboratório de Estudos Ambientais para Metalurgia (UFRGS);

À *Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (USP).*

REFERÊNCIAS

AMARAL, José E., KREBS, Antônio S. J. & PAZZETTO, Mariane B.. **Bocas de Minas de Carvão abandonadas em Santa Catarina**. Anais do XXIII Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa – Gramado, Rio Grande do Sul, 27 de setembro a 1º de outubro de 2009. v. 2, p. 397-402.

BLODAU, C. A review of acidity generation and consumption in acidic coal mine lakes and their watersheds. **Science of the Total Environment**, 369, p. 3017-332, 2006.

BORBA, R. F. & ARAÚJO, L. P. O. Carvão Mineral. **Informe Mineral**, Departamento Nacional de Produção Mineral - DNPM, p. 13, 1º sem. 2009.

CAMPANER, V. P. & SILVA, W. L. Processos físico-químicos em drenagem ácida de minas em mineração de carvão no sul do Brasil. **Química Nova**, v. 32, p. 146-152, 2009.

FARFAN, J. R. J. Z.; BARBOSA FILHO, O. & de SOUZA, V. P. Avaliação do potencial de drenagem ácida de rejeitos da indústria mineral. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2004. 58p.

GAIKWAD, R. W. & GUPTA, D.V. Review on removal of heavy metals from acid mine drainage. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 6, p. 81-98, 2008.

GARCIA Jr, O. **Utilização de Microorganismos em Processos Bio-hidrometalúrgicos**. Anais de I & II Encontros de Metalurgia, Mineração e Materiais da UFMG. Belo Horizonte, 1995.

GOMES, C.J. B. Projeto para Recuperação Ambiental da Bacia Carbonífera Sul Catarinense: Relatório de Atividades – Fevereiro de 2004.

JONHSON, D. B. & HAKKBERG, K. B. Acid mine drainage remediation options: a review. **Science of the Total Environment**, 338, p.3 – 14, 2005.

KONTOPOULOS, A. **Acid Mine Drainage Control**. In: Effluent Treatment in the Mining Industry. Castro, S. H.; Vergara, F.; Sánchez, M. A.; (Eds.). University of Concepción, 1998.

LEWIS, M. E. & CLARK, M. L.. How does stream flow affect metals in the upper Arkansas river? US Geological Survey Fact Sheet, p. 226–296, 1996.

NEVES, C. A. R. & SILVA, L. R. Universo da Mineração Brasileira. Departamento Nacional de Produção Mineral - DNPM, Brasília, 2007.

RESOLUÇÃO CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, **Resolução nº 357**, de 17 de março de 2005. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 2005.

RODRIGUES, A. F. S. Aerogeofísica no Brasil – Descobrimos a geodiversidade encoberta. **Informe Mineral**, Departamento Nacional de Produção Mineral - DNPM, p. 29-45, 1º sem. 2009.

RUBIO, J., DA SILVA, R.D.R., DA SILVEIRA, A.N., Técnicas para tratamento e aproveitamento de águas ácidas residuais da mineração de carvão. III Workshop Gestão e Reuso de Água na Indústria. - Florianópolis, Santa Catarina, novembro de 2007.

SOARES, E. R.; MELLO, J. W. V.; SCHAEFER, E. G. R. & COSTA, L. M. Cinza e carbonato de cálcio na mitigação de drenagem ácida em estéril de mineração de carvão. **R. Bras. Ci. Solo**, nº30, p.171-181, 2006.

SOUZA, Vicente P., POSSA, Mario V., SOARES, Paulo S. M., SOARES, Anderson B., BERTOLINO, Ana V. A. F. & SOUZA, Marcia R. R.. **Desempenho de cobertura seca em escala piloto para abatimento de DAM gerada por rejeito de carvão**. Anais do XXIII Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa – Gramado, Rio Grande do Sul, 27 de setembro a 1º de outubro de 2009. v. 2, p. 515 – 523.

VAZ, P. A. B. Reparação do dano ambiental – Caso concreto: mineração em Santa Catarina e o meio ambiente. **R. CEJ**, n. 22, p. 41-48, jul./set. 2003.

WEI, X.; VIADEIRO JR., R. C. & BUZBY, K. M. Recovery of iron and aluminum from acid mine drainage by selective precipitation. **Environmental Engineering Science**, v. 22, n. 6, 2005.

WEI, X; VIADERO Jr., R.C. & BHOJAPPA, S. Phosphorus removal by acid mine drainage sludge from secondary effluents of municipal wastewater treatment plants. **Water Research**, v. 42, p. 3275-3284, 2008.

Metodologias para determinar vazão ecológica em rios

RESUMO

As vazões ecológicas têm o objetivo de garantir as condições mínimas de manutenção de ecossistemas aquáticos. Estas vazões têm sido chamadas de residuais, remanescentes, ecológicas e ambientais e estão sendo cada vez mais necessárias na gestão sustentável dos recursos hídricos. A maior parte das metodologias para determinar vazão ecológica foi desenvolvida na segunda metade do século XX, algumas no início deste século. Este trabalho apresenta uma análise crítica de metodologias utilizadas para a determinação de vazões ecológicas em rios. Além de descrever os métodos, o estudo faz um quadro-resumo de cada um, classificando-os em quatro categorias: hidrológica, hidráulica, habitat e holística, conforme as abordagens utilizadas na sua concepção, bem como as aplicações e desvantagens dos mesmos. Finalizando, são feitas algumas considerações sobre as tendências de adoção das metodologias no Brasil e em outros países, sendo destacadas algumas oportunidades e necessidade de pesquisa para o aprimoramento das metodologias existentes, bem como para o desenvolvimento de novas metodologias para rios brasileiros.

PALAVRAS-CHAVE: Metodologias de vazão ecológica; ecossistemas aquáticos; vazão ecológica.

ABSTRACT

The instream flows have the purpose to ensure the minimum conditions for maintenance of aquatic ecosystems. These flows have been called residual, remaining, ecological and environmental and are increasingly essential for sustainable management of water resources. Mostly methodologies to determine the instream flow were developed in the second half of the twentieth century and at the beginning of this century. This paper presents an analysis of methodologies used to determine instream flows in rivers. Besides describing the methods, this study is a summary table of each one, arranging them into four categories: hydrologic, hydraulic, habitat and holistic according to the approaches to their conceptions as well as the applicability and inconvenience of each one. Finally considerations about trends in the adoption of methodologies in Brazil and others countries are made and some opportunities, necessities of research for the improvement of existing methodologies as well as for the development of new and more appropriate methodologies for Brazilian rivers are presented.

KEYWORDS: Environmental flow methodologies; aquatic ecosystems; instream flow.

Eloísa Helena Longhi

Eng^a Agrônoma, Mestre em Ciências Agrárias/Agronegócios (UnB), Pesquisadora da Empresa Goiana de Assistência Técnica, Extensão Rural e Pesquisa Agropecuária do Estado de Goiás – EMATER
E-mail: elohlo@gmail.com

Klebber Teodoro Martins Formiga

Doutor em Hidráulica e Saneamento EESC-USP, Professor Adjunto da Universidade Federal de Goiás

INTRODUÇÃO

A água presta serviços e suporta funções de valor para os seres vivos em geral, e para os seres humanos, em particular. Tais funções podem ser categorizadas como: manutenção da saúde pública, desenvolvimento econômico, recreação e preservação do equilíbrio ecológico (Benetti *et al.*, 2003).

Os serviços oferecidos pela água dependem da manutenção de suas características hidrológica, morfológica, química e ecológica. O balanço adequado entre utilização da água e manutenção de sua estrutura natural permite seu uso continuado, no presente e no futuro. Uma das variáveis necessárias a fim de possibilitar a continuidade das funções oferecidas pela água é a manutenção de vazões mínimas que suportem o ecossistema aquático. São as chamadas vazões residuais, remanescentes, ecológicas e ambientais (Benetti *et al.*, 2003).

Em meio ao dilema entre a preservação dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos e a demanda para a captação de água de rios para diversos usos, surge um problema, por vezes complexo, para a gestão dos recursos hídricos. Atualmente, a competição entre a captação de água e as necessidades da fauna e flora aquáticas é uma realidade e, assim, uma questão fundamental a ser considerada por gestores de recursos hídricos no mundo todo. Os métodos para determinação da vazão ecológica têm sido utilizados visando minimizar o impacto da captação de água nos recursos aquáticos (Sarmiento, 2007).

As metodologias desenhadas para avaliar vazões ecológicas sintonizadas com os avanços teóricos da ecologia de rios, surgiram somente nas décadas de 1970 e 1980. No entanto, a existência de inúmeros métodos para a determinação dessas vazões torna o processo mais complexo, sendo que a maior parte ainda utiliza o tradicional critério de vazão ecológica como um valor único, válido para todos os anos e para todas as estações do ano (Collischonn *et al.* 2005).

Os métodos para medir vazão ecológica têm sido classificados em categorias, refletindo a variação da complexidade na sua aplicação (Sarmiento, 2007). Há que se considerar ainda, a disparidade entre os resultados apresentados por diferentes metodologias atualmente utilizadas. Dentro desse contexto, esse trabalho se propõe a uma análise do surgimento das metodologias mais utilizadas no mundo, suas características e aplicações práticas.

Vazão Ecológica

Existem aproximadamente 207 metodologias, distribuídas em 44 países, para a avaliação da vazão ecológica classificadas em quatro tipos: hidrológicas, hidráulicas, habitat e holísticas (Sarmiento, 2007).

As metodologias hidrológicas são as que utilizam dados hidrológicos (séries temporais de vazões diárias ou mensais) para fazer recomendações sobre a vazão ecológica a adotar. Geralmente elas fixam um percentual ou proporção da vazão natural do curso de água em questão para representar a vazão ecológica.

O segundo tipo, as metodologias hidráulicas, considera as mudanças em variáveis hidráulicas simples, como perímetro molhado ou profundidade máxima, medidas numa única seção transversal dos rios. As vazões ecológicas são obtidas através de uma figura no qual é representada a variável em estudo e a vazão.

O terceiro tipo abrange as metodologias que utilizam o *habitat*, e objetivam avaliar a vazão ecológica quanto ao *habitat* físico disponível para as espécies pesquisadas. Estas metodologias são processos de desenvolvimento de uma política de vazão ecológica que incorpora regras variáveis ou múltiplas, para uso em negociação com base na vazão para atender as necessidades de um ecossistema aquático, considerando as demandas de abastecimento de água e de seus outros usos. Elas normalmente implicam na determinação de uma relação de vazão-*habitat*, a fim de

comparar alternativas de vazão ecológica ao longo do tempo.

As metodologias holísticas, quarto tipo, identificam os eventos críticos de vazão em função do critério estabelecido para variabilidade da vazão, para alguns ou principais componentes ou parâmetros do ecossistema do rio. Elas são, em síntese, maneiras de organizar e usar dados de vazão e conhecimento. É uma metodologia que utiliza procedimentos distintos ou métodos para produzir resultados que nenhum outro procedimento e/ou método produziria sozinho.

Diversos estudos foram realizados ao longo do tempo sobre as metodologias para a determinação da vazão ecológica, incluindo Morhardt (1986), Sarmiento, R. *et al* (1999), Tharme, R.E. (2003), IUCN-International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (2003), The World Bank (2003) e Annear, T. (2004), IFC – Instream Flow Council (2004). A seguir discorre-se sobre alguns dos métodos mais utilizados, dentro das quatro categorias acima comentadas.

Metodologias para determinar vazão ecológica

Metodologias Hidrológicas

Entre os primeiros métodos desenvolvidos com o objetivo de mensurar o valor da vazão ecológica de rios está o *One Flow Method – OFM* (Sams e Pearson, 1963 citado por Morhardt, 1986). Este estudo apresenta um método para determinar uma vazão ótima para a desova de peixes (salmonídeos).

Em 1974 foi elaborado o Método *Northern Great Plains Resource Program – NGPRP*, (NGPRP, 1974; Morhardt, 1986), para os rios salmonícolas das Montanhas Rochosas do Oeste dos Estados Unidos, embora possa ser utilizado em qualquer curso de água, a fim de recomendar vazões ecológicas para a postura e crescimento de espécies de peixes, bem como vazões de descarga para o transporte de sedimentos.

O NGPRP recomenda vazões ecológicas para cada mês do ano, baseando-se na curva de permanência de vazões. As curvas são obtidas a partir de um registro histórico de vazões médias diárias iguais ou superiores a 20 anos, no qual são eliminadas as vazões de seca e de cheia. A exclusão é necessária, pois o método pressupõe que os componentes biológicos mais representativos de um sistema aquático são essencialmente mantidos pelas condições hidrológicas que se verificam em anos normais ou médios e não por acontecimentos extremos, que ocorrem durante curtos períodos de duração (Wesche & Rechar, 1980). A vazão ecológica recomendada para cada mês é igual à vazão que é igualada ou excedida em 90% do tempo, com exceção para meses de vazões mais elevadas, nos quais a vazão ecológica corresponde à vazão que é igualada ou excedida em 50% do tempo.

Em 1975 foi desenvolvido o “Método de Hope” (Hope, 1975, citado por Morhardt, 1986). Este modelo foi obtido através de uma modificação feita no Método NGPRP, tendo em vista a recomendação de vazões adequadas para postura, proteção e alimentação dos peixes, bem como para a lavagem de substratos finos depositados no fundo do leito do rio. A vazão que é igualada ou excedida 80% do tempo é a recomendada para suportar as atividades diárias das espécies de peixes. A vazão recomendada para desova é aquela igualada ou excedida 40% do tempo e a vazão que é igualada ou excedida 17% do tempo é recomendada como uma vazão de descarga para um período de 48 horas.

Também em 1975 foi desenvolvido o “Método de Tennant ou de Montana”, o qual se baseia apenas em simples variáveis hidrológicas (Tennant, 1976). Tennant definiu o ecossistema fluvial em função da vazão,

expressa em porcentagem, com relação à vazão média anual do rio, calculado para o local do aproveitamento hidráulico. Recomenda uma vazão ecológica amparada num conjunto de percentagens em relação à vazão média anual, calculada para o local do aproveitamento hidráulico, recorrendo-se a diferentes percentagens para os períodos de Outubro-Março e Abril-Setembro. A correta aplicação deste método abrange as seguintes etapas:

1. Determinação da vazão média anual no local do aproveitamento hidráulico;
2. Observação do curso d’água durante os períodos em que a vazão no mesmo é aproximadamente igual a 10%, 30% e 60% da vazão média anual, documentando-o com fotografias dos vários tipos de *habitats* característicos;
3. Utilização da informação obtida para preparar recomendações de vazões ecológicas conforme a Tabela 1.

Vazão Ecológica	Vazão Recomendada	
	(porcentagem em relação à vazão média anual)	
	Abril – Setembro	Outubro – Março
Lavagem ou máxima	200%	
Ótima	60 – 100%	
Excelente	60%	40%
Muito bom	50%	30%
Bom	40%	20%
Fraco ou degradante	30%	10%
Pobre ou mínima	10%	10%
Degradação elevada	0 – 10%	

Tabela 1. Regime de vazões recomendado pelo Método de Tennant (Tennant, 1976).

No entanto, na prática, a aplicação do Método de Tennant raramente envolve o reconhecimento de campo, sendo a recomendação de vazões baseada unicamente na tabela desenvolvida por Tennant (Morhardt, 1986).

De um modo geral, a metodologia descreve que uma vazão correspondente a 10% da vazão média anual é insuficiente para sustentar uma pequena condição de *habitat* para os peixes, pois a largura do leito, a profundidade e a velocidade do

escoamento são significativamente reduzidas, a temperatura da água pode subir tornando-se um fator limitante para algumas espécies, principalmente durante os meses de verão, as populações de macroinvertebrados são bastante afetadas, podendo colocar em

risco a produção piscícola do curso d'água e a vegetação ripícola poderá ficar sujeita a estresse hídrico. Uma vazão correspondente a 30% da vazão média anual mantém uma boa qualidade de *habitat*. A largura do leito, a profundidade e a velocidade do escoamento, bem como a temperatura, são mantidas a níveis satisfatórios para a maior parte das espécies, as populações de macroinvertebrados são afetadas, mas em níveis que não colocam em risco a produtividade piscícola e a vegetação ripícola não é afetada. Vazão entre 60 a 100% promove excelente condição de *habitat* para a maioria das formas de vida aquática e dos usos previstos (Morhardt, 1986).

O Método de Tennant tem sofrido diversas modificações que visam adaptar melhor o regime de vazões ecológicas calculado ao regime natural de vazões nas diversas regiões diferentes daquela para a qual o método foi desenvolvido. Sua limitação é que só deverá ser aplicado a cursos de água morfologicamente semelhantes àqueles a partir dos quais a técnica foi desenvolvida, sendo indicado para rios grandes, com 50 metros de largura ou mais, que exibem pouca variação da vazão ao longo do ano, isto é, inferior a 8m³/s (Sarmiento, 2007).

Em 1976 foi elaborado o "Método Califórnia" (Waters, 1976; Alves, 1993). Desenvolvido para quantificar a relação entre a vazão e a área disponível para desova e crescimento das espécies de truta existentes nos rios da Califórnia, nos Estados Unidos.

É um método semelhante ao "Método de Washington" (Collings, 1974 citado por Alves, 1993), metodologia do tipo Hidráulica, apresentado mais à frente, pois envolve a elaboração de mapas planimétricos para velocidade, profundidade, material aluvionar e cobertura. Pode-se, caso necessário, recorrer à simulação hidráulica. As informações para confecção dos mapas planimétricos ou para a simulação hidráulica são obtidas em seções transversais selecionadas em cada local

de amostragem, para as vazões de interesse, nunca inferior a três. São considerados fatores de ponderação, entre zero e um, para cada um dos parâmetros acima mencionados no cálculo do valor do *habitat*. O índice de qualidade de *habitat* é denominado preferência líquida de *habitat* (PLH). A principal limitação desse método é a não inclusão de nenhuma orientação sobre os critérios a serem seguidos para a recomendação da vazão ecológica. Conforme Morhardt (1986), este método é o precursor do *Instream Flow Incremental Methodology*.

O Método do Q_{7,10} (vazão média mínima de sete dias consecutivos, com dez anos de recorrência), desenvolvido em 1976 (Chiang e Johnson, 1976 citados por Loar e Sale, 1981), recomenda vazões ecológicas baseado numa série histórica de vazões, mais especificamente a vazão mínima que se observa durante sete dias consecutivos, para um período de verificação, à mesma época do ano, de dez anos. Havia sido anteriormente utilizado para a construção de estações de tratamento de efluentes, sendo determinada a vazão que permite manter condições adequadas de qualidade da água. Ele tem sido utilizado principalmente no Leste e Sudoeste dos EUA. A determinação do Q_{7,10} é feita em duas etapas. Na primeira, calcula-se o valor do Q₇ para todos os anos do registro histórico considerado. A segunda resume-se na aplicação de uma distribuição estatística de vazões mínimas para o ajuste dos Q₇ calculados, sendo as distribuições de *Gumbel* e *Weibull* as mais utilizadas.

O Q_{7,10} é um método muito utilizado para concessão da outorga de água no Brasil. Sua utilização para recomendação de vazão não possui base ecológica, pois não considera as especificidades dos ecossistemas e ignora a dinâmica natural da ictiofauna e ictioflora, existentes num curso de água.

Em 1977, o Departamento de Recursos Naturais da Geórgia, nos Estados Unidos, utilizava como mecanismo para a definição da vazão ecológica a vazão Q_{7,10} (Sarmiento,

2007). As opções quanto ao Q_{7,10} para a concessão da outorga de água são: mínima vazão Q_{7,10} mensal; opções de vazões médias para rios regularizados ou não regularizados; estudo específico de vazão ecológica para o local. Uma preocupação com a diretriz do Q_{7,10} é o risco da água permanecer nos reservatórios tendo somente vazões mínimas sendo liberadas, particularmente durante os períodos de vazões baixas, devidas a períodos de secas severas ou mesmo das variações sazonais das precipitações.

Segundo Sarmiento (2007), o estado do Texas utiliza dois métodos hidrológicos para definição da vazão ecológica: um é o "Método de Lyons" e o outro, para o planejamento das águas, é o *Consensus Criteria for Environmental Flow Needs, CCEFN*. O "Método de Lyons" foi desenvolvido em 1979, por Barry W. Lyons, biólogo do *Wildlife Department* do *Texas Parks and Wildlife Department – TPWD*. A metodologia usa porcentagens de vazões médias diárias como parâmetro para determinar a vazão ecológica nos rios do Texas. Para o licenciamento, as vazões ecológicas são 40% da vazão média mensal de outubro-fevereiro, e 60% da vazão média mensal de março-setembro. Os valores de 60% foram escolhidos para uma maior proteção durante o período crítico de verão e primavera. Os níveis de 40% e 60% são obtidos através do uso do método do perímetro molhado. Esses limites são aplicados na maioria dos rios do Texas para determinação da vazão ecológica na concessão da outorga de água.

O *CCEFN (TWDB, 1979; Sarmiento, 2007)*, parte das diretrizes do Plano das Águas do Texas elaborado pelo *Texas Water Development Board*. O critério adotado é a vazão natural – a vazão estimada que estivesse no rio sem os impactos da interferência humana na sua bacia hidrográfica. Enquanto o Método de Lyons utiliza dados medidos para o valor da vazão, *CCEFN* usa valores percentuais da vazão natural na derivação de vazão e vazão remanescente. Contudo, os dois métodos produzem valores diferentes para a vazão ecológica para um mesmo rio no Texas.

Em 1980 foi elaborado o “Método de Utah” (Geer, 1980; Morhardt, 1986), que parte da hipótese de que a vazão mínima mensal para o período de registro considerado é apropriada para recomendar uma vazão ecológica para as épocas de inverno e verão. Segundo Morhardt (1986), o método é essencialmente arbitrário, pois não existe evidência

comprovando que sua aplicação resulta numa vazão adequada à ictiofauna ou a outros requerimentos.

Também em 1980 foi desenvolvido o *Aquatic Base Flow (ABF)* para a região da Nova Inglaterra nos EUA (Larsen, 1980 citado por Morhardt, 1986). O *ABF* tem por objetivo criar condições adequadas de vazão à manutenção dos organismos aquáticos

dos cursos de água. A premissa básica do *ABF* é que as vazões médias ou recomendadas são suficientes para as espécies de peixes. As recomendações de uma vazão ecológica, a partir desse método, são feitas com base numa série histórica de vazões, a partir da qual é calculada a média para o mês mais seco do ano (Tabela 2).

Estação do Ano	Série histórica de vazões	
	Inferiores a 25 anos (m^3s^{-1}/Km^2)	Superior ou igual a 25 anos (a)
Abril –1ª quinzena junho(b)	0.29	100% média de agosto (c)
2ª quinzena de junho-setembro	0.04	100% média de agosto (c)
Outubro-Março (b)	0.07	100% média de agosto (c)

(a) rio natural, bacia hidrográfica superior a 130km², precisão superior ou igual a 10%; (b) períodos de postura e incubação; (c) se a vazão no curso de água a montante da barragem for inferior a média do mês de setembro, então a vazão a manter é a vazão que se verifica nesse local do curso de água. Obs: os dados fornecidos são referentes ao Hemisfério Norte.

Tabela 2. Vazões ecológicas recomendadas pelo *ABF* (Larsen, 1980 citado por Morhardt, 1986).

O nível de precisão deste método é baixo. Se uma série histórica de vazões diárias, igual ou superior a 25 anos estiver disponível, o cálculo é baseado na média do mês mais seco do ano. Por outro lado, se esta série for menor do que 25 anos, a vazão ecológica será calculada como uma porcentagem em função da área de drenagem obtida a partir de mapas. Para Russel (1990) citado por Alves (1993), estudos comparativos com outros métodos sugerem que os resultados obtidos através deste método são mais conservadores, ou seja, as vazões recomendadas são superiores às obtidas com outros métodos.

Em 1981 foi desenvolvido o *Maximum Steelhead Spawning Area Method* (Osborn, 1981; Morhardt, 1986), com o propósito de estimar vazões para permitir a máxima área de *habitat* utilizada pelas espécies de salmonídeos. De acordo com Morhardt (1986), a falha deste modelo está na

falta de especificação de um procedimento para recomendação da vazão ecológica a partir da vazão calculada.

Outro modelo é o *RVA – Range of Variability Approach* (Richter *et al*, 1997). O propósito do *RVA* é fornecer uma estrutura para a gestão dos rios a fim de restaurar ou manter a variabilidade natural dos regimes hidrológicos para recuperação/conservação dos ecossistemas aquáticos. Na aplicação do método caracterizam-se as vazões diárias para um período de registro refletindo regimes hidrológicos naturais (não alterado pelo efeito antrópico) utilizando 32 indicadores de alteração hidrológica obtidos com o método *IHA – Indicadores de Alteração Hidrológica*, abordado na sequência. Seleciona-se uma extensão da variação desses parâmetros para formular metas iniciais de vazão ecológica para a gestão do rio. As metas de vazão ecológica são utilizadas para a gestão de estratégias

(operações de reservatórios e derivações de águas), refinadas como indicado pelo monitoramento ecológico de longo termo e como requerido para a conservação dos ecossistemas aquáticos.

O método utiliza observações hidrológicas, constando basicamente dos seguintes passos: caracterizar a variação de vazão utilizando 32 parâmetros ecológicos; selecionar a vazão de gestão desejada com base nesses parâmetros; projetar um sistema de gestão que atenderá ao desejado; implementar o sistema de gestão e monitorar os seus efeitos; repetir a caracterização anualmente e comparar os novos valores àqueles desejados na gestão; incorporar nova informação de monitoramento e revisar seu sistema de gestão ou o *RVA* desejado quando necessário.

Alguns pesquisadores consideram o *RVA* uma metodologia holística, pois pode ser aplicado nas fases pré e pós-construção de

barragens, o que é um fator positivo. Neste caso são definidos 33 parâmetros ecológicos relevantes que caracterizem a frequência e duração das flutuações

das vazões. Para cada parâmetro RVA é definido um cenário de referência, baseado em percentuais ou desvio padrão.

Para se determinar a condição das águas impactadas, as flutuações do parâmetro RVA são obtidas pela equação:

$$\text{Alteração Hidrológica} = \left[\frac{\text{Frequência observada} - \text{Frequência desejada}}{\text{Frequência desejada}} \right] \times 100$$

A frequência observada é aquela que está na variação de referência (período de pós-construção da barragem), sendo a referência definida como o período onde a vazão é o cenário de referência (período de pré-construção da barragem). Se o parâmetro RVA resultar no cenário de referência, a alteração hidrológica é zero. Se mais parâmetros estiverem no cenário de referência, o valor da alteração é positivo, e no caso de que menos parâmetros estiverem dentro do cenário de referência, ter-se-ão valores negativos de alteração.

O “Método IHA” (Richter *et al*, 1997) é um dos componentes do método RVA. O RVA tem sido aplicado em mais de 30 estudos de vazão ecológica nos Estados Unidos, no Canadá e na África do Sul.

O IHA calcula um conjunto de características hidrológicas, ou indicadores, para avaliar alteração hidrológica. Inclui quatro passos: definição de série de dados de interesse para o ecossistema; cálculo dos valores dos atributos hidrológicos; cálculo da estatística intra-anual; calcula os valores dos indicadores de alteração hidrológica. O método pode ser utilizado para comparar a condição do sistema com ele mesmo ao longo do tempo (antes e após o impacto); comparar a condição de um sistema com outro sistema, ou ainda comparar condições atuais com simulações de modelo de futuras modificações (Sarmiento, 2007).

Jenq Tzong Shiau (2004) utilizou o RVA para a determinação da vazão ecológica após a construção de um vertedouro lateral denominado *Taitung*, na bacia do rio Peinan, na Tailândia. O vertedouro foi construído para suprir água na agricultura. O estudo empregou 32 parâmetros

hidrológicos. O objetivo do trabalho foi fazer com que a vazão após a construção do vertedouro atendesse às variações das vazões existentes antes da construção do mesmo, com a mesma frequência dessas vazões.

Metodologias hidráulicas

Foi desenvolvido em 1967 o “Método da Região 4 do *USFWS*” (*United States Fish and Wildlife Service*), o qual possibilita a recomendação de vazões ecológicas que permitam a manutenção das características gerais do *habitat* para as populações de salmonídeos em riachos de montanha dos estados de Utah, Idaho e Wyoming, Sudoeste dos Estados Unidos (Herrington e Dunham, 1967, citados por Alves, 1993).

Sua aplicação consiste na caracterização de seções transversais, nas quais os seguintes parâmetros são levantados: dimensão, estrutura do leito do rio, substrato e características das margens. Através de um modelo de simulação hidráulica são definidas curvas de *habitat* em função da vazão, a partir das quais é feita a recomendação de uma vazão ecológica.

O *Washington Toe-Width Method*, desenvolvido pelo *Department of Fisheries, The Department of Game*, e o *U.S. Geological Survey (USGS)*, para determinar a vazão ecológica mínima para peixes (Swift, 1976; Morhardt, 1986). Os resultados de nove anos de medições de altura da lâmina e de velocidade da água nos rios foram utilizados para calcular o *habitat* por unidade de área, para cada vazão medida. *Toe-width* é a distância entre as margens do rio medida no fundo. Essa largura do rio é usada como uma equação para a determinação da vazão

necessária para permitir a reprodução de salmões.

O “Método de Oregon”, desenvolvido em 1972 (Thompson, 1972; Loar e Sale, 1981), utiliza conceitos de largura ponderada utilizável e largura utilizável de rios na determinação de vazões mínimas e ótimas requeridas para a locomoção, desova, incubação e crescimento das espécies selecionadas. Os critérios de *habitat* são baseados na velocidade e profundidade do escoamento, para as quais é verificada a presença de peixe. A largura utilizável (LU) é definida segundo um critério binário, ou seja, utilizável ou não utilizável, considerando uma gama de valores de velocidade e profundidade utilizados pela espécie, para cada uma das fases do seu ciclo de vida. A largura ponderada utilizável (LPU) usa um fator de ponderação, que varia de zero a um, para cada variável. Para calcular a LPU, as seções transversais são divididas uniformemente em subseções, caracterizando-as por uma largura, uma profundidade e uma velocidade média. A largura de cada subseção é, então, multiplicada pelo fator de ponderação correspondente à velocidade e profundidade da subseção, o que permite quantificar em termos relativos o valor do *habitat*. A curva dos fatores de ponderação pode ser obtida através da opinião de especialistas ou através de observação em campo, levando em consideração, se possível, cada uma das fases do ciclo de vida das espécies em estudo.

Em 1973 foi desenvolvido o “Método do Colorado” ou da Região 2 do *USFWS* (*United States Fish and Wildlife Service*), para os rios salmonícolas das Montanhas Rochosas do Estado do Colorado, Estados Unidos, o qual se baseia na seleção e simulação

hidráulica de áreas críticas do rio (Russel e Mulvaney, 1973; Wesche e Rechar, 1980). Para tanto, são definidas seções transversais onde é feita a simulação hidráulica de diversos parâmetros, tais como: perímetro molhado, área da seção transversal, velocidade média, profundidade máxima e raio hidráulico, a partir dos quais são definidas curvas de variação em relação à vazão. A recomendação de uma vazão ecológica é feita recorrendo-se ao critério do ponto de inflexão das curvas geradas, ou então se considera a vazão capaz de manter 75% da área selecionada como crítica (Loar e Sale, 1981).

Em 1974 foi elaborado o “Método de Washington” para o *Washington Department of Fisheries*, Washington, EUA (Collings, 1974; Alves, 1993). O método referido envolve a cartografia de trechos do rio para determinar áreas de postura e crescimento para as espécies consideradas. São selecionados no mínimo três locais de interesse, nos quais são definidas, em cada área, quatro seções transversais. Ao longo de cada seção transversal, e se possível entre elas, são feitas medições de velocidade e de profundidade para no mínimo cinco valores de vazão. É importante que os valores de vazão de interesse estejam dentro do intervalo de interesse. Os valores obtidos permitem definir um mapa de isolinhas para a profundidade e velocidade.

Para cada vazão, são construídos mapas planimétricos, para desova e crescimento, que mostram as diferentes combinações de velocidade e profundidade. A partir destes mapas são medidas as áreas com adequadas combinações de velocidade e profundidade, com as quais são elaboradas curvas de área de postura e de crescimento em função da vazão. A vazão recomendada corresponde aos picos das respectivas curvas, sendo a vazão ecológica definida como sendo aquela capaz de manter 75% da área máxima de postura ou de crescimento. A grande vantagem desse método é a forma gráfica, não sendo necessário recorrer à simulação hidráulica.

No ano de 1983 foi elaborado o “Método do Perímetro Molhado” – MPM (Annear e Conder, 1984). Esse método admite a existência de uma relação direta entre o perímetro molhado e a disponibilidade de *habitat* para a ictiofauna. São definidas seções transversais em locais onde se julga haver uma grande variação do perímetro molhado com a mudança na vazão, geralmente locais com velocidades altas e profundidades baixas (zonas de rápidos). Posteriormente são realizadas medições de profundidade e velocidade, para no mínimo três vazões, podendo recorrer-se à simulação hidráulica. A partir da simulação hidráulica define-se um gráfico que relaciona o perímetro molhado com a vazão, então se identifica o principal ponto de inflexão da curva, a partir do qual o aumento da vazão traduz-se num aumento pouco significativo do perímetro molhado e numa rápida deterioração das condições de *habitat*. A vazão referida no ponto de inflexão é a vazão recomendada, considerando como pressuposto que a vazão ecológica obtida nas zonas de corredeiras é igualmente adequada para os outros tipos de *habitat*.

Liu *et al*, 2007 define o conceito de velocidade de vazão ecológica bem como o raio hidráulico ecológico e propõe o método “Raio Hidráulico Ecológico” que considera informações do rio (incluindo raio hidráulico, coeficiente de rugosidade e gradiente hidráulico) e a velocidade necessária para a manutenção de certas funções ecológicas. O método foi empregado na determinação da vazão ecológica na seção transversal do rio *Niqu*, tributário do rio *Yalong*, situado na China. Os resultados obtidos com o método foram comparados com aqueles do Método Tennant.

Metodologias habitat

Em 1982 surge o *Instream Flow Incremental Methodology - IFIM* (Bovee, 1982). O IFIM foi desenvolvido pelo *Cooperative Instream Flow Service Group*, atualmente *Aquatic Systems Branch of the National Ecology*

Research Center, USFWS, em Fort Collins, Estados Unidos da América, para a resolução de problemas que dizem respeito à gestão dos recursos hídricos que envolvam a implementação de qualquer tipo de empreendimento hidráulico em rios, objetivando diminuir o impacto negativo causado aos ecossistemas.

O método IFIM baseia-se no princípio de que a distribuição longitudinal e lateral dos organismos aquáticos é determinada, entre outros fatores, pelas características hidráulicas, estruturais e morfológicas dos cursos de água. Cada organismo tende a selecionar as condições que lhe são mais favoráveis no curso de água, correspondendo a cada variável de *microhabitat* (velocidade, profundidade, substrato e cobertura) um grau de preferência que é proporcional à aptidão do valor da variável para a espécie (Alves, 1993). Conforme Bovee *et al.*, (1998) a área do rio que possui condições ambientais favoráveis para a manutenção de uma população piscícola, pode ser quantificada em função da vazão.

Uma série de procedimentos teóricos e computacionais interligados compõe o IFIM, os quais descrevem características temporais e espaciais de *habitat*, como conseqüência a uma dada alternativa de alteração do regime fluviométrico dos rios. A natureza incremental desta metodologia provém do fato de como cada problema é encarado, permitindo que a solução seja encontrada a partir de variações na vazão, partindo-se de um valor inicial considerando várias alternativas, tornando-se adequado às necessidades dos diversos usuários da água e evitando, assim, os conflitos e a degradação ambiental.

O método pode ser aplicado não só a estudos de vazões ecológicas, mas também a estudos de impacto ambiental nos ecossistemas decorrente de qualquer tipo de perturbação que ocorra no curso de água. Uma visão

geral do roteiro de aplicação do método é apresentada a seguir:

a) Os estudos com o *IFIM* iniciam com a pesquisa da história do rio para determinar quais as espécies de peixes estão presentes, bem como para entender suas histórias de vida. Os estudos podem desejar saber, por exemplo, onde e quando ocorre a reprodução dos peixes. Consultando biólogos, identificam-se os locais apropriados para estudo. Como não é viável estudar cada metro quadrado do rio, locais de estudo são selecionados para representar grandes segmentos do mesmo. Para cada local de interesse, o estudo estabelecerá transectos ao longo do rio. Aí serão medidas a profundidade e a velocidade da água em pontos fixos ao longo de cada transecto, fazendo-se os registros de outras informações relativas ao *habitat*, tal como o tipo do substrato presente em cada ponto;

b) A equipe retornará várias vezes nos pontos para situações de vazões baixas, médias e altas. Isso fornecerá uma gama de profundidades e velocidades para calibrar os modelos computacionais. As visitas são planejadas primeiramente para revisar a história hidrológica do rio. Muitas vezes, os peixes podem ser observados através de mergulho para identificar que espécies estão no rio, que tipos de áreas eles estão usando e o que estão fazendo (desova, reprodução, etc). Também serão registradas as profundidades, velocidades e substratos utilizados pelos peixes, informação essa empregada para modelar o *habitat* preferencial dos mesmos;

c) Os dados adquiridos durante os trabalhos de campo são levados para um programa de computador capaz de desenhar e prever como uma variação de vazões afeta a distribuição das profundidades e velocidades. Esses resultados necessitam de revisão e calibração;

d) Tais resultados não indicam como o *habitat* dos peixes é afetado pela variação da vazão. Assim sendo, os dados devem ser levados para outro programa de computador, junto com a informação descrevendo as

preferências de *habitat* pelas diferentes espécies e estágios de vida. A informação pode indicar, por exemplo, que um peixe adulto prefere água profunda e veloz, enquanto um peixe jovem prefere água rasa e com menor velocidade ou mesmo parada;

e) O resultado dos procedimentos de cálculo do *IFIM* fornece um valor conhecido como área utilizada ponderada para cada espécie de interesse e respectivo estágio de vida. Essa área expressa (em m² por metro linear de rio) como a disponibilidade do *habitat* dos peixes é afetada pelas alterações nos níveis de água do rio;

f) Considerando que para diferentes espécies e estágios de vida correspondem diferentes necessidades de vazões, uma única vazão não poderá simultaneamente maximizar *habitat* para todas as espécies. O desafio é conciliar essas necessidades de modo a proteger todas ou o maior número possível de espécies. Isso requer que os biólogos usem os resultados do modelo em combinação com outra informação para estabelecer um regime de vazão final. Isso pode envolver alguma negociação de prioridades de gestão. Outras atividades tais como pesca, recreação, irrigação, navegação, etc, também precisam ser consideradas na obtenção da vazão ótima.

Nestler *et al.*, (1993) utilizou o “Método *RCHARC*” – *The Riverine Community Habitat Assessment and Restoration Concept* para estudar os efeitos das alterações de vazões sobre a biota aquática em projetos de canais. É um método para avaliar o *habitat* dos rios sob condições de vazões baixas. O método combina elementos conceituais do *Index of Biotic Integrity (IBI)* e do Sistema *PHABSIM*. - *Physical Habitat Simulation* (programa de computador utilizado para quantificar os atributos hidráulicos adequados contra atributos hidráulicos inadequados de *habitat* de espécies selecionadas e estágios de vida em função da vazão). Geralmente ele é utilizado para projetos de recuperação e de avaliação do trecho do rio restaurado sob condições de referência. Envolve as seguintes hipóteses: cada vazão específica é garantida por uma distribuição de profundidades e

velocidades e, a estrutura da comunidade aquática é estreitamente relacionada à diversidade hidráulica, como descrita pelas distribuições de freqüências de profundidades e velocidades.

O modelo possui as seguintes características: não faz as comparações quantitativas entre trechos do rio (as avaliações são qualitativas); faz ligações entre observações de campo, resultados de pesquisas e entendimento da diversidade de *habitat*; não utiliza o critério de adequação das espécies para calcular *habitat*; requer dados de geometria do rio, hidrologia, níveis de água, diminuição de profundidades e dados sobre o *microhabitat*, como transporte de sedimento, oxigênio dissolvido e temperatura da água.

O método “*Tidal Distributary/Estuary Method*” (Duke Engineering, 1999), é uma técnica incremental de prover vazões para manter o refúgio no canal na baixa-mar e nas áreas de inundação nas preamares. O propósito do método é determinar vazões que manterão os processos e recursos do estuário. A técnica utiliza um modelo de regressão que correlaciona os níveis de água no estuário como uma função da maré e a vazão para estabelecer *habitat* adequado para manter os peixes e as comunidades de vegetação. Uma restrição é que o método não leva em consideração a salinidade, fator importante nos estuários. Ele fornece informações, mas não respostas.

O método *Hatfield e Bruce Western Salmonid Regressions* (Hatfield & Bruce, 2000), estabelece uma série de equações para avaliar a vazão que maximiza a área usada ponderada (WUA) nos estudos com o *PHABSIM*, para até quatro estágios da vida de tipos de trutas e salmões. Os autores propõem o método para o nível de reconhecimento.

O *MesoHABSIM – Mesohabitat Simulator* (Piotr Parasiewicz, 2001 citado por *IFC*, 2004), é semelhante ao *PHABSIM*, módulo integrante de *IFIM*. O propósito do *MesoHABSIM* é fornecer um meio para avaliação de *habitat* que pode ser utilizado em cenários de

reabilitação de rios, incluindo alternativas de regimes de vazões para todo o rio ou uma seção transversal. É similar ao *PHABSIM*, considerando-se que ambos quantificam atributos físicos do *habitat*, fazendo relação com aqueles dos requerimentos de *habitat* adequados para espécies selecionadas e estágios de vida como uma função da vazão. Enquanto o *PHABSIM* envolve a pesquisa detalhada do *micro habitat* dentro de locais de amostragem selecionados, o *MesoHABSIM* utiliza o mapeamento de *mesohabitat* de todas as seções do rio sob condições de vazões múltiplas.

O método *Demonstration Flow Assessment – DFA*, (IFC, 2004), utiliza para a determinação da vazão ecológica a observação direta das condições do *habitat* do rio para diferentes vazões, e um grupo de profissionais elege as alternativas de vazões. Faz uso de procedimentos que podem ser divididos em duas partes. A primeira parte é geral e trata da análise de decisão fundamentada no julgamento. Essa parte inclui: estrutura da decisão enfocando a avaliação através de seus objetivos e contornos; modelagem conceitual identificando os processos-chaves e mecanismos pelos quais a variável escolhida afeta os recursos estudados; definição de indicadores mensuráveis baseados nos modelos conceituais; observação de como as medições responde às variáveis estudadas e, análise dos resultados e incertezas para eleger alternativas de gestão. A segunda parte é ecológica: quantificação do *habitat* como uma forma de avaliar os efeitos das alternativas de gestão e inclui identificação de tipos específicos de *habitat* que serão desejáveis para razões específicas; estimativa da quantidade desses tipos de *habitat* para cada alternativa e avaliação das alternativas de como elas proverão as desejadas quantidades de cada tipo de *habitat*. A subjetividade e a incerteza são as maiores limitações no uso do *DFA*, pois não utiliza a quantificação. Tem sido muito aplicado no licenciamento de hidrelétricas nos Estados Unidos e é fundamentalmente

similar ao método *PHABSIM*, integrante do *IFIM*.

O método *WAIORA – Water Allocation On River Attributes*, desenvolvido em 2003, estuda a variabilidade dos elementos químicos e hidrofísicos do curso de água em função de mudanças na vazão e como essa variabilidade afeta o meio biótico definindo-se, assim, os valores de vazão em função de limitações na variabilidade desses indicadores impostas pelas necessidades das espécies (Reis, 2007).

Metologias holísticas

O Método Holístico (Arthington *et al*, 1992) foi desenvolvido na Austrália para estudar a vazão ecológica levando em conta todo o ecossistema do rio, podendo incluir áreas associadas, tais como pântanos, água subterrânea e estuários. Adicionalmente, considera todas as espécies que são sensíveis à vazão, como invertebrados, plantas e animais, contemplando ainda os aspectos das cheias, secas e qualidade da água. Representa as bases conceituais e teóricas para a maioria dos métodos holísticos para a determinação da vazão ecológica. Geralmente essa metodologia reúne um grupo de profissionais e pode envolver a participação de todas as partes interessadas, resultando em um processo holístico. Os profissionais fazem julgamentos acerca das conseqüências ecológicas para várias vazões no rio, em relação aos aspectos quantitativos e temporais. Uma desvantagem do método é o custo elevado na aquisição de dados

King e Louw (1998) empregaram a Metodologia *BBM–Building Block Methodology* na África do Sul. Ele foi desenvolvido por pesquisadores locais e o *DWF – South African Department of Water Affairs and Forestry*. Consiste em três fases: preparação para *workshop*, incluindo consulta às partes interessadas, estudos de escritório e de campo para a seleção do local, análise geomorfológica do trecho do rio, pesquisas sociológicas e de integridade

do *habitat* do rio, estabelecimento de objetivos para a condição futura do rio, avaliação da importância ecológica e econômica do rio, análises hidráulica e hidrológica; *workshop* multidisciplinar para construção da variação do regime de vazão através da identificação das características da vazão ecológica essencial em termos mensais; ligação da vazão ecológica necessária com a fase da Engenharia de Desenvolvimento dos Recursos Hídricos, com modelagem do cenário e análise hidrológica. O método é aplicável a rios regularizados e não regularizados, quando estiver se tratando da restauração das vazões (King & Louw, 1998).

Foi desenvolvida na África, pela *Southern Waters and Metsi Consultants*, uma metodologia holística com componente sócio-econômico, denominada *Downstream Response to Imposed Flow Transformations – DRIFT*, (King *et al*. 2003). A aplicação do *DRIFT* compreende quatro módulos:

- 1) Módulo biofísico - utilizado para descrever a condição presente do ecossistema, a fim de prever sua mudança para alterações de vazões;
- 2) Módulo sociológico - utilizado para identificar riscos da subsistência de usuários devido à alteração de vazões e quantificar suas ligações em termos de recursos naturais e perfis de saúde;
- 3) Módulo de desenvolvimento de cenários - une os primeiros dois módulos através de um banco de dados visando obter previsões das conseqüências da alteração de vazões;
- 4) Módulo econômico - gera descrição de custos para mitigação e compensação para cada cenário. Essa metodologia tem aplicação limitada na região Sul da África. O *DRIFT* foi empregado no *The Lesotho Highlands Water Project – LHWP*, (World Bank, 2003).

A metodologia *DRIFT* contém um processo para avaliar as conseqüências sociais para cada cenário de vazão, bem como meios para avaliar os custos econômicos para a regularização de vazões em função dos efeitos nos peixes e em outros recursos naturais, bem como nos serviços realizados pelas comunidades.

Na sequência a tabela apresenta um resumo das metodologias de determinação de vazão ecológica de rios utilizadas mundialmente, critérios que cada uma utiliza, suas principais aplicações, bem como suas desvantagens.

	METODOLOGIA	O QUE UTILIZA	APLICAÇÃO	DESVANTAGEM
HIDROLÓGICA	<i>One Flow Method (OFM)</i> - (Sams e Pearson, 1963)	Dados hidrológicos (características da seção)	Desova de peixes (salmonídeos)	Custo elevado na aquisição de dados
	<i>Northern Great Plains Resource Program</i> (NGPRP, 1974)	Curva de permanência de vazões (série histórica de vazões naturais)	Desova/crescimento de peixes; vazões de descarga e transporte de sedimentos	Não recomendado para cursos de águas quentes
	Método de <i>Hope</i> (Hope, 1975)	Curva de permanência de vazões (série histórica de vazões naturais)	Desova/crescimento de peixes; vazões de descarga e transporte de sedimentos	Não recomendado para cursos de águas quentes
	Método de <i>Tennant</i> ou de <i>Montana</i> (Tennant, 1976)	Dados hidrológicos (largura do leito, profundidade, velocidade do escoamento, etc.)	Desova/crescimento de trutas; vazões de descarga e transporte de sedimentos	Válido somente para a região que foi desenvolvido; inexistência de validação biológica
	Método <i>Califórnia</i> (Waters, 1976)	Mapas planimétricos para velocidade, profundidade, material aluvionar e cobertura	Quantificar vazão e área para desova e crescimento de trutas	Faltam critérios e orientações para recomendação de vazão ecológica
	Método $Q_{7,10}$ (Chiang e Jonhson, 1976)	Série histórica de vazões naturais	Construção de estações de tratamento de efluentes e concessão de outorga de água	Não considerar a especificidade dos ecossistemas e a dinâmica natural da ictiofauna
	Método de <i>Lyons</i> (Barry W. Lyons, 1979)	Dados hidrológicos (série histórica de vazões naturais)	Concessão de outorga de água e determinação da vazão ecológica	Limitações para aplicação em rios de outras regiões
	<i>Consensus Criteria for Environmental Flow Needs – CCEFN</i> (TWDB, 1979)	Dados hidrológicos (percentuais da vazão natural estimada antes da antropização)	Parte das diretrizes do Plano das Águas do Texas (EUA)	Limitações para aplicação em rios de outras regiões
	Método de <i>Utah</i> (Geer, 1980)	Dados hidrológicos (série histórica de vazões naturais)	Recomendar vazão ecológica	Método arbitrário, carece comprovação de adequação para a ictiofauna
	HIDROLÓGICA	<i>Aquatic Base Flow ABF</i> (Larsen, 1980)	Série histórica de vazões naturais (média para o mês mais seco do ano)	Manutenção dos organismos aquáticos nos cursos de água
<i>Maximum Steelhead Spawning Area Method</i> (Osborn, 1981)		Dados hidrológicos e série histórica de vazões naturais	<i>Habitat</i> para espécies de salmonídeos e outras espécies de peixes	Falta especificação de procedimento para recomendação de vazão ecológica
		Série histórica de vazões	Gestão de rios restaurar ou	Definição de

	<i>Range of Variability Approach (RVA)</i> (Richter <i>et al</i> , 1997)	naturais (32 Indicadores de alteração hidrológica)	manter a variabilidade natural dos regimes hidrológicos p/ recuperação/conservação ecossistemas aquáticos	parâmetros requer muito rigor e trabalho
	Indicadores de Alteração Hidrológica - IAH (Richter <i>et al</i> , 1997)	Dados hidrológicos (série histórica de vazões)	Comparar condições de sistemas de avaliação hidrológica	Dificuldade na coleta de dados (necessita de muitas informações)
HIDRÁULICA	Método da Região 4 do <i>USFWS</i> (Herrington e Dunham, 1967)	Caracterização de seções transversais/modelo de simulação hidráulica	Permitir manutenção das características do <i>habitat</i> para populações de salmões em rios de montanha	Método de uso restrito em regiões montanhosas
	<i>Washington Toe-Width</i> (Swift, 1976)	Distância entre as margens medida no fundo do rio	Determinar vazão ecológica mínima para peixes	Requer tempo e rigor em medições de altura de lâmina e velocidade da água
	Método de <i>Oregon</i> (Thompson, 1972)	Conceitos de Largura Ponderada Utilizável e Largura Utilizável de rios	Vazões mínimas e ótimas para locomoção, desova, incubação e crescimento de espécies de peixes	Custo elevado
	Método do <i>Colorado</i> (Russel e Mulvaney, 1973)	Seções transversais com seleção e simulação hidráulica de diversos parâmetros do rio	Preservação de espécies salmonícolas das Montanhas Rochosas (EUA)	Trabalhoso e de custo elevado
	Método de <i>Washington</i> (Collings, 1974)	Cartografia de trechos do rio (mapa de isolinhas)	Proteger o <i>habitat</i> de espécies de peixes selecionadas	Muito trabalho de campo e custo elevado
	Método do Perímetro Molhado (MPM) (Annear e Conder, 1984)	Informação hidráulica do rio/simulação hidráulica/construção de gráfico	Boas condições de <i>habitat</i> para a ictiofauna	Considera as características físicas e não as necessidades da biota do rio
	Raio Hidráulico Ecológico (Liu <i>et al</i> , 2007)	Informação do rio (raio hidráulico, rugosidade e gradiente hidráulico)	Determinar velocidade de vazão ecológica do rio	Carece de credibilidade
HABITAT	<i>Instream Flow Incremental Methodology - IFIM</i> (Bovee, 1982)	Procedimentos teóricos (história do rio, espécies de peixes e ciclo de vida, etc.) e computacionais (vazões, profundidades e velocidades)	Gestão de recursos hídricos reduzindo impactos negativos aos ecossistemas, protegendo todas ou o maior número possível de espécies	Requer muitos dados de campo; difícil uso; requer bom entendimento das espécies de estudo
	Método <i>RCHARC</i> (Nestler <i>et al</i> , 1993)	Combina conceitos do <i>IBI</i> (caracteriza biologicamente comunidades de peixes de riachos) e <i>PHABSIM</i> (pesquisa do <i>microhabitat</i> de locais de amostragem selecionados)	Avaliar o habitat dos rios sob condições de vazões baixas (estuda efeitos de alterações de vazões sobre biota aquática em projetos de canais)	Não faz comparações quantitativas entre trechos do rio e requer grande número de dados
	<i>Tidal Distributary/ Estuary Method</i> (Duke Engineering, 1999)	Modelo de regressão que correlaciona níveis de água como uma função da maré e vazão	Manutenção de processos e recursos de estuários (<i>habitat</i> adequado para peixes e vegetação)	Não considera a salinidade, fator importante nos estuários

	<i>Hatfield e Bruce Western Salmonid Regressions</i> (Hatfield & Bruce, 2000)	Equações que avaliam vazão que maximiza a área usada ponderada com estudos do PHABSIM	Proteção do <i>habitat</i> de trutas e salmões	Recomendado apenas para nível de reconhecimento
	<i>Mesohabitat Simulator MesoHABSIM</i> (Piotr Parasiewicz, 2001; IFC, 2004)	Sistema <i>MesoHABSIM</i> (mapeamento do <i>habitat</i> de todas as seções do rio sob vazões múltiplas)	Fornecer avaliação de <i>habitat</i> para utilizar em cenários de recuperação de rios	Dificuldade de logística para o estudo; custo elevado
	<i>Demonstration Flow Assessment – DFA</i> (IFC, 2004),	Observação direta do <i>habitat</i> do rio sob diferentes vazões, profissionais elegem as alternativas adequadas	Licenciamento de hidrelétricas / permitir reprodução de salmões	Subjetividade e incerteza, pois não utiliza quantificação
HOLÍSTICA	<i>Building Block Methodology – BBM</i> (King & Louw, 1998)	<i>Workshop</i> com partes interessadas, estudos de escritório e de campo, pesquisa sócio-econômica, análise hidráulica e hidrológica do rio	Rios regularizados e não regularizados, em se tratando da restauração das vazões; considera todos os organismos aquáticos	Julgamento de sua efetividade necessita de tempo
	<i>Método Holístico</i> (Arthington <i>et al</i> , 1992)	Profissionais fazem julgamentos acerca das conseqüências ecológicas para várias vazões no rio, em relação aos aspectos quantitativos e temporais	Recuperação de ecossistemas de rios, pântanos, estuários e águas subterrâneas	Não possui conjunto estruturado de procedimentos para uso; requer treinamento especializado; custo elevado na aquisição de dados
	<i>Downstream Response to Imposed Flow Transformations – DRIFT</i> (King <i>et al</i> . 2003).	Módulos de estudo biofísico, sociológico, de desenvolvimento de cenários e módulo econômico	Recuperação de ecossistemas de rios e regiões ribeirinhas	Limitação das interações sinérgicas entre diferentes cenários de vazões

Tabela 3. Resumo das metodologias mais adotadas para determinação de vazão ecológica em rios.

Metodologias adotadas no Brasil

No Brasil, as técnicas utilizadas para determinação de vazões ecológicas em rios resumem-se aos métodos hidrológicos, sendo mais específico o método da vazão $Q_{7,10}$, adotando-se como vazão ecológica uma fração deste valor referencial, adotando-se também metodologias hidráulicas, principalmente o método da curva de permanência, no qual a vazão ecológica é uma fração da Q_{90} (vazão associada à permanência de 90% no tempo), ou da Q_{95} (vazão

associada à permanência de 95% no tempo). A partir do ano 2000, iniciou-se a utilização da metodologia *habitat*, especificamente o método IFIM. Salienta-se que todas as abordagens são destituídas de significado ecológico e que a vazão ecológica é determinada indiretamente, a partir dos critérios de outorga adotados pelos Estados (Reis, 2007).

A Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei n. 9433/97, preconiza que a vazão residual ou remanescente deve satisfazer às seguintes demandas: sanitária, ecológica (vazão ecológica),

abastecimento humano e industrial, dessedentação de animais, geração de energia elétrica, irrigação, navegação, lazer, dentre outras, não havendo uma clara definição de como será calculada essa vazão.

O Método Tennant foi empregado na elaboração dos planos diretores de recursos hídricos das bacias dos rios das Velhas e Paracatu, no estado de Minas Gerais (Froes, 2006).

Sarmento *et al* (1999) apresenta o estado da arte da vazão ecológica. Uma das suas conclusões foi

que para o Brasil a legislação e as metodologias que tratavam sobre vazão residual eram escassas. Concluiu também que as metodologias existentes nos Estados e nas instituições federais brasileiras recomendavam vazões residuais (vazões a permanecer a jusante das obras hidráulicas) fundamentadas somente em parâmetros hidráulicos, desconsiderando a ecologia aquática, ou seja, utilizavam o método $Q_{7,10}$, sendo praticado até a presente data.

Pelissari (2000) realizou o primeiro trabalho de pesquisa formal no Brasil em vazão ecológica, utilizando os métodos *IFIM*, *Tennant*, Perímetro Molhado, *ABF* e $Q_{7,10}$ para a determinação da vazão ecológica no rio Timbuí, no Espírito Santo. Além deste, Pelissari, juntamente com outros pesquisadores, contribuiu com os seguintes estudos: “Índices de Preferência de *habitat* para peixes na determinação da vazão residual do Rio Timbuí” (Pelissari *et al.*, 1999);

“Determinação da demanda ecológica para o Rio Santa Maria da Vitória, no Espírito Santo” (Pelissari *et al.*, 2001); “Vazão ecológica a ser considerada no licenciamento ambiental dos sistemas de abastecimento de água” (Pelissari *et al.*, 2001); “Vazão ecológica para o Rio Santa Maria da Vitória, no Espírito Santo” (Pelissari *et al.*, 2003); “Determinação da vazão ecológica do rio Santa Maria da Vitória para caracterização da disponibilidade hídrica atual e futura da Grande Vitória-ES” (Pelissari *et al.*, 2004).

Curado, (2003), apresenta indicadores de vazões mínimas de referência em sub-bacias do rio Miranda, no estado do Mato Grosso do Sul. Aplicou métodos para o estabelecimento de vazão mínima, definida através de valores numéricos que representam a quantidade de água que deve permanecer no leito do rio. A metodologia proposta foi aplicada a uma seção no Rio Aquidauana, sendo posteriormente repetida para

comparação com outra seção no Rio Miranda.

Sarmento *et al.* (2005) executou o projeto de pesquisa e desenvolvimento da ANEEL para Furnas, determinando a vazão ecológica do Rio Paraíba do Sul a jusante da Usina Hidrelétrica de Funil, no Rio de Janeiro. Fez a simulação de *habitat*, e por conseqüência, determinou a vazão ecológica do rio a jusante da Central Hidrelétrica de Funil até a cidade de Resende, através do método *IFIM*.

Cenário no uso das metodologias

Tharme (2003) apresenta uma estatística mundial e as tendências sobre o uso de metodologias para a avaliação de vazões ecológicas, mostrada na Tabela 4. Pelo menos 207 metodologias foram identificadas em 44 países.

Metodologia	Percentual do Número Global (207) de Metodologias Existentes - (%)
Hidrológica	29,5
Hidráulica	11,1
Habitat	28,0
Holística	7,7
Outros & Combinações	23,7

Tabela 4. Metodologias de vazão ecológica por tipo e proporções relativas de utilização no mundo (Tharme, 2003).

A metodologia Hidrológica se destaca em 29,5%, seguida pela metodologia Habitat, com 28,0 %. Tennant é o método mais utilizado, do tipo hidrológico, em 16 estados ou províncias na América do Norte.

Pelo menos 25 países aplicaram o método. A aplicação do método requer a confiabilidade dos dados da série histórica hidrológica. A qualidade dos dados biológicos é importante, como por exemplo, a fase

da periodicidade da vida dos peixes. Além disso, a vazão média anual trabalhada pelo método, muitas vezes não reflete o aspecto sazonal da hidrologia. Por outro lado, o método tem baixo custo, é rápido e fácil. Não requer necessariamente medições de campo, mas ajudariam na validação do método. Os resultados apresentados são relativamente consistentes quando aplicados em rios de diferentes regiões.

O *IFIM* tem sido considerado como a metodologia que utiliza o *habitat* de modo científico e confiável para avaliar a vazão ecológica. O método permite avaliar os aspectos temporais e espaciais do *habitat* do rio como uma conseqüência das propostas de gestão dos recursos hídricos. A coleta de dados requer muito tempo,

equipamentos caros e necessita equipe multidisciplinar para trabalhar os seus módulos e a interpretação das análises requer biólogos treinados.

Dois pesquisas foram realizadas em 1981 e 1996 sobre as práticas de vazão ecológica nos Estados e Agências Federais dos Estados Unidos e do Canadá (Reiser, 1989). Quarenta e seis Estados e doze Províncias Canadenses responderam à pesquisa. Os resultados da pesquisa mostraram que o método mais comumente aplicado (utilizado em 38 estados ou províncias) para avaliar a vazão ecológica é o *Fish and Wildlife Service Instream Flow Incremental Methodology (IFIM)*. O *RVA* foi empregado em mais de 30 estudos envolvendo a vazão ecológica nos EUA, Canadá e África do Sul. Esse método permite estabelecer metas provisórias de vazões e estratégias de gestão do rio sem dados ecológicos de longo período. A disponibilidade de dados hidrológicos confiáveis limita a aplicação de todos os parâmetros *IHA*, podendo gerar incertezas na interpretação da variação natural dos parâmetros (Sarmiento, 2007).

Na metodologia Hidráulica (11,1%), o método do Perímetro Molhado é o mais utilizado no mundo e terceiro na América do Norte, na última década. Abrange somente vazões baixas e não considera a variabilidade inter-anual. Adicionalmente, não considera a geomorfologia do canal, a qualidade da água, e é aplicado para canais com remansos bem definidos. Para canais com seções transversais com formas parabólicas ou em forma de V, a relação perímetro molhado e vazão não apresentam o ponto de inflexão bem definido. É aplicado a rios que não possuem medições hidrológicas.

Segundo Tharme (2003) as tendências nos tipos de metodologia, considerando o mundo dividido em seis regiões (Australasia, parte restante da Ásia, África, América do Norte, Américas do Sul e Central, Europa e Oriente Médio) mostram que a Europa e a América do Norte são as que mais empregam a metodologia Hidrológica

com 38 e 26%, respectivamente. Tem pouco uso na Ásia Pacífica, excluindo Austrália e Nova Zelândia. A metodologia Hidráulica é mais utilizada na América do Norte (76%), bastante utilizada também na Europa e Australasia. Dentre todas as metodologias que utilizam o Habitat, os Estados Unidos lidera com 51%, sendo pouco utilizado nas outras cinco regiões. A região da Australasia se destaca no uso da metodologia Holística (65%) dentre todas as metodologias. Em segundo lugar está a África, com 29%. Na Europa o emprego desse tipo de metodologia ocorre somente na região do Reino Unido.

Todos os tipos de metodologias são empregados na Austrália e na Europa, sendo que somente dois tipos, que são utilizados por todas as regiões (as metodologias Hidrológica e Habitat), são praticados nas Américas Central e do Sul. A Nova Zelândia tem investido nas metodologias Hidrológica e Habitat, dando pouca atenção à metodologia Holística. Os Estados Unidos e Canadá têm feito poucos esforços em explorar a metodologia Holística, focando as suas pesquisas em metodologia Habitat. As metodologias consideradas nos Estados Unidos, Austrália e Canadá são determinadas pelos Estados. Portugal, Itália e Espanha têm utilizado a metodologia Hidrológica, a França, a metodologia Habitat. O Brasil e o Japão estão na vanguarda nos desenvolvimentos regionais para avaliação da vazão ecológica. A Austrália e a África do Sul sobressaem no uso da metodologia Holística (Tharme, 2003).

No Brasil, o tema vazão ecológica foi tratado pela primeira vez formalmente por Sarmiento *et al*, (1999). Em geral, a fixação de vazões ecológicas (de referências, residuais, remanescentes) tem sido feita principalmente através da legislação nos níveis Estadual e Federal, principalmente para uso nos procedimentos administrativos de concessão de outorga de água e construção de barragens. A maioria desses procedimentos segue, indiretamente, a metodologia

hidrológica utilizando o conceito de $Q_{7,10}$. Em segundo lugar em aplicações destaca-se o método de Tennant com poucas aplicações. Luz *et al*, 2004, usou o método IHA – Indicators of Hydrologic Alteration no rio São Francisco. A metodologia Hidráulica aparece em alguns trabalhos através do Método do Perímetro Molhado.

O método IFIM, metodologia Habitat, foi aplicado pioneiramente no país no ano de 2000, nos rios Timbuí e Santa Maria da Vitória, no Espírito Santo e no rio Paraíba do Sul em 2004, no estado do Rio de Janeiro. Essas são as únicas aplicações do IFIM que se tem registro no país (Sarmiento, 2007).

Em 2006 a Câmara Técnica de Análise de Projetos do CNRH – Conselho Nacional de Recursos Hídricos realizou uma discussão sobre critérios para a definição de vazão ecológica, vazão remanescente ou vazão mínima, através de apresentações de profissionais e de representantes de diversas instituições.

DISCUSSÃO

Este estudo objetivou descrever as características das principais metodologias utilizadas para a determinação de vazões ecológicas em rios. São muitas as metodologias existentes, no entanto devido à complexidade, facilidade de aplicação, variabilidade de custos, entre outros fatores, um número reduzido delas são realmente utilizadas na prática. Estas metodologias diferem em níveis de complexidade, com métodos simplificados necessitando de poucas informações, tais como vazões históricas, área de drenagem, e métodos mais complexos, os quais requerem uma maior gama de dados e informações, bem como dificuldade em adquiri-las (substrato do rio, profundidades, etc.)

Através de estudos comparativos conduzidos, sabe-se que muitas vezes, vazões recomendadas por um método mais complexo como, por exemplo, o Método IFIM, está muito próximo da faixa de vazões resultantes de um método simples, como o Método

de Tennant. Isto demonstra que há a possibilidade, em situações de insuficiência de dados e/ou recursos materiais e humanos, de utilizar métodos de menor complexidade e mais acessíveis.

CONCLUSÕES

• As metodologias mais antigas, utilizadas há mais tempo para determinar vazões ecológicas não foram desenvolvidas com esse fim específico, sendo adaptadas ao longo do tempo para esse propósito.

• Só recentemente, acompanhando a crescente preocupação com as questões ambientais, é que surgiram metodologias especialmente desenvolvidas para a determinação de vazões ecológicas, que incorporam variáveis ambientais na concepção.

• As metodologias Habitat e as metodologias Holísticas são as que agregam critérios que levam em conta o meio ambiente de modo abrangente e com visão sistêmica.

• Há carência de metodologias desenvolvidas especificamente para aplicação em rios de regiões tropicais, como os brasileiros. Tais rios apresentam características bem diferentes dos rios de regiões de clima temperado, onde a maior parte das metodologias para determinação de vazões foram desenvolvidas e aplicadas.

REFERÊNCIAS

ALVES, M.E. **Métodos de determinação do caudal ecológico**. Dissertação de Mestrado. Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Portugal, 1993. 162 p.

ANNEAR, T.C.; CONDER, A.A. **Relative bias of several fisheries instream flow methods**. North American Journal of Fisheries Management, 4. p. 451-539. 1984.

ARTHINGTON A.H.; KING, J.M.; O'KEEFE, J.H.; BUUN, S.E.; DAY, J.A.; PUSEY, B.J.; BLUHDORN, D.R. &

THARME, R. **Development of an holistic approach for assessing environmental flow requirements of riverine ecosystems**. In Proceedings of an International Seminar and Workshop on Water Allocation for the Environment, Pigram JJ, Hooper BP (Eds). The Centre for Water Policy Research, University of New England: Armidale, Australia, 1992.

ARTHINGTON, A.H. **Environmental Flow Assessment with Emphasis on Holistic Methodologies**. Proceedings of Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries. Volume II. Welcomme R. (Eds). FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, Thailand, 2004.

BENETTI, A.D.; LANNA, A.E.; COBALCHINE, M.S. **Metodologias para Determinação de Vazões Ecológicas em Rios**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos: Vol. 8, n.2 Abr/Jun, 2003.

BOVEE, K.D. **A guide to stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology**. Instream Flow Information Paper 12. U.S.D.I. Fish Wild. Serv., Office of Biol. Serv. FWS/OBS-82/26: 1982. 248 p.

COLLISCHONN, W; Souza, C. F.; Freitas, G. K. ; Priante, G. R.; Agra, S. G.; Tassi, R., 2005. **Em busca do hidrograma ecológico**. Recursos Hídricos: Jovem Pesquisador, Fortaleza: ABRH, 2005.

CURADO, L.C. **Indicadores de vazões mínimas de referência em sub-bacias do rio Miranda**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Tecnologias Ambientais. Campo Grande, 2003.

REIS, A.A. dos. **Estudo comparativo, aplicação e definição de metodologias apropriadas para determinação da vazão ecológica na bacia do rio Pará, em Minas Gerais**. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia da UFMG. Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Belo Horizonte, MG, 2007. 191p.

DUKE ENGINEERING. **Instream Flow Council**. 2004. Instream Flows for Riverine Resource Stewardship. Cheyenne, Wyoming. 5400 Bishop Boulevard. ISBN 0-9716743-1-0.

FROES, C. Apresentação na 52ª Reunião da Câmara Técnica de Análise de Projeto do CNRH-Conselho Nacional de Recursos Hídricos. 2006. (célia.froes@igam.mg.gov.br).

GONÇALVES, M.A., KOIDE, S., NETTO, O.M.C. **Revisão e aplicação de alguns métodos para determinação de vazão mínima garantida em cursos de água**. XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Curitiba.

GORE J.A.; NESTLER J.M. **Instream flow studies in perspective**. Regulated Rivers: Research and Management 2: 1988. p. 93-101.

HATFIELD, T.; BRUCE, J. IFC-Instream Flow Council. 2004. Instream Flows for Riverine Resource Stewardship. Cheyenne, Wyoming. 5400 Bishop Boulevard. ISBN 0-9716743-1-0. 2000.

IFC- Instream Flow Council, 2004. **Instream Flows for Riverine Resource Stewardship**. Cheyenne, Wyoming. 5400 Bishop Boulevard. ISBN 0-9716743-1-0.

IUCN- International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. **The Essentials of Environmental Flows**. 2003.

KING, J.M.; LOUW, D. **Instream flow assessments for regulated rivers in South Africa using the building block methodology**. Aquatic Ecosystem Health and Restoration, 1998. 1: 109-124.

LIU, C.; MEN, B. **An Ecological Hydraulic Radius Approach to Estimate the Instream Ecological Water Requirement**. Progress in Natural Science, Volume 17, Issue 3 March, 2007. pages 320-327.

LOAR, J. M.; SALE, M. J. **Analysis of Environmental Issues Related to Small-**

- Scale Hydroelectric Development.** V. *Instream Flow Needs for Fisheries Resources.* Environmental Sciences Division Publication No. 1829, ONRL/TM-7861. Oak Ridge, Tennessee (EUA), Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, 1981.
- LUZ, L. D.; Luz, J. A. G. da; Amorim, F. B.; Proença C. N.; Pires, A. S., **Vazões mínimas e vazões ecológicas - Qual a necessidade de água em um rio?** In: VII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, São Luís, Ma, 2004.
- LUZ, L. D.; AMORIN, F. B.; LUZ, J. A. G. da. **Alterações hidrológicas no baixo trecho do Rio São Francisco e Aspectos ecológicos – elementos para definição de vazões ecológicas.** In: Anais do VIII Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Fortaleza, CE. ABES, 2006.
- MORHARDT, J.E. **Instream Flow Methodologies.** EA Engineering Science and Technology, Inc. California, USA, 1986.
- PELISSARI, V. B.; SARMENTO, R.; TEIXEIRA, R. L. **Índices de preferência de habitat para peixes na determinação da vazão residual do Rio Timbuí.** In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 13, Belo Horizonte, MG. Livro de Resumos BH: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1999. p.157.
- PELISSARI, V. B. **Vazão ecológica de rios: estudo de caso: Rio Timbuí, Santa Teresa, ES.** 2000. 151p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UFES, Espírito Santo, 2000.
- PELISSARI, V. B.; SARMENTO, R. **Determinação da Demanda Ecológica para o Rio Santa Maria da Vitória, Estado do Espírito Santo.** Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. 14. João Pessoa, PB, 2001.
- PELISSARI, V. B.; SARMENTO, R.; TEIXEIRA, R. L. **Vazão ecológica a ser considerada no licenciamento ambiental dos sistemas de abastecimento de água.** Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 21. João Pessoa, PB, 2001.
- PELISSARI, V.B.; SARMENTO, R. **Vazão Ecológica para o Rio Santa Maria da Vitória, ES.** V Simpósio Estadual sobre Saneamento e Meio Ambiente. Vitória, ES, 11 a 15 de agosto, 2003.
- PELISSARI, V. B.; SARMENTO, R. **Determinação da vazão ecológica do rio Santa Maria da Vitória para caracterização da disponibilidade hídrica atual e futura da Grande Vitória.** Revista Ciência e Tecnologia em Vitória – FACITEC. Vitória, ES, 2004.
- REISER, D. W; WESCHE, T. A.; ESTES, C. **Status of instream flow legislation and practise in North America.** Fisheries 14(2): 22–29. 1989.
- RICHTER, B.D.; Baumgartner, J. V.; Wigington, R.; Braun, D. P. **How much water does a river need?** Freshwater Biology. 37: 231-249. 1997.
- SARMENTO, R.; PELISSARI, V. B., 1999. **Determinação da vazão residual dos rios: estado da arte.** Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 13, ABRH. Belo Horizonte, MG. 1999.
- SARMENTO, R.; PELISSARI, V. B. **Determinação da Vazão Ecológica do Rio Paraíba do Sul a jusante da Usina Hidrelétrica de Funil.** In: V Simpósio Brasileiro sobre Pequenas e Médias Centrais Hidrelétricas. Florianópolis-SC, 2006.
- SARMENTO, R. **Estado da arte da vazão ecológica no Brasil e no mundo.** UNESCO/ANA/CBHSF, 2007.
- SHIAU, J. T. **Feasible Diversion and Instream Flow Release Using Range of Variability Approach.** Journal of Water Resources Planning and Management, Vol. 130, No. 5, pp. 395-404, (doi 10.1061/(ASCE) 0733-9496(2004)130:5(395)) J, 2004.
- STALNAKER C.B.; LAMB, B. L.; HENRIKSEN, J.; BOVEE, K; BARTHOLOW, J. **The instream flow incremental methodology: a primer for IFIM.** National Ecology Research Center, Internal Publication. National Biological Survey: Global Perspectives 425. Fort Collins, CO, USA, 1994.
- TENNANT, D.L. **Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources.** Fisheries 1(4): 6–10. 1976.
- THARME, R.E. **A Global Perspective on Environmental Flow Assessment: Emerging Trends in the Development and Application of Environmental Flow Methodologies for Rivers.** River Research and Applications. 19: 397-441. 2003. Published online in Wiley Interscience (www.interscience.wiley.com).
- THE WORLD BANK. **Environmental flows: concepts and methods.** Technical Note C.1. Washington, DC, 2003.
- WESCHE, T.A.; RECHARD, P.A. **A summary of instream flow methods for fisheries and related research needs.** Water Resources Research Institute Eisenhower Consortium Bulletin, 9, University of Wyoming, Laramie, 1980.

Participação e planejamento em um programa de desenvolvimento regional sustentável

RESUMO

Este artigo é uma análise crítica da implantação de um Projeto de Desenvolvimento Regional Sustentável, promovido pelo Banco do Brasil, em apoio à pesca no município de Matinhos, no litoral do Paraná entre os anos de 2007 e 2010. Centrando a problemática de pesquisa na teoria democrática e no processo de planejamento da participação social, apontamos as potencialidades abertas pelo projeto ao empoderamento e à democratização em uma comunidade, identificamos barreiras enfrentadas para sua efetivação e refletimos sobre algumas proposições que as superem, contribuindo assim para o incremento de processos participativos e análise da sustentabilidade local.

PALAVRAS-CHAVE: Planejamento participativo; sustentabilidade; desenvolvimento regional.

Rodrigo Rossi Horochovski
Professor na Universidade Federal do Paraná (UFPR) – Setor Litoral
E-mail: rorossi@uol.com.br

Ivan Jairo Junckes
Professor na Universidade Federal do Paraná (UFPR) – Setor Litoral

Cláudio José Lemos Muraro
Bancário (Banco do Brasil), coordenador da equipe gestora do Projeto BB/DRS de Atividade Pesqueira em Matinhos (PR)

ABSTRACT

This article is a critical analysis on the implementation of a Regional Sustainable Development Project promoted by Banco do Brasil aimed at supporting artisan fishing in the municipality of Matinhos, in coastal area of Paraná State, Brazil, from 2007 to 2010. Centering our research problem on democratic theory and in the planning process of the social participation, we point out potentialities opened up by the project regarding communitarian empowerment and democratization. We also identify barriers faced to put it into effect and consider some proposals that surpass the obstacles, thus contributing to foster participatory processes and local sustainability analysis.

KEYWORDS: Participatory planning; sustainability; regional development.

INTRODUÇÃO

Acompanhamos entre 2007 e 2010 uma experiência de planejamento participativo do Projeto de Desenvolvimento Regional Sustentável (DRS), promovido pelo Banco do Brasil, em apoio à pesca artesanal no município de Matinhos no litoral do Paraná. Vivenciando a representação da Universidade na equipe responsável pela gestão do projeto, pode-se refletir sobre diversas barreiras à realização dos referenciais teóricos da participação política, do planejamento participativo e dos princípios (e paradoxos) do desenvolvimento sustentável. Este artigo constitui uma análise dessa experiência e está organizado em quatro seções.

A primeira seção é dedicada à problemática da investigação. É nessa seção que são trazidos os principais elementos do debate teórico como suporte para esquadrihar a contribuição da experiência de Matinhos ao aprimoramento das vivências da participação, do planejamento e da sustentabilidade. A seção seguinte consiste numa descrição do objeto de nossa investigação e subdivide-se em duas partes: na primeira, é detalhado o programa DRS tal como formulado no âmbito da diretoria nacional do banco no início do Governo Lula; na segunda, historia-se e explana-se sobre o funcionamento do projeto específico do município de Matinhos. Trata-se, portanto, de um estudo de caso, para cuja coleta de dados lança-se mão de diversas técnicas de pesquisa: análise de documentos, como publicações do DRS, atas de reuniões da equipe gestora, etc; além de observação participante e etnografia, facilitadas pelo fato dos autores deste artigo terem tomado parte diretamente do processo.

As informações obtidas propiciaram os achados que ora apresentamos e possibilitam a discussão presente nas duas últimas seções do trabalho. Nelas apontamos, respectivamente, limitações e desafios com que se defrontam o projeto e seus atores e indicações de ações que, em nosso entendimento, potencializam

correções visando à consecução dos objetivos da iniciativa. Tais objetivos ligam-se intimamente à conquista de sustentabilidade por uma comunidade de produtores artesanais de pescados, mediante o empoderamento propiciado pela participação direta dos atores nos aspectos que afetam suas vidas nos mais diferentes campos.

A problemática: participação, planejamento e a sustentabilidade

Adotando a noção de democracia como fator de desenvolvimento das potencialidades humanas, teorias da ciência política como a participativa e a deliberativa defendem um caráter substantivo à democracia representativa que ultrapasse a democracia liberal e implique uma participação mais direta e informada dos sujeitos afetados pelos processos decisórios.

Os teóricos da participação e da deliberação opõem-se especialmente à noção presente no elitismo democrático, segundo a qual a participação popular deve-se restringir ao sufrágio, vale dizer, à escolha entre elites competitivas – que deteriam o monopólio da participação ativa nos processos decisórios de interesse coletivo (Held, 2006). Trata-se de um enfrentamento com a concepção minimalista da democracia, que se satisfaz com um comportamento praticamente passivo da imensa maioria dos cidadãos em nome da estabilidade do sistema, em face da redução das pressões de demanda e da interposição de barreiras ao risco de formação de maiorias tirânicas.

A democracia participativa problematiza o próprio caráter democrático das sociedades de massa nas quais, na maior parte do tempo, as pessoas estão sujeitas a estruturas autoritárias e hierarquizadas, como a escola e o local de trabalho, restando-lhes basicamente obedecer (Pateman, 1970; Macpherson, 1982). Escasseariam, portanto, oportunidades de exercício da participação democrática, o que contribui para a

formação de personalidades autoritárias e/ou subordinadas bem como para uma tendência à alienação. Ademais, a participação seria fortemente afetada pela condição socioeconômica dos indivíduos, com os estratos dominados sendo aliçados das principais decisões políticas, produzindo e reproduzindo um ciclo vicioso de subordinação e apatia.

Como resposta aos limites das democracias eleitorais reais, os teóricos em tela propõem e impulsionam a constituição de estruturas participativas não apenas no âmbito das instituições políticas da esfera pública, mas também nos espaços de sociabilidade do cotidiano. A participação teria, assim, um condão pedagógico na formação da personalidade cívica e democrática. Formulações mais recentes da teoria propõem que os processos deliberativos, ao contrário de apresentar-se como neutros, assumam a diversidade e as assimetrias sociais, legitimando discursos e práticas dos estratos dominados, como pobres, mulheres, minorias étnicas e sexuais, etc (Young, 2001).

Nas últimas décadas, o acúmulo dos debates sobre os princípios participativos, em amplo sentido, foi paulatinamente incorporado à dinâmica política e ao desenho institucional de diversas sociedades. O Brasil, neste sentido, configurou-se em espaço privilegiado. Como resultado das pressões das parcelas mais organizadas da sociedade civil, a transição democrática dos anos 1980 culminou no processo constituinte e na Constituição Federal de 1988, a qual positivou a participação cidadã nas políticas públicas, em especial naquelas voltadas à garantia e promoção dos direitos sociais. Em outros termos, o fortalecimento de esferas públicas democráticas e participativas, que não se reduzem à órbita do Estado, passou a ter força prescritiva, orientando sujeitos que pautam sua ação coletiva na luta pelo direito a ter direitos na construção de seu próprio mundo.

O novo desenho institucional constituiu estruturas de oportunidades à ampliação de esferas públicas

democráticas, ao fortalecimento dos sujeitos e movimentos voltados ao aprofundamento dos direitos, à sustentabilidade ambiental e à promoção de uma cidadania ativa. Comprovam-no a multiplicação de experiências de capacitação de lideranças, governos participativos, conselhos gestores de políticas públicas, fóruns da sociedade civil e redes de movimentos ambientalistas, desde a ecologia racial e do ambientalismo moderado até a ecologia política (Scherer-Warren, 1996; Fedozzi, 2001; e Jatobá, Cidade e Vargas, 2009).

Embora tenha sido observada ampla expansão de experiências que conferem ao espaço institucional um caráter positivamente participativo-democrático, a realidade, ambígua e contraditória, não se subordina à vontade dos sujeitos expressa nas disposições normativas do sistema político. Diversos elementos soerguem-se como barreiras à efetivação da democratização e da sustentabilidade nas comunidades nas mais diversas regiões do país.

Componentes estruturais do modo de produção vigente, apatia política, déficits informacionais e a persistência de assimetrias e padrões autoritários e clientelísticos, mesmo no âmbito das organizações da sociedade civil (Baquero, 2001; Kerstenetzky, 2003; Silva, 2006), são barreiras visíveis à concretização dos princípios das teorias normativas acima discutidas e sua transformação em sustentabilidade social. Adicionalmente, os referenciais teóricos da democracia participativa e da sustentabilidade, especialmente este último na condição de instrumental analítico e operativo, apresentam-se insuficientes ante os desafios assumidos por seus proponentes, tal qual escrevem Sérgio Ulisses Silva Jatobá, Lúcia Cony Faria Cidade e Glória Maria Vargas:

O conceito de desenvolvimento sustentável é polissêmico e apresenta abordagens diferenciadas, desde a biologia até a economia. No entanto, as tensões da combinação de dois tipos distintos de racionalidade, a

econômica e a ecológica, tornam a sua operacionalização difícil. Apesar disso, o termo desenvolvimento sustentável vem sendo sistematicamente adotado nas convenções internacionais sobre meio ambiente e desenvolvimento. (...). Embora se reconheça que existem algumas experiências que podem demonstrar sustentabilidade em âmbitos localizados, elas ainda não compõem um conjunto de iniciativas que caracterizam um modelo de desenvolvimento sustentável. Isso evidencia o descompasso entre as intenções formuladas e as ações desenvolvidas sob o enunciado do desenvolvimento sustentável e ressalta as suas contradições (Jatobá, Cidade e Vargas, 2009, p.62)

No curso do debate sobre essas barreiras e desafios, a racionalidade da ação burocrática e o modelo normativo de planejamento e governo tornaram-se objeto de análise crítica. Em extensa obra dedicada à crítica à tecnocracia, Carlos Matus (1993, 1996a e 1996b) afirma que o fator determinante para a realização da participação e da deliberação é a capacidade de governo para o cumprimento dos compromissos assumidos pelos grupos e suas lideranças sociais e político-partidárias. Segundo o autor, as organizações sociais, especialmente os partidos políticos, em amplas matizes ideológicas, apresentam elevada capacidade para mobilizar seus membros e realizar campanhas eletivas, todavia dispõem de capacidade inversa quando se trata de conduzir a gestão de seus projetos (Matus, 1996a).

Uma observação minimamente atenta sobre a dinâmica organizacional de grupos sociais ou instituições públicas percebe que distintos modelos de planejamento atendem tanto a imposição de decisões centralizadas, e centralizadoras, quanto a descentralização e ampliação do espectro de participação de grupos conforme seus distintos interesses. Defrontamo-nos assim com um gradiente de métodos e técnicas de

planejamentos que polarizam desde muitos modelos centralizados e impositivos até outros com práticas descentralizadas e participativas.

Na primeira perspectiva encontra-se a figura de um técnico-planejador, ou uma equipe de planejadores que, a serviço de agentes político-institucionais específicos, assume a realidade como um objeto do planejamento. Nesta condição os técnicos posicionam-se “do lado de fora” do objeto a ser planejado, elaboram uma explicação “científica” e tentam aplicar postulados matemáticos ao sistema econômico e modelos teóricos ao conjunto social. Nesta concepção, a produção social é concebida como um sistema com regras conhecidas, fluxos regulares e previsíveis, consequências estimadas e controláveis externamente.

Iluminados pelo saber tecnocrático e empoderados pelos cálculos probabilísticos, os planejadores assumem o papel de interventores sobre os atores sociais que deles supostamente dependem para programar o seu futuro. A tais práticas conceituamos de planejamento tradicional, ou normativo, assim descrito em Franco Huertas:

O plano tradicional tem como base uma *teoria do controle* de um sujeito sobre um sistema e afirma explicitamente que a realização do planejamento exige um certo grau de controle. Trata-se de uma concepção autoritária do planejamento. O sujeito é o governo do Estado que tenta regular o sistema econômico e portanto é propenso a ignorar tudo quanto escape às suas capacidades de controle e predição (Huertas, 2007, p.47).

Além da exterioridade do sujeito que planeja e da pressuposta capacidade de controle, o modelo de planejamento normativo caracteriza-se também pela explicação diagnóstica. Nesta perspectiva, a totalidade da realidade é acessada pelo planejador na forma de verdade pouco ou nada refutável. Assim, a tecnocracia arroga para si o papel de esteio do exercício de

liberdades etereamente caracterizadas por escolhas sem alternativas.

Em perspectiva bastante distinta, o sujeito que planeja percebe-se integrante do objeto de planejamento e assume a condição de *ser um* dentre muitos outros atores sociais que também planejam conforme seus interesses. Dessa forma, nenhum dos atores que compõem o jogo situacional pode arrogar-se detentor de alguma explicação verdadeira contra outras explicações dos demais atores. Têm-se, portanto, que todos os atores que planejam precisam considerar várias explicações, igualmente válidas para cada grupo que planeja.

A noção de validade, e não de verdade, para as explicações dos diversos atores, implica assumir a produção social como um jogo criativo, pleno de conflitos entre distintas explicações, com regras que apenas em parte seguem modelos analíticos, padrões ou leis. No jogo social as regras apenas orientam, e não determinam, as escolhas, decisões e ações dos atores sociais. Motivo pelo qual os movimentos dos diversos componentes do jogo são pouco predizíveis e, conseqüentemente, os resultados são menos ainda, excetuando-se o princípio geral de que os atores movem-se para acumular recursos (Matus, 1993, p. 111-127).

Tal qual aponta Matus, “qualquer força social luta por objetivos próprios e tem capacidade de fazer um cálculo que precede e preside a ação. Por essa razão existem vários planos em concorrência ou conflito e o final está aberto a diferentes resultados” (Matus, 1993, p. 79). O futuro se constitui, portanto, por uma infinidade de possibilidades dadas pelas escolhas operadas pelos atores sociais.

Orientados por estas preocupações sobre a participação e o planejamento, destacaram-se em nossas reflexões a capacidade instalada para o planejamento dos projetos de desenvolvimento sustentável em âmbito regional comunitário, afinal, tal qual apontado por Carlos Machado de Freitas:

Metodologias participativas como forma de fortalecer os laços comunitários de solidariedade, devem estar orientadas para o incremento do poder técnico e político das comunidades nos processos decisórios que afetam o nível local, reafirmando de forma radical a democracia nas relações sociais, políticas, econômicas e culturais, elementos fundamentais para a sustentabilidade e justiça ambiental. (Freitas, 2004, p.152).

Desta forma, para elaboração deste artigo orientamos o acompanhamento e a reflexão sobre a iniciativa de desenvolvimento regional sustentável pelo seguinte questionamento: **qual a contribuição que a experiência de Matinhos proporciona para o aprimoramento das vivências da participação, do planejamento e da sustentabilidade?**

O objeto: o programa de estímulo ao desenvolvimento regional sustentável do Banco do Brasil em Matinhos (PR)

Embora apresente o predomínio da lógica empresarial privada, o Banco do Brasil desenvolve desde 2003 duas experiências bastante atraentes para a pesquisa no campo do desenvolvimento sustentável: a reorientação e ampliação da atuação no microcrédito produtivo através do Banco Popular e de Organizações da Sociedade Civil de Interesse Público – OSCIPs, e a criação de uma Unidade de Responsabilidade Socioambiental, atualmente (2010) chamada de Unidade de Desenvolvimento Sustentável e vinculada, com status de diretoria, à Vice-presidência de Gestão de Pessoas e Desenvolvimento Sustentável. O movimento do banco, por certo, corresponde ao apontado por Henrique Rattner para as últimas décadas:

Governos, universidades, agências multilaterais e empresas de consultoria técnica introduziram, em escala e extensão crescentes, considerações e propostas que refletem a preocupação com o "esverdeamento" de projetos de

desenvolvimento e a "democratização" dos processos de tomada de decisão (Rattner, 1999, p. 233).

Ainda que se possa reportar o estabelecimento de uma diretoria de desenvolvimento sustentável a uma estratégia mercadológica, não se pode negligenciar seu caráter político, que acarreta uma determinada concepção de Estado, e sua atuação inovadora que evidencia diretrizes de governo razoavelmente distintas na história da instituição. Uma nova gramática, ao menos, passa a frequentar os projetos e ações do banco, incrementando-se o uso ou mesmo incorporando noções como sustentabilidade, cidadania, participação, inclusão social, Agenda 21 etc.

O programa de Desenvolvimento Regional Sustentável (DRS) do Banco do Brasil tem o objetivo declarado de impulsionar iniciativas comunitárias de desenvolvimento em todo o país por meio da concessão de financiamento a juros baixos, a partir de prioridades e projetos eleitos e construídos pelas próprias comunidades, e que tenham sustentabilidade ambiental, social e econômica, tendo em consideração a diversidade cultural.

O DRS é definido como uma estratégia negocial que busca impulsionar o desenvolvimento sustentável das regiões onde o BB está presente, por meio da mobilização de agentes econômicos, sociais e políticos, para apoio a atividades produtivas economicamente viáveis, socialmente justas e ambientalmente corretas, sempre observada e respeitada a diversidade cultural (Banco do Brasil, 2009a). O documento que apresenta o DRS registra ainda que o programa se propõe a:

promover a inclusão social, por meio da geração de trabalho e renda; democratizar o acesso ao crédito; impulsionar o associativismo e o cooperativismo; contribuir para a melhora dos indicadores de qualidade de vida; solidificar os negócios com micro e pequenos empreendedores rurais

e urbanos, formais ou informais (Banco do Brasil, 2010a).

Os projetos DRS baseiam-se na noção de concertação que, segundo os documentos do banco, consiste num processo construtivista e participativo, com enfoque regional, pelo qual se prospectam vocações econômicas locais, com potencial de adensar

cadeias e arranjos produtivos e promover desenvolvimento sustentável.

A metodologia empregada consiste em convidar e reunir atores locais, no nível dos municípios ou de comunidades, representando governos, organizações da sociedade civil – associações comerciais, sindicatos,

ONGs etc – e universidades para discutir e decidir coletivamente os rumos dos projetos, cada qual assumindo responsabilidades específicas para a consecução dos objetivos e metas. As etapas de implantação do programa são assim apresentadas pelo Banco do Brasil:



Fonte:

<http://www.bb.com.br/portalbb/page3,8305,8370,0,0,1,6.bb?codigoMenu=14235&codigoNoticia=4567&codigoRet=3868&bread=1>. Acesso em 10/05/2010

A operacionalização do projeto é centralizada em uma agência local do Banco do Brasil, que destaca um de seus funcionários para responder pelo seu encaminhamento. Este funcionário, capacitado pelo banco, tem a incumbência de convocar e conduzir as reuniões e as atividades, além de monitorar e relatar seu andamento, à luz do referido Plano de Negócios, para as instâncias de controle e auditoria da instituição. O banco deve funcionar, portanto, como um agente catalizador de potencialidades locais, a partir da constituição de redes de atores sociais.

É importante ressaltar que os objetivos e metas – expressos em ações – não se resumem a resultados financeiros. No caso de Matinhos, por

exemplo, há diversas ações relacionadas à melhoria dos indicadores de saúde e educação das famílias envolvidas. Em suma, o desenho metodológico está em linha com as vertentes participativas da teoria democrática aduzida na seção anterior, ainda que premido pelo dilema organizacional de conciliar a busca do lucro com uma agenda de promoção da cidadania e aprofundamento democrático. Tal qual apontam Mantovaneli Jr. e Sampaio:

quando o eixo analítico ou interventivo desloca-se dos resultados para os processos e seus pressupostos, não apenas a dinâmica estrutural que os consubstancia é fundamental, mas

também passam a ser fundamentais os atores que os legitimam e dão vida, e suas impressões. Neste instante, uma outra dimensão se apresenta ao projeto sustentabilista... (Mantovaneli Jr. e Sampaio, 2010, p.84).

Um projeto DRS pode levar anos para ter seus objetivos atingidos. É o que vem ocorrendo com o projeto em exame neste trabalho. No entanto, a estratégia como um todo tem apresentado resultados, conforme balanço divulgado no portal do BB, o qual destaca aspectos quantitativos e financeiros (Quadro 1).

Total de Planos de Negócios DRS em implementacao:	3717
Diagnósticos e Planos de Negócios DRS elaboração:	759
Municípios abrangidos:	3831
Funcionários Banco do Brasil treinados em DRS no País:	14070
Dependências habilitadas no País:	3983
Total de famílias atendidas:	936677
Total de recursos programados:	R\$ 8.632.056.974,64
- Recursos programados Banco do Brasil:	R\$ 5.812.521.249,43
- Recursos programados parceiros	R\$ 2.819.535.725,21

Quadro 1. DRS/BB – Resultados até 21 jun. 2010.

Fonte: Banco do Brasil (2010b).

Como pode ser percebido, o programa DRS implica um choque entres distintas culturas, ou modelos, de planejamento. São 3.717 planos de negócios tencionando por uma dinâmica minimamente participativa no interior de uma instituição cujas ações historicamente corresponderam aos desígnios instrumentais dos grupos de interesse e pressão representados pelo presidente da instituição em associação, harmoniosa-conflituosa, com o clássico Departamento Central de Organização e Métodos (DEORG), atualmente chamado de Diretoria de Estratégia e Organização (DIREO).

Esta combinação instrumental tecnocrática tem elevada afinidade com métodos bastante normativos e suas respectivas técnicas, todavia experimenta razão contrária com práticas coletivas (entre atores participantes do plano) de concertação, escolha, implementação ou avaliação, tal qual pode ser observado na experiência DRS em Matinhos (PR)ⁱ.

Após reuniões informais, realizadas em agosto de 2007, foi marcado um encontro inicial, que

aconteceu em 4 de setembro do mesmo ano. Para esse evento, foram convidadas pessoas que, para os envolvidos no projeto, seriam as mais representativas da sociedade – política e civil – local. Entre os 41 presentes, afora funcionários do Banco do Brasil, nota-se a presença majoritária de representantes de organismos governamentais, da administração direta e indiretaⁱⁱ.

Organizações da Sociedade Civil em si foram poucas. Participaram representantes da Colônia de Pescadores Z-4 e a da Associação Comercial e Industrial – ACI do município, além de representantes do Rotary Club e da Associação dos Coletores e Seleccionadores de Resíduos Sólidos de Matinhos - ACRESMAT, entidade esta de apoio e não de representação.

Após três encontros, acalorados debates – relata-se, inclusive, que participantes quase chegaram às vias de fato – e tensos processos de votação, a atividade produtiva escolhida para a ser apoiada no âmbito do DRS Matinhos foi a

exploração pesqueira com fins comerciais (pesca), desbancando atividades como turismo e reciclagem.

O passo seguinte foi a constituição de uma equipe responsável pela condução do projeto para elaborar o diagnóstico e o plano de negócios. Tal equipe inicialmente compôs-se de representantes de sete organizações das já mencionadas, que se dispuseram a participar de forma voluntária. As reuniões deste grupo tiveram início em 13 de novembro de 2007, quando a equipe decidiu o elenco de ações que comporia o Plano de Negócios.

Com recursos programados de R\$ 1.479.434,00, o plano de negócios estima beneficiar 1.500 pessoas, 230 famílias, quatro associações e 41 empresas. Desde o início, ficou patente tratar-se de um projeto ambicioso, que mobilizava distintos e múltiplos interesses em torno de seus seis objetivos e 23 ações, assim distribuídas:

Objetivo: Promover o associativismo

Ações:

1. Realizar oficina com participantes da equipe DRS, para reestruturar o plano de ações a ser implementado de forma mais objetiva.
2. Fazer a criação e instituição de uma cooperativa da classe de pescadores com fim a promover suas necessidades.
3. Organizar, dentro da futura cooperativa, uma central de compras visando intermediar aquisição de insumos para os associados, com subsídios.
4. Edificar anexos ao mercado municipal para setores de preparação, acondicionamento, armazenagem etc. tanto de insumos quanto produtos.
5. Prover a futura cooperativa com material condizente com suas necessidades, como computadores, faxes, reprografia, material de expediente.

Objetivo: Melhorar a qualidade dos produtos, adequando-se ao mercado

Ações:

6. Promover cursos de preparação, acondicionamento e armazenagem dos produtos para garantir melhor qualidade e segurança.
7. Adquirir uma câmara frigorífica apropriada para produção de gelo, armazenamento e conservação dos produtos.
8. Adquirir máquinas e equipamentos a serem instalados no mercado público para conservação, armazenamento e visualização pelos consumidores.
9. Aquisição de uma câmara fria e fábrica de gelo para conservação do pescado antes de sua comercialização.

Objetivo: Recuperar e preservar ambientalmente a área cultivada

Ações:

10. Viabilizar a pesca de cultivo na região, como alternativa ambientalmente correta, financiando produtores dedicados a essa atividade.
11. Iniciar estudos junto à UFPR no sentido de buscar uma alternativa aos combustíveis fósseis atualmente utilizados.

Objetivo: Melhorar as condições sociais dos envolvidos com a atividade

Ações:

12. Fazer contatos com adultos analfabetos envolvidos com a atividade para incentivar participação no programa "paraná alfabetizado" junto a DRS.
13. Propiciar aos envolvidos na atividade, o acesso ao crédito com a bancarização, abrindo contas corrente e oferecendo produtos bancários.
14. Efetivar a criação e cadastramento da cooperativa dos pescadores através de registro na receita federal, inscrição estadual, etc.
15. Promover programa de conscientização sanitária junto ao público alvo com vistas a melhoria das condições de saúde, higiene e saneamento.
16. Promover estudos para vincular plano de assistência médica básica para os beneficiários e suas famílias, vinculado à entidade de classe.

Objetivo: Aumentar a escala de produção primária

Ações:

17. Aplicar valores de verbas oriundas do pronaf para custeio das diversas necessidades relativas à atividade primária e correlatas.

18. Analisar/conceder financiamento para aquisição de embarcações para re-novação da frota e inclusão de novos profissionais na atividade.

Objetivo: Apoio à comercialização

Ações:

19. Reforma e ampliação do atual mercado municipal de pescados, com planejamento de áreas diversas de atuação dos diversos agentes.
20. Instalar lojas anexas ao mercado que confeccionem e comercializem produtos oriundos do reaproveitamento dos resíduos do pescado.
21. Iniciar estudos junto ao registro de marcas e patentes para analisar a criação de uma marca característica da região.
22. Adquirir veículos de transporte (caminhões) para levar os produtos ao mercado assim como aos pontos comerciais mais distantes.
23. Iniciar ações que visem a obtenção das licenças e alvarás necessários à regulamentação das entidades representativas dos beneficiários.

Fonte: <http://www50.bb.com.br/drs/jsp/consultas/consultarDetalhamentoObjetivoProjeto/detalhamentoObjetivoProjeto.drs>

No momento em que nossa investigação encaminhava-se para sua conclusão, em setembro de 2010, duas das vinte e três ações foram totalmente concluídasⁱⁱⁱ, sendo que as demais tiveram seu prazo de início revisto para o segundo semestre de 2010 e de conclusão para o segundo semestre de 2011.

Alguns resultados e desafios da experiência DRS Matinhos

Os resultados alcançados pelo programa DRS em Matinhos, até o momento, são razoáveis na ordem político-participativa, todavia são ainda poucas as ações executadas, ou em andamento satisfatório, e ainda reduzidos os alcances dos objetivos dispostos pelo plano de negócios. Um resultado expressivo a ser considerado é o incremento da imagem do próprio banco na região, tal qual apontam Fonseca e Bursztyn ao analisarem os momentos de governança ambiental:

Atributos como participação, descentralização, responsabilização e equidade entre os atores dão à noção de governança um conteúdo de legitimidade e pragmatismo, abrindo espaço para uma regulação que leve em conta fatores extraeconômicos. (Fonseca e Bursztyn, 2009, p. 21).

A avaliação geral é que o projeto e sua execução têm acarretado ganhos sob o prisma da participação, do aprofundamento da democracia e do empoderamento das comunidades. Do ponto de vista das regras explícitas e formais de deliberação, todos os integrantes da equipe executora sentam-se à mesa em condições de razoável simetria de recursos e informações. Neste sentido, estamos diante uma arena deliberativa nos moldes habermasianos que logrou constituir-se num fórum permanente e no qual os sujeitos têm conseguido reunir-se, com cerca de 10 participantes por reunião, com picos de 30, há mais três anos.

Todavia, várias dificuldades exprimem as ambiguidades do processo. A mais notável é o caráter pouco participativo da comunidade pesqueira em ações coletivas, sobretudo naquelas em que os benefícios seletivos^{iv} são pouco visíveis.

A pesca artesanal de caceio, a mais comum na localidade em apreço, é em geral um trabalho quase solitário, pouco cooperativo. É uma modalidade de caça, em que a sorte, o saber acumulado e as condições naturais são ingredientes determinantes, gerando, entre seus protagonistas, um forte sentimento de preservação do alto grau de autonomia de que dispõem e um razoável grau de individualismo. Ações coletivas mais ou menos organizadas praticamente resumem-se a reações a ameaças externas, tal como ocorre

quando há um recrudescimento da fiscalização da atividade por órgãos ambientais (Horochovski, 2007). O resultado é que os principais interessados, os pescadores, embora sejam convidados a participar das reuniões do projeto, em geral não o fazem. Numa lógica delegativa, apenas diretores da colônia estão mais presentes.

Não é lícito, contudo, reduzir a explicação da baixa participação dos pescadores a características deste grupo. Apesar das intenções sinceras de que o processo seja efetivamente participativo e democrático, observamos um fluxo decisório inicial *top-down* no que se refere às bases da comunidade. Pode estar aí a razão de os principais interessados, os pescadores, em seu conjunto tenham sido pouco ouvidos, o que aparentemente vem se modificando nos últimos tempos, notando-se que o interesse da comunidade pesqueira pelo projeto apresenta crescimento. Tal dinâmica indica correspondências com as preocupações expressas por Fonseca e Bursztyn ao discutirem as falhas da boa governança ambiental em escala local e apontarem para uma relativa banalização da sustentabilidade:

Restrições econômicas ou sociais podem impedir que determinados indivíduos participem. Podem ocorrer, inclusive, situações em que o comparecimento e a ação nos fóruns de participação

estabelecidos constituam monopólio daqueles que não sofrem tais restrições e que podem regularmente se locomover, prescindir de horas de trabalho e ter voz ativa nos canais. (Fonseca e Bursztyn, 2009, p. 26).

Afora as dificuldades apontadas para a inclusão do sujeito pescador nos processos participativos, outras barreiras, por vezes pouco predizíveis pela equipe executora, colocam desafios ao projeto. Trazemos à discussão dois exemplos.

No momento de implementar a ação de melhorias no Mercado Municipal de Pescados, surgiram entraves de difícil transposição. Um dos participantes alertou que este sítio, de significado histórico para os pescadores de Matinhos, está em uma zona de restrição segundo arcabouço legal relacionado à ocupação da orla marítima, informação confirmada por representantes da GPU – Gerência do Patrimônio da União e do COLIT - Conselho de Desenvolvimento Territorial do Litoral Paranaense, órgão do Governo do Estado, especialmente convidados pela equipe para prestar esclarecimentos.

A solução apontada pelos convidados seria o município ter um Plano Diretor aprovado tanto pela Câmara Municipal quanto pelo referido conselho estadual, que previsse uma ocupação especial do local pela comunidade pesqueira e que fosse referendado no Projeto Orla – o Projeto de Gestão Integrada da Orla Marítima, executado pelo Governo Federal em associação com os municípios. Todavia não há consenso em torno no Plano Diretor entre o Legislativo Municipal e o COLIT. Este alega querer frear a especulação imobiliária enquanto aquele aponta para efeitos limitadores ao desenvolvimento do município no plano originalmente proposto pelo conselho. Por um lado, o impasse mantém o Mercado de Pescados em situação precária, sobretudo no que respeita à higiene e à sanidade; por outro, ganham aqueles que vêm se beneficiando da desorganização do comércio, sobretudo atravessadores.

O segundo exemplo são os impasses criados pela própria dinâmica eleitoral da cidade. Na constituição inicial do projeto, os representantes da Prefeitura Municipal de Matinhos pertenciam a um grupo político, derrotado nas eleições de outubro de 2008. O novo prefeito, num primeiro momento, parece ter associado o projeto a seu adversário, o que gerou desconfiança e demora para indicação de novos representantes além das dificuldades inerentes à substituição de pessoas numa equipe em andamento e com certa afinidade. Sem entrar no mérito das questões, o fato é que entraves e impasses como esses acarretam lentidão na resolução de problemas, com potencial desmobilizador para o projeto. Ambos os exemplos citados apontam para a assertividade de uma reflexão sobre a sustentabilidade promovida por Henrique Rattner:

...a força e a legitimidade das alternativas de desenvolvimento sustentável dependerão da racionalidade dos argumentos e opções apresentadas pelos atores sociais que competem nas áreas política e ideológica. (...). Instituições e políticas relacionadas à sustentabilidade são construções sociais, o que não significa serem menos reais. Entretanto, sua efetividade dependerá em alto grau da preferência dada às proposições concorrentes avançadas e defendidas por diferentes atores sociais. (Rattner, 1999, p. 234).

Dentre os diversos desafios de participação e organização vividos na experiência DRS de Matinhos, destacamos a dinâmica de constituição do grupo diretivo do projeto, ao qual denominamos de ator do plano, como um fator determinante para as limitações de resultados verificadas no tempo abrangido pela análise. Discutimos a seguir esta proposição.

Reflexões críticas sobre constituição do grupo diretivo do processo DRS

Confirmamos ao longo das nossas observações a hipótese de que a

constituição do “ator social DRS” apresenta uma frágil consistência. Tal condição, relativa à epistemologia do planejamento, compromete decisivamente a explicação que o ator elabora de sua situação e, conseqüentemente, a viabilidade do plano que se pretende dirigido à sustentabilidade regional.

Para sustentar nossa crítica e análise adotamos a concepção matusiana de planejamento situacional e abordaremos os conceitos de ator, projeto de governo, capacidade de governo, governabilidade e problema. Tal qual aponta Matus: “Nosso interesse pelos atores sociais advém de seu papel no processo de produção social. Eles são os únicos produtores coletivos de eventos sociais e, portanto, são os sujeitos da mudança situacional.” (Matus, 1993, p. 228).

Definimos ator social como uma organização, estável ou transitória, com interesses e capacidades para acumular projetos, recursos e forças para produzir resultados em uma dada situação na qual é participe. Adicionalmente o ator que planeja, e executa, é sempre dotado de ação criativa, detém controle sobre os recursos que acumula, tem a capacidade para enunciar políticas e produzir verdades sociais e, dessa forma, vive e produz riscos e incertezas próprias do jogo social (Matus, 1993, p. 570; e 1996, p. 204). Matus considera que:

O que caracteriza e diferencia uma força social de um grupo social, um estrato social e uma multidão é sua constituição como organização estável, com capacidade permanente de acumulação de força e de produção de eventos mediante aplicação dessa força. Uma força social é uma entidade com capacidades distintas de reunião de seus aderentes. Apresenta uma imagem de coesão, é capaz de atuar em bloco e constituir um instrumento de ação do homem coletivo. (Matus, 1993, p. 228).

No projeto DRS, observa-se um ator multicomposto que tem a tarefa

de elaborar e executar um plano com o objetivo de operar uma mudança assumindo a perspectiva de um plano como cálculo probabilístico, que precede e preside a ação de governo mediante um acordo entre os distintos interesses e as frágeis regras que compõem o universo aberto de incertezas do jogo social?

Comumente os diversos atores, ou mesmo os componentes de um ator composto, são concordes com a explicação e com as escolhas das operações a serem realizadas e, portanto, formalmente a viabilidade do plano é ampla. Todavia observa-se também uma enorme distância entre a concordância formal verificada nas reuniões (viabilidade formal imediata, tal qual uma decisão presidencial entre ministros, todos formalmente concordes...) e o ajustamento dessa concordância formal aos distintos interesses dos (sub)grupos componentes do ator.

Para esta concepção, o poder não pode ser pensado como uma variável econômica à disposição do ator-planejador normativo. Necessariamente o poder é assumido como componente político escasso e disputado por distintos atores. Os diversos conflitos de interesse entre os distintos atores por acúmulo de poder constituem o domínio da incerteza sobre o “deve ser” e implicam seus agentes em um complexo, e incerto, cálculo sobre o “pode ser”. Ou seja:

As forças sociais são obrigadas a fazer o *cálculo iterativo*. Numa situação conflitante, a decisão mais eficaz de uma delas com respeito à sua situação-objeto depende de decisões incertas ou desconhecidas das outras forças sociais, opostas ou aliadas. A luta social só pode ser entendida como um cálculo iterativo no qual se produz uma interdependência das decisões mais eficazes e um condicionamento mútuo das incertezas (Matus, 1993, p. 148).

Dessa forma, Carlos Matus (1996b) aponta o planejamento situacional como a principal ferramenta para liberdade em condições onde os

situacional. Todavia como fazê-lo,

recursos de poder são escassos e, necessariamente, compartilhados por distintos atores sociais. O planejamento é então assumido como um cálculo, que muito além de predição, cria o futuro e mantém a esperança através da reflexão sobre as possibilidades sobre (e sob) as quais necessariamente condicionamos nossas escolhas.

Na experiência em análise, a viabilidade do programa implicaria a equipe DRS em um método de planejamento participativo que fosse além das disposições institucionais do Banco do Brasil e que contemplasse (1) a reflexão e sistematização sobre sua própria constituição, e (2) a crítica sobre as condições necessárias para realizar o levantamento, seleção e explicação do problema/área específica para atuação.

Precisamos questionar à nossa experiência: em que medida a equipe DRS configurou-se como ator social? Matus aponta uma pergunta chave para este primeiro momento do plano: “Quem é e onde está situado o ator que planeja?” (Matus, 1993, p. 72).

No caso da DRS Matinhos, a experiência é bastante distinta de um planejamento normativo tecnocrático e a sua análise nos conduz a considerar que o ator que planeja é multicomposto, cada qual com sua posicionalidade histórica em relação às práticas de planejamento. Poderíamos representar da seguinte forma a posicionalidade das entidades parceiras do Banco do Brasil que (multi) compõem o ator que planeja.

Devemos perguntar também: em que medida seus diversos componentes, cada qual com sua posição em relação aos demais, tornaram-se autores e sujeitos coletivos coesos em uma estratégia capaz de operar uma mudança situacional?

A teoria do planejamento estratégico situacional tem como pressuposto a busca da superação da segmentação histórica entre os agentes “planejadores”, dotados meritocraticamente de condições para

tal, e os agentes “executantes”, respectivamente desprovidos de conhecimento técnico e de reconhecimento meritocrático para planejar ações que enfrentem e superem seus próprios problemas. A importância da assertiva anterior pode ser percebida com dois exemplos.

Primeiramente, entre as ações previstas no projeto encontra-se a criação de uma cooperativa de produtores, pois uma organização deste tipo permite que os resultados econômicos, os excedentes produzidos na atividade sejam divididos, o que não é possível no caso de uma associação. O tema é recorrente, aparecendo em sete das 18 reuniões realizadas até julho de 2010.

Em nossas conversas, diagnosticamos resistências a ações deste tipo, oriundas de experiências anteriores mal-sucedidas. Ademais, haveria barreiras tácitas, dificuldades de fala. Os pescadores aparentemente se intimidam na presença de outros atores, detentores de capitais simbólicos de maior valorização social, como o conhecimento perito – acadêmico, jurídico e técnico – de parte significativa dos demais participantes. Pudemos ouvir isso de pescadores em diversas ocasiões.

Projetos de empoderamento bem sucedidos demandam participação ativa das bases comunitárias, das *grassroots*, compondo ativamente todas as etapas do processo, algo que vimos insistindo em diversas reuniões, no que, finalmente, fomos atendidos. A transcrição de um trecho de ata, de reunião realizada em 08 de julho de 2010, é ilustrativa:

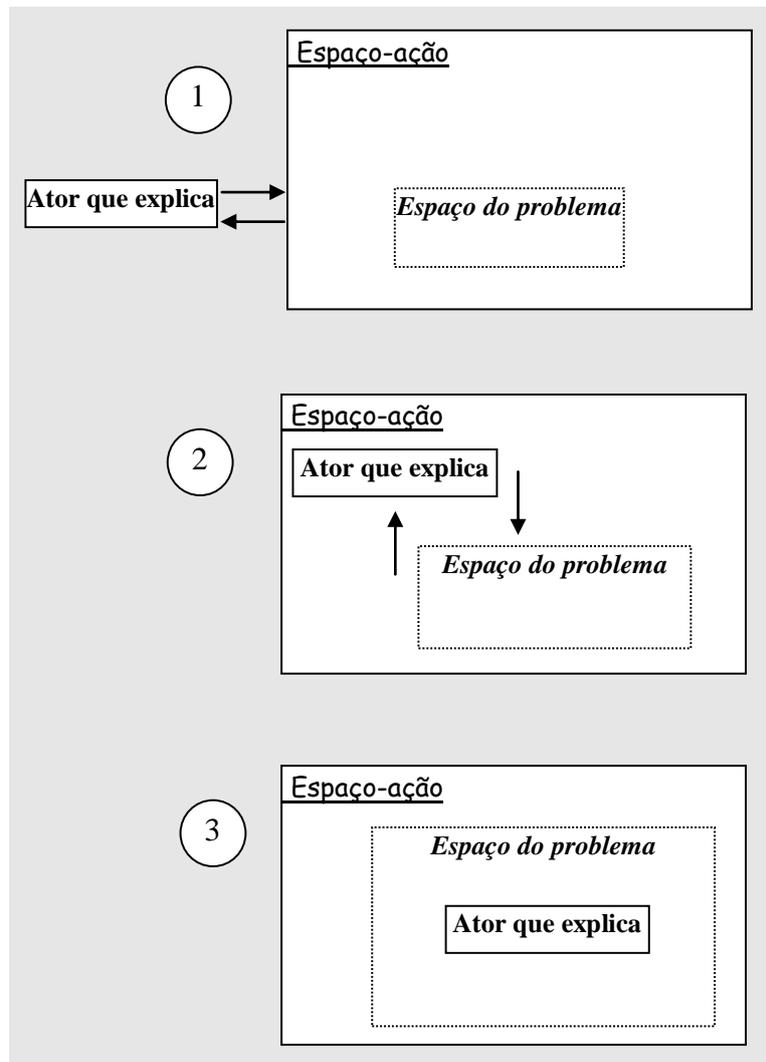
(...) Por fim, tratamos da dinâmica do evento, onde chegamos à conclusão de que melhor do que impor a formação de uma cooperativa, após explanarmos nossas intenções, deveremos provocar um debate em grupos, formados a partir de lideranças já existentes, provocando um trabalho de Diagnóstico Participativo, onde eles mesmos talvez cheguem às mesmas

conclusões que chegamos em nossa equipe (Banco do Brasil, 2010c).

Outro exemplo. Em julho de 2010, já no fechamento de nossas análises, a equipe, sob patrocínio da Emater, realizou o referido evento,

aproveitando a ocasião de entrega de equipamentos, incluindo embarcações, motores e outros implementos. Na oportunidade, um dos autores deste texto conduziu algo próximo do diagnóstico pretendido, no qual os cerca de 50 participantes (entre cerca

de 200 pescadores cadastrados, ou seja, uma participação bastante razoável) deveriam debater e registrar aspectos favoráveis e desfavoráveis e propor soluções para o incremento da atividade pesqueira.



Posicionalidade 1: Banco do Brasil, UFPR, IBAMA, ICMBio, SANEPAR, PROVOPAR, EMATER;
Posicionalidade 2: Associação Comercial e Industrial, Prefeitura Municipal, Rotary Club, ACRESMAT;
Posicionalidade 3: Colônia de Pescadores Z-4

Após debates em quatro pequenos grupos e exposição no grande grupo, os principais resultados foram: os pescadores têm dificuldades para comercializar pescados a um preço que garanta sua sustentabilidade econômica em função da existência de “atravessadores”; há dificuldades para

aquisição de insumos e implementos que aumentariam a produção, devido aos preços elevados e limites de acesso a financiamento; há problemas relacionados à saúde e ao bem-estar em geral. Os pescadores precisam se articular para resolver seus problemas. Em três dos quatro grupos apareceu a

palavra cooperativa entre as propostas para resolver esses problemas.

Em suma, os verdadeiros protagonistas do projeto chegaram a conclusões muito semelhantes às da equipe executora, conforme havíamos previsto, e, malgrado o diagnóstico pouco otimista da equipe executora

quanto à criação de uma cooperativa, esta parece estar próxima. Adicionalmente, podemos avizinhar a superação de barreiras que têm afastado a equipe dos sujeitos, os quais, conforme consenso que vimos construindo, precisam dispor de uma estrutura que amplie suas oportunidades de participação ativa no processo e, conseqüentemente, a coesão do grupo.

A coesão de uma força social é uma variável dependente de diversos fatores, tais como dogma, carisma, ideologia, interesses específicos, projeto de conservação ou transformação social. O ideário de Matus, perfeitamente aplicável à experiência DRS, implica acentuados desafios de articulação e viabilidade para o ator que planeja, afinal:

São muitos os atores que produzem fatos políticos, sociais, econômicos, bélicos, etc. Cada ator produz tais fatos em função de suas visões e propósitos particulares, e nada garante a coerência do resultado social global. Isso ocorre tanto no interior de um ator composto de sub-atores como na coexistência conflitante entre atores diversos. A coerência de ação global não se alcança espontaneamente, ela requer uma racionalidade central [...] é necessário uma ação central que busque a coerência global frente às ações parciais dos atores sociais, se é que queremos conduzir o sistema social a objetivos decididos democraticamente pelos homens [e mulheres] (Matus, 1993, p. 27).

A multicomposição do ator DRS implica articular distintas verdades e leituras sobre os objetivos declarados do projeto DRS, os quais são de impulsionar iniciativas comunitárias de desenvolvimento em todo o país por meio da concessão de financiamento a juros baixos, a partir de prioridades e projetos eleitos e construídos pelas próprias comunidades, e que tenham sustentabilidade ambiental, social e econômica.

Em torno desses objetivos encontram-se distintos valores e

afinidades, intenções e motivações, capacidades e habilidades, estilos de ação e vetores de força. Assim, a compreensão do ator DRS-Matinhos torna-se especialmente complexos, pois, tal qual indica Matus:

No jogo político, os atores alinham-se em posições conforme sejam as jogadas e os jogadores. Apoiam-se em posições conforme sejam as jogadas e os jogadores. Apoiam-se e rejeitam-se entre si por afinidades e antipatias pessoais, com igual ou maior veemência que a originada em suas motivações para as operações. A política é, em parte, racional e, em parte, passional. É exercida não só em relação a operações e ações que os atores sociais produzem ante as exigências de seus objetivos declarados, mas também em relação a afinidades e rejeições que se desenvolvem entre dirigentes políticos que comandam as organizações sociais. Como atividade humana, a política é essencialmente uma atividade dominada tanto pelas paixões quanto pelo cálculo (Matus, 1996, p. 116).

Devemos, portanto, investigar elementarmente quem são os componentes DRS e quais os seus problemas, os incômodos prioritários e o quanto seus projetos coadunam-se, em termos de resultados esperados, com os produtos gerados na execução do plano, pois a resultante da viabilidade é sempre um jogo de forças dispostas e alinhadas em função de interesses.

O “alinhamento de posições” dos componentes do grupo DRS-Matinhos pode ser medido durante as discussões para a escolha da atividade econômica a ser apoiada pelo programa, a pesca. Tal momento evidenciou acentuados desafios para a composição e ação coesa do ator. Em diversas as ocasiões diversos participantes exaltaram-se verbalmente, inclusive com ameaças que exigiam a intervenção de mediadores no embate de ideias e interesses.

Dada a inviabilidade de uma escolha consensual foi realizada uma votação, cujo resultado expressou a baixa coesão do grupo neste primeiro momento. Só em parte estavam em disputa os recursos imediatos aportados pelo Banco do Brasil, pois tornou-se evidente que a probabilidade de acúmulo de capacidade de ação de em um determinado setor social, os pescadores, provocava aos demais. As discussões ocorridas provocam questionamentos sobre a capacidade dos “vencedores” da votação para viabilizar sua proposta frente a resistência dos demais interessados. Com efeito, do amplo grupo participante das primeiras reuniões, poucos mantiveram-se frequentando as reuniões da equipe executora, sendo que os mais empedernidos defensores de atividades alternativas deixaram a equipe logo no início dos trabalhos.

Evidencia-se que conjunto de atores envolvidos no projeto DRS enfrenta com dificuldades os desafios próprios da constituição múltipla de um ator social, ou seja promovem neste espaço um encontro compreensivelmente conflituoso e irresoluto de seus projetos, capacidades/recursos e posicionamentos nas redes sociais que atuam. Tudo isso a despeito do desenho inegavelmente participativo da arena que se constituiu, confirmando o apontado por Henrique Rattner em um de seus textos:

O conceito de sustentabilidade transcende o exercício analítico de explicar a realidade e exige o teste de coerência lógica em aplicações práticas, onde o discurso é transformado em realidade objetiva. Os atores sociais e suas ações adquirem legitimidade política e autoridade para comandar comportamentos sociais e políticas de desenvolvimento por meio de prática concreta. (Rattner, 1999, 233/234).

Indicações para a participação e planejamento em processos de desenvolvimento regional sustentável

Dois recursos metodológicos (ferramentas) bastante úteis para auxiliar a integração e convivência do grupo para o planejamento podem ser apontados, ambos componentes de uma explicação situacional na perspectiva de planejamento matusiana. O primeiro é a montagem de um triângulo de governo coletivo, com que se explicitam os projetos, recursos e rede de relacionamentos

formada pelos diversos participantes do grupo. O segundo é o levantamento, seleção e explicação situacional do(s) problema(s) a ser enfrentado, ou na linguagem DRS do Banco do Brasil, a atividade econômica a ser apoiada pelo programa.

O triângulo de governo é um recurso didático-metodológico que implica os participantes do grupo em uma reflexão e sistematização sobre

seus projetos (P), capacidades (C) e variáveis que controlam no jogo social (G) (Matus, 1993 e 1996b). Governar, que no caso DRS corresponde a coordenar o programa em Matinhos (PR), implica a articulação entre estes três elementos, sendo que cada um dos polos está composto por distintos projetos, capacidades e governabilidades. A representação desta ferramenta é bastante simples:

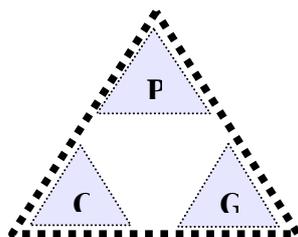


Figura adaptada de Matus, 1996b, p. 51.

O primeiro vértice (P), o projeto de governo ou projeto político, define-se como o conteúdo propositivo elaborado pelo ator para acumular forças políticas, realizar reformas culturais, otimizar o desenvolvimento econômico e social, etc. O projeto de governo é um compromisso que o ator declara na forma de propostas para o futuro em função de suas necessidades presentes ou potencialmente indicadas. Não se trata, portanto, de uma aspiração descompromissada do ator declarada na forma de um “dever ser” normativo. Apresenta seu limite no capital político e intelectual acumulados pelo ator que os dirige especialmente para fusionar seus componentes em torno de ações constitutivas de um futuro almejado coletivamente.

O segundo vértice (G), a governabilidade, evidencia-se na

relação entre variáveis que o ator controla e aquelas que não controla. A governabilidade é a posição de centralidade e de intermediação ocupada pelo ator na rede de atores sociais que lhe proporciona influência e controle das variáveis do jogo social. A maior ou menor governabilidade é sempre relativa a um ator concreto, seu projeto (mais ou menos ambicioso) e sua capacidade de governo instalada. As variáveis não controladas pelo ator em geral estão sendo controladas por outros atores, motivo pelo qual torna-se essencial o “mapeamento” dos outros atores que participam do jogo social com seus respectivos projetos e recursos.

O último vértice(C), a capacidade de governo, corresponde ao conjunto de técnicas, métodos, finanças, materiais, habilidades e experiências (direção, gerência,

administração e controle) que o ator pode disponibilizar para operar as variáveis que controla (posicionando-se taticamente em função das variáveis que não controla) e cumprir seu projeto em direção aos objetivos declarados, ou seja para conduzir ou influenciar o processo social. Dentre as capacidades de governo Matus destaca que “O domínio de técnicas potentes de planejamento é das variáveis mais importantes na determinação da capacidade de uma equipe de governo” (Matus, 1993, p. 61).

No caso em análise, a multicomposição do ator DRS/BB Matinhos (PR), o triângulo de governo pode ser elaborado coletivamente e com as informações dispostas visualmente para que todos os membros tenham acesso à produção do grupo, tal qual exemplificado a seguir:

▲ Componente A	▲ Componente B	▲ Componente C	▲ Componente n	
Proj. Gov. A →	Proj. Gov. B →	Proj. Gov. C →	Proj. Gov. n →	↓ Proj. Gov. DRS
Governab. A →	Governab. B →	Governab. C →	Governab. n →	↓ Governab. DRS
Recursos A →	Recursos B →	Recursos C →	Recursos n →	↓ Recursos DRS
				▲ ATOR DRS

A totalidade do triângulo de governo (▲ ATOR DRS) somente é configurada quando relacionada com os problemas e oportunidades selecionados e explicados pelo ator. Ou seja, um projeto de governo não existe independente de problemas e oportunidades, tais quais enunciados e explicados pelo ator. Da mesma forma o ator controla ou não controla determinadas variáveis (governabilidade), assim como pode deter ou não determinados recursos, em função dos problemas e oportunidades que seleciona para enfrentamento ou aproveitamento e da explicação que elabora para tais fenômenos. Portanto, problema e oportunidade tornam-se conceitos elementares para o trabalho de coordenação da elaboração de um planejamento participativo^v.

A noção de problema é bastante exigente de um rigor conceitual, afinal se enunciamos precariamente os problemas comprometemos a sua seleção e, inevitavelmente, a sua explicação. Matus define problema essencialmente como uma condição desconfortável que vivemos e julgamos alterável no prazo do plano, ou:

uma discrepância entre o ser (ou a possibilidade de ser), e o deve ser, discrepância essa que um ator encara como evitável e inaceitável. A evitabilidade e a inaceitabilidade são apreciações do ator sobre o problema, as quais o levam a defini-lo como tal. Essas apreciações são assumidas com diferente grau de convicção (Matus, 1993, p. 259).

Cada ator confere um determinado valor e, portanto, prioridade de enfrentamento, para um problema conforme sua proximidade com os demais problemas observados no seu espaço de governo, ou seja, mesmo um problema reconhecidamente grave, tal qual a elevação do nível dos mares, estará fora de muitos levantamentos, entretanto certamente será selecionado por atores globais com a devida capacidade de intervenção.

Outro fator importante de valoração do problema é o quanto o ator é simultaneamente afetado e beneficiado pelo problema, no caso do programa DRS esta combinação é bastante relevante.

O levantamento e seleção de problemas é a fase mais difícil do trabalho de planejamento participativo, pois, em geral, os grupos facilmente dedicam-se a discutir prematuramente a normatividade (dever ser). Em qualquer discussão os participantes apresentam muitas soluções sem que seja realizada uma reflexão sobre quais são os problemas. Frequentemente os grupos expressam diretamente uma proposta de ação/solução no momento de levantamento de problemas ou mascaram as soluções que estão pré-definidas enunciando como problema o clássico “falta de [objeto da solução]”, por exemplo falta de computadores, falta de empregos, etc. Ferreira (1992) afirma que colecionamos milhares de respostas, todavia esquecemo-nos das perguntas.

Tão importante quando enunciar e selecionar precisamente os problemas para enfrentamento é perceber que o ator tem também oportunidades para aproveitar. Tal qual aponta Matus: “oportunidade significa inserir no lugar adequado da cadeia temporal de eventos aquele evento para o qual se quer construir viabilidade” (Matus, 1993, p.64). Para o autor, a excelência da estratégia é associar oportunidade e ação, todavia o aproveitamento de oportunidades é raro nas práticas política e econômica, justamente porque envolve o escasso recurso tempo. Pouco valorizado, o tempo condena nossas oportunidades ao passado, pois apenas as percebemos integralmente quando estas deixam de ser oportunidades e, em geral, quando se tornam problemas.

As dificuldades para identificação e aproveitamento das oportunidades são, basicamente, relativas à condição temporal, pois dispomos, em geral, de reduzida capacidade para a análise de cenários e tendências que criam as oportunidades. Além disso, o aproveitamento de oportunidades implica elevada

capacidade para identificar e reagir rapidamente ao momento, ou seja, precisamos manter em alerta um conjunto de recursos de que, em geral, não dispomos pois estão alocados para resolver problemas “urgentes” que assaltam a agenda do ator.

Reafirmamos que estes dois recursos metodológicos sugeridos, o triângulo de governo e a explicação situacional, podem auxiliar decisivamente para a integração e constituição do ator que planeja, ou seja, de uma identidade coletiva que assume o planejamento como o cálculo que precede e preside a ação.

CONCLUSÃO

Nossa intenção, até o momento, foi fazer o relato de uma análise muito breve de um processo participativo protagonizado por sujeitos de carne e osso, de suas potencialidades, dos limites e ambiguidades de sua capacidade de organização. À luz das vertentes teóricas discutidas, sobretudo aquelas que preconizam a participação efetiva e direta dos afetados pelas decisões políticas, concluímos provisoriamente que os princípios participativos assumidos por uma organização que lhes é tradicionalmente avessa geram efeitos favoráveis para o aprofundamento da cidadania e da sustentabilidade em uma comunidade, ainda que aparentemente tímidos e, por vezes, contraditórios. Tal qual apontam Mantovaneli Jr. e Sampaio:

Na medida em que os processos são vistos como determinantes fundamentais da política e seus resultados, estes se tornam também alvo privilegiado dos processos decisórios. Ou seja, os atores começam a se preocupar com a abordagem aplicada ao processo decisório, suas pedagogias, sua normatividade, suas prerrogativas, sua dinâmica, e passam também a deter este conhecimento e com ele lidar. (Mantovaneli Jr. e Sampaio, 2010, p. 84).

O fato de se tratar de um projeto localizado, de pequeno alcance, porém de objetivos muito claros, pode ser uma das chaves para explicar o que já se conquistou, malgrado todos os percalços. A busca de ferramentas que efetivem a participação das bases comunitárias, como a explicação situacional participativa, seria uma das saídas para mitigar as barreiras que o projeto tem enfrentado.

O programa DRS assumiu a explicação baseado na noção de diagnóstico, inclusive realizado após a escolha da atividade econômica a ser apoiada, fator que nos parece um tanto quanto anacrônico. Embora diagnosticar etimologicamente corresponda a distinguir por conhecimento, a questão que se coloca são as distintas concepções sobre o acesso ao objeto de conhecimento.

Na cartilha diagnóstica os fenômenos sociais podem (e devem) ser reduzidos a referentes equacionais matemáticos para que a ciência econômica possa enquadrá-los em parâmetros de normalidade ou desvio para, em seguida, normatizar o fenômeno para o tempo futuro. Todavia, os fenômenos sociais são irreduzíveis e, conseqüentemente, situacionais. Portanto, as operações de um plano são uma função necessária e subordinada à força social constituída para (planejar e) governar. Conforme aponta Matus:

O diagnóstico é um monólogo feito por alguém não-situado e fechado em sua própria visão do mundo que o rodeia. Já a apreciação situacional é um diálogo entre um ator e os outros atores. O relato deste diálogo é assumido por um dos atores de forma inteiramente consciente do texto e contexto situacional, os quais fazem coabitante de uma realidade conflitante que admite outros relatos. Minha explicação é um diálogo com a situação, onde coexistem com o outro (Matus, 1993, p. 207).

Contra-pondo-se à noção de diagnóstico o conceito de situação é existencialista, pois a essência do objeto é insólita e estéril sem a

posicionalidade do sujeito que o significa, a partir do qual o significado não se constitui senão na situação determinada e a realidade somente é compreensível ao sujeito que nela se reconhece contido tanto quanto lhe faz contingente.

Explicar a situação de um ator, seus projetos, recursos, governabilidade, problemas e oportunidades é, portanto, validar as diferentes explicações elaboradas por cada membro de um ator multicomposto, como é o caso do ator DRS. Considerando o papel e o poder de influência de cada um no jogo de possibilidades sociais é possível estabelecer os parâmetros das necessárias negociações entre os diversos componentes, para só então, por exemplo, realizar a escolha da atividade econômica a ser apoiada. Caso contrário torna-se bastante provável a instauração de um quadro degenerativo do potencial de coesão grupal. Tal qual apontam Silva Neto e Basso:

A promoção do desenvolvimento sustentável, nesse sentido, é incompatível com a noção positivista de um conhecimento científico infalível, cuja função seria a de proporcionar um controle crescente sobre a natureza e a sociedade. (...) o desenvolvimento pode ser entendido como um processo aberto e evolutivo, que ocorre em sociedades interpretadas como estruturas dissipativas, o que implica reconhecer que as estruturas sociais emergem fundamentalmente a partir das interações locais entre seus constituintes, e que sua trajetória não pode ser prevista, o que descarta a possibilidade de um planejamento centralizado eficaz. (Silva Neto e Basso, 2010, 322/323).

Evidente torna-se a necessidade de adoção de uma tática de composição dos atores locais com melhor posição na rede de relacionamentos, ou seja, com amplo controle de variáveis por ocuparem posições centrais na mediação de

interesses. Para tanto, o é fundamental a validação dos sujeitos tidos como público-alvo como atores protagonistas. Parcialmente, o ator DRS assumiu essa necessidade em suas ações mais recentes. Todavia até que ponto o projeto DRS vincula-se aos seus projetos destes sujeitos-agentes? Responder implica continuidade desta pesquisa e os resultados serão alvo de nossas próximas reflexões.

REFERÊNCIAS

ANDRADE, R. P.; DEOS, S. (2009) A trajetória do Banco do Brasil no período recente, 2001-2006: banco público ou banco estatal "privado"? **Revista de Economia Contemporânea**. Vol.13 no.1. Rio de Janeiro.

BANCO DO BRASIL (2010a). **Desenvolvimento regional sustentável**. Disponível em: <http://www.bb.com.br/docs/pub/sitespub/sustentabilidade/dwn/CartilhaDRS.pdf>

____ (2010b). **Metas e resultados**. Disponível em <http://www50.bb.com.br/drs/jsp/consultas/consultarResultadosDPNPais/resultadosDPNPais.drs>

____ (2010c). Programa de Desenvolvimento Regional Sustentável. Livro de Atas. Matinhos.

BAQUERO, M. (2001), Cultura política participativa e desconsolidação democrática – reflexões sobre o Brasil contemporâneo. **São Paulo em Perspectiva**, v. 15, n. 4, p. 98-104.

BARROS, R. F. (2007) **Desenvolvimento regional sustentável – A experiência do Banco do Brasil**. Brasília. Dissertação (Mestrado em Gestão Social e Trabalho) – Faculdade de Economia, Administração, Contabilidade e Ciência da Informação e Documentação – FACE, Universidade de Brasília.

BROSE, M. (2010) **Metodologia participativa: uma introdução a 29 instrumentos**. Porto Alegre; São

- Leopoldo (RS); Santa Cruz do Sul (RS); Tomo Editorial; AMENCAR; PARTICIPE.
- DREITZER, H.; ROPOHL, G.; OFFE, C.; FRANK, J.; LENK, H. (1975) **Tecnocracia e ideologia**. Rio de Janeiro: Tempo Brasileiro.
- FEDOZZI, L. (2001). **Orçamento participativo: reflexões sobre a experiência de Porto Alegre**. Porto Alegre: Tomo Editorial.
- FERREIRA, F. W. (1992) **Planejamento sim e não** : Paz e Terra.
- FONSECA, I. F. da; BURSZTYN, M. (2009). A banalização da sustentabilidade: reflexões sobre governança ambiental em escala local. **Sociedade e Estado**, Brasília, v. 24, n. 1, p. 17-46, jan./abr. 2009.
- FREITAS, C. M. (2004) Ciência para a sustentabilidade e a justiça ambiental. **Justiça ambiental e cidadania**. Rio de Janeiro: Relume Dumará: Fundação Ford, 2004. p. 141 – 158.
- HABERMAS, J. (1984) **Mudança estrutural da esfera pública – investigações quanto a uma categoria da sociedade burguesa**. Rio de Janeiro: Tempo Brasileiro.
- HABERMAS, Jurgen. (1968) **Técnica e Ciência como Ideologia**. Lisboa: Edições 70.
- _____ (1986) **Teoria de la acción comunicativa**. Madrid: Taurus.
- HELD, D. (2006) **Models of democracy**. 3. ed. Stanford University Press.
- HOROCHOVSKI, R. R. (2007) **Desatando nós: associativismo civil, democracia e empoderamento na colônia de pescadores de Matinhos, Paraná**. Florianópolis. Tese (Doutorado em Sociologia Política) – Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal de Santa Catarina.
- HUERTAS, F. (2007) **O método PES - entrevista com Matus** : FUNDAP.
- JATOBÁ, S. U. S.; CIDADE, L. C. F.; VARGAS, G. M. (2009) Ecologismo, Ambientalismo e Ecologia Política: diferentes visões da sustentabilidade e do território. **Sociedade e Estado**, Brasília, v. 24, n. 1, p. 47-87, jan./abr. 2009.
- KERSTENETZKY, C. L. (2003) Sobre associativismo, desigualdades e democracia. **Rev. bras. Ci. Soc.**, Out 2003, v.18, n.53, p.131-142.
- MACPHERSON, C. B. (1982) **La democracia liberal y su época**. Madrid: Alianza Editorial.
- MANTOVANELI Jr. , O.; SAMPAIO, C. A. C. (2010) Governança para o desenvolvimento territorial sustentável. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**. n. 18, p. 77 -88, dezembro/2010.
- MATUS, Carlos (1993). **Política, planejamento & governo**. Brasília: IPEA, 2t. (Serie IPEA; v. 143).
- _____ (1996) **Estratégias políticas: Chimpanzé, Maquiavel e Gandhi**. São Paulo: FUNDAP.
- _____ (1996b) **Adeus senhor presidente: governantes governados**. São Paulo: FUNDAP.
- OFFE, C. (1984) **Problemas estruturais do estado capitalista**. Rio de Janeiro: Tempo Brasileiro.
- PATEMAN, C. (1970) **Participation and democratic theory**. Cambridge University Press.
- RATTNER, H. (1999) **Sustentabilidade - uma visão humanista**. Ambient. soc. [online]. 1999, n.5, pp. 233-240.
- SARTORI, G. (1984) **A teoria democrática revisitada - vol 1 - O debate contemporâneo**. São Paulo: Ática.
- SCHERER-WARREN, I. (1996) **Redes de movimentos sociais**. 2. ed. São Paulo: Loyola.
- SILVA NETO, B. e BASSO, D. (2010) A ciência e o desenvolvimento sustentável: para além do positivismo e da pós-modernidade. **Ambient. soc.** [online]. 2010, vol.13, n.2, pp. 315-329.
- SILVA, M. K. (2006). Sociedade civil e construção democrática: do maniqueísmo essencialista à abordagem relacional. **Sociologias**, Porto Alegre, ano 8, nº 16, jul/dez 2006, p. 156-179.
- VIDOTTO, C. A. (2005) Reforma dos bancos federais brasileiros: programa, base doutrinária e afinidades teóricas. **Economia e Sociedade**, Campinas, v. 14, n. 1 (24), p. 57-84, jan./jun. 2005.
- YOUNG, I. M. (2001) Comunicação e o outro: além da democracia deliberativa. In: **Democracia hoje: novos desafios para a teoria democrática**.

ⁱ Durante a implantação do programa de Desenvolvimento Regional Sustentável (DRS) do Banco do Brasil no município de Matinhos, nos valem do fato de sermos participantes do processo, representando a Universidade Federal do Paraná – UFPR Setor Litoral, de modo que pudemos fazer observações e análises de documentos, como registros, anotações e atas.

ⁱⁱ IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis; ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade; SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná; PROVOPAR – Programa do Voluntariado Paranaense (ligado ao Governo do Estado); EMATER – Instituto Paranaense de Assistência Técnica e Extensão Rural; Prefeitura Municipal de

Matinhos e várias de suas secretarias; e a UFPR – Universidade Federal do Paraná.

ⁱⁱⁱ Dados disponíveis em <http://www50.bb.com.br/drs/jsp/consultas/detalharDPNFotografia/detalharDPNFotografia.drs>, acessado em 04/09/2010.

^{iv} Benefícios para cuja consecução a ação efetiva e direta do ator é indispensável. Diferenciam-se de benefícios coletivos, de

que o ator usufrui mesmo não tendo agido para obtê-los.

^v Para uma leitura sobre metodologias participativas ver Brose (2010).

Metodologia participativa: uma introdução a 29 instrumentos. Porto Alegre; São Leopoldo RS; Santa Cruz do Sul: Tomo Editorial; AMENCAR; PARTICIPE.

Influência da aplicação das boas práticas de fabricação sobre a quantidade e qualidade do efluente bruto de uma indústria de laticínios em Caldazinha-GO

RESUMO

As Boas Práticas de Fabricação - BPFs podem ser importante ferramenta no processo de gestão ambiental em indústrias e agroindústrias, pois é capaz de controlar segundo normas preestabelecidas os fluxos e processos de produção. Essa pesquisa objetivou avaliar antes e depois da implantação das BPFs o volume e a qualidade física, química e biológica dos efluentes gerado em um laticínio localizado em Caldazinha – GO, no período entre maio de 2007 a setembro de 2008. Os resultados obtidos mostram que após as BPFs houve redução do volume de efluentes gerados e melhora nas condições físicas, químicas e biológicas, favorecendo o tratamento biológico dos efluentes.

PALAVRAS-CHAVE: Esgoto bruto; BPFs; tratamento de efluente; leite.

ABSTRACT

The Good Manufacturing Practices - GMPs can be an important tool in the process of environmental management in industries and agribusinesses, as it is able to control the second pre-established norms flows and production processes. The study aimed to evaluate before and after the implementation of GMPs volume and physical, chemical and biological effluents generated in a plant located in Caldazinha - GO, in the period between May 2007 and September 2008. The results show that after the GMPs reduction in the volume of wastewater generated and improvement in physical, chemical and biological weapons, favoring the biological treatment of wastewater.

KEYWORDS: Raw sewage; GMPs; wastewater treatment; milk.

Denise Gonçalves Ferreira

Zootecnista, M. Sc. em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Prefeitura Municipal de Caldazinha - Av. Cristóvão Colombo QD. 205, Lt. 17, Jardim Novo Mundo, Goiânia, GO, 74705-130

E-mail: dgferreiras@hotmail.com

Delvio Sandri

Docente de Ensino Superior V, Dr., Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Goiás/UEG.

INTRODUÇÃO

A indústria de laticínios de médio e pequeno porte representa um importante componente econômico e social, além disso, constitui uma importante parcela na produção de alimentos, mas sua contribuição em termos de poluição de águas receptoras é significativa, sendo, portanto, necessário o tratamento prévio de seus despejos líquidos antes do lançamento na natureza.

Os laticínios utilizam grande quantidade de água no processo industrial, gerando um volume considerável de efluentes, caracterizado por elevada carga orgânica e alta concentração de sólidos em suspensão, provenientes das diferentes etapas do processamento tecnológico do leite. O problema agrava-se considerando que estes resíduos industriais têm mobilidade, ou seja, se espalham por vastas extensões de terra, água e ar, causando danos ambientais (DERISIO, 2000).

Os efluentes das indústrias de laticínios abrangem as coleções líquidas industriais, geradas em todos os setores da indústria. Os constituintes presentes no efluente industrial incluem: substâncias orgânicas associadas ao leite, como gorduras, proteínas e carboidratos; detergentes e desinfetantes usados nas operações de lavagem e sanitização; areia e poeira removidas nas operações de lavagens de pisos e latões de leite e lubrificantes empregados em determinados equipamentos. Podem ainda estar presentes ingredientes como açúcar, pedaços de frutas, essências, condimentos diversos, subprodutos como o soro (produção de queijo) e o leiteiro (produção de manteiga) (MACHADO et al., 2001).

A vazão e a qualidade do efluente gerado por agroindústrias são dependentes, entre outros fatores, do tipo e porte da indústria, dos processos empregados, e do grau de reaproveitamento nas diferentes etapas do processamento; volume de leite processado; condições e tipo de equipamentos utilizados; adoção de

práticas para redução da carga poluidora; volume de efluentes; atitudes de gerenciamento ambiental; consumo de água nas operações entre outros fatores (KONIG e CEBALLOS, 1995).

A implantação de medidas simples como o reaproveitamento do soro, a padronização dos procedimentos de limpeza, o treinamento e conscientização dos colaboradores sobre as práticas ambientais e de higiene, a manutenção preventiva dos equipamentos e práticas de reúso de água, proporcionaram a redução no consumo de água e diminuição no volume e na carga poluidora do efluente, oferecendo melhores condições para as pequenas e médias empresas tratarem seus efluentes.

A adoção de programas de qualidade e segurança alimentar é uma alternativa para auxiliar as indústrias de laticínios, especialmente às pequenas e médias a: agregarem valor a seus produtos e reduzir seus efluentes e tornarem-se mais competitivas. Estes programas têm por objetivos reorganizar o processo produtivo evitando perdas de matéria prima; aumentar a segurança e a qualidade dos alimentos produzidos; aumentar a exportação de alimentos preparando o setor produtivo para atender às exigências dos países importadores; aumentar a competitividade nas empresas e agregar valor econômico aos produtos finais.

Dentre os programas de segurança de alimentos, as Boas Práticas de Fabricação - BPFs podem ser uma ferramenta importante, pois é capaz de controlar, segundo normas pré - estabelecidas, a água, as contaminações cruzadas, as pragas, a higiene e o comportamento do manipulador, a higienização das superfícies, o fluxo de processos, os equipamentos e outros itens, dando um grande passo para melhorar e dinamizar a produção de alimentos industrializados de forma segura e de qualidade.

Correlacionar as BPFs com a redução na quantidade e melhora a qualidade dos efluentes gerados em

laticínios pode ser uma importante ferramenta, principalmente para pequenas e médias indústrias, para, além de agregar valor qualitativo a seus produtos, possam reduzir as quantidades de efluentes gerados. Até o presente momento não foi identificados estudos que abordem esta correlação da interferência das BPFs na qualidade e quantidade de efluentes gerados por laticínios, sendo, portanto, importante obter estas informações.

Algumas literaturas (MOURA et al., 2003; BRIÃO e TAVARES, 2004; VALLE et al., 2000; BRAGA e MIRANDA, 2002; BRAILE e CAVALCANTE, 1993), (CUIKENDALL et al., 2003) mencionam que qualquer prática ou processo, técnica ou medida que reorganize e torne mais eficiente os processos produtivos e promova mudanças que resultem em economia de matéria-prima, insumos e água, e minimizem dos impactos negativos ao meio ambiente devem ser adotadas.

Desta forma, objetivou-se avaliar o volume de efluente gerado e a qualidade física, química e biológica, antes e depois da implantação das BPFs em uma indústria de laticínio.

MATERIAL E MÉTODOS

A indústria de laticínios Rio Grande LTDA, local realizado o experimento, instalada no Município de Caldazinha há 10 anos e segundo a Delegacia Federal de Agricultura de Goiás (Serviço de Inspeção Federal - SIF) (2005), esta indústria é classificada como fábrica de laticínios e tem uma capacidade industrial para processar 10 mil litros de leite por dia, estando, portanto, sob inspeção federal. No período chuvoso funciona com 80% de sua capacidade e no período de seca com 50%. Está localizada na região urbana do município de Caldazinha, onde existem em sua vizinhança residências, escolas e comércios. Esta indústria possui 14 colaboradores distribuídos em diversas funções, sendo que 10 trabalham na linha de produção, com nível de escolaridade de ensino médio completo.

O período de implantação das BPFs ocorreu entre maio de 2007 a setembro de 2008. Inicialmente realizou-se uma auditoria interna com base na Resolução DIPOA/SDA Nº 10, de 22 de maio de 2003, para levantamento das condições iniciais quanto aos seguintes aspectos: instalações, equipamentos, higiene da indústria e equipamentos, segurança da água, controle integrado de pragas, manejo de resíduos, recursos humanos, matéria prima, fluxos de produção e embalagem e rotulagem.

Na seqüência elaborou-se o manual de BPFs de acordo com a legislação pertinente do MAPA, Portaria Nº 368, de 04 de setembro de 1997 e Resolução DIPOA/SDA Nº 10, de 22 de maio de 2003 e dados obtidos na auditoria realizada no laticínio. O manual descreveu e contemplou de forma minuciosa todos os itens relativos à condição estrutural e higiênico-sanitária da indústria; o saneamento do estabelecimento; a higiene pessoal e requisitos sanitários; requisitos de higiene na elaboração do alimento e o armazenamento e transporte de produtos acabados conforme prevê as portarias citadas, bem como análise das condições dos

sistemas de disposição dos efluentes gerados no laticínio.

O plano PPHOs (Procedimentos Padrão de Higiene Operacional) seguiu a recomendação da Resolução DIPOA/SDA Nº 10, de 22 de maio de 2003, estruturada em nove pontos básicos: PPHOs 1: Segurança da água; PPHOs 2: Condições e higiene das superfícies de contato com o alimento; PPHOs 3: Prevenção contra contaminações cruzada; PPHOs 4: Higiene dos empregados; PPHOs 5: Proteção contra contaminantes e adulterantes do alimento; PPHOs 6: Identificação e estocagem adequadas de substâncias químicas e de agentes tóxicos; PPHOs 7: Saúde dos empregados; PPHOs 8: Controle integrado de pragas; PPHOs 9: Registros. Para atender aos PPHOs descreveu-se de forma minuciosa 18 instruções de trabalho que estabelecem de forma rotineira os procedimentos a serem realizados para alimento livres de contaminações a ser seguido dentro do laticínio pelos colaboradores.

Após a elaboração do manual de BPFs realizou-se o treinamento de todos os colaboradores do laticínio, apresentando-se o manual de BPFs com os PPHOs aos dirigentes do laticínio e aos colaboradores. Os colaboradores

assistiram aulas teóricas nos meses de janeiro e fevereiro de 2008, duas vezes por semana, das 15:00 h às 18:00 h, resultando em 48h de aulas teóricas que abordaram todos os itens descrito no manual de BPFs e noções de microbiologia, legislação, emprego e diluição dos produtos usados em limpeza e sanitização, noções de conservação e manejo ambiental e importância da monitorização por meio dos registros de informações.

Durante o treinamento teórico foram feitas as modificações e adaptações descritas pelos PPHOs, realizando-se atividades práticas em cada setor da indústria e posto de trabalho, de forma que os colaboradores conhecessem as condições de como realizar as suas tarefas de acordo com o preconizado pelo manual de BPFs. Afixou-se em locais visíveis e preestabelecidos no interior da indústria um resumo das instruções de trabalho, ou seja, os roteiros que descrevem a forma correta de desenvolver cada atividade, para que os colaboradores pudessem relembrar as seqüências e rotinas de realização das tarefas. As Figuras 1A e 1B mostram como exemplo, o PPHOs de higiene das mãos afixados na indústria.



Figura 1. Lavatório para as mãos (A) e instruções de trabalho fixadas na indústria sobre higiene das mãos (B).

O processo de implantação do Manual das BPFs com os PPHOs foi apresentado ao Serviço de Inspeção Federal (SIF), no mês de maio de 2008, para fins de certificação por auditores, quanto à validade do plano e de sua

implantação e que, ao mesmo tempo atende aos requisitos preconizados na legislação vigente.

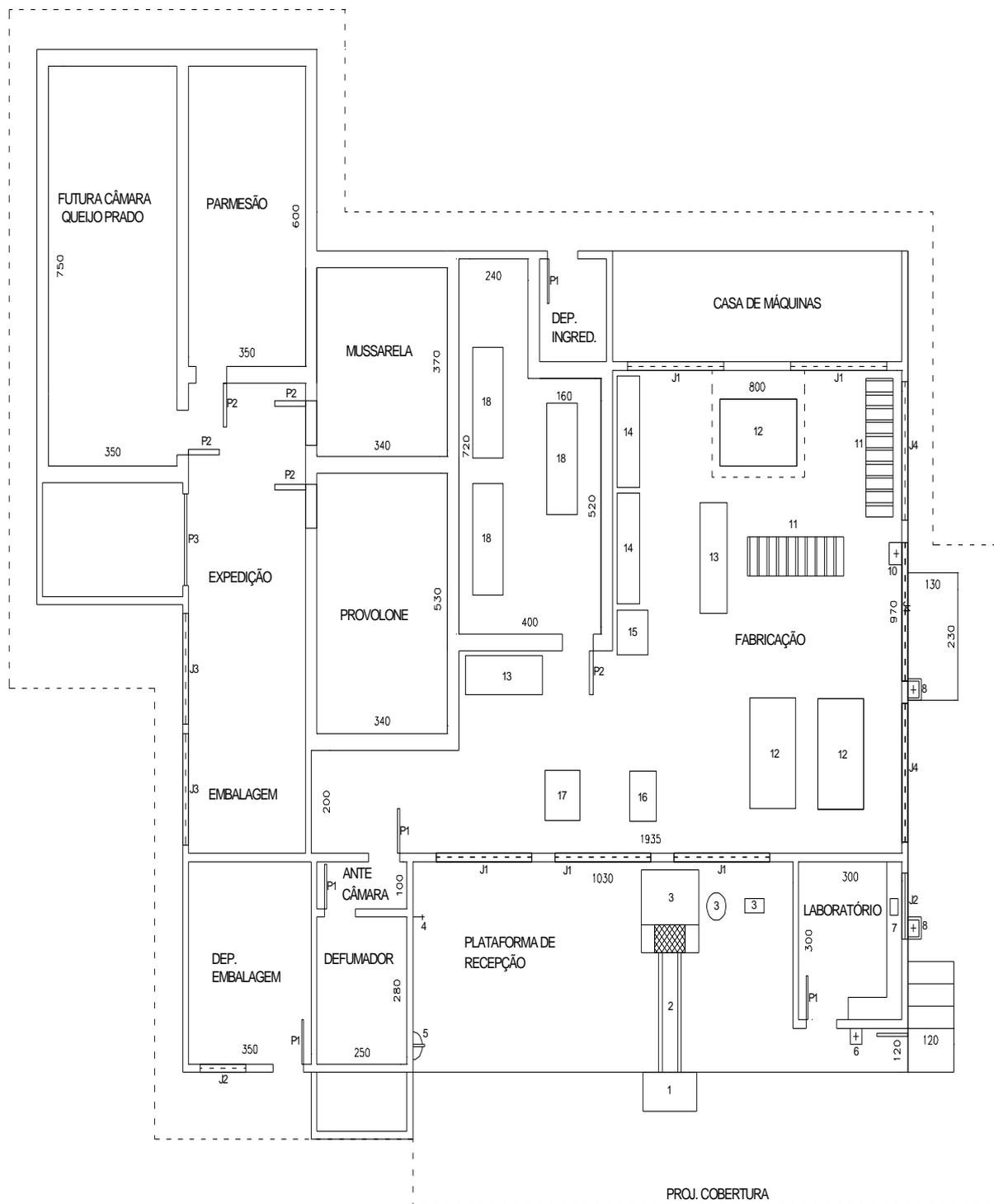
A matéria prima (leite) recebido pelo laticínio, após ser pasteurizado é transformado em

queijos como a mussarela, o parmesão e o provolone fresco defumado. A mussarela é produzida em maior escala (60%) e a menor na produção dos queijos parmesão e provolone (40%). A seqüência de produção dos diferentes

queijos pode ser vista no (Quadro 1) e a planta baixa do laticínio com os respectivos equipamentos estão na

Figura 2. A descrição do processo industrial se divide na seguinte seqüência:

QUADRO 1 – Sequência de produção dos diferentes queijos no laticínio.



LEGENDA

- | | | | |
|---|--------------------------------|----|-----------------------------------|
| 1 | Batente | 11 | Prensas |
| 2 | Deslizador para latões | 12 | Tanques de fabricação em aço inox |
| 3 | Tanque de recepção de aço inox | 13 | Mesa em aço inox |

4	Ponto de água	14	Prateleira em aço inox
5	Ponto de vapor	15	Picadeira
6	Pia acionada com pedal	16	Filadeira
7	Bancada com pia	17	Tanque de água
8	Lavadouro de botas	18	Tanques para salmoura em fibras de vidro
9	Projeção da cobertura	19	Embaladura a vácuo
10	Pia acionada por pedal	20	Balança

Figura 2. Planta baixa do laticínio Rio Grande Ltda, com os equipamentos utilizados no processo industrial.

Mussarela	Provolone	Parmesão
1- Recebimento do leite	1- Recebimento do leite	1- Recebimento do leite
2 - Pasteurização	2 - Pasteurização	2 - Pasteurização
3 - Adicionar de cloreto de cálcio, fermento láctico e coalho	3 - Adicionar de cloreto de cálcio, fermento láctico e coalho	3 - Adicionar de cloreto de cálcio, fermento láctico e coalho.
4 - Aguardar 25 a 30 minutos	4 - Aguardar 25 a 30 minutos	4 - Aguardar 25 a 30 minutos.
5 - Fazer o 1º corte de forma lenta e repousar por 3 minutos	5 - Fazer o 1º corte de forma lenta e repousar por 3 minutos	5 - Fazer o 1º corte de forma lenta e repousar por 3 minutos.
6 - Fazer a mexedura por 10 minutos, aquecer a 47ºC	6 - Fazer a mexedura por 10 minutos, aquecer a 48ºC	6 - Fazer a 1º mexedura rápida por 15 minutos, aquecer a 51ºC.
7 - Prensar a massa no tanque por 15 minutos	7 - Prensar a massa no tanque por 20 minutos	7 - Fazer a 2º mexedura rápida por 30 minutos.
8 - Repouso para fermentação 12 horas	8 - Repouso para fermentação 12 horas	8- Pré - Prensar a massa.
9 - Filagem de 80 a 85ºC	9 - Filagem a 80 a 85ºC	9 – Prensagem por 12 horas, nas 6 primeiras virando de 20 em 20 minutos.
10 - Enformagem- esfriar por 4horas	10 - Enformagem- esfriar por 4horas	10 - Salmoura 5 dias.
11 - Salmoura 12 horas	11 - Salmoura 5 dias	12 - Secagem – 8 dias câmara de ventilação.
12 - Secagem	12 - Encordoamento	13 - Embalagem/ Rotulagem.
13 - Embalagem/ rotulagem	13 - Secagem	16 - Estocagem.
14 - Estocagem.	14 - Defumação	
	15 - Rotulagem	
	16 - Estocagem.	

Quadro 1. Sequência de produção dos diferentes queijos no laticínio

O funcionamento da linha de produção do laticínio inicia-se às 6:00 h e termina às 14:00 h, definido em função da sequência de produção do subproduto do leite (queijo) e do recebimento do leite na plataforma, sendo este portanto, o período de atividades e que são gerados os

efluentes. O efluente produzido pelo laticínio contém resíduos resultantes da pasteurização, limpeza da indústria e dos equipamentos e subprodutos dos queijos (o soro) sendo composto somente das coleções líquidas produzidas na área de recepção e processamento do leite, portanto, o

efluente não contém resíduos dos sanitários, refeitório e lavanderia. O (Quadro 2) apresenta a descrição dos ambientes do laticínio e processos de fabricação com a respectiva caracterização dos efluentes gerados.

Etapas	Período	Ambientes	Processos	Caracterização dos efluentes gerados
Recepção do Leite	7:00 às 11:00 h	Plataforma de recepção	Higienização de tanques caixas plásticas, latões, filtros e resfriadores.	Resíduos de leite, gordura, detergentes, terra e areia.
Pasteurização	9:00 e 12:00 h	Plataforma de recepção	Higienização dos tanques, padronizadores, pasteurizadores, pisos e tubulações.	Resíduos de leite, gordura, detergentes e resíduos de ácido nítrico e soda.
Produção de Queijos	6:00 às 13:00 h	Sala de fabricação	Dessoragem, filagem da massa, Enformagem higienização dos tanques e formas, panos, pisos, prateleiras, salga e maturação.	Resíduo de queijos, soro, salmoura, detergente, água de filagem.
Embalagem e rotulagem	7:00 às 11:00 h	Sala de embalagem	Embalagem	Água de lavagem do piso com detergentes.
Higienização da indústria	14:00 h	Toda a fábrica	Paredes, tanques, prateleiras, formas, tubulações, pisos e demais itens.	Água sanitária, detergente, resíduos de ácido nítrico e soda.

Quadro 2. Principais etapas do processamento de queijos e efluentes gerados

As condições físicas e estruturais presentes no local permitiram que o volume total de efluente gerado por dia fosse medido utilizando-se dois latões de 50 L. Para isso, uma pessoa foi orientada para encher e esvaziar os latões, após a caixa de equalização e antes de entrar no sistema de tratamento, 1 dia por semana (terça-feira ou quinta-feira), durante 8 semanas consecutivas, em dois momentos distintos, sendo antes a implantação das BPFs (Junho e Julho de 2007) e após a implantação das BPFs (Junho e Julho de 2008).

Para realização das análises físicas, químicas e biológicas foram

feitas 8 coletas de efluentes antes de implantação das BPFs no dias (05/12/19/26 junho de 2007 e 03/10/17/24 de julho de 2007) e 8 depois das BPFs nos dias (03/10/19/24 de junho de 2008 e 01/08/15/22 de julho de 2008). Os dias de coleta eram sempre na terça-feira ou quinta-feira para coincidir com os dias em que o laboratório recebia material (efluente) para análises.

Para se obter a qualidade média diária do efluente gerado no laticínio e reduzir o número de amostras para análise, viabilizando a execução das mesmas por questões técnicas, adotou-se a amostragem

composta. As coletas de afluente foram realizadas obedecendo ao período de atividade da indústria com intervalos de 2:00 h entre cada coleta (6:00; 8:00; 10:00; 12:00 e 14:00 h), resultando em cinco amostras simples, sendo misturadas, para formar uma amostra composta. As amostras foram coletadas no exterior do laticínio após a caixa de equalização e antes de sofrer qualquer tipo de tratamento e sempre no mesmo ponto. Utilizou-se para coleta do efluente um recipiente de polietileno com capacidade para 1 L (Figura 3).



Figura 3. Ponto de coleta de efluente do laticínio para realização de análises físicas, químicas e biológicas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na auditoria realizada no laticínio antes da aplicação das BPFs, constatou-se a falta de articulação do processo de produção, ausência de medidas de controle do processo produtivo, mal conservação e uso de instalações e equipamentos e desinformação dos colaboradores para desenvolver as etapas de fabricação, prevenindo o risco de contaminação dos alimentos produzidos.

Após a implantação do manual de BPFs as instalações foram reformadas de acordo com a necessidade. Para os equipamentos e utensílios foi elaborado e implantado um programa de manutenção preventiva. Estruturou-se a padronização dos procedimentos de limpeza e os produtos passaram a ser

usados de forma adequada seguindo as especificações do fabricante.. Os resíduos líquidos encaminhados para um sistema de tratamento externo ao laticínio passou a ser controlado por empresa terceirizada. Os resíduos gasosos (fumaça da caldeira) serão desenvolvidos estudos para tratamento. Os colaboradores receberam treinamento prático e teórico sobre as BPFs e apresentaram mudanças significativas dos hábitos de higiene e asseio pessoal. No recebimento da matéria prima (leite) passou-se a ter maior cuidado para evitar perdas e contaminações. Os fluxos de produção diretos foram reorganizados e o processo de produção foi descritos de forma seqüencial e de fácil compreensão, evitando que os colaboradores trabalhassem em outra atividade ao mesmo tempo, permitindo maior

eficiência para separar os resíduos, o soro e a água de filagem. O fluxo de produção indireto, ou seja, os processos de limpeza foram padronizados e passou se a usar equipamentos (jatos de água) e produtos de forma eficiente conforme diluição adequada. Os procedimentos de embalagem, rotulagem e expedição foram revistos e destinado à equipe exclusiva para esta atividade.

Os volumes de leite recebido, efluente gerados, soro coletado e a relação volume de efluentes gerado por litro de leite processado são apresentados no Quadro 3. As análises estatística (media, desvio padrão, coeficiente de variação e teste t e probabilidade) dos volumes obtidos antes e depois das BPFs são apresentados no Quadro 4.

Parâmetro	BPFs	Datas de análise							
		Antes	19/06	28/06	03/07	10/07	17/07	24/07	31/07
	Depois	05/06	10/06	17/06	24/06	01/07	08/07	15//07	22/07
Volumes (L)									
Leite recebido	Antes	4093	4231	4123	4407	4530	4859	4914	4303
	Depois	4614	4354	4064	4011	3935	3850	3757	3823
Efluente gerado	Antes	5540	5400	5330	4800	5100	4880	5250	4900
	Depois	5150	4900	4330	4800	4100	4200	4250	4050
Efluente / leite	Antes	1,35	1,27	1,29	1,08	1,12	1,00	1,06	1,13
	Depois	1,11	1,12	1,06	1,19	1,04	1,09	1,13	1,05
Soro coletado	Antes	1200	700	1300	1200	900	950	950	700
	Depois	1800	1500	1300	1700	1100	1300	1500	1700

Quadro 3. Volumes de leite recebido, efluentes gerados e soro coletado antes e depois da implantação das BPFs no laticínio Rio Grande Ltda, em Caldazinha (GO).

Volumes	Antes e depois das BPFs	Média	% de aumento (+) ou redução (-)	Desvpad (L)	CV (%)	Teste-t	P
Leite (L)	Antes	4433		314,5	7,10	2,5	0,03*
	Depois	4051	- 9,4	293,5	7,25		
Efluente** (L)	Antes	5150		271,8	5,28	3,86	< 0,01**
	Depois	4473	- 15	415,8	9,30		
Efluente / leite	Antes	1,16		0,13	11,21	1,34	0,20 ^{n.s.}
	Depois	1,1	- 5,5	0,05	4,55		
Soro (L)	Antes	988		227,9	23,08	- 4,26	< 0,01**
	Depois	1488	+ 50	241,6	16,25		

Quadro 4. Variáveis estatísticas para o volume de leite recebido, efluente gerado, relação efluente gerado / leite recebido e soro coletado antes e depois da aplicação das BPFs no laticínio Rio Grande Ltda.

Desvpad – desvio padrão; CV – coeficiente de variação; P – probabilidade; * - significativo ao nível de 5% de probabilidade ($P < 0,05$); ** - altamente significativo ao nível de 1% de probabilidade ($P < 0,01$); ^{n.s.} - não significativo.

O volume médio diário de leite recebido, antes das BPFs, foi de 4433 L e depois das BPFs foi de 4051 L, ou seja, redução no recebimento de leite de 382 L ou 9,4%. Vários fatores podem explicar esta redução, dentre eles, maior rigor na plataforma de recebimento com relação à qualidade da matéria prima, conforme descrito no manual de BPFs; as oscilações de preço do leite no mercado e o período seco que reduz a disponibilidade de alimento para os rebanhos leiteiros diminuindo a oferta de leite para a indústria; fatores estes também descritos por (MENDONÇA, 2006).

Depois das BPFs a quantidade média de efluente bruto gerado por dia teve redução de 15%, sendo significativo pelo teste t a 1% de probabilidade. A produção de efluentes esta associada ao volume de leite recebido, ao uso da água no processo de produção e aos procedimentos de limpeza e sanitização. Após as BPFs alguns fatores contribuíram para a menor produção de efluentes, como: redução da quantidade de leite recebida para processamento, a reorganização do processo produtivo, adaptação e recondicionamento dos equipamentos e a padronização dos processos de limpeza e sanitização, itens contemplados no manual de BPFs e maior segregação do soro com melhor aproveitamento do mesmo. A

determinação do volume de efluentes bruto é importante para definir o dimensionamento do sistema de tratamento e o melhor método de tratamento a ser adotado, além disso, pode servir como indicador para rever os processos de produção visando adotar medidas para reduzir em termos quantitativos os efluentes gerados durante o processo de produção.

Para o coeficiente de geração de efluente (litros efluente gerado / litros leite processado) os valores médios obtidos foram de 1,16 antes das BPFs e 1,10 depois das BPFs, redução de 5,5 %. Pelo teste t não houve diferença significativas entre as médias ($p > 0,05$), evidenciando que o volume de água gasto para executar as operações diretas e indiretas do processo industrial apresentou pequena variação, fator positivo, evidenciando que as BPFs não promoveu maior gasto com água nas rotinas da indústria. Esta é uma informação importante, considerando que quanto maior a quantidade de efluente gerado maior a demanda do sistema tratamento. Valores semelhantes de coeficiente de geração de efluente foram descritos por BRIÃO e TAVARES (2004) como sendo entre 0,5 a 7,0 L, para BRAILE e CAVALCANTE (1993) fica entre 1,1 a 6,8 L e KONIG e CEBALLOS (1996) descreve valores

entre 1,0 a 2,5 L para produção de queijos.

O coeficiente de geração de efluente define a produção de resíduos líquidos no processo industrial independente do volume de matéria prima processada. Apesar de ter havido queda na quantidade de leite recebida e conseqüentemente na produção de efluentes, o coeficiente de geração de efluente manteve-se sem alterações significativas apresentando ligeira redução indicando que as BPFs, promoveram pequena redução na produção de efluentes.

A média diária de soro coletado apresentou aumento de 50% depois das BPFs, diferença altamente significativa ao nível de 1% de probabilidade. As BPFs proporcionaram melhor conscientização dos colaboradores e organização do processo produtivo, permitindo assim, regularidade na dessoragem favorecendo a coleta deste material por tubulação construída especificamente para este fim. GIROTO e PAWLOWSKY (2001) relatam que cuidados durante as etapas de processamento do queijo ajudam a recuperar este material líquido para reaproveitamento e MACHADO et al. (2001) menciona que adotar melhorias que facilitem o escoamento do produto, implantar programas que possibilitem a produção de soro de qualidade ajuda a aumentar

a procura por este produto para ser usado na alimentação humana e/ou animal.

De maneira geral, para os parâmetros volume de leite recebido e efluente produzido o coeficiente de variação, mostra fraca dispersão entre os resultados obtidos antes das BPFs, mantendo depois da implantação das BPFs (Quadro 4). Para os parâmetros efluentes produzido por litro de leite processado e quantidade de soro coletado depois das BPFs, observa-se queda do coeficiente de variação demonstrando tendência a

homogeneidade nos volumes. O desvio padrão (Quadro 4). mostra dispersão entre os dados de volumes, tanto antes como depois da implantação das BPFs, isto se deve as diferenças que podem ocorrer entre os dias que foram medidos os volumes e também as quantidades de leite recebido e consequente produção dos efluentes.

A implantação das BPFs no laticínio contribuiu para redução da quantidade de efluente bruto gerado, por proporcionar condições que aumentaram o volume de soro coletado, além disso, pelo coeficiente

de geração de efluentes, constata-se que não houve aumento no consumo de água nos procedimentos da indústria, indicando que as BPFs podem favorecer o sistema de tratamento, pois reduz o volume de efluentes bruto gerados.

A Quadro 5 apresenta os resultados da caracterização qualitativa do afluente bruto do laticínio, antes e depois da implantação das BPFs. Os resultados das análises estatísticas são apresentados no Quadro 6.

Vaiáveis	BPFs		Datas de análise						
	Antes	19/06	28/06	03/07	10/07	17/07	24/07	31/07	06/08
	Depois	05/06	10/06	17/06	24/06	01/07	08/07	15//07	22/07
								7	
T ₁ (°C)	Antes	23	27	23	24	25	28	23	29
	Depois	29	27	32	27	27	23	24	28
T ₂ (°C)	Antes	20	23	21	25	24	22	26	24
	Depois	25	26	27	24	26	25	23	25
pH	Antes	4,0	4,0	4,0	3,0	3,3	3,0	4,0	4,0
	Depois	5,8	6,0	5,0	5,0	9,0	7,0	8,0	6,0
DBO (mg L ⁻¹)	Antes	10000	1800	6000	8000	9070	16000	5000	19954
	Depois	5000	00	00	2000	1800	2400	1600	2400
DQO (mg L ⁻¹)	Antes	32600	5770	2130	20200	38400	36100	25700	50400
	Depois	9960	18140	16480	8560	5990	9120	7100	7880
P total (mg L ⁻¹)	Antes	194	> 275	> 275	137	> 275	> 275	258	> 275
	Depois	86	43	110	67	127	133	119	74
NH ⁴⁺ (mg L ⁻¹)	Antes	21,6	5,2	29,0	16,0	63,0	61,0	35,0	48,0
	Depois	21,0	37,0	43,0	5,0	18,6	29,0	16,0	23,0
NO ₂ (mg L ⁻¹)	Antes	0,258	0,050	0,200	0,150	0,117	0,144	0,210	0,540
	Depois	0,750	1,100	0,960	1,400	1,600	1,400	1,200	0,950
SS (mg L ⁻¹)	Antes	1,6	9,0	5,0	2,0	10,0	14,0	25,0	0,4
	Depois	6,0	2,0	4,0	1,5	9,0	1,0	< 0,1	< 0,1
ST (mg L ⁻¹)	Antes	23666	47949	25510	23002	21761	35067	31067	34569
	Depois	17990	14193	13122	8008	6121	9738	7145	6787
Cor (mg Pt L ⁻¹)	Antes	8200	1810	18600	9600	2800	14800	11100	11000
	Depois	7660	6600	7800	5270	3220	3900	5500	3850
Turbidez UNT	Antes	1400	3400	3300	1800	4800	2600	1900	2200
	Depois	1720	900	1260	980	560	720	1000	700
Col.Totais (NMP 100 mL ⁻¹)	Antes	00	00	00	00	00	00	00	00
	Depois	1,3x10 ⁴	2,4x10 ⁴	9,5x10 ⁴	4,5x10 ⁴	3,4x10 ⁴	5,4x10 ⁴	3,8x10 ⁴	1,3x10 ⁴
Cloretos (mg L ⁻¹)	Antes	146,5	250	965	700	120	950	170	155
	Depois	1050	599	680	340	880	1867	896	1166
CE (μS cm ⁻¹)	Antes	4,11	00	00	00	00	00	00	00
	Depois	3,10	4,78	4,40	2,65	2,60	6,0	4,15	5,40

Ó e G (mg L ⁻¹)	Antes	1,3475	0,590	2,512	2,972	1,340	1,099	0,601	3,0037
	Depois	0,7144	0,914	0,725	0,543	0,469	0,634	1,104	0,5812
			8	2	5	0	7	8	
			6	6	8	8	2	2	

Quadro 5. Caracterização físico-química e microbiológica do efluente bruto do laticínio Rio Grande Ltda, realizadas antes e depois da implantação das BPFs.

T₁ - temperatura da amostra de efluente; T₂ - temperatura do ar ambiente; DBO - demanda bioquímica de oxigênio; DQO - demanda química de oxigênio; Ptotal - fósforo total; NH⁴⁺ - nitrogênio amoniacal; NO₂ - nitrito; O & G - óleos e graxas; SS - sólidos sedimentáveis; ST - sólidos totais; Col. Totais - coliformes totais; CE - condutividade elétrica.

Para os resultados de coliformes totais não foram realizadas as análises estatística, pois antes das BPFs não houve crescimento de microorganismos. Quanto a condutividade elétrica, antes das BPFs somente foi realizada uma amostra e depois das BPFs todas foram realizadas, portanto a discussão foi feita com base nos resultados existentes sem comparar médias. As informações qualitativas de um efluente bruto são importantes para dimensionar e programar medidas que resultem em aumento da eficiência de um sistema de tratamento, além disso, servem como indicativo para verificar a eficiência de medidas de gestão ambientais aplicadas dentro do

Houve aumento de 8,6% na temperatura do ar ambiente, que está associado às mudanças climáticas durante o período do experimento. A temperatura ambiente não interferiu na implementação das BPFs, porém, pode causar efeitos sobre a qualidade do efluente. A importância da temperatura ambiente também está associada aos processos de tratamento do efluente, pois, sua influência se dá: nas operações de natureza biológica (a velocidade de decomposição aumenta com a temperatura na faixa entre 25 e 35 °C). A temperatura interfere na solubilidade do oxigênio, onde a quantidade de oxigênio dissolvido é menor em temperaturas mais elevadas, além disso, pode influenciar nas operações em que ocorre o fenômeno da sedimentação, sendo maiores com o aumento da temperatura, pois diminui a viscosidade (BRAILE e CAVALCANTE, 1993).

processo produtivo de uma indústria. A seguir tem-se a discussão de todos os parâmetros estudados antes e depois das BPFs.

A temperatura do efluente bruto antes das BPFs variou entre 23 e 29 °C e média de 25,25 °C e depois da implementação das BPFs variou entre 23 e 32 °C e média de 27,13 °C aumento de 7,4%. O coeficiente de variação teve fraca dispersão entre as datas de análises e não houve alterações significativas das temperaturas (P < 0,05). Segundo BRASIL (2005), os padrões para emissão de efluentes dependem da classificação em que está inserida o corpo receptor e da vazão do efluente, sendo a

O valor do pH dos despejos líquidos brutos do laticínio variou entre 3 e 4 unidades antes da implementação das BPFs e média de 3,7. Depois da implementação das BPFs variou entre 5,0 e 9,0 com média de 6,5, aumento de 77%, com diferença altamente significativa (P < 0,01). O pH em efluente para ser lançado em um corpo receptor de classe 2, segundo BRASIL (2005), deve estar entre 5 e 9, demonstrando que antes das BPFs deveria ser realizada a correção do mesmo, porém, depois das BPFs esta dentro de limites aceitáveis. O valor do pH do efluente bruto, antes das BPFs, manteve-se sempre ácido (Quadro 5), isto pode ser explicado pelo uso de produtos detergentes ácidos e sem fazer diluição prévia durante os processos de limpeza. Após implementação das BPFs, com as modificações no processo de limpeza e desinfecção, passou-se a utilizar

temperatura do efluente deve ser inferior a 40 °C para ser lançado em corpo receptor de classe 2. As BPFs não promoveram alterações na temperatura da água utilizada nas operações internas à indústria, no entanto, a mudança na realização das operações de limpeza e os produtos utilizados podem causar alteração da temperatura do efluente bruto conforme relatam BRAILE e CAVALCANTE (1993), KONIG e CEBALLOS (1996). De acordo com CETESB (1981) a faixa de variação da temperatura registrada em efluentes que sai de laticínios estão entre 18 e 45 °C, concordando com os resultados obtidos.

detergentes alcalinos para a limpeza e sempre com diluição adequada antes do uso. BRAILE e CAVALCANTE (1993); BRIAO e TAVARES (2004); KONIG e CEBALLOS (1996) relatam que as limpezas alcalinas objetivam a saponificação de gorduras e remoção de matéria orgânica em geral, enquanto que as limpezas ácidas removem as incrustações salinas. Além disso, todos descrevem que o pH é diretamente influenciado pelo tipo e quantidade de agentes químicos de limpeza e desinfecção utilizados.

A modificação do pH após a implementação das BPFs, é um fator de considerável importância, entendendo que o pH é fator limitante para adoção de tratamentos de efluentes por meios biológicos, além disso, influencia positivamente na remoção de outros poluentes dos efluentes VON SPERLING (2005).

Variáveis	BPFs	Média	% de aumento (+) ou redução (-)	DP	CV (%)	Teste-t	P
T ₁ (°C)	Antes	25,25		2,40	9,62	-1,43	0,17 ^{n.s.}
	Depois	27,13	+ 7,4	2,80	10,32		
T ₂ (°C)	Antes	23,13		2,00	8,78	-2,37	0,03*
	Depois	25,13	+ 8,6	1,30	4,96		
pH	Antes	3,66		0,47	12,84	-5,31	< 0,01**
	Depois	6,48	+ 77	1,43	21,96		
DBO (mg L ⁻¹)	Antes	9478		5928	62,55	2,80	0,02*
	Depois	2533	- 274	1250	49,34		
DQO (mg L ⁻¹)	Antes	26412		16501	62,48	2,65	0,02*
	Depois	10404	- 154	4453	42,80		
P total (mg L ⁻¹)	Antes	245,50		52,00	21,19	6,96	< 0,01**
	Depois	94,87	- 159	32,30	33,99		
NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	Antes	34,85		21,10	60,32	1,26	0,23 ^{n.s.}
	Depois	24,08	- 45	12,10	50,11		
NO ₂ (mg L ⁻¹)	Antes	0,21		0,15	71,43	-8,49	< 0,01**
	Depois	1,17	+ 457	0,28	24,27		
SS (mg L ⁻¹)	Antes	8,38		8,22	98,09	1,74	0,10 ^{n.s.}
	Depois	3,96	- 183	3,17	80,0		
ST (mg L ⁻¹)	Antes	30323		8833	29,13	5,75	< 0,01**
	Depois	10388	- 192	4268	41,09		
Cor (mg Pt L ⁻¹)	Antes	9739		5619	57,69	2,05	0,06 ^{n.s.}
	Depois	5475	- 78	1761	32,15		
Turbidez UNT	Antes	2675		1112	41,57	4,09	< 0,01**
	Depois	980	- 173	369	37,69		
Cloretos (mg L ⁻¹)	Antes	432		374	86,67	-2,40	0,03*
	Depois	935	+ 116	458	49,05		
Ó & G (mg L ⁻¹)	Antes	1,68		1,20	78,49	3,60	< 0,01**
	Depois	0,71	- 136	0,20	29,44		

Quadro 6. Variáveis estatísticas dos valores médios obtidos nas análises qualitativas do efluente bruto do Laticínio Rio Grande Ltda.

DP – desvio padrão; CV – coeficiente de variação; P – probabilidade; * - significativo ao nível de 5% de probabilidade ($P < 0,05$); ** - altamente significativo ao nível de 1% de probabilidade ($P < 0,01$); ^{n.s.} - não significativo. T₁ - temperatura da amostra de efluente; T₂ – temperatura ambiente; DBO – demanda bioquímica de oxigênio; DQO – demanda química de oxigênio; P total – fósforo total; NH₄⁺ - nitrogênio amoniacal; NO₂ - nitrito; O & G – óleos e gorduras; SS – sólidos sedimentáveis; ST – sólidos totais.

A DBO antes das BPFs apresentou valor médio diário de 9478 mg L⁻¹ e variação entre 1800 e 19954 mg L⁻¹ e depois da implementação das BPFs os valores médios foram 2533 mg L⁻¹ e variação entre 1600 e 5000 mg L⁻¹, redução média de 6945 mg L⁻¹, ou seja, 274%, sendo significativa ao nível de 5% de probabilidade. Antes da implementação das BPFs no laticínio o

volume médio diário de efluente gerado foi de 5150 L e considerando a DBO medida, resultou em uma carga orgânica 48,81 kg de DBO dia⁻¹. Depois da implementação das BPFs o valor médio diário de efluente de 4473 L, correspondendo a uma carga orgânica de 11,33 kg de DBO por dia, ou seja, redução de 330% ou 37,48 kg de DBO a menos por dia. O valor adequado para

lançamento em corpo hídrico receptor deve apresentar DBO entre 3,0 e 10,0 mg L⁻¹ (BRASIL, 2005). Os índices obtidos são elevados devido ao efluente ser bruto, no entanto, observa-se que se poderá obter o valor de DBO apropriado com mais facilidade após a aplicação das BPFs, considerando o mesmo sistema de tratamento, devido a menor carga

orgânica em relação a antes da aplicação das BPFs. Ao mesmo tempo, se poderá obter maiores eficiências no tratamento e possíveis reduções nos custos de tratamento do efluente.

A DQO média antes das BPFs foi de 26412 mg L⁻¹ e variação entre 5770 e 50400 mg L⁻¹ e depois da implementação das BPFs a média foi de 10404 mg L⁻¹ e variação entre 5990 e 18140 mg L⁻¹, uma redução de 16009 mg L⁻¹ ou 154%, apresentando diferença significativa pelo teste t ao nível de 5%. Considerando o volume médio de efluente antes da implantação das BPFs de 5150 L, resultou em 136 kg de DQO dia⁻¹ e depois das BPFs, para um volume de efluente de 4473 L, a carga orgânica foi de 47 kg dia⁻¹, uma redução de 189% ou 7,04 kg de DQO dia⁻¹ eliminada a menos.

O coeficiente de variação mostra forte dispersão entre os resultados obtidos antes das BPFs (Quadro 6) e depois da implementação das BPFs estes valores reduziram 27% para DBO e 46% para DQO indicando maior homogeneidade nas amostras de efluentes que foram submetidas a análises.

A redução nos valores de DBO (37,48 kg) e DQO (7,04 kg) podem ser atribuídas às alterações em todo o processo produtivo, interferindo em vários locais que contribuíram de forma decisiva para esta redução, entre eles: a otimização da linha de produção; maior rigor na recepção da matéria prima; melhor controle do uso da água; uso correto das substâncias usadas nas operações de limpeza e sanitização; maior segregação e coleta do soro; realização de manutenção dos equipamentos; qualificação e conscientização dos recursos humanos, dentre outros, concordando com BRAILE e CAVALCANTE (1993) e MACHADO et al. (2001).

A relação DQO/DBO revela a existência e a magnitude da matéria não biodegradável em relação à parcela biodegradável. Antes da implementação das BPFs a relação DQO/DBO apresentou valor médio de 2,8, ou seja, proporção de 3/1 e depois foi de 4,1, representado aumento de

46%. Esse resultado deve-se a redução da quantidade de matéria orgânica, principalmente o soro, que antes das BPFs, era eliminado em maior quantidade junto aos despejos do laticínio. O aumento da fração inerte é um fator importante, visto que a quantidade de matéria orgânica que é adicionada na estação de tratamento de esgoto é menor, resultando em maior facilidade de tratamento, além de se poder construir um sistema de tratamento de menor tamanho, resultando em menor área construída e conseqüentemente menor custo.

Segundo BRAILE e CAVALCANTE (1993) quanto maior for está relação, menor será a biodegradabilidade. BRIÃO e TAVARES (2004) descrevem que a relação de DQO / DBO na faixa de 2 a 3 é considerado adequada para aplicação de tratamentos biológicos. Valores acima de 3 significam maior presença de material inerte, portanto, tratamentos por meios químicos são mais indicados. Antes da implementação das BPFs a relação DQO/DBO foi dentro da faixa indicada pelos autores acima, devido a menor segregação da matéria orgânica, especialmente do soro. Porém, após as BPFs houve aumento da relação DQO/DBO causada provavelmente pela maior separação do soro e a água de filagem do efluente. Embora maior que a faixa indicada pelos autores acima, pode-se propor o uso tratamentos biológicos, no entanto, deve-se estudar a possibilidade da utilização de tratamento químico complementar, que depende do tipo de material inerte presente no efluente, podendo ser partículas sólidas como areia, terra, dentre outros.

As modificações nos valores de DBO e DQO ocorreram especialmente em função do produto elaborado e das medidas adotadas no processo produtivo. A eficiência com que o processo de produção foi conduzido na implementação das BPFs, influenciou nos valores qualitativos dos resíduos, sendo positivo considerando que as BPFs é um programa acessível a todas as empresas.

Os valores médios dos teores de fosfatos antes das BPFs foram de 245,6 mg L⁻¹ com variação entre 194 e > 275 mg L⁻¹, depois da implementação das BPFs a média obtida foi de 94,9 mg L⁻¹, com variação entre 43 e 133 mg L⁻¹, redução de 159%, apresentando diferença altamente significativa ao nível de 1%. O coeficiente de variação (Quadro 6) mostra dispersão moderada entre os resultados obtidos (ASCHERI, 2007). A redução de fósforo no afluente pode estar associada à redução da carga orgânica. Segundo BRASIL (2005) o fósforo total para ser eliminado no corpo receptor deve estar entre 0,030 e 0,050 mg L⁻¹ dependendo também do ambiente receptor se lântico (águas represadas) ou lótico (águas correntes). O fósforo é o elemento químico indispensável no crescimento de algas e quando em grandes quantidades, pode levar a um processo de eutrofização de um corpo hídrico onde é lançado, além de ser essencial ao crescimento das bactérias responsáveis pela estabilização da matéria orgânica MACÊDO (2004) e LORE et al., (2006).

O nitrogênio amoniacal antes da implementação das BPFs apresentou valor médio de 34,9 mg L⁻¹, variando entre 5,2 e 63,0 mg L⁻¹ e depois da implantação das BPFs foi de 24,1 mg L⁻¹ e variação entre 5,0 e 43,0 mg L⁻¹, redução de 45% e considerada moderada ao nível de 5%. Essa redução esta associada aos teores de carga orgânica, considerando que o laticínio não usa produtos de limpeza e sanitização a base de amônia que poderiam influenciar no efluente bruto. Segundo MACÊDO (2004) a presença de amônia esta relacionada com a decomposição do material orgânico e quanto maior o pH e a temperatura do efluente, maior será a concentração de NH₄⁺. Segundo BRASIL (2005) os valores de nitrogênio amoniacal no efluente a ser eliminado varia entre 0,05 e 20 mg L⁻¹ dependendo da influência do pH.

O coeficiente de variação mostra elevada dispersão entre os resultados obtidos antes e depois da implementação das BPFs, porém, após o programa de BPFs o valor reduziu 20%, indicando tendência de

homogeneidade nas amostras de efluentes bruto analisadas.

As concentrações de amônia na maioria dos casos estão englobadas as concentrações das duas formas de nitrogênio amoniacal (NH_3 e NH_4^+). O íon amônio (NH_4^+) é muito importante para os organismos produtores, especialmente porque sua absorção é energeticamente mais viável. Altas concentrações do íon amônio podem ter grandes implicações ecológicas, como por exemplo: influenciando na quantidade do oxigênio dissolvido na água, uma vez que para oxidar 1,0 mg do íon amônio são necessários cerca de 4 mg de oxigênio. Outra forma de ação pode ser em pH básico (alcalino), onde este íon se transforma em gás amônia (NH_3 livre, gasoso), que, dependendo da concentração, pode ser tóxico para os peixes. Portanto, quando se encontra muito nitrogênio amoniacal na água pode-se dizer que esta é pobre em oxigênio dissolvido e que o ambiente deve ter muita matéria em decomposição VON SPERLING (2005).

O valor médio de nitrito obtido antes das BPFs foi de 0,208 mg L⁻¹ com variação entre 0,50 e 0,54 mg L⁻¹ e depois das BPFs foi de 1,17 mg L⁻¹ com variação entre 0,95 e 1,60 mg L⁻¹, aumento de 457%, sendo altamente significativo pelo teste t ao nível de 1%. O coeficiente de variação antes das BPFs foi 71,43% mostrando forte dispersão entre as datas de análises, já depois das BPFs o valor foi de 24,27%, redução de 47,16% que caracteriza média dispersão e tendência a homogeneidade ASCHERI (2007) entre as datas de análises. Para BRASIL (2005) o nitrito a ser liberado no efluente tratado pode variar entre 0,5 e 1,0 mg L⁻¹ sendo que acima desses valores pode provocar a eutrofização dos corpos de água, além de ser tóxico aos organismos.

Os íons nitritos (NO_2^-) constituem-se a etapa intermediária do processo de nitrificação, sendo indicativo da oxidação do nitrogênio por ação das bactérias nitrificantes. O aumento de nitrito pode estar associado às modificações físico-químicas ocorridas no efluente bruto após as BPFs, principalmente de pH e

temperatura que favoreceram o crescimento de microorganismos, conforme descrito por MACEDO (2004) e VON SPERLING (2005)

O valor médio dos sólidos sedimentáveis, encontrados no efluente bruto, antes implementação das BPFs foi de 8,38 mg L⁻¹ e variação entre 0,4 e 25,0 mg L⁻¹ e depois das BPFs foi de 2,96 mg L⁻¹ e variação entre < 0,1 e 9,0 mg L⁻¹, ou seja, redução de 183%, existindo diferenças entre as médias ao nível de 5% de probabilidade. O coeficiente de variação (Quadro 6), antes da implementação das BPFs foi de 98,09% e depois foi de 80,0%, considerado elevada entre datas de análises, fato que pode ser explicado, pelas coletas compostas para formar as amostras, pois, as diferentes etapas do processamento contribui para formar amostras com teores bem diversificados de sedimentos. Segundo BRASIL (2005) os sólidos sedimentáveis em efluentes para serem eliminados em corpos receptores da classe 2 devem ser até 1 mg L⁻¹. As ações promovidas pela implementação das BPFs resultaram em diminuição do material suspenso sedimentável devido principalmente, à conscientização dos colaboradores que passaram a agir com mais rigor em dois pontos principais de geração deste material, que são a plataforma de recebimento de leite (latões de leite que chegavam sujos eram pré lavados antes de serem descarregados na plataforma) e as perdas de massa de queijo e soro que passaram a ser evitadas durante o processamento dos queijos.

Segundo BRAILE e CAVALCANTE (1993); KONIG e CEBALLOS (1996); BRIÃO e TAVARES (2004); MACHADO et al. (2001) a ampla faixa de variação dos resíduos sedimentáveis pode ser explicada pelas oscilações do pH, que quando esta ácido precipita as proteínas do leite; além disso, relatam que os resíduos sedimentáveis são um dado importante na verificação da necessidade e no dimensionamento de unidades de sedimentação no tratamento de águas residuais. Serve para a determinação da eficiência da sedimentação e permite a

previsão do comportamento de despejos ao atingirem um curso d'água.

O valor médio dos sólidos totais foi de 30323 mg L⁻¹ antes da implementação das BPFs e variação entre 21761 e 47949 mg⁻¹ e depois das BPFs o valor médio foi de 10388 mg L⁻¹ e variação entre 6121 e 17990 mg L⁻¹, redução de 192%, sendo significativa pelo teste t ($P < 0,01$). A variação obtida neste estudo esta dentro dos padrões descritos por KONIG e CEBALLOS (1996) que são entre 1,0 e 120000 mg L⁻¹ para laticínios com a mesma característica do laticínio estudado. O coeficiente de variação antes da implementação das BPFs foi de 29,13% e depois de 41,09%, aumento de 11,96% da dispersão entre as datas de análises, provavelmente pela metodologia de coleta composta que promove uma amostragem variada. Para BRASIL (2005) os efluentes tratados podem ser eliminados com até 500 mg L⁻¹ de sólidos totais.

Os sólidos totais são constituídos principalmente de sais inorgânicos e matéria orgânica dissolvida e podem aumentar o grau de poluição em efluentes. Após a implementação das BPFs as metodologias e produtos usadas nos processos de limpeza e sanitização podem ser considerados decisivos para as modificações físicas e químicas do efluente bruto, aliado a isto, de maneira geral, a conscientização dos colaboradores a matéria sólida reduziu devido ao maior rigor na coleta de soro, que é grande responsável pela presença da matéria orgânica no efluente, BRAILE e CAVALCANTE (1993).

A cor é o resultado da reflexão e dispersão da luz nas partículas em suspensão MACEDO (2004). O valor médio de cor, antes das BPFs foi de 9739 mg Pt L⁻¹, variando entre 1810 e 14800 mg Pt L⁻¹ e após a implementação das BPFs o valor médio foi de 5475 mg Pt L⁻¹ variando entre 3220 e 7800 mg Pt L⁻¹, representando redução de 78%, porém, verificado pelo teste t que foi significativo ao nível de 5% de probabilidade. BRASIL (2005) preconiza a cor até 75 mg Pt L⁻¹ para ser eliminado o efluente tratado nos corpos de água de classe 2. Os coeficientes de variação foram de

57,69% e 32,15%, para antes e depois das BPFs, respectivamente, evidenciando variabilidade entre os resultados obtidos, porém, depois das BPFs foi 25,54% menor, indicando maior homogeneidade entre as amostras, sendo atribuído a metodologia de coleta das amostras serem compostas e às diferentes etapas de fabricação dos queijos, que resultam em diferentes qualidades do efluente, interferindo na amostra composta no final do período de coleta, mesmo considerando o mesmo horário em as datas de análise. A redução pode ser atribuída a redução da carga poluidora em consequência das modificações promovidas, principalmente nos processos de produção que permitiu maior segregação dos resíduos produzidos durante a fabricação dos queijos.

A cor dificulta a incidência de luz no efluente, portanto, compromete o processo de tratamento, uma vez que os teores de oxigênio dissolvidos ficam comprometidos BRAILE e CAVALCANTE (1993) e VON SPERLING (2005).

A turbidez é constituída por partículas em suspensão (MACEDO, 2004). A turbidez média antes da implementação das BPFs foi de 2675 UNT com variação entre 1400 e 3400 UNT e depois das BPFs a média foi de 980 UNT e variando entre 560 e 1720 UNT, redução de 173%, diferença demonstrada pelo teste t ao nível de 1% de probabilidade. O coeficiente de variação foi de 41,57% e 37,69 % para antes e depois das BPFs, respectivamente, evidenciando variabilidade entre as datas de análises, sendo atribuídas as coletas compostas e as diferentes etapas de fabricação dos queijos. Deve-se principalmente às atividades que estavam sendo executadas no momento da coleta e que resultam em mudanças na qualidade do efluente bruto gerado, uma vez que o efluente gerado oscila na composição durante cada fase de fabricação dos derivados (queijos). A turbidez após as BPFs reduziu, fato que pode estar associado as mudanças realizadas, principalmente, na maior conscientização dos colaboradores sobre a segregação do resíduo orgânico

na linha de produção, promovendo alterações das condições físico-químicas do afluente bruto.

A turbidez pode variar entre 40 e 100 UNT no efluente a ser eliminado em corpos de água, Brasil (2005). A turbidez dificulta a passagem de luz pelo efluente e isto regulando a presença de microorganismos fotossintetizantes e a concentração de oxigênio. Apesar de não ser muito usada como forma de controle do esgoto bruto, é um parâmetro importante para caracterizar a eficiência do tratamento secundário, uma vez que está relacionada à concentração de sólidos em suspensão CETESB (1981) e MACÊDO (2004).

Os valores de cloretos obtidos antes das BPFs foi entre 120 e 965 mg L⁻¹ com média de 432 mg L⁻¹ e depois da implementação das BPFs foi entre 340 e 1867 mg L⁻¹ com média de 935 mg L⁻¹, aumento de 116%, sendo significativo pelo teste t ao nível de 5%. Para BRASIL (2005) para corpo receptores de classe 2 os efluentes podem conter até 250 mg L⁻¹ de cloretos. O coeficiente de variação antes das BPFs foi 86,67% e depois foi de 49,05% redução de 37,62% indicando menor variação entre as datas de análises e tendência homogeneidade ASCHERI (2007). Isto pode ser explicado pelo controle sanitário da água, onde o nível de cloro residual passou a variar entre 0,5 e 2,0 mg L⁻¹, garantindo a presença de ânions Cl⁻. Nas águas tratadas, a adição de cloro puro ou em solução leva a uma elevação do nível de cloreto, resultante das reações de dissociação do cloro na água. Os processos de limpeza e sanitização também podem ser causas de interferências no aumento de cloretos, pois, passou-se a usar água sanitária para limpeza de alguns ambientes da indústria e por ser substâncias básicas, quimicamente podem precipitar os sais. Os cloretos aumentam o efeito da corrosão do efluente podendo comprometer a infraestrutura do sistema de tratamento de efluentes CETESB (1981) e MACÊDO (2004).

O teor médio de óleos e graxas antes da implementação das BPFs, foi de 1,6800 mg L⁻¹ e variando entre

0,5908 e 3,003 e depois das BPFs a média foi de 0,7100 mg L⁻¹ e variação entre 0,4698 e 1,1040 mg L⁻¹, teve uma redução de 136%, sendo altamente significativo pelo teste t ao nível de 1% de probabilidade. BRASIL (2005) determina que em efluentes, após tratamento, deve-se conter teores de até 20 mg L⁻¹ para óleos minerais e até 50 mg L⁻¹ para óleos e gorduras animais. O coeficiente de variação antes das BPFs foi de 78,49% indicando forte dispersão entre datas de análises e depois das BPFs reduziu para 29,44%, evidenciando média dispersão e tendência a homogeneidade, ASCHERI (2007). As mudanças propostas pelo manual de BPFs possibilitaram melhor coleta do soro, pois, durante o processo de produção dos queijos principalmente na produção da mussarela a água quente usada na filagem da massa era, antes das BPFs, eliminada no efluente, porém, depois das BPFs, passou-se a coletar a mesma e destinar ao reservatório de soro, estas modificações promovidas no processo de segregação proporcionou a redução dos teores de óleos e graxas presente no efluente.

Estudos realizados por BRIÃO e TAVARES (2004), em laticínios com características semelhantes ao deste trabalho, observaram valores de óleos e graxas em efluente bruto resultantes da fabricação de queijos entre 911,8 e 5732,8 mg L⁻¹, demonstrando, a exemplo deste trabalho, grande variação, além disso, relatam que as diferentes fases do processamento podem contribuir para níveis variáveis de óleos e graxas no efluente bruto.

A redução dos teores de óleos e graxas eliminados no efluente bruto é importante, considerando que sua presença é altamente indesejável, pois, geralmente se aderem às paredes das canalizações das estações de tratamento dos esgotos, produzindo odores desagradáveis, diminuição do tempo de vida útil das estações, promovem a formação de material flutuante nos decantadores, interferem e inibem a vida biológica e trazem problemas de manutenção BRAILE e CAVALCANTE (1993), NEMEROW (1995), portanto, deve-se limitar o teor

de óleos e graxas no efluente a valores iguais ou menor que 50 mg L⁻¹, BRASIL (2005).

A condutividade elétrica esta associada com a quantidade de material dissolvido que podem dissociar em ânions e cátions VON SPERLING (2005). A condutividade elétrica, antes da implantação das BPFs, foi realizada em uma única amostra cujo resultado foi 4,11 $\mu\text{s cm}^{-1}$. Depois das BPFs a média de todos os dias de análise foi de 4,46 $\mu\text{s cm}^{-1}$ e variação entre 2,6 e 6,0 $\mu\text{s cm}^{-1}$, redução, portanto, de 8,5%. Para a legislação BRASIL (2005) os valores de condutividade elétrica em efluentes tratados devem ser até 5,0 mg L⁻¹. Após as BPFs, o efluente apresentou menor quantidade de sólidos totais e isto favoreceu a diminuição da condutividade elétrica. Os cuidados maiores na recepção das matérias primas, maior segregação e coleta do soro e modificações nos processos de limpeza e sanitização contribuíram para redução da condutividade elétrica.

Segundo CETESB (1981) os valores de condutividade elétrica em ambientes poluídos por esgotos domésticos ou industriais podem chegar até 1000 $\mu\text{s cm}^{-1}$, portanto, os valores encontrados antes e após implantação das BPFs, foram considerados abaixo, sendo importante, considerando que a condutividade esta diretamente relacionada com os valores de sólidos totais e o grau de decomposição da matéria orgânica. Para VON SPERLING (2005), mudanças significativas da condutividade elétrica em corpos de água podem causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos.

Antes da implantação das BPFs, não houve crescimento de coliformes totais, possivelmente devido ao valor baixo do pH (média de 3,7) sendo este um dos fatores principais para o desenvolvimento das bactérias. Após as BPFs, houve crescimento de bactérias com valor médio de $3,65 \times 10^4$ NMP 100 mL⁻¹ e variação entre $1,3 \times 10^4$ e $9,5 \times 10^4$ NMP 100 mL⁻¹). Para BRASIL (2005) os limites para coliformes fecais dependerão da destinação e uso do corpo receptor, podendo variar entre

40 e 4000 coliformes por mililitros de amostra. Segundo VON SPERLING (2005), MENDES et al. (2006), KELLNER e PIRES (1998), MAXIME et al. (2006) o não crescimento bacteriano em efluente esta relacionado a diversos fatores, dentre eles o pH, temperatura, presença de nutriente, irradiação solar e toxicidade. Depois das BPFs verificou-se que houve modificação da constituição físico-química do efluente, o que provavelmente, proporcionou ambiente adequado para o crescimento microbiano, principalmente considerando o pH e a temperatura, que aumentaram em 77% e 7,4%, respectivamente, favorecendo o crescimento microbiano.

Segundo VON SPERLING (2005) a faixa ideal de pH para crescimento microbiano está entre 5,5 e 9,0. Efluente fora desta faixa dificulta a realização de tratamentos por meios biológicos, sendo necessário, portanto, realizar correções do pH adicionando produtos químicos ou biológicos, aumentando os custos de tratamento.

Após as BPFs com as modificações do pH, resultante principalmente das modificações realizadas nos processos de limpeza e sanitização, favoreceu o crescimento dos coliformes totais, indicando que biologicamente o efluente tornou-se mais adequado para o tratamento, resultando em maior facilidade e economia para adoção de tratamentos por meios biológicos.

De modo geral, todos os parâmetros físicos químicos e biológicos tiveram modificações favoráveis após a implantação das BPFs, resultando em melhores condições para realizar o tratamento do afluente, porém, segundo BRASIL (2005), os índices ideais destes parâmetros no efluente devem ser bem menores aos observados, necessitando, portanto, a adoção de um sistema de tratamento eficaz para adequação a legislação vigente.

As Boas Práticas de Fabricação nas condições em que o experimento foi desenvolvido promoveu modificações na constituição físico-química, microbiológica e o volume do efluente bruto produzido no laticínio,

portanto, merecem atenção especial, não somente como uma medida de melhoria da segurança alimentar, mas também como uma alternativa de gestão ambiental, reduzindo o volume de efluente bruto gerado e propiciando qualidade que facilita seu tratamento, representando, um importante instrumento para unir a eficiência na produção de alimentos com qualidade e menor grau de impactos ambientais.

CONCLUSÕES

O fluxo e o processo de produção do laticínio foram melhorados e houve maior participação dos colaboradores na redução dos resíduos gerados.

O volume de efluentes bruto gerado depois da implementação das BPFs foi 15% menor em relação à antes da aplicação do programa.

Os valores de DBO, DQO, fósforo, nitrogênio amoniacal, óleos e graxas, sólidos sedimentáveis, sólidos totais, cor e turbidez, e condutividade elétrica do efluente bruto do laticínio apresentaram redução depois da implementação das BPFs, já os valores de nitrito, cloreto, pH e temperatura aumentaram, favorecendo o uso dos sistemas tratamento dos efluentes.

Os coliformes totais antes da implementação das BPFs, não foram detectados no efluente bruto e depois foram de $3,65 \times 10^4$ NMP 100mL⁻¹.

REFERÊNCIAS

- ABREU, L.R.; FURTINI, L.L.R. Utilização de APPCC na Indústria de Alimentos. **Revista Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.30, n. 2, p. 358-363, mar./abr., 2006.
- ABREU, L. R. **Tecnologia de Leite e Derivados**. LAVRAS-UFLA/FAEPE, 2000, p.205, ISBN: 637.1
- ASCHERI, D. P. R. **Estatística Experimental**. Apostila – Universidade Estadual de Goiás – UEG, Anápolis, 2007. p.130.

- BASSOI, L. J.; GUAZELLI, M. R. **Controle Ambiental da Água**. In: PHILIPPI, A. Jr. **Curso de Gestão Ambiental**. Editora Barueri. São Paulo: Manole, 2004. cap. 3, p. 53 a 99. ISBN: 85-204-2055-9.
- BRAGA, A. S.; MIRANDA, L. C. **Comércio e meio ambiente – Uma Agenda para América Latina e o Caribe**. Brasília: MMA/SDS, 2002. p.310, ISBN:339:504.
- BRILE, P. M.; CAVALCANTE, J. E. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: CETESB, 1993. 764p.
- BRASIL, MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria nº 326 de 30 de julho de 1997. Aprova o regulamento técnico sobre condições higiênico-sanitária e de boas práticas de fabricação para estabelecimentos produtores / industrializadores de alimentos. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 01 ago. 1997.
- BRASIL, Ministério da Saúde. Resolução RDC nº. 91, de 11 de maio de 2001. Aprova o Regulamento Técnico - Critérios Gerais e Classificação de Materiais para Embalagens e Equipamentos em Contato com Alimentos constante do Anexo desta Resolução. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 15 maio. 2001.
- BRASIL, Resolução CONAMA nº. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Conselho Nacional de Meio Ambiente – Conama. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF, 18. mar. 2005.
- BRASIL. Instrução Normativa nº 51 de 18 de setembro de 2002. Aprova o regulamento técnico de produção, identidade e qualidade do leite tipo A, do leite tipo B, do leite tipo C, do leite pasteurizado e do leite cru refrigerado e o regulamento técnico da coleta de leite cru refrigerado e seu transporte a granel. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 18 set. 2002.
- BRASIL. Portaria nº 368 de 08 de setembro de 1997. Aprova o regulamento técnico sobre condições higiênico - sanitária e de boas práticas de fabricação para estabelecimentos produtores/industrializadores de alimentos. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 04 set. 1997.
- BRESSAN, M. C. **Introdução Geral: Os alimentos de Origem Animal**. LAVRAS-UFLA/FAEPE, 1999, p.61. ISBN: 664.07
- BRIÃO, V. B.; TAVARES, C. R. G. Geração de Efluentes na Indústria de Laticínios: Atitudes Preventivas e Oportunidades. In: 23 ° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, **Anais ... Associação Brasileira de Engenharia Sanitária – ABES**, Rio de Janeiro, 2004.
- CALDAZINHA (GOIÁS). Secretaria Municipal de Administração. **Base de dados e relatórios**. Caldazinha, 2007, 1039p.
- CALDAZINHA (GOIÁS). Secretaria Municipal de Meio Ambiente. **Base de dados e relatórios**. Caldazinha, 2007, p.257-302.
- CAMPOS, C. M. **Recursos Naturais Renováveis e Impacto Ambiental: Água**. V. II. LAVRAS-UFLA/FAEPE, 2000, p.94, ISBN: 333.952.
- CETESB, **Relatório para Estabelecimento de Padrões de Emissões Indústria de Laticínios e Produtos Derivados**. São Paulo. 1981. 91p.
- CUYKENDALL, C., LADUE E.; GLOY, B. Future Structure of the Dairy Industry: Historical Trends. **Projections Department of Applied Economics Cornell University**. Ithaca, New York. 2003, ISSN: 14853-7801.
- DERISIO, J.C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 2. ed. São Paulo: SIGNUS, 2000, p.204. ISBN: 978-85-87803-29-0.
- EMBRAPA, Gado de Leite. **Estatísticas das microrregiões**. Disponível em: www.gadodeleite.com.br. Acesso em: 16 /02/ 2008.
- FAEG - **FEDERAÇÃO DA AGRICULTURA DO ESTADO DE GOIÁS**. Disponível em: <http://www.faeg.gov.br>. Acesso em: 03/06/2007.
- GERARDI, M. H. Wastewater biology: the life processes. **Water Environment Federation**, USA. 1994. 184 p, ISBN: 881369-93-5.
- GIROTO, J.; PAWLOWSKY. U. O Soro de Leite e as Alternativas para o Seu Beneficiamento. **Revista Brasil Alimentos** nº. 10, Cetec – Centro Tecnológico de Minas Gerais, 2001.
- GONÇALVES, P. M. SILVA, H. F. **Boas Práticas de Fabricação – BPFs: Aplicação em uma indústria de embalagens alimentícias**. Trabalho de conclusão de curso apresentado ao curso de Administração da UNISAL – Lorena, São Paulo, 2006.
- KELLNER, E.; PIRES, E. C. Lagoas de Estabilização: Projetos e Operações. Rio de Janeiro, **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária - ABES**, 1998, p.244.
- KIPERSTOK, A. **Tecnologias e gestão ambiental. Prevenção da poluição**. SENAI - programa de educação a distancia – Brasília 2002. 290p.
- KIPERSTOK, A.; TORRES, E. A.; COELHO, A.; MEIRA, C. C. et al. **Tecnologias e Gestão Ambiental**. Fundamentos Legais e Econômicos Aplicados aos Processos de Gestão Ambiental nas Indústrias. SENAI - Programa de Educação a Distância – Brasília 2004. 179p.
- KONIG, A.; LIMA, L. M. M.; CEBALLOS, B. S. O. Comportamento das águas residuárias brutas e tratadas provenientes de uma indústria de laticínios durante um dia de funcionamento. In: 27° Congresso

- Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental 1996, Campina Grande - Paraíba. **Anais ...** Associação Brasileira de Engenharia Sanitária - ABES.
- LOPES, E. **Elaboração do Manual de Boas Práticas de Fabricação e Auditoria de Boas Práticas de Fabricação**. Food Desing Consultoria e Planejamento Ltda. SENAI, Vassouras, 2000. 86p.
- LORE, T.A., KURWIJILA, L.R. AND OMORE, A. (eds). Hygienic small-scale milk processing: a training guide for small-scale milk processors in Eastern Africa. **LRI (International Livestock Research Institute)**, Nairobi, Kenya. 2006.
- MACÊDO, J. A. B. **Águas e Águas. Atualizada e Revisada**. 2 ed. **ABES**: Belo Horizonte, MG, 2004. 977p. ISBN: 85-90-901568-6-9.
- MACHADO, R. M. G.; FREIRE, V. H.; SILVA, P. C. Alternativas Tecnológicas Para o controle Ambiental em Pequenas e Médias Indústrias de laticínios. **Revista Brasil Alimentos**, v. 1, n.7, março/abril, 2001.
- MADEIRA, M.; FERRÃO, M. E. M. **Alimentos Conforme a Lei**. 1 ed. Manole: Barueri, SP, 2005, 2002. 443p. ISBN: 8520413145.
- MALHEIROS, T. F.; PHILIPPI, A. Saneamento e Saúde Pública: Integrando Homem e Ambiente. In: PHILIPPI, A. Jr. **Saneamento, Saúde e Ambiente**. Manole: Barueri, SP, 2005. p.842, ISBN: 85-204-2188-1.
- MAXIME, A.; ARCOTTE, M.; ARCAND, Y. Development of eco-efficiency indicators for the Canadian food and beverage industry. **Journal of Cleaner Production**, v.14, n.6-7, p. 636-648, 2006.
- MENDES, A. A.; PEREIRA, E. B.; CASTRO H. F. Biodegradação de Águas Residuárias de Laticínios Previamente Tratadas por Lípases. **Braslian journal of food technology**. v.9 n.2, p.143 -149, abril a junho, 2006.
- MENDONÇA, A. F. Comportamento Ambiental das Empresas do Setor Lácteo do Estado de Goiás. In: www.SEPLAN.gov.go.br - **Secretaria Estadual de Planejamento-Go**, 2006. Acesso em: 10/11/2007.
- MOTA, S. **Introdução a Engenharia Ambiental**. ABES: Rio de Janeiro, 1997. 292p. ISBN: 8570221398.
- MOURA, T. N.; RIBEIRO, C. M. D.; JERONIMO, C. E. M. Problemas Ambientais dos Laticínios do Estado do Rio Grande do Norte. In: 22 °Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, **Anais...** Associação Brasileira de Engenharia Sanitária – ABES, Joinville, SC, 2003.
- NEMEROW, N.L. **Zero pollution for industry: waste minimization through industrial complexes** 1 ed., Editora: John Wiley Professio. New York, 1995. ISBN: 0471121649.
- OLIVEIRA, A.; MASSON, M. L. Terminologia e definições utilizadas nos sistemas da qualidade e segurança alimentar. **Boletim da Sociedade Brasileira de Ciência e Tecnologia de Alimentos – SBCTA**. v. 37, n.1, Campinas, SP, 2003. 52 a 57p.
- OPAS - ORGANIZAÇÃO PAN AMERICANA DA SAÚDE. **HACCP: Instrumento essencial para a inocuidade de alimentos**. Buenos Aires, Argentina: INPAAZ, Bireme, 2001, 333 p. ISBN: 987-9868919.
- PEREIRA, D. B. **O Rendimento da Fabricação de Queijos: Métodos para Avaliação e Comparação**. Disponível em: www.cienciaetecnologiadoleite.com.br. Acesso em: 13/11/ 2007.
- PHILIPPI, A. Jr. **Curso de Gestão ambiental**. Manole: Barueri, SP, 2004. 1033p. ISBN: 85-204-2055-9.
- SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de Impacto Ambiental: conceitos e métodos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008, p.26 a 41.
- SEPLAN – Secretaria de Planejamento de Goiás. **Gerencia de Estatística Socioeconômica**. Disponível em: http://www.seplan.go.gov.br/sepin/public/anuario/2005/pecuria/tab_05pecuaria.htm. Acesso em 29/04/2007.
- SILVA, D. J. P. **Diagnóstico do consumo de água e da geração de efluentes em uma indústria de laticínios e desenvolvimento de um sistema multimídia de apoio**. 2005. http://www.tede.ufv.br/tedesimplificado/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=162 Acesso em: 29/02/2008.
- SILVA, P. H. F. Leite: Aspectos de Composição e Propriedades. **Química e Sociedade**, n. 6, nov. 1997, Epaming. Juiz de fora - MG.
- Standart Methods for the Examination and Wastewater** – 20th ed. 1998. APHA-AWWA- WPCF.
- VALLE, R.; CARVALHO, E.; BRESSAN, M. C. **Controle da Qualidade Relacionado a Alimentos**. LAVRAS-UFLA/FAEPE, 2000, p. 138. ISBN: 36319264.
- VELLOSO, C. R. V. **Elementos de Inspeção Sanitária e Tecnológica de Leite e Produtos Lácteos**. Nobel: Brasília, 2002, p.194.
- VON SPERLING, M. **Introdução á Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**- 3 UFMG, Belo Horizonte, MG, 2005. p. 452. ISBN-10: 8570411146.



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