



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

VINÍCIU FAGUNDES BÁRBARA

**AVALIAÇÃO QUÍMICA, ECOTOXICOLÓGICA E
GENOTOXICOLÓGICA DE ÁGUAS E SEDIMENTOS DE
CAVAS DE MINERAÇÃO A CÉU ABERTO**

ORIENTADOR: Prof. Dr. Nelson Roberto Antoniosi Filho

COORIENTADORA: Prof^a. Dr^a. Maria Gizelda de Oliveira Tavares

Goiânia – Goiás

2017

TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR AS TESES E DISSERTAÇÕES ELETRÔNICAS NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou *download*, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

1. Identificação do material bibliográfico: Dissertação Tese

2. Identificação da Tese ou Dissertação

Nome completo do autor: Viníciu Fagundes Bárbara

Título do trabalho: Avaliação Química, Ecotoxicológica e Genotoxicológica de Águas e Sedimentos de Cavas de Mineração a Céu Aberto.

3. Informações de acesso ao documento:

Concorda com a liberação total do documento SIM NÃO¹

Havendo concordância com a disponibilização eletrônica, torna-se imprescindível o envio do(s) arquivo(s) em formato digital PDF da tese ou dissertação.



Assinatura do (a) autor (a) ²

Data: 18 / 04 / 17

¹ Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. A extensão deste prazo suscita justificativa junto à coordenação do curso. Os dados do documento não serão disponibilizados durante o período de embargo.

²A assinatura deve ser escaneada.

VINÍCIU FAGUNDES BÁRBARA

**AVALIAÇÃO QUÍMICA, ECOTOXICOLÓGICA E
GENOTOXICOLÓGICA DE ÁGUAS E SEDIMENTOS DE
CAVAS DE MINERAÇÃO A CÉU ABERTO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de Goiás, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor.

Orientador: Prof. Dr. Nelson Roberto Antoniosi Filho
Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Maria Gizelda de Oliveira Tavares

**Goiânia – Goiás
2017**

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UFG.

Bárbara, Viníciu
AVALIAÇÃO QUÍMICA, ECOTOXICOLÓGICA E
GENOTOXICOLÓGICA DE ÁGUAS E SEDIMENTOS DE CAVAS DE
MINERAÇÃO A CÉU ABERTO [manuscrito] / Viníciu Bárbara. - 2017.
2, 133 f.: il.

Orientador: Prof. Dr. Nelson Roberto Antoniosi Filho; co-orientador
Dr. Maria Gizelda de Oliveira Tavares.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Goiás, Instituto de
Química (IQ), Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais,
Goiânia, 2017.

Bibliografia.

Inclui fotografias, tabelas, lista de figuras, lista de tabelas.

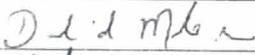
1. avaliação ambiental. 2. minerações desativadas. 3. mutagênese
ambiental. I. Antoniosi Filho, Nelson Roberto, orient. II. Título.

CDU 502/504



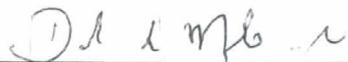
ATA DA DEFESA PÚBLICA DE TESE Nº 002/2017

Aos vinte e sete dias do mês de março do ano de dois mil e dezessete, às 14:00, reuniu-se no auditório do Laboratório de Métodos de Extração e Separação – LAMES/UFG, Câmpus Samabaia, a Banca Examinadora composta pelos: Prof. Dr. Nelson Roberto Antoniosi Filho – CIAMB, Prof.^a Dr.^a Daniela de Melo e Silva – CIAMB, Prof.^a Dr.^a Kátia Alcione Kopp – EECA/UFG, Prof.^a Dr.^a Simone Maria Teixeira de Sabóia-Morais – ICB/UFG, e o Prof. Dr. Luiz Fabrício Zapa – UNB, para, sob a presidência do primeiro, proceder a defesa da Tese intitulada: “**Avaliação química, ecotoxicológica e genotoxicológica de águas e sedimentos de cavas de mineração a céu aberto**”, de autoria de Viníciu Fagundes Bárbara, discente de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (CIAMB), área de concentração em Estrutura e Dinâmica Ambiental. Foi realizada a avaliação oral no sistema de apresentação e defesa de tese de autoria do discente. Terminada a avaliação oral, a Banca Examinadora reuniu-se emitindo os seguintes pareceres mediante as justificativas e sugestões abaixo:

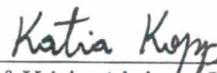
Membro da Banca	Parecer (Aprovado/Reprovado)	Assinatura
Dr. Nelson Roberto Antoniosi Filho	Aprovado	
Dr. ^a Daniela de Melo e Silva	Aprovado	
Dr. ^a Kátia Alcione Kopp	Aprovado	
Dr. ^a Simone Maria Teixeira de Sabóia-Morais	Aprovado	
Dr. Luiz Fabrício Zapa	Aprovado	

JUSTIFICATIVAS E SUGESTÕES

Após a avaliação, o referido candidato foi considerado Aprovado na defesa de tese. Às 19:25 horas, o Prof. Dr. Nelson Roberto Antoniosi Filho, Presidente da Banca Examinadora, deu por encerrada a sessão e, para constar, lavrou-se a presente Ata.



Prof.^a Dr.^a Daniela de Melo e Silva
Membro Titular



Prof.^a Dr.^a Kátia Alcione Kopp
Membro Titular



Prof.^a Dr.^a Simone Maria T. de Sabóia-Morais
Membro Titular



Prof. Dr. Luiz Fabrício Zapa
Membro Titular



Prof. Dr. Nelson Roberto Antoniosi Filho
Presidente

DEDICATÓRIA

A todos os amigos e familiares que, de forma mais ou menos direta, me apoiaram na concretização desse sonho. Em especial aos meus pais, Carlos Bárbara Mendes e Maria Elizabeth Fagundes Bárbara, incentivadores incansáveis do meu crescimento profissional. Esta última, minha maior referência de luta e garra na busca pelo que se deseja.

Às minhas irmãs Carla Fagundes Bárbara e Karina Fagundes Bárbara, as melhores que alguém poderia querer ter.

À minha avó materna, Terezinha de Jesus Neto Fagundes, meu exemplo de vida.

A Pablo Martin Bonnet, pelo companheirismo, apoio e compreensão constantes.

Ao Ministério Público do Estado de Goiás e ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás (campus Goiânia), instituições que me acolhem como servidor e cujos apoios foram fundamentais e indispensáveis para este doutoramento.

A este país, terra que me criou e me possibilitou chegar até aqui.

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Doutor Nelson Roberto Antoniosi Filho, um verdadeiro Mestre. Uma pessoa que aceitou me orientar sem sequer me conhecer previamente. Um Professor – com “P” maiúsculo – que sabe estimular o que há de melhor em seus alunos. Pesquisador incansável que enxerga possibilidades científicas onde ninguém mais percebe. Agradeço pela confiança, positivismo e alegria de sempre. Sem o seu apoio eu jamais teria conseguido vencer esta etapa. Obrigado por me ensinar o que é ser um Orientador com “O” maiúsculo!

À Professora Maria Gizelda de Oliveira Tavares, pessoa sábia e de raras virtudes. Obrigado pelos caminhos sinalizados, pelos alertas tão importantes na condução da pesquisa e por tantas vezes ter ouvido meus questionamentos e desabafos. A senhora foi fundamental e indispensável para o sucesso deste estudo!

Ao Professor Doutor e amigo, Aldo Muro Junior, quem me apresentou ao Professor Nelson e que, antes de mim, vislumbrou a possibilidade dessa parceria – Orientador x Orientando – dar certo. Obrigado, Aldo!

À Professora Doutora Daniela de Melo e Silva, por disponibilizar seu laboratório para a complementação da pesquisa e por ter a incrível capacidade de, com seu jeito de ser, tornar o ambiente acadêmico mais alegre e leve. Em se tratando do seu Laboratório de Mutagênese, agradeço especialmente às seguintes pessoas que tanto me auxiliaram na pesquisa: Wanessa Ferndandes Carvalho, Fernanda Franco e Thays Alves.

A todos que compõem a família LAMES, especialmente ao Eliéser Carvalho, Julião Pereira e Aisha Jussara! Foi uma honra ter participado de um grupo de trabalho tão dedicado e comprometido como esse.

Às equipes dos Laboratórios Replicon, da Pontifícia Universidade Católica de Goiás (PUC Goiás), e Exata (Jataí). Neste último caso, agradeço especialmente ao Professor Doutor Carlos Henrique Hoff Brait.

Aos amigos Karina Cretti Bruzadelli, Aisha Jussara, Simone Sendin, Rones de Deus Paranhos, Karla Alcione, Natália Cristina, Emmanuel Bezerra D'Alessandro, Rosângela Mendanha da Veiga e Rosana Gonçalves Barros, pelo apoio mais próximo ao longo desses quatro anos. Seria impossível dizer qual deles me ajudou mais nessa trajetória.

Ao Rogério César, Sérgio Soares da Silva, Otávio Silveira Gravina, Thiago Brito Carvalho de Souza e Juber Henrique Amaral e a todos os demais amigos que compõem a Unidade Técnico-Pericial Ambiental do Ministério Público do Estado de Goiás. Sem o intenso apoio dessas pessoas e da instituição em si, a conclusão do curso teria sido impossível.

Aos meus alunos do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás, campus Goiânia, pelo apoio, estímulo e compreensão constante. Com esse título, espero poder contribuir ainda mais com suas formações, especialmente nos campos da Pesquisa e Extensão.

À Universidade Federal de Goiás, instituição que me acolheu no Mestrado e no Doutorado e para a qual mantenho meu mais profundo respeito e admiração.

Acima de tudo, a Deus. Sem Ele, eu não seria nada.

“Todo mundo quer voar,
nas costas de um beija-flor,
todo mundo quer viver de amor,
mas nem tudo é só querer.

Todo mundo quer ser Rei,
nas costas de um homem bom,
todo mundo quer voar além,
mas é preciso aprender.

Voarás, voarás...”

Paulinho Pedra Azul

RESUMO

A indústria da mineração é conhecida por desencadear impactos ambientais intensos. Quando a exploração se dá a céu aberto, são formadas cavas, unidades ainda pouco conhecidas em termos ambientais e cada vez mais comuns em diversos países. De comportamento complexo, lagos de mineração se diferem muito dos naturais, o que torna sua gestão desafiadora. Embora exista a necessidade do desenvolvimento de questões de pesquisa que contribuam significativamente para um entendimento mais profundo a respeito do grau de comprometimento ambiental de cavas, os estudos desenvolvidos até então foram poucos e tiveram enfoque predominante na Química Analítica, abordagem importante, mas que obtém respostas momentâneas e limitadas. O objetivo principal desta pesquisa foi analisar os passivos ambientais formados por águas e sedimentos de cavas de mineração mediante a aplicação de uma metodologia combinada de avaliação ambiental embasada em aspectos da Química, Ecotoxicologia e Genotoxicologia. Para tanto, amostras de águas coletadas em perfil e de sedimentos de três cavas de ouro desativadas localizadas em Mara Rosa, Goiás, Brasil, foram obtidas em diferentes estações climáticas e submetidas à análise de metais e ânions e a testes ecotoxicológicos agudos e genotoxicológicos – Ensaio Cometa – com peixes da espécie *Danio rerio*. Os resultados indicam diferentes graus de comprometimento ambiental dos lagos, que apresentam águas e sedimentos alterados quimicamente e oferecem riscos toxicológicos, principalmente o Lago Azul. Este, apesar de ser o mais utilizado pela população local para fins de lazer e prática de esportes aquáticos, demonstrou estar submetido a intenso controle geológico advindo de processos de drenagem ácida. Concluiu-se que a metodologia de avaliação ambiental empregada nesta tese com a finalidade de obter respostas mais amplas e profundas a respeito de cavas, problemas ambientais emergentes, se mostrou eficiente, podendo se constituir em uma ferramenta analítica que contribuirá de forma significativa para a ampliação do conhecimento na área das Ciências Ambientais.

Palavras-chave: avaliação ambiental; minerações desativadas; mutagênese ambiental.

ABSTRACT

The mining industry is known to trigger intense environmental impacts. When the exploitation is done in the open, pit lakes are formed, units still little known in environmental terms, and increasingly common in several countries. Demonstrating complex behavior, open pit lakes differ greatly from natural lakes, what makes their management a challenge. Although there is a need to develop research issues that contribute significantly to a deeper understanding of the degree of environmental commitment of open pit mining lakes, the studies developed so far are few and have a predominantly Analytical Chemistry approach, an important approach, but that only offers momentary and limited answers. The main objective of this research was to analyze the environmental liabilities formed by waters and sediments of open pit mining lakes by application a combined method of environmental assessment based on Chemical, Ecotoxicological and Genotoxicological aspects. With this purpose, water samples were collected in profile and sediments from three lakes of deactivated open - pit gold mines existing in Mara Rosa, Goiás, Brazil, in different climatic seasons and subjected to metal and anion analysis, to ecotoxicological acute tests and genotoxicological tests- Comet assay - with the Danio rerio fish. The results showed different degrees of environmental commitment of the lakes, which present chemically altered waters and sediments, and offer toxicological risks, mainly the Lago Azul. This, being the most used by the local population for recreational purposes and water sports, proved to be subject to intense geological control from acid drainage processes. It is concluded that the environmental assessment methodology used in this thesis, in order to obtain broader and deeper responses to pit lakes, emerging environmental problems, was efficient, being able to constitute an analytical tool that will significantly contribute to the expansion of knowledge to the Environmental Sciences.

Palavras-chave: environmental assessment; deactivated minings; environmental mutagenesis.

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO

Figura 1 - Número de requerimentos de lavra protocolados no DNPM entre os anos de 1995 e 2012.	17
--	----

CAPÍTULO I

Figura 1 - Distribuição das publicações por regiões do mundo.	53
Figura 2 - Número de trabalhos distribuídos por ano de publicação.	54
Figura 3 - Distribuição das publicações por categoria de análise.	54
Figura 4 - Distribuição dos trabalhos por categoria de análise e ano de publicação.	55

CAPÍTULO II

Figura 1 - Localização da área de estudo: Cavas Maior, Menor e Lago Azul, situados no município de Mara Rosa, norte do Estado de Goiás.	68
Figura 2 - a) Cava Menor; b) Cava Maior; c) Lago Azul e d) Bancada mineral exposta às intempéries localizada nas imediações diretas do Lago Azul.	69
Figura 3 - Imagens de bioensaios realizados com amostras de águas das a) Cavas Maior e Menor e b) Lago Azul.	73
Figura 4 - Perfil ilustrativo da profundidade máxima da Cava Menor.	76
Figura 5 - Perfil ilustrativo da profundidade máxima da Cava Maior.	76
Figura 6 - Perfil ilustrativo da profundidade máxima medida para o Lago Azul.	76
Figura 7 - Resultados de (a) temperatura e (b) pH das amostras de água analisadas. As barras azuis representam os resultados da 1ª Campanha (Cheia), e as vermelhas os da 2ª Campanha (Seca).	77

Figura 8 - Resultados do parâmetro Porcentagem de DNA na Cauda para a amostra de água da Cava Maior.	87
Figura 9 - Resultados do parâmetro Porcentagem de DNA na Cauda para a amostra de água da Cava Menor.	88
Figura 10 - Resultados do parâmetro Porcentagem de DNA na Cauda para a amostra de água do Lago Azul.	88
Figura 11 - Resultados do parâmetro Porcentagem de DNA na Cauda para as amostras de água advindas das três cavas estudadas.	88

CAPÍTULO III

Figura 1 - Localização da área de estudo: Cavas Maior, Menor e Lago Azul, situados no município de Mara Rosa, norte do Estado de Goiás.	103
Figura 2 - Imagens gerais da a) Cava Menor e b) Cava Maior. Em 'c' e 'd' visualiza-se o Lago Azul e suas águas, de acentuada transparência.	103
Figura 3 - a) Sedimentos das três cavas. b) Amostras do Lago Azul digeridas e em processo de filtração.	105
Figura 4 - a) Acompanhamento da qualidade das águas dos aquários durante a realização de um dos bioensaios. b) Detalhe de alguns dos peixes expostos à substância-teste.	109
Figura 5 - a) Momento da secção transversal caudal de um dos peixes eutanasiados. b) Exemplos de <i>Danio rerio</i> em contato com o soro fetal bovino.	111
Figura 6 - Resultados de (a) temperatura e (b) pH das amostras analisadas.	112
Figura 7 - Resultados do parâmetro Porcentagem de DNA na Cauda para as amostras de sedimentos das Cavas Maior e Menor e do Lago Azul.	122

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1 - Trabalhos que embasaram a elaboração deste artigo incluindo informações da área de estudo, tipo de mineral explorado dimensões das cavas e categoria de enquadramento.	33
---	----

CAPÍTULO II

Tabela 1 - Dados detalhados das campanhas de campo.	70
Tabela 2 - Resultados dos parâmetros físico-químicos básicos da água de diluição.	73
Tabela 3 - Resultados das concentrações de metais analisados para a Cava Menor durante a 1ª e 2ª Campanhas, incluindo os respectivos valores máximos estabelecidos pela legislação brasileira.	80
Tabela 4 - Resultados das concentrações de metais analisados para a Cava Maior durante a 1ª e 2ª Campanhas, incluindo os respectivos valores máximos estabelecidos pela legislação brasileira.	81
Tabela 5 - Resultados das concentrações de metais analisados para o Lago Azul durante a 1ª e 2ª Campanhas, incluindo os respectivos valores máximos estabelecidos pela legislação brasileira.	82
Tabela 6 - Concentrações de cloreto para os três lagos: Azul, Maior e Menor.	85
Tabela 7 - Concentrações de fluoreto para os três lagos: Azul, Maior e Menor.	85

CAPÍTULO III

Tabela 1 - Dados detalhados das campanhas de campo.	104
---	-----

Tabela 2 - Resultados dos parâmetros físico-químicos básicos da água de diluição.	108
Tabela 3 - Resultados das concentrações de metais nas águas e sedimentos da Cava Menor.	113
Tabela 4 - Resultados das concentrações de metais nas águas e sedimentos da Cava Maior.	113
Tabela 5 - Resultados das concentrações de metais nas águas e sedimentos do Lago Azul.	114
Tabela 6 - Concentrações de cloreto nas águas e sedimentos das três cavas estudadas.	118
Tabela 7 - Concentrações de fluoreto nas águas e sedimentos das três cavas estudadas.	118
Tabela 8 - Concentrações de sulfeto nas águas e sedimentos das três cavas estudadas.	118

LISTA DE ABREVIACOES

%	Porcentagem
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ADCP	Acoustic Doppler Current Profiler
AIA	Avaliação de Impactos Ambientais
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CL50	Concentração Letal Mediana
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DAD	detector arranjo de diodos
DAM	Drenagem ácida de Mina
DNA	cido desoxirribonucleico
DNPM	Departamento Nacional de Produção Mineral
EUA	Estados Unidos da América
F	Fundo
LAMES	Laboratório de Métodos de Extração e Separação
LD	Limite de Detecção
LQ	Limite de Quantificação
M	Meio
mg.L ⁻¹	Miligrama por litro
OD	Oxignio Dissolvido
pH	Potencial Hidrogeniônico
S	Superfície
SISNAMA	Sistema Nacional do Meio Ambiente
TM	Teste do Micronúcleo
v/v	Volume/volume

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	17
1.1. Mineração e Meio Ambiente	17
1.2. Objetivos	21
1.2.1. Geral	21
1.2.2. Específicos	21
1.3. Estrutura da Tese	22
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	23
CAPÍTULO I – Impactos Ambientais de Cavas de Mineração: uma revisão	26
1. INTRODUÇÃO	28
2. METODOLOGIA	30
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	31
3.1. Categoria Química	32
3.2. Categoria Remediação	42
3.3. Categoria Passivo	46
3.4. Categoria Modelagem	48
3.5. Categoria Toxicidade	50
3.6. Categoria Planejamento	51
3.7. Considerações Gerais	52
4. CONCLUSÕES	56
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	56
CAPÍTULO II – Avaliação Química, Ecotoxicológica e Genotóxica de Águas de Cavas de Mineração a Céu Aberto	64
1. INTRODUÇÃO	66
2. METODOLOGIA	67
2.1. Caracterização da Área de Estudo	67
2.2. Medições Batimétricas	69
2.3. Delineamento Amostral	69

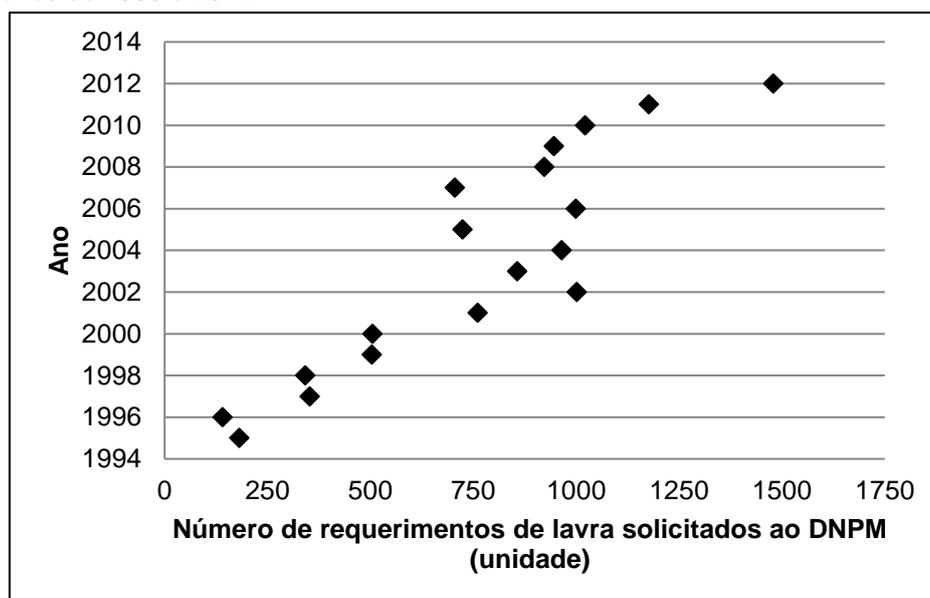
2.4. Análises Químicas	70
2.5. Análises Ecotoxicológicas	72
2.6. Análises Genotoxicológicas	74
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	75
3.1. Medições Batimétricas	75
3.2. Análises Químicas	77
3.3. Análises Ecotoxicológicas	86
3.4. Análises Genotoxicológicas	87
4. CONCLUSÕES	90
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	91
CAPÍTULO III – Avaliação Química, Ecotoxicológica e Genotoxicológica de Sedimentos de Cavas de Mineração a Céu Aberto	98
1. INTRODUÇÃO	100
2. METODOLOGIA	102
2.1. Caracterização da Área de Estudo	102
2.2. Delineamento Amostral	104
2.3. Análises Químicas	104
2.4. Análises Ecotoxicológicas	107
2.5. Análises Genotoxicológicas	109
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	111
3.1. Análises Químicas	111
3.2. Análises Ecotoxicológicas	120
3.3. Análises Genotoxicológicas	121
4. CONCLUSÕES	124
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	125
CONCLUSÕES GERAIS	134

1. INTRODUÇÃO

1.1. Mineração e Meio Ambiente

A indústria da mineração é responsável pela produção de matérias-primas utilizadas em praticamente todas as atividades humanas (CALIJURI e CUNHA, 2013), e vem se expandido rapidamente em virtude do crescente aumento da demanda por minérios. O Brasil se destaca nesse contexto por ser um dos maiores exploradores mundiais de elementos minerais, sendo que apenas nos últimos dez anos sua produção alcançou o recorde de 550% de crescimento. Há algum tempo, o país tem ocupado as primeiras posições na produção mundial de nióbio, minério de ferro, manganês, tantalita, bauxita, grafite e rochas ornamentais. Além disso, exporta níquel, magnésio, caulim, estanho, vermiculita, crômio e ouro (IBRAM, 2013), dentre outros. Desde 1995, o número de requerimentos de lavra protocolados no Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM) tem aumentando (Figura 1). De acordo com DNPM (2014), a produção do setor apresentou crescimento de 7,9% no segundo semestre de 2014 em relação a 2013.

Figura 1 - Número de requerimentos de lavra protocolados no DNPM entre os anos de 1995 e 2012.



Fonte: DNPM (2014).

Apesar desses números expressivos, os mesmos autores salientam que o Brasil ainda conhece somente cerca de 20% de suas reservas geológicas, fato que fomentou a previsão de investimentos da ordem de 270 bilhões de dólares no setor até 2030. Assim, certamente nos próximos anos o país vai se destacar ainda mais no cenário mundial da mineração.

Embora imprescindível para o desenvolvimento da sociedade, a indústria mineral é conhecida como uma das atividades humanas que mais impacta o meio natural (BRAGA et al., 2005), se destacando principalmente devido ao fato das jazidas serem fixas, ou seja, não poderem ser objeto de estudos de alternativas locacionais visando a mitigação de impactos ambientais.

Por serem potencialmente poluidores, empreendimentos de mineração devem ser submetidos ao licenciamento prévio, ferramenta de gestão ambiental normalmente implementada em consonância com a avaliação de impactos ambientais (AIA). Todavia, apesar desses instrumentos se encontrarem consolidados no Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA), o acompanhamento pelo poder público das condições ambientais de mineradoras durante e principalmente após o encerramento de suas atividades ainda é incipiente, o que pode ser explicado, em parte, pelo fato do fechamento de minas ser um tema recente e pouco discutido e estudado no país, até porque a maioria dos empreendimentos ainda não chegou nessa fase. Por outro lado, até então o setor concentrou sua preocupação majoritariamente na extração, beneficiamento e aproveitamento dos recursos minerais, sendo que a recuperação ambiental, quando realizada, ainda segue práticas convencionais e pouco eficientes que normalmente favorecem o surgimento de áreas contaminadas (MPMG, 2012).

Nesse sentido, não são poucos os passivos ambientais advindos de minerações no Brasil. Calijuri e Cunha (2013), por exemplo, citam o Vale do Ribeira, região localizada entre São Paulo e Paraná, onde uma mineradora provocou alterações químicas significativas nos recursos abióticos locais, especialmente nas coleções hídricas superficiais. Outro caso é o de Santo Amaro da Purificação (BA), onde escória de fundição, rica em metais reconhecidamente tóxicos, foi descartada de forma inadequada e utilizada pela

população local como material de construção civil. Situações semelhantes também são observadas principalmente em Santa Catarina, Minas Gerais e Rio de Janeiro. No primeiro, os efeitos da poluição gerada por atividades de exploração de carvão culminaram com a classificação da região Sul daquele Estado como uma das Áreas Críticas Nacionais (POMPÊO et al., 2004; VON SPERLING et al., 2004; MARQUES et al., 2012).

Dependendo do tipo de mineral explorado, são produzidos impactos mais ou menos intensos, podendo-se destacar a contaminação do meio natural provocada pela drenagem ácida de mina (DAM), formada quando minerais sulfetados reativos às intempéries e originalmente em condições de equilíbrio, são expostos às águas pluviais e ao ar, reagindo quimicamente e desprendendo um percolado ácido e rico em metais tóxicos dissolvidos. Esse fenômeno normalmente se constitui em um dano ambiental de longo prazo, sendo muito observado em jazidas de minérios nobres, especialmente ouro e prata (ROMERO et al., 2010).

Quando a exploração mineral é desenvolvida a céu aberto, são formados lagos artificiais nas cavas exauridas, normalmente de grandes dimensões. Essas unidades costumam ser preenchidas com influxos hídricos de origem subterrânea e pluvial, processo que depende diretamente das condições hidrológicas, climáticas e geológicas locais (RAMSTEDT et al., 2003; HANCOCK et al., 2005; TRIANTAFYLLIDIS e SKARPELIS, 2006). Entretanto, águas de cavas costumam ser quimicamente alteradas pela DAM, tornando-se ácidas e ricas em substâncias químicas contaminantes, adquirindo, assim, potencial de degradação ambiental (KOHFAHL e PEKDEGER, 2004; CASTENDYK e WEBSTER-BROWN, 2007; AYUSO et al., 2013).

Cavas de mineração são ambientes singulares e se constituem em um fenômeno ambiental de intensificação recente em escala planetária, devendo aumentar numericamente nas próximas décadas devido ao esgotamento de jazidas atualmente em operação. Nesse sentido, Shevenell (2000) destaca que lagos de mineração podem se configurar em recursos valiosos de lazer ou oferecer riscos aos seres vivos, dependendo da qualidade de suas águas.

Em várias partes do mundo, cavas já se tornaram problemas ambientais de grandes dimensões. Na década de 1990, por exemplo, os Estados Unidos contavam com cerca de 86 minerações a céu aberto em operação, o Canadá com 19, Austrália com 74, Chile com 37 e Espanha com 25. Contudo, nos próximos anos, somente em Nevada (EUA) está previsto o surgimento de pelo menos mais 30 desses lagos. Assim, em futuro próximo, deverão ser produzidos novos passivos ambientais por esse tipo de atividade antrópica em diversas partes do mundo, os quais necessitarão ser gerenciados de forma ambientalmente segura (BOWELL e PARSHLEY, 2005; MONJEZI et al., 2009; SANTOFIMIA et al., 2012).

Diversos países vêm avaliando a qualidade ambiental de cavas na intenção de dar-lhes usos diferentes ao do simples abandono, situação muito comum atualmente. Nesse sentido, antigos complexos minerais canadenses e alemães formados em áreas de exploração de carvão, por exemplo, passaram a ser utilizados como habitats de peixes e animais selvagens e para fins de recreação (CASTRO e MOORE, 2000). Outros usos mais ousados também são cogitados, como no caso do estudo desenvolvido por Mollema et al. (2015), que avaliaram o potencial de utilização das águas de um lago holandês para abastecimento público, proposta relevante em tempos de crise hídrica.

Ainda de acordo com Castro e Moore (2000), uma das maiores preocupações ambientais da América do Norte foi gerada por cavas formadas por atividades de exploração de metais nobres, principalmente ouro, mineral normalmente associado a solos sulfetados. O Brasil já foi o maior produtor mundial de ouro quando colônia e suas principais regiões exploradoras atualmente são Minas Gerais, Goiás, Mato Grosso e São Paulo (DNPM, 2014).

Diversos autores destacam que informações a respeito do comportamento e dos riscos ao meio natural associados às cavas ainda são escassas e incipientes em todo o globo (PELLICORI et al., 2005; SÁNCHEZ-ESPAÑA et al., 2008). Complementarmente, Savage et al. (2000) e Balistrieri et al. (2006) esclarecem que apesar dos órgãos de controle ambiental ainda enfrentarem desafios no sentido de entenderem e preverem o comportamento das características biogeoquímicas de lagos de mineração e seus efeitos

potenciais sobre os seres vivos, essa prática é indispensável. Notadamente no Brasil, o real alcance do problema é desconhecido, pois o país não possui um levantamento sistematizado e muito menos legislações específicas de disciplinamento ambiental dessas unidades (IBRAM, 2013).

Não obstante o exposto, os poucos trabalhos publicados internacionalmente que buscaram mensurar o grau de comprometimento de cavas se limitaram majoritariamente à análise de aspectos químicos que, apesar de importantes, possibilitam apenas avaliações momentâneas, dada a complexidade ambiental dessas unidades (GAGNAIRE et al., 2015). Por esse motivo, pesquisadores defendem a necessidade do desenvolvimento de estudos ecotoxicológicos, embora trabalhos com esse enfoque ainda sejam raros (COSTA et al., 2008; ROCHA et al., 2011). Ademais, investigações centradas na análise dos mecanismos de ação dos elementos químicos presentes em cavas de mineração mediante abordagens amplas, que busquem avaliar alterações orgânicas a nível celular, por exemplo, são desconhecidas.

1.2. Objetivos

1.2.1. Geral

Analisar os passivos ambientais formados por águas e sedimentos de cavas de mineração mediante a avaliação conjunta de aspectos químicos, ecotoxicológicos e genotoxicológicos, de forma a analisar, em contexto multidisciplinar, a aplicação de abordagens que normalmente são empregadas isoladamente, possibilitando, assim, obter respostas mais abrangentes sobre situações ambientais complexas.

1.2.2. Específicos

- Analisar as concentrações dos principais analitos de interesse ambiental presentes nas águas e sedimentos de três cavas de mineração desativadas localizadas em Mara Rosa, Goiás, Brasil.

- Comparar os limites dos elementos químicos analisados com os valores máximos estabelecidos pela legislação aplicável.
- Mensurar a toxicidade sazonal das águas e sedimentos das cavas estudadas mediante ensaios ecotoxicológicos agudos e genotoxicológicos, ambos desenvolvidos com peixes da espécie *Danio rerio*.
- Compreender os possíveis efeitos ambientais negativos associados aos lagos pesquisados, hierarquizando-os em termos de comprometimento ambiental.

1.3. Estrutura da Tese

A pesquisa foi organizada em três capítulos redigidos na forma de artigos científicos, sendo o primeiro constituído de uma revisão bibliográfica sobre o tema e os demais contendo os resultados experimentais desenvolvidos ao longo do estudo. Os títulos e enfoques de cada capítulo são:

- ✓ **1) Impactos Ambientais de Cavas de Mineração: uma revisão (Capítulo I):** Compilação bibliográfica sistematizada que discute as principais abordagens e enfoques dos estudos mais relevantes sobre o tema publicados em periódicos internacionais nas últimas décadas.
- ✓ **2) Análise Química, Ecotoxicológica e Genotoxicológica de Águas de Cavas de Mineração a Céu Aberto (Capítulo II):** Artigo em que foram explicitados os resultados obtidos com o monitoramento sazonal da qualidade química e da ecotoxicidade e genotoxicidade das águas das cavas pesquisadas.
- ✓ **3) Análise Química, Ecotoxicológica e Genotoxicológica de Sedimentos de Cavas de Mineração a Céu Aberto (Capítulo III):** Artigo em que foram descritos os resultados advindos dos ensaios

químicos, ecotoxicológicos e genotoxicológicos realizados com os sedimentos dos três ambientes estudados.

Cabe salientar que apesar dos capítulos da tese serem constituídos de artigos, todos foram formatados de acordo com as diretrizes estabelecidas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). Quando submetidos para publicação aos periódicos de interesse, serão adaptados de acordo com as normas de cada revista.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AYUSO, R.A.; FOLEY, N.K.; SEAL II, R.R.; BOVE, M.; CIVITILLO, D.; COSENZA, A.; GREZZI, G. Lead isotope evidence for metal dispersal at the Callahan Cu-Zn-Pb mine: goose pond tidal estuary, Maine, USA. *Journal of Geochemical Exploration*, 126-127: 1-22. 2013.

BALISTRIERI, L.S.; TEMPEL, R.N.; STILLINGS, L.L.; SHEVENELL, L.A. Modeling spatial and temporal variations in the temperature and salinity during stratification and overturn in Dexter pit lake, Tuscarora, Nevada, USA. *Applied Geochemistry*, 21: 1184-1203. 2006.

BOWELL, R.J.; PARSHLEY, J.V. Control of pit-lake water chemistry by secondary minerals, Summer Camp pit, Getchell mine, Nevada. *Chemical Geology*, 215: 373-385. 2005.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J.G.L.; MIERZWA, J.C.; BARROS, M.T.L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. *Introdução à engenharia ambiental*. São Paulo, SP: Prentice Hall. 2005.

CALIJURI, M.C.; CUNHA, D.G.F. *Engenharia ambiental: conceitos, tecnologia e gestão*. Rio de Janeiro, RJ: Elsevier. 2013.

CASTENDYK, D.N.; WEBSTER-BROWN, J.G. Sensitivity analyses in pit lake prediction, Martha mine, New Zeland 2: geochemistry, water-rock reactions, and surface adsorption. *Chemical Geology*, 244: 56-73. 2007.

CASTRO, J.M.; MOORE, J.N. Pit lakes: their characteristics and the potential for their remediation. *Environmental Geology*, 39: 1254-1260. 2000.

COSTA, C.R.; OLIVI, P.; BOTTA, C.M.R.; ESPINDOLA, E.L.G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Química Nova*, 7: 1820-1830. 2008.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL – DNPM. Informe mineral 2º/2014. Brasília, DF: DNPM. 2014.

GAGNAIRE, B.; BADO-NILLES, A.; BETOULLE, S.; AMARA, R.; CAMILLERI, V.; CAVALIÉ, I.; CHADILI, E.; DELAHAUT, L.; KERAMBRUN, E.; ORJOLLET, D.; PALLUEL, O.; SANCHEZ, W. Former uranium mine-induced effects in caged roach: a multiparametric approach for the evaluation on in situ metal toxicity. *Ecotoxicology*, 24: 215-231. 2015.

HANCOCK, G.R.; WRIGHT, A.; DE SILVA, H. Long-term final void salinity prediction for a post-mining landscape in the Hunter Valley, New South Wales, Australia. *Hydrological Processes*, 19: 387-401. 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO – IBRAM. Gestão para a sustentabilidade na mineração. Brasília, DF: IBRAM. 2013.

KOHFAHL, C.; PEKDEGER, A. Modelling the long-term release of sulphate from dump sediments of an abandoned open pit lignite lake. *Mine Water and the Environment*, 23: 12-19. 2004.

MARQUES, E.D.; TUBBS, D.; GOMES, O.V.O.; SILVA-FILHO, E.V. Influence of acid sand pit lakes in surrounding groundwater chemistry, Sepetiba sedimentary basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Geochemical Exploration*, 112: 306-321. 2012.

MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DE MINAS GERAIS – MPMG. Guia técnico para atuação do Ministério Público no licenciamento ambiental de atividades de mineração. Belo Horizonte, MG: MPMG. 2012.

MOLLEMA, P.N.; STUYFZAND, P.J.; JUHÁSZ-HOLTERMAN, M.H.A.; VAN DIEPENBEEK, P.M.J.A.; ANTONELLINI, M. Metal accumulation in an artificially recharged gravel pit lake used for drinking water supply. *Journal of Geochemical Exploration*, 150: 35-51. 2015.

MONJEZI, M.; SHAHRIAR, K.; DEGHANI, H.; NAMIN, F.S. Environmental impact assessment of open pit mining in Iran. *Environmental Geology*, 58: 205-216. 2009.

PELLICORI, D.A.; GAMMONS, C.H.; POULSON, S.R. Geochemistry and stable isotope composition of the Berkeley pit lake and surrounding mine Waters, Butte, Montana. *Applied Geochemistry*, 20: 2116-2137. 2005.

POMPÊO, M.L.M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; ALEXANDRE, N.Z.; SANTO, E. Qualidade da água em região alterada pela mineração de carvão na microbacia do rio Fiorita (Siderópolis, Estado de Santa Catarina, Brasil). *Acta Scientiarum*, 26: 125-136. 2004.

RAMSTEDT, M.; CARLSSON, E.; LÖVGREN, L. Aqueous geochemistry in the Udden pit lake, northern Sweden. *Applied Geochemistry*, 18: 97-108. 2003.

ROCHA, L.; RODRIGUES, S.M.; LOPES, I.; SOARES, A.M.V.M.; DUARTE, A.C.; PEREIRA, E. The water-soluble fraction of potentially toxic elements in contaminated soils: relationships between ecotoxicity, solubility and geochemical reactivity. *Chemosphere*, 84: 1495-1505. 2011.

ROMERO, F.M.; PROL-LEDESMA, R.M.; CANET, C.; ALVARES, L.N.; PÉREZ-VÁZQUEZ, R. Acid drainage at inactive Santa Lucia mine, western Cuba: natural attenuation of arsenic, barium and lead, and geochemical behavior of rare earth elements. *Applied Geochemistry*, 25: 716-727. 2010.

SÁNCHEZ-ESPAÑA, J.; PAMO, E.L.; PASTOR, E.S.; ERCILLA, M.D. The acidic mine pit lakes of the Iberian Pyrite Belt: an approach to their physical limnology and hydrogeochemistry. *Applied Geochemistry*, 23: 1260-1287. 2008.

SANTOFIMIA, E.; LÓPEZ-PAMO, E.; REYES, J. Changes in stratification and iron redox cycle of an acidic pit lake relation with climatic factors and physical processes. *Journal of Geochemical Exploration*, 116-117: 40-50. 2012.

SAVAGE, K.S.; BIRD, D.K. ASHLEY, R.P. Legacy of the California Gold Rush: environmental geochemistry of arsenic in the southern Mother Lode Gold district. *International Geology Review*, 42: 385-415. 2000.

SHEVENELL, L.A. Water quality in pit lakes in disseminated gold deposits compared to two natural, terminal lakes in Nevada. *Environmental Geology*, 39: 807-815. 2000.

TRIANAFYLLIDIS, S.; SKARPELIS, N. Mineral formation in an acid pit lake from a high-sulfidation ore deposit: Kirki, NE Greece. *Journal of Geochemical Exploration*, 88: 68-71. 2006.

VILLAIN, L.; ALAKANGAS, L.; ÖHLANDER, B. The effects of backfilling and sealing the waste rock on water quality at the Kimheden open-pit mine, northern Sweden. *Journal of Geochemical Exploration*, 134: 99-110. 2013.

VON SPERLING, E.; JARDIM, F.A.; GRANDCHAMP, C.A.P. Qualidade da água durante a formação de lagos profundos em cavas de mineração: estudo de caso do lago de Águas Claras – MG. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, 9: 250-259. 2004.

CAPÍTULO I

Impactos Ambientais de Cavas de Mineração: uma revisão

Bárbara, V.F.; Tavares, M.G.O. ; Antoniosi Filho, N.R.

Universidade Federal de Goiás, Campus Samambaia, Instituto de Química,
Goiânia, Goiás, Brasil. CEP: 74690-900.
E-mail: nelson@quimica.ufg.br

RESUMO

Cavas de mineração estão se tornando cada vez mais comuns em muitos países, contudo, por serem um tema recente, ainda são pouco conhecidas. Formadas após o encerramento de atividades de mineração a céu aberto e com características ecológicas específicas que as diferem de lagos naturais, essas bacias de origem antrópica podem se constituir em promissoras oportunidades de uso para a sociedade ou em preocupantes problemas ambientais, dependendo dos seus padrões de qualidade ambiental. A título de análise comparativa, mas sem a pretensão de esgotar o assunto, o presente trabalho objetivou apresentar um panorama sobre as principais pesquisas ligadas ao tema desenvolvidas pela comunidade científica nas últimas décadas. Para tanto, foram analisados os enfoques de 75 trabalhos publicados nas últimas décadas, desenvolvidos por estudiosos de diversos países, o que possibilitou identificar algumas das tendências investigativas que poderão contribuir para o avanço do conhecimento nessa área. Os resultados demonstraram que as informações sobre os impactos ambientais de cavas de mineração ainda são incipientes no mundo, especialmente na América Latina, e que os estudos realizados até então apresentam enfoque predominante em avaliações geoquímicas, importantes, porém limitadas sob a ótica da gestão ambiental de áreas degradadas complexas. Existe a clara necessidade de desenvolvimento de trabalhos que contribuam para o entendimento mais profundo a respeito desse tema, o que poderá ser obtido mediante o estabelecimento de novas questões de pesquisa, objetivos e metodologias exploratórias. Um dos nichos investigativos promissores identificado com o presente levantamento que poderá trazer significativas contribuições para as Ciências Ambientais é o da análise combinada de aspectos químicos, ecotoxicológicos e genotoxicológicos dos diferentes compartimentos ambientais constituintes de cavas a céu aberto.

Palavras-chave: problema ambiental emergente; lagos artificiais; passivo ambiental.

Environmental Impacts of Pit Lakes: a review

ABSTRACT

The open pit lakes are becoming more and more common in many countries, however, because they are a recent subject, they are still poorly known. Formed after the closure of open pit mining activities and with specific ecological characteristics that differentiate them from natural lakes, these basins of anthropic origin may be promising opportunities for use in society or worrying environmental problems depending on their environmental quality standards. As a form of comparative analysis, but without the pretension of closing the subject, this study aimed to present a panorama about the main researches related to the subject developed by the scientific community in recent decades. For that, were analyzed the approaches of 74 studies published by scholars from different countries between the last years, which made it possible to identify some of the research trends that may contribute to the advancement of knowledge in this area. The results showed that the information about the environmental impacts of pit lakes is still incipient around the world, especially in Latin America, and also that the studies carried out to date have a predominant focus on geochemical evaluations, important but limited from the point of view of environmental management of complex degraded areas. There is a clear need for the development of studies that will contribute to a deeper understanding on this issue, which can be achieved through the establishment of new research questions, objectives and exploratory methodologies. One of the promising research niches identified with this study, which can make important contributions to environmental sciences, is the combined analysis of the chemical, ecotoxicological and genotoxicological aspects of the different constituents of open pit lakes.

Keywords: Emerging environmental problem; artificial lakes; environmental liability.

1. INTRODUÇÃO

A indústria da mineração é uma atividade que desencadeia alguns dos maiores impactos ambientais conhecidos (IBRAM, 2013), como no recente caso do Distrito de Mariana, Minas Gerais, Brasil. Segundo Lopes (2016), no final de 2015 ocorreu o rompimento da Barragem do Fundão, preenchida com toneladas de rejeitos, acidente que provocou a introdução de milhões de metros cúbicos de lama tóxica em centenas de quilômetros do Rio Doce e do Oceano Atlântico, desencadeando um cenário de degradação que levará décadas para ser revertido.

Quando a exploração mineral é desenvolvida a céu aberto, são formadas cavas nas jazidas exauridas, unidades que normalmente apresentam profundidades desproporcionais em relação às suas áreas superficiais, aspectos morfométricos que são diretamente ligados a fatores como profundidade das águas subterrâneas, resistência das rochas e teor de minério (CASTRO e MOORE, 2000; SHEVENELL, 2000).

Após o encerramento da exploração mineral, as cavas normalmente são preenchidas com influxos hídricos de origem subterrânea e pluvial, formando lagos artificiais (HANCOCK et al., 2005; TRIANTAFYLLIDIS e SKARPELIS, 2006). Com o tempo, suas águas costumam se alterar quimicamente, se tornando muitas vezes ácidas e ricas em elementos químicos potencialmente tóxicos (CASTENDYK e WEBSTER-BROWN, 2007; AYUSO et al., 2013).

Um dos maiores agravantes da qualidade das águas de lagos de mineração é a drenagem ácida de mina (DAM), desencadeada quando minerais sulfetados originalmente em condições de equilíbrio são expostos às intempéries, desprendendo um percolado ácido e rico em metais dissolvidos. Esse fenômeno se constitui em um dano ambiental de longo prazo comumente observado em jazidas de minérios nobres, especialmente ouro e prata (ROMERO et al., 2010).

Shevenell (2000) e Castendyk et al. (2005) destacam que dependendo da qualidade ambiental, as cavas de mineração podem se configurar em valiosos equipamentos de uso social e ambiental ou oferecer riscos aos seres vivos, como

no caso do Lago Berkeley (EUA), onde 340 gansos-da-neve (*Anser caerulescens*) foram encontrados mortos no ano de 1995 devido à intoxicação com substâncias oriundas da mineração desativada (HBC, 1996).

Em várias partes do mundo, cavas estão se tornando cada vez mais comuns devido a vários fatores, especialmente (i) à crescente demanda por minérios, (ii) ao fato da mineração a céu aberto ser um dos métodos mais baratos de exploração geológica e (iii) aos elevados custos de recuperação pós-mineração (HANCOCK et al., 2005).

Por serem ambientalmente complexas e normalmente possuem grandes dimensões, esses lagos artificiais têm se tornado objeto de preocupação em diversos países (FYSON et al., 2006; SÁNCHEZ-ESPAÑA et al., 2008; RAMALHO et al., 2009). Segundo *Bowell e Parshley (2005)* e *Monjezi et al. (2009)*, embora lagos de mineração sejam um fenômeno relativamente recente, surgidos principalmente durante os últimos 25 anos, há a clara tendência de aumento do seu número em várias regiões do globo nas próximas décadas, como nos Estados Unidos, Austrália, Canadá, Chile, África, Kazaquistão, Irã, México, Peru, Indonésia, Filipinas, Papua-Nova Guiné e Brasil, o que demandará a devida atenção por parte dos pesquisadores na tentativa de compreenderem melhor esses problemas ambientais emergentes (*TRIANATFYLLIDIS e SKARPELIS, 2006*).

Segundo *Bowell e Parshley (2005)*, as melhorias significativas nos processos de mineração ocorridas ao longo das últimas décadas associadas aos avanços tecnológicos experimentados pelo setor fomentaram o surgimento de extensas minas a céu aberto em diversos países, inclusive para extração de minérios em baixas concentrações. Portanto, a tendência é que as autoridades públicas se vejam cada vez mais desafiadas a estabelecerem estratégias seguras de gestão ambiental no pós-fechamento de minas.

Informações a respeito do comportamento e dos riscos ambientais associados às cavas ainda são escassas e incipientes no mundo, o que pode ser explicado pelo fato de muitos empreendimentos não terem chegado à fase de desativação. Ademais, a recuperação ambiental de áreas mineradas, quando realizada, ainda segue práticas convencionais e pouco eficientes, promovedoras

do surgimento de áreas contaminadas (PELLICORI et al., 2005; SÁNCHEZ-ESPAÑA et al., 2008).

Assim, este trabalho apresenta uma compilação dos principais estudos sobre impactos ambientais de cavas de mineração a céu aberto desenvolvidos mundialmente, bem como explicita possíveis tendências de pesquisa ainda silenciadas que poderão contribuir para o avanço do conhecimento científico sobre esse tema.

2. METODOLOGIA

Foi feito um levantamento dos principais artigos científicos referentes ao assunto publicados internacionalmente. Para tanto, utilizou-se a opção “**Busca avançada**”, do Portal de Periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), disponível em <http://www-periodicos-capes.gov.br.ez49.periodicos.capes.gov.br/>, que engloba dezenas de bases de dados bibliográficos – incluindo Web of Science, Scopus e Elsevier, dentre outras –, escolhidas no campo “**Selecione bases de dados de busca**”.

O fechamento do levantamento foi executado em 20/02/2017, tendo contemplado a busca somente por “**artigos**” no período compreendido desde o início das publicações disponibilizadas pela base de dados da CAPES até a data final de 31/12/2016.

Os trabalhos foram selecionados mediante o uso da busca da palavra-chave *pit lake* no campo “**Assunto**”. Em seguida, com o uso da opção “**Expandir meus resultados**”, o sistema automaticamente sugeriu a inserção de outras 19 palavras-chave – *mining; lakes; surface mining; open-pit mining; mines; environmental geology; pollution; geochemistry; surface water; water quality; metals; hydrochemistry; pH; acid mine drainage; freshwater; sediments; sulfates; iron e groundwater* –, as quais, em conjunto com *pit lake*, foram utilizadas para ampliar o escopo da busca.

Os artigos identificados foram submetidos a uma avaliação prévia do título, resumo e palavras-chave, possibilitando a seleção refinada das pesquisas

que enfatizaram o estudo de impactos ambientais de cavas de mineração a céu aberto.

Uma vez selecionadas, as publicações foram integralmente lidas, analisadas, fichadas, classificadas e agrupadas em categorias estabelecidas com base nos seus respectivos objetivos e aspectos metodológicos predominantes, de forma a facilitar as discussões dos resultados obtidos. Contudo, para que o número de categorias não fosse desnecessariamente estendido e se tornasse difícil de gerenciar, foram desconsideradas pequenas variações de abordagens investigatórias, naturais em pesquisas dessa natureza.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O levantamento preliminar nas bases de dados supracitadas resultou no total de 273 ocorrências. Após a triagem refinada, foram selecionados 75 artigos que realmente apresentaram ligação direta com o tema.

Na Tabela 1, estão listados todos os estudos analisados, suas respectivas regiões de desenvolvimento, tipos de minerais explorados, dimensões das cavas (quando disponíveis) e as categorias de enquadramento, assim definidas:

- ✓ **Química:** trabalhos que tiveram a geoquímica de áreas mineradas como foco principal, incluindo a qualidade das águas subterrâneas, das cavas propriamente ditas, solos, rejeitos e sedimentos. Estudos relacionando esses aspectos à estratificação química, avaliação de potencial de geração de drenagem ácida de mina, formação e mobilidade de substâncias tóxicas e à presença de microrganismos na água também foram agrupados nesta categoria.
- ✓ **Remediação:** pesquisas que apresentaram propostas de alternativas de tratamentos de rejeitos, efluentes e águas de cavas de mineração, bem como soluções de remediação e de redução da geração de drenagem ácida de mina.

- ✓ **Passivo:** estudos que mensuraram os passivos ambientais gerados por mineradoras, com enfoque no gerenciamento de áreas contaminadas.
- ✓ **Modelagem:** trabalhos desenvolvidos com o auxílio de modelos matemáticos de sistemas ambientais cuja intenção principal foi simular e entender comportamentos do meio, tais como hidrodinâmica, estratificação térmica e qualidade hídrica das cavas.
- ✓ **Toxicidade:** pesquisas que mensuraram a toxicidade de substâncias presentes em minerações.
- ✓ **Planejamento:** trabalhos que procuraram diagnosticar diferentes impactos de áreas de mineração, estabelecendo uma base de informações a ser utilizada principalmente para fins de planejamento ambiental.

3.1. Categoria Química

A grande maioria dos trabalhos analisados apresentou abordagem predominante em análises geoquímicas das áreas mineradas. Historicamente, o primeiro estudo publicado envolvendo impactos ambientais de uma cava foi o de Davis e Ashenberg (1989), que avaliaram o perfil químico das águas ácidas do Lago Berkeley (EUA), uma das maiores e mais icônicas bacias de mineração do mundo. Com 542 m de profundidade, esse lago foi paulatinamente tomado por águas subterrâneas após o encerramento das atividades de exploração de cobre. A pesquisa contemplou a análise da sua qualidade hídrica e simulações para definição de processos de neutralização e de diminuição da distribuição de metais na coluna líquida mediante a introdução de rejeitos alcalinos. Foi constatado que a água era muito influenciada por reações químicas sazonais e apresentava concentrações de elementos crescentes em direção ao fundo. Cabe salientar que o Lago Berkeley também foi objeto de outros estudos, como o de Gammons et al. (2003).

Tabela 1 - Trabalhos que embasaram a elaboração deste artigo, incluindo informações da área de estudo, tipo de mineral explorado, dimensões das cavas e categoria de enquadramento.

Autor	Área de estudo	Tipo de mineral explorado	Dimensões das cavas	Categoria
Davis e Ashenberg (1989)	Lago Berkeley, Butte, Montana, Estados Unidos	Cobre	Profundidade: 542 m Comprimento: 1800 m Largura: 1400 m	Química
Jhanwar (1996)	Mineração Bijolia, Rajasthan, Índia	Arenito	-	Planejamento
Levy et al. (1997)	Mina Spenceville, Califórnia, Estados Unidos	Cobre	-	Remediação
Hamblin et al. (1999)	Cava Brenda, Estado de Washington, Estados Unidos	-	Profundidade: 140 m	Modelagem
Shevenell et al. (1999)	Distritos Minerais em Nevada, Estados Unidos	Vários	Variadas	Química
Savage et al. (2000)	Distrito Mineral Mother Lode, Estados Unidos	Ouro	-	Passivo
Shevenell (2000)	Nevada, Estados Unidos	Vários	Variadas	Química
Wisotzky e Obermann (2001)	Área Mineral Rhineland, Alemanha	Lignito	-	Remediação
Millu et al. (2002)	Depósito Rosia Poieni, Montanhas Apuseni, Distrito Alba, Romênia	Cobre	Profundidade: 300 m	Passivo
Çolak et al. (2003)	Igdeköy-Emet, Kütahyat, Turquia	Borato	-	Passivo
Erg (2003)	Vale Vasavere, Estônia	Xisto Betuminoso	-	Modelagem
Gammons et al. (2003)	Lago Berkeley, Butte, Montana, Estados Unidos	Cobre	Profundidade: 542 m Comprimento: 1800 m Largura: 1400 m	Química
Ramstedt et al. (2003)	Cava Udden, Suécia	Vários	Profundidade: 50 m Comprimento: 390 m Largura: 150 m	Química
Brandenberger et al. (2004)	Lago Corpus Christi, Texas, Estados Unidos	Urânio	Profundidade: 14 m	Passivo
Kohfahl e Pekdeger (2004)	Mina Lohsa, Alemanha	Lignito	-	Modelagem
Bowell e Parshley (2005)	Mina Getchell, Nevada, Estados Unidos	Vários	-	Química
Castendyk et al. (2005)	Mina Martha, Waihi, Nova Zelândia	Ouro e Prata	Profundidade: 194 m	Química
Costa e Duarte (2005)	Mina São Domingos, Portugal	Cobre	-	Remediação
Denimal et al. (2005)	Lago St. Louis e Lago Fouthiaux, Blanzey-Montceau-les-Mines, França	Carvão	Profundidade: 60 m (Lago St. Louis) Profundidade: 31 m (Lago Fouthiaux)	Química
Hancock et al. (2005)	Vale Hunter, Austrália	Carvão	Profundidade: 210 m Comprimento: 6700 m Largura: 2000 m	Modelagem
Hangen-Brodersen et al. (2005)	Distrito Lower Lusatian, Schlabendorf, Alemanha	Lignito	Variadas	Planejamento
Herzsprung et al. (2005)	Lago Goitsche, Alemanha	Lignito	-	Química
Lottermoser et al. (2005)	Mina Mary Kathleen, Austrália	Urânio	Profundidade: 230 m Comprimento: 400 m Largura: 400 m	Química
Pellicori et al. (2005)	Lago Berkeley, Butte, Montana, Estados Unidos	Cobre	Profundidade: 542 m Comprimento: 1800 m	Química

			Largura: 1400 m	
Balistrieri et al. (2006)	Cava Dexter, Tuscarora, Nevada, Estados Unidos	Ouro e Prata	Profundidade: 22,4 m Comprimento: 400 m Largura: 100 m	Modelagem
Fyson et al. (2006)	Distrito Mineral Lausitz, Lago Grünewalde, Alemanha	Lignito	-	Remediação
Kalin et al. (2006)	Lago Boomerang, Ontário, Canadá	Cobre e Zinco	Profundidade: 4,2 m Comprimento: 1200 m Largura: 400 m	Remediação
Triantafyllidis e Skarpelis (2006)	Depósito Kirki, Grécia	-	-	Química
Antunes et al. (2007)	Mina Cunha Baixa, Distrito de Viseu, Portugal	Urânio	-	Toxicidade
Bozau et al. (2007)	Lago RL111, Alemanha	Lignito	Profundidade: 10,2 m Comprimento: 900 m Largura: 140 m	Remediação
Castendyk e Webster-Brown (2007)	Mina Martha, Waihi, Nova Zelândia	Ouro e Prata	Profundidade: 194 m	Modelagem
Migaszewski et al. (2008)	Cava Podwis'neówka, Montanhas Holy Cross, Polónia	Quartzitos	Profundidade: 1,5 m Comprimento: 150 m Largura: 100 m	Química
Panilas et al. (2008)	Área Drama, Grécia	Lignito	-	Modelagem
Sánchez-España et al. (2008)	Faixa Piritosa Ibérica	Vários	Variadas	Química
Geller et al. (2009)	Lago 111, Distrito Mineral Lusatian, Alemanha	-	Profundidade: 10 m	Remediação
Monjezi et al. (2009)	Irã	Vários	Variadas	Planejamento
Neil et al. (2009)	Austrália	Carvão	-	Toxicidade
Ramalho et al. (2009)	Mina Quinta do Bispo, Mainland, Portugal	Urânio	Variadas	Planejamento
Servida et al. (2009)	Distrito Rio Marina, Ilha Elba, Itália	Vários	-	Passivo
Robles-Arenas e Candela (2010)	Sierra de Cartagena – La Unión, Espanha	Vários	-	Modelagem
Romero et al. (2010)	Mina Santa Lucia, Cuba	Zinco e Chumbo	-	Passivo
Schultze et al. (2010)	Alemanha	Vários	Variadas	Química
Wendt-Potthoff et al. (2010)	ML111, Alemanha	-	Profundidade: 10,2 m	Remediação
Xiao et al. (2010)	China	Cobre, Chumbo e Zinco	-	Passivo
Aluma et al. (2011)	Estados Unidos	-	-	Toxicidade
Czop et al. (2011)	Lago Gorka, Reião Chrzanow, Polónia	Calcário	Profundidade: 15 m Comprimento: 250 m	Química
Kumar et al. (2011)	Cava Garrick, Austrália	-	-	Remediação
Moser e Weisse (2011)	Langau, Áustria	Lignito	Profundidade: 14,5 m (Maior) Profundidade: 9,7 m (Menor)	Química
Rocha et al. (2011)	Mina Caveira, Portugal	-	-	Toxicidade
Rozon-Ramilo et al. (2011)	Sudbury, Ontário, Canadá	Vários	-	Toxicidade
Edberg et al. (2012)	Lago Tranebärssjön, Ranstad, Suécia	Urânio	Profundidade: 14 m	Química

Golestanifar e Ahangari (2012)	Sechahoun, Irã	Ferro	Profundidade: 270 m	Modelagem
Koschorreck e Wendt-Pottohoff (2012)	Mina Koyn-Plessa, distrito de Lusatia, Alemanha	Lignito	Profundidade: 10,5 m (Lago ML111) Profundidade: 14 m (Lago ML117)	Química
Marques et al. (2012)	Distrito Mineral Seropédica-Itaguaí, Rio de Janeiro, Brasil	Areia	Profundidade: 28 m	Química
Poerschmann et al. (2012)	Distrito Mineral Lusatian, Alemanha	Lignito	Profundidade: 10,2 m	Química
Rapantová et al. (2012)	Sokolov Coal Basin, República Tcheca	Carvão	-	Modelagem
Santofimia et al. (2012)	Nuestra Señora del Carmen, Faixa Piritosa Ibérica	Vários	Profundidade: 34 m Comprimento: 110 m Largura: 80 m	Química
Ayuso et al. (2013)	Mina Callahan, Maine, Estados Unidos	Cobre, Zinco e Chumbo	Profundidade: 100 m Comprimento: 185 m Largura: 305 m	Passivo
Delgado-Martin et al. (2013)	Mina Meirama, Espanha	Lignito	Profundidade: 205 m Comprimento: 2290 m Largura: 994 m	Química
Gammons et al. (2013)	Mina Calvert, Montana, Estados Unidos	Tungstênio	Profundidade: 30 m	Química
Herlory et al. (2013)	Limousin, França	Urânio	-	Toxicidade
Hrdinka et al. (2013)	Lago Hromnice, República Tcheca	-	Profundidade: 50 m Comprimento: 260 m Largura: 150 m	Química
Skipperud et al. (2013)	Cava Taboshar, Tajiquistão	Urânio	Profundidade: 150 m Comprimento: 600 m Largura: 200 m	Toxicidade
Villain et al. (2013)	Mina Kimheden, Suécia	Cobre	-	Remediação
Xuan et al. (2013)	Depósito Cay Cham, Vietnã	-	-	Passivo
Yucel e Baba (2013)	Turquia	Lignito	Variadas	Química
Grande et al. (2014)	Seville, Portugal	Vários	-	Planejamento
Luek et al. (2014)	Lago Dyno, Canadá	-	-	Remediação
Sánchez-España et al. (2014)	Mina Cueva de la Mora, Huelva, Espanha	Vários	Profundidade: 40 m	Planejamento
Cánovas et al. (2015)	Lago San Telmo, Espanha	-	Profundidade: 130 m Comprimento: 580 m Largura: 375 m	Química
Ferrari et al. (2015)	Lago Osamu Utsumi, Poços de Caldas, Minas Gerais, Brasil	Urânio	-	Química
Gagnaire et al. (2015)	Região Limousin, França	Urânio	-	Toxicidade
Mollegaard et al. (2015)	Lago Lange Vlieter, Países Baixos	Cascalho	Profundidade: 35 m	Química
Antunes et al. (2016)	Murçós, Portugal	Vários	-	Remediação
Peiffer (2016)	Distrito Mineral Lusatian, Alemanha	Lignito	-	Modelagem

Os referidos autores pesquisaram a geoquímica hídrica do Lago Berkeley mediante a avaliação da presença de elementos de terras-raras e urânio, o primeiro estudo dessa natureza desenvolvido em uma cava de mineração à época. Por sua vez, Pellicori et al. (2005) buscaram provar que a acidez e as altas concentrações de metais observadas nas águas dessa mesma cava ocorriam devido a processos *in situ*, como lixiviação de sais solúveis e oxidação da pirita presente nas paredes da mina. Para tanto, diversas amostras de água do lago, poços de monitoramento e da bacia de rejeitos foram coletadas e analisadas. Dentre outras conclusões, a pesquisa demonstrou que a cava apresentava valores de potencial hidrogeniônico (pH) muito baixos, um dos principais fatores locais controladores da má qualidade hídrica.

Pesquisas semelhantes foram desenvolvidas ao redor do mundo, como a de Triantafyllidis e Skarpelis (2006) e Cánovas et al. (2015). Os primeiros, por exemplo, analisaram amostras de água e minerais recolhidos no fundo da cava, bem como na parede da Mina Kirki, Grécia, para entenderem os processos de mineralização do lago, ácido e rico em metais. A acentuada acidez (pH < 3,00) e as altas concentrações de elementos tóxicos observadas nas águas e no fundo da cava, como ferro, chumbo, zinco, arsênio e cobre, demonstraram ser causadas pela influência dos intensos processos oxidativos observados na área.

Bowell e Parshley (2005) estudaram a composição e o grau de influência de minerais existentes sobre a qualidade das águas da Mina Getchell, Nevada, Estado onde se espera o surgimento de dezenas de futuras novas bacias após o término das atividades de exploração mineral. Os ensaios de lixiviação demonstraram que os elementos presentes na parede da rocha, por serem altamente reativos às intempéries, exerceram forte controle geológico sobre as águas do lago durante suas fases iniciais de enchimento, se constituindo em importantes fontes de acidez e metais. Comportamento hídrico semelhante também era esperado para as demais cavas a serem formadas na região, o que poderia ser evitado com o aterramento das superfícies reativas dos poços com camada de material inerte, por exemplo.

Por sua vez, Sánchez-España et al. (2008) analisaram características químicas e limnológicas das águas de pelo menos 22 lagos, incluindo algumas

das maiores e mais importantes minas da Faixa Piritosa Ibérica, abandonadas e inundadas entre os anos 1960 e 1990 e até aquele momento não estudadas a partir de uma perspectiva científica. Nessa primeira abordagem, a pesquisa identificou um controle significativo dos processos geoquímicos locais sobre a qualidade das águas das cavas, também ácidas e ricas em metais tóxicos, as quais foram entendidas como fontes potenciais permanentes de drenagem de mina para os recursos naturais próximos.

Migaszewski et al. (2008) investigaram aspectos geoquímicos e isotópicos da Cava Podwis'niówka, Polônia, para conhecimento do grau de interferência dos processos geoquímicos na qualidade das suas águas, tendo concluído que a ausência de elementos tamponantes promoveu a acidificação e a contaminação hídrica.

Uma cava de calcário abandonada cuja água se apresentou muito alcalina (pH 11,7 – 13,3) e com altas concentrações de sulfatos e elementos potencialmente tóxicos como alumínio, arsênio, crômio, molibdênio e vanádio, foi estudada por Czop et al. (2011), que observaram uma tendência de elevação das concentrações dessas substâncias químicas e do pH em profundidade.

Alguns estudos de caráter geoquímico foram desenvolvidos com a finalidade de avaliar se águas de cavas poderiam ser utilizadas para outros fins, principalmente como possíveis fontes de abastecimento. Nesse sentido, Shevenell et al. (1999) pesquisaram pelo menos 16 minas a céu aberto localizadas nos Estados Unidos. Dados analíticos foram combinados com informações geoquímicas para prever se as futuras condições de qualidade das águas desses ambientes seriam prejudiciais ou favoráveis a outros usos. No geral, a pesquisa comprovou que os lagos apresentavam qualidade hídrica satisfatória, com pH neutro e baixas concentrações de metais, embora temporalmente pudessem ser esperadas elevações das concentrações de elementos como ferro e manganês na maioria deles, principalmente devido às características geológicas, hidrológicas e climáticas locais, fatores dominantes da evolução da química hídrica daqueles ambientes.

Shevenell (2000) comparou a qualidade das águas de sete cavas com a de dois lagos naturais (Pyramid e Walker), todos localizados na mesma área

geográfica dos Estados Unidos. O trabalho demonstrou que apesar da qualidade hídrica das cavas ser aceitável, com pH quase neutro, também deveriam ser esperadas elevações temporais de alguns parâmetros principalmente devido a processos de evapoconcentração, embora futuros usos recreativos e até mesmo ambientais pudessem ser pensados para o local. Pesquisa semelhante foi desenvolvida por Gammons et al. (2013) na Mina Calvert, fechada na década de 1970 após anos de exploração de tungstênio e posteriormente inundada para formar um lago. Em virtude da boa qualidade de suas águas, explicada principalmente pelas condições geológicas favoráveis da área, como escassez de minerais sulfetados e presença de carbonatos nas paredes da mina, os pesquisadores concluíram que o poço poderia ser utilizado, por exemplo, para a criação de peixes.

Delgado-Martin et al. (2013) avaliaram a geoquímica hídrica da Mina Meirama, Espanha, preenchida majoritariamente por águas de corpos hídricos locais e cogitada para garantir o abastecimento de uma cidade próxima. O estudo demonstrou que apesar do lago apresentar qualidade hídrica satisfatória, seria necessária a manutenção de programas de monitoramento. Por sua vez, Mollema et al. (2015) buscaram identificar a origem dos processos que conduziam à elevação das concentrações de metais nos sedimentos do Lago Lange Vlieter, utilizado para acúmulo de água potável. Apesar das vantagens principalmente econômicas que justificavam a escolha dessa alternativa de abastecimento, como a pré-existência da cava e a distância relativamente pequena de transporte da água, o estudo alertou para o fato de que lagos de mineração tendem a se tornar pontos de acumulação de metais, prejudicando usos futuros, sendo necessária a realização de uma completa gestão desses ambientes para garantia temporal da qualidade hídrica.

Outros trabalhos enquadrados nesta categoria analisaram aspectos geoquímicos um pouco mais diversificados, como o de Ramstedt et al. (2003), que pesquisaram o Lago Udden, Suécia. Durante o estudo, foram observadas quatro camadas hídricas estratificadas formadas devido aos diferentes gradientes de temperatura, e três durante o inverno. Concentrações de metais

como ferro, chumbo, cobre e zinco se mostraram-se estáveis ao longo do período analisado, mas com diferenças de teor em profundidade.

Denimal et al. (2005), objetivando compreender o papel da estratificação térmica na geoquímica da água, pesquisaram os perfis hídricos dos Lagos St. Louis e Fouthiaux, França, durante o período de 1998 a 2002. Essencialmente, o estudo demonstrou que o processo de drenagem ácida de mina estava neutralizado, pois as águas se apresentaram ligeiramente alcalinas e com baixas concentrações de metais, à exceção de ferro e manganês. O St. Louis se mostrou notadamente meromítico, com aumento das concentrações de elementos químicos nas zonas profundas, enquanto o Fouthiaux se tornou holomítico com o passar do tempo, promovendo maior distribuição dos elementos químicos no perfil hídrico. Pesquisa semelhante foi desenvolvida por Santofimia et al. (2012) na mina de Nuestra Señora del Carmen, onde há uma cava de águas ácidas inundada ao longo de várias décadas.

Castendyk et al. (2005) apresentaram um método de quantificação mineral para medir a concentração e a distribuição de elementos em paredes de mina a céu aberto ainda em atividade na Nova Zelândia. O principal objetivo do estudo foi compreender melhor a geoquímica ambiental local mediante a identificação de fontes potenciais de drenagem ácida, de forma a prever a futura qualidade das águas do lago. Para tanto, os pesquisadores examinaram diversas amostras da parede da rocha da Mina Martha, explorada desde o ano de 1878. O método proposto apresentou resultados satisfatórios e demonstrou potencial para uso em futuros programas de reabilitação de cavas de mineração.

Herzprung et al. (2005) desenvolveram um método inovador para avaliar vestígios de nitrato em sedimentos de cavas a céu aberto formadas por águas altamente ferrosas, de forma a evitar interferências analíticas. Poerschmann et al. (2012), por sua vez, estudaram sedimentos de uma cava alimentada exclusivamente por águas subterrâneas ácidas com elevadas concentrações de sulfato e ferro, dando especial enfoque à caracterização das respectivas comunidades microbiológicas e das fontes de matéria orgânica sedimentar. Para tanto, desenvolveram uma abordagem baseada em biomarcadores, algo até então não aplicado para cavas de mineração. Dentre outras conclusões, os

autores demonstraram que a Fatty Acid Pattern é uma metodologia útil na avaliação de processos fundamentais, como a atenuação monitorada, podendo inclusive ser combinada com a determinação da taxa de processos bacterianos.

Lottermoser et al. (2005) estudaram a transferência de contaminantes a partir de depósitos de resíduos de rocha e solo mineralizado em sedimentos, águas e solos de uma mineração australiana desativada no ano de 1982, a Mina Mary Kathleen. A pesquisa buscou contribuir para a melhoria das ações de reabilitação de minerações de urânio em climas semiáridos, pois os estudos ligados ao tema desenvolvidos até aquele momento se limitavam basicamente à análise dos resíduos de fábricas de processamento mineral, existindo poucas informações a respeito de minas reabilitadas. Foram constatados processos de desgaste acelerado de minérios na área como um todo, principalmente em rochas e paredes da mina a céu aberto e nos depósitos de estéril, favorecendo a mobilidade de metais potencialmente tóxicos como cobre, níquel e magnésio e alterando a qualidade das águas da cava.

Schultze et al. (2010) investigaram algumas das 140 minerações a céu aberto da Alemanha, exploradas desde o século 19 e preenchidas com águas subterrâneas e de corpos hídricos superficiais, como dos Rios Saale, Weisse Elster, Mulde e Selke. Um dos objetivos do estudo foi comprovar se a introdução de águas superficiais em cavas era uma alternativa viável para garantir a qualidade hídrica futura desses ambientes. Os resultados demonstraram que os processos de oxidação da pirita foram controlados com sucesso na maioria dos lagos devido à introdução de águas externas, havendo pouco risco de eutrofização, contaminação por poluentes industriais e de infecções causadas por agentes patógenos advindos das águas dos rios.

Koschorreck e Wendt-Pottohoff (2012) pesquisaram porque a redução do sulfato ocorre em algumas cavas de águas ácidas e não em outras. Para tanto, amostras indeformadas de sedimentos de um lago ácido (ML117) e de outro menos ácido (ML111) foram coletadas, incubadas e analisadas. Os pesquisadores verificaram que o pH da água é o fator de maior influência na regulação da redução de sulfato nos sedimentos.

A caracterização geoquímica de lagos da Turquia e seus efeitos sobre o meio ambiente foram pesquisados por Yucel e Baba (2013) em uma área tida como uma das mais poluídas daquele país. Os autores identificaram que as águas se tornaram ácidas e passaram a apresentar concentrações de metais pesados acima dos limites de qualidade, tendo sugerido a adoção de medidas preventivas para minimizar os efeitos dessa poluição.

Apenas dois trabalhos envolvendo cavas brasileiras foram identificados neste levantamento. O primeiro, desenvolvido por Marques et al. (2012), avaliou a influência química sazonal das águas de quatro lagos artificiais na qualidade hídrica subterrânea da bacia sedimentar da região de Sepetiba, Rio de Janeiro, importante fonte de extração de areia para construção civil do Estado e reconhecidamente o principal passivo ambiental da região. Os lagos apresentaram águas ácidas e ricas em alumínio, com potencial de limitação do desenvolvimento de possíveis atividades de aquacultura após o término da exploração mineral e de prejuízo dos usos das águas subterrâneas, importante recurso de abastecimento público local. Os processos de mineração de areia associados à pluviosidade regional foram apontados como os principais fatores de alteração da qualidade hídrica.

Com abordagem um pouco diferenciada – alguns trabalhos associaram aspectos químicos e biológicos –, o segundo estudo desenvolvido no Brasil foi realizado por Ferrari et al. (2015), que pesquisaram o recém-formado Lago Osamu Utsumi, localizado em Poços de Caldas, Minas Gerais, onde era extraído urânio. O trabalho consistiu na caracterização química e da comunidade zooplanctônica desse ambiente, tendo apresentado como uma das suas principais conclusões a necessidade de realização de testes ecotoxicológicos para avaliação dos efeitos de estressores químicos sobre organismos-teste identificados.

Moser e Weisse (2011) desenvolveram um estudo comparativo de caracterização da diversidade biológica associada à química hídrica de dois lagos localizados em uma antiga área de exploração de lignito da Áustria. Embora com a mesma origem, o fato das cavas terem sido separadas por uma barragem de terra e de a maior delas ter recebido águas de escoamento

superficial as tornou quimicamente distintas. O lago menor é conhecido como o mais ácido daquele país (pH de 2,6), enquanto o maior apresentou águas neutras. Este último demonstrou possuir biodiversidade mais elevada, apesar de terem sido observadas influências nos organismos devido a flutuações interanuais de pH.

Pesquisa parecida foi desenvolvida por Edberg et al. (2012) no Lago Tranebärssjön, Suécia, objetivando relacionar sua química hídrica com a composição das comunidades microbianas. Apesar de ser esperada a diminuição das concentrações de metais nas suas águas após os primeiros anos de restauração, especialmente de ferro e urânio, isso não ocorreu. A cava apresentou um hipolímnio anóxico durante a maior parte do tempo, tendo sido observada uma forte relação entre os microrganismos existentes e as condições da qualidade da água e a ocorrência de espécies extremófilas, principalmente do gênero *Chlorobium*. O hipolímnio foi a região cuja comunidade bacteriana demonstrou estar mais claramente controlada por aspectos químicos.

Por sua vez, Hrdinka et al. (2013) avaliaram a qualidade hídrica e as características biológicas do monumento natural denominado Lago Hromnice, uma cava de águas ácidas com mais de 110 anos de existência localizada na República Tcheca, inundada a partir de 1893 por influxos subterrâneos e drenagens ácidas de rochas. Os dados da comunidade biológica foram comparados com os de outras cavas da Alemanha e Áustria, com origens e características semelhantes. Os resultados indicaram que suas águas não eram quimicamente estáveis ao longo do ano e que a comunidade aquática, adaptada a condições externas de sobrevivência, não diferia substancialmente da de dois outros ambientes de referência.

3.2. Categoria Remediação

Os trabalhos enquadrados nesta categoria apresentaram abordagens centradas na busca por soluções de problemas ambientais associados a unidades mineradoras ou na avaliação da eficácia de medidas de recuperação adotadas, como no caso do estudo desenvolvido por Levy et al. (1997) na mina

abandonada de Spenceville, Califórnia, aterrada com toneladas de resíduos de mineração como medida de proteção do meio natural local. Efluentes de colunas filtrantes preenchidas com esse material e expostas a amostras de drenagem de mina foram analisados. Com os resultados obtidos, uma das conclusões foi o alerta da importância da escolha correta dos rejeitos minerais empregados em ações de recuperação, pois danos ainda maiores podem ser desencadeados na busca pela proteção ambiental.

Wisotzky e Obermann (2001) apresentaram cálculos geoquímicos para a determinação da concentração média da pirita advinda dos depósitos de cavas de mineração, visando o estabelecimento de valores médios de referência para a determinação da quantidade de aditivos necessários à neutralização das descargas minerais e, conseqüentemente, à garantia da manutenção da qualidade das águas subterrâneas. Também foi considerada a adição de pedra calcária triturada e uma mistura de calcário e cinzas como alternativas para a diminuição dos possíveis efeitos químicos sobre essas águas. Os cálculos hidrogeoquímicos associados aos experimentos laboratoriais demonstraram viabilidade de diminuição dos riscos de poluição das coleções hídricas subterrâneas.

Costa e Duarte (2005) pesquisaram a viabilidade de um novo processo de biorremediação para o tratamento da drenagem ácida da mina portuguesa de São Domingos. Para tanto, biorreatores de coluna de leito fixo combinados com lactose, uma fonte de carbono complementar, foram utilizados para avaliar a eficiência de um processo simples e semi-contínuo embasado no uso de esgoto, lodo anaeróbico e solo ácido advindo da área de mineração. Os resultados foram satisfatórios em relação à precipitação dos principais metais dissolvidos, redução dos teores de sulfato e neutralização da drenagem ácida.

Na busca por alternativas de remediação inovadoras, economicamente viáveis e ambientalmente aceitáveis, Fyson et al. (2006) desenvolveram um método de remoção de acidez das águas de lagos de mineração localizados na região de Lausitz, Alemanha, onde há dezenas de cavas formadas devido à exploração de lignito. Experimentos laboratoriais de eutrofização controlada visando melhorar a ciclagem de elementos e os processos de geração de

alcalinidade das águas e sedimentos foram desenvolvidos. Embora a adição de nutrientes tenha levado ao aumento da produção primária algal, não ocorreu a remoção de acidez, alcançada apenas na presença de sedimentos e com a adição de batatas, importantes fontes de nutrientes como carbono e fósforo.

Kalin et al. (2006) avaliaram a resposta do fitoplâncton à remediação do Lago Boomerang (EUA), afetado por drenagens ácidas de mina e submetido a sucessivas medidas de recuperação ambiental. Devido ao fato de ser interligado ao Lago Confederation, muito utilizado para recreação, existia a preocupação com a manutenção da qualidade das águas deste último. Os resultados demonstraram diversos momentos de adaptação do fitoplâncton às condições extremas do Lago boomerang e comprovaram que o efeito combinado das medidas de restauração favoreceu o aumento da taxa de desenvolvimento desses organismos.

Bozau et al. (2007) desenvolveram um trabalho de remediação biotecnológica do Lago RL111, explorado pela indústria mineral alemã entre os anos de 1923 e 1958. Para tanto, instalaram *in loco* uma torre preenchida com palha e carbokalk, um subproduto da indústria de açúcar de beterraba. Réplicas do experimento também foram montadas em laboratório. Dentre outros aspectos, a pesquisa demonstrou que as taxas de redução do sulfato medido em condições controladas não foram alcançadas no trabalho realizado em campo, limitando o sucesso da remediação, e que outros fatores poderiam aumentar o tempo do tratamento. Pesquisa semelhante foi desenvolvida em escala-piloto por Wendt-Potthoff et al. (2010), que propuseram uma remediação biológica passiva para o Lago ML111, também localizado na Alemanha.

Ensaio de campo foram desenvolvidos por Geller et al. (2009) para testar a possibilidade de neutralização sustentável das águas de uma cava alemã. Visando o estímulo dos processos microbianos que produzem alcalinidade e a redução de sulfato e ferro, foram montados experimentos em escala piloto no fundo do lago também com diferentes arranjos de palha e carbokalk. Os ensaios tiveram durações que variaram de poucos meses a cinco anos, sendo que amostras do material foram periodicamente coletadas para análises laboratoriais. Uma das conclusões do estudo foi que o aumento da introdução

de matéria orgânica não é necessariamente adequado para remediar lagos ácidos.

Kumar et al. (2011) avaliaram como o armazenamento afeta a qualidade e a quantidade de carbono orgânico no esgoto utilizado no tratamento de águas de cavas ácidas. Experimentos laboratoriais foram desenvolvidos com a finalidade de testar a eficácia de biorremediação do Lago Garrick, Austrália, avaliada por intermédio da elevação do pH da água, diminuição do potencial redox e remoção de sulfato. A principal conclusão foi que processos de remediação que utilizam esgoto como principal fonte de carbono para águas ácidas de minas precisam levar em consideração o tempo de armazenamento desse material.

Villain et al. (2013) relataram a diminuição das concentrações de metais e do pH de duas cavas da Mina Kimheden, Suécia, após anos de implantação de medidas de recuperação, incluindo o aterro progressivo de ambas com resíduos de rocha e posterior recobrimento com camada isolante. Os resultados demonstraram que embora tenha sido observada uma redução inicial substancial de elementos como cobre, zinco e sulfato, as concentrações ainda estavam acima dos limites máximos para descarga de drenagem de mina no ambiente natural, indicando a insuficiência das ações de recuperação ambiental adotadas.

Luek et al. (2014) propuseram uma alternativa de tratamento para remoção de selênio dos efluentes de uma mina de carvão em fase de remediação. Para tanto, utilizaram materiais de baixo custo disponíveis localmente, como substratos ativos em um biorreator anaeróbio: mulch (fonte de carbono), esterco (fonte de nitrogênio e carbono), cascalho (superfície de crescimento bacteriano), calcário e farinha de ossos (fonte de fósforo). Os resultados foram satisfatórios e comprovaram que o sistema é eficaz e promissor para futuras aplicações de remediação em larga escala de ambientes minerados.

Recentemente, Antunes et al. (2016) avaliaram a grau de comprometimento ambiental do antigo Complexo Mineral de Murçós, Portugal, a fim de verificar se as medidas de remediação adotadas no passado foram ambientalmente eficientes. Para tanto, amostras de águas, solos e sedimentos

de diferentes pontos da mina foram quimicamente analisadas. Os resultados demonstraram que ocorreu a diminuição de alguns elementos de interesse, bem como a elevação de outros. O trabalho concluiu que programas de recuperação ambiental de áreas mineradas devem ser específicos e precisam passar por acompanhamento espaço-temporal.

3.3. Categoria Passivo

Os estudos enquadrados nesta categoria objetivaram analisar os passivos ambientais de áreas de mineração de forma mais ampla, não tendo se limitado necessariamente apenas às cavas propriamente ditas, mas aos complexos minerais como um todo. Nesse sentido, Savage et al. (2000) estudaram o grau de comprometimento ambiental do Distrito Mineral Mother Lode mediante a análise da geoquímica do arsênio, elemento presente em altas concentrações nas águas superficiais e subterrâneas locais. Para tanto, coletaram amostras de diversos ambientes caracterizados por diferentes modos de interação rocha-água que influenciam no transporte do referido elemento químico, como afloramentos mineralizados, rocha, pilha de rejeitos e cava. Os autores constataram influências sazonais marcantes nas concentrações de arsênio na área, fato que os levou a alertarem sobre a necessidade de consideração desses efeitos durante o planejamento do uso do solo na região.

A contaminação de recursos hídricos situados a jusante da maior mina a céu aberto de cobre da Romênia, a Rosia Poieni, foi investigada por Milu et al. (2002). A pesquisa identificou que a drenagem ácida se mostrava ativa e, por intermédio do intemperismo, liberava elevadas concentrações de elementos tóxicos na área, como alumínio, ferro, cobre, zinco, chumbo, arsênico e irídio, impacto que deverá perdurar por pelo menos 50 anos e exigirá monitoramento contínuo. Por sua vez, Çolak et al. (2003) mensuraram o passivo ambiental formado na área de uma antiga mina a céu aberto de borato da Turquia, pois pessoas residentes nas imediações do empreendimento foram diagnosticadas com sintomas de contaminação por arsênio. A pesquisa consistiu na análise de amostras de solo e águas superficiais e subterrâneas advindas de uma rede

amostral estrategicamente distribuída na área, tendo identificado um grave cenário de contaminação ambiental local.

Brandenberger et al., (2004) avaliaram o legado ambiental de uma mineração de urânio por intermédio da análise da qualidade das águas de dois lagos localizados nas imediações do empreendimento. Um deles, o Corpus Christi, era utilizado como principal fonte de abastecimento de uma população de 350 mil pessoas. O estudo não constatou evidências de impactos antropogênicos significativos das atividades de mineração além dos observados em escala estritamente local.

Os efeitos ambientais da indústria de mineração sobre o Rio Marina, Itália, foram avaliados por Servida et al. (2009). A área foi dividida em uma malha amostral uniforme para caracterização química de águas e solos. Foram observadas concentrações elevadas de alguns metais acima dos limites legais, bem como constatado potencial de geração de drenagem ácida de mina em mais de 50% das amostras. Trabalho semelhante foi desenvolvido por Xiao et al. (2010) no rio chinês Le Na, seriamente contaminado por metais potencialmente tóxicos advindos das minas Yinshan e Dexing, esta última conhecida como a maior mina a céu aberto de cobre da Ásia.

Romero et al. (2010) publicaram um trabalho desenvolvido na mina inativa de Santa Lúcia, Cuba. A intenção foi desenvolver uma estratégia de gestão eficaz para prevenir danos à vida selvagem e aos recursos naturais locais. Análises geoquímicas e mineralógicas foram feitas com especial enfoque na mobilidade de elementos tóxicos e na possível contaminação dos corpos hídricos superficiais da região. Foram identificados sinais da presença de contaminantes em águas superficiais coletadas a centenas de metros a jusante da mina, embora também tenha ficado comprovada a atenuação natural das concentrações desses elementos ao longo do corpo hídrico analisado.

Xuan et al. (2013) publicaram a primeira pesquisa sobre avaliação de contaminação ambiental em área de mineração do Vietnã. Resíduos e rejeitos da mina a céu aberto do depósito de Cay Cham foram analisados com o objetivo de verificar seus respectivos potenciais de geração de drenagem ácida de mina e, conseqüentemente, de contaminação ambiental. Foram observadas

concentrações elevadas de zinco, níquel, cobre e manganês, elementos oriundos da DAM. Por outro lado, Ayuso et al. (2013) estudaram a mina de Callahan, situada no litoral dos Estados Unidos, para delinear a extensão de uma possível contaminação, vez que a cava existente é inundada diariamente pelas marés desde o ano de 1972, o que possibilitou a oportunidade única de avaliação dos impactos de uma mineração no ambiente estuarino. Os resultados demonstraram que a contaminação é um legado de longo prazo na região e que apresenta reflexos significativos em organismos marítimos.

3.4. Categoria Modelagem

Modelos ambientais foram utilizados basicamente para auxiliarem pesquisadores na compreensão de aspectos hidrodinâmicos, de balanço de massa ou geoquímicos de cavas, incluindo, neste último caso, o mecanismo de transporte físico de elementos ambientalmente degradantes, como os trabalhos desenvolvidos por Hamblin et al. (1999) e Peiffer (2016), por exemplo.

Nesse sentido, Erg (2003) utilizou um modelo conceitual de fluxo de águas subterrâneas para prever possíveis alterações químicas ocasionadas por atividades de mineração que pudessem prejudicar os usos hídricos locais, fontes principais de abastecimento da população do Nordeste da Estônia. Apesar das limitações do modelo conceitual concebido para a pesquisa no sentido de prever com segurança o transporte de contaminantes em diferentes cenários, os autores concluíram que o efeito combinado de fatores antrópicos e naturais refletiu na elevação dos teores de sulfato nas águas subterrâneas, tendência que deve perdurar durante anos após o encerramento das atividades de mineração.

Kohfah e Pekdeger (2004) utilizaram o Programa Sapy para anteverem condições geoquímicas associadas à Mina Lohsa, Alemanha. Foram simulados cenários de qualidade hídrica de longo prazo a fim de embasar possíveis estratégias de gestão dos recursos hídricos subterrâneos locais frente aos impactos pós-mineração. Trabalho semelhante foi desenvolvido por Hancock et al. (2005), que pesquisaram o balanço de massa para calcular o volume de água e as cargas de sal de uma mina localizada no Vale Hunter, Austrália, onde há

outras 22 em operação e muitas previstas para iniciarem suas atividades. A pesquisa consistiu no desenvolvimento de simulações de longo prazo a fim de prever riscos associados à qualidade da água de minerações a céu aberto e embasar opções de gestão. Uma das conclusões foi que muito provavelmente ocorrerá a elevação da salinidade na água da futura cava, suscitando dúvidas sobre seus possíveis usos futuros.

O ciclo sazonal de temperatura e salinidade do Lago Dexter, Estados Unidos, foi pesquisado por Balistreri et al. (2006) com o auxílio do modelo unidimensional Dyresm. De forma geral, os resultados demonstraram que o sistema computacional foi apropriado para a compreensão do comportamento da cava e que sua hidrologia e geoquímica não são tão complexas como de outros lagos artificiais.

Castendyk et al. (2007) modelaram a qualidade das águas de uma cava da Nova Zelândia levando em conta análises de sensibilidade na exploração das incertezas das previsões. Uma das principais conclusões foi que o risco das reações entre água e rocha apresentarem efeitos significativos na química hídrica eram pequenos, especialmente em relação ao pH.

Robles-Arenas e Candela (2010) avaliaram o regime e a qualidade das águas subterrâneas após o encerramento das atividades de uma mina espanhola localizada em região semi-árida explorada durante muitos séculos. Por sua vez, Panilas et al. (2008) investigaram os possíveis efeitos hidrológicos das atividades de rebaixamento freático na área de uma mineração a céu aberto da Grécia, com o auxílio de um modelo tri-dimensional. Eram esperadas intervenções *in loco* que forçariam o abandono dos poços rasos situados nas proximidades da mina e a diminuição das taxas de bombeamento dos poços profundos, bem como de subsidência dos solos locais. Com abordagem parecida, Rapantová et al. (2012) estudaram uma mina da República Tcheca por intermédio de modelagem espacial e temporal dos efeitos do rebaixamento hídrico sobre as condições hidrogeológicas locais, onde ocorrem nascentes termais protegidas que já irromperam na área da mina no passado e, por isso, passaram a limitar os métodos de mineração empregados. Os resultados

demonstraram que não deverão ser observados impactos significativos da atividade de exploração sobre as fontes termais a longo prazo.

Com o auxílio de um modelo baseado na Fuzzy Set Theory, a avaliação de diferentes métodos de rebaixamento das águas subterrâneas para fins de mineração também foi feita por Golestanifar e Ahangari (2012) com o objetivo de desenvolverem uma ferramenta de apoio à decisão na escolha da alternativa mais indicada. Nesse estudo aplicado à Mina Sechahoun, a Underground Gallery foi a alternativa mais indicada.

3.5. Categoria Toxicidade

O primeiro estudo com abordagem toxicológica identificado foi o de Antunes et al. (2007), que mensuraram o grau de comprometimento ambiental de uma mina portuguesa de urânio por intermédio de ensaios de água e sedimentos da cava utilizando algas, crustáceos e dípteros como organismos-teste. Por sua vez, Neil et al. (2009) analisaram a efetividade do tratamento de águas de uma cava australiana formada após mais de 100 anos de exploração de carvão, tendo concluído que os bioensaios são ferramentas importantes para uma melhor avaliação e compreensão do grau de toxicidade das substâncias testadas.

Rozon-Ramilo et al. (2011) analisaram a toxicidade de pelo menos três efluentes de mineração com bioensaios crônicos associados a análises histológicas de peixes, possibilitando a caracterização das vias de exposição e o potencial de toxicidade das substâncias de interesse. No mesmo ano, Rocha et al. (2011) publicaram um estudo de toxicidade de frações solúveis de solos afetados por atividades industriais e de minerações portuguesas objetivando compreender melhor os impactos ambientais antrópicos sobre os ecossistemas aquáticos. Para tanto, foram utilizadas bactérias marinhas, microalgas e microcrustáceos como organismos-teste. Em estudo publicado no mesmo ano, o potencial de toxicidade da drenagem ácida de uma mineração de Ohio (EUA) foi avaliado ecotoxicologicamente por Aluma et al. (2011) mediante bioensaio realizado com exemplares de *Daphnia magna* em estágio inicial de

desenvolvimento. O método empregado se mostrou uma boa ferramenta de avaliação de riscos ambientais associados a drenagens de mina.

Skipperud et al. (2013) pesquisaram a biomagnificação de contaminantes advindos de uma mina de urânio em peixes mediante a análise histológica de órgãos específicos. A área estudada foi a de Taboshar, Tajiquistão, uma antiga mina utilizada pelo programa de armas nucleares da União Soviética que gerou cerca de 35 milhões de metros cúbicos de resíduos radioativos e levou à formação de um grande lago artificial onde foram introduzidos peixes para consumo da população do entorno. Além de exemplares da ictiofauna, outros organismos locais também foram capturados para análise, como caracóis e musgos. Os autores comprovaram concentrações alarmantes de contaminantes nas espécies estudadas.

Os impactos de minerações francesas sobre as águas do Rio Ritort foram estudados por Herlory et al. (2013) por intermédio da análise do potencial bioindicador de comunidades de diatomáceas perifíticas. Durante sete meses, as condições das microalgas presentes no rio foram monitoradas, tendo sido observadas alterações ambientais significativas na região provocadas pelas atividades de mineração.

O estudo mais recente que abordou aspectos da toxicidade ambiental associada a atividades de mineração foi o desenvolvido por Gagnaire et al. (2015). Peixes da espécie *Rutilus rutilus* foram confinados em águas de duas lagoas, uma delas, a Pontabrier, contaminada por urânio. Aspectos físico-químicos das águas e sedimentos e a bioacumulação de metais nos organismos-teste foram determinados durante os ensaios de biomonitoramento. A metodologia aplicada na pesquisa possibilitou obter resultados satisfatórios de avaliação dos efeitos de poluentes em ecossistemas aquáticos.

3.6. Categoria Planejamento

Jhanwar (1996) relatou o uso de sensoriamento remoto para avaliar o grau de interferência da atividade de mineração em uma área da Índia, tendo identificado intervenções profundas em florestas nativas, topografia e drenagem.

De forma semelhante, mas com objetivo um pouco mais amplo, Grande et al. (2014) inventariaram minas existentes em Portugal em uma base cartográfica. A área estudada vem sendo minerada há pelo menos 2000 anos e possui cerca de 90 minas abandonadas formadoras de uma rede difusa que gera efluentes de mineração. Os pesquisadores estimaram que a contaminação causada por drenagens ácidas já atingiu quase 5000 ha.

Hangen-Brodersen et al. (2005) desenvolveram pesquisa para fornecer subsídios ao planejamento ambiental de áreas de mineração da Alemanha, especialmente em relação à qualidade das águas de cavas que seriam desativadas. A pouca quantidade de dados contribuiu para o aumento das incertezas do método, tendo-se concluído ser fundamental um maior monitoramento das áreas para melhor compreensão das complexas interações ambientais existentes.

Ramalho et al. (2009) aplicaram métodos geofísicos para avaliação da possibilidade de antigas cavas receberem resíduos de minas adjacentes de forma ambientalmente segura. Os resultados indicaram a necessidade de estabelecimento de um programa detalhado de impermeabilização de áreas críticas para que problemas de drenagem fossem minimizados ou até mesmo superados, permitindo a instalação de depósitos seguros de resíduos.

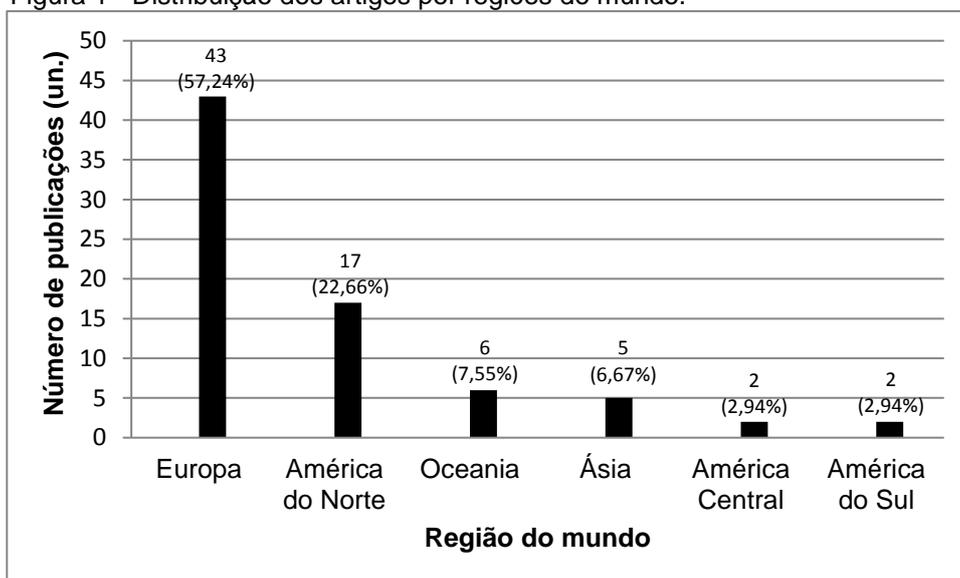
Monjezi et al. (2009) utilizaram o Método Folchi para avaliar os impactos ambientais de quatro minas iranianas, tendo observado que o meio natural local se mostrava mais suscetível aos efeitos da mina Sarcheshmeh. Por sua vez, Sánchez-España et al. (2014) buscaram compreender a história da inundação, evolução limnológica e dinâmica hidrológica de um complexo sistema de minas da Espanha, a Cueva de La Mora. Segundo os pesquisadores, os resultados obtidos poderão ser úteis para diversos fins, especialmente para a concepção de futuros planos de fechamento e previsão da qualidade hídrica de minas.

3.7. Considerações Gerais

As mais de três décadas de publicações contempladas no levantamento bibliográfico aqui apresentado demonstram que, em termos de distribuição

espacial, a quase totalidade dos estudos sobre cavas de mineração foi desenvolvida em países do Hemisfério Norte, notadamente naqueles localizados na Europa (43 artigos: 57,3% do total) e América do Norte (17 artigos: 22,6% do total), regiões que, juntas, respondem por 79,9% dos trabalhos analisados. Locais como a América Latina, que apesar de contar com algumas das nações com maior potencial mundial de exploração de minérios, ainda se mostra carente de pesquisas sobre o tema (Figura 1).

Figura 1 - Distribuição dos artigos por regiões do mundo.



Uma possível explicação para tão elevada discrepância geográfica de estudos especializados no tema é que os países localizados no Hemisfério Norte, em geral, apresentam maior tradição de mineração, pois se industrializaram antes que os do Sul. Consequentemente, aquelas nações se depararam primeiramente com os impactos da atividade de mineração, o que certamente as estimulou a desenvolverem pesquisas há mais tempo. Por outro lado, é sabido que há maior aporte de recursos financeiros para estudos em países desenvolvidos, favorecendo o desenvolvimento de trabalhos nessa área.

O presente levantamento bibliográfico também demonstrou que as pesquisas ligadas ao tema são relativamente recentes, vez que o primeiro artigo foi publicado apenas em 1989. Apesar da escassez reconhecida de estudos sobre cavas (PELLICORI et al., 2005; SÁNCHEZ-ESPAÑA et al., 2008; VILLAIN et al., 2013), trabalhos ligados ao tema demonstram estar aumentando

temporalmente (Figura 2). Destaca-se, ainda, que no período analisado ocorreram dois picos de publicações, nos anos de 2005 e 2013, ambos com nove artigos.

Figura 2 - Número de artigos distribuídos por ano de publicação.



Em consonância com autores como Herlory et al. (2013) e Gagnaire et al. (2015), este levantamento demonstrou (Figuras 3 e 4) que estudos publicados internacionalmente que buscaram mensurar o grau de comprometimento ambiental de cavas de mineração se limitaram, em sua grande maioria, à análise de aspectos químicos de áreas mineradas.

Figura 3 - Distribuição das publicações por categoria de análise.

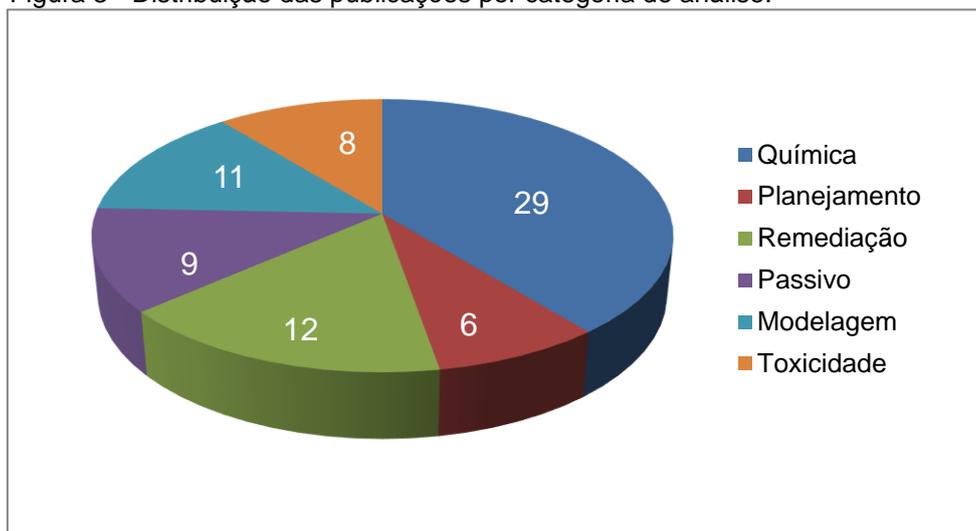
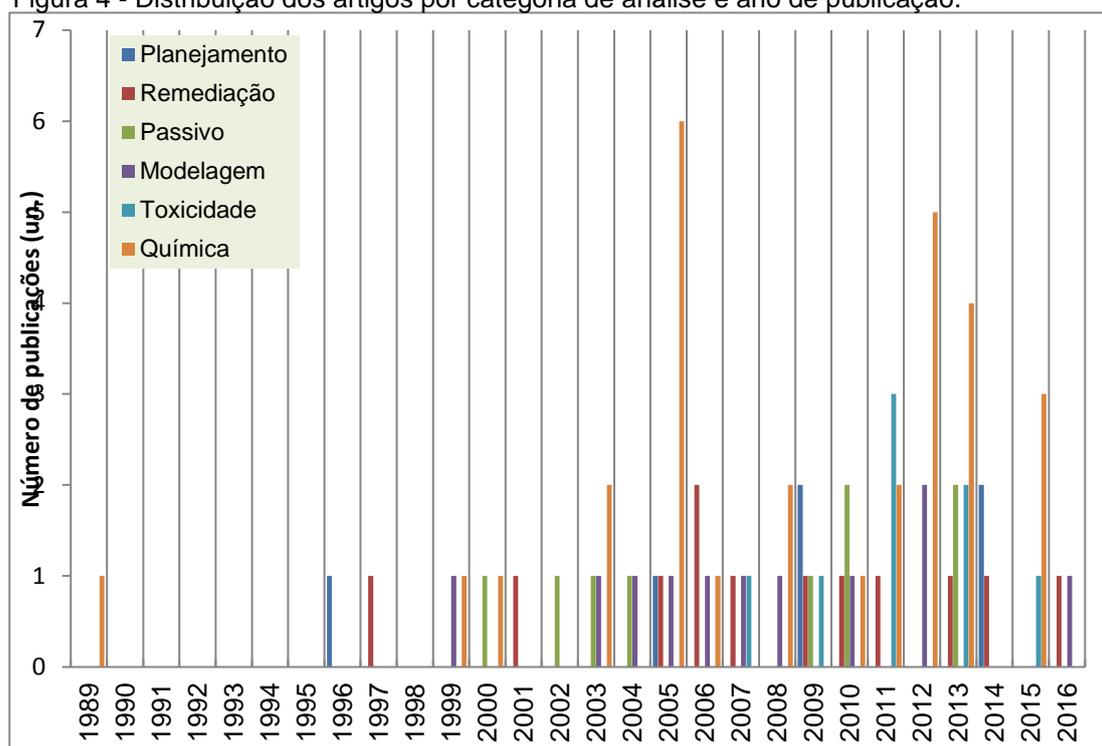


Figura 4 - Distribuição dos artigos por categoria de análise e ano de publicação.



Assim, destaca-se que apesar de indispensáveis, análises químicas retratam apenas estados instantâneos de qualidade ambiental e, portanto, não são capazes de mensurar os possíveis efeitos da ação biológica de contaminantes de interesse sobre organismos-teste, por exemplo. Para a ampliação do grau de compreensão do comportamento de unidades antropizadas complexas como cavas de mineração, e dos efeitos integrados das várias substâncias potencialmente tóxicas neles presentes sobre organismos-teste, são necessários estudos que integrem, no mínimo, aspectos químicos e ecotoxicológicos. Entretanto, pesquisas com esse enfoque ainda são raras (COSTA et al., 2005; ROCHA et al., 2011).

Neste levantamento, chamou a atenção o fato de que a primeira pesquisa identificada que tratou de aspectos ecotoxicológicos de áreas mineradas é recente (2007). Verifica-se, portanto, que estudos de avaliação ambiental de cavas de mineração ainda são desenvolvidos mediante abordagens metodológicas tradicionais e isoladas em sua grande maioria – químicas, predominantemente – ou, no máximo, com base na associação de aspectos químicos e ecotoxicológicos. Pesquisas investigatórias centradas na análise dos mecanismos de ação de elementos químicos potencialmente tóxicos mediante

abordagens mais completas, que busquem avaliar, por exemplo, alterações orgânicas a nível celular por intermédio de abordagens genotoxicológicas combinadas com aspectos ecotoxicológicos e químicos, são desconhecidas.

4. CONCLUSÕES

O conhecimento acumulado sobre os impactos de cavas de mineração ainda é incipiente no mundo, especialmente no Hemisfério Sul. Regiões como a América Latina, onde se localizam países de elevado potencial mineral, são carentes de trabalhos relacionadas ao tema. Adicionalmente, há a clara necessidade de desenvolvimento de novos estudos que estabeleçam questões de pesquisa, objetivos e metodologias investigativas que possibilitem analisar, de forma ampla e profunda, os impactos ambientais formados por essas unidades ambientalmente complexas tendo por base abordagens que não se limitem apenas a uma vertente científica isolada. Para tanto, são necessárias discussões a respeito das interações e relações de causa e efeito entre contaminantes potencialmente tóxicos e seus mecanismos de ação sobre os seres vivos.

Nesse sentido, poderão ser desenvolvidos trabalhos que enfoquem avaliações combinadas de aspectos químicos, ecotoxicológicos e genotoxicológicos, por exemplo. Pesquisas com essa abordagem auxiliarão na melhor compreensão dos riscos reais e potenciais associados a cavas a céu aberto e certamente contribuirão para um maior avanço do conhecimento científico na área das Ciências Ambientais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALUMA, E.; HASSETT, R.P.; JOHNSON, K. Short communication: a 24 hour ecotoxicity test for acid mine drainage using hatching success in *Daphnia magna*. *J. Appl. Sci. Environ. Manage*, 15: 231-234. 2011.

ANTUNES, I.M.H.R.; GOMES, M.E.P.; NEIVA, A.M.R.; CARVALHO, P.C.S.; SANTOS, A.C.T. Potential risk assessment in stream sediments, soils and waters after remediation in an abandoned W4Sn mine (NE Portugal). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 133:135-145. 2016.

ANTUNES, S.C.; DE FIGUEIREDO, D.R.; MARQUES, S.M.; CASTRO, B.B.; PEREIRA, R.; GONÇALVES, F. Evaluation of water column and sediment toxicity from an abandoned uranium mine using a battery of bioassays. *Science of the Total Environment*, 374: 252-259. 2007.

AYUSO, R.A.; FOLEY, N.K.; SEAL II, R.R.; BOVE, M.; CIVITILLO, D.; COSENZA, A.; GREZZI, G. Lead isotope evidence for metal dispersal at the Callahan Cu-Zn-Pb mine: goose pond tidal estuary, Maine, USA. *Journal of Geochemical Exploration*, 126-127: 1-22. 2013.

BALISTRIERI, L.S.; TEMPEL, R.N.; STILLINGS, L.L.; SHEVENELL, L.A. Modeling spatial and temporal variations in the temperature and salinity during stratification and overturn in Dexter pit lake, Tuscarora, Nevada, USA. *Applied Geochemistry*, 21: 1184-1203. 2006.

BOWELL, R.J.; PARSHLEY, J.V. Control of pit-lake water chemistry by secondary minerals, Summer Camp pit, Getchell mine, Nevada. *Chemical Geology*, 215: 373-385. 2005.

BOZAU, E.; BECHSTEDT, T.; FRIESE, K.; FRÖMMICHEN, R.; HERZSPRUNG, P.; KOSCHORRECK, M.; MEIER, J.; VÖLKNER, C.; WENDT-POTTHOFF, K.; WIEPRECHT, M.; GELLER, W. Biotechnological remediation of an acidic pit lake: modelling the basic processes in a mesocosm experiment. *Journal of Geochemical Exploration*, 92: 212-221. 2007.

BRANDENBERGER, J.; LOUCHOUARN, P.; HERBERT, B.; TISSOT, P. Geochemical and hydrodynamic controls on arsenic and trace metal cycling in a seasonally stratified US sub-tropical reservoir. *Applied Geochemistry*, 19: 1601-1623. 2004.

CÁNOVAS, C.R.; PEIFFER, S.; MACÍAS, F.; OLÍAS, M.; NIETO, J.M. Geochemical processes in a highly acidic pit lake of the Iberian Pyrite Belt (SW Spain). *Chemical Geology*, 395: 144-153. 2015.

CASTENDYK, D.N.; MAUK, J.L.; WEBSTER, J.G. A mineral quantification method for wall rocks at open pit mines, and application to the Martha Au-Ag mine, Waihi, New Zealand. *Applied Geochemistry*, 20: 135-156. 2005.

CASTENDYK, D.N.; WEBSTER-BROWN, J.G. Sensitivity analyses in pit lake prediction, Martha mine, New Zealand 2: geochemistry, water-rock reactions, and surface adsorption. *Chemical Geology*, 244: 56-73. 2007.

CASTRO, J.M.; MOORE, J.N. Pit lakes: their characteristics and the potential for their remediation. *Environmental Geology*, 39: 1254-1260. 2000.

ÇOLAC, M.; GEMICI, Ü.; TARCAN, G. The effects of colemanite deposits on the arsenic concentrations of soil and groundwater in Igdeköy-Emet, Kütahya, Turkey. *Water, Air, and Soil Pollution*, 149: 127-143. 2003.

COSTA, M.C.; DUARTE, J.C. Biorremediation of acid mine drainage using acidic soil and organic wastes for promoting sulphate-reducing bacteria activity on a column reactor. *Water, Air, and Soil Pollution*, 165: 325-345. 2005.

CZOP, M.; MOTYKA, J.; SRACEK, O.; SZUWARZYNSKI, M. Geochemistry of the hyperalkaline Gorka pit lake (pH>13) in the Chrzanow region, southern Poland. *Water, Air, and Soil Pollution*, 214: 423-434. 2011.

DAVIS, A.; ASHENBERG, D. The aqueous geochemistry of the Berkeley Pit, Butte, Montana, U.S.A. *Applied Geochemistry*, 4: 23-36. 1989.

DELGADO-MARTIN, J.; JUNCOSA-RIVERA, R.; FALCÓN-SUÁREZ, I.; CANAL-VILA, J. Four years of continuous monitoring of the Meirama end-pit lake and its impact in the definition of future uses. *Environ Sci Pollut Res*, 10: 1610-1618. 2013.

DENIMAL, S.; BERTRAND, C.; MUDRY, J.; PAQUETTE, Y.; HOCHART, M.; STEINMANN, M. Evolution of the aqueous geochemistry of mine pit lakes – Blanzey-Montceau-les-Mines coal basin (massif central, France): origin of sulfate contents; effects of stratification on water quality. *Applied Geochemistry*, 20: 1113-1128. 2005.

EDBERG, F.; ANDERSON, A.F.; HOLMSTRÖM, S.J.M. Bacterial community composition in the water column of a lake formed by a former uranium open pit mine. *Microb Ecol*, 64: 870-880. 2012.

ERG, K. Sulphate balance of lakes and shallow groundwater in the Vasavere Buried valley, northeast Estonia. *Oil Shale*, 20: 477-489. 2003.

FERRARI, C.R.; AZEVEDO, H.; WISNIEWSKI, M.J.S.; RODGHER, S.; ROQUE, C.V.; NASCIMENTO, M.R.L. An overview of an acidic uranium mine pit lake (Caldas, Brazil): composition of the zooplankton community and limnochemical aspects. *Mine Water Environ*, 34: 230-242. 2015.

FYSON, A.; NIXDORF, B.; KALIN, M. The acidic lignite pit lakes of Germany – microcosm experiments on acidity removal through controlled eutrophication. *Ecological Engineering*, 28: 288-295. 2006.

GAGNAIRE, B.; BADO-NILLES, A.; BETOULLE, S.; AMARA, R.; CAMILLERI, V.; CAVALIÉ, I.; CHADILI, E.; DELAHAUT, L.; KERAMBRUN, E.; ORJOLLET, D.; PALLUEL, O.; SANCHEZ, W. Former uranium mine-induced effects in caged roach: a multiparametric approach for the evaluation on in situ metal toxicity. *Ecotoxicology*, 24: 215-231. 2015.

GAMMONS, C.H.; PAPE, B.L.; PARKER, S.R.; POULSON, S.R.; BLANK, C.E. Geochemistry, water balance, and stable isotopes of a “clean” pit lake at an abandoned tungsten mine, Montana, USA. *Applied Geochemistry*, 36: 57-69. 2013.

GAMMONS, C.H.; WOOD, S.A.; JONAS, J.P.; MADISON, J.P. Geochemistry of the rare-earth elements and uranium in the acidic Berkeley pit lake, Butte, Montana. *Chemical Geology*, 198: 269-288. 2003.

GELLER, W.; KOSCHORRECK, M.; WENDT-POTTHOFF, K.; BOZAU, E.; HERZSPRUNG, P.; BÜTTNER, O.; SCHULTZE, M. A pilot-scale field experiment for the microbial neutralization of a holomictic acidic pit lake. *Journal of Geochemical Exploration*, 100: 153-159. 2009.

GOLESTANIFAR, M.; AHANGARI, K. Choosing an optimal groundwater lowering technique for open pit mines. *Mine Water Environ*, 31: 192-198. 2012.

GRANDE, J.A.; VALENTE, T.; DE LA TORRE, M.L.; SANTISTEBAN, M.; CERÓN, J.C.; PÉREZ-OSTALÉ, E. Characterization of acid mine drainage sources in the Iberian Pyrite Belt: base methodology for quantifying affected areas and for environmental management. *Environmental Earth Science*, 71: 2729-2738. 2014.

HAGLER BAILLY CONSULTING – HBC. Clark fork River NPL sites NRDA, Lethal injuries to snow geese, Berkeley pit, Butte, MT. 1996.

HAMBLIN, P.F.; STEVENS, P.E.C.; LAWRENCE, G.A. Simulation of vertical transport in mining pit lake. *Journal of Hydraulic Engineering*, 125: 1029-1038. 1999.

HANCOCK, G.R.; WRIGHT, A.; DE SILVA, H. Long-term final void salinity prediction for a post-mining landscape in the Hunter Valley, New South Wales, Australia. *Hydrological Processes*, 19: 387-401. 2005.

HANGEN-BRODERSEN, C.; STREMPER, P.; GRÜNEWALD, U. Characteristics of catchments disturbed by lignite mining – case study of Schlabendorf/Seese (Germany). *Ecological Engineering*, 24: 37-48. 2005.

HERLORY, O.; BONZOM, J.M.; GILBIN, R.; FRELON, S.; FAYOLLE, S.; DELMAS, F.; COSTE, M. Use of diatom assemblages as biomonitor of the impact of treated uranium mining effluent discharge on a stream: case study of the ritord watershed (center-west France). *Ecotoxicology*, 10: 450-462. 2013.

HERZSPRUNG, P.; DUFFEK, A.; FRIESE, K.; RECHTER, M.; SCHULTZE, M.; TÜMPLING JUNIOR, W.V. Modification of a continuous flow method for analysis of trace amounts of nitrate in iron-rich sediment pore-waters of mine pit lakes. *Water Research*, 39: 1887-1895. 2005.

HRDINKA, T.; SOBR, M.; FOTT, J.; NEDBALOVÁ, L. The unique environment of the most acidified permanently meromictic lake in the Czech Republic. *Limnologia*, 43: 417-426. 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO – IBRAM. Gestão para a sustentabilidade na mineração. Brasília, DF: IBRAM. 2013.

JHANWAR, M.L. Application of remote sensing for environmental monitoring in Bijolia mining area of Rajasthan. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 24: 255-264. 1996.

KALIN, M.; WHEELER, W.N.; OLAVESON, M.M. Response of phytoplankton to ecological engineering remediation of a canadian shield lake affected by acid mine drainage. *Ecological Engineering*, 28: 296-310. 2006.

KOHFAHL, C.; PEKDEGER, A. Modelling the long-term release of sulphate from dump sediments of an abandone open pit lignite lake. *Mine Water and the Environment*, 23: 12-19. 2004.

KOSCHORRECK, M.; WENDT-POTTHOFF, K. A sediment exchange experiment to assess the limiting factors of microbial sulfate reduction in acidic mine pit lakes. *Journal Soils Sediments*, 12: 1615-1622. 2012.

KUMAR, R.N.; MCCULLOUGH, C.D.; LUND, M.A. How does storage affect the quality and quantity of organic carbon in sewage for use in the bioremediation of acidic mine waters? *Ecological Engineering*, 37: 1205-1213. 2011.

LEVY, D.B.; CUSTIS, K.H.; CASEY, W.H.; ROCK, P.A. A comparison of metal attenuation in mine residue and overburden material from an abandoned copper mine. *Applied Geochemistry*, 12: 203-211. 1997.

LOPES, L.M.N. O rompimento da barragem de Mariana e seus impactos socioambientais. *Sinapse Múltipla*, 5: 1-14. 2016.

LOTTERMOSER, B.G.; ASHLEY, P.M.; COSTELLOE, M.T. Contaminant dispersion at the rehabilitated Mary Kathleen uranium mine, Australia. *Environ Geol*, 48: 748-761. 2005.

LUEK, A.; BROCK, C.; ROWAN, D.J.; RASMUSSEN, J.B. A simplified anaerobic bioreactor for the treatment of selenium-laden discharges from non-acidic, end-pit lakes. *Mine Water Environ*, 33: 295-306. 2014.

MARQUES, E.D.; TUBBS, D.; GOMES, O.V.O.; SILVA-FILHO, E.V. Influence of acid sand pit lakes in surrounding groundwater chemistry, Sepetiba sedimentary basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Geochemical Exploration*, 112: 306-321. 2012.

MIGASZEWSKI, Z.M.; GALUSZKA, A.; HALAS, S.; DOLEGOWSKA, S.; DABEK, J.; STARNAWSKA, E. Geochemistry and stable sulfur and oxygen isotope ratios of the Podwisniówka pit pond water generated by acid mina dreainage (Holy Cross Mountains, south-central Poland). *Applied Geochemistry*, 23: 3620-3634. 2008.

MILLU, V.; LEROY, J.L.; PEIFFERT, C. Water contamination downstream from a copper mine in the Apuseni mountains, Romania. *Environmental Geology*, 42: 773-782. 2002.

MOLLEMA, P.N.; STUYFZAND, P.J.; JUHÁSZ-HOLTERMAN, M.H.A.; VAN DIEPENBEEK, P.M.J.A.; ANTONELLINI, M. Metal accumulation in an artificially recharged gravel pit lake used for drinking water supply. *Journal of Geochemical Exploration*, 150: 35-51. 2015.

MONJEZI, M.; SHAHRIAR, K.; DEGHANI, H.; NAMIN, F.S. Environmental impact assessment of open pit mining in Iran. *Environmental Geology*, 58: 205-216. 2009.

MOSER, M.; WEISSE, T. The most acidified austrian lake in comparison to a neutralized mining lake. *Limnologica*, 41: 303-315. 2011.

NEIL, L.L.; MCCULLOUGH, C.D.; LUND, M.A.; EVANS, L.H.; TSVETNENKO, Y. Toxicity of acid mine pit lake water remediated with limestone and phosphorus. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72: 2046-2057. 2009.

PANILAS, S.; PETALAS, C.P.; GEMITZI, A. The possible hydrologic effects of the proposed lignite open-cast mining in Drama lignite field, Greece. *Hydrological Processes*, 22: 1604-1617. 2008.

PEIFFER, S. Reaction time scales for sulphate reduction in sediments of acidic pit lakes and its relation to in-lake acidity neutralization. *Applied Geochemistry*, 73: 8-12. 2016.

PELLICORI, D.A.; GAMMONS, C.H.; POULSON, S.R. Geochemistry and stable isotope composition of the Berkeley pit lake and surrounding mine Waters, Butte, Montana. *Applied Geochemistry*, 20: 2116-2137. 2005.

POERSCHMANN, J.; KOSCHORRECK, M.; GÓRECKI, T. Organic matter in sediments of an acidic mining lake as assessed by lipid analysis. Part I: fatty acids. *Science of the Total Environment*, 414: 614-623. 2012.

RAMALHO, E.; CARVALHO, J.; BARBOSA, S.; SANTOS, F.A.M. Using geophysical methods to characterize an abandoned uranium mining site, Portugal. *Journal of Applied Geophysics*, 67: 14-33. 2009.

RAMSTEDT, M.; CARLSSON, E.; LÖVGREN, L. Aqueous geochemistry in the Udden pit lake, northern Sweden. *Applied Geochemistry*, 18: 97-108. 2003.

RAPANTOVÁ, N.; KRZESZOWSKI, S.; GRMELA, A.; WOLKERSDORFER, C. Quantitative assessment of mine water resources based on the general mixing equation and multivariate statistics. *Mine Water Environ*, 31: 252-265. 2012.

ROBLES-ARENAS, V.M.; CANDELA, L. Hydrological conceptual model characterisation of an abandoned mine site in semiarid climate. The Sierra de Cartagena-La Unión (SE Spain). *Geologica Acta*, 8: 235-248. 2010.

ROCHA, L.; RODRIGUES, S.M.; LOPES, I.; SOARES, A.M.V.M.; DUARTE, A.C.; PEREIRA, E. The water-soluble fraction of potentially toxic elements in contaminated soils: relationships between ecotoxicity, solubility and geochemical reactivity. *Chemosphere*, 84: 1495-1505. 2011.

ROMERO, F.M.; PROL-LEDESMA, R.M.; CANET, C.; ALVARES, L.N.; PÉREZ-VÁZQUEZ, R. Acid drainage at inactive Santa Lucia mine, western Cuba: natural attenuation of arsenic, barium and lead, and geochemical behavior of rare earth elements. *Applied Geochemistry*, 25: 716-727. 2010.

ROZON-RAMILO, L.D.; DUBÉ, M.G.; RICKWOOD, C.J.; NIYOGI, S. Examining the effects of metal mining mixtures on fathead minnow (*Primephales promelas*) using field-based multi-trophic artificial streams. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74: 1536-1547. 2011.

SÁNCHEZ-ESPAÑA, J.; ERCILLA, M.D.; CERDÁN, F.P.; YUSTA, I.; BOYCE, A.J. Hydrological investigation of a multi-stratified pit lake using radioactive and stable isotopes combined with hydrometric monitoring. *Journal of Hydrology*, 511: 494-508. 2014.

SÁNCHEZ-ESPAÑA, J.; PAMO, E.L.; PASTOR, E.S.; ERCILLA, M.D. The acidic mine pit lakes of the Iberian Pyrite Belt: an approach to their physical limnology and hydrogeochemistry. *Applied Geochemistry*, 23: 1260-1287. 2008.

SANTOFIMIA, E.; LÓPEZ-PAMO, E.; REYES, J. Changes in stratification and iron redox cycle of an acidic pit lake relation with climatic factors and physical processes. *Journal of Geochemical Exploration*, 116-117: 40-50. 2012.

SAVAGE, K.S.; BIRD, D.K. ASHLEY, R.P. Legacy of the California Gold Rush: environmental geochemistry of arsenic in the southern Mother Lode Gold district. *International Geology Review*, 42: 385-415. 2000.

SCHULTZE, M.; POKRANDT, K.H.; HILLE, W. Pit lakes of the central German lignite mining district: creation, morphometry and water quality aspects. *Limnologica*, 40: 148-155. 2010.

SERVIDA, D.; GRIECO, G.; DE CAPITANI, L. Geochemical hazard evaluation of sulphide-rich iron mines: the rio Marina district (Elba Island, Italy). *Journal of Geochemical Exploration*, 100: 75-89. 2009.

SHEVENELL, L.; CONNORS, K.A.; HENRY, C.D. Controls on pit lake water quality at sixteen open-pit mines in Nevada. *Applied Geochemistry*, 14: 669-687. 1999.

SHEVENELL, L.A. Water quality in pit lakes in disseminated gold deposits compared to two natural, terminal lakes in Nevada. *Environmental Geology*, 39: 807-815. 2000.

SKIPPERUD, L.; JØRGENSEN, A.G.; HEIER, L.S.; SALBU, B.; ROSSELAND, B.O. Po-210 and Pb-210 in water and fish Taboshar uranium mining pit lake, Tajikistan. *Journal of Environmental Radioactivity*, 123: 82-89. 2013.

TRIANAFYLLIDIS, S.; SKARPELIS, N. Mineral formation in an acid pit lake from a high-sulfidation ore deposit: Kirki, NE Greece. *Journal of Geochemical Exploration*, 88: 68-71. 2006.

VILLAIN, L.; ALAKANGAS, L.; ÖHLANDER, B. The effects of backfilling and sealing the waste rock on water quality at the Kimheden open-pit mine, northern Sweden. *Journal of Geochemical Exploration*, 134: 99-110. 2013.

WENDT-POTTHOFF, K.; BOZAU, E.; FRÖMMICHEN, R.; MEIER, J.; KOSCHORRECK, M. Microbial iron reduction during passive in situ remediation of an acidic mine pit lake mesocosm. *Limnologica*, 40: 175-181. 2010.

WISOTZKY, F.; OBERMANN, P. Acid mine groundwater in lignite overburden dumps and its prevention – the Rhineland lignite mining area (Germany). *Ecological Engineering*, 17: 115-123. 2001.

XIAO, H.Y.; ZHOU, W.B.; ZENG, F.P.; WU, D.S. Water chemistry and heavy metal distribution in an AMD highly contaminated river. *Environ Earth Sci*, 59: 1023-1031. 2010.

XUAN, P.T.; VAN PHO, N.; GAS'KOVA, O.L.; BORTNIKOVA, S.B. Geochemistry of surface waters in the vicinity of open pit mines at the Cay Cham Deposit, Thai Nguyen province, northern Vietnam. *Geochemistry International*, 51: 931-938. 2013.

YUCEL, D.S.; BABA, A. Geochemical characterization of acid mine lakes in northwest Turkey and their effect on the environment. *Arch Environ Contam Toxicol*, 64: 357-376. 2013.

CAPÍTULO II

Avaliação Química, Ecotoxicológica e Genotóxica de Águas de Cavas de Mineração a Céu Aberto

Bárbara, V.F.; D'Alessandro, N.C.O.; Pereira, J.; Wendt, E.V.; Carvalho, W.F.;
Silva, D.M.; Tavares, M.G.O.; Antoniosi Filho, N.R.

Universidade Federal de Goiás, Campus Samambaia, Instituto de Química,
Goiânia, Goiás, Brasil. CEP: 74690-900.
E-mail: nelson@quimica.ufg.br

RESUMO

Os lagos artificiais formados em áreas de mineração a céu aberto são ambientes complexos e se constituem em passivos ambientais emergentes. Embora estejam aumentando em número em várias partes do globo, são um fenômeno ambiental ainda pouco estudado, especialmente no tocante à qualidade e toxicidade de suas águas, que podem se mostrar aptas para usos variados ou apresentar riscos ambientais preocupantes. O presente trabalho descreve os resultados da análise sazonal de aspectos químicos, ecotoxicológicos e genotóxicos das águas de três cavas de mineração de ouro desativadas localizadas em Mara Rosa, Goiás, Brasil. Amostras de água foram coletadas em perfil em duas estações climáticas distintas, seca e cheia, e foram analisadas quimicamente para determinação de metais e ânions. Também foram desenvolvidos bioensaios e Ensaio Cometa com peixes da espécie *Danio rerio* nas seguintes concentrações: 3,1%; 6,2%; 12,5%; 25,0%; 50,0% e 100,0%, além do grupo controle. Os resultados indicaram que as concentrações dos elementos químicos analisados se mostraram predominantemente crescentes no sentido da superfície ao fundo e mais elevadas durante a estação seca. As águas do Lago Azul demonstram estar quimicamente comprometidas, pois são ácidas e ricas em analitos potencialmente tóxicos, como alumínio, cádmio, chumbo, cobre, manganês, níquel e zinco. Não foram identificadas alterações ecotoxicológicas significativas para nenhuma das amostras analisadas, todavia, em termos genotóxicos, o Lago Azul apresentou danos ao DNA a partir da concentração de 25% durante a estação seca e de 50% na estação chuvosa. Pesquisas complementares com sedimentos deverão ser realizadas com o objetivo de se conhecer melhor os riscos ambientais potenciais associados a esses ambientes.

Palavras-chave: avaliação ambiental; áreas contaminadas; ensaio cometa.

Chemical, Ecotoxicological and Genotoxicological Evaluation of Waters of Open Pit Mine Lakes in Goiás (Brazil)

ABSTRACT

Artificial lakes formed in open pit mining areas are complex environments and constitute emerging environmental liabilities arising. Although they are increasing in number in several parts of the world, they form a recent environmental phenomenon still little studied. Especially in regard to the quality and toxicity of its waters, which may be either suitable for various uses or present worrying environmental risks. This study describes the results of the seasonal analysis of chemical, ecotoxicological and genotoxicological aspects of the waters of three disused gold mining pit lakes located in Mara Rosa, Goiás, Brazil. Samples were collected in profile in two different climatic seasons, dry and humid, and were chemically analyzed to determine their load of metals and anions. Comet Assays and Bioassays were also developed with fish of the *Danio rerio* species in concentrations: 3.1%; 6.2%; 12.5%; 25.0%; 50.0% and 100.0%, in addition to the control group. The results indicated that the concentrations of the chemical elements analyzed were predominantly increased in the direction from the surface to the bottom and higher during the dry season. Lago Azul waters have been shown to be chemically more compromised as they are acidic and rich in potentially toxic analytes such as aluminum, cadmium, lead, copper, manganese, nickel, and zinc. No significant ecotoxicological alterations were identified for any of the analyzed samples, although, in genotoxicological terms, Lago Azul presented DNA damage from concentrations of 25% during the dry season and 50% in the wet season.

Keywords: environmental assessment; contaminated areas; Comet Assay.

1. INTRODUÇÃO

Os impactos ambientais associados à indústria da mineração são intensos e de difícil gerenciamento, como a drenagem ácida de mina (DAM), tida como uma das principais causas de degradação do meio natural em áreas onde se desenvolvem atividades de exploração mineral. A DAM surge quando as condições originais de estabilidade química do solo são alteradas pela ação das intempéries, principalmente da água e do ar que, ao entrarem em contato com rochas sulfetadas originalmente em condições de equilíbrio, provocam reações geradoras de um percolado ácido e rico em metais potencialmente tóxicos, favorecendo o surgimento de cenários de contaminação ambiental (INDA et al., 2010; SISINNO e OLIVEIRA-FILHO, 2013).

Em determinadas partes do globo, os volumes hídricos acumulados em cavas de mineração são demandados para uso humano ou como alternativas de recuperação ambiental (DELGADO-MARTIN et al., 2013; MOLLEMA et al., 2015). Entretanto, por terem comportamento ambientalmente complexo, muitos desses lagos artificiais se apresentam qualitativamente comprometidos, colocando em risco os seres vivos existentes em suas imediações e tornando sua gestão ambiental desafiadora (CASTENDYK et al., 2005).

Cavas são um fenômeno mundial notadamente intensificado a partir de 1990, quando as primeiras minas a céu aberto de grande porte começaram a se exaurir mais intensamente (VON SPERLING et al., 2004). Dada a crescente demanda por minérios, há uma forte tendência de aumento do número desses lagos em diversos países nas próximas décadas, especialmente no Brasil (MONJEZI et al., 2009).

Apesar dos riscos ambientais e sociais que cavas representam, seus efeitos ecológicos, especialmente de suas águas, ainda são largamente desconhecidos (PELLICORI et al., 2005; SÁNCHEZ-ESPAÑA et al., 2008; VILLAIN et al., 2013). Ademais, os poucos estudos publicados internacionalmente que mensuraram o grau de comprometimento ambiental das águas de cavas se limitaram majoritariamente à análise de aspectos geoquímicos que, apesar de importantes, retratam apenas estados instantâneos

de qualidade hídrica, não indicando os possíveis efeitos da ação biológica combinada de elementos químicos de interesse ambiental (HERLORY et al., 2013).

Uma abordagem mais profunda para avaliação sinérgica dos efeitos dos contaminantes existentes em cavas sobre os seres vivos é indispensável para uma melhor compreensão desse problema ambiental mundial emergente (COSTA et al., 2008; MAGALHÃES e FERRÃO FILHO, 2008), o que pode ser alcançado com o desenvolvimento de estudos ecotoxicológicos (SÄMY et al., 2010). Adicionalmente, análises genotóxicológicas agregam mais elementos às avaliações ambientais, pois permitem mensurar os efeitos de diversas substâncias químicas a nível celular, complementando a análise ambiental. Nesse sentido, embora alguns trabalhos com enfoque em ecotoxicologia de cavas já tenham sido desenvolvidos (GAGNAIRE et al, 2015), ainda são raros, recentes e representam pouco conhecimento acumulado sobre o assunto. Adicionalmente, pesquisas envolvendo abordagens genotóxicológicas, que possibilitariam uma avaliação ainda mais ampla, são desconhecidas.

Portanto, o presente trabalho objetivou analisar as águas de três cavas de ouro desativadas localizadas no município de Mara Rosa, Goiás, Brasil, mediante a avaliação sazonal combinada de aspectos químicos, ecotoxicológicos e genotóxicológicos.

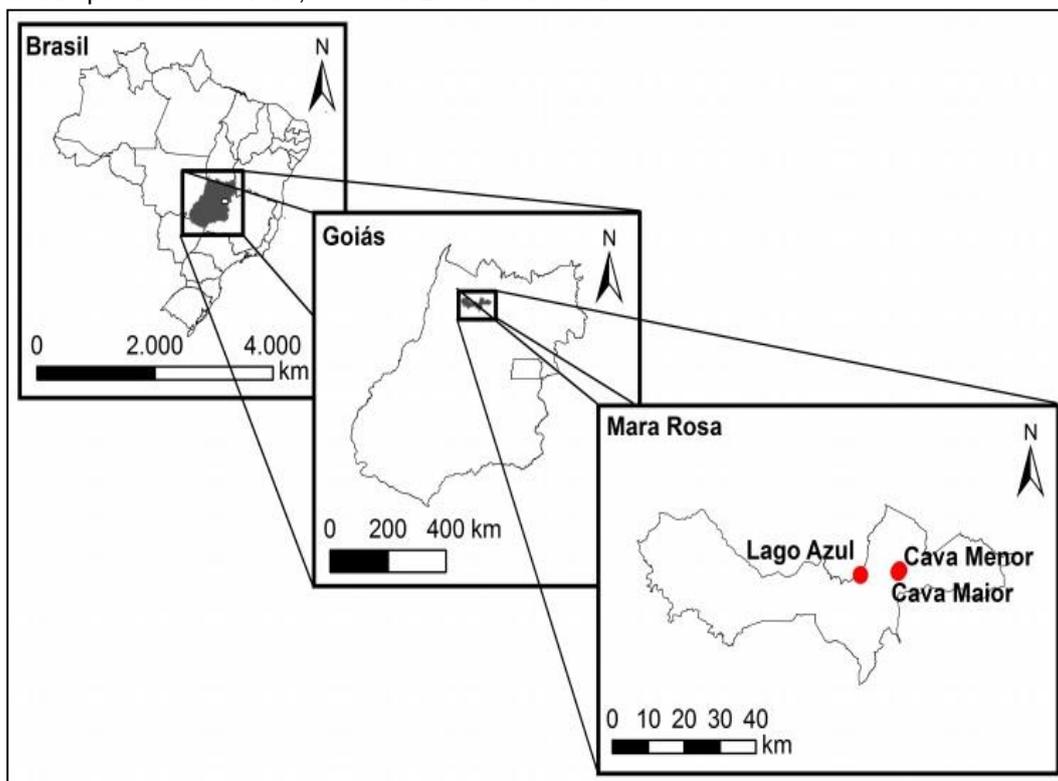
2. METODOLOGIA

2.1. Caracterização da Área de Estudo

A cidade de Mara Rosa, Estado de Goiás, Brasil (Figura 1), conviveu com extrações auríferas em garimpos de aluvião por décadas. Todavia, nos últimos anos, essa atividade rudimentar deu lugar a grandes empresas de mineração a céu aberto que se instalaram na região. Atualmente desativadas, os passivos ambientais dos antigos empreendimentos não foram recuperados a contento, sendo constituídos principalmente por três lagos de mineração situados na área

rural do município, denominados neste estudo de Cava Maior (com área aproximada de 1,7 ha), Cava Menor (0,7 ha) e Lago Azul (2,8 ha).

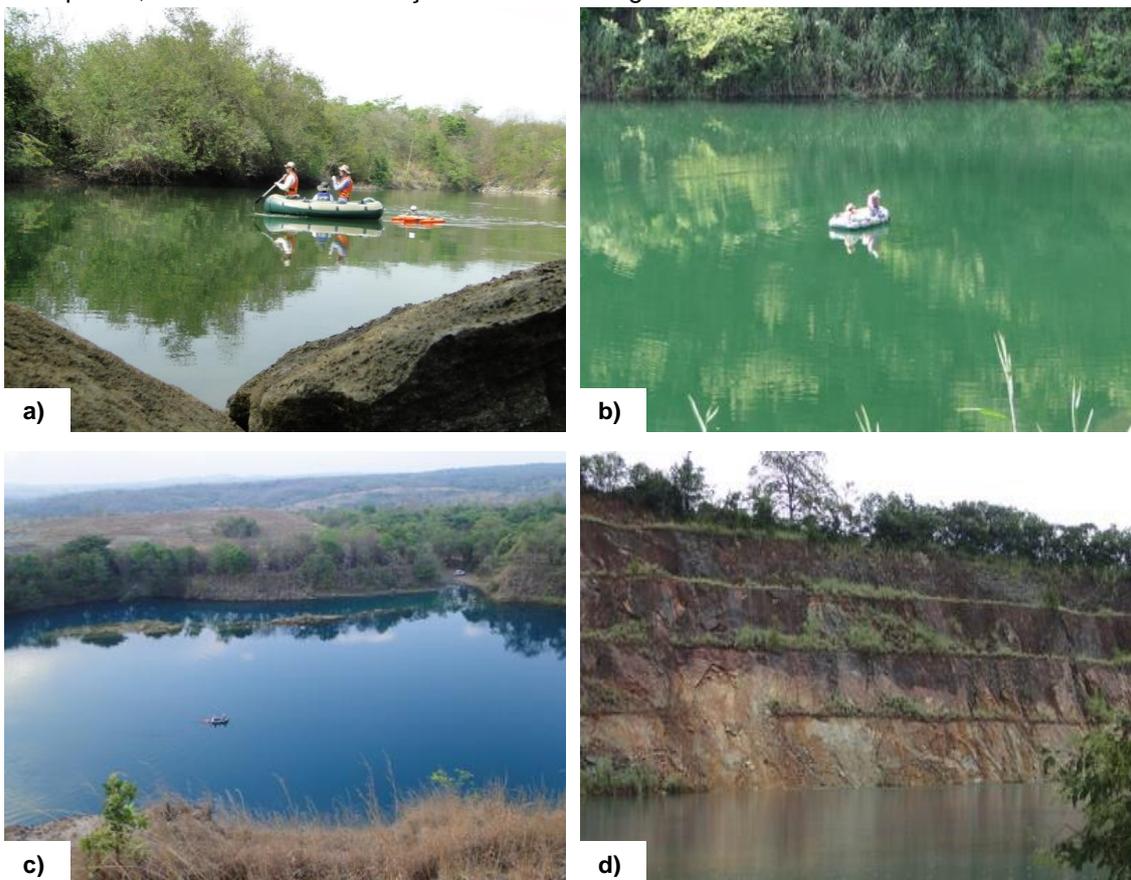
Figura 1 - Localização da área de estudo: Cavas Maior, Menor e Lago Azul, situados no município de Mara Rosa, norte do Estado de Goiás.



A área pesquisada está localizada na Bacia Hidrográfica do Rio Tocantins, em uma sequência de idade Neoproterozoica integrante do Arco Magmático de Goiás, situado na província Tocantins. O solo local se constitui de Latossolos, Nitossolos, Plintossolos de textura argilosa, Gleissolos e Cambissolos associados a Neossolos Litólicos (VIANA et al., 1995).

As Cavas Maior e Menor, exploradas até 1995, são isoladas e parcialmente circundadas por vegetação introduzida. O Lago Azul, também formado nos anos 90, tem acesso livre e, por isso, é muito utilizado como um dos principais pontos de lazer, recreação, mergulho e esportes náuticos por pessoas da região de Mara Rosa e até de outras partes do país. A Figura 2 apresenta alguns desses aspectos.

Figura 2 - a) Cava Menor; b) Cava Maior; c) Lago Azul e d) Bancada mineral exposta às intempéries, localizada nas imediações diretas do Lago Azul.



2.2. Medições Batimétricas

Primeiramente, as cavas foram submetidas a levantamentos batimétricos com um equipamento denominado *Acoustic Doppler Current Profiler* (ADCP), modelo Riverray ADCP (600 kHz), da RD Instruments, acoplado ao *software* WinRiver II. Para cada lago, foram estabelecidas três seções distintas de medição, duas no sentido transversal e uma no longitudinal, e realizadas três batimetrias em cada uma destas. Os resultados possibilitaram estabelecer as profundidades de coleta.

2.3. Delineamento Amostral

Amostras de água foram coletadas na superfície (S), meio (M) e fundo (F) de cada cava em dois momentos distintos: final das estações chuvosa (1ª

Campanha: abril/14) e seca (2ª Campanha: setembro/14), delineamento experimental comum em estudos de cavas, pois possibilita avaliar a qualidade hídrica em perfil e suas possíveis correlações com a sazonalidade (EDBERG et al., 2012). As coordenadas geográficas de cada ponto amostral foram obtidas com um GPS da marca Garmin, modelo GPSMAP 62sc. A Tabela 1 apresenta os dados detalhados das campanhas realizadas.

Tabela 1 - Dados detalhados das campanhas de campo.

Local	Coordenadas Geográficas	Dados da 1ª Campanha	Dados da 2ª Campanha
Cava Menor	13°58'16,65"S/49°10'34,33"O	07/04/14 (07:23 h)	22/09/2014 (08:24 h)
Cava Maior	13°58'28,37"S/49°10'45,17"O	07/04/14 (08:45 h)	22/09/2014 (10:02 h)
Lago Azul	13°58'51,01"S/49°16'27,24"O	07/04/14 (11:21 h)	22/09/2014 (12:49 h)

As coletas foram realizadas com o auxílio de um bote inflável da marca Intex, modelo Seahawk 3, e de uma Garrafa de Van Dorn Horizontal de PVC (2 L), da Alfakit, ligada a um cabo de 4 mm de diâmetro e 60 m de comprimento, presa a um disparador metálico.

2.4. Análises Químicas

Amostras de água da superfície, meio e fundo de cada cava foram coletadas para a análise de parâmetros físicos básicos (temperatura e potencial hidrogeniônico – pH) e de metais e ânions.

Após coletadas, as alíquotas foram resfriadas a 4°C. Para a análise de metais, as amostras foram fixadas com 1,5 mL de ácido nítrico concentrado de alta pureza (VETEC®) no momento da coleta. Os frascos para armazenamento, de polietileno (100 mL), foram submetidos a descontaminação prévia por contato com ácido nítrico 10% (VETEC®) por 48 horas, seguida de tríplice lavagem com água purificada por sistema Milli-Q® (18,2 MΩ/cm de resistividade).

As variáveis temperatura e pH foram medidas *in loco* com um termômetro digital da marca Incoterm, modelo Med Flex, e um peagâmetro portátil da Ômega, modelo PHH-5012, respectivamente.

As análises de metais foram realizadas em um Espectrômetro de Emissão Atômica com Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES), da marca Thermo

Fisher Scientific, modelo ICAP 6300 Duo, com medida espectral de 166 a 847 nm e detector simultâneo CID (Charge Injection Device). O gás de formação do plasma e purga da ótica foi o Argônio 5.0. Os acessórios utilizados para a introdução das amostras foram tubos de tygon, nebulizador concêntrico, câmara de nebulização ciclônica e tubo central de 2 mm. As soluções-padrão utilizadas foram da marca Specsol. Os comprimentos de onda foram escolhidos levando-se em consideração as linhas de maior intensidade e menor número de interferentes. Ao todo, foram analisados 35 elementos químicos, a saber: alumínio, antimônio, arsênio, bário, berílio, bismuto, boro, cádmio, cálcio, chumbo, cobalto, cobre, crômio, enxofre, estanho, estrôncio, ferro, fósforo, lítio, magnésio, manganês, mercúrio, molibdênio, níquel, ouro, potássio, prata, selênio, sódio, tálio, telúrio, titânio, urânio, vanádio e zinco. As análises foram feitas em triplicata.

Para ânions, as amostras obtidas em campo também foram armazenadas em frascos de polietileno de 100 mL previamente higienizados com água purificada por sistema Milli-Q® (18,2 MΩ/cm de resistividade), porém, sem a adição de qualquer reagente fixador. Foi utilizado um equipamento Eletroforese de Capilar da marca Agilent Technologies, modelo 7100, dotado de capilar de sílica fundida com diâmetro interno de 50 µm e com 72 cm de comprimento. O modo de injeção foi o hidrodinâmico, com pressão de 50 mbar durante 4 segundos, e a tensão aplicada para separação foi de -30 kV. A seguinte solução tampão da marca Agilent (pH 7,7) foi empregada: hidróxido hexametônico 0,75 mmol/L; hidróxido de sódio 6,50 mmol/L; ácido piromelítico 2,25 mmol/L; trietanolamina 1,60 mmol/L. O equipamento foi acoplado a um detector arranjo de diodos (DAD) controlado pelo *software* Agilent Chemstation. No início das análises, o capilar foi pré-condicionado mediante lavagem com hidróxido de sódio 0,1 mol/L durante 5 minutos, seguido de água por 2 minutos e eletrólito de corrida por 5 minutos. Os seguintes elementos foram mensurados: cloreto, nitrato, nitrito, brometo, sulfato, sulfeto, fluoreto e fosfato. As análises foram feitas em triplicata.

Os resultados obtidos foram comparados com os limites máximos estabelecidos pela Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio

Ambiente (CONAMA), que dispõe sobre a classificação dos corpos de água superficiais (Classe II) e estabelece diretrizes para o seu enquadramento.

2.5. Análises Ecotoxicológicas

Os bioensaios foram realizados com amostras de água de fundo das cavas preservadas conforme as diretrizes estabelecidas pela ABNT (2007a). Foram empregados peixes dulcícolas da espécie *Danio rerio*, adquiridos na fase adulta junto a criadouros profissionais locais. Esse organismo-teste foi escolhido por (i) apresentar adequada sensibilidade a substâncias químicas; (ii) ser muito utilizado em ensaios ecotoxicológicos em âmbito nacional e internacional; (iii) ser facilmente obtido no comércio; (iv) encontrar-se amplamente discutido em bibliografias científicas e (v) poder ser manejado com facilidade em ambientes laboratoriais, o que torna os experimentos rápidos, menos complexos e financeiramente pouco dispendiosos (ZHU et al., 2007; BERTOLETTI, 2009; ALUMA et al., 2011; PESSOA et al., 2011). Nacionalmente, o uso do *Danio rerio* em bioensaios é normatizado pela ABNT (2007b).

Ao serem adquiridos, os peixes foram acondicionados em aquários de 80 litros dispostos em sala exclusiva e submetidos a intervalos de fotoperíodo de 12 horas. Cada aquário possuía aerador, filtro, termostato e tampa. A alimentação foi feita com ração adequada fornecida diariamente. A princípio, os peixes permaneceram em quarentena. A qualidade da água de cada aquário foi monitorada semanalmente mediante a avaliação dos seguintes parâmetros básicos: dureza, pH, oxigênio dissolvido (OD) e temperatura. Após esse período e durante sete dias antes do início dos testes, os organismos foram colocados em água de diluição enriquecida com alguns elementos químicos para efeito de reposição nutricional (ABNT, 2007b). Parâmetros físico-químicos básicos de qualidade da água de diluição utilizada foram mensurados para os dois lotes de peixes empregados nos ensaios ecotoxicológicos, conforme pode ser observado na Tabela 2. Os valores obtidos demonstraram estar dentro do preconizado pela norma.

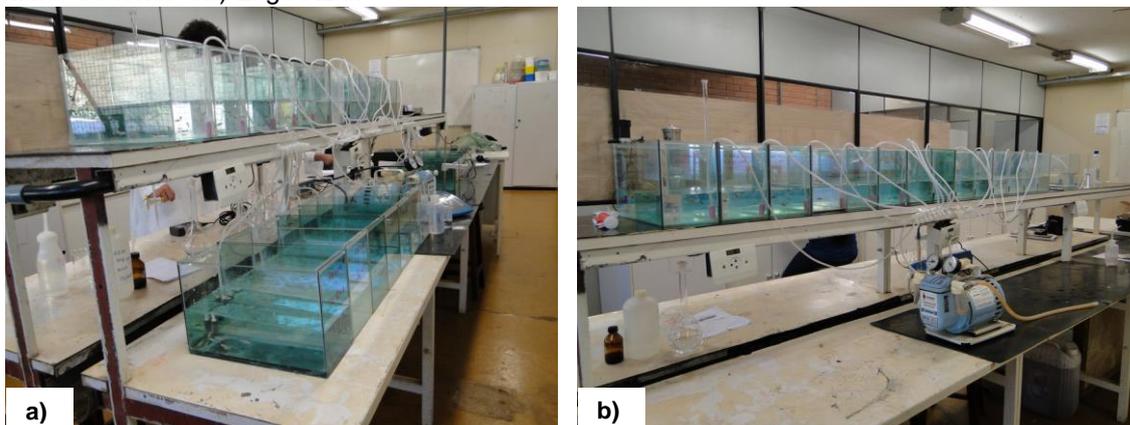
Tabela 2 - Resultados dos parâmetros físico-químicos básicos da água de diluição.

Parâmetro	Unidade	Resultado do Lote 1 (1ª Campanha)	Resultado do Lote 2 (2ª Campanha)
Dureza total	Mg.L ⁻¹ de CaCo ₃	42,0	47,0
pH	-	7,4	7,2
Oxigênio Dissolvido	Mg.L ⁻¹	6,1	5,8
Condutividade	µS.cm ⁻¹	120	135

O método escolhido para os ensaios ecotoxicológicos foi o estático, recomendado para substâncias-teste que apresentam características como estabilidade no meio aquoso e não interferência nas concentrações de oxigênio dissolvido (BERTOLETI, 2009). Foram realizados testes ecotoxicológicos agudos de 48 horas de duração divididos em duas etapas: Ensaio Preliminar e Definitivo. O primeiro tem a finalidade de estabelecer um intervalo de soluções-teste a ser utilizado no Ensaio Definitivo e consiste na transferência de três peixes para cada aquário de 1 L contendo a substância-teste diluída nas seguintes concentrações (volume/volume): 3,1%; 6,2%; 12,5%; 25,0%; 50,0% e 100,0%, além do grupo controle negativo. Por sua vez, o Ensaio Definitivo consiste na introdução de dez peixes em aquários de 3 L preenchidos com a substância-teste diluída nas concentrações estabelecidos no Ensaio Preliminar.

Em todos os ensaios ecotoxicológicos realizados, a qualidade das águas dos aquários foi acompanhada no início e na 24^a e 48^a hora, mediante a análise de pH, dureza, oxigênio dissolvido, condutividade, temperatura, turbidez e sólidos totais dissolvidos, sendo que todos atenderam às diretrizes estabelecidas pela citada norma. O fotoperíodo foi de 12 h e os peixes não foram alimentados durante os testes. Os Ensaios Definitivos foram feitos em duplicata (Figura 3).

Figura 3 - Imagens de alguns dos bioensaios realizados com amostras de águas das a) Cavas Maior e Menor e b) Lago Azul.



Durante os ensaios, as alterações comportamentais dos peixes foram observadas. O objetivo dos testes ecotoxicológicos foi identificar a Concentração Letal Mediana (CL50), definida como a concentração nominal da amostra que causa efeito na sobrevivência de 50% dos organismos expostos.

2.6. Análises Genotóxicológicas

Para a avaliação dos possíveis danos genéticos sofridos pelos peixes, foi realizado o Ensaio Cometa com os organismos-teste sobreviventes advindos dos bioensaios. Esse teste genético é capaz de detectar danos ao DNA em células individualizadas e consiste em uma técnica de execução rápida, com boa reprodutibilidade, precisa e bastante sensível (OLIVE et al., 1990; SILVA et al., 2003; BUCHER et al., 2006).

O Ensaio Cometa foi desenvolvido no presente estudo conforme metodologia descrita por Singh et al. (1988), com modificações. No laboratório, após o término dos Testes Ecotoxicológicos Definitivos, cinco peixes sobreviventes expostos a cada concentração, incluindo a duplicata, foram eutanasiados. O sangue foi coletado por meio da secção transversal na base da cauda, sendo o organismo inserido em um tubo ependorff contendo cerca de 1 ml de soro fetal bovino. Após aproximadamente 15 minutos de imersão, os peixes foram retirados e os tubos contendo as suspensões celulares foram centrifugados a 1000 rpm por 5 minutos. Na sequência, foram retirados 15 µL da suspensão celular e embebidos em 120 µL de agarose Low Melting Point (0,5%), mantida em Banho-Maria a 37°C. A mistura foi colocada em lâminas previamente preparadas com uma pré-cobertura de agarose Normal Melting (1,5%) e coberta com uma lamínula. Em seguida, foram colocadas na geladeira a 6°C durante 10 minutos para a solidificação do material.

Após esse tempo, as lamínulas foram removidas e as lâminas foram então imersas em solução de lise (1 mL Triton X-100, 10 mL de DMSO e 89 mL de solução de lise estoque, pH 10,0) por 24 horas, a uma temperatura de 6°C, e mantidas protegidas da luz. Na sequência, foram retiradas da lise e colocadas em uma cuba horizontal de eletroforese, imersas em solução alcalina (NaOH 300

mmol/L + EDTA 1 mmol.L⁻¹, pH > 13) por 30 minutos. A corrida eletroforética foi realizada por 25 minutos, a 25 volts e com uma corrente ajustada para 300 mA. Uma vez removidas da cuba, a neutralização das lâminas foi feita com uma Solução Tampão (Tris-HCl 0,4 mol.L⁻¹, pH 7,5) por três vezes, em intervalos de 5 minutos. Após essa neutralização, foram lavadas duas vezes com água destilada, colocadas para secar em temperatura ambiente e então fixadas em etanol absoluto por 10 minutos.

Para a análise, as lâminas foram coradas com adição de 20 µL de solução de brometo de etídio (concentração final de 0,2 mg.mL⁻¹), sendo esta recoberta por uma lamínula, de forma a evitar o contato direto com o material. Para cada indivíduo, foram contabilizados 100 nucleóides. A visualização foi feita por um sistema de microscopia de fluorescência Axioplan-Imaging®, usando o *software* Isis, com um filtro de excitação de 510-560 nm e um filtro barreira de 590 nm, com aumento de 200 x. Para avaliação dos danos ao DNA, foi utilizado o plug-in OpenComet para a plataforma de processamento de imagem popular ImageJ. Este último pode exibir, processar e analisar imagens e destina-se principalmente ao uso em microscopia (GYORI et al., 2014).

De acordo com Kumaravel e Jha (2007), a extensão do dano ocasionado ao DNA pode ser analisada por intermédio de diversos parâmetros. Um deles é o parâmetro quantitativo Porcentagem de DNA na Cauda (%DNA), considerado o que melhor representa a quantidade real de dano sofrido pela célula (COLLINS et al., 2003). As análises estatísticas foi feita com o auxílio do *software* STATISTICA 7 (StatSoft Inc. 2004).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Medições Batimétricas

As medições com o ecobatímetro demonstraram que a morfometria de fundo dos três lagos é irregular (Figuras 4 a 6). As Cavas Menor e Maior apresentaram profundidades máximas de 17 m e 30 m, respectivamente.

Figura 4 - Perfil ilustrativo da profundidade máxima da Cava Menor.

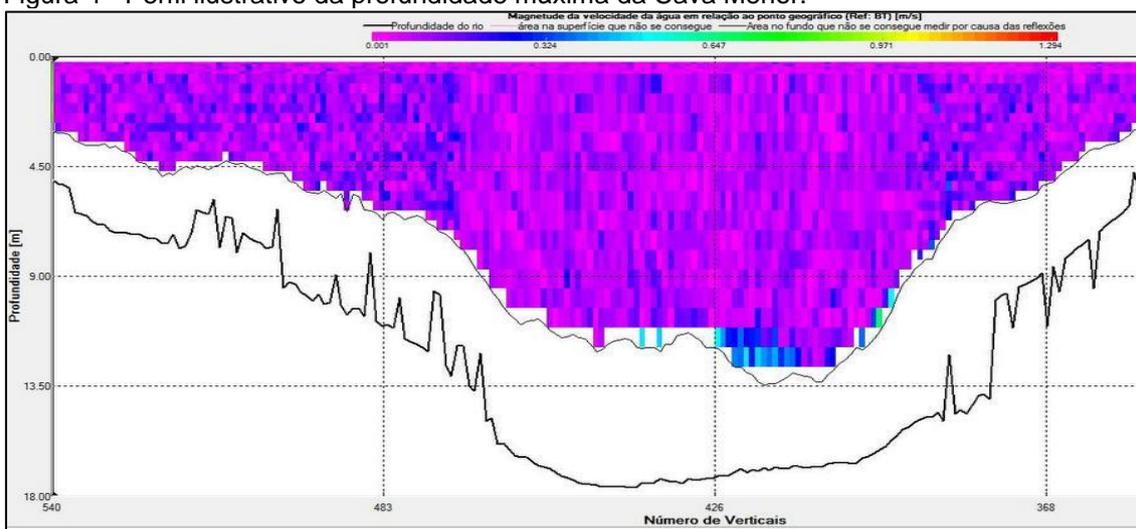


Figura 5 - Perfil ilustrativo da profundidade máxima da Cava Maior.

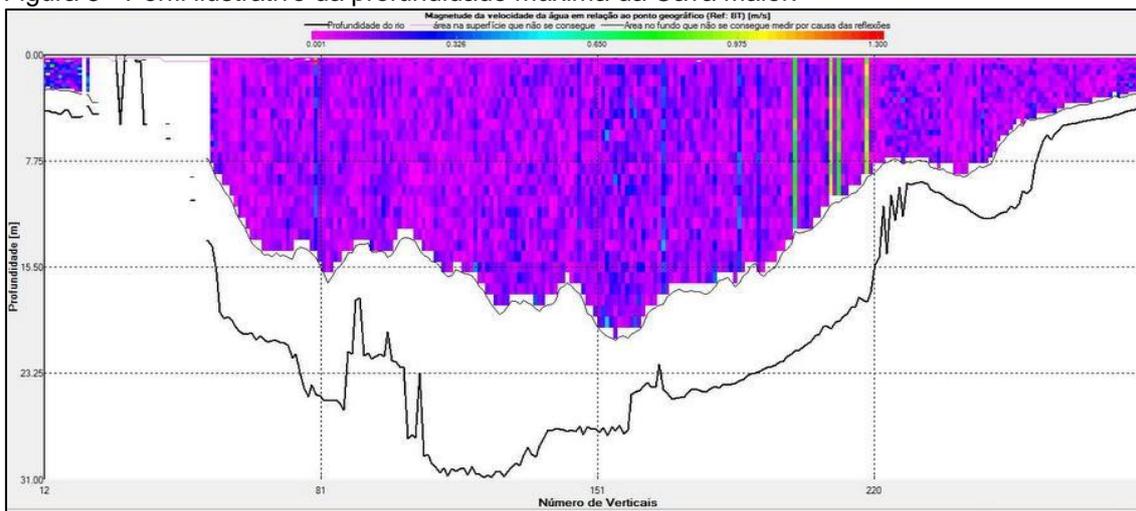
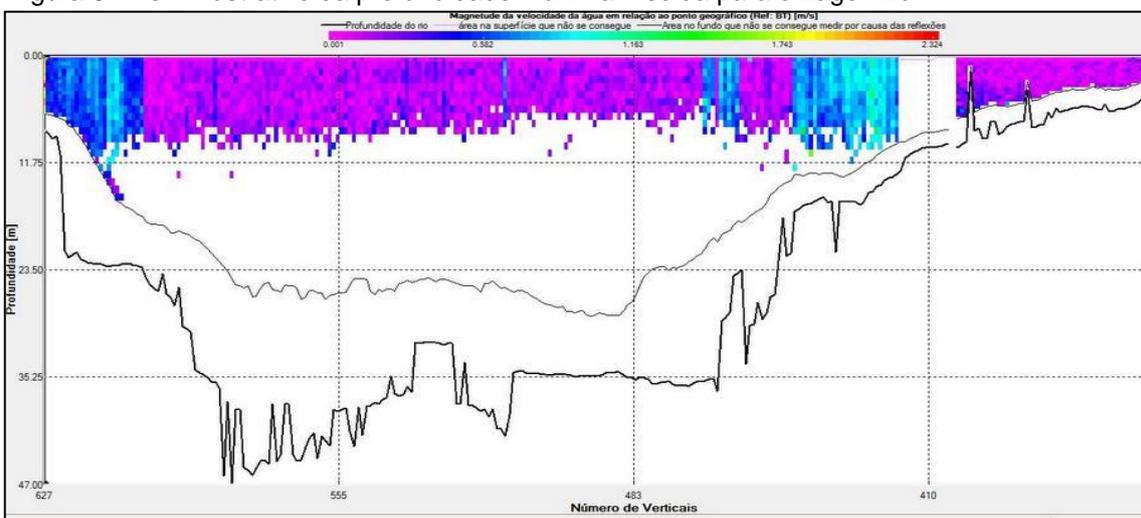


Figura 6 - Perfil ilustrativo da profundidade máxima medida para o Lago Azul.



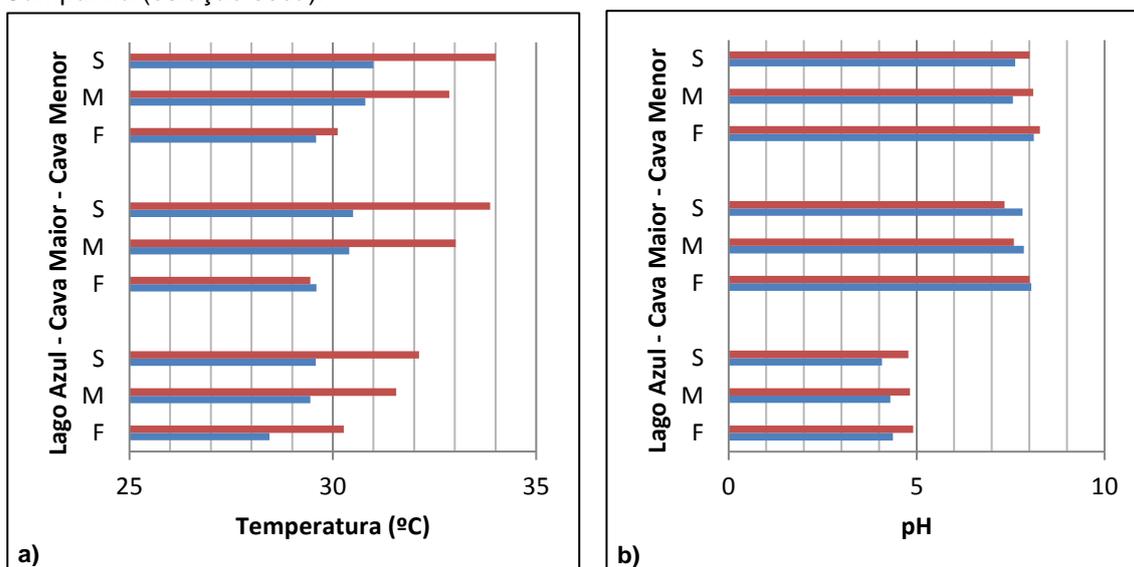
O Lago Azul, por sua vez, tem dois aspectos morfológicos predominantes: uma pequena área próxima à sua margem Norte mais rasa, com cerca de 10 m de profundidade, e outra, que constitui sua maior parcela, formada por uma depressão que atinge os 46 m de profundidade.

As citadas figuras demonstram profundidades que, se comparadas às áreas superficiais das três cavas pesquisadas, se mostram desproporcionais, característica comum em se tratando de lagos de mineração. Nesse sentido, de acordo com autores como Castro e Moore (2000), Ayuso et al. (2013) e Skipperud et al. (2013), a morfometria de lagos de mineração é resultado da combinação de fatores como condições geológicas dos depósitos minerais, tecnologia de escavação e profundidade das águas subterrâneas, o que torna cada cava única em termos morfométricos.

3.2. Análises Químicas

A Figura 7 ilustra os resultados obtidos para temperatura e pH.

Figura 7 - Resultados de (a) temperatura e (b) pH das amostras de água analisadas. As barras azuis representam os resultados da 1ª Campanha (estação chuvosa), e as vermelhas os da 2ª Campanha (estação seca).



Verifica-se que os valores do primeiro parâmetro se apresentaram decrescentes no sentido da superfície ao fundo nas três cavas. Não foram identificados indícios de estratificação térmica, embora esse seja um fenômeno comum em lagos de mineração (RAMSTEDT et al., 2003). Isso pode ser explicado pelo fato das coletas terem sido realizadas no auge de estações climáticas bem definidas, nas quais é comum ocorrer pouca variação da temperatura hídrica (EDBERG et al., 2012).

Os valores de pH aumentaram no sentido da superfície ao fundo e foram mais elevados no período de estiagem, à exceção da Cava Maior, onde essa tendência sazonal não se repetiu. Além disso, as águas das Cavas Maior e Menor se mostraram alcalinas, como também comprovado nos estudos desenvolvidos por Brandenberger et al. (2004) e Czop et al. (2011).

Sazonalmente, a diminuição do pH da Cava Menor na época de chuva pode ser atribuída ao fato das precipitações serem levemente ácidas, o que diminui a alcalinidade natural da água deste lago que, dentre os três, possui as menores dimensões. Em se tratando da Cava Maior, cujas águas apresentaram pH mais elevado durante a estação chuvosa, supõe-se que esse processo esteja ocorrendo devido ao carreamento de substâncias alcalinas, como cálcio, sódio e potássio que, de acordo com Viana et al (1995), estão presentes em grandes quantidades no solo de Mara Rosa.

No caso do Lago Azul, o pH variou entre 4,00 e 5,00, demonstrando que suas águas são ácidas, fato já foi observado em estudos desenvolvidos em diversos outros lagos de mineração, como o Berkeley, EUA (DAVIS e ASHENBERG, 1989), Nuestra Señora del Carmem (SANTOFIMIA et al., 2012) e Hromnice, República Tcheca (HRDINKA et al., 2013). Pesquisas realizadas por Moser e Weisse (2011), Koschorreck e Wendt-Potthoff (2012) e Yucel e Baba (2013) também encontraram resultados muito semelhantes aos do Lago Azul em termos de pH.

Adicionalmente, o fato do pH diminuir na estação chuvosa nas águas do Lago Azul indica que os volumes pluviais que atingem o solo devem estar carreando substâncias químicas de caráter ácido, as quais certamente são

oriundas de processos de drenagem ácida de mina, visualmente observáveis em todo o entorno dessa cava.

Em se tratando dos resultados de metais, os valores médios e os desvios-padrões obtidos estão listados nas Tabelas 3 a 5. Para todas as curvas de calibração, os coeficientes de correlação deram acima de 0,99.

Observa-se que as Cavas Menor e Maior não apresentaram águas com teores de elementos químicos acima do permitido, embora suas concentrações tenham se mostrado predominantemente crescentes no sentido da superfície ao fundo e mais elevadas na estação seca. Nesse sentido, certamente as condições edáficas locais não estão favorecendo a alteração negativa da qualidade hídrica desses dois lagos em termos de elementos químicos. Adicionalmente, ao contrário da situação observada nas imediações do Lago Azul, as fontes geológicas contaminantes expostas às intempéries, como rochas ou depósitos de estéreis, são poucas na região das Cavas Menor e Maior. Outra constatação foi que a primeira possui concentrações de cálcio, sódio e potássio mais elevadas que a Maior, o que corrobora com a evidência de que o pH das águas da primeira é levemente mais básico que o desta última.

Pesquisadores como Denimal et al. (2005), Delgado-Martin et al. (2013) e Gammons et al. (2013) obtiveram dados semelhantes aos das Cavas Maior e Menor em termos de qualidade hídrica. Contudo, esse bom resultado pode não representar um comportamento constante, pois sabe-se que as águas de lagos de mineração normalmente não se comportam de forma quimicamente estável ao longo do tempo (HRDINKA et al., 2013).

Nesse sentido, Antunes et al. (2007), por exemplo, comprovaram que as concentrações de alguns elementos presentes nas águas de uma cava portuguesa diminuíram temporalmente, enquanto de outros aumentaram. Portanto, são necessários mais estudos para verificar se esse comportamento se confirma.

Em se tratando do Lago Azul, os elementos cujas concentrações ficaram acima dos limites máximos estabelecidos pela legislação brasileira foram alumínio, cádmio, chumbo, cobre, manganês, níquel e zinco.

Tabela 3 - Resultados das concentrações de metais analisados para a Cava Menor durante a 1ª e 2ª Campanhas, incluindo os respectivos valores máximos estabelecidos pela legislação brasileira.

Concentração de Elementos Químicos (mg.L ⁻¹)								
	Cava Menor			Cava Menor			Limite de Quantificação	Valor Máximo Permitido pela resolução do CONAMA nº 357/2005
	1ª Campanha – Estação Chuvosa			2ª Campanha – Estação Seca				
	Superfície	Meio	Fundo	Superfície	Meio	Fundo		
Alumínio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,02	0,1
Antimônio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,0005	0,005
Arsênio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,02	0,01
Bário	<LQ	0,01±0,00	0,01±0,00	0,02±0,00	0,02±0,00	0,02±0,00	0,005	0,7
Berílio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,0002	0,04
Bismuto	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,03	-
Boro	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005	0,5
Cádmio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,0003	0,001
Cálcio	6,4±1,7	11,7±4,8	12,5±1,7	29,9±0,3	30,2±0,2	31,5±0,3	0,01	-
Chumbo	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,008	0,01
Cobalto	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,001	0,05
Cobre	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	0,009
Crômio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	0,05
Enxofre	31,7±5,5	40,5±4,6	48,9±4,6	87,2±1,1	86,4±0,7	89,6±0,2	0,2	-
Estanho	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	-
Estrôncio	0,01±0,00	0,01±0,00	0,04±0,00	0,19±0,00	0,19±0,00	0,19±0,00	0,0001	-
Ferro	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,01±0,00	0,02±0,01	0,001	0,3
Fósforo	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,01	0,03
Lítio	0,002±0,001	0,003±0,002	0,003±0,002	0,01±0,00	0,01±0,00	0,05±0,00	0,0002	2,5
Magnésio	0,2±0,1	0,7±0,1	0,3±0,1	3,9±0,9	5,8±1,9	6,3±0,4	0,01	-
Manganês	0,002±0,001	0,002±0,001	0,001±0,000	0,002±0,001	0,01±0,00	0,01±0,00	0,0004	0,1
Mercurio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,0002	0,0002
Molibdênio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	-
Níquel	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	0,025
Ouro	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,04	-
Potássio	0,9±0,3	2,2±0,6	1,2±0,3	14,4±0,4	14,8±0,4	14,8±0,1	0,005	-
Prata	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,004	0,01
Selênio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,03	0,01
Sódio	3,3±0,5	2,3±0,1	3,2±0,1	5,8±0,1	6,2±0,2	6,8±0,2	0,5	-
Tálio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005	-
Telúrio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,1	-
Titânio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	-
Urânio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,02	0,02
Vanádio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005	0,1
Zinco	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	0,18

Valores em **vermelho** estão em desacordo com os limites legais.

Tabela 4 - Resultados das concentrações de metais analisados para a Cava Maior durante a 1ª e 2ª Campanhas, incluindo os respectivos valores máximos estabelecidos pela legislação brasileira.

Concentração de Elementos Químicos (mg.L ⁻¹)								
	Cava Maior			Cava Maior			Limite de Quantificação	Valor Máximo Permitido pela resolução do CONAMA nº 357/2005
	1ª Campanha – Estação Chuvosa			2ª Campanha – Estação Seca				
	Superfície	Meio	Fundo	Superfície	Meio	Fundo		
Alumínio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,02	0,1
Antimônio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,0005	0,005
Arsênio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,02	0,01
Bário	<LQ	<LQ	0,008±0,000	0,03±0,00	0,03±0,00	0,04±0,00	0,005	0,7
Berílio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,0002	0,04
Bismuto	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,03	-
Boro	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005	0,5
Cádmio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,0003	0,001
Cálcio	0,4±0,1	1,0±0,1	1,5±0,3	9,5±0,1	10,0±0,3	10,3±0,2	0,01	-
Chumbo	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,008	0,01
Cobalto	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,001	0,05
Cobre	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	0,009
Crômio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	0,05
Enxofre	11,8±0,6	16,7±0,5	18,8±1,2	25,6±0,1	25,9±0,1	27,8±0,4	0,2	-
Estanho	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	-
Estrôncio	0,01±0,00	0,01±0,00	0,003±0,001	0,07±0,00	0,07±0,00	0,07±0,00	0,0001	-
Ferro	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,03±0,01	0,05±0,01	0,001	0,3
Fósforo	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,01	0,03
Lítio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,0002	2,5
Magnésio	1,4±0,2	1,6±0,1	2,1±0,2	3,5±0,0	3,6±0,1	3,7±0,1	0,01	-
Manganês	0,002±0,001	0,002±0,001	0,01±0,00	0,001±0,000	0,008±0,001	0,004±0,001	0,0004	0,1
Mercurio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,0002	0,0002
Molibdênio	<LQ	<LQ	0,003±0,000	0,004±0,000	0,004±0,000	0,004±0,00	0,002	-
Níquel	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	0,025
Ouro	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,04	-
Potássio	1,2±0,1	1,4±0,1	1,8±0,1	8,3±0,3	8,0±0,3	8,3±0,3	0,005	-
Prata	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,004	0,01
Selênio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,03	0,01
Sódio	1,5±0,1	1,7±0,2	2,0±0,1	1,9±0,1	2,0±0,3	2,1±0,1	0,5	-
Tálio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005	-
Telúrio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,1	-
Titânio	<LQ	<LQ	<LQ	0,004±0,000	0,004±0,000	0,005±0,000	0,002	-
Urânio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,02	0,02
Vanádio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005	0,1
Zinco	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	0,18

Valores em **vermelho** estão em desacordo com os limites legais.

Tabela 5 - Resultados das concentrações de metais analisados para o Lago Azul durante a 1ª e 2ª Campanhas, incluindo os respectivos valores máximos estabelecidos pela legislação brasileira.

Concentração de Elementos Químicos (mg.L ⁻¹)								
	Lago Azul 1ª Campanha – Estação Chuvosa			Lago Azul 2ª Campanha – Estação Seca			Limite de Quantificação	Valor Máximo Permitido pela resolução do CONAMA nº 357/2005
	Superfície	Meio	Fundo	Superfície	Meio	Fundo		
Alumínio	0,05±0,01	0,21±0,05	0,41±0,12	0,43±0,06	1,21±0,03	1,17±0,10	0,02	0,1
Antimônio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,0005	0,005
Arsênio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,02	0,01
Bário	0,01±0,00	0,02±0,01	0,03±0,02	0,01±0,00	0,03±0,01	0,03±0,00	0,005	0,7
Berílio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,0002	0,04
Bismuto	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,03	-
Boro	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005	0,5
Cádmio	0,001±0,000	0,002±0,001	0,003±0,001	0,003±0,001	0,005±0,001	0,01±0,00	0,0003	0,001
Cálcio	8,9±2,2	18,5±3,0	35,8±2,9	13,1±2,2	23,3±3,6	24,4±3,1	0,01	-
Chumbo	<LQ	<LQ	0,02±0,00	<LQ	0,03±0,01	0,03±0,01	0,008	0,01
Cobalto	0,02±0,01	0,04±0,01	0,04±0,01	0,02±0,00	0,03±0,01	0,05±0,02	0,001	0,05
Cobre	0,01±0,00	0,04±0,01	0,07±0,01	0,07±0,00	0,14±0,00	0,14±0,00	0,003	0,009
Crômio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	0,05
Enxofre	40,7±1,4	58,8±6,1	71,7±8,8	90±2,9	95,3±0,3	102,4±1,6	0,2	-
Estanho	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	-
Estrôncio	0,003±0,000	0,01±0,00	0,03±0,01	0,02±0,00	0,07±0,00	0,07±0,00	0,0001	-
Ferro	0,02±0,00	0,05±0,01	0,09±0,02	0,01±0,00	0,10±0,01	0,12±0,01	0,001	0,3
Fósforo	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,01	0,03
Lítio	0,002±0,000	0,005±0,002	0,004±0,001	0,002±0,000	0,002±0,000	0,006±0,001	0,0002	2,5
Magnésio	8,6±1,3	18,0±2,4	17,3±2,8	12,0±1,3	14,3±3,0	28,6±2,6	0,01	-
Manganês	0,28±0,05	0,73±0,07	0,79±0,03	0,30±0,05	0,47±0,10	0,89±0,07	0,0004	0,1
Mercurio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,0002	0,0002
Molibdênio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	-
Níquel	0,02±0,01	0,06±0,02	0,11±0,03	0,10±0,01	0,16±0,02	0,27±0,01	0,002	0,025
Ouro	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,04	-
Potássio	1,3±0,1	4,3±0,9	8,0±2,2	3,4±0,6	5,7±0,9	8,7±0,3	0,005	-
Prata	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,004	0,01
Selênio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,03	0,01
Sódio	0,6±0,0	0,6±0,1	1,0±0,3	1,9±0,3	2,9±0,5	6,7±1,0	0,5	-
Tálio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005	-
Telúrio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,1	-
Titânio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	-
Urânio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,02	0,02
Vanádio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005	0,1
Zinco	0,14±0,03	0,33±0,07	0,49±0,10	0,44±0,05	0,62±0,06	0,88±0,04	0,003	0,18

Valores em **vermelho** estão em desacordo com os limites legais.

Sazonalmente, foi na estação seca que se observou a diminuição mais intensa da qualidade hídrica do Lago Azul, quando as concentrações dos elementos analisados se apresentaram predominantemente crescentes em direção ao fundo e maiores que as observadas nas amostras coletadas no final do período chuvoso (1ª Campanha), o que pode ser explicado pela evapoconcentração.

As elevadas concentrações de alguns elementos químicos dissolvidos associadas ao fato das águas do Lago Azul serem ácidas, confirmam a evidência visual de DAM em suas imediações diretas, o que pode ser explicado pela existência de uma bancada de rocha de cerca de 40 m de altura e de um depósito de estéreis expostos às intempéries, situações que, associadas às fontes minerais locais, estão promovendo a mineralização e comprometendo a qualidade das águas do lago.

A intemperização de cavas favorecendo a contaminação ambiental também foi comprovada em diversas pesquisas, como as desenvolvidas por *Bowell e Parshley (2005)*, *Lottermoser et al. (2005)*, *Pellicori et al. (2005)*, *Triantafyllidis e Skarpelis (2006)*, *Sanchez-España et al. (2008)* e *Migaszewski et al. (2008)*. *Lottermoser et al. (2005)*, por exemplo, identificaram um intenso processo de degradação na Mina Mary Kathleem, Austrália, ao comprovarem que rochas a céu aberto liberavam elementos químicos como cobre e níquel, os quais alteravam a qualidade hídrica de uma cava de urânio. Da mesma forma, *Pellicori et al. (2005)*, estudando o lago Berkeley (EUA), identificaram concentrações crescentes de cobre, manganês, alumínio e zinco no perfil hídrico. Por sua vez, *Triantafyllidis e Skarpelis (2006)* obtiveram dados similares para ferro, chumbo, zinco, arsênio e cobre em uma mina grega. *Davis e Ashenberg (1989)* e *Gammons et al. (2013)* também identificaram altas concentrações de metais nas águas do Lago Berkeley, Estados Unidos, bem como *Czop et al. (2011)*, que comprovaram teores altos de alumínio, arsênio, cromo, molibdênio e vanádio no Lago Gorka, Polônia.

Adicionalmente, *Antunes et al. (2007)* pesquisaram a qualidade das águas de uma mina portuguesa abandonada e encontraram manganês, ferro, alumínio, urânio e estrôncio acima dos limites permitidos. *Yucel e Baba (2013)*

pesquisaram cinco cavas turcas formadas em antigas áreas de exploração de carvão e também observaram águas ácidas, com altos índices de alumínio, ferro e manganês. Hrdinka et al. (2013) analisaram a qualidade da água do lago Hromnice em perfil, localizado na República Tcheca, formado após o encerramento de um longo tempo de atividades de mineração. Nessa cava, além dos autores também terem constatado valores baixos de potencial hidrogeniônico, encontraram concentrações crescentes de cálcio, magnésio, sódio, potássio, ferro e alumínio.

Marques et al. (2012) esclarecem que o pH é fator determinante no controle da precipitação ou dissolução de minerais presentes na água, ou seja, quanto maior a acidez hídrica, mais elevada é a tendência de que elementos químicos se dissolvam. De fato, a máxima acidez do Lago Azul foi observada na época de estiagem (2ª Campanha), momento em que as concentrações dos parâmetros analisados se apresentaram mais elevadas que aquelas observadas ao final da estação chuvosa.

Com relação às análises de ânions, observou-se que nitrato, nitrito, brometo, sulfato e fosfato ficaram abaixo do limite de quantificação em todas as alíquotas, demonstrando que o sulfeto proveniente da drenagem ácida de mina não está se convertendo a sulfato, o que indica que o meio aquático dessas cavas aparentemente não é oxidante. Entretanto, constatou-se presença de cloreto e fluoreto nas amostras analisadas, conforme pode ser visualizado nas Tabelas 6 e 7, respectivamente. Para todas as curvas de calibração plotadas para os elementos analisados, os coeficientes de correlação linear tiveram pelo menos duas casas acima de 0,99.

Verifica-se que as águas do Lago Azul apresentam concentrações elevadas de cloreto e fluoreto, bem como as da Cava Menor em relação a cloreto. No geral, os teores desses elementos foram mais elevados durante a seca e também se mostraram crescentes na coluna hídrica, ou seja, sentido da superfície ao fundo.

De acordo com Shuqair (2002), o sódio pode ocorrer nas águas subterrâneas em diversas formas, inclusive de cloreto, e se origina naturalmente em função da intemperização geológica. De fato, os valores de sódio observados

nas amostras de água do Lago Azul e da Cava Menor se mostraram elevados e podem justificar as altas concentrações de cloreto detectadas nesses dois ambientes. Aparentemente, a formação geológica na região da Cava Menor apresenta concentrações mais intensas de sódio do que a área onde está localizado o Lago Azul.

Tabela 6 - Concentrações de cloreto para os três lagos: Azul, Maior e Menor.

Local	Profundidade	Cloreto		Limite de Quantificação	CONAMA 357/2005 (mg.L ⁻¹)
		1 ^a Campanha: Precipitação (mg.L ⁻¹)	2 ^a Campanha: Estiagem (mg.L ⁻¹)		
Lago Azul	Superfície	206,15±0,01	296,17±0,01	0,7	250,00
	Meio	256,94±0,23	392,89±0,48		
	Fundo	277,69±0,12	442,53±0,31		
Cava Maior	Superfície	76,07±0,02	104,50±0,01		
	Meio	82,71±0,07	107,11±1,12		
	Fundo	95,56±0,04	110,40±0,86		
Cava Menor	Superfície	272,98±0,11	530,92±0,01		
	Meio	243,84±0,55	571,16±0,02		
	Fundo	316,34±0,12	586,65±0,18		

Concentrações em **vermelho** sinalizam valores em desacordo com os limites estabelecidos pelo CONAMA para Classe II.

Tabela 7 - Concentrações de fluoreto para os três lagos: Azul, Maior e Menor.

Local	Profundidade	Fluoreto		Limite de Quantificação	CONAMA 357/2005 (mg.L ⁻¹)
		1 ^a Campanha: Precipitação (mg.L ⁻¹)	2 ^a Campanha: Estiagem (mg.L ⁻¹)		
Lago Azul	Superfície	<LQ	<LQ	0,7	1,40
	Meio	<LQ	2,66±0,34		
	Fundo	4,40±0,01	2,34±0,01		
Cava Maior	Superfície	0,81±0,05	<LQ		
	Meio	0,83±0,12	<LQ		
	Fundo	0,97±0,05	0,49±0,08		
Cava Menor	Superfície	0,51±0,23	0,70±0,16		
	Meio	0,73±0,04	0,54±0,01		
	Fundo	0,84±0,20	0,72±0,02		

Concentrações em **vermelho** sinalizam valores em desacordo com os limites estabelecidos pelo CONAMA para a Classe II.

Em se tratando do fluoreto, o Lago Azul foi a única cava que apresentou concentrações acima do permitido. Ribeiro (1992) esclarece que esse elemento pode ser comumente encontrado em rochas magmáticas, tipo de formação geológica que ocorre na região de Mara Rosa. Adicionalmente, Mirlean et al. (2002) destacam que compostos fluoretados também são oriundos de produtos utilizados em diferentes atividades antrópicas, como fertilizantes, por exemplo. Assim, uma vez presentes no ar, podem ser transportados pelas águas pluviais

ou correntes atmosféricas, alterando a qualidade do solo e das coleções hídricas superficiais próximas. Como o Lago Azul se situa na zona rural de Mara Rosa, local onde são utilizados insumos agrícolas, esse também pode ser um dos motivos que explicam as elevadas concentrações de tal elemento em suas águas.

3.3. Análises Ecotoxicológicas

Nos bioensaios realizados não foi observada a mortalidade de nenhum organismo-teste, mesmo nas concentrações mais elevadas. Entretanto, as amostras nas concentrações de 50,0% e 100,0% do Lago Azul obtidas no período de estiagem (2ª Campanha) demonstraram efeitos comportamentais significativos sobre os organismos-teste, que apresentaram diversos momentos de agitação intensa seguida de breve letargia. Isso provavelmente é reflexo da baixa qualidade das águas dessa cava, ácidas e com presença de metais potencialmente tóxicos sob os organismos-teste: alumínio, cádmio, chumbo, cobre, manganês, níquel e zinco (ANSARI et al., 2004; AZEVEDO e CHASIN, 2004; MOERI et al., 2004; AHMAD et al., 2005; CHAALAL et al., 2005; DERUIBE et al., 2007; ARUNAKUMARA e XUECHENG, 2008; ZAGATTO e BERTOLETTI; 2008; VALE et al., 2011).

Nesse sentido, o cádmio, por exemplo, pode afetar de forma aguda os rins, fígado, pâncreas, gônadas e pulmões de peixes e desencadear problemas associados a alterações no metabolismo do cálcio, danos hepáticos e efeitos negativos em seus sistemas cardiovasculares. Por sua vez, o zinco tende a apresentar efeito sinérgico em relação ao cádmio, aumentando sua toxicidade para organismos aquáticos (SISINNO e OLIVEIRA-FILHO, 2013).

A não ocorrência de mortalidade dos organismos-teste submetidos aos bioensaios é um fato ainda pouco relatado em outros estudos sobre o tema. Normalmente, os resultados obtidos com bioensaios permitem estabelecer uma clara relação denexo causal entre a substância de interesse e seus efeitos sobre os organismos-teste, como no caso dos trabalhos desenvolvidos por Antunes et al. (2007), Neil et al. (2009), Aluma et al. (2011), Rocha et al. (2011), Rozon-

Ramilo et al. (2011), Herlory et al. (2013) e Gagnaire et al. (2015). Estes últimos, por exemplo, utilizaram peixes da espécie *Rutilus rutilus* para mensurarem o potencial de toxicidade das águas e sedimentos de um complexo de cavas abandonadas. Para tanto, exemplares da espécie foram confinados em gaiolas dipostas nas águas do lago durante 28 dias. Ao longo desse período, foram avaliados aspectos como estresse oxidativo, neurotoxicidade e parâmetros fisiológicos, tendo sido identificadas claras relações de causa e efeito sobre os organismos-teste utilizados.

Assim, considerando os resultados das análises químicas descritos no presente artigo, a ausência de indícios explícitos de efeitos adversos dos contaminantes sobre os organismos-teste e o fato de que os trabalhos identificados ao longo da revisão bibliográfica realizada desenvolveram processos investigativos que avançaram até, no máximo, a associação das abordagens Química e Ecotoxicológica, foi necessário o desenvolvimento de análises genotoxicológicas.

3.4. Análises Genotoxicológicas

Os resultados obtidos com o Ensaio Cometa podem ser observados nas Figuras 8 a 10, respectivamente.

Figura 8 - Resultados do parâmetro Porcentagem de DNA na Cauda para a amostra de água da Cava Maior.

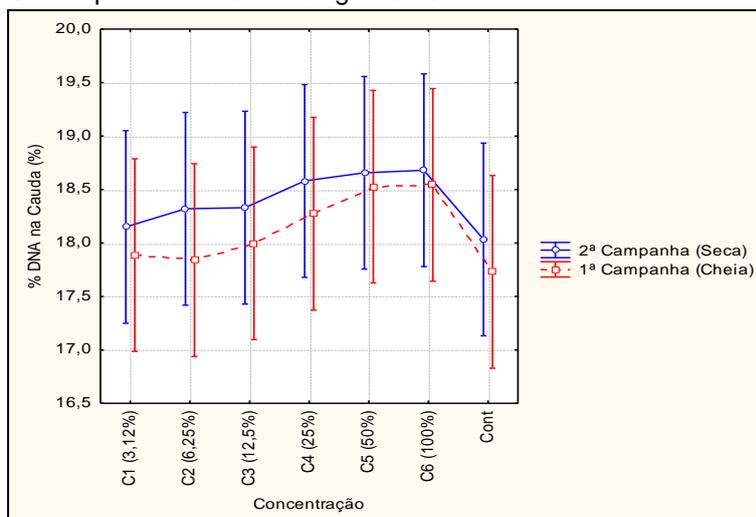


Figura 9 - Resultados do parâmetro Porcentagem de DNA na Cauda para a amostra de água da Cava Menor.

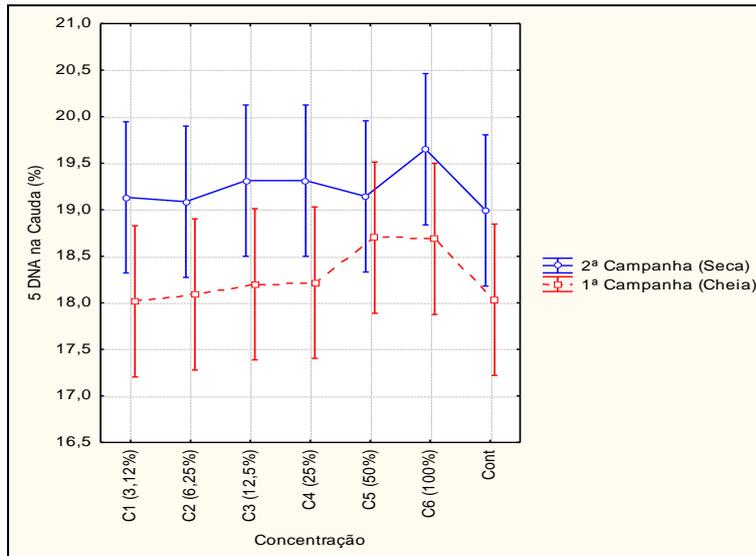
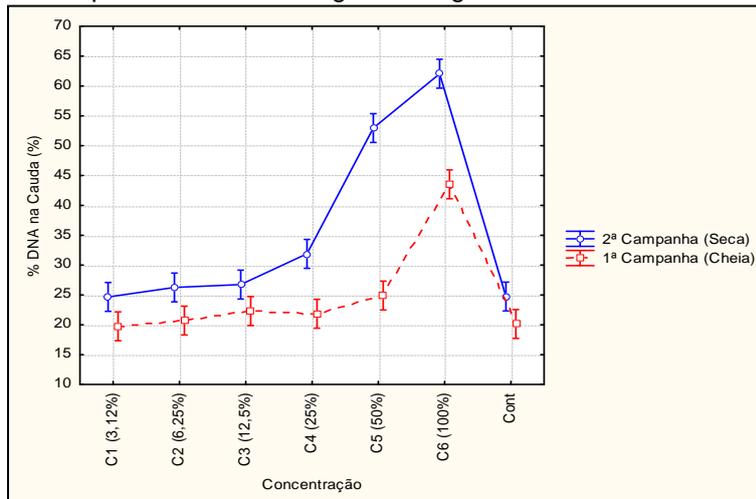


Figura 10 - Resultados do parâmetro Porcentagem de DNA na Cauda para a amostra de água do Lago Azul.

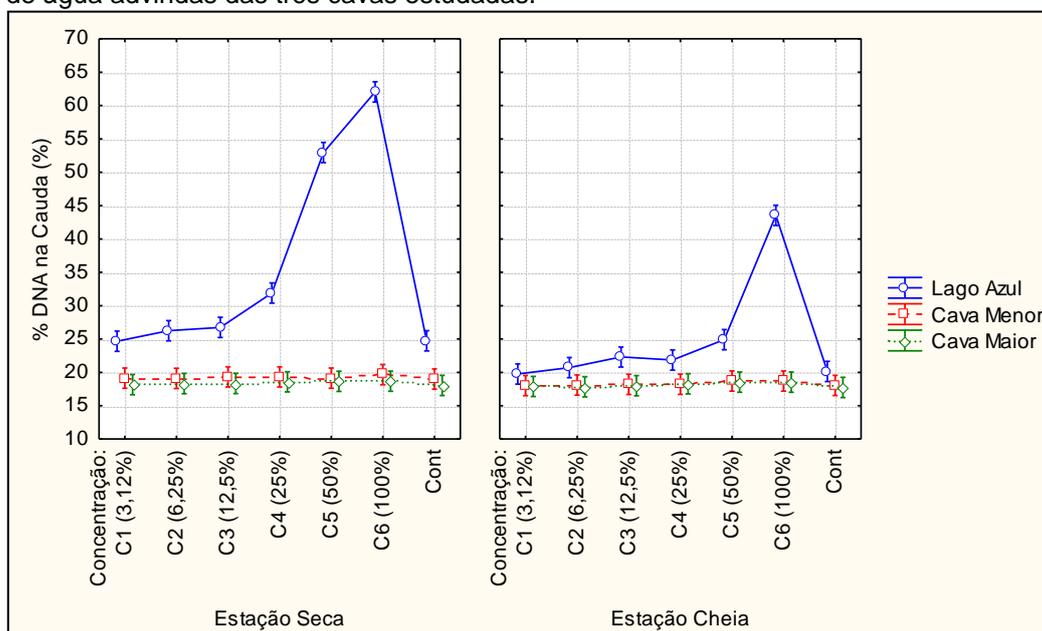


Segundo Dallegrave et al. (2003), é sabido que pesquisas genotóxicológicas objetivam mensurar os possíveis efeitos de substâncias específicas sobre organismos-teste que, quando expostos aos elementos químicos de interesse, podem apresentar danos genéticos avindos de quebras em fitas simples ou duplas de DNA. De acordo com Younes e Galal-Gorchev (2000), caso essas mutações atinjam a população de organismos testados nos quesitos reprodução e taxa de crescimento, por exemplo, se fixem e provoquem alterações hereditárias, então a estrutura da comunidade biológica exposta

poderá ser afetada, causando desequilíbrios ambientais (ACHARY et al., 2008; BARBOSA et al., 2010).

Nesse sentido, ao contrário das águas das Cavas Maior e Menor, que não acusaram potencial genotóxico em nenhum dos ensaios realizados, as águas do Lago Azul apresentaram genotoxicidade para as duas estações sazonais avaliadas, conforme pode ser visualizado, a título de comparação com as demais cavas, na Figura 11, disposta a seguir.

Figura 11 - Resultados do parâmetro Porcentagem de DNA na Cauda para as amostras de água advindas das três cavas estudadas.



Danos ao DNA dos exemplares de *Danio rerio* foram estatisticamente significativos para o Lago Azul a partir da concentração 25% (C4) nas amostras obtidas durante a 2ª Campanha (estação seca), e de 50% (C5) nas da 1ª Campanha (estação chuvosa). Nas demais concentrações, não foram observadas diferenças relevantes. Sazonalmente, as águas dessa cava apresentaram maior potencial genotóxico durante a estação de estiagem, quando as concentrações dos elementos químicos analisados se mostram mais elevadas que as observadas nas amostras coletadas durante o período chuvoso.

Sabe-se que a maioria das mutações observadas em organismos expostos a uma determinada situação de *stress* é induzida pelos agentes aos quais estiveram em contato, principalmente em virtude da afinidade de ligação

entre os componentes celulares e as substâncias tóxicas. É sabido que metais são, em sua grande maioria, cumulativos nos organismos, podendo provocar diversos danos à saúde, como alterações nos sistemas nervoso, respiratório, digestivo, intestinal e cardiovascular, interferências na medula óssea e rins, destruição de mucosas e órgãos internos e surgimento de câncer. Portanto, apresentam risco à saúde dos seres vivos em geral (ESPÍNDOLA et al., 2000; AZEVEDO e CHASIN, 2004; MOERI et al., 2004; MOERI et al., 2007; ZAGATTO e BERTOLETTI; 2008). Assim, no caso deste estudo, todos os metais encontrados nas águas do Lago Azul em elevadas concentrações – chumbo, cádmio, alumínio, cobre, manganês, níquel e zinco – são reconhecidamente perigosos aos seres vivos em geral (ANSARI et al., 2004; AHMAD et al., 2005; CHAALAL et al., 2005; DERUIBE et al., 2007; ARUNAKUMARA e XUECHENG, 2008; VALE et al., 2011).

Complementarmente, além das águas do Lago Azul apresentarem elevadas concentrações de substâncias químicas potencialmente tóxicas, também são ácidas. Nesse sentido, Marques et al. (2012) explicam que o pH é fator determinante no controle da precipitação ou dissolução de minerais presentes na coluna hídrica e que, quanto mais ácido for o meio, maior será a tendência dos elementos químicos se dissolverem e ficarem disponíveis. De fato, as águas dessa cava se mostraram mais ácidas na época seca, ocasião em que as concentrações dos parâmetros químicos analisados foram mais elevadas. Portanto, a combinação desses dois fatores promoveu danos ao DNA dos organismos-teste, mesmo não tendo sido observado nenhum efeito degradante explícito durante os ensaios ecotoxicológicos.

4. CONCLUSÃO

As águas das três cavas pesquisadas demonstraram diferenças significativas de concentrações dos elementos químicos analisados, predominantemente crescentes no sentido da superfície ao fundo e mais elevadas durante a estação seca. Nesse sentido, as Cavas Maior e Menor tiveram qualidade hídrica satisfatória, à exceção da concentração de cloreto para

esta última. O Lago Azul, por sua vez, se encontra ambientalmente comprometido, pois está em processo de mineralização e condicionamento geológico intenso, tendo apresentado elevadas concentrações de diversos analitos potencialmente tóxicos, a saber: alumínio, cádmio, chumbo, cobre, manganês, níquel e zinco.

Os resultados dos bioensaios não demonstraram a ecotoxicidade das águas de nenhuma das cavas estudadas, mas apenas alterações comportamentais nos organismos-teste expostos às concentrações de 50,0% e 100,0% das amostras de água do Lago Azul coletadas durante o período de estiagem, resultado que corrobora com a baixa qualidade hídrica sazonal desse ambiente. Da mesma forma, os ensaios genotóxicológicos demonstraram que apenas as águas do Lago Azul apresentaram comprometimento, pois foram observadas frequências elevadas de cometas em relação ao controle negativo a partir da concentração de 25% (seca) e de 50% (chuva). Verifica-se, portanto, que as mudanças ambientais na área dessa cava se apresentam intensas, notadamente no período de estiagem.

Por último, embora as águas das Cavas Maior e Menor não tenham se mostrado qualitativamente alteradas como no caso do Lago Azul, o comprometimento ambiental de ambas ainda não está descartado, pois considerando que as concentrações de elementos químicos se mostraram crescentes no sentido da superfície ao fundo em suas águas, é possível que seus sedimentos estejam quimicamente alterados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACHARY, V.M.M.; JENA, S.; PANDA, K.K.; PANDA, B.B. Aluminium induced oxidative stress and DNA damage in root cells of *Allium cepa* L. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 70: 300-310. 2008.

AHMAD, I.; ZAFAR, S.; AHAMAD, F. Heavy metal biosorption potencial os *Aspergillus* and *Rizopus* sp. isolated from wastewater treated soil. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 9: 123-126. 2005.

ALUMA, E.; HASSETT, R.P.; JOHNSON, K. Short communication: a 24 hour ecotoxicity test for acid mine drainage using hatching success in *Daphnia magna*. *J. Appl. Sci. Environ. Manage*, 15: 231-234. 2011.

ANSARI, T.M.; MARR, I.L.; TARIQ, N. Heavy metals in marine pollution perspective: a mini review. *Journal of Applied Sciences*, 4: 1-20. 2004.

ANTUNES, S.C.; DE FIGUEIREDO, D.R.; MARQUES, S.M.; CASTRO, B.B.; PEREIRA, R.; GONÇALVES, F. Evaluation of water column and sediment toxicity from an abandoned uranium mine using a battery of bioassays. *Science of the Total Environment*, 374: 252-259. 2007.

ARUNAKUMARA, K.K.I.U.; XUECHENG, Z. Heavy metal bioaccumulation and toxicity with special reference to microalgae. *Journal of Ocean University of China*, 7: 60-64. 2008.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNTa. Norma brasileira de regulamentação nº 15.469: ecotoxicologia aquática – preservação e preparo de amostras. São Paulo, SP: ABNT. 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNTb. Norma brasileira de regulamentação nº 15.499: ecotoxicologia aquática – toxicidade crônica de curta duração – método de ensaio com peixes. São Paulo, SP: ABNT. 2007.

AYUSO, R.A.; FOLEY, N.K.; SEAL II, R.R.; BOVE, M.; CIVITILLO, D.; COSENZA, A.; GREZZI, G. Lead isotope evidence for metal dispersal at the Callahan Cu-Zn-Pb mine: goose pond tidal estuary, Maine, USA. *Journal of Geochemical Exploration*, 126-127: 1-22. 2013.

AZEVEDO, F.A.; CHASIN, A.A.M. As bases toxicológicas da ecotoxicologia. São Carlos, SP: Rima. 2004.

BARBOSA, J.S.; CABRAL T.M.; FERREIRA, D.N.; AGNEZ-LIMA, L.F.; BATISTUZZO DE MEDEIROS, S.R. Genotoxicity assessment in aquatic environment impacted by the presence of heavy metals. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73: 320-325. 2010.

BERTOLETTI, E. Determinação da toxicidade crônica para *Danio rerio*. *Jornal da Sociedade brasileira de Ecotoxicologia*, 4: 1-7. 2009.

BOWELL, R.J; PARSHLEY, J.V. Control of pit-lake water chemistry by secondary minerals, Summer Camp pit, Getchell mine, Nevada. *Chemical Geology*, 215: 373-385. 2005.

BRANDENBERGER, J.; LOUCHOUARN, P.; HERBERT, B.; TISSOT, P. Geochemical and hydrodynamic controls on arsenic and trace metal cycling in a seasonally stratified US sub-tropical reservoir. *Applied Geochemistry*, 19: 1601-1623. 2004.

BÜCHER, A.; CARVALHO, W.; ALVES-GOMES, J.A. Avaliação da mutagênese e genotoxicidade em *Eigenmania virescens* (Teleostei: Gymnotiformes) expostos ao benzeno. *Acta Amazonica*, 36: 357-364. 2006.

CASTENDYK, D.N.; MAUK, J.L.; WEBSTER, J.G. A mineral quantification method for wall rocks at open pit mines, and application to the Martha Au-Ag mine, Waihi, New Zeland. *Applied Geochemistry*, 20: 135-156. 2005.

CASTRO, J.M.; MOORE, J.N. Pit lakes: their characteristics and the potential for their remediation. *Environmental Geology*, 39: 1254-1260. 2000.

CHAALAL, O; ZEKRI, A.Y.; ISLAM, R. Uptake of heavy metals by microorganisms: an experimental approach. *Energy Sources*, 27: 87-100. 2005.

COLLINS, A.; SMITH, A.; SPEIT, G.; THYBAUD, V.; TICE, R.R. Recommendations for conducting the in vivo alkaline Comet assay. *Mutagenesis*, 18: 45-51. 2003.

COSTA, C.R.; OLIVI, P.; BOTTA, C.M.R.; ESPINDOLA, E.L.G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Química Nova*, 7: 1820-1830. 2008.

CZOP, M.; MOTYKA, J.; SRACEK, O.; SZUWARZYNSKI, M. Geochemistry of the hyperalkaline Gorka pit lake (pH>13) in the Chrzanow region, southern Poland. *Water, Air, and Soil Pollution*, 214: 423-434. 2011.

DALLEGRAVE, E.; MANTESE, F.D.; COELHO, R.S.; PEREIRA, J.D.; DALSENTER, P.R.; LANGELOH, A. The teratogenic potential of the herbicide glyphosateRoundup† in Wistar rats. *Toxicology Letters*, 142: 45-52. 2003.

DAVIS, A.; ASHENBERG, D. The aqueous geochemistry of the Berkeley Pit, Butte, Montana, U.S.A. *Applied Geochemistry*, 4: 23-36. 1989.

DELGADO-MARTIN, J.; JUNCOSA-RIVERA, R.; FALCÓN-SUÁREZ, I.; CANAL-VILA, J. Four years of continuous monitoring of the Meirama end-pit lake and its impact in the definition of future uses. *Environ Sci Pollut Res*, 10: 1610-1618. 2013.

DENIMAL, S.; BERTRAND, C.; MUDRY, J.; PAQUETTE, Y.; HOCHART, M.; STEINMANN, M. Evolution of the aqueous geochemistry of mine pit lakes – Blanzey-Montceau-les-Mines coal basin (massif central, France): origin of sulfate contents; effects of stratification on water quality. *Applied Geochemistry*, 20: 825-839. 2005.

DERUIBE, J.O.; OGWUEGBU, M.O.C.; EGWURUGWU, J.N. Heavy metal pollution and human biotoxic effects. *International Journal of Physical Science*, 2: 112-118. 2007.

EDBERG, F.; ANDERSON, A.F.; HOLMSTRÖM, S.J.M. Bacterial community composition in the water column of a lake formed by a former uranium open pit mine. *Microb Ecol*, 64: 870-880. 2012.

ESPÍNDOLA, E.L.G.; PASCHOAL, C.M.R.B.; ROCHA, O.; BOHRER, M.B.C.; OLIVEIRA NETO, A.L. *Ecotoxicologia, perspectivas para o século XXI*. São Carlos, SP: Rima. 2000.

GAGNAIRE, B.; BADO-NILLES, A.; BETOULLE, S.; AMARA, R.; CAMILLERI, V.; CAVALIÉ, I.; CHADILI, E.; DELAHAUT, L.; KERAMBRUN, E.; ORJOLLET, D.; PALLUEL, O.; SANCHEZ, W. Former uranium mine-induced effects in caged roach: a multiparametric approach for the evaluation on in situ metal toxicity. *Ecotoxicology*, 24: 215-231. 2015.

GAMMONS, C.H.; PAPE, B.L.; PARKER, S.R.; POULSON, S.R.; BLANK, C.E. Geochemistry, water balance, and stable isotopes of a "clean" pit lake at an abandoned tungsten mine, Montana, USA. *Applied Geochemistry*, 36: 57-69. 2013.

GYORI, B.M.; VENKATACHALAM, G.; THIAGARAJAN, P.S.; HSU, D.; CLEMENT, M.V. Open Comet: An automated tool for comet assay image analysis. *Redox Biol*, 2: 457-465. 2014.

HERLORY, O.; BONZOM, J.M.; GILBIN, R.; FRELON, S.; FAYOLLE, S.; DELMAS, F.; COSTE, M. Use of diatom assemblages as biomonitor of the impact of treated uranium mining effluent discharge on a stream: case study of the Ritord watershed (center-west France). *Ecotoxicology*, 10.1007/s10646-013-1106-5. 2013.

HRDINKA, T.; SOBR, M.; FOTT, J.; NEDBALOVÁ, L. The unique environment of the most acidified permanently meromictic lake in the Czech Republic. *Limnologia*, 43: 417-426. 2013.

INDA, A.V.; QUIÑONES, O.R.G.; GIASSON, E.; BISSANI, C.A.; DICK, D.P.; NASCIMENTO, P.C. Atributos químicos relacionados ao processo de sulfurização em solos construídos após mineração de carvão. *Ciência Rural*, 5: 1060-1067. 2010.

KOSCHORRECK, M.; WENDT-POTTHOFF, K. A sediment exchange experiment to assess the limiting factors of microbial sulfate reduction in acidic mine pit lakes. *Journal Soils Sediments*, 12: 1615-1622. 2012.

KUMARAVEL, T.S.; JHA, A.N. Reliable comet assay measurements for detecting DNA damage induced by ionising radiation and chemicals. *Mutat. Res.*, 605: 7-16. 2007.

LOTTERMOSER, B.G.; ASHLEY, P.M.; COSTELLOE, M.T. Contaminant dispersion at the rehabilitated Mary Kathleen uranium mine, Australia. *Environ Geol*, 48: 748-761. 2005.

MAGALHÃES, D.P.; FERRÃO FILHO, A.S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos *Oecol. Bras.*, 12: 355-381. 2008.

MARQUES, E.D.; TUBBS, D.; GOMES, O.V.O.; SILVA-FILHO, E.V. Influence of acid sand pit lakes in surrounding groundwater chemistry, Sepetiba sedimentary basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Geochemical Exploration*, 112: 306-321. 2012.

MIGASZEWSKI, Z.M.; GALUSZKA, A.; HALAS, S.; DOLEGOWSKA, S.; DABEK, J.; STARNAWSKA, E. Geochemistry and stable sulfur and oxygen isotope ratios of the Podwisniówka pit pond water generated by acid mine drainage (Holy Cross Mountains, south-central Poland). *Applied Geochemistry*, 23: 3620-3634. 2008.

MIRLEAN, N.; CASARTELLI, M.R.; GARCIA, M.R.D. Propagação da Poluição Atmosférica por Flúor nas Águas Subterrâneas e Solos de Regiões Próximas às Indústrias de Fertilizantes (Rio Grande, RS). *Revista Química Nova*, 25. 191-195. 2002.

MOERI, E.; COELHO, R.; MARKER, A. *Remediação e revitalização de áreas contaminadas*. São Paulo, SP: Signus. 2004.

MOERI, E.N.; RODRIGUES, D.; NIETERS, A. *Áreas contaminadas: remediação e revitalização*. São Paulo, SP: Signus. 2007.

MOLLEMA, P.N.; STUYFZAND, P.J.; JUHÁSZ-HOLTERMAN, M.H.A.; VAN DIEPENBEEK, P.M.J.A.; ANTONELLINI, M. Metal accumulation in an artificially recharged gravel pit lake used for drinking water supply. *Journal of Geochemical Exploration*, 150: 35-51. 2015.

MONJEZI, M.; SHAHRIAR, K.; DEGHANI, H.; NAMIN, F.S. Environmental impact assessment of open pit mining in Iran. *Environmental Geology*, 58: 205-216. 2009.

MOSER, M.; WEISSE, T. The most acidified austrian lake in comparison to a neutralized mining lake. *Limnologica*, 41: 303-315. 2011.

NEIL, L.L.; MCCULLOUGH, C.D.; LUND, M.A.; EVANS, L.H.; TSVETNENKO, Y. Toxicity of acid mine pit lake water remediated with limestone and phosphorus. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72: 2046-2057. 2009.

OLIVE, P.L.; BANATH, J.P.; DURAND, R.E. Heterogeneity in radiation induced DNA damage and repair in tumor and normal cells measured using the "Comet" Assay. *Radiation Research*, 122: 86-94. 1990.

PELLICORI, D.A.; GAMMONS, C.H.; POULSON, S.R. Geochemistry and stable isotope composition of the Berkeley pit lake and surrounding mine Waters, Butte, Montana. *Applied Geochemistry*, 20: 2116-2137. 2005.

PESSOA, G.P.; SILVEIRA, P.M.; SOUSA, M.R.; SOUZA, N.C.; SANTOS, A.B. Utilização de testes de ecotoxicidade na análise da eficiência de estações de tratamento de esgoto utilizando *Daphnia magna* como bioindicador. In: 26º Congresso Brasileiro de Eng. Sanitária e Ambiental. Anais. Porto Alegre, RS: ABES. 2011.

RAMSTEDT, M.; CARLSSON, E.; LÖVGREN, L. Aqueous geochemistry in the Udden pit lake, northern Sweden. *Applied Geochemistry*, 18: 97-108. 2003.

RIBEIRO, R.A. Contribuição ao Estudo do Fluoreto nas Águas Subterrâneas da Bacia do Médio Tietê – caracterização e metodologias propostas para sua extração. Dissertação de Mestrado. São Paulo, SP: USP. 1992.

ROCHA, L.; RODRIGUES, S.M.; LOPES, I.; SOARES, A.M.V.M.; DUARTE, A.C.; PEREIRA, E. The water-soluble fraction of potentially toxic elements in contaminated soils: relationships between ecotoxicity, solubility and geochemical reactivity. *Chemosphere*, 84: 1495-1505. 2011.

ROZON-RAMILO, L.D.; DUBÉ, M.G.; RICKWOOD, C.J.; NIYOGI, S. Examining the effects of metal mining mixtures on fathead minnow (*Primephales promelas*) using field-based multi-trophic artificial streams. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74: 1536-1547. 2011.

SÄMY, C.H.; TORRENS, B.M.O.; MEDEIROS, S.H.W. Estudo do impacto ambiental na bacia do rio do Braço através de análises ecotoxicológicas. *Revista de Ciências Ambientais*, 4: 45-55. 2010.

SÁNCHEZ-ESPAÑA, J.; PAMO, E.L.; PASTOR, E.S.; ERCILLA, M.D. The acidic mine pit lakes of the Iberian Pyrite Belt: an approach to their physical limnology and hydrogeochemistry. *Applied Geochemistry*, 23: 1260-1287. 2008.

SANTOFIMIA, E.; LÓPEZ-PAMO, E.; REYES, J. Changes in stratification and iron redox cycle of an acidic pit lake relation with climatic factors and physical processes. *Journal of Geochemical Exploration*, 116-117: 40-50. 2012.

SHUQAIR, S.M.S. Estudo da Contaminação do Solo e Água Subterrânea por Elementos Tóxicos Originados dos Rejeitos de Minas de Carvão de Figueira no Estado do Paraná. Tese de Doutorado. São Paulo, SP: USP. 2002.

SILVA, J.; ERDTMANN, B.; HENRIQUES, J.A.P. Genética toxicológica. Porto Alegre, RS: Alcance. 2003.

SINGH, N.P.; MCCOY, M.T.; TICE, R.R.; SCHNEIDER, E.L. A simple technique for quantitation of low levels of DNA damage in individual cells. *Exp Cell Res*, 175: 184-191. 1988.

SISINNO, C.L.S.; OLIVEIRA-FILHO, E.C. *Princípios de toxicologia ambiental*. Rio de Janeiro, RJ: Interciência. 2013.

SKIPPERUD, L.; JØRGENSEN, A.G.; HEIER, L.S.; SALBU, B.; ROSSELAND, B.O. Po-210 and Pb-210 in water and fish Taboshar uranium mining pit lake, Tajikistan. *Journal of Environmental Radioactivity*, 123: 82-89. 2013.

TRIANAFYLLIDIS, S.; SKARPELIS, N. Mineral formation in an acid pit lake from a high-sulfidation ore deposit: Kirki, NE Greece. *Journal of Geochemical Exploration*, 88: 68-71. 2006.

VALE, M.S.; ABREU, K.V; GOUVEIA, S.T.; LEITÃO, R.C. SANTAELLA, S.T. Efeito da toxicidade de Cr (VI) e Zn (II) no crescimento do fungo filamentoso *Aspergillus niger* isolado de efluente industrial. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 3: 237-244. 2011.

VIANA, M.G.; PIMENTEL, M.M.; WHITEHOUSE, M.J.; FUCK, R.A.; MACHADO, N. O Arco Magmático de Mara Rosa, Goiás: geoquímica e geocronologia e suas implicações regionais. *Revista Brasileira de Geociências*, 25: 111-123. 1995.

VILLAIN, L.; ALAKANGAS, L.; ÖHLANDER, B. The effects of backfilling and sealing the waste rock on water quality at the Kimheden open-pit mine, northern Sweden. *Journal of Geochemical Exploration*, 134: 99-110. 2013.

VON SPERLING, E.; JARDIM, F.A.; GRANDCHAMP, C.A.P. Qualidade da água durante a formação de lagos profundos em cavas de mineração: estudo de caso do lago de Águas Claras – MG. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, 9: 250-259. 2004.

YOUNES, M.; GALAL-GORCHEV, H. *Food Chemistry*. *Toxicology*, 38: 587-598. 2000.

YUCEL, D.S.; BABA, A. Geochemical characterization of acid mine lakes in northwest Turkey and their effect on the environment. *Arch Environ Contam Toxicol*, 64: 357-376. 2013.

ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. *Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações*. São Carlos, SP: Rima. 2008.

ZHU, X.; ZHU, L.; LI, Y.; DUAN, Z.; XHEN, W.; ALVAREZ, P.J.J. Developmental toxicity in zebrafish (*Danio rerio*) embryos after exposure to manufactured nanomaterials: buckminsterfullerene aggregates (nC60) and fullerol. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26: 976-979. 2007.

CAPÍTULO III

Avaliação Química, Ecotoxicológica e Genotoxicológica de Sedimentos de Cavas de Mineração a Céu Aberto

Bárbara, V.F.; Brait, C.H.H.; Pereira, J.; Alves, T.; Franco, F.; Silva Neto, H.A.;
Silva, D.M.; Tavares, M.G.O.; Antoniosi Filho, N.R.

Universidade Federal de Goiás, Campus Samambaia, Instituto de Química,
Goiânia, Goiás, Brasil. CEP: 74690-900.
E-mail: nelson@quimica.ufg.br

RESUMO

A indústria da mineração é conhecida pelos intensos impactos ambientais que desencadeia, principalmente quando desenvolve suas atividades a céu aberto. Cavas de minas são formadas em jazidas exauridas e podem se constituir em promissoras oportunidades de uso para a sociedade ou em preocupantes passivos ambientais. Embora essas bacias artificiais estejam aumentando numericamente em várias partes do mundo, ainda são pouco conhecidas, o que torna sua gestão ambiental desafiadora. O presente trabalho teve como principal objetivo avaliar a qualidade ambiental dos sedimentos de três cavas de ouro desativadas localizadas no município de Mara Rosa, Goiás, Brasil, mediante análises químicas, ecotoxicológicas e genotoxicológicas. Para tanto, amostras foram coletadas no auge da estação seca e submetidas à análise de metais e ânions. Na sequência, testes ecotoxicológicos agudos e genotoxicológicos – Ensaio Cometa – foram desenvolvidos com exemplares de peixes da espécie *Danio rerio*, nas concentrações de 3,1%; 6,2%; 12,5%; 25,0%; 50,0% e 100,0%, além do grupo controle. Os resultados indicam que as três cavas estão ambientalmente comprometidas, especialmente o Lago Azul, cujas águas e sedimentos se mostram submetidos a intenso processo de condicionamento geológico. Os dados obtidos com os bioensaios não comprovaram a ecotoxicidade dos sedimentos de nenhuma das cavas, mas apenas alterações comportamentais nos organismos-teste expostos às concentrações de 25,0%, 50,0% e 100,0% das amostras do Lago Azul. Em relação aos sedimentos, foram detectados danos ao DNA nos três ambientes pesquisados, sendo que o Lago Azul se mostrou genotoxicologicamente mais comprometido.

Palavras-chave: metais tóxicos; *Danio rerio*; Porcentagem de DNA na Cauda.

Chemical, Ecotoxicological and Genotoxicological Evaluation of Sediments of Open Pit Mine Lakes in Goiás (Brazil)

ABSTRACT

The mining industry is known for the intense environmental impacts it triggers, especially when it is developed in the open. Mine pit lakes are formed in depleted deposits and may be promising opportunities for use by society as well as troubling environmental liabilities. While these artificial basins are increasing numerically in many parts of the world, they are still little known, which makes their environmental management challenging. The main objective of this study was to evaluate the environmental quality of sediments from three deactivated open-pit gold mines, located in the municipality of Mara Rosa, Goiás, Brazil, through chemical, ecotoxicological and genotoxicological analyzes. For this purpose were collected samples in the dry season boom, and subsequently analyzed by metals and anions. In sequence, acute ecotoxicological and genotoxicological tests - Comet Assay - were developed with fish of the species *Danio rerio*, in concentrations of 3.1%; 6.2%; 12.5%; 25.0%; 50.0% and 100.0%, in addition to the control group. The results indicated that the three lakes are environmentally compromised, especially Lago Azul, whose waters and sediments are undergoing an intense process of geological conditioning. The data obtained from the bioassays did not verify the ecotoxicity of the sediments of any of the lakes, only behavioral alterations in the test organisms exposed to the concentrations of 25.0%, 50.0% and 100.0% of the samples obtained in the Lago Azul were observed. In relation to the sediments, DNA damage was detected in the three environments investigated, being that the Lago Azul was genotoxicologically more compromised.

Keywords: toxic metals; *Danio rerio*; Percente of DNA in the Tail.

1. INTRODUÇÃO

Devido à crescente demanda por minerais, essa atividade econômica vem se configurando como uma das principais desenvolvidas por muitos países. O Brasil, detentor de um dos maiores potenciais geológicos do mundo, se destaca nesse contexto e deverá ampliar consideravelmente seus complexos minerários nos próximos anos (IBRAM, 2013).

Contudo, os desafios da gestão ambiental do setor são grandes e requerem esforços conjuntos de toda a sociedade. Não são raros os casos de acelerada diminuição da qualidade de recursos naturais como solo e águas superficiais e subterrâneas em áreas mineradas, especialmente na fase de pós-operação de empreendimentos que, muitas vezes, são abandonados sem que tenham sido implementadas todas as medidas de controle e recuperação ambiental necessárias (CALIJURI e CUNHA, 2013).

Minerações auríferas se destacam nesse contexto, pois o ouro normalmente está associado a rochas sulfetadas originalmente em equilíbrio químico que, quando em contato com a água e o ar, podem fomentar o surgimento de drenagem ácida de mina (DAM). A DAM possui elevado potencial de degradação ambiental, pois é ácida e rica em metais tóxicos dissolvidos, sendo responsável pelo surgimento de inúmeras áreas contaminadas ao redor do mundo (SÁNCHEZ, 2008; ROMERO et al., 2010).

Cavas de mineração, apesar de ambientalmente complexas, vêm sendo cogitadas para uso como alternativas de recuperação ou em atividades humanas selecionadas. Todavia, estudos que buscaram mensurar o grau de comprometimento ambiental desses lagos artificiais ainda são raros na literatura científica (DELGADO-MARTIN et al., 2013; MOLLEMA et al., 2015), especialmente no tocante aos aspectos associados à qualidade de sedimentos.

Nesse sentido, Autores como Furtado et al. (2002), Pereira et al. (2007) e Esteves (2011) esclarecem que sedimentos integram um dos mais importantes compartimentos associados aos ecossistemas aquáticos, pois se constituem em um estoque temporalmente cumulativo de compostos químicos tóxicos. Por outro lado, ainda que a princípio a coluna d'água apresente boa qualidade,

sedimentos contaminados acomodados no fundo podem se ressuspender devido a processos antrópicos, como de bombeamento de água, ou mesmo naturais, como de estratificação térmica (RAMSTEDT et al., 2003; DENIMAL et al., 2005; EDBERG et al., 2012) e, conseqüentemente, reintroduzir elementos tóxicos na água, tornando-a potencialmente prejudicial aos seres vivos.

Dependendo do uso que se pretende dar às cavas, avaliações mais amplas e profundas são necessárias para que se compreenda melhor os riscos potenciais associados a esses ambientes. Nesse sentido, análises ecotoxicológicas são entendidas como alternativas avançadas de monitoramento e avaliação do meio natural, pois agregam aspectos nas avaliações ambientais, possibilitando obter respostas mais profundas sobre o recurso analisado. Bioensaios são desenvolvidos com organismos-teste específicos que, após expostos às substâncias de interesse, fundamentam o estabelecimento de relações de causa e efeito, permitindo antever os riscos potenciais a que o meio natural possa estar exposto caso entre em contato com elementos tóxicos (AZEVEDO e CHASIN, 2004; KNIE e LOPES, 2004; ZAGATTO, 2008; SÄMY et al., 2010).

Nesse sentido, Mozeto et al. (2006) esclarecem que elementos químicos como metais normalmente se encontram adsorvidos às partículas dos sedimentos ou dissolvidos entre seus poros, o que torna a avaliação ecotoxicológica dessas águas intersticiais muito importante. Contudo, embora algumas pesquisas tenham avaliado a qualidade química de sedimentos de cavas ao redor do mundo, os trabalhos que buscaram analisar conjuntamente seus aspectos químicos e ecotoxicológicos ainda são poucos e recentes (LOTTERMOSER et al., 2005; ANTUNES et al., 2007; NEIL et al., 2009; ALUMA et al., 2011; ROZON-RAMILO et al., 2011; ROCHA et al., 2011; HERLORY et al., 2013; SKIPPERUD et al., 2013; GAGNAIRE et al., 2015). Ademais, considerando o potencial genotoxicológico desse compartimento ambiental, estudos com esse enfoque são desconhecidos.

A cidade de Mara Rosa (Goiás – Brasil) conviveu com extrações auríferas em garimpos de aluvião por décadas, porém, nos últimos anos essa atividade rudimentar deu lugar a grandes empresas de mineração a céu aberto que se

instalaram na região, atualmente desativadas. O passivo ambiental oriundo das práticas de mineração desenvolvidas no Município não foi recuperado a contento, sendo constituído principalmente por três cavas situadas em sua área rural, nas quais se formaram lagos artificiais. Além disso, os sedimentos presentes nessas unidades, seus possíveis elementos tóxicos e suas relações de causa e efeito sobre organismos-teste padronizados nunca foram analisados à luz da Química e da Toxicologia Ambiental, o que torna seus efeitos ambientais potenciais desconhecidos.

Assim, o presente trabalho teve como principal objetivo avaliar a qualidade ambiental dos sedimentos de três cavas de ouro desativadas localizadas no município de Mara Rosa, Goiás, Brasil, mediante análises químicas, ecotoxicológicas e genotoxicológicas.

2. METODOLOGIA

2.1. Caracterização da Área de Estudo

Os lagos de mineração existentes em Mara Rosa foram denominados neste estudo de Cava Maior (com área aproximada de 1,7 ha), Cava Menor (0,7 ha) e Lago Azul (2,8 ha) (Figura 1).

As Cavas Maior e Menor, exploradas até 1995, são isoladas e estão parcialmente circundadas por vegetação introduzida. O Lago Azul, o maior dos três, também foi formado nos anos 90 e é o principal ponto turístico de Mara Rosa (Figuras 2 e 3).

A área pesquisada se localiza na Bacia do Rio Tocantins, em uma sequência de idade Neoproterozoica que é parte integrante do Arco Magmático de Goiás, situado na província Tocantins. O solo local é constituído pela associação de Latossolos, Nitossolos, Plintossolos de textura argilosa, Gleissolos e Cambissolos associados a Neossolos Litólicos, conforme descrito por Viana et al. (1995).

Figura 1 - Localização da área de estudo: Cavas Maior, Menor e Lago Azul, situados no município de Mara Rosa, norte do Estado de Goiás.

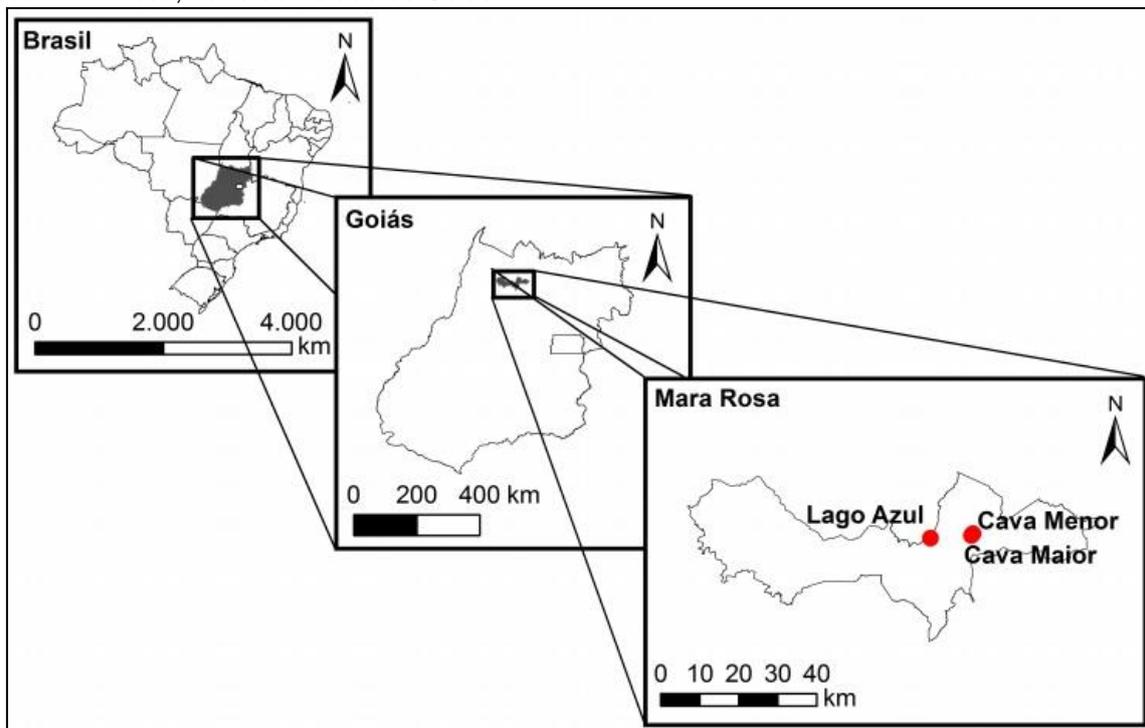


Figura 2 - Imagens gerais da a) Cava Menor e b) Cava Maior. Em 'c' e 'd', visualiza-se o Lago Azul e suas águas, de acentuada transparência.



2.2. Delineamento Amostral

Amostras de sedimentos foram coletadas em cada cava no auge da estação seca (EDBERG et al., 2012), em campanha amostral realizada em agosto/2016. Complementarmente, foram obtidas amostras de água na superfície (S), meio (M) e fundo (F), de forma a caracterizar quimicamente o perfil hídrico dos lagos. As coordenadas geográficas de cada ponto amostral (Tabela 1), foram obtidas com um GPS da marca Garmin, modelo GPSMAP 62sc.

Tabela 1 - Dados detalhados das campanhas de campo.

Local	Coordenadas Geográficas	Dados da Coleta
Cava Menor	13°58'16,65"S/49°10'34,33"O	29/08/2016 (08:48 h)
Cava Maior	13°58'28,37"S/49°10'45,17"O	29/08/2016 (09:51 h)
Lago Azul	13°58'51,01"S/49°16'27,24"O	30/08/2016 (09:12 h)

As coletas foram realizadas com o auxílio de um bote inflável da marca Intex, modelo Seahawk 3. As amostras de água foram obtidas com uma Garrafa de Van Dorn Horizontal de PVC (2 L), da Alfakit, ligada a um cabo de 4 mm de diâmetro e 60 m de comprimento, dotado de um disparador metálico. Por sua vez, os sedimentos foram coletados com o auxílio de uma Draga de Van Venn de aço (2 L), da Solo Stocks, também ligada a um cabo de 60 m.

2.3. Análises Químicas

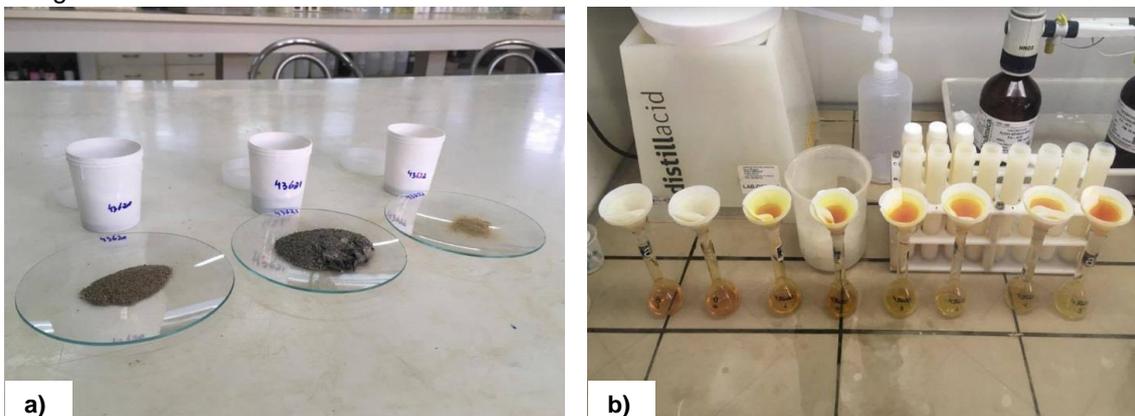
As variáveis temperatura e pH da água foram medidas *in loco* com um termômetro digital da marca Incoterm, modelo Med Flex, e um peagâmetro portátil da Ômega, modelo PHH5012, respectivamente.

Todas as amostras coletadas foram resfriadas a 4°C. As alíquotas hídricas utilizadas para a análise de metais foram fixadas com 1,5 mL de ácido nítrico concentrado de alta pureza (VETEC®) no momento da coleta. Os frascos para armazenamento eram de polietileno (100 mL) e foram submetidos a descontaminação prévia por contato com ácido nítrico 10% (VETEC®) por 48 horas, seguida de tríplice lavagem com água purificada por sistema Milli-Q® (18,2 MΩ.cm⁻¹ de resistividade).

No caso da análise de metais nos sedimentos, os frascos para armazenamento das amostras eram de polietileno (1 L) e também foram higienizados da mesma forma que os de água. Uma vez no laboratório, as alíquotas foram secadas durante 12 horas em uma estufa Modelo TE–394/5, da marca TECNAL, a 65 °C. Na sequência, cerca de 10 cm³ de cada amostra foram masecados e peneirados em uma Peneira de Análise Granulométrica de 100 mesh (ou 150 µm) de abertura, marca A Bronzinox, procedimento que garante partículas de menor dimensão, refletindo em maior eficiência do processo de digestão. Aproximadamente 0,5 g de cada amostra foi pesada em tubo próprio para digestão por microondas em uma balança da marca Adventurer, modelo AR 2140. Em cada tubo, foram adicionados aproximadamente 9 mL de ácido nítrico (HNO₃) e 3 mL de ácido clorídrico (HCl), ambos ultrapuros.

A digestão ácida foi feita em sistema fechado, com o auxílio de um microondas da Mars Xpress, Modelo Cem, de forma a evitar a perda de analitos (HORTELLANI et al., 2008). Após digeridas as amostras, as alíquotas foram filtradas diretamente em balões volumétricos de 50 mL devidamente identificados, mediante a utilização de papel filtro da J Prolab, JP40, faixa branca, 9 cm de diâmetro, com poros de 25 µm (Figura 3). Completou-se o volume com água ultrapura, homogeneizando a solução por agitação. Na sequência, as alíquotas foram transferidas para tubos de ensaio e levadas a um Espectrômetro Óptico de Emissão Atômica por Plasma (ICP–OES) Perkin Elmer Optima 8300, também utilizado nas análises de metais nas amostras de água. As leituras foram feitas em triplicata.

Figura 3 - a) Sedimentos das três cavas. b) Amostras do Lago Azul digeridas e em processo de filtragem.



O ICP–OES quantifica elementos químicos por espectrometria de emissão atômica ótica por plasma de Argônio indutivamente acoplado. Essa é uma técnica que consiste na leitura de emissões de linhas espectrais para a determinação simultânea de diversos elementos químicos metálicos e não-metálicos, obtidas após a emissão atômica provocada por uma tocha de plasma, formada por gás Argônio com pureza mínima de 99,99%, altamente ionizado, contendo igual número de elétrons e íons positivos. Sua temperatura atinge entre 6000 e 10000 °K. O *software* utilizado no equipamento é o WinLab 32. Os padrões utilizados nas análises de metais foram das seguintes marcas: VHG Labs, Fluka Analytical, Plasma Cal e Inorganic Ventures. Ao todo, foram analisados 24 elementos químicos, a saber: alumínio, antimônio, arsênio, bário, boro, cádmio, cálcio, chumbo, cobalto, cobre, crômio, ferro, fósforo, níquel, magnésio, manganês, mercúrio, molibdênio, potássio, prata, selênio, sódio, vanádio e zinco. As análises foram feitas em triplicata.

Para a análise de ânions, as amostras de água e sedimentos também foram armazenadas em frascos de polietileno de 100 mL previamente higienizados com água purificada por sistema Milli-Q® (18,2 MΩ.cm⁻¹ de resistividade), porém, sem a adição de qualquer reagente fixador. Foi utilizado um equipamento de Eletroforese de Capilar da marca Agilent Technologies, modelo 7100, dotado de capilar de sílica fundida com diâmetro interno de 50 µm e com 72 cm de comprimento e equipado com detector de ultravioleta/visível com arranjo de diodos (UV/Vis-DAD). O modo de injeção foi o hidrodinâmico, com pressão de 50 mbar durante 4 segundos, e a tensão aplicada para separação foi de -30 kV. A seguinte solução tampão da marca Agilent (pH 7,7) foi empregada: hidróxido hexametônico 0,75 mmol.L⁻¹; hidróxido de sódio 6,50 mmol.L⁻¹; ácido piromelítico 2,25 mmol.L⁻¹; trietanolamina 1,60 mmol.L⁻¹. O equipamento foi controlado pelo *software* Agilent Chemstation. No início das análises, o capilar foi pré-condicionado mediante lavagem com hidróxido de sódio 0,1 mmol.L⁻¹ durante 5 minutos, seguido de água por 2 minutos e eletrólito de corrida por 5 minutos. Foram mensurados os ânions cloreto, nitrato, nitrito, brometo, sulfato, sulfeto, fluoreto e fosfato. As análises foram feitas em triplicata.

Os resultados obtidos para a análise de metais e ânions para as amostras de água foram comparados com os limites máximos estabelecidos pela Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que dispõe sobre a classificação dos corpos de água superficiais e estabelece diretrizes ambientais para seu enquadramento.

No caso dos sedimentos, o Brasil dispõe de limites legais para fins de sua disposição no solo ou em águas, dados pela Resolução CONAMA nº 454/2012. Essa Resolução, que tem como referência publicações oficiais canadenses, norte-americanas e europeias (HORTELLANI et al., 2008), estabelece que os valores máximos listados para os contaminantes de solo na Resolução CONAMA nº 420/2009 devem ser adotados para sedimentos se o objetivo for a sua disposição em solo. Quando a pretensão for sua disposição em águas, então devem ser utilizados os valores de referência da própria CONAMA 454/2012. No caso, os limites legais adotados para sedimentos foram os mais restritivos estabelecidos pelas duas resoluções.

2.4. Análises Ecotoxicológicas

Os bioensaios foram realizados apenas com amostras de sedimentos, preservadas conforme as diretrizes estabelecidas pela ABNT (2007a). Foram empregados peixes dulcícolas da espécie *Danio rerio*, adquiridos na fase adulta junto a criadouros profissionais locais. Esse organismo-teste foi escolhido por (i) apresentar adequada sensibilidade a substâncias químicas; (ii) ser muito utilizado em ensaios ecotoxicológicos em âmbito nacional e internacional; (iii) ser facilmente obtido no comércio; (iv) encontrar-se amplamente discutido em bibliografias científicas e (v) poder ser manejado com facilidade em ambientes laboratoriais, o que torna os experimentos rápidos, menos complexos e financeiramente pouco dispendiosos (ZHU et al., 2007; BERTOLETTI, 2009; ALUMA et al., 2011; PESSOA et al., 2011). No Brasil o uso desse organismo em bioensaios é normatizado pela ABNT (2007b).

Ao serem adquiridos, os indivíduos foram acondicionados em aquários de 80 litros dispostos em sala exclusiva e submetidos a intervalos de fotoperíodo de

12 horas. Cada aquário possuía aerador, filtro, termostato e tampa. A alimentação foi feita com ração adequada fornecida diariamente.

Primeiramente, os organismos-teste permaneceram em quarentena, sendo que a qualidade das águas de cada aquário foi monitorada semanalmente mediante a avaliação dos seguintes parâmetros básicos: dureza, pH, oxigênio dissolvido (OD) e temperatura. Após esse período e durante sete dias antes do início dos testes, os organismos foram colocados em água de diluição enriquecida para fins de reposição nutricional. Parâmetros físico-químicos básicos de qualidade da água de diluição utilizada foram mensurados (Tabela 2), sendo que os valores obtidos atenderam ao preconizado pela norma.

Tabela 2 - Resultados dos parâmetros físico-químicos básicos da água de diluição.

Parâmetro	Unidade	Dados da Coleta
Dureza total	mg/L ⁻¹ de CaCO ₃	40,0
pH	-	7,2
Oxigênio Dissolvido	mg/L ⁻¹	7,0
Condutividade	µS/cm	112

O método escolhido para os ensaios ecotoxicológicos foi o estático, recomendado para substâncias-teste que apresentam características como estabilidade no meio aquoso e não interferência nas concentrações de OD (BERTOLETI, 2009).

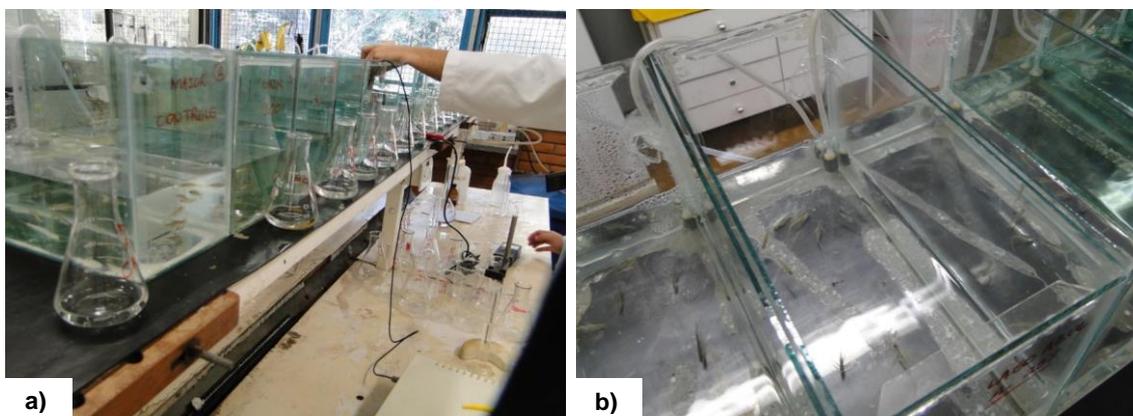
Durante 24 horas antes da realização dos bioensaios propriamente ditos, as amostras dos sedimentos foram agitadas com o auxílio de agitador mecânico da marca Ika, série RW 16, a 500 rpm. Após descanso de 2 horas, a fase sobrenadante foi recolhida e utilizada no teste ecotoxicológico.

Foram realizados bioensaio agudos de 48 horas de duração divididos em duas etapas, a saber: Ensaio Preliminar e Definitivo. O primeiro tem a finalidade de estabelecer um intervalo de soluções-teste a ser utilizado no Ensaio Definitivo e consiste na transferência de três organismos-teste para cada aquário de 1 litro com a substância-teste diluída nas seguintes concentrações (volume/volume): 3,1%; 6,2%; 12,5%; 25,0%; 50,0% e 100,0%, além do grupo controle negativo. Por sua vez, o Ensaio Definitivo consiste na introdução de dez organismos-testes

em aquários de 3 litros, preenchidos com a substância-teste diluída nos intervalos de concentrações estabelecidos no Ensaio Preliminar.

Durante os ensaios, a qualidade das águas dos aquários foi acompanhada no início e na 24^a e 48^a hora, mediante a análise de pH, dureza, OD, condutividade, temperatura, turbidez e sólidos totais dissolvidos, sendo que todos esses parâmetros se mostraram em consonância com o que preconiza a citada norma. A Figura 4 ilustra alguns desses aspectos.

Figura 4 - a) Acompanhamento da qualidade das águas dos aquários durante a realização de um dos bioensaios. b) Detalhe de alguns dos peixes expostos à substância-teste.



O fotoperíodo foi de 12 h e os peixes não foram alimentados durante os testes. Os Ensaio Definitivos foram feitos em duplicata. Além disso, também foram observadas as alterações comportamentais dos peixes. O objetivo dos bioensaios foi identificar a Concentração Letal Mediana (CL50).

2.5. Análises Genotóxicológicas

Para a avaliação dos possíveis danos genéticos sofridos pelos peixes, foi realizado o Ensaio Cometa com os indivíduos sobreviventes advindos dos bioensaios. Esse teste genético é capaz de detectar danos ao DNA em células individualizadas e consiste em uma técnica de execução rápida, com boa reprodutibilidade, precisa e bastante sensível (OLIVE et al., 1990; SILVA et al., 2003).

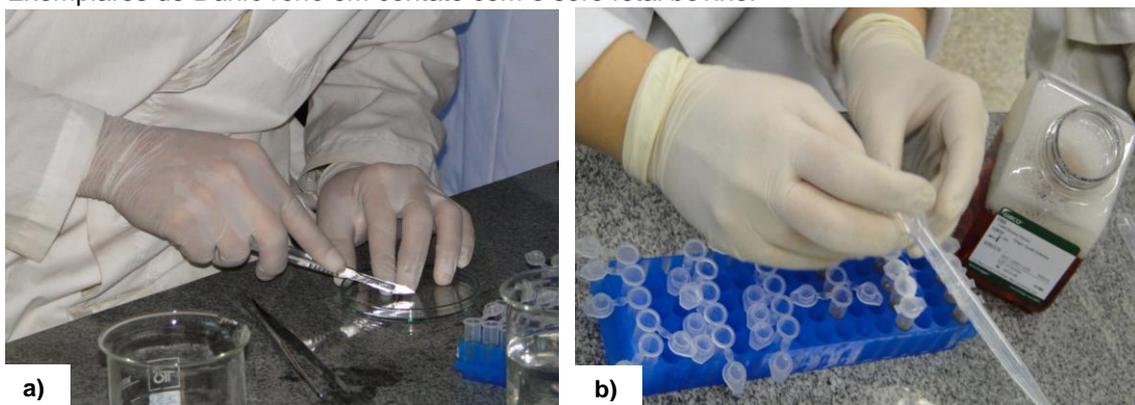
O Ensaio Cometa foi desenvolvido no presente estudo conforme metodologia descrita por Singh et al. (1988), com modificações. No laboratório, após o término do Teste Ecotoxicológico Definitivo, cinco peixes sobreviventes expostos a cada concentração, incluindo a duplicata, foram eutanasiados. O sangue foi coletado por meio da secção transversal na base da cauda, sendo o organismo inserido em um tubo ependorff contendo cerca de 1 ml de soro fetal bovino. Após aproximadamente 15 minutos de imersão, os peixes foram retirados dessa suspensão e os tubos foram centrifugados a 1000 rpm por 5 minutos. Na sequência, foram retirados 15 µL dessa suspensão celular e embebidos em 120 µL de agarose Low Melting Point (0,5%), mantida em Banho-Maria a 37°C. Essa mistura foi colocada em lâminas previamente preparadas com uma pré-cobertura de agarose Normal Melting (1,5%) e coberta com uma lamínula. Em seguida, foram colocadas na geladeira a 6°C durante 10 minutos para a solidificação do material.

Após esse tempo, as lamínulas foram retiradas e as lâminas foram então imersas em solução de lise (1 mL Triton X-100, 10 mL de DMSO e 89 mL de solução de lise estoque, pH 10,0) por 24 horas, a uma temperatura de 6°C, e mantidas protegidas da luz. Na sequência, foram retiradas da lise e colocadas em uma cuba horizontal de eletroforese, incubadas em uma solução alcalina (NaOH 300 mmol.L⁻¹+ EDTA 1 mmol.L⁻¹, pH > 13) por 30 minutos. A corrida eletroforética foi realizada por 25 minutos, a 25 volts e com uma corrente ajustada para 300 mA. Uma vez removidas da cuba, a neutralização das lâminas foi feita com uma Solução Tampão (Tris-HCl 0,4 mol.L⁻¹, pH 7,5) por três vezes, em intervalos de 5 minutos. Após essa neutralização, as lâminas foram lavadas duas vezes com água destilada, colocadas para secar em temperatura ambiente e então fixadas em etanol absoluto por 10 minutos. A Figura 5 ilustra alguns desses aspectos.

Para a análise, as lâminas foram coradas com adição de 20 µL da solução de brometo de etídio (concentração final de 0,2 mg.mL⁻¹), sendo esta recoberta por uma lamínula de forma a evitar o contato direto com o material. Para cada indivíduo foram contabilizados 100 nucleóides. A visualização foi feita por um sistema de microscopia de fluorescência Axioplan-Imaging®, usando o *software*

Isis, com um filtro de excitação de 510-560 nm e um filtro barreira de 590 nm, com um aumento de 200 x. Para avaliação dos danos no DNA, foi utilizado o plug-in OpenComet para a plataforma de processamento de imagem popular ImageJ. Este último pode exibir, processar e analisar imagens e destina-se principalmente para uso em microscopia (GYORI et al., 2014).

Figura 5 - a) Momento da secção transversal caudal de um dos peixes eutanasiados. b) Exemplares de *Danio rerio* em contato com o soro fetal bovino.



De acordo com Kumaravel e Jha (2007), a extensão do dano ocasionado ao DNA pode ser analisada por intermédio de metodologias diversas. Neste trabalho, para a análise dos cometas e conseqüentemente dos danos ocorridos em cada célula, foi selecionado o parâmetro quantitativo Porcentagem de DNA na Cauda (%DNA), considerado o que melhor representa a quantidade real de dano sofrido pela célula (COLLINS et al., 2003). As análises estatísticas foram desenvolvidas com o auxílio do *software* STATISTICA 7 (StatSoft Inc. 2004) e com intervalo de confiança de 95%.

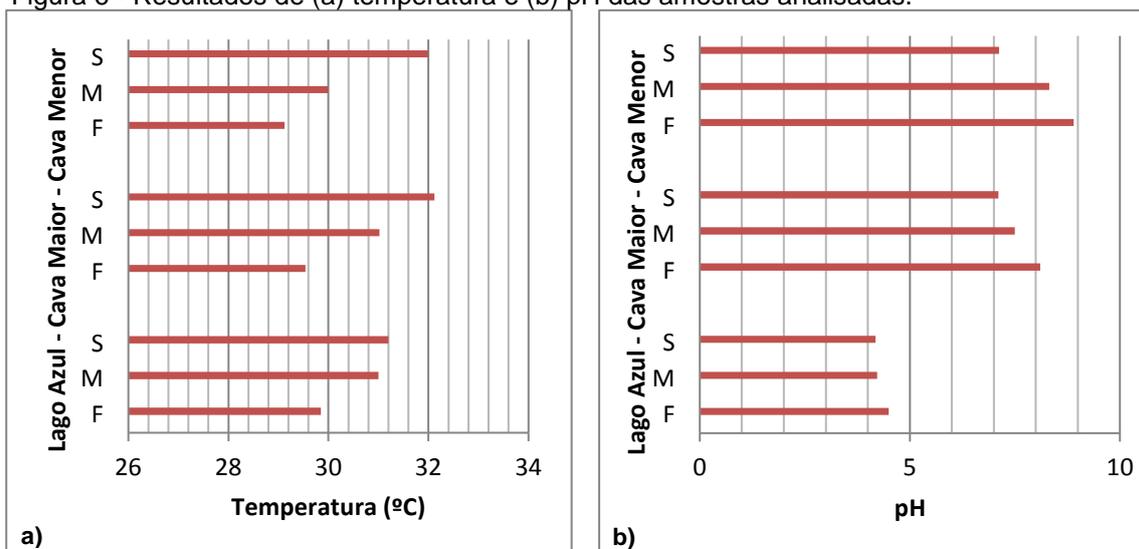
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Análises Químicas

Os resultados de temperatura e pH obtidos para as amostras de água coletadas na estação seca podem ser visualizados na Figura 6. Observa-se que o comportamento dessas duas variáveis físicas foi inverso nos três ambientes estudados: enquanto a temperatura diminuiu no sentido da superfície ao fundo,

o pH aumentou. No primeiro caso, os valores obtidos foram semelhantes para as cavas e não foram visualizados indícios de estratificação térmica, o que pode ser explicado pelo fato da coleta ter sido realizada no auge da estação seca, quando há menos interferências climáticas na temperatura hídrica (EDBERG et al., 2012).

Figura 6 - Resultados de (a) temperatura e (b) pH das amostras analisadas.



No que se refere ao pH, o Lago Azul apresentou os menores valores identificados, demonstrando que suas águas são ácidas, ao contrário das outras duas cavas, que são alcalinas. Resultados semelhantes também foram constatados por diversos pesquisadores em suas pesquisas (DAVIS e ASHENBERG, 1989; VIANA et al., 1995; BRANDENBERGER et al., 2004; CZOP et al., 2011; MOSER e WEISSE, 2011; KOSCHORRECK e WENDT-POTTHOFF, 2012; SANTOFIMIA et al., 2012; HRDINKA et al., 2013; YUCEL e BABA, 2013), que comprovaram acidez hídrica em águas de cavas de mineração. Por outro lado, pesquisas como a desenvolvida por Denimal et al. (2005) obtiveram resultados semelhantes aos observados para as águas das Cavas Maior e Menor.

Em se tratando dos resultados de metais, os valores médios e os desvios-padrões obtidos estão listados nas Tabelas 3 a 5, dispostas a seguir.

Tabela 3 - Resultados das concentrações de metais nas águas e sedimentos da Cava Menor.

Concentração de Elementos Químicos – Cava Menor						Valores Máximos Permitidos (CONAMA)		
	Água (mg.L ⁻¹)			Sedimento (mg.Kg ⁻¹)	LQ	Água (mg.L ⁻¹)	Sedimento (mg.Kg ⁻¹)	
	Superfície	Meio	Fundo			357/05 ¹	420/09 ²	454/12
Alumínio	0,34±0,00	0,35±0,00	0,95±0,02	13933,52±1006,18	0,046	0,1	-	-
Antimônio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005	0,005	5	-
Arsênio	0,02±0,00	0,01±0,00	0,01±0,00	5,20±0,72	0,008	0,01	35	5,9
Bário	0,03±0,00	0,03±0,00	0,05±0,00	233,06±14,16	0,011	0,7	300	-
Boro	<LQ	<LQ	<LQ	3,92±0,33	0,054	0,5	-	-
Cádmio	<LQ	0,001±0,000	0,006±0,000	6,62±0,12	0,001	0,001	3	0,6
Cálcio	82,02±0,72	82,65±0,67	87,48±0,72	5034,71±575,06	0,563	-	-	-
Chumbo	<LQ	<LQ	<LQ	7,11±0,54	0,004	0,01	180	35
Cobalto	<LQ	<LQ	<LQ	15,61±0,33	0,005	0,05	35	-
Cobre	0,04±0,00	0,04±0,00	0,05±0,00	136,10±0,55	0,005	0,009	200	35,7
Crômio	<LQ	<LQ	<LQ	65,32±0,95	0,003	0,05	150	37,3
Ferro	<LQ	<LQ	0,64±0,02	21550,45±302,71	0,339	0,3	-	-
Fósforo	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,02	0,03	-	-
Magnésio	37,30±0,50	37,30±0,30	39,35±0,40	12069,70±134,60	0,155	-	-	-
Manganês	0,15±0,00	0,16±0,00	0,33±0,00	452,90±3,25	0,108	0,1	-	-
Merúrio	<LQ	<LQ	<LQ	0,19±0,09	0,047	0,0002	12	0,17
Molibdênio	<LQ	<LQ	<LQ	2,34±1,22	0,01	-	50	-
Níquel	<LQ	<LQ	<LQ	46,08±2,99	0,012	0,025	70	18
Potássio	10,24±0,12	10,20±0,08	9,97±0,08	4817,49±7,16	0,648	-	-	-
Prata	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,03	0,01	25	-
Selênio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,013	0,01	-	-
Sódio	13,01±0,52	12,67±0,10	12,67±0,06	289,55±13,84	0,208	-	-	-
Vanádio	<LQ	<LQ	<LQ	45,72±2,01	0,023	0,1	-	-
Zinco	<LQ	<LQ	<LQ	70,42±0,74	0,032	0,18	450	123

Legenda: Valores em **vermelho** estão acima dos limites permitidos / LQ: Limite de Quantificação / ¹ - Valores para corpos hídricos de Classe 2 / ² - Valores de Investigação (VI) estabelecidos para uso agrícola do solo / Os valores em mg.kg⁻¹ são em peso seco.

Tabela 4 - Resultados das concentrações de metais nas águas e sedimentos da Cava Maior.

Concentração de Elementos Químicos – Cava Maior						Valores Máximos Permitidos (CONAMA)		
	Água (mg.L ⁻¹)			Sedimento (mg.Kg ⁻¹)	LQ	Água (mg.L ⁻¹)	Sedimento (mg.Kg ⁻¹)	
	Superfície	Meio	Fundo			357/05 ¹	420/09 ²	454/12
Alumínio	0,33±0,00	0,33±0,00	0,49±0,08	16000,19±948,06	0,046	0,1	-	-
Antimônio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005	0,005	5	-
Arsênio	0,01±0,00	0,01±0,00	0,01±0,00	0,46±0,23	0,008	0,01	35	5,9
Bário	0,06±0,00	0,06±0,00	0,06±0,00	663,09±43,46	0,011	0,7	300	-
Boro	<LQ	<LQ	<LQ	4,73±0,21	0,054	0,5	-	-
Cádmio	<LQ	<LQ	0,001±0,000	11,23±0,19	0,001	0,001	3	0,6
Cálcio	29,50±0,80	29,90±0,32	29,41±0,14	3656,64±153,31	0,563	-	-	-
Chumbo	<LQ	<LQ	<LQ	15,18±0,57	0,004	0,01	180	35
Cobalto	<LQ	<LQ	<LQ	99,84±1,61	0,005	0,05	35	-
Cobre	0,04±0,00	0,04±0,00	0,04±0,00	10,87±0,10	0,005	0,009	200	35,7
Crômio	<LQ	<LQ	<LQ	29,60±0,32	0,003	0,05	150	37,3
Ferro	<LQ	<LQ	<LQ	37946,33±390,98	0,339	0,3	-	-
Fósforo	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,02	0,03	-	-
Magnésio	13,65±0,51	13,48±0,14	13,02±0,07	9314,83±77,08	0,155	-	-	-
Manganês	0,16±0,00	0,16±0,00	0,33±0,00	509,53±3,57	0,108	0,1	-	-
Merúrio	<LQ	<LQ	<LQ	0,160±0,01	0,047	0,0002	12	0,17
Molibdênio	<LQ	<LQ	0,002±0,000	3,02±0,31	0,01	-	50	-
Níquel	<LQ	<LQ	<LQ	19,84±0,37	0,012	0,025	70	18
Potássio	6,90±0,28	6,79±0,03	6,79±0,03	5992,26±8,15	0,648	-	-	-
Prata	<LQ	<LQ	<LQ	21,65±0,02	0,03	0,01	25	-
Selênio	<LQ	<LQ	<LQ	2,33±1,53	0,013	0,01	-	-
Sódio	26,66±0,20	26,75±0,43	27,36±0,31	214,96±14,30	0,208	-	-	-
Vanádio	<LQ	<LQ	<LQ	70,14±0,53	0,023	0,1	-	-
Zinco	<LQ	<LQ	<LQ	98,56±1,79	0,032	0,18	450	123

Legenda: Valores em **vermelho** estão acima dos limites permitidos / LQ: Limite de Quantificação / ¹ - Valores para corpos hídricos de Classe 2 / ² - Valores de Investigação (VI) estabelecidos para uso agrícola do solo / Os valores em mg.kg⁻¹ são em peso seco.

Tabela 5 - Resultados das concentrações de metais nas águas e sedimentos do Lago Azul.

Concentração de Elementos Químicos – Lago Azul						Valores Máximos Permitidos (CONAMA)		
	Água (mg.L ⁻¹)			Sedimento (mg.Kg ⁻¹)	LQ	Água (mg.L ⁻¹)	Sedimento (mg.Kg ⁻¹)	
	Superfície	Meio	Fundo			357/05 ¹	420/09 ²	454/12
Alumínio	1,14±0,03	1,14±0,00	20,58±0,21	31147,88±510,03	0,046	0,1	-	-
Antimônio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005	0,005	5	-
Arsênio	0,009±0,002	0,01±0,00	0,02±0,00	3,36±1,50	0,008	0,01	35	5,9
Bário	0,04±0,00	0,04±0,00	0,03±0,00	2011,52±38,81	0,011	0,7	300	-
Boro	<LQ	<LQ	<LQ	5,14±0,41	0,054	0,5	-	-
Cádmio	0,007±0,000	0,007±0,000	0,031±0,000	34,78±0,06	0,001	0,001	3	0,6
Cálcio	43,98±1,84	44,59±0,31	96,36±1,08	1097,05±17,91	0,563	-	-	-
Chumbo	<LQ	<LQ	0,04±0,00	75,76±1,31	0,004	0,01	180	35
Cobalto	0,04±0,00	0,04±0,00	0,29±0,00	6,35±0,07	0,005	0,05	35	-
Cobre	0,16±0,00	0,16±0,00	0,54±0,00	526,51±7,39	0,005	0,009	200	35,7
Crômio	<LQ	<LQ	0,06±0,00	978,08±7,09	0,003	0,05	150	37,3
Ferro	<LQ	<LQ	4,39±0,05	102618,60±406,91	0,339	0,3	-	-
Fósforo	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,02	0,03	-	-
Magnésio	40,17±1,76	40,50±0,24	130,86±1,33	15746,37±147,52	0,155	-	-	-
Manganês	1,31±0,01	1,32±0,01	3,85±0,01	205,69±1,16	0,108	0,1	-	-
Mercúrio	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,047	0,0002	12	0,17
Molibdênio	<LQ	<LQ	<LQ	18,65±1,14	0,01	-	50	-
Níquel	0,26±0,00	0,26±0,00	1,33±0,00	125,01±1,30	0,012	0,025	70	18
Potássio	8,69±0,32	8,71±0,03	14,07±0,04	13473,13±129,35	0,648	-	-	-
Prata	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,03	0,01	25	-
Selênio	<LQ	<LQ	<LQ	3,21±2,02	0,013	0,01	-	-
Sódio	7,97±0,33	7,98±0,04	20,03±0,20	707,56±0,84	0,208	-	-	-
Vanádio	<LQ	<LQ	0,02±0,00	142,04±1,20	0,023	0,1	-	-
Zinco	0,85±0,01	0,87±0,01	3,51±0,01	291,41±1,45	0,032	0,18	450	123

Legenda: Valores em **vermelho** estão acima dos limites permitidos / LQ: Limite de Quantificação / ¹ - Valores para corpos hídricos de Classe 2 / ² - Valores de Investigação (VI) estabelecidos para uso agrícola do solo / Os valores em mg.kg⁻¹ são em peso seco.

Em termos de qualidade hídrica, os três ambientes apresentaram comportamento semelhante: as concentrações de quase todos os metais quantificados se mostraram predominantemente crescentes no sentido da superfície ao fundo, resultado comum para cavas de mineração (PELLICORI et al., 2005).

As águas das Cavas Menor e Maior estão qualitativamente comprometidas, pois diversos analitos acusaram concentrações acima dos limites máximos estabelecidos: alumínio, arsênio, cádmio, cobre, ferro e manganês na primeira e alumínio, cobre e manganês nesta última. Nesse caso, era esperado que os elementos em discordância com a legislação fossem praticamente os mesmos para ambos os lagos, pois se localizam praticamente no mesmo ambiente geológico, vez que distam apenas cerca de 250 metros entre si. Assim, como a qualidade hídrica normalmente é reflexo da composição química do solo com o qual a água tem contato (SHEVENELL, 2000), conclui-se

que ambas as cavas estão em processo de condicionamento geológico semelhante.

Adicionalmente, considerando os resultados de caracterização química da água explicitados no capítulo anterior desta tese, verifica-se que está ocorrendo a diminuição temporal da qualidade hídrica das Cavas Maior e Menor, pois em 2014 não foram observadas concentrações significativas de elementos potencialmente tóxicos em suas águas, ao contrário dos dados acima apresentados. Certamente, esses resultados são reflexo dos condicionantes geológicos locais, fontes potenciais permanentes de contaminantes (SÁNCHEZ-ESPAÑA et al., 2008), os quais demonstram estar se tornando temporalmente ativos na área das cavas. Nesse sentido, embora algumas pesquisas tenham comprovado a boa qualidade hídrica de cavas ao redor do mundo, as quais poderiam favorecer inclusive a criação de peixes nesses ambientes (DENIMAL et al., 2005; DELGADO-MARTIN et al., 2013 e GAMMONS et al., 2003), Shevenell (2000) esclarece que pode ocorrer a diminuição temporal da qualidade da água de lagos de mineração e que esse deve ser um fator observado antes de se concluir sobre possíveis usos desses ambientes, como no caso das Cavas Maior e Menor.

Outra explicação para a elevação temporal das concentrações de metais nas águas das Cavas Maior e Menor é o processo de evapoconcentração que certamente ocorreu de uma campanha amostral para a outra, pois de 2014 para 2016, no período de seca, o nível da lâmina hídrica diminuiu cerca de 25 cm em ambas.

No caso específico do Lago Azul, para o qual houve uma diminuição de aproximadamente 50 cm no nível da lâmina d'água de 2014 a 2016, suas águas apresentaram elevadas concentrações de alumínio, arsênio, cádmio, chumbo, cobalto, cobre, cromo, ferro, manganês, níquel e zinco. Comparando com os resultados obtidos nas campanhas de 2014 (Capítulo II), verifica-se que os teores de alguns elementos químicos se elevaram, sendo que na campanha amostral mais recente foi identificado inclusive arsênio em suas águas. Ademais, considerando a acidez das suas águas, a presença de grandes quantidades de rochas e estereis expostas às intempéries em suas imediações diretas e os

prováveis processos de evapoconcentração, verifica-se que o volume hídrico acumulado em seu interior continua sob intensa mineralização e controle geológico, confirmando a evidência visual da DAM naquela área.

Resultados muito semelhantes foram obtidos em estudos desenvolvidos por diversos pesquisadores, como Davis e Ashenberg (1989), Gammons et al. (2003), Bowell e Parshley (2005), Lottermoser et al. (2005), Pellicori et al. (2005), Triantafyllidis e Skarpelis (2006), Antunes et al. (2007), Sanchez-España et al. (2008), Migaszewski et al. (2008), Romero et al. (2010), Czop et al. (2011), Hrdinka et al. (2013) e Yucel e Baba (2013), que constataram altas concentrações de analitos potencialmente tóxicos nas águas das cavas que pesquisaram.

No que se refere aos resultados dos sedimentos, verificou-se que o controle geológico dos três ambientes estudados exerce influência intensa em sua qualidade química, pois as concentrações dos analitos avaliados se mostraram bem mais elevadas no fundo das cavas. Nesse sentido, os sedimentos da Cava Menor apresentaram elevados teores de cádmio, cobre, cromo, mercúrio e níquel, e a Cava Maior de bário, cádmio, cobalto e níquel. O Lago Azul, por sua vez, apresenta maior grau de comprometimento ambiental que os outros dois, pois foram detectados bário, cádmio, chumbo, cobre, cromo, níquel e zinco em seus sedimentos diversas vezes acima dos limites legais vigentes.

De acordo com Jesus et al. (2004) e Delgado-Martin et al. (2013), sedimentos normalmente são críticos em termos de concentrações de elementos químicos potencialmente tóxicos, o que ocorre principalmente devido à sua elevada capacidade de sorção associada à acumulação das partículas. Por esse motivo, são entendidos como poluidores em potencial, pois armazenam contaminantes em elevadas quantidades que, uma vez ressuspensos, podem comprometer a qualidade da água (LACMA et al., 2007).

Alguns estudos sobre cavas tiveram abordagens geoquímicas que incluíram análises de sedimentos, como os desenvolvidos por Levy et al. (1997), Roussel et al. (2000), Bowell e Parshley (2005), Castendyk et al. (2005), Herzprung et al. (2005), Lottermoser et al. (2005), Romero et al. (2007),

Sánchez-España et al. (2008), Czop et al. (2011), Edberg et al. (2012), Koschorreck e Wendt-Pottohoff (2012), Poerschmann et al. (2012), Cánovas et al. (2015), Mollema et al. (2015) e Antunes et al. (2016). Nesse sentido, Lottermoser et al. (2005), por exemplo, pesquisaram a transferência de contaminantes a partir de depósitos de resíduos de rocha e solo mineralizado em sedimentos e outros compartimentos ambientais de uma mineração de urânio australiana. Constataram a ocorrência de processos de desgaste acelerado de minerais na área como um todo, especialmente em rochas e paredes da mina a céu aberto, o que favoreceu a mobilidade de metais e alterou negativamente a qualidade das águas da cava. Nos sedimentos, e assim como comprovado nesta pesquisa, os autores também observaram concentrações elevadas de analitos como arsênio, cobre, níquel, chumbo e zinco.

Mollema et al. (2015) avaliaram o potencial de uma antiga cava holandesa para fins de abastecimento público. Para tanto, desenvolveram uma pesquisa de caracterização da qualidade das suas águas e sedimentos. Foi constatado que as concentrações médias de metais potencialmente tóxicos nas partículas de fundo aumentaram consideravelmente entre os anos 2000 e 2010, principalmente dos analitos cádmio, níquel e zinco, assim como também observado nas Cavas Maior e Menor e, principalmente, no Lago Azul.

Triantafyllidis e Skarpelis (2006) analisaram diversas amostras da Mina Kirki, Grécia, incluindo sedimentos. Assim como observado para o Lago Azul, foi constatada acentuada acidez e altas concentrações de elementos tóxicos nas águas e no fundo do lago, tais como ferro, chumbo, zinco, arsênio e cobre.

No geral, os autores que pesquisaram a qualidade química de sedimentos de cavas de mineração destacam a elevada influência das águas pluviais e do ar nesse processo, elementos intemperizadores que, ao entrarem em contato com minerais sulfetados presentes no solo, desencadeiam a drenagem ácida de mina. Esse entendimento pode ser aplicado para as Cavas Maior e Menor e para o Lago Azul, pois se constituem em passivos ambientais que não foram recuperados a contento e que, por consequência, apresentam afloramentos geológicos e pilhas de rejeitos diretamente expostas às intempéries, em especial este último.

Os resultados das análises de ânions podem ser visualizados nas Tabelas 6 a 8.

Tabela 6 - Concentrações de cloreto nas águas e sedimentos das três cavas estudadas.

Local	Profundidade	Cloreto na Água (mg.L ⁻¹)	Cloreto no Sedimento (mg.kg ⁻¹)	Limite de Quantificação	CONAMA 357/2005 (mg.L ⁻¹)
Lago Azul	Superfície	2,10±0,00	<LQ	0,7	250,00
	Meio	10,17±0,01			
	Fundo	75,11±0,23			
Cava Maior	Superfície	6,64±0,90	6,04±0,01	0,7	250,00
	Meio	13,51±0,02			
	Fundo	34,76±1,12			
Cava Menor	Superfície	28,27±0,75	<LQ		
	Meio	27,89±0,87			
	Fundo	42,71±2,55			

Concentrações em **vermelho** sinalizam valores em desacordo com os limites estabelecidos pelo CONAMA para a Classe II, mais especificamente para consumo humano, uso mais restritivo.

Tabela 7 - Concentrações de fluoreto nas águas e sedimentos das três cavas estudadas.

Local	Profundidade	Fluoreto na Água (mg.L ⁻¹)	Fluoreto no Sedimento (mg.kg ⁻¹)	Limite de Quantificação	CONAMA 357/2005 (mg.L ⁻¹)
Lago Azul	Superfície	<LQ	<LQ	0,7	1,40
	Meio	8,89±0,06			
	Fundo	75,34±0,13			
Cava Maior	Superfície	<LQ	<LQ	0,7	1,40
	Meio	<LQ			
	Fundo	<LQ			
Cava Menor	Superfície	<LQ	<LQ		
	Meio	1,04±0,00			
	Fundo	<LQ			

Concentrações em **vermelho** sinalizam valores em desacordo com os limites estabelecidos pelo CONAMA para a Classe II, mais especificamente para consumo humano, uso mais restritivo.

Tabela 8 - Concentrações de sulfeto nas águas e sedimentos das três cavas estudadas.

Local	Profundidade	Sulfeto na Água (mg.L ⁻¹)	Sulfeto no Sedimento (mg.kg ⁻¹)	Limite de Quantificação	CONAMA 357/2005 (mg.L ⁻¹)
Lago Azul	Superfície	<LQ	404,87±10,87	0,5	0,002
	Meio	51,58±2,08			
	Fundo	408,84±16,80			
Cava Maior	Superfície	<LQ	<LQ	0,5	0,002
	Meio	<LQ			
	Fundo	<LQ			
Cava Menor	Superfície	187,69±2,56	41,66±1,23		
	Meio	<LQ			
	Fundo	92,26±4,89			

Concentrações em **vermelho** sinalizam valores em desacordo com os limites estabelecidos pelo CONAMA para a Classe II, mais especificamente para consumo humano, uso mais restritivo.

Os elementos nitrato, nitrito, brometo, sulfato e fosfato ficaram abaixo do LQ, tendo sido detectados apenas cloreto, fluoreto e sulfeto.

Embora em geral as concentrações de cloreto no perfil hídrico tenham se mostrado predominantemente crescentes no sentido da superfície ao fundo, em nenhuma cava seus teores na água ficaram acima do permitido pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente. Em relação aos sedimentos, apenas a Cava Maior acusou a presença desse analito.

O cloreto é capaz de promover a precipitação de elementos como chumbo, prata e mercúrio, os quais também foram, em geral, observados nos sedimentos das cavas. Nesse sentido, é sabido que o cloreto não apresenta toxicidade ao ser humano e que normalmente é introduzido nas águas subterrâneas devido à sua percolação através do solo e rochas (SHUQAIR, 2002). Todavia, sua presença acentuada nas águas pode influenciar as características dos ecossistemas aquáticos naturais devido a alterações na pressão osmótica em células (CETESB, 2009).

A única cava cujas águas apresentaram teores de fluoreto foi o Lago Azul, cujas concentrações inclusive superaram o limite legal para água. Esse elemento normalmente é encontrado em rochas magmáticas, formação que ocorre na região de Mara Rosa (RIBEIRO, 1992). Segundo CETESB (2009), o fluoreto geralmente está associado a águas subterrâneas, o que pode explicar suas concentrações no Lago Azul, a maior e mais profunda dentre as três cavas. Além disso, autores como Mirlean et al. (2002) destacam que compostos fluoretados também são oriundos de produtos utilizados em diferentes atividades antrópicas, como fertilizantes, por exemplo, podendo ser transportados pelas correntes atmosféricas ou águas pluviais, alterando, assim, a qualidade do solo e das coleções hídricas superficiais. Como o Lago Azul se situa na zona rural de Mara Rosa, local onde são utilizados insumos agrícolas, esse também pode ser um dos motivos que explicam as elevadas concentrações desse elemento em suas águas.

Em se tratando do sulfeto, as águas do Lago Azul e da Cava Menor apresentaram concentrações acima do permitido, o que reforça a constatação de que ambos, especialmente o primeiro, estão submetidos a intenso processo

de drenagem ácida de mina originada em rochas e solos sulfetados (INDA et al., 2010; SÁNCHEZ, 2008; ROMERO et al., 2010; SISINNO e OLIVEIRA-FILHO, 2013). No Lago Azul, a elevada concentração de sulfeto no sedimento indica que elementos como arsênio, bário, cádmio, chumbo, cobre, ferro, manganês, molibdênio, níquel, selênio e zinco devem estar na forma de sais de sulfeto. Essa situação certamente também deve ocorrer na Cava Menor, cuja concentração de sulfeto se mostrou elevada. Adicionalmente, é possível que outros elementos como crômio estejam mineralizados na forma de óxidos.

Comparando os dados de ânions apresentados no Capítulo II com os acima expostos, verifica-se que em geral ocorreu a diminuição significativa de cloreto e a elevação do fluoreto, por exemplo, de um ano para o outro nos ambientes pesquisados, fato que demonstra a instabilidade e a complexidade química de águas de cavas (FYSON et al., 2006; SÁNCHEZ-ESPAÑA et al., 2008; RAMALHO et al., 2009). Nesse sentido, Hrdinka et al. (2013), ao avaliarem a qualidade hídrica do antigo Lago Hromnice, República Tcheca, por exemplo, também comprovaram que as águas daquele ambiente não eram quimicamente estáveis ao longo do ano.

3.2. Análises Ecotoxicológicas

Nos bioensaios realizados para sedimentos não foi observada a mortalidade de nenhum organismo-teste. Entretanto, as amostras do Lago Azul referentes às concentrações de 25,0%, e mais explicitamente de 50,0% e 100,0%, demonstraram efeitos comportamentais significativos sobre os indivíduos expostos, que apresentaram momentos de agitação intensa seguidos de breve letargia, comportamento que se justifica pela baixa qualidade química dos sedimentos dessa cava (ANSARI et al., 2004; AZEVEDO e CHASIN, 2004; MOERI et al., 2004; AHMAD et al., 2005; CHAALAL et al., 2005; DERUIBE et al., 2007; ARUNAKUMARA e XUECHENG, 2008; ZAGATTO e BERTOLETTI; 2008; VALE et al., 2011), constituídos de elevadas concentrações de elementos reconhecidamente tóxicos.

Trabalhos envolvendo ensaios ecotoxicológicos de sedimentos de cavas ainda são raros. Na pesquisa desenvolvida por Antunes et al. (2007), por exemplo, resultados de baixa toxicidade de amostras de fundo de cava também foram observados. Os referidos autores avaliaram a degradação ambiental de uma mina portuguesa de urânio por intermédio da toxicidade aguda sazonal da água e de sedimentos de cava. O potencial sinérgico dessas substâncias foi mensurado com o uso de alga (*P. subcapitata*), microcrustáceos (*D. magna* e *D. longispina*) e díptero (*C. riparius*). Em relação aos sedimentos, não foi observada a toxicidade aguda para as espécies testadas, exceto para *D. longispina*.

Por outro lado, Aluma et al. (2011) utilizaram ovos do microcrustáceo *Daphnia magna* na análise da toxicidade de sedimentos de uma área de mina de Ohio (EUA). Para tanto, encubaram-nos em recipientes contendo água na presença de substratos com e sem contaminantes metálicos advindos da DAM, tendo observado 0% de eclosões nas concentrações mais altas dos analitos de interesse ambiental.

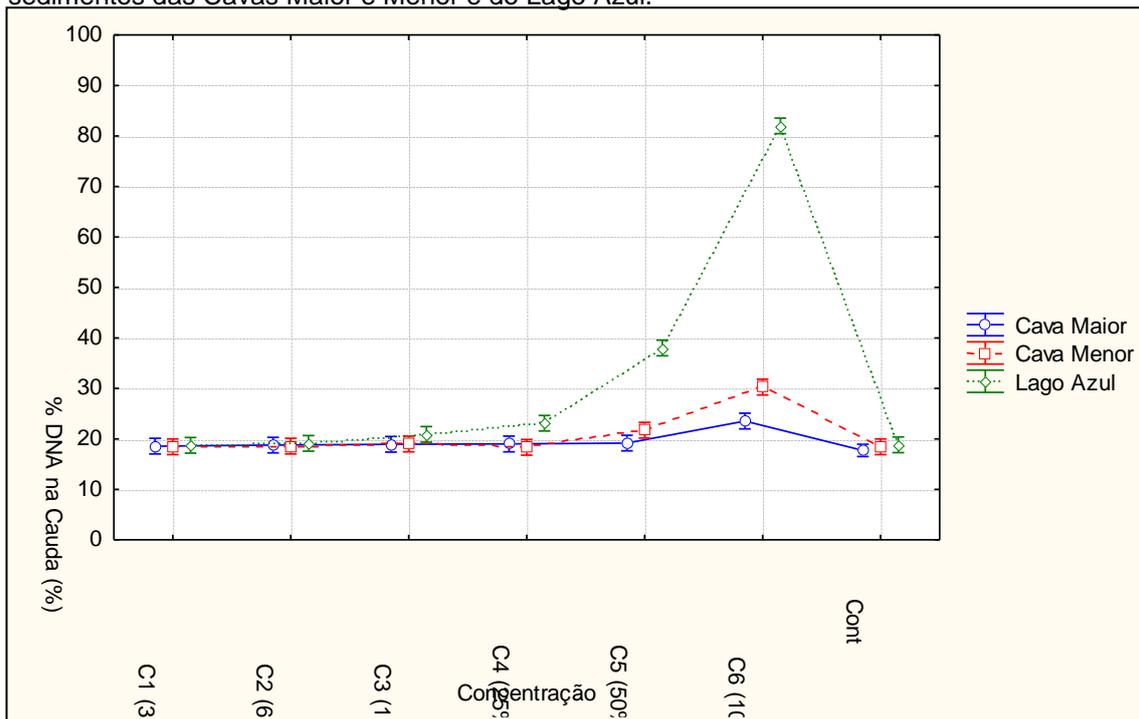
Tendo em vista que os sedimentos pesquisados ao longo deste estudo demonstraram ser o compartimento ambiental mais comprometido em termos de concentrações de substâncias potencialmente tóxicas, bem como o fato de que estudos envolvendo abordagens mais profundas do potencial de toxicidade ambiental de sedimentos de cavas ainda são escassos – e, no caso da associação de aspectos químicos, ecotoxicológicos e genotoxicológicos, desconhecidos –, foi necessário o desenvolvimento do Ensaio Cometa.

3.3. Análises Genotoxicológicas

A Figura 7 ilustra os resultados de Porcentagem de DNA na Cauda (COLLINS et al., 2003 e KUMARAVEL e JHA, 2007) obtidos. Comparativamente, os sedimentos do Lago Azul apresentam maior potencial genotoxicológico que os dos outros dois ambientes estudados, tendo alcançado 82% de danos ao DNA na concentração de 100% (C6). Na sequência, aparece a Cava Menor, com 30,27% (C6) de Porcentagem de DNA na Cauda, e a Maior, com 23,53% (C6). Outra constatação é que comparado aos seus respectivos grupos controle

negativos, os peixes expostos aos sedimentos do Lago Azul começaram a apresentar danos ao DNA estatisticamente significativos a partir da concentração de 12,5% (C3), enquanto nas Cavas Menor e Maior as interferências a nível genético só foram percebidas a partir de 50% (C5) na primeira e de 100% (C6) na última.

Figura 7 - Resultados do parâmetro Porcentagem de DNA na Cauda para as amostras de sedimentos das Cavas Maior e Menor e do Lago Azul.



Dallegre et al. (2003) esclarecem que estudos de análise genotoxicológica avaliam os efeitos de substâncias específicas sobre organismos-teste que, quando expostos a contaminantes, podem apresentar danos genéticos advindos principalmente de quebras em fitas simples ou duplas do DNA. Se não reparados, esses danos podem levar a mutações do indivíduo exposto ou provocar futuras alterações até mesmo em seus descendentes, afetando, assim, uma comunidade ecológica exposta.

Segundo Collins et al. (2008), quebras da fita de DNA podem ser provocadas por um agente genotóxico e, quando ocorrem, seus fragmentos de diversos tamanhos migram após uma corrida eletroforética, formando um cometa visível no Ensaio Cometa. Danos ao DNA podem ser detectados mesmo

em exposições curtas e são um sintoma de intoxicação aguda promovida pela associação dos contaminantes aos organismos expostos, conforme discutido por Younes e Galal-Gorchev (2000), Bücher et al. (2006), Pusceddu et al. (2007), Duarte et al. (2012), Achary et al. (2008), Barbosa et al. (2010) e Factori et al. (2014).

Considerando esse contexto, verifica-se que os sedimentos das três cavas apresentam potencial genotóxico, resultados que corroboram com os dados químicos obtidos. Nesse sentido, segundo Sisinno e Oliveira-Filho (2013), o zinco, por exemplo, normalmente atua de forma sinérgica com outros elementos, como o cádmio, e potencializa os efeitos degradantes sobre os organismos expostos. Este último, por sua vez, pode afetar de forma aguda os rins, fígado, pâncreas, gônadas e pulmões de peixes e desencadear problemas associados a alterações no metabolismo do cálcio, danos hepáticos e efeitos negativos em seus sistemas cardiovasculares.

Tendo por base os trabalhos desenvolvidos por Espíndola et al. (2000), Moeri et al. (2007) e Zagatto e Bertoletti (2008), verifica-se que diversos dos metais detectados nas cavas contempladas nesta pesquisa são cumulativos nos organismos e podem provocar alterações orgânicas nos seus sistemas nervoso, respiratório, digestivo, intestinal e cardiovascular, interferências na medula óssea e rins, destruição de mucosas e órgãos internos, além do surgimento de diversos tipos de câncer. Ferreira et al. (2008), por exemplo, concluíram em seu estudo que o alumínio possui potencial toxicológico elevado. Por sua vez, segundo CETESB (2012), o bário, mesmo em pequenas quantidades, pode provocar diarreia, dificuldade respiratória, alteração da pressão sanguínea e do ritmo cardíaco, paralisia e debilidade muscular nos seres vivos.

No caso do arsênio, elemento reconhecidamente tóxico, Rodrigues e Malafaia (2008) informam que a mineração é uma das principais fontes desse contaminante e que seus efeitos nos organismos incluem o desenvolvimento de muitos tipos de câncer, doenças intestinais, vasculares, neuropatias periféricas e diabetes. Complementarmente, Çolak et al. (2003), ao mensurarem o passivo ambiental formado na área de uma antiga mina a céu aberto, identificaram um grave cenário local de contaminação ambiental por arsênio que podia ser

associado diretamente aos inúmeros problemas orgânicos manifestados por pessoas que residiam nas imediações do empreendimento.

Em relação ao crômio, Lacma et al. (2007) demonstraram que esse analito presente no sedimento marinho demonstrou notável efeito letal sobre exemplares de *Donax obesulus*. Efeitos semelhantes são associados aos demais elementos químicos identificados na presente pesquisa, como explicitam Ansari et al. (2004), Ahmad et al. (2005), Chaalal et al. (2005); Duruibe et al. (2007), Arunakumara e Xuecheng (2008) e Vale et al. (2011).

Por fim, com relação à possibilidade de reaproveitamento das águas das cavas avaliadas, para todas é válida a observação feita recentemente por Antunes et al. (2016), que avaliaram a grau de comprometimento ambiental de um antigo complexo mineral português com a finalidade de verificar se as medidas de remediação adotadas no passado foram eficientes. O trabalho concluiu que programas de recuperação ambiental de áreas mineradas devem ser específicos e precisam passar por acompanhamento espaço-temporal para comprovarem sua eficácia. Assim, vale observar que no contexto das três cavas estudadas, a qualidade ambiental tem piorado ao longo do tempo, o que indica que medidas de remediação devem ser imediatamente executadas visando a melhoria da qualidade ambiental dessas unidades.

4. CONCLUSÕES

As águas e os sedimentos das cavas pesquisadas apresentaram concentrações de vários elementos químicos tóxicos acima dos valores máximos estabelecidos pela legislação, como arsênio, bário, cádmio, chumbo e mercúrio, as quais se mostraram predominantemente crescentes no sentido da superfície ao fundo e mais elevadas nos sedimentos. Assim, as três cavas mostram-se ambientalmente comprometidas, especialmente o Lago Azul, submetido a intenso processo de condicionamento geológico. Comparando com dados obtidos anteriormente nesta pesquisa (Capítulo II), todos os lagos apresentam clara tendência temporal de piora da qualidade hídrica.

Os resultados dos bioensaios não evidenciaram a ecotoxicidade dos sedimentos de nenhuma das cavas, mas apenas alterações comportamentais nos organismos-teste expostos às concentrações de 25,0%, 50,0% e 100,0% das amostras advindas do Lago Azul. Entretanto, do ponto de vista genotoxicológico, as cavas pesquisadas se apresentam ambientalmente comprometidas, pois o Ensaio Cometa mostrou um aumento gradual no número de células com maior quantidade de danos ao DNA, principalmente para o Lago Azul, resultados que corroboram com a baixa qualidade química dos sedimentos desses ambientes.

Considerando os dados obtidos, é possível afirmar que as cavas avaliadas se configuram em passivos ambientais que demandam a devida atenção por parte dos gestores públicos no tocante aos riscos ambientais que apresentam, os quais estão associados principalmente aos usos de suas águas, que não são indicados dadas as suas condições ambientais atuais. Por isso, é necessária a adoção de medidas imediatas de recuperação ambiental, considerando que o Lago Azul, principalmente, não possui controle de acesso e é constantemente utilizado pela população em atividades diversas, especialmente de lazer.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACHARY, V.M.M.; JENA, S.; PANDA, K.K.; PANDA, B.B. Aluminium induced oxidative stress and DNA damage in root cells of *Allium cepa* L. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 70: 300-310. 2008.

AHMAD, I.; ZAFAR, S.; AHAMAD, F. Heavy metal biosorption potencial os *Aspergillus* and *Rizopus* sp. isolated from wastewater treated soil. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 9: 123-126. 2005.

ALUMA, E.; HASSETT, R.P.; JOHNSON, K. Short communication: a 24 hour ecotoxicity test for acid mine drainage using hatching success in *Daphnia magna*. *J. Appl. Sci. Environ. Manage*, 15: 231-234. 2011.

ANSARI, T.M.; MARR, I.L.; TARIQ, N. Heavy metals in marine pollution perspective: a mini review. *Journal of Applied Sciences*, 4: 1-20. 2004.

ANTUNES, I.M.H.R.; GOMES, M.E.P.; NEIVA, A.M.R.; CARVALHO, P.C.S.; SANTOS, A.C.T. Potential risk assessment in stream sediments, soils and waters

after remediation in an abandoned W4Sn mine (NE Portugal). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 133:135-145. 2016.

ANTUNES, S.C.; DE FIGUEIREDO, D.R.; MARQUES, S.M.; CASTRO, B.B.; PEREIRA, R.; GONÇALVES, F. Evaluation of water column and sediment toxicity from an abandoned uranium mine using a battery of bioassays. *Science of the Total Environment*, 374: 252-259. 2007.

ANTUNES, S.C.; DE FIGUEIREDO, D.R.; MARQUES, S.M.; CASTRO, B.B.; PEREIRA, R.; GONÇALVES, F. Evaluation of water column and sediment toxicity from an abandoned uranium mine using a battery of bioassays. *Science of the Total Environment*, 374: 252-259. 2007.

ARUNAKUMARA, K.K.I.U.; XUECHENG, Z. Heavy metal bioaccumulation and toxicity with special reference to microalgae. *Journal of Ocean University of China*, 7: 60-64. 2008.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNTa. Norma brasileira de regulamentação nº 15.469: ecotoxicologia aquática – preservação e preparo de amostras. São Paulo, SP: ABNT. 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNTb. Norma brasileira de regulamentação nº 15.499: ecotoxicologia aquática – toxicidade crônica de curta duração – método de ensaio com peixes. São Paulo, SP: ABNT. 2007.

AZEVEDO, F.A.; CHASIN, A.A.M. As bases toxicológicas da ecotoxicologia. São Carlos, SP: Rima. 2004.

BARBOSA, J.S.; CABRAL T.M.; FERREIRA, D.N.; AGNEZ-LIMA, L.F.; BATISTUZZO DE MEDEIROS, S.R. Genotoxicity assessment in aquatic environment impacted by the presence of heavy metals. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73: 320-325. 2010.

BERTOLETTI, E. Determinação da toxicidade crônica para *Danio rerio*. *Jornal da Sociedade Brasileira de Ecotoxicologia*, 4: 1-7. 2009.

BOWELL, R.J; PARSHLEY, J.V. Control of pit-lake water chemistry by secondary minerals, Summer Camp pit, Getchell mine, Nevada. *Chemical Geology*, 215: 373-385. 2005.

BRANDENBERGER, J.; LOUCHOUARN, P.; HERBERT, B.; TISSOT, P. Geochemical and hydrodynamic controls on arsenic and trace metal cycling in a seasonally stratified US sub-tropical reservoir. *Applied Geochemistry*, 19: 1601-1623. 2004.

BÜCHER, A.; CARVALHO, W.; ALVES-GOMES, J.A. Avaliação da mutagênese e genotoxicidade em *Eigenmannia virescens* (Teleostei: Gymnotiformes) expostos ao benzeno. *Acta Amazonica*, 36: 357-364. 2006.

CALIJURI, M.C.; CUNHA, D.G.F. Engenharia ambiental: conceitos, tecnologia e gestão. Rio de Janeiro, RJ: Elsevier. 2013.

CÁNOVAS, C.R.; PEIFFER, S.; MACÍAS, F.; OLÍAS, M.; NIETO, J.M. Geochemical processes in a highly acidic pit lake of the Iberian Pyrite Belt (SW Spain). *Chemical Geology*, 395: 144-153. 2015.

CASTENDYK, D.N.; MAUK, J.L.; WEBSTER, J.G. A mineral quantification method for wall rocks at open pit mines, and application to the Martha Au-Ag mine, Waihi, New Zeland. *Applied Geochemistry*, 20: 135-156. 2005.

CHAALAL, O; ZEKRI, A.Y.; ISLAM, R. Uptake of heavy metals by microorganisms: an experimental approach. *Energy Sources*, 27: 87-100. 2005.

ÇOLAC, M.; GEMICI, Ü.; TARCAN, G. The effects of colemanite deposits on the arsenic concentrations of soil and groundwater in Igdeköy-Emet, Kütahya, Turkey. *Water, Air, and Soil Pollution*, 149: 127-143. 2003.

COLLINS, A.; SMITH, A.; SPEIT, G.; THYBAUD, V.; TICE, R.R. Recommendations for conducting the in vivo alkaline Comet assay. *Mutagenesis*, 18: 45-51. 2003.

COLLINS, A.R.; OSCOZ, A.A.; BRUNBORG, G. The comet assay: topical issues. *Mutagenesis*, 23:143-51. 2008.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas de Amostragem. São Paulo, SP: CETESB. 2009.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. Bário: ficha de informação toxicológica. São Paulo, SP: CETESB. 2012.

CZOP, M.; MOTYKA, J.; SRACEK, O.; SZUWARZYNSKI, M. Geochemistry of the hyperalkaline Gorka pit lake (pH>13) in the Chrzanow region, southern Poland. *Water, Air, and Soil Pollution*, 214: 423-434. 2011.

DALLEGRAVE, E.; MANTESE, F.D.; COELHO, R.S.; PEREIRA, J.D.; DALSENER, P.R.; LANGELOH, A. The teratogenic potential of the herbicide glyphosateRoundup† in Wistar rats. *Toxicology Letters*, 142: 45-52. 2003.

DAVIS, A.; ASHENBERG, D. The aqueous geochemistry of the Berkeley Pit, Butte, Montana, U.S.A. *Applied Geochemistry*, 4: 23-36. 1989.

DELGADO-MARTIN, J.; JUNCOSA-RIVERA, R.; FALCÓN-SUÁREZ, I.; CANAL-VILA, J. Four years of continuous monitoring of the Meirama end-pit lake and its impact in the definition of future uses. *Environ Sci Pollut Res*, 10: 1610-1618. 2013.

DENIMAL, S.; BERTRAND, C.; MUDRY, J.; PAQUETTE, Y.; HOCHART, M.; STEINMANN, M. Evolution of the aqueous geochemistry of mine pit lakes – Blanzey-Montceau-les-Mines coal basin (massif central, France): origin of sulfate contents; effects of stratification on water quality. *Applied Geochemistry*, 20: 825-839. 2005.

DERUIBE, J.O.; OGWUEGBU, M.O.C.; EGWURUGWU, J.N. Heavy metal pollution and human biotoxic effects. *International Journal of Physical Science*, 2: 112-118. 2007.

DUARTE, I.D.; DIAS, M.C.; DAVID, J.A.O.; MATSUMOTO, S.T. A qualidade da água da Lagoa Jacuném (Espírito Santo, Brasil) em relação a aspectos genotóxicos e mutagênicos, mensurados respectivamente pelo ensaio do cometa e teste do micronúcleo em peixes da espécie *Oreochromis niloticus*. *Revista Brasileira de Biociências*, 10: 211-219. 2012.

EDBERG, F.; ANDERSON, A.F.; HOLMSTRÖM, S.J.M. Bacterial community composition in the water column of a lake formed by a former uranium open pit mine. *Microb Ecol*, 64: 870-880. 2012.

ESPÍNDOLA, E.L.G.; PASCHOAL, C.M.R.B.; ROCHA, O.; BOHRER, M.B.C.; OLIVEIRA NETO, A.L. *Ecotoxicologia, perspectivas para o século XXI*. São Carlos, SP: Rima. 2000.

ESTEVEES, F. A. *Fundamentos de limnologia*. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FACTORI, R.; LELES, S.M.; NOVAKOWSKI, G.C.; ROCHA, C.L.S.C.; THOMAZ, S.M. Toxicity and genotoxicity of water and sediment from streams on dotted duckweed (*Landoltia punctata*). *Braz. J. Biol.*, 74: 769-778. 2014.

FERREIRA, P.C.; PIAI, K.A.; TAKAYANAGUI, A.M.M.; SEGURA-MUÑOZ, S.I. Alumínio como fator de risco para a doença de Alzheimer. *Revista Latino-Americana de Enfermagem*, 16: 1-8. 2008.

FURTADO, A. L. S.; CASPER, P.; ESTEVES, F. A. Methanogenesis in an impacted and two dystrophic coastal lagoons (Macaé, Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 45: 195-203. 2002.

FYSON, A.; NIXDORF, B.; KALIN, M. The acidic lignite pit lakes of Germany – microcosm experiments on acidity removal through controlled eutrophication. *Ecological Engineering*, 28: 288-295. 2006.

GAGNAIRE, B.; BADO-NILLES, A.; BETOULLE, S.; AMARA, R.; CAMILLERI, V.; CAVALIÉ, I.; CHADILI, E.; DELAHAUT, L.; KERAMBRUN, E.; ORJOLLET, D.; PALLUEL, O.; SANCHEZ, W. Former uranium mine-induced effects in caged roach: a multiparametric approach for the evaluation on in situ metal toxicity. *Ecotoxicology*, 24: 215-231. 2015.

GAMMONS, C.H.; WOOD, S.A.; JONAS, J.P.; MADISON, J.P. Geochemistry of the rare-earth elements and uranium in the acidic Berkeley pit lake, Butte, Montana. *Chemical Geology*, 198: 269-288. 2003.

GYORI, B.M.; VENKATACHALAM, G.; THIAGARAJAN, P.S.; HSU, D.; CLEMENT, M.V. Open Comet: An automated tool for comet assay image analysis. *Redox Biol*, 2: 457-465. 2014.

HERLORY, O.; BONZOM, J.M.; GILBIN, R.; FRELON, S.; FAYOLLE, S.; DELMAS, F.; COSTE, M. Use of diatom assemblages as biomonitor of the impact of treated uranium mining effluent discharge on a stream: case study of the ritord watershed (center-west France). *Ecotoxicology*, 10: 450-462. 2013.

HERZSPRUNG, P.; DUFFEK, A.; FRIESE, K.; RECHTER, M.; SCHULTZE, M.; TÜMPLING JUNIOR, W.V. Modification of a continuous flow method for analysis of trace amounts of nitrate in iron-rich sediment pore-waters of mine pit lakes. *Water Research*, 39: 1887-1895. 2005.

HORTELLANI, M.A.; SARKIS, J.E.S.; ABESSA, D.M.S.; SOUSA, E.C.P.M. Avaliação da Contaminação por Elementos Metálicos dos Sedimentos do Estuário Santos – São Vicente. *Química Nova*, 31: 10-19. 2008.

HRDINKA, T.; SOBR, M.; FOTT, J.; NEDBALOVÁ, L. The unique environment of the most acidified permanently meromictic lake in the Czech Republic. *Limnologia*, 43: 417-426. 2013.

INDA, A.V.; QUIÑONES, O.R.G.; GIASSON, E.; BISSANI, C.A.; DICK, D.P.; NASCIMENTO, P.C. Atributos químicos relacionados ao processo de sulfurização em solos construídos após mineração de carvão. *Ciência Rural*, 5: 1060-1067. 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO – IBRAM. Gestão para a sustentabilidade na mineração. Brasília, DF: IBRAM. 2013.

JESUS, H.C.; COSTA, E.A.; MENDONÇA, A.S.F.; ZANDONADE, E. Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da ilha de Vitória – ES. *Química Nova*, 27: 378-386. 2004.

KNIE, J.L.W.; LOPES, E.W.B. Testes ecotoxicológicos: métodos, técnicas e aplicações. Florianópolis, SC: FATMA/GTZ. 2004.

KOSCHORRECK, M.; WENDT-POTTHOFF, K. A sediment exchange experiment to assess the limiting factors of microbial sulfate reduction in acidic mine pit lakes. *Journal Soils Sediments*, 12: 1615-1622. 2012.

KUMARAVEL, T.S.; JHA, A.N. Reliable comet assay measurements for detecting DNA damage induced by ionising radiation and chemicals. *Mutat. Res.*, 605: 7-16. 2007.

LACMA, J.; IANNACONE, J.; VERA, G. Toxicidad del cromo em sedimento usando *Donax obesulus* Reeve 1854 (pelecypoda: Donacidae). *Ecologia Aplicada*, 6: 93-99. 2007.

LEVY, D.B.; CUSTIS, K.H.; CASEY, W.H.; ROCK, P.A. A comparison of metal attenuation in mine residue and overburden material from an abandoned copper mine. *Applied Geochemistry*, 12: 203-211. 1997.

LOTTERMOSER, B.G.; ASHLEY, P.M.; COSTELLOE, M.T. Contaminant dispersion at the rehabilitated Mary Kathleen uranium mine, Australia. *Environ Geol*, 48: 748-761. 2005.

MIGASZEWSKI, Z.M.; GALUSZKA, A.; HALAS, S.; DOLEGOWSKA, S.; DABEK, J.; STARNAWSKA, E. Geochemistry and stable sulfur and oxygen isotope ratios of the Podwisniówka pit pond water generated by acid mine drainage (Holy Cross Mountains, south-central Poland). *Applied Geochemistry*, 23: 3620-3634. 2008.

MIRLEAN, N.; CASARTELLI, M.R.; GARCIA, M.R.D. Propagação da Poluição Atmosférica por Flúor nas Águas Subterrâneas e Solos de Regiões Próximas às Indústrias de Fertilizantes (Rio Grande, RS). *Revista Química Nova*, 25. 191-195. 2002.

MOERI, E.; COELHO, R.; MARKER, A. *Remediação e revitalização de áreas contaminadas*. São Paulo, SP: Signus. 2004.

MOERI, E.N.; RODRIGUES, D.; NIETERS, A. *Áreas contaminadas: remediação e revitalização*. São Paulo, SP: Signus. 2007.

MOLLEMA, P.N.; STUYFZAND, P.J.; JUHÁSZ-HOLTERMAN, M.H.A.; VAN DIEPENBEEK, P.M.J.A.; ANTONELLINI, M. Metal accumulation in an artificially recharged gravel pit lake used for drinking water supply. *Journal of Geochemical Exploration*, 150: 35-51. 2015.

MOSER, M.; WEISSE, T. The most acidified austrian lake in comparison to a neutralized mining lake. *Limnologica*, 41: 303-315. 2011.

MOZETO, A.A; UMBUZEIRO, G.A.; JARDIM, W.F. *Métodos de coleta, análises físico-químicas e ensaios biológicos e ecotoxicológicos de sedimentos de água doce*. São Carlos: Cubo Multimídia. 2006.

NEIL, L.L.; MCCULLOUGH, C.D.; LUND, M.A.; EVANS, L.H.; TSVETNENKO, Y. Toxicity of acid mine pit lake water remediated with limestone and phosphorus. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72: 2046-2057. 2009.

OLIVE, P.L.; BANATH, J.P.; DURAND, R.E. Heterogeneity in radiation induced DNA damage and repair in tumor and normal cells measured using the "Comet" Assay. *Radiation Research*, 122: 86-94. 1990.

PELLICORI, D.A.; GAMMONS, C.H.; POULSON, S.R. Geochemistry and stable isotope composition of the Berkeley pit lake and surrounding mine Waters, Butte, Montana. *Applied Geochemistry*, 20: 2116-2137. 2005.

PEREIRA, J. C.; GUIMARÃES-SILVA, A. K.; NALINI JÚNIOR, H. A.; PACHECO-SILVA, E.; LENA, J. C. Distribuição, fracionamento e mobilidade de elementos-traço em sedimentos superficiais. *Química Nova*, 30: 1249-1255. 2007.

PESSOA, G.P.; SILVEIRA, P.M.; SOUSA, M.R.; SOUZA, N.C.; SANTOS, A.B. Utilização de testes de ecotoxicidade na análise da eficiência de estações de tratamento de esgoto utilizando *Daphnia magna* como bioindicador. In: 26º Congresso Brasileiro de Eng. Sanitária e Ambiental. Anais. Porto Alegre, RS: ABES. 2011.

POERSCHMANN, J.; KOSCHORRECK, M.; GÓRECKI, T. Organic matter in sediments of an acidic mining lake as assessed by lipid analysis. Part I: fatty acids. *Science of the Total Environment*, 414: 614-623. 2012.

PUSCEDDU, F.H.; ALEGRE, G.F.; PEREIRA, C.D.S.; CESAR, A. Avaliação da toxicidade do sedimento do complexo estuarino de Santos empregando oruíço-do-mar *Lytechinus variegatus* (Echinoidea: Echinodermata). *J. Bras. Soc. Ecotoxicol.*, 2: 237-242. 2007.

RAMALHO, E.; CARVALHO, J.; BARBOSA, S.; SANTOS, F.A.M. Using geophysical methods to characterize an abandoned uranium mining site, Portugal. *Journal of Applied Geophysics*, 67: 14-33. 2009.

RAMSTEDT, M.; CARLSSON, E.; LÖVGREN, L. Aqueous geochemistry in the Udden pit lake, northern Sweden. *Applied Geochemistry*, 18: 97-108. 2003.

RIBEIRO, R.A. Contribuição ao Estudo do Fluoreto nas Águas Subterrâneas da Bacia do Médio Tietê – caracterização e metodologias propostas para sua extração. Dissertação de Mestrado. São Paulo, SP: USP. 1992.

ROCHA, L.; RODRIGUES, S.M.; LOPES, I.; SOARES, A.M.V.M.; DUARTE, A.C.; PEREIRA, E. The water-soluble fraction of potentially toxic elements in contaminated soils: relationships between ecotoxicity, solubility and geochemical reactivity. *Chemosphere*, 84: 1495-1505. 2011.

RODRIGUES, A.S.L.; MALAFAIA, G. Efeitos da exposição ao arsênio na saúde humana. Ver. Saúde Com., 4: 148-159. 2008.

ROMERO, F.M.; ARMIENTA, M.A.; GONZÁLEZ-HERNÁNDEZ, G. Solid-phase control on the mobility of potentially toxic elements in an abandoned lead/zinc mine tailings impoundment, Taxco, Mexico. Applied Geochemistry, 22: 109-127. 2007.

ROMERO, F.M.; PROL-LEDESMA, R.M.; CANET, C.; ALVARES, L.N.; PÉREZ-VÁZQUEZ, R. Acid drainage at inactive Santa Lucia mine, western Cuba: natural attenuation of arsenic, barium and lead, and geochemical behavior of rare earth elements. Applied Geochemistry, 25: 716-727. 2010.

ROUSSEL, C.; NÉEL, C.; BRIL, H. Minerals controlling arsenic and lead solubility in an abandoned gold mine tailings. The Science of the Total Environment, 263: 209-219. 2000.

ROZON-RAMILO, L.D.; DUBÉ, M.G.; RICKWOOD, C.J.; NIYOGI, S. Examining the effects of metal mining mixtures on fathead minnow (*Primephales promelas*) using field-based multi-trophic artificial streams. Ecotoxicology and Environmental Safety, 74: 1536-1547. 2011.

SÄMY, C.H.; TORRENS, B.M.O.; MEDEIROS, S.H.W. Estudo do impacto ambiental na bacia do rio do Braço através de análises ecotoxicológicas. Revista de Ciências Ambientais, 4: 45-55. 2010.

SÁNCHEZ, L.E. Avaliação de impacto ambiental – conceitos e métodos. São Paulo, SP: Oficina de Textos. 2008.

SÁNCHEZ-ESPAÑA, J.; PAMO, E.L.; PASTOR, E.S.; ERCILLA, M.D. The acidic mine pit lakes of the Iberian Pyrite Belt: an approach to their physical limnology and hydrogeochemistry. Applied Geochemistry, 23: 1260-1287. 2008.

SANTOFIMIA, E.; LÓPEZ-PAMO, E.; REYES, J. Changes in stratification and iron redox cycle of an acidic pit lake relation with climatic factors and physical processes. Journal of Geochemical Exploration, 116-117: 40-50. 2012.

SHEVENELL, L.A. Water quality in pit lakes in disseminated gold deposits compared to two natural, terminal lakes in Nevada. Environmental Geology, 39: 807-815. 2000.

SHUQAIR, S.M.S. Estudo da Contaminação do Solo e Água Subterrânea por Elementos Tóxicos Originados dos Rejeitos de Minas de Carvão de Figueira no Estado do Paraná. Tese de Doutorado. São Paulo, SP: USP. 2002.

SILVA, J.; ERDTMANN, B.; HENRIQUES, J.A.P. Genética toxicológica. Porto Alegre, RS: Alcance. 2003.

SINGH, N.P.; MCCOY, M.T.; TICE, R.R.; SCHNEIDER, E.L. A simple technique for quantitation of low levels of DNA damage in individual cells. *Exp Cell Res*, 175: 184-191. 1988.

SISINNO, C.L.S.; OLIVEIRA-FILHO, E.C. *Princípios de toxicologia ambiental*. Rio de Janeiro, RJ: Interciência. 2013.

SKIPPERUD, L.; JØRGENSEN, A.G.; HEIER, L.S.; SALBU, B.; ROSSELAND, B.O. Po-210 and Pb-210 in water and fish Taboshar uranium mining pit lake, Tajikistan. *Journal of Environmental Radioactivity*, 123: 82-89. 2013.

TRIANAFYLLIDIS, S.; SKARPELIS, N. Mineral formation in an acid pit lake from a high-sulfidation ore deposit: Kirki, NE Greece. *Journal of Geochemical Exploration*, 88: 68-71. 2006.

VALE, M.S.; ABREU, K.V; GOUVEIA, S.T.; LEITÃO, R.C. SANTAELLA, S.T. Efeito da toxicidade de Cr (VI) e Zn (II) no crescimento do fungo filamentoso *Aspergillus niger* isolado de efluente industrial. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 3: 237-244. 2011.

VIANA, M.G.; PIMENTEL, M.M.; WHITEHOUSE, M.J.; FUCK, R.A.; MACHADO, N. O Arco Magmático de Mara Rosa, Goiás: geoquímica e geocronologia e suas implicações regionais. *Revista Brasileira de Geociências*, 25: 111-123. 1995.

YOUNES, M.; GALAL-GORCHEV, H. *Food Chemistry*. *Toxicology*, 38: 587-598. 2000.

YUCEL, D.S.; BABA, A. Geochemical characterization of acid mine lakes in northwest Turkey and their effect on the environment. *Arch Environ Contam Toxicol*, 64: 357-376. 2013.

ZAGATTO, P.A. *Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações*. São Carlos, SP: Rima. 2008.

ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. *Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações*. São Carlos, SP: Rima. 2008.

ZHU, X.; ZHU, L.; LI, Y.; DUAN, Z.; XHEN, W.; ALVAREZ, P.J.J. Developmental toxicity in zebrafish (*Danio rerio*) embryos after exposure to manufactured nanomaterials: buckminsterfullerene aggregates (nC60) and fullerol. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26: 976-979. 2007.

CONCLUSÕES GERAIS

Cavas de mineração são um problema ambiental mundial emergente e ainda pouco conhecido. Por normalmente serem submetidas a processos de contaminação intensa, são complexas do ponto de vista ambiental e requerem métodos de avaliação abrangentes o suficiente para produzirem respostas seguras. Considerando a contínua expansão da atividade mineral em diversos países associada a desafios reais de gestão ambiental dos passivos que o setor gera, existe a crescente necessidade de aplicação de novas metodologias de avaliação de áreas mineradas desativadas visando uma melhor proteção dos recursos naturais e dos seres vivos expostos. No Brasil, essa necessidade se mostra mais urgente, pois o país ainda não tem tradição no gerenciamento de áreas contaminadas.

É importante destacar que este é o primeiro estudo conhecido que enfocou os efeitos degradantes potenciais da pós-mineração sobre as águas e sedimentos de cavas localizadas no Cerrado goiano, ambientalmente desconhecidas até então. Nesse sentido, os objetivos propostos na tese foram alcançados, pois a pesquisa comprovou ser possível avaliar de forma ampla, mediante abordagem multidisciplinar baseada na análise de aspectos químicos, ecotoxicológicos e genotoxicológicos, os efeitos adversos orgânicos de analitos de interesse ambiental advindos da indústria da mineração. Assim, apesar dos bioensaios terem demonstrado resultados praticamente imperceptíveis a respeito do potencial ecotoxicológico das substâncias testadas, isso não implicou na ausência de danos aos organismos expostos, como comprovado nos ensaios genotoxicológicos. Verifica-se, portanto, que respostas baseadas em apenas uma abordagem científica podem se mostrar limitadas, não representando o real potencial de danos associados a impactos ambientais complexos de determinadas atividades antrópicas, especialmente da mineração. Conclui-se, então, que as abordagens empregadas, complementares entre si, permitiram obter conclusões amplas e satisfatórias do ponto de vista das Ciências Ambientais.

Especificamente, os resultados possibilitaram compreender que a drenagem ácida de mina, desencadeada pela ação do intemperismo sobre os recursos geológicos existentes nas áreas pesquisadas, está disponibilizando elementos químicos potencialmente tóxicos na coluna hídrica e nos sedimentos das três cavas de forma mais intensa na estação seca, especialmente no Lago Azul, ambientalmente o mais comprometido. Por outro lado, os sedimentos se mostraram mais contaminados que as águas das cavas, o que torna essas unidades depósitos potenciais de contaminantes, ou seja, compartimentos geradores de riscos ao meio natural. Adicionalmente, esses resultados também deixam clara a importância de se avaliar passivos ambientais de cavas de mineração mediante análises de amostras de águas e sedimentos, pois o perfil hídrico pode não representar todo o potencial toxicológico dos elementos químicos presentes no meio, especialmente no fundo de cavas.

A tendência é que a qualidade das águas e sedimentos das cavas Maior, Menor e em especial do Lago Azul continue diminuindo temporalmente e, por consequência, que sua toxicidade potencial aumente, pois nenhuma delas se mostra quimicamente estável. Assim, aconselha-se o monitoramento dessas unidades de forma a compreender se essa tendência de piora da qualidade ambiental se mantém ou se é possível que ocorram outros processos que impeçam tal comportamento.

Finalmente, em se tratando de sugestões de trabalhos futuros, entende-se que um dos possíveis caminhos a serem percorridos por outros pesquisadores pode consistir no desenvolvimento de pesquisas baseadas em séries analíticas temporalmente mais abrangentes associadas a ensaios ecotoxicológicos de longa duração (crônicos) e a avaliações histológicas, por exemplo. Sugere-se, também, que sejam desenvolvidos estudos de viabilidade de aplicação de processos de remediação ambiental para tratamento e reutilização futura dessas cavas de mineração.