

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

**QUALIDADE DA ÁGUA EM LAGOS DE
MINERAÇÃO - ESTUDOS DE CASO: ÁGUAS
CLARAS E RIACHO DOS MACHADOS.**

Luciana Viana Gonçalves

Belo Horizonte

2013

**QUALIDADE DA ÁGUA EM LAGOS DE MINERAÇÃO
- ESTUDOS DE CASO: ÁGUAS CLARAS E RIACHO
DOS MACHADOS.**

Luciana Viana Gonçalves

Luciana Viana Gonçalves

**QUALIDADE DA ÁGUA EM LAGOS DE MINERAÇÃO
- ESTUDOS DE CASO: ÁGUAS CLARAS E RIACHO
DOS MACHADOS.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Meio Ambiente

Linha de pesquisa: Caracterização, prevenção e controle da poluição.

Orientador: Prof. Dr. Eduardo von Sperling

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG

2013

G635q

Gonçalves, Luciana Viana.

Qualidade da água em lagos de mineração – estudos de caso
[manuscrito] : Águas Claras e Riacho dos Machados / Luciana Viana
Gonçalves. – 2013.

xiii, 106 f., enc.: il.

Orientador: Eduardo von Sperling.

Dissertação (mestrado) Universidade Federal de Minas Gerais,
Escola de Engenharia.

Inclui apêndices.

Bibliografia: f. 97-103.

1. Engenharia sanitária – Teses. 2. Meio ambiente – Teses.
3. Limnologia – Teses. 4. Água – Qualidade – Teses. I. Sperling,
Eduardo von. II. Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de
Engenharia. III. Título.

CDU: 628(043)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Escola de Engenharia

Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Avenida Antônio Carlos, 6627 - 4º andar - 31270-901 - Belo Horizonte – BRASIL

Telefax: 55 (31) 3409-1882 - posgrad@desa.ufmg.br

http://www.smarh.eng.ufmg.br

FOLHA DE APROVAÇÃO

Qualidade da Água em Lagos de Mineração
Estudos de Caso: Águas Claras e Riacho dos Machados

LUCIANA VIANA GONÇALVES

Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

Prof. EDUARDO VON SPERLING - Orientador

Prof. MARCOS VON SPERLING

Prof. ANTÔNIO PEREIRA MAGALHÃES JUNIOR

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Versão Final aprovada por

Profª. Juliana Calábria de Araújo
Coordenadora

Prof. Eduardo von Sperling
Orientador

Belo Horizonte, 07 de maio de 2013.

Dedico especialmente a Deus, por ter me dado vida e sabedoria, aos meus pais e aos meus irmãos, pelo amor, incentivo e companheirismo, e à Dinha Jurde (in memoriam), pelas sábias palavras, pela demonstração de superação e pelo estímulo para a conclusão desta etapa.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por proporcionar a vida, força, saúde e proteção.

Aos meus pais, Mauro e Stela, pelo amor incondicional, orações, apoio e serem meus exemplos de vida.

A meus irmãos, Rafael e Vivianne, pela motivação, fiel amizade, alegrias e paciência.

A Dinha Jurde, que nos deixou durante este período; exemplo de perseverança e aceitação. Seus iluminados conselhos, jamais serão esquecidos.

Aos meus avós, familiares e amigos pelo incentivo e compreensão pela minha ausência.

Aos meus amigos, Carolina, Fábio, Paulo Henrique e Renata, pela boa convivência e suporte, a Mônica, pelas recomendações e assistência.

Ao meu orientador, Professor Eduardo von Sperling, pelos conhecimentos transmitidos e pela orientação deste trabalho.

À Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, e ao programa de pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, pela oportunidade. Aos professores do programa pelos ensinamentos e pelo incentivo; aos funcionários, pelo apoio.

Aos amigos do mestrado, pelo aprendizado, apoio, e sugestões; em especial, à Carminha, pelo auxílio constante, e a Leidiane e Sara pelas boas opiniões.

À Carpathian Gold Inc. por disponibilizar os dados dos lagos de Riacho dos Machados, para a realização deste trabalho.

À CAPES pela bolsa.

A todos que, de alguma forma, contribuíram, me apoiaram, torceram e foram compreensivos para que eu conquistasse essa vitória, meu muito obrigada!

RESUMO

Os lagos de mineração são formados nas cavas das minas, podendo ser de minas exauridas ou abandonadas. Seu preenchimento é realizado de forma natural (precipitação e subterrânea) e/ou artificial (água superficial). Os lagos de mineração originados de minerais sulfetados comumente possuem carácter ácido e aqueles decorrentes de minerais inertes tendem a apresentar pH neutro. O intuito desta pesquisa é verificar as características limnológicas, a qualidade da água, o comportamento hidrodinâmico e os usos dos lagos de mineração. Os estudos de caso deste trabalho são o Lago de Águas Claras da mina de Águas Claras (minério de ferro) e os lagos Cava Norte e Cava Sul da mina de Riacho dos Machados (ouro). Os dados de monitoramento utilizados neste trabalho foram de carácter secundários; a partir destes dados realizou-se análise temporal, estatística descritiva, testes não paramétricos de distribuição normal dos dados pelo *Shapiro Wilk W test*, análise sazonal pelo *Mann-Whitney U test* para todos os lagos e análise espacial *Kruskal Wallis test* somente para o lago de Águas Claras. O lago de Águas Claras possui comportamento meromítico (circulações verticais parciais) característico, devido à elevada profundidade (234 m) em sua configuração final; ele apresenta água com boa qualidade, atendendo à resolução CONAMA 357/05 classe 2 em todos os parâmetros para o conjunto de dados na análise da estatística descritiva; não há distribuição normal em nenhum parâmetro analisado; houve diferença significativa nos parâmetros DBO, OD, ferro total, pH e temperatura entre a superfície e o fundo (análise espacial – *Kruskal Wallis test*); existe diferença significativa entre o período seco e chuvoso para os parâmetros alcalinidade, DBO, dureza, pH, temperatura e turbidez na superfície e, no fundo, para fosfato total e turbidez. Para os lagos Cava Norte e Cava Sul não foi possível a determinação de seu comportamento hidrodinâmico por ser necessária a análise de mais parâmetros e de outros testes. O lago Cava Norte recebia o lixiviado das pilhas de estéreis da mina, portanto, o pH do lago era ácido e, após a correção da DAM (Drenagem Ácida de Mina), o pH do meio aumentou. O lago Cava Sul possui pH neutro. A partir da análise estatística descritiva, os lagos não atenderam à resolução CONAMA 357/05 para o arsênio. Os parâmetros que possuem distribuição normal dos dados nos lagos são o sulfato, para a Cava Norte e Sul, e o pH, para a Cava Sul; o teste de sazonalidade verificou que não há diferença significativa entre o período seco e chuvoso em ambos os lagos.

Palavras-chave: Lagos de mineração, limnologia, comportamento hidrodinâmico e qualidade da água.

ABSTRACT

Pit lakes are formed in the mine pits either in exhausted mines or abandoned ones. Their filling occurs in a natural way (precipitation and groundwater) and / or artificial (surface water). The pit lakes originated from sulfide minerals commonly have acid character and those arisen from inert minerals tend to have neutral pH. The purpose of this research is to verify the limnological characteristics, the quality of the water, the hydrodynamic behavior and the uses of the mining lakes. The case studies in this work are the Lake *Águas Claras* of the Mine *Águas Claras* (iron ore) and the lakes *Cava Norte* and *Cava Sul* of the Mine *Riacho dos Machados* (gold ore). The monitoring data used in this study were secondary in nature and based on these data it was performed temporal analysis, descriptive statistics, nonparametric normal distribution of data by Shapiro Wilk W test, seasonal analysis by Mann-Whitney U test for all lakes and spatial analysis Kruskal Wallis test only on lake *Águas Claras*. Lake *Águas Claras* has typical meromitic behavior (partial vertical circulations) due to the high depth (234 m) in its final configuration, it presents good water quality given the CONAMA resolution 357/05 class 2 in all parameters for data set in the analysis of descriptive statistics. There is a not a normal distribution in any parameter analyzed. There is though a significant difference in the parameters BOD, DO, total iron, pH and temperature between the surface and bottom (spatial analysis - Kruskal Wallis test). There is a significant difference between dry and rainy periods for the parameters alkalinity, BOD, hardness, pH, temperature and turbidity at the surface and at bottom for total phosphate and turbidity. Concerning lakes *Cava Norte* and *Cava Sul* it was not possible to determine their hydrodynamic behavior as for that it is necessary for the analysis of more parameters and other tests. Lake *Cava Norte* received leachate from piles of mine tailings, so the pH of the lake was acid and, after correction of AMD (Acid Mine Drainage), the pH of this lake increased. Lake *Cava Sul* has a neutral pH. Based on the descriptive statistics, the lakes did not attend CONAMA resolution 357/05 for arsenic. The parameters that have normal distribution of data in the lakes are sulfate, for the *Cava Norte* and *Cava Sul*, and the pH for the *Cava Sul*; seasonality test verified that there is no significant difference between the dry and rainy period in both lakes.

Keywords: Pit lakes, limnology, hydrodynamic behavior and water quality.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	XI
LISTA DE TABELAS.....	XIII
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	XIV
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 JUSTIFICATIVA	2
3 OBJETIVOS.....	3
3.1 OBJETIVO GERAL	3
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
4 REVISÃO DA LITERATURA	4
4.1 PREENCHIMENTO DA CAVA DE MINERAÇÃO	4
4.2 DRENAGEM ÁCIDA	5
4.3 OS LAGOS DE MINERAÇÃO	8
4.3.1 Formação dos lagos de mineração.....	8
4.3.2 Lagos de mineração no mundo e no Brasil	11
4.4 HIDRODINÂMICA E QUALIDADE DA ÁGUA DOS LAGOS DE MINERAÇÃO	13
4.4.1 Hidrodinâmica.....	13
4.4.2 Qualidade das águas dos lagos de mineração, características físico-químicas e hidrobiológicas.....	17
4.5 USOS E PROBLEMAS DOS LAGOS DE MINERAÇÃO	25
5 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO E DOS EMPREENDIMENTOS MINERÁRIOS	30
5.1 ÁGUAS CLARAS	30
5.2 RIACHO DOS MACHADOS	32
6 METODOLOGIA	35
7 RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
7.1 LAGO DE ÁGUAS CLARAS	41
7.1.1 Estatística descritiva do lago de Águas Claras, mina Águas Claras	41
7.1.2 Análise dos resultados obtidos no lago de Águas Claras para série temporal	43
7.1.3 Testes estatísticos do lago de Águas Claras, mina Águas Claras	60
7.2 LAGOS CAVA NORTE E SUL, RIACHO DOS MACHADOS	72
7.2.1 Estatística básica dos lagos Cava Norte e Sul, mina Riacho dos Machados	72
7.2.2 Análise dos resultados obtidos para os lagos Cava Norte e Sul na mina de Riacho dos Machados para série temporal.....	74
7.2.3 Testes estatísticos dos lagos Cava Norte e Cava Sul, mina Riacho dos Machados.....	84
8 CONCLUSÕES.....	92
9 RECOMENDAÇÕES	96
REFERÊNCIAS	97
APÊNDICE	104

LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1 – Circulação dos lagos, circulação meromítica e holomítica.....	15
Figura 5.1 – Mapa de localização de Nova Lima/MG.....	31
Figura 5.2 – Vista aérea de localização da Mina de Águas Claras.....	31
Figura 5.3 – Lago de Águas Claras em formação.....	31
Figura 5.4 – Mapa de localização da mina.....	33
Figura 5.5 – Vista aérea dos lagos da mina.....	33
Figura 7.1 – Gráfico da temperatura do ar e da água do lago de Águas Claras.	44
Figura 7.2 – Gráfico da temperatura da água na superfície e no fundo do lago de Águas Claras.	45
Figura 7.3 – Gráfico da resistência térmica do lago de Águas Claras.....	46
Figura 7.4 – Gráfico da alcalinidade na superfície e no fundo da água do lago de Águas Claras.	47
Figura 7.5 – Gráfico da condutividade elétrica na superfície e no fundo da água do lago de Águas Claras.....	47
Figura 7.6 – Gráfico da dureza na superfície e no fundo da água do lago de Águas Claras.	48
Figura 7.7 – Gráfico do pH na superfície e no fundo da água do lago de Águas Claras em função do limite estabelecido pela CONAMA 357/05.	49
Figura 7.8 – Gráfico da concentração de oxigênio dissolvido na superfície e no fundo da água do lago de Águas Claras em função dos limites estabelecidos pela CONAMA 357/05.	50
Figura 7.9 – Gráfico da demanda bioquímica de oxigênio na superfície e no fundo da água do lago de Águas Claras em função dos limites estabelecidos pela CONAMA 357/05.....	51
Figura 7.10 – Gráfico do fósforo total na superfície e no fundo da água do lago de Águas Claras em função dos limites estabelecidos pela CONAMA 357/05.....	52
Figura 7.11 – Gráfico da concentração do fósforo solúvel na superfície e no fundo da água do lago de Águas Claras.	53
Figura 7.12 – Gráfico da concentração de ferro total na superfície e no fundo da água do lago de Águas Claras.	55
Figura 7.13 – Gráfico da concentração do manganês total na superfície e no fundo da água do lago de Águas Claras em função do limite estabelecido pela CONAMA 357/05.....	56
Figura 7.14 – Gráfico da concentração de sulfatos na superfície e no fundo da água do lago de Águas Claras.	57
Figura 7.15 – Gráfico da turbidez na superfície e no fundo da água do lago de Águas Claras correlacionada com os limites estabelecidos pela CONAMA 357/05.	58
Figura 7.16 – Teste de normalidade dos dados <i>Shapiro Wilk W test</i> , com histograma de parâmetros analisados do lago de Águas Claras.	62
Figura 7.17 – Teste de normalidade dos dados <i>Shapiro Wilk W test</i> , com histograma de parâmetros analisados do lago de Águas Claras.	63
Figura 7.18 – Teste não paramétrico espacial <i>Kruskal-Wallis</i> , parâmetro em função da profundidade.	65
Figura 7.19 – Teste não paramétrico espacial <i>Kruskal-Wallis</i> , parâmetro em função da profundidade.	66
Figura 7.20 – Teste não paramétrico sazonal, teste U de <i>Mann-Whitney</i> para o parâmetro em função do período, análise das amostra da superfície.....	68

Figura 7.21 – Teste não paramétrico sazonal, teste U de <i>Mann-Whitney</i> para o parâmetro em função do período, análise das amostra da superfície.....	69
Figura 7.22 – Teste não paramétrico sazonal, teste U de <i>Mann-Whitney</i> para o parâmetro em função do período, análise das amostra do fundo.....	70
Figura 7.23 – Teste não paramétrico sazonal, teste U de <i>Mann-Whitney</i> para o parâmetro em função do período, análise das amostra do fundo.....	71
Figura 7.24 – Gráfico do pH nos lagos Cava Norte e Sul, em função do limite estabelecido pela CONAMA 357/05.....	75
Figura 7.25 – Gráfico da concentração de arsênio nos lagos Cava Norte e Sul, em função do limite estabelecido pela CONAMA 357/05.....	76
Figura 7.26 – Gráfico da concentração do cobre total nos lagos Cava Norte e Sul...	78
Figura 7.27 – Gráfico da concentração de sulfato no lago Cava Norte em função do pH, com o limite estabelecido pela CONAMA 357/05 do sulfato.....	81
Figura 7.28 – Gráfico da concentração de sulfato em função do pH no lago Cava Sul, com o limite estabelecido pela CONAMA 357/05 do sulfato.....	82
Figura 7.29 – Gráfico da concentração do zinco em função do pH no lago Cava Norte, com o limite estabelecido pela CONAMA 357/05 do zinco.	83
Figura 7.30 – Gráfico da concentração do zinco em função do pH no lago Cava Sul com o limite estabelecido pela CONAMA 357/05.	84
Figura 7.31 – Teste de normalidade dos dados <i>Shapiro Wilk W</i> com histograma dos parâmetros analisados no lago Cava Norte, Riacho dos Machados.	85
Figura 7.32 – Teste de normalidade dos dados <i>Shapiro Wilk W</i> com histograma dos parâmetros analisados no lago Cava Sul, Riacho dos Machados.	86
Figura 7.33 – Teste não paramétrico sazonal, teste U de <i>Mann-Whitney</i> para o parâmetro em função do período, análise do lago Cava Norte.	88
Figura 7.34 – Teste não paramétrico sazonal, teste U de <i>Mann-Whitney</i> para o parâmetro em função do período, análise do lago Cava Sul.	89

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1 – Minerais com presença de enxofre e principais elementos extraídos.....	7
Tabela 4.2 – Características do rio Sangão com e sem a interferência da drenagem ácida.	8
Tabela 4.3 – Benefícios, formas de usos e possíveis impactos/problemas dos lagos de mineração, relacionados ao tipo de benefício.....	26
Tabela 4.4 – Exemplos de minas exauridas que formaram lagos de mineração, e o uso dos lagos.	27
Tabela 6.1 – Parâmetros analisados nos lagos estudados.	37
Tabela 6.2 – Normas utilizadas na discussão do trabalho.	38
Tabela 7.1 – Estatística descritiva do conjunto de dados do lago de Águas Claras..	41
Tabela 7.2 – Estatística descritiva do lago Cava Norte, Riacho dos Machados.....	73
Tabela 7.3 – Estatística descritiva do lago Cava Sul, Riacho dos Machados.....	73

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CE	Condutividade Elétrica
CERH-MG	Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
CVRD	Companhia Vale do Rio Doce
DAM	Drenagem Ácida de Mina
DAR	Drenagem Ácida de Rocha
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DN	Deliberação Normativa
FEAM	Fundação Estadual do Meio Ambiente
ha	Hectare
MBR	Minerações Brasileiras Reunidas (S/A)
MG	Minas Gerais
MRDM	Mineração Riacho dos Machados
OD	Oxigênio Dissolvido
RTR	Resistência Térmica Relativa
VALE	VALE S/A
Z_r	Profundidade Relativa

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, a atividade minerária possui uma grande importância econômica por apresentar grandes reservas de diversos tipos de minerais. Conforme Neves e Silva (2007), o Brasil possui 55 minerais explorados, destacando-se o nióbio, em Araxá (MG), a grafita, em Pedra Azul (MG), minério de ferro, no Quadrilátero Ferrífero (MG) e em Carajás (PA), a magnesita, em Brumado (BA), a bauxita, em Oriximiná (PA) e o caulim em Barcarena e em Ipixuna do Pará (PA). De acordo com Castendyk e Eary (2009), o Brasil, no ano 2000, foi o quinto país com maior número de minas abertas, com 20 unidades; a Austrália, em primeiro lugar, com 78 e, em seguida, os Estados Unidos, com 63, o Chile, com 33, e a África do Sul, com 21.

Com o término de algumas atividades minerárias, inicialmente na Europa, surgiram os lagos de mineração “*pit lakes*” a partir de minas abandonadas e, futuramente, após a exaustão das minas. Esses lagos de mineração estão presentes em diversos países ao redor do mundo, com projeções de crescimento devido aos benefícios que eles trazem, como função paisagística, balneabilidade, pesca, abastecimento, dentre outras. A criação dos lagos de mineração a partir da cava de minas exauridas tem o intuito de reduzir os impactos causados pela exploração, uma vez que os mesmos possuem características próprias do meio aquático formado.

As águas dos lagos de mineração provenientes da extração de materiais inertes possuem características de boa qualidade. Já as águas dos lagos provenientes da extração de mineral sulfetado tendem a possuir baixo pH e concentrações médias a elevadas de metais pesados. Ressalta-se, assim, a dependência das características mineralógicas da cava para projetar a futura qualidade da água.

Com o crescente número de minas exauridas ou próximo do encerramento das atividades, e o pouco estudo deste tema no Brasil, foi desenvolvido este trabalho, onde avalia o lago de mineração nas suas características limnológicas, qualidade da água, bem como o comportamento hidrodinâmico. Foi realizado como estudos de caso, um lago de mineração em formação, proveniente da extração de minério de ferro a partir da hematita (município de Nova Lima/MG) e dois lagos de mineração, provenientes da extração de ouro a partir da arsenopirita (município de Riacho dos Machados/MG), os resultados obtidos dos parâmetros analisados que estão previstos na resolução CONAMA 357/05 e deliberação normativa conjunta COPAM-CERH-MG 01/08 foram verificados conforme os limites estabelecidos para as classes 1 e 2.

2 JUSTIFICATIVA

A formação dos lagos de mineração é tema recente nas áreas da limnologia, da geoquímica e da hidrodinâmica, o que possibilita realizações de diversos estudos sobre os lagos existentes, bem como de projeções dos futuros lagos.

O conhecimento das características do lago e da qualidade da água é de extrema importância no diagnóstico do provável uso do lago de mineração. Há muitos relatos de lagos de mineração oriundos da exploração de carvão que, comumente, apresentam em suas águas o carácter ácido devido à constante presença de mineral sulfetado na mina explorada. Por ser um assunto novo, há poucos dados relacionados à formação e ao monitoramento dos lagos de mineração no Brasil, principalmente dos que têm origem na mineração de grande porte. Com dados publicados de lagos de mineração possui somente os abordados por Damasceno, E. e Damasceno, P. (2000) referente a Raia Olímpica de São Paulo (extração de areia); Reis *et al.* (2006) onde retrata o aumento de lagos a partir da exploração de areia; e Baptista (2006) que retrata sobre o lago de Águas Claras com o foque em plânctons. Assim, observa-se uma lacuna de estudos limnológicos correlacionando lagos de diferentes fontes de enchimento e composição mineral.

O estado de Minas Gerais é conhecido mundialmente pelos recursos naturais provenientes da atividade minerária, abrigando diversas substâncias metálicas, como ferro, ouro, alumínio, níquel, urânio, manganês, antimônio; e não-metálicas, como areia, argila, calcários, granitos, dentre outros (GIRODO, 2005).

A maior concentração e a diversificação dos recursos minerários do estado de Minas Gerais se encontram na região denominada Quadrilátero Ferrífero, provavelmente a mais importante área de recursos minerários do país, cujas principais explorações se concentram nas jazidas de ferro e de ouro, nos depósitos de manganês e de bauxita, etc. (GIRODO, 2005).

Em Minas Gerais, a exploração é extremamente relevante para a economia, principalmente para os municípios envolvidos, que representam um importante papel social. Além disso, o estado abriga os estudos de caso onde serão avaliados, a qualidade da água dos lagos de mineração de regiões e minerais distintos, de fevereiro/2001 à novembro/2007 o lago da Mina de Águas Claras, lago em formação; e de novembro/1999 a fevereiro/2011 os lagos formados da Mineração Riacho dos Machados.

3 OBJETIVOS

3.1 *Objetivo geral*

O objetivo geral deste trabalho é o estudo da qualidade da água, da limnologia e do comportamento hidrodinâmico de lagos de mineração, tendo como estudo de caso as minas de Águas Claras e Riacho dos Machados, ambas localizadas no Estado de Minas Gerais.

3.2 *Objetivos específicos*

- Avaliar o comportamento hidrodinâmico dos lagos de mineração;
- Descrever as características limnológicas dos lagos de mineração;
- Avaliar a qualidade das águas dos lagos de mineração;
- Discutir os padrões de qualidade da água nos lagos de mineração conforme a resolução CONAMA 357/05 e a deliberação normativa conjunta COPAM/CERH-MG 01/08.

4 REVISÃO DA LITERATURA

4.1 *Preenchimento da cava de mineração*

A mineração é caracterizada pela pesquisa e pela exploração dos recursos minerais de interesse presentes no solo ou no subsolo, sendo, assim, são necessários um complexo de atividades para a extração e para tratamento/beneficiamento do minério. O processo inicia-se na lavra, onde se reúnem as atividades para a extração do mineral. Durante o decapeamento da mina, são obtidos os resíduos denominados estéreis e, na abertura da cava, é extraído o material de interesse, os quais, respectivamente, seguem para pilha de estéril e para tratamento/beneficiamento.

Com a retirada do material de interesse, a profundidade da cava aumenta e o seu formato é alterado. Ressaltando que as cavas possuem características físicas, geoquímicas e ecológicas que se alteram conforme a atividade minerária (GAMMONS *et al.*, 2009).

A extração mineral em grande escala teve início de maneira intensa no período pós II Guerra Mundial, e o fechamento das minas, iniciado a partir de 1990 (SPERLING, E. *et al.*, 2004). Assim, algumas técnicas de fechamento empregadas são relativamente novas, como o preenchimento das cavas por água, pois, para a formação dos lagos, são necessários vários anos (SPERLING, E. *et al.*, 2004).

Após a exaustão da mina, existem diversas alternativas para o preenchimento da cava, como disposição de estéril; disposição de resíduos urbanos; disposição de resíduos industriais; disposição de estéreis reativos; formação dos lagos de mineração, dentre outros (CURI; LAGE, 2003, SPERLING, E. *et al.*, 2004).

Para a realização do preenchimento da cava com resíduos, deve ser constatada a não continuidade da exploração, tendo em vista que a cava será preenchida, pois para a remoção dos resíduos depositados o custo é elevado. Além da não continuidade da exploração, é necessário verificar a taxa de infiltração da cava, sendo recomendado que esta não exista ou que a infiltração seja mínima.

O preenchimento da cava com resíduos da exploração minerária pode ser feito com a utilização somente dos resíduos ou destes juntamente com a água (GAMMONS *et al.*, 2009). Para o preenchimento da cava com os resíduos é imprescindível a classificação dos mesmos.

Conforme o tipo de material, é necessário o uso de técnicas de tratamento antes da disposição final. Usualmente, o resíduo é disposto encapsulado e a camada superior da cava é de solo limpo (GAMMONS *et al.*, 2009; KUYUCAK, 1999). A disposição conjunta, conforme Gammons *et al.* (2009), é o preenchimento com a água após a camada de solo limpo, tendo, assim, um lago com menor profundidade. É necessário ressaltar que a impermeabilização bem feita é de extrema importância para a qualidade do ambiente aquático que será formado (GAMMONS *et al.*, 2009).

O preenchimento da cava com água é uma grande tendência, devido ao baixo custo e aos seus possíveis usos. Em várias regiões há uma demanda crescente de recursos hídricos, e há os lagos de mineração como alternativa para suprir essa necessidade. (MCCULLOUGH; ETTEN, 2011).

4.2 Drenagem ácida

A drenagem ácida de rocha (DAR) é o processo natural da oxidação química e bacteriana das rochas sulfetadas. A drenagem ácida de mina (DAM) é um processo mais intenso que a DAR, sendo restrito às minas e dependente do material a ser explorado. As principais fontes geradoras da DAM são as cavas das minas, as pilhas de estéreis, o lixiviado, as bacias de rejeitos, as pilhas de concentrados sulfetados, dentre outros.

A drenagem ácida tem como predisposição as características das rochas, a bioquímica e a hidrologia do meio juntamente com a predisposição química do mineral, que se altera de acordo com a região. Como contribuição na decomposição das rochas tem-se as ações do intemperismo nas formas química, física e biológica, através dos processos químicos e mecânicos (SOUZA, 2010). O processo químico ocorre através de reações químicas e de precipitações, com influências geoquímica, microbiológica e climática; já o processo mecânico, além de contribuir para o processo químico, é realizado através das fissuras e das fraturas expostas à água e ao ar, facilitando a degradação do mineral (SOUZA, 2010).

O mineral sulfetado, ao entrar em contato com a água e com o ar, predispõe-se à oxigenação do meio, fazendo com que o íon sulfeto passe a sulfato com dissolução de minerais (SOUZA, 2010). A característica típica das águas ácidas é o pH baixo, entre 2 a 4, o que facilita a mobilidade dos íons (SOUZA, 2010).

Durante a oxidação química, os fatores que influenciam na velocidade da reação são o oxigênio e o ferro (III) (FARFAN, 2004). O oxigênio é diferenciado na forma de interagir e na concentração: se o oxigênio estiver na forma atmosférica, a oxidação é mais lenta; quando ele estiver dissolvido, a oxidação é mais rápida (FARFAN, 2004; CASTENDYK; EARY, 2009). A reação de oxidação da pirita (FeS_2) por oxigênio solúvel é dada por:

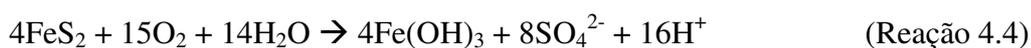


Após a reação 4.1, ocorre a oxidação do enxofre e o Fe^{2+} não é oxidado.

A partir da oxidação da pirita com o Fe^{3+} em solução (reação 4.2) tem-se uma reação rápida com elevada demanda de íons Fe^{3+} para que a mesma ocorra (FARFAN, 2004; CASTENDYK; EARY, 2009).



A oxidação de Fe^{2+} (ferro ferroso) a Fe^{3+} (ferro férrico) ocorre em condições de $\text{pH} \leq 3,5$, de acordo com a reação 4.3, através das bactérias ácido-fílicas (*Thiobacillus spp.*) e favorecendo as futuras reações de oxidação (reação 4.2). Caso o pH seja $> 3,5$, ocorre a precipitação formando oxi-hidróxidos, como o $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (reação 4.4), e mantendo as concentrações de Fe^{3+} baixas (FARFAN, 2004; CASTENDYK; EARY, 2009; SILVAS *et al.*, 2011).



A participação biológica nas reações de oxidação da pirita, por exemplo, ocorre na forma intracelular e em meio aquoso, onde o Fe^{2+} é oxidado a Fe^{3+} ; já a reação na forma extracelular requer mais reações para oxidarem os compostos (FARFAN, 2004). A bactéria ácido-fílica, *Thiobacillus spp.*, é predominante na produção da drenagem ácida, onde se oxidam os minerais sulfetados e o enxofre, gerando os metais solúveis e o ácido sulfúrico.

De acordo com Koschorreck *et al.* (2011), os íons, principalmente de ferro e de enxofre na forma reduzida, não são estáveis na presença de oxigênio e devem ser mantidos em condições anóxicas para que o processo ocorra de maneira estável.

Na DAM, a toxicidade está relacionada com as concentrações dos metais dissolvidos, como o cádmio, o zinco, o cobre, o chumbo, o semimetal arsênio, dentre outros, que apresentam maiores riscos ao meio ambiente do que somente o baixo pH, mesmo em baixas concentrações (menor que 1 mg/L) (CAPANEMA, 2002, FARFAN, 2004).

Como relatado na literatura, o principal fator da drenagem ácida é o enxofre, que está presente em diversos minerais de elevado valor agregado como está exemplificado na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 – Minerais com presença de enxofre e principais elementos extraídos.

Minerais Sulfetados	Fórmula	Elementos extraídos	Produtos
Pirita	FeS ₂	Ferro	Ácido sulfúrico, carvão mineral
Pirrotita	Fe _x S _x	Ferro, níquel, sulfeto e cobalto	Ácido sulfúrico
Calcocita	Cu ₂ S	Cobre	
Covellita	CuS	Cobre	
Calcopirita	CuFeS ₂	Cobre	
Arsenopirita	FeAsS ₂	Arsênio, prata, ouro e cobalto	
Molibdenita	MoS ₂	Molibdênio	Lubrificantes, fertilizantes, etc.
Galena	PbS	Chumbo, prata	
Millerita	NiS	Níquel	
Esfalerita (Blenda)	ZnS	Zinco, Cádmio	

Fonte: Adaptado de FARFAN, 2004; MACHADO *et al.*, 2012.

Os efeitos provenientes da drenagem ácida de mina ocasionam danos no “habitat”, na qualidade das águas subterrâneas e superficiais, assim como no solo. O efeito maléfico no meio ambiente se modifica de acordo com o volume, com a concentração, com os tipos de substâncias e com a frequência da geração (FARFAN, 2004). Somente a neutralização do meio ácido não soluciona os danos causados pela drenagem ácida de mina, sendo necessário uma pós-precipitação química e uma rigorosa avaliação biológica e toxicológica do meio (FARFAN, 2004).

Como forma de neutralização do meio ácido, os minerais mais eficazes são à base de carbonato de cálcio e de carbonato de magnésio, como a calcita, dolomita, dentre outros (LAPAKKO, 2002).

No Brasil, a drenagem ácida começou a ser estudada e tratada após problemas ocorridos nos estados de Santa Catarina e do Rio Grande do Sul por minas de carvão e, em Minas Gerais por minas de ouro, de urânio, de cobre e de zinco, com possibilidade de ocorrência em outras regiões do país (SOUZA, 2010). A extração de carvão mineral no Brasil se concentra no Sul do país, com 74% das minas em Santa Catarina, 22% no Rio Grande do Sul e 4% no Paraná (SILVAS et al., 2011 e NEVES; SILVA, 2007).

De acordo com Silvas *et al.* (2011), na Bacia Carbonífera do Sul, no estado de Santa Catarina, foi estimado que 786 km dos rios foram influenciados pela drenagem ácida proveniente da exploração de 134 minas a céu aberto nas bacias dos rios Araranguá, Tubarão e Urussanga.

Conforme Farfan (2004), no estado de Santa Catarina, o rio Sangão, sofre influência da mineração de carvão, alterando-se, por isso, a qualidade da água do rio, de acordo com a Tabela 4.2.

Tabela 4.2 – Características do rio Sangão com e sem a interferência da drenagem ácida.

Parâmetro	Rio sem influência da mineração de carvão	Rio com influência da mineração de carvão	Resolução CONAMA 357/05
pH	6,5 a 7,4	2,0 a 4,0	6,0 a 9,0
Ferro total	< 4 mg/L	10 a 100 mg/L	0,3 mg/L (dissolvido)
Sulfatos	8 a 24 mg/L	100 a 10.000 mg/L	250 mg/L
Alumínio	0,2 a 0,5 mg/L	10 a 100 mg/L	0,1 mg/L
Chumbo	Nd	0,02 a 0,2 mg/L	0,1 mg/L
Zinco	Nd	1 a 5 mg/L	0,18 mg/L
Manganês	Nd	0,5 a 10 mg/L	0,1 mg/L

Fonte: Adaptado de FARFAN, 2004.

Os parâmetros mais utilizados, como indicação da DAM, conforme Farfan (2004), são: pH, sulfato, turbidez, sólidos suspensos totais, concentração de metais pesados, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e potencial redox.

4.3 OS LAGOS DE MINERAÇÃO

4.3.1 Formação dos lagos de mineração

Os lagos de mineração são formados a partir de minas abandonadas ou exauridas.

Os processos para a formação dos lagos são de origem artificial, utilização de água superficial; e natural, proveniente da água subterrânea e precipitação pluviométrica. Após os estudos, define-se o método a ser empregado, embora o processo possa ser concomitante (VILLAIN *et al.*, 2011).

O sistema hidrológico natural da mina sofre interferências da área explorada e da profundidade da cava. Essas cavas, frequentemente, possuem elevada profundidade e formato cônico. Normalmente, a água retirada da cava é utilizada na mina e durante o processo de beneficiamento/tratamento. Com a retirada do minério, ocorre interferência no lençol freático e, ao cessarem as atividades, o mesmo inunda a área explorada, sendo esta uma das contribuições naturais descritas anteriormente (CASTENDYK; EARLY, 2009).

O uso das águas superficiais para o preenchimento tem como intuito diminuir o tempo de enchimento, bem como reduzir também o tempo de oxidação dos compostos com as paredes da cava (CASTENDYK; EARLY, 2009). A água superficial que será utilizada para o preenchimento da cava deve possuir uma qualidade elevada pelo fato de influenciar quimicamente na qualidade da água do futuro lago (CASTENDYK; EARLY, 2009). Para o lago atingir as condições de equilíbrio químico e biológico, pode levar décadas. Este é um tema recente, com estudos de lagos com formação completa ou em processo de formação, apresentados em maior número somente após a última década.

O lago de mineração pode ser preenchido também com água salgada, além da água doce, embora haja poucos casos. Como exemplo de um lago de mineração formado a partir da água do mar, principalmente, tem-se o lago de *Island Copper* (British Columbia, Canadá), com 380 metros de profundidade (CASTENDYK; EARLY, 2009). O tempo para seu preenchimento aproximou-se de oito dias (CASTENDYK; EARLY, 2009).

Os lagos de mineração podem ser classificados hidrológicamente em duas formas: lago com condição de fluxo e lagos terminais. O lago com condição de fluxo é aquele em que a água superficial, com ou sem a subterrânea, flui para dentro e para fora do lago (CASTENDYK; EARLY, 2009; GAMMONS *et al.*, 2009). Normalmente, esses lagos são encontrados em regiões onde a precipitação pluviométrica é maior que a evaporação (CASTENDYK; EARLY, 2009; GAMMONS *et al.*, 2009). O lago com condição terminal é obtido quando a água subterrânea preenche o lago e só é retirada pela evaporação (CASTENDYK; EARLY, 2009; GAMMONS *et al.*, 2009). Comumente, esses lagos são encontrados em regiões áridas

(CASTENDYK; EARY, 2009; GAMMONS *et al.*, 2009). Em regiões com alterações climáticas a longo prazo, o lago pode alternar entre as duas condições hidrológicas abordadas anteriormente (CASTENDYK; EARY, 2009).

Vale ressaltar que as mudanças meteorológicas presentes na região explorada influenciam os componentes e os processos hidrológicos dos lagos de mineração através das variações de temperatura, de precipitação, de vento, de evaporação, da contribuição de água superficial e do balanço hídrico (CASTENDYK; EARY, 2009).

Os lagos de mineração formados e os previstos abrigam/abrigarão um grande volume de água e caso esta água seja de boa qualidade, será de grande importância principalmente para regiões com escassez de água (CASTRO; MOORE, 2000). Conforme Castendyk e Eary (2009), Nevada (Estados Unidos) é uma região árida que possui 35 lagos de mineração, onde o potencial de armazenamento é de 1,9 bilhões de m³ contra os 740 milhões de m³ armazenados nos reservatórios do estado.

Segundo Gammons *et al.* (2009), as cavas provenientes de materiais quimicamente inertes (areia, minério de ferro, bauxita, cascalho, calcário, argila, etc.) tendem a espelhar a geoquímica do meio e, normalmente, os lagos formados nestas cavas não apresentam problemas ambientais.

Os lagos de mineração podem ser divididos em quatro tipos: os lagos ácidos, os salinos, os neutros e os de água com ótima qualidade físico-química e bacteriológica (ZHAO *et al.*, 2009). Os lagos ácidos possuem baixo pH, alta toxicidade e maior concentração de metais; normalmente são oriundos da extração de minerais sulfetados (ZHAO *et al.*, 2009; GAMMONS *et al.*, 2009). Os lagos salinos encontram-se em regiões áridas, onde a evaporação é maior que a precipitação e a contribuição superficial é inexistente (ex. lagos Collinsville – Austrália), o que eleva a salinidade do meio e pode afetar o lençol freático (ZHAO *et al.*, 2009). Os lagos neutros possuem, normalmente, boa qualidade de água, porém apresentam alguns contaminantes, como o zinco, o cobre, o arsênio e/ou o urânio. O lago neutro pode ser utilizado para alguns fins e, caso a água seja utilizada para algo específico, é necessário o tratamento da mesma, como exemplos têm-se os lagos australiano Mary Kathleen, Thalanga, Ranger e Wedge (ZHAO *et al.*, 2009). O lago com ótima qualidade é proveniente da extração de materiais inertes, e com pouca interferência do processo de

exploração da mina e das características geológicas da área explorada (ZHAO *et al.*, 2009). Ressalta-se que todos os lagos devem ter suas águas monitoradas.

4.3.2 Lagos de mineração no mundo e no Brasil

Os lagos de mineração estão presentes em todos os continentes. Podem ser utilizados pelas comunidades com função paisagística, principalmente, a partir da recuperação da área degradada. Existem diversos lagos, pesquisados e catalogados, de minas exauridas e de minas abandonadas.

Os lagos mais antigos, conseqüentemente mais estudados, são provenientes da extração de carvão e possuem características adversas, como a acidez, embora existam, também, lagos antigos de diversas fontes. O grande número de lagos de mineração existentes em todo o mundo torna inexecutável a catalogação de todos eles, tendo em vista que há muitos lagos abandonados, não reportados pelas empresas minerárias e sem registros científicos.

De acordo com Vrzal *et al.* (2011), o número de minas abandonadas aumentou na Europa nas últimas décadas. Na antiga Alemanha Oriental, muitos lagos foram formados após 1990 devido ao fechamento de várias minas de carvão (SCHULTZE *et al.*, 2011).

Conforme McCullough e Etten (2011), áreas que possuíam diversas cavas, denominados distritos, após a exaustão da mina estão preenchendo as cavas com água e formando lagos de mineração. Os distritos com maior número de lagos localizam-se na Alemanha (Alemanha Central e Lusitânia – 370 lagos e *Rhenish* – 205 lagos), na Polônia (*Leknica* – mais de 100 lagos), seguida pela Espanha (*Iberian* – 22 lagos), pela Austrália (*Collie Lake District* – 13 lagos atualmente), pela Eslováquia (*Borská Nizina lowlands* – 11 lagos) e pelos lagos a serem formados no Canadá (*Athabasca oil sands region* – 26 lagos propostos) (MCCULLOUGH; ETEN, 2011). Os lagos citados são provenientes da exploração de carvão, exceto o *Iberian*, por extrair pirita, e o *Athabasca oil sands region*, por conter uma mistura de betume bruto (petróleo), com sílica e argila.

Em Western, na Austrália, após 100 anos de mineração de carvão na mina de Collie, foram formados mais de 15 lagos (MCCULLOUGH *et al.*, 2009). Estima-se que na Austrália Ocidental existam cerca de 1.800 lagos de mineração, havendo vários lagos com elevada profundidade e extensa área (JOHNSON; WRIGHT, 2003). Na Austrália, além de lagos

formados a partir de minas de carvão, existem lagos oriundos da extração de cobre, ouro, areia, níquel, minério de ferro e diamante (JOHNSON; WRIGHT, 2003).

Em Nevada, Estados Unidos, como já mencionado, existem 35 lagos de mineração formados ou em formação, oriundos da exploração de ouro e de cobre, com lagos de característica ácida a ligeiramente alcalina (EARLY, 1998; CASTENDYK; EARLY, 2009).

Em Minnessota, Estados Unidos, estima-se que existam mais de 4000 cavas abandonadas; grande parte é proveniente da extração de minério de ferro, onde muitas destas cavas foram preenchidas com água ao longo dos anos, formando lagos como o Cuyuna, Mesabi e Vermillion (AXLER *et al.*, 2003). Alguns dos lagos formados são utilizados para recreação, pesca e hidroicultura (AXLER *et al.*, 2003).

Um dos lagos de mineração mais estudados é o Berkeley, nos Estados Unidos (extração de cobre); um dos lagos com maior volume de água ácida do mundo, possui elevada profundidade e apresenta um dos piores cenários de lagos provenientes de baixo pH (GAMMONS; DUAIM, 2006). Desta forma não é recomendado que ele seja padrão, porém o seu estudo é muito importante para avaliar as características geoquímicas e limnológicas dos lagos em condições extremas (GAMMONS; DUAIM, 2006).

Os lagos de mineração relatados por Castendyk e Early (2009), com maiores profundidades máximas são o *Island Copper* e o Berkeley, com 380 metros e 242 metros, respectivamente, e, os menores, o Boss, com 7 metros, e Spenceville, com 17 metros. Os lagos Caland, Horgarth e Águas Claras (próximo de 200 metros e, o último, 234 metros de profundidade máxima), são todos oriundos da exploração de ferro. Como exemplos de profundidade dos lagos provenientes da exploração de ouro, tem-se o Tau, Tholo, Tawana e Knewa, com 95, 10, 10 e 35 metros, respectivamente. (LEE, *et al.* 2008; DUTCH *et al.*, 2011; GRANDCHAMP *et al.*, 2001).

No Brasil, existem poucos registros científicos sobre o preenchimento de cava de mineração com águas, embora haja lagos formados sem informações limnológicas e provenientes de minas abandonadas ou exauridas.

A maior quantidade de lagos formados no Brasil, que possui registros científicos, é oriunda da exploração de areia, como a Raia Olímpica da Universidade de São Paulo, que possui 3000

metros de comprimento por 50 metros de largura e 10 metros de profundidade, recebe competições de remo e integra o centro esportivo da Universidade de São Paulo e os lagos na região do Vale do Paraíba (DAMASCENO, E.; DAMASCENO, P., 2000; REIS *et al.* 2006). De acordo com Reis *et al.* (2006), foi observado um aumento expressivo na quantidade de lagos após 1993.

A exploração da mina de Riacho dos Machados em Riacho dos Machados/MG foi encerrada em 1997 e teve suas cavas preenchidas por precipitação pluviométrica e por água subterrânea (CHAVES, 2000).

O lago de Águas Claras em Nova Lima/MG, proveniente da extração de minério de ferro, foi projetado e monitorado desde o enchimento, a partir de setembro/2001. Seu preenchimento foi de forma natural e artificial; após a formação completa, este será o lago mais profundo do país, com aproximadamente, 234 metros de profundidade e com volume total de 58 milhões de m³ (CHAVES, 2000; SPERLING, E. *et al.*, 2004). Estima-se que o lago de Águas Claras, para obter a formação completa, demore de 15 a 22 anos a partir do final de 2002, dependendo da contribuição externa (GRANDCHAMP, 2003).

4.4 Hidrodinâmica e Qualidade da água dos lagos de mineração

A qualidade da água e o sistema hidrológico dependem das características da mineração, da temperatura, do vento, das contribuições externas, da profundidade, dentre outras; e estas, auxiliam na definição das características que o lago de mineração terá, bem como na previsão dos prováveis usos e riscos que poderá apresentar.

4.4.1 Hidrodinâmica

Os lagos de mineração se diferenciam dos lagos naturais principalmente em sua morfologia e em sua profundidade, mas possuem os mesmos tipos de comportamento hidrodinâmico, que ocorrem naturalmente (WESTCOTT; WATSON, 2007). O lago, tanto o natural quanto o artificial, tende a estabelecer um equilíbrio no meio, podendo adaptar-se a mudanças que possam vir a ocorrer, como, por exemplo, a alteração no comportamento hidrodinâmico, na temperatura, na característica físico-química, dentre outras (WESTCOTT; WATSON, 2007).

A circulação dos lagos de mineração ocorre na forma meromítica ou na holomítica. Normalmente, os lagos de mineração apresentam característica meromítica (circulações

verticais parciais) devido à elevada profundidade e à área reduzida. Essa característica pode ser detectada através do cálculo da profundidade relativa do lago, embora existam outros fatores de interferência, como a ação dos ventos, a temperatura da água e a salinidade, apesar do fato de que o comportamento do lago possa se alterar com o passar dos anos (CASTENDYK; WEBSTER-BROWN, 2007; WENTD-POTTHOFF *et al.*, 2011; BOEHER; SCHULTZE, 2008; GAMMONS; DUAIME, 2006).

O cálculo da profundidade relativa é realizado a partir da relação entre a profundidade máxima e o diâmetro médio do lago equação (4.1), como descrito na equação (4.2).

$$d = 2 \sqrt{\frac{A_0}{\pi}} \quad (4.1)$$

$$Z_r = \frac{Z_{máx}}{d} \times 100\% \rightarrow 50 \times Z_{máx} \sqrt{\frac{\pi}{A_0}} \rightarrow 88,6 \times \frac{Z_{máx}}{\sqrt{A_0}} \quad (4.2)$$

na qual:

d: diâmetro (m)

A₀: área superficial (m²)

Z_r: profundidade relativa (%)

Z_{máx}: profundidade máxima (m)

Os lagos naturais possuem, normalmente, Z_r < 2%, embora alguns excedam 5%; já os lagos de mineração oscilam entre 10 e 40% (CASTRO; MOORE, 2000). Conforme Gammons *et al.* (2009), grande parte dos lagos artificiais possuem Z_r > 25% e são meromíticos, embora possa haver casos de lagos holomíticos e meromíticos com Z_r < 25%.

Outra forma de avaliar a circulação dos lagos é através do cálculo de resistência térmica relativa (RTR), conforme a equação (4.3), onde os maiores resultados indicam a maior estabilidade térmica e, conseqüentemente, maior resistência à circulação vertical (SPERLING, E. *et al.*, 2004).

$$RTR = \frac{\delta_{fundo} - \delta_{superfície}}{0,08} \quad (4.3)$$

na qual:

RTR = Resistência térmica relativa

δ_{fundo} = Densidade da água no fundo do reservatório

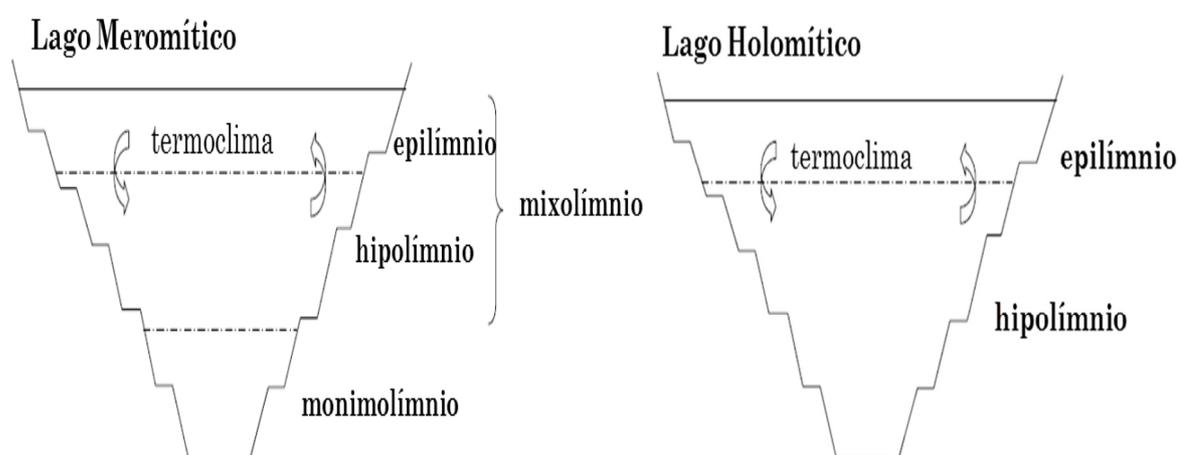
δ_{superfície} = Densidade da água na superfície do reservatório

Os lagos de mineração presentes no estudo de caso deste trabalho terão suas características de circulação indicadas a partir do cálculo da profundidade relativa, e o lago de Águas Claras, também pelo método RTR.

A disposição da meromixia dos lagos em geral pode ser apresentada como: endogênica – presença de matéria orgânica e conseqüente falta de oxigênio; ectogênica – recebimento de água salina e seu acúmulo no fundo do lago, ou crenogênica – intrusão de água salina subterrânea, variando verticalmente a salinidade. Os lagos de mineração tendem a apresentar meromixia endogênica (CASTENDYK; EARY, 2009; GAMMONS *et al.*, 2009; BOHER; SCHULTZE, 2006).

O lago meromítico (Figura 4.1) possui duas partes. A parte superior denominada mixolímnio, que circula; e a parte inferior, monimolímnio, que não circula. O monimolímnio possui características químicas diferentes do mixolímnio, como, por exemplo, apresenta zona anóxica e elevada concentração de substâncias dissolvidas, embora a interface mixolímnio-monimolímnio possa sofrer influência da circulação (BOEHER; SCHULTZE, 2008; CASTENDYK; EARY, 2009). No monimolímnio, normalmente, a matéria orgânica é degradada a partir do consumo do nitrato e do sulfato presentes (BOEHER; SCHULTZE, 2008). O lago holomítico (Figura 4.1) circula completamente.

Figura 4.1 – Circulação dos lagos, circulação meromítica e holomítica.



Fonte: Adaptado e traduzido de Gammons *et al.* (2009).

Grande parte dos lagos existentes são permanentemente estratificados, principalmente a dos lagos profundos, por não ocorrer a circulação vertical completa, onde, durante o ciclo anual, a estratificação pode ocorrer em qualquer época e não apresenta grandes variações químicas (BOEHER; SCHULTZE, 2008). Conforme Boeher e Schultze (2008), as transformações

químicas que ocorrem no lago interferem na sua estratificação e, conseqüentemente, esta influencia diretamente na presença de nutrientes, de substâncias dissolvidas e na concentração de oxigênio, afetando, ainda, a biota do lago. Com o aumento da profundidade, algumas características e concentrações do lago tendem a serem diferentes entre as camadas (CASTRO; MOORE, 2000). A circulação dos lagos de mineração normalmente ocorre no inverno, quando a temperatura da camada superficial diminui e a diferença de temperatura entre as camadas também reduz, juntamente com a ação dos ventos, que favorece a circulação.

Durante o período de estratificação térmica, o lago se divide em, basicamente, três camadas: o epilímnio, o metalímnio, também conhecido como termoclina, e o hipolímnio.

A camada do epilímnio pode circular esporadicamente devido às baixas temperaturas durante a estratificação ou pela ação dos ventos, originários de fenômenos naturais. É onde ocorre a troca de calor entre as substâncias voláteis e a atmosfera, que não é constante durante a estratificação e, na maioria dos lagos, a sua espessura é definida pela ação dos ventos. As exceções são os lagos com baixa incidência de ventos e com elevada transparência, onde a radiação solar supera a profundidade da mistura do vento (BOEHER; SCHULTZE, 2008).

O metalímnio é a camada do meio do lago, onde ocorrem a decomposição da maior parte da matéria orgânica e as reações físico-químicas, o conseqüente consumo de oxigênio dissolvido e a produção do mesmo a partir da atividade fotossintética (CASTENDYK; EARY, 2009). Os organismos com mobilidade normalmente habitam essa camada, embora possam se locomover entre as demais.

Na camada inferior, denominada hipolímnio, praticamente não ocorrem trocas com as camadas superiores e o transporte das substâncias dissolvidas pela variação da densidade é pequeno, sendo realizado na maior parte através da precipitação química e da sedimentação das partículas. A densidade é superior e o lago pode possuir zona anóxica (BOEHER; SCHULTZE, 2008). Vale ressaltar que a produção fotossintética influencia no sedimento e, como conseqüência, na matéria orgânica da camada de fundo (BOEHER; SCHULTZE, 2008).

Em lagos próximos à linha do equador, devido à baixa variação, as temperaturas do hipolímnio e epilímnio são semelhantes, assim, o lago pode adquirir caráter polimítico

(circula em uma parte do dia e estratifica na outra) representado por frequentes circulações verticais e por intensas renovações do epilímnio (BOEHER; SCHULTZE, 2008).

Durante a estratificação, o processo de sedimentação remove substâncias do epilímnio para o hipolímnio. No fundo do lago, pode ocorrer a contínua dissolução de substâncias presentes no sedimento e, também, a resolubilização, dependendo da condição do meio (CASTENDYK; EARY, 2009). As maiores concentrações das substâncias são encontradas sob os sedimentos. Alguns íons, elementos traços tóxicos e metais pesados (ex: ferro ferroso, fosfato, hidrogenossulfeto, etc.) possuem maiores concentrações no fundo do lago e em lagos ácidos; ao ocorrer a circulação da massa líquida, as substâncias podem ser oxidadas e precipitadas (CASTENDYK; EARY, 2009; BOHER; SCHULTZE, 2006).

Vários lagos meromíticos são estabilizados por íons de ferro, que são favorecidos pelos microorganismos, onde são oxidados e precipitados em condições favoráveis. Uma parte desse ferro pode ser reduzida a ferro ferroso (Fe^{2+}) e, novamente, dissolver-se no monimolímnio (BOEHER; SCHULTZE, 2008).

O lago de mineração Berkeley (extração de cobre – Estados Unidos), com Z_r próxima de 40%, obteve caráter holomítico no período de 1997 a 2000 (período de enchimento), influenciado pela alteração da salinidade e pelas alterações na concentração de ferro ferroso e férrico em algumas estações do ano (GAMMONS; DUAIME, 2006; CASTENDYK; EARY, 2009). Após essa data, o lago Berkeley adquiriu caráter meromítico (GAMMONS; DUAIME, 2006). Ressalta-se que somente o valor de Z_r não pode determinar o regime térmico do lago, que tem como fatores de influência, ainda, os gradientes verticais da temperatura da água e da salinidade, assim como a velocidade, a duração e a direção dos ventos. (GAMMONS; DUAIME, 2006).

De acordo com Boher e Schultze (2006), a circulação meromítica existente na mina de Merseburg-Ost (Alemanha) favorece a remoção de fósforo presente no lago, prevenindo-o de uma possível eutrofização.

4.4.2 Qualidade das águas dos lagos de mineração, características físico-químicas e hidrobiológicas

A qualidade das águas presentes em um lago sofre interferência direta da composição da cava,

através da água subterrânea, contribuições externas e, eventualmente, água superficial. Conforme Gammons *et al.* (2009) e Sperling, E. *et al.* (2004), os lagos formados a partir de minas de carvão, de ouro e de metal sulfetado possuem elevadas concentrações de metais pesados e/ou de metalóides (Sb, Te, etc.), podendo, portanto, representar riscos ao meio ambiente. Normalmente, esses lagos possuem baixos valores de pH devido à oxidação de minerais sulfetados. Por outro lado, os lagos originados da exploração de minério de ferro (hematita), de areia e de minerais industriais (talco, amianto, etc.) podem apresentar baixas concentrações de metais dissolvidos (GAMMONS *et al.*, 2009).

Como retratado por Rodrigues-Filho *et al.* (2000), em regiões de clima tropical, são notadas alterações mineralógicas e acumulação de metais de baixa mobilidade (Al, Ti, Fe, Mn, Be, Cr e Ni) em condições de oxidação ou de neutralidade ocasionadas pelo intemperismo químico. Esses metais se acumulam no sedimento e no solo. Com as mudanças meteorológicas, ocorre interferência nos processos de oxidação dos minerais pouco estáveis através da hidrólise (RODRIGUES-FILHO *et al.*, 2000).

Os processos químicos que mais afetam a qualidade da água dos lagos de mineração são: no mixolímnio, a evaporação, a fotossíntese, a oxidação, a precipitação de metais, a dissolução de minerais expostos nas paredes submersas, a adsorção de partículas minerais e de matéria orgânica, dentre outros; no monimolímnio, a respiração a partir de carbono orgânico, a redução microbiana de sulfato, de nitrato, de óxidos de ferro e de manganês, dentre outros (GAMMONS *et al.*, 2009).

A evapotranspiração dos lagos é importante porque afeta a composição química do lago onde o único meio de perda de água seja por evaporação. A maior ocorrência de evaporação superior à entrada de água no lago ocorre em climas quente e seco, quando a taxa de evaporação influencia diretamente na qualidade da água. Os lagos de clima frio e seco podem sofrer influência da evaporação em menor proporção (GAMMONS *et al.*, 2009; EARY, 1998). Com a elevada evaporação, a concentração dos elementos presentes no lago aumenta.

A fotossíntese favorece o aumento da biomassa, do oxigênio dissolvido e do pH para lagos não ácidos e, após o processo fotossintético, gera fonte de carbono para os demais organismos (GAMMONS *et al.*, 2009). Em lagos fortemente ácidos, a atividade fotossintética praticamente não influencia o meio (GAMMONS *et al.*, 2009).

A oxidação e a precipitação de metais proporcionam uma redução na concentração de ferro e de manganês dissolvido, e o pH sofre influência deste processo; caso o pH do meio seja de neutro a alcalino, com elevada concentração de íons carbonatos após a oxidação, o pH não sofre muita variação devido ao tampão formado no meio. Mas, caso o meio possua pequena concentração de sólidos dissolvidos totais e alcalinidade, após a oxidação o pH reduz-se muito (GAMMONS *et al.*, 2009).

A dissolução dos minerais presentes nos taludes do lago pode reagir com o meio. Os minerais carbonatos, ao ocorrer a dissolução, favorecem para que ocorra o tamponamento do pH para próximo da neutralidade; caso contrário, como o quartzo, o feldspato potássico e a muscovita possuem um processo de reação muito lento, não há interferência rápida no meio (GAMMONS *et al.*, 2009).

A redução microbiana dos óxidos de ferro e do manganês proporciona um aumento na concentração de Fe^{2+} e Mn^{2+} dissolvidos. Esse processo pode acarretar a resolubilização de metais adsorvidos e de nutrientes presentes no fundo do lago (GAMMONS *et al.*, 2009). Com a redução microbiana de sulfato, ocorre o aumento do pH, da alcalinidade e da concentração de H_2S (por ser gás tóxico, pode ocorrer acumulação em níveis perigosos) ou de HS^- , diminuição da concentração de sulfato e dos metais (ex: Cd, Zn, Ni, Cu, Fe, dentre outros), que formam precipitados insolúveis (GAMMONS *et al.*, 2009).

O parâmetro mais importante para o estudo da qualidade da água é o pH, pois grande parte dos metais e dos metalóides dependem dele; os organismos presentes no lago também sofrem interferência deste parâmetro (GAMMONS *et al.*, 2009). Os lagos ácidos, com $\text{pH} < 4$, tendem a possuir elevada concentração de cátions de metais traços e comuns como: Al^{3+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+ , e os ânions originados do enxofre, que, normalmente, é o sulfato (GAMMONS *et al.*, 2009; EARLY, 1998). Nos lagos com pH neutro a alcalino, a concentração dos metais e dos cátions dependentes do pH é baixa, e é onde ocorre a maior concentração de íons bicarbonato. Estes lagos podem possuir elevado teor de mercúrio e dos metalóides arsênio e selênio, que podem se acumular no meio (GAMMONS *et al.*, 2009; SHEVENELL *et al.*, 1999, EARLY, 1998). Ressalta-se que essas tendências podem se alterar conforme o tipo de cava a ser preenchida. Os lagos de mineração em regiões áridas normalmente possuem elevadas concentrações de íons carbonato. Dependendo do teor de enxofre do mineral presente na cava, o pH tende a apresentar faixa neutra, pois os íons

carbonato irão funcionar como tampão natural (DUTHE et al., 2011; SHEVENELL *et al.*, 1999). Foi observado por Boeher e Schultze (2008) que, em alguns lagos, pode ocorrer áreas com menor pH, o que é atribuído ao contato entre as camadas óxica (presença de oxigênio dissolvido) e anóxica (sem presença de oxigênio dissolvido).

O lago de mineração frequentemente possui elevada concentração de sólidos dissolvidos totais, influenciada pelas paredes da cava (GAMMONS *et al.*, 2009). Os sólidos suspensos totais e a turbidez também sofrem interferência, principalmente, da contribuição externa e no período de enchimento, onde o material presente nos taludes destina-se para o lago (GAMMONS *et al.*, 2009). A turbidez nos lagos, além da descrita anteriormente, pode ocorrer durante a oxidação do ferro. A turbidez influencia no processo fotossintético e em outros parâmetros, como o de transparência do lago.

O parâmetro oxigênio dissolvido (OD) em lagos de circulação completa apresenta-se em elevadas concentrações; já em lagos meromíticos, com o aumento da profundidade, a concentração se reduz, sendo utilizada, assim, para a degradação da matéria orgânica e nos processos oxidativos (GAMMONS *et al.*, 2009). España *et al.* (2008) estudaram o lago de *Aznalcóllar da Iberian Pyrite Belt* – Espanha, onde observaram que, na camada do metalímnio, houve uma redução de OD devido ao seu consumo durante as reações e à assimilação pelos microorganismos. Com o aumento da profundidade, a concentração aumentou, embora tenha apresentado concentração inferior ao epilímnio (ESPAÑA *et al.*, 2008). O meio pode ser dividido em três camadas: óxica (presença de OD), transição (concentração de OD abaixo ou no limite de detecção e ausência de H₂S) e anóxica ou sulfídrica (presença de H₂S) (CASTENDYK; EARY, 2009).

Os parâmetros temperatura e condutividade são muito utilizados correlacionados com a profundidade, a fim de auxiliar na determinação do período de circulação do lago e no tamanho das camadas estratificadas (CASTENDYK; EARY, 2009).

O carbono orgânico dissolvido é necessário para a reprodução das bactérias que auxiliam nos demais processos oxidativos (CASTENDYK; EARY, 2009).

Normalmente, os lagos de mineração possuem perfil oligotrófico (pobre em nutrientes). Alguns lagos, no início do enchimento, possuem elevadas concentrações de nitrato, de cianeto, dentre outros, oriundas de produtos utilizados durante a exploração da cava

(GAMMONS *et al.*, 2009). Para a realização dos processos químicos e biológicos, pode-se utilizar os nutrientes presentes na camada superficial do lago, em concentrações baixas de nutrientes o mesmo irá limitar a produtividade dos organismos oxidativos (GAMMONS *et al.*, 2009). Os nutrientes (nitrato, nitrito, amônia e fósforo) devem ser monitorados a fim de verificar o processo algal (CASTENDYK, EARY, 2009). Os lagos de mineração ácidos, normalmente, possuem baixas concentrações de nitrato e nitrito e a concentração de nitrogênio aparece na forma de amônia, tendo como fator limitante o pH baixo (KUMAR, *et al.*, 2011). Tomando como exemplo os estudos realizados por Kumar *et al.* (2011) no lago ácido de mineração Collie (extração de carvão), observou-se que o aumento da concentração de fósforo no meio foi o suficiente para aumentar a biomassa de algas no meio. Os sedimentos interferem na disponibilidade dos nutrientes para as algas, reduzindo-os e dissipando-os no meio (KUMAR, *et al.*, 2011). Kumar *et al.* (2011) observaram que, em lagos rasos, é necessário maior concentração de nutrientes algais que em lagos profundos. De acordo com Kumar *et al.* (2011), o que restringe o crescimento da biomassa são os nutrientes limitantes, e não a concentração de metais e o pH da água, embora influenciem no resultado final.

As análises dos sedimentos do lago de mineração, têm o intuito de revelar a composição do mesmo, o que possa vir a precipitar e a atividade microbiana presente no meio (CASTENDYK; EARY, 2009).

Twidwell *et al.* (2006), ao realizarem experimentos no lago Berkeley, observaram que a água subterrânea apresentava concentrações de metais e valores de pH próximas às do lago e que os sedimentos presentes não apresentaram caráter sulfídrico, embora o potencial redox tenham se reduzido com o aumento da profundidade.

Os ciclos do ferro e do manganês influenciam na estratificação pela densidade, bem como no aumento da concentração de elementos traço no monimolímnio (BOEHER; SCHULTZE, 2008). Normalmente, esses elementos são absorvidos por sólidos oxidados ou por outras substâncias e são sedimentados (BOEHER; SCHULTZE, 2008). A dissolução dessas espécies propicia a liberação de traços destes elementos na referida camada.

O lago que é preenchido com o auxílio da água de rios tende a adquirir algumas características da água do rio, que auxiliam na melhora de qualidade da água do lago (BOEHER; SCHULTZE, 2008). No período de chuva, o lago recebe maior concentração de material aportado, o que auxilia na renovação das águas profundas (BOEHER; SCHULTZE,

2008). Em caso de chuvas muito fortes, pode ocorrer a substituição de todo o hipolímnio, mesmo que o lago esteja estratificado (BOEHER; SCHULTZE, 2008). De acordo com Gammons e Duaiame (2006), o lago Berkeley, durante os primeiros 5 anos de enchimento, apresentou um acréscimo na concentração de metais pesados presentes na água. Mas após este período as características químicas do fundo do lago permaneceram inalteradas. Observou-se que, com a adição de água superficial de 2000 a 2003 no lago, houve uma redução nas concentrações de metais pesados na superfície do lago (GAMMONS & DUAIME, 2006).

A hidrobiologia e, como consequência, a diversidade de espécies no lago são influenciadas pela qualidade da água de enchimento, pelo formato da cava, pelas características dos sedimentos provenientes da atividade minerária e dos poluentes, pelas condições de habitat, dentre outros (GAMMONS *et al.*, 2009). Em um lago de mineração, os metais podem interferir na qualidade final da água, solubilizando ou precipitando de acordo com as condições presentes no ambiente, interferindo, principalmente, no hipolímnio.

Os lagos de mineração, por serem, normalmente, profundos e íngremes, tendem a apresentar meromixia e zona anóxica, assim, possuem as atividades biológica e química limitadas (GAMMONS *et al.*, 2009). Os lagos recém criados possuem menor atividade e diversidade biológica se comparados com os lagos mais velhos. O mesmo vale para os lagos de mineração que, com o passar dos anos, exibem a tendência de aumentar sua taxa de diversidade biológica (GAMMONS *et al.*, 2009). Como observado por España *et al.* (2008), os lagos ácidos de mineração meromíticos possuem camadas verticais bem definidas dos 15 aos 20 anos de formação e os lagos mais jovens possuem camadas estáveis, mais suscetíveis a circulação e a interferências externas.

Ao ocorrer o preenchimento da cava, os microorganismos que irão existir tendem a se adaptar ao meio, pois, normalmente, essas cavas não são favoráveis para o aumento da taxa de diversidade deles, que influenciam no processo químico, na decomposição da matéria orgânica e, conseqüentemente, na qualidade da água (GAMMONS *et al.*, 2009). Quando os lagos de mineração são ácidos, eles possuem características distintas influenciáveis, principalmente, pelo baixo pH. Em ambientes com $\text{pH} \leq 3,5$, o meio é impróprio para grande parte dos organismos, mas é possível, entretanto, encontrar bactérias acidofílicas, como a *Thiobacillus ssp.*, que auxiliam nos processos de oxidação, como descrito no item 4.2 (BAPTISTA, 2006, FARFAN, 2004).

Conforme Gammons *et al.* (2009) e Pietsh (1995), os fitoplânctons e os zooplânctons são mais abundantes em lagos profundos e tendem a adaptar-se ao meio, embora, nos lagos ácidos e/ou com elevado teor de metais, os microorganismos estejam em menores concentrações. Em condições ácidas, os fitoplânctons possuem a capacidade de modificarem-se de autotróficos (luz como fonte de energia) para mixotróficos (possuem mais de um tipo de fonte de energia) e realizam a assimilação do fósforo orgânico dissolvido a fim de suprir as baixas concentrações de nutrientes (BAPTISTA, 2006). Os lagos não ácidos que possuem características próximas às dos outros lagos da região e que utilizaram água superficial para o preenchimento da cava apresentam semelhança nas espécies de plânctons presentes no meio (GAMMONS *et al.*, 2009).

Conforme Pietsh (1995), como ocorrem nos lagos naturais, as macrófitas podem ser indicativos de envelhecimento do lago, levando-se em consideração as características químicas da água e do sedimento. Ao longo do tempo, o lago pode sofrer metamorfoses, aumentando-se o número de espécies de macrófitas (PIETSH, 1995).

De acordo com os estudos realizados por Nixdorf *et al.* (1995), em lagos com diferentes idades de formação nas regiões da Lusitânia e Frankfurt, na Alemanha, observou-se naqueles com pH neutro e condições mesotróficas, a presença dominante de “*Dinophyceae* e *Chrysophyceae*” e o baixo desenvolvimento bacteriano; em outra região, os lagos com pH neutro apresentaram característica oligotrófica (estado trófico baixo) e alta concentração autotrófica de picoplanctôns (menores organismos do plâncton); os lagos com pH entre 3 e 4 possuíam característica autotrófica e presença de picoplanctôns; nos lagos com pH inferior a 3, somente as bactérias e os fungos estavam aptos a se desenvolverem; observou-se a presença de zooplânctons típicos de águas rasas em todos os lagos e, nos lagos com maior pH, registrou-se maior concentração de metazooplâncton (maiores organismos do zooplâncton, também conhecidos como mesozooplâncton).

Segundo Gammons *et al.* (2009), os organismos aquáticos dependem de várias características, principalmente do habitat. Os invertebrados, usualmente, se fazem presentes nos lagos de mineração depois de um projeto de recuperação da área degradada e se encontram em maior concentração nas camadas superiores; o pH é fator limitante para vários invertebrados.

Os peixes podem habitar os lagos de mineração desde que as condições dos lagos os favoreçam. Os peixes sofrem interferências com mudanças de temperatura, de pH, de

concentração de oxigênio dissolvido, de processo biológico, etc., assim, os peixes necessitam se mover entre as camadas. Ressalta-se que, em baixas concentrações de oxigênio dissolvido, ocorre mortandade de peixes (GAMMONS *et al.*, 2009).

4.4.2.1 Exemplos de lagos de mineração oriundos da exploração de ferro e de ouro

Os minerais que contém o ferro podem ser sulfetados ou não; os minerais que não são sulfetados, como a hematita, não apresentam predisposição à drenagem ácida. Os lagos de mineração Caland e Horgath ao noroeste de Ontário – Canadá, oriundos da extração da pirita, foram preenchidos com água subterrânea, superficial e com precipitação, e ambos os lagos possuem cerca de 200 metros de profundidade, com algumas características distintas (GODWIN *et al.*, 2010; LEE *et al.*, 2010). Nesses lagos, a presença de sulfato é elevada, principalmente em Horgath 1200-2000 mg/L, em Caland 200-500 mg/L (GODWIN *et al.*, 2010). Os lagos possuem elevada concentração de carbonatos; isso faz com que o lago mantenha o pH neutro (tampão natural) - lago Caland pH 7,85 e Horgath 7,5 (GODWIN *et al.*, 2010). A concentração dos íons cálcio e magnésio é ligeiramente constante e é elevada (Horgath 287 mg/L, 175 mg/L e Caland 80 mg/L, 39 mg/L) e, conseqüentemente, a condutividade também é elevada, assim como a alcalinidade (GODWIN *et al.*, 2010).

O lago de Águas Claras foi estudado por Batista (2006) entre 2001 e 2005, com ênfase nos plânctons presentes no lago. Batista (2006) concluiu que ao longo do preenchimento do lago, houve redução da biomassa e algumas espécies, como a cianobactérias, praticamente desapareceram. O fitoplâncton foi relacionado a sazonalidade embora tenha ocorrido comunidades com comportamento distinto, observando que o fitoplâncton obteve menor regularidade sazonal que o zooplâncton (BATISTA, 2006). De acordo com Batista (2006), o lago de Águas Claras possui uma tendência a baixas concentrações de nutrientes, condutividade, sólidos suspensos, dentre outros, como observado ao longo do período estudado, bem como o provável estado trófico, sendo este oligotrófico.

Em Nevada, nos Estados Unidos, existem 30 lagos de mineração formados, ou que irão se formar, oriundos da exploração de ouro e de cobre, como o lago Sleeper, que teve seu preenchimento iniciado no final da década de 90 (EARLY, *et al.*, 1998; DOWLING *et al.*, 2004). O lago Cortez é originado a partir de exploração de ouro e localiza-se ao norte de Nevada; a exploração da mina foi realizada entre 1968 a 1982 (Early *et al.*, 1998). Conforme Early *et al.* (1998), suas águas possuem boa qualidade, pH ligeiramente alcalino e suportam

população de peixes.

Na mina de Mupanes, em Botswana, foram abertas quatro cavas (Tau, Tholo, Kwena e Tawana) para exploração de ouro, em 2004, a partir da arsenopirita e da pirrotita, predominantemente (DUTHE *et al.*, 2011). As cavas Tau e Tholo pararam de ser exploradas, o que gerou lagos com características hidrogeoquímicas distintas, pH 7-8 e 2-3, respectivamente, embora estejam apenas a 1 km de distância e na mesma matriz geológica (DUTHE *et al.*, 2011). O lago Tau, por possuir pH entre neutro e alcalino, possui maior concentração de arsênio, e o lago Tholo, com baixo pH, possui elevadas concentrações de metais chumbo, zinco, ferro e manganês e concentração de arsênio inferior a 0,01 mg/L (DUTHE *et al.*, 2011).

As diferentes características dos lagos foram atribuídas, principalmente, à contribuição de água subterrânea para o seu enchimento e à profundidade do lago; a cava Tholo possui baixa vazão de água subterrânea, o que dificulta a neutralização do meio. Com as chuvas, há o favorecimento da precipitação e da oxidação dos minerais presentes nas paredes da cava, aumentando, assim, a predisposição para oxidação dos minerais sulfetados com consequente redução do pH. A contribuição de água subterrânea do lago Tau é elevada e possui a capacidade de tamponamento do meio devido à presença de carbonato de cálcio (DUTHE *et al.*, 2011). A profundidade e a área do lago Tau, 95 metros, e Tholo, 10 metros, influenciam diretamente na vazão da água subterrânea, pois, quanto mais profundos mais próximos do lençol, embora este possa ser rebaixado; a evaporação influencia também na quantidade de água do lago. Caso a taxa de evaporação seja superior à de precipitação ou próxima, há uma tendência do meio ficar mais concentrado (DUTHE *et al.*, 2011).

4.5 USOS E PROBLEMAS DOS LAGOS DE MINERAÇÃO

As águas provenientes da formação de lagos a partir das cavas de mineração normalmente são influenciadas pela qualidade da água subterrânea e da superficial, caso seja utilizada. Normalmente, os lagos de mineração possuem boa qualidade, a criação deles depende das características da área e são inseridos no plano de recuperação da área degradada.

O lago de mineração pode possuir funções de paisagismo, de recreação, de prática de esportes, de abastecimento, de recuperação do ambiente degradado, de piscicultura, de irrigação, de consumo animal, dentre outras (GAMMONS *et al.*, 2009; SPERLING, E. *et al.*,

2004). É necessário um monitoramento prévio da qualidade da água para definir o tipo de uso adequado para cada lago e, após esta definição, deve ser realizado um monitoramento contínuo indicado para cada finalidade. A Tabela 4.3 relata os benefícios dos lagos com os possíveis impactos gerados pelo seu uso.

Tabela 4.3 – Benefícios, formas de usos e possíveis impactos/problemas dos lagos de mineração, relacionados ao tipo de benefício.

Usos	Benefícios	Impactos/Problemas
Recreação e turismo	Natação, pesca amadora, mergulho e navegação.	Pode haver poluição devido ao uso; contato com a água que pode conter patógenos e contaminação química; e risco de acidentes.
Conservação da Fauna	Restauração e manutenção do habitat; pode abrigar animais e vegetação da região no entorno do lago; e o lago como ecossistema aquático.	Pode aumentar o número de doenças por veiculação hídrica.
Hidroicultura	Plantação de espécies aquáticas nos lagos, em tanques, gaiolas, dentre outros.	Pode estar potencialmente poluída por nutrientes enriquecidos.
Irrigação	Utilização da água do lago na agricultura, pastos, jardins, parques e campos esportivos.	A água pode conter metais pesados e os mesmos podem acumular no solo e na plantação.
Consumo animal	A água pode ser utilizada para consumo de animais, principalmente em áreas com escassez da mesma.	Pode ocorrer a bioacumulação de metais.
Consumo humano	A água pode possuir qualidade para consumo humano.	O consumo da água com presença de patógenos e metais.
Indústria	Utilização como água de resfriamento, caldeira, lavagem, combate a incêndio, etc.	Uso da água sem tratamento prévio, pois a mesma pode conter patógenos e metais.
Extração química	As águas podem ser processadas para a retirada de alguns produtos químicos, ex. cloreto de sódio, sulfato de magnésio, óxido de magnésio, iodo, bromo e metais.	O processo pode emitir poluição do ar, água e solo.

Fonte: Adaptado de Doupé; LyMBERY (2005); GAMMONS *et al.* (2009); HINWOOD, *et al.*, 2010.

A formação de parques é uma tendência após o término da exploração minerária; os lagos são utilizados para recreação, para pesca, para esportes náuticos, etc., como ocorreu no *Rother Valley Country*, Inglaterra, no *OHV Park* e no *Fairfax Country*, no *Water Mine Family Swimmin' Hole*, Estados Unidos, dentre outros.

Algumas minas que, após o término das atividades formaram lagos de mineração, estão dispostas na Tabela 4.4 juntamente com seus usos.

Tabela 4.4 – Exemplos de minas exauridas que formaram lagos de mineração, e o uso dos lagos.

Localização	País	Uso
New Federal States	Alemanha	Recreação e turismo
Mineração TXU, mina Tatum	Estados Unidos	Recreação, turismo e pesca
Companhia Mineração Stone	Estados Unidos	Recreação, turismo e pesca
Collie	Austrália	Recreação e turismo
Gilbert	Estados Unidos	Recreação e turismo
Arth Coal, mina Mingo Logan	Estados Unidos	Conservação da fauna e hidroicultura
Mina Alford Field	Estados Unidos	Conservação da fauna
Mineração Oxford	Estados Unidos	Conservação da fauna
Mina Flabeau	Estados Unidos	Conservação da fauna
Golden Cross	Nova Zelândia	Conservação da fauna
Universal Mine Slurry	Estados Unidos	Conservação da fauna
Lagos Capel	Austrália	Conservação da fauna
Mina Premier Coal	Austrália	Hidroicultura
Klien Kopje Colliery	África do Sul	Irrigação
Mina Freedom	Estados Unidos	Irrigação e consumo animal
Mina de carvão Belle Ayr	Estados Unidos	Irrigação e consumo animal
Mina Oxbow	Estados Unidos	Irrigação e consumo animal
Enterprise Pit	Austrália	Irrigação
Wedge pit	Austrália	Recuperação de aquífero (consumo humano)
Garrick East pit	Austrália	Indústria
Lago Berkeley	Estados Unidos	Recuperação de metais

Fonte: Adaptado de CASTENDYK; EARLY, (2009); MCCULLOUGH; LUND, (2006); GAMMONS *et al.* (2009).

O distrito Collie, extração de carvão mineral, possui diversos lagos, como já referenciado anteriormente, com a acidez como característica predominante. Os lagos Stockton e Black Diamond como grande atrativo turístico para a região; são utilizados para recreação, assim como o lago Kepwari na Mina n.5 na Premier Coal e alguns lagos alemães (DEWITZ, 1995; CASTENDYK; EARY, 2009). No Brasil, para uso de contato primário, tem-se como exemplo a Raia Olímpica em São Paulo (DAMASCENO, E.; DAMASCENO, P. de T., 2000).

De acordo com Neumann *et al.* (1995) e Staas (1995), os lagos de mineração conectados a canais que se encontram com o rio proporcionam a migração de peixes do rio para os lagos, principalmente no período das cheias, como observado na inundação da planície de Lower River Rhine (Alemanha), quando o lago obteve maior concentração de alevinos e quando o rio apresentou maior diversidade de espécies (NEUMANN *et al.*, 1995; STAAS, 1995).

A presença de peixes em lagos de mineração pode interferir na qualidade da água de acordo com as características do meio, influenciando na abundância de biomassa e na composição das espécies (PETERKA; KUBEČKA, 2011). Portanto, é altamente recomendado um acompanhamento do desenvolvimento das espécies do ecossistema lacustre, bem como dos parâmetros de qualidade da água, a fim de assegurar a qualidade do lago de mineração (PETERKA, KUBEČKA, 2011).

Os lagos de mineração australianos estudados por McCullough e Lund (2011) apresentaram maior diversidade e maior número de espécies de lagostas e de peixes com o aumento do pH, embora a presença de toxicidade no meio líquido possa limitar a ocorrência de algumas espécies.

Os problemas mais recorrentes nos lagos de mineração são a acidez e a salinidade do meio. Há, ainda, outros como a elevada concentração de metais e de metaloides; o excesso de alcalinidade; o risco de acidentes; a bioacumulação; a ocorrência de doenças hídricas e a presença de insetos. De acordo com as características do lago pode-se empregar diversas técnicas de remediação, como adsorção e sedimentação, tratamento químico e biológico, neutralização e precipitação/adsorção de metais, dentre outras (CASTENDYK; EARY, 2009; GAMMONS *et al.*, 2009; AKCIL; KOLDAS, 2006).

O problema da acidificação da água é decorrente do fenômeno da Drenagem Ácida de Rochas (DAR), o mesmo que Drenagem Ácida de Mina (DAM), referenciado no item 2.2.

Normalmente, ela está presente em áreas com elevadas concentrações de minerais sulfatados, uma vez que a água, ao entrar em contato com o mineral, se predispõe à oxidação, gerando um lixiviado ácido (ROBERTS *et al.*, 2000). Como exemplo de tratamento dos lagos ácidos, tem-se o que foi realizado por Pust *et al.* (2010); foram feitos experimentos pilotos, a fim de neutralizar lagos ácidos de mineração utilizando a técnica “*the optimised swedish boat technology*”, que consiste na adição por dispersão de Ca(OH)_2 e CaCO_3 ao meio. Desta forma, foram reproduzidas as características do lago Burghammer (Alemanha), onde foi possível observar que o pH inicial de 2,9 aumentou para 6,2 a 8, e ocorreu a precipitação de metais pesados (PUST *et al.*, 2010). Vale ressaltar que as técnicas empregadas modificam-se conforme as características do ambiente (PUST *et al.*, 2010).

O problema da salinidade em lagos de mineração pode ser atribuído à elevada taxa de evaporação e/ou às reduzidas taxas de fluxo de água subterrânea e de precipitação pluviométrica (MCCULLOUGH & LUND, 2006).

Caso a água possua elevada concentração de metais e de metalóides, ou seja muito alcalina ou ácida, pode haver interferência na qualidade da água subterrânea, que se torna prejudicial ao contato humano e ao consumo animal.

Como grande parte dos lagos de mineração possuem formato cônico e são íngremes, pode haver riscos para a comunidade local e para a vida selvagem (MCCULLOUGH & LUND, 2006). A fim de proporcionar segurança e de evitar acidentes, é indispensável o monitoramento, os avisos de riscos e, caso necessário, o cercamento do local.

Pode ocorrer, ainda, a bioacumulação de metais pesados nos peixes e nos animais que bebem a água dos lagos de mineração que possuem elevado teor de metais pesados. (EVANS *et al.*, 2000, apud MCCULLOUGH & LUND, 2006).

Por formar outro habitat, os lagos de mineração podem proporcionar a ocorrência de doenças de veiculação hídrica, além da indesejável presença de insetos (PILBARA IRON ORE ENVIRONMENTAL COMMITTEE, 1999 apud MCCULLOUGH & LUND, 2006).

5 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO E DOS EMPREENDIMENTOS MINERÁRIOS

Os estudos foram realizados nas Minas de Águas Claras (mineração de ferro) e de Riacho dos Machados (mineração de ouro). Enquanto o lago de mineração da primeira mina encontra-se ainda em processo de enchimento, para a segunda mina esta etapa já foi encerrada.

5.1 Águas Claras

O município de Nova Lima, Figura 5.1, região metropolitana de Belo Horizonte – MG, onde localiza-se a Mina de Águas Claras, pertence a bacia do Rio das Velhas e apresenta características como relevo montanhoso, vegetação de campos de altitude, mata atlântica em transição para o cerrado e outros; o clima é tropical de altitude e a temperatura média mínima anual é de 16,7°C e a máxima é de 27,1°C (PREFEITURA DE NOVA LIMA, 2013).

A Mina de Águas Claras, situa-se próxima a Serra do Curral, na divisa entre os municípios de Nova Lima e Belo Horizonte, conforme a Figura 5.2. A exploração de minério de ferro iniciou-se em 1973, pela Mineradora MBR (Minerações Brasileiras Reunidas S/A), que pertence, atualmente, à empresa VALE, e as atividades foram encerradas em 2000/2001.

O minério de ferro foi extraído a partir da hematita (Fe_2O_3), com teor próximo de 68% de ferro. Além da hematita, havia presença de outros minerais em menores concentrações como itabiritos silicosos e dolomíticos, quartzitos, dentre outros (GIRODO, 2005). Conforme Girodo (2005), além do elevado teor de ferro encontrado na mina, foram detectados teores de outros compostos em menores concentrações, como 0,04% fósforo, 1,0% Al_2O_3 , 0,7% SiO_2 .

Com a exaustão, foi iniciado o processo de enchimento da cava em 2001 através do uso de águas subterrâneas, superficial (Ribeirão do Prata) e por precipitação pluviométrica, constituindo, então, o lago de mineração, de acordo com a Figura 5.3. O entorno do lago em formação foi revegetado pela empresa e não possui interferência externa direta, tendo em vista que o lago está situado em uma área privada e de pouco acesso.

De acordo com Grandchamp (2003), estima-se que o lago, para obter a formação completa, leve de 15 a 22 anos contados a partir do final de 2002, dependendo da contribuição externa, portanto, entre 2017 e 2024 estará formado. Após a formação completa, o lago possuirá 234

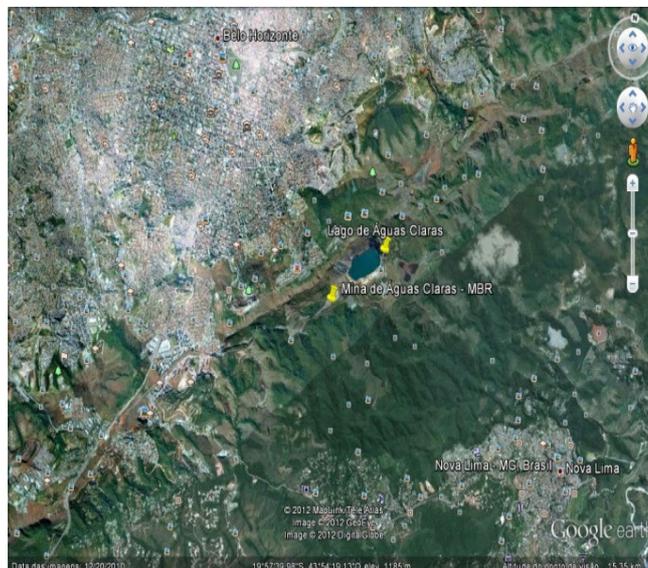
metros de profundidade e área de 0,67 km², com um volume total de 58 milhões de m³ e profundidade relativa (Z_r) de 25% (SPERLING, E. *et al.*, 2004; GRANDCHAMP *et al.*, 2001).

Figura 5.1 – Mapa de localização de Nova Lima/MG.



Fonte: ABREU, 2012.

Figura 5.2 – Vista aérea de localização da Mina de Águas Claras.



Fonte: Google Earth, 2012

Figura 5.3 – Lago de Águas Claras em formação.



Fonte: Sperling, E. arquivo pessoal, 2009.

5.2 Riacho dos Machados

A mineração aurífera, Mineração Riacho dos Machados (MRDM) pertence à Carpathian Gold Inc. e está localizada entre os municípios de Riacho dos Machados e Porteirinha (Figura 5.4) no norte do estado de Minas Gerais e a 580 km de Belo Horizonte.

O município de Riacho dos Machados, região onde a mina está instalada, faz parte da bacia do Rio São Francisco e possui características como: relevo plano e ondulado, vegetação com predominância entre caatinga e cerrado, concentração de chuvas em curto espaço de tempo, clima semiárido, com temperatura média anual de 27°C (MDGO, 2010).

Estudos realizados em meados dos anos 70 a 80 identificaram a viabilidade da exploração de ouro a partir, principalmente, do quartzo-muscovita-xisto com predominância da arsenopirita (FeAsS_2) na região entre os municípios de Riacho dos Machados e Porteirinha, tendo o lavramento ocorrido de 1987 a 1994. A mineração Riacho dos Machados foi implementada em 1989 pela Companhia Vale do Rio Doce (CVRD) com operação até 1997; durante a exploração a céu aberto houve a formação de cavas (MINAS GERAIS a, 2011).

O grupo canadense Carpathian Gold Inc. adquiriu o direito minerário em 2007 e iniciou o plano para reativação da mina. A área da mina é de 596,64ha ($\approx 5,97\text{km}^2$) onde estão presentes as cavas e parte da área a ser utilizada (MINAS GERAIS a, 2011).

A CVRD encaminhou à FEAM, em 1997, o plano de recuperação ambiental da mina. Em 2006, a atual Vale, encaminhou um Relatório Ambiental à FEAM constando as ações realizadas após o fechamento da mina onde se pôde, em agosto de 1999, detectar sinais de drenagem ácida em algumas áreas da mina. Após estudos na área degradada, em maio de 2002, foi encaminhado à FEAM o Programa de Reabilitação da Mina no qual consta a contenção da drenagem ácida da mina (DAM), o retaludamento das cavas e a revegetação. Em abril de 2004, as ações estavam quase concluídas, restando 20% da revegetação e, em fevereiro de 2006, a Vale enviou à FEAM o programa de monitoramento revisado (MINAS GERAIS a, 2011).

As ações de controle de DAM pela VALE foram realizadas nas pilhas de estéreis, no manejo do material sulfetado e na cobertura dos mesmos, no desassoreamento do dique de segurança e na implantação da drenagem pluvial (MINAS GERAIS a, 2011)

do empreendimento. Esta cava recebia o lixiviado das pilhas de estéreis (MINAS GERAIS b., 2011).

A Cava Sul possui volume aproximado de 221.195 m³; as dimensões da cava são de 300 por 70 metros, área superficial de 17.489 m² e profundidade máxima de 16 metros. A Cava Sul possui um vertedouro que deságua em um córrego natural que se destina para a barragem 2B da mina (MINAS GERAIS a., 2011).

No projeto de retomada das atividades da Carpathian Gold Inc., está prevista a utilização das águas presentes nas cavas Norte e Sul nos processos de tratamento e de beneficiamento da mina. O prognóstico de operação da mina é de 8 anos, com um beneficiamento de 7.000 t/dia de minério. Há possibilidade de prorrogação deste prazo e de utilização da mineração subterrânea (MINAS GERAIS b., 2011).

6 METODOLOGIA

Para a execução dos objetivos propostos, foram utilizados dados de monitoramento de coletas realizadas pelas empresas e relatórios internos das mesmas, ressaltando que as informações são fornecidas pelas empresas e que não possuem os mesmos parâmetros analisados na sua totalidade.

Os lagos são analisados separadamente por serem de diferentes tipos de extração e de composição mineral e por estarem em regiões com características distintas, assim como são diferentes as possíveis interferências que venham a sofrer.

As características hidrodinâmicas e limnológicas dos lagos são analisadas a partir de dados secundários fornecidos pelas empresas, como a profundidade relativa do meio, os parâmetros temperatura, profundidade, pH, oxigenação do meio, teor de metais e de metalóides, potencial redox, condutividade, características do meio (mineral extraído) e possíveis intervenções (contribuição externa).

A qualidade das águas foi avaliada a partir das análises de monitoramento de dados secundários dos lagos existentes. Quando possível, foram construídos gráficos da concentração em função do tempo utilizando-se o *software* Microsoft Office Excel 2010, produzido pela Microsoft.

O método de análises dos parâmetros segue o “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*” (APHA,1998) para todos os parâmetros usados, com exceção do Sulfato pelo método EPA 300.1 (HAUTMAN, 1997) para as análises de Riacho dos Machados.

As amostras coletadas para o Lago Águas Claras foram de frequência mensal de fevereiro de 2001 a maio de 2007, e os lagos de Riacho dos Machados, de novembro de 1999 a fevereiro de 2011, com frequência alternada de 2 em 2 meses ou em maior espaço de tempo.

Para analisar a qualidade da água do lago de mineração Águas Claras, presente na mina de Águas Claras, foram utilizados dados de monitoramento realizados pela MBR. Após a posse dos dados, foram plotados gráficos para discussão a fim de diagnosticar a qualidade da água presente nos lagos, os seus prováveis usos e problemas, correlacionando-os com a resolução

CONAMA 357/05 e com a deliberação normativa conjunta COPAM/CERH-MG 01/08. As análises realizadas durante o enchimento da cava iniciaram-se em fevereiro/2001, para amostra superficial, e em agosto/2001 para o fundo (dez metros de profundidade), as amostras de fundo subsequentes sempre foram coletadas no fundo do lago. As coletas foram feitas com frequência mensal de fevereiro/2001 a novembro/2007, exceto nos meses de março/2001, janeiro/2002 e junho/2005. Vale ressaltar que alguns parâmetros não foram coletados em algumas campanhas. Além das do lago de Águas Claras, foram realizadas coletas mensais no ribeirão do Prata de janeiro/2001 a maio/2007. Este ribeirão contribuiu para o enchimento da cava. Cabe destacar que o programa de monitoramento continua em curso, todavia a empresa não disponibilizou os dados recentes, nesta pesquisa serão utilizados apenas os dados até 2007, quando o lago já tinha adquirido uma configuração mais definitiva. De acordo com Sperling, E., (2007) o lago, em maio de 2007, possuía 99 metros de profundidade.

Para analisar a qualidade da água dos lagos de mineração presentes na mina de Riacho dos Machados foram utilizados dados de monitoramento cedidos pela Carpathian Gold Inc. Depois da aquisição dos dados, foram plotados gráficos para discussão a fim de diagnosticar a qualidade da água presente nos lagos, seus prováveis usos e problemas, correlacionando-os com a resolução CONAMA 357/05 e com a deliberação normativa conjunta COPAM/CERH-MG 01/08. O período de amostragem começou em novembro de 1999 e terminou em fevereiro de 2011. As coletas foram realizadas nos meses nov/99, jan/00, mar/00, jun/00, set/00, nov/00, jan/01, abr/01, jul/01, out/01, dez/01, abr/02, jul/02, set/02, dez/02, fev/03, mai/03, jul/03, out/03, fev/04, jul/04, dez/04, abr/05, out/05, fev/06, mai/06, fev/07, mai/07, set/07, fev/08, mar/08, jun/08, nov/08, fev/09, mai/09, mar/10, fev/11. Vale ressaltar que os dados de alguns parâmetros não foram coletados em algumas campanhas. Os pontos de coleta foram os lagos Cava Norte e Cava Sul, com amostras coletadas em torno de 20 cm de profundidade (superfície).

Os parâmetros analisados para cada mina estão dispostos na Tabela 6.1.

Tabela 6.1 – Parâmetros analisados nos lagos estudados.

Parâmetros	Águas Claras		Riacho dos Machados	
	Superfície	Fundo	Cava Norte	Cava Sul
Alcalinidade	X	X		
Alumínio total	X	X		
Arsênio total	X	X	X	X
Cádmio total	X	X	X	X
Chumbo total	X	X	X	X
Cianeto	X	X		
Cloreto	X	X		
Cobre total	X	X	X	X
Condutividade elétrica	X	X		
Cromo total	X	X	X	X
Cromo hexavalente	X	X		
Cromo trivalente	X	X		
Demanda bioquímica de oxigênio	X	X		
Densidade (cálculo da resistência relativa)	X	X		
Dureza	X	X		
<i>E. coli</i>	X	X		
Fenóis	X	X		
Ferro solúvel	X	X		
Ferro total	X	X		
Fosfato solúvel	X	X		
Fosfato total	X	X		
Mangânes solúvel	X	X		
Mangânes total	X	X		
Mercúrio	X	X		
Níquel total	X	X	X	X
Nitrato	X	X		
Nitrito	X	X		
Nitrogênio amoniacal	X	X		
Óleos e graxas	X	X		
Oxigênio dissolvido	X	X		
pH	X	X	X	X
Sulfato	X	X	X	X
Temperatura atmosférica	X	X		
Temperatura da água	X	X		
Transparência	X	X		
Turbidez	X	X		

A Tabela 6.2 apresenta a resolução e a deliberação normativa conjunta utilizadas neste trabalho para auxiliar no diagnóstico da qualidade das águas, bem como a portaria MS 2914/2011.

Tabela 6.2 – Normas utilizadas na discussão do trabalho.

Parâmetros	CONAMA 357/05 e DN - COPAM/CERH-MG 01/08	Portaria MS 2914/2011 - Potabilidade	
	Classes 1 e 2	Risco a saúde	Organoléptica
Alumínio dissolvido	0,1 mg/L Al		0,2 mg/L Al
Arsênio total	0,01 mg/L As	0,01 mg/L As	
Boro total	0,5 mg/L B		
Cádmio total	0,001 mg/L Cd	0,005 mg/L Cd	
Chumbo total	0,01 mg/L Pb	0,01 mg/L Pb	
Cianeto livre	0,005 mg/L CN	0,07 mg/L CN	
Cloreto total	250 mg/L Cl		250 mg/L Cl
Cloro residual total	0,01 mg/L Cl		
Cobalto total	0,05 mg/L Co		
Cobre dissolvido	0,009 mg/L Cu	2 mg/L Cu	
Cromo total	0,05 mg/L Cr	0,05 mg/L Cr	
Ferro dissolvido	0,3 mg/L Fe		0,3 mg/L Fe
Fluoreto total	1,4 mg/L F	1,5 mg/L F	
Manganês total	0,1 mg/L Mn		0,1 mg/L Mn
Mercúrio total	0,0002 mg/L Hg	0,001 mg/L Hg	
Níquel total	0,025 mg/L Ni	0,07 mg/L Ni	
Nitrato	10 mg/L N	10 mg/L N	
Nitrito	1 mg/L N	1 mg/L N	
Nitrogênio amoniacal total	3,7 mg/L N, para pH ≤ 7,5		
	2,0 mg/L N, para 7,5 < pH ≤ 8,0		
	1,0 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5		1,5 mg/L N
	0,5 mg/L N, para pH > 8,5		
Sulfato total	250 mg/L SO ₄		250 mg/L SO ₄
Sulfeto (H ₂ S não dissociado)	0,002 mg/L S		0,1 mg/L S
Zinco	0,18 mg/L Zn		5 mg/L Zn

Continuação da tabela 6

Parâmetros	CONAMA 357/05 e DN - COPAM/CERH-MG 01/08		Portaria MS 2914/2011 - Potabilidade	
	Classes 1 e 2		Risco a saúde	Organoléptica
Óleos e graxas	virtualmente ausentes			
Odor	virtualmente ausentes			6 Intensidade
	Classe 1	Classe 2		
DBO 5 dias a 20°C	3 mg/L	5 mg/L		
OD	6 mg/L	5 mg/L		
Fósforo total ambiente lêntico	0,02 mg/L P	0,03 mg/L P		
Turbidez	40 uT	100 uT		5 uT
pH	6 a 9	6 a 9		6 a 9,5
Dureza				500 mg/L CaCO ₃

Para o tratamento estatístico dos dados, o limite de detecção do método utilizado é o menor resultado que está sendo considerado e os dados de amostras não coletadas, consideradas como dado faltante.

A partir dos dados obtidos, foi realizada a estatística descritiva utilizando-se o *software* Microsoft Office Excel 2010. A utilização deste método tem como objetivo descrever as características do conjunto de dados em análise (RODRIGUES, 2006). Estes resultados serão dispostos em tabelas por lago estudado com resultados estatísticos de número de dados, porcentagem de números faltantes e *outliers* (dados atípicos), percentis 10% e 90%, mediana, média e desvio padrão.

Os gráficos estatísticos presentes neste trabalho foram gerados a partir da ferramenta estatística *Statistica 8*, produzida pela empresa StatSoft Inc.

Os testes estatísticos empregados foram aqueles para populações não normais, testes não paramétricos.

Foram plotados gráficos da distribuição de frequência (histograma) com o “p” do *Shapiro Wilk W test*, a fim de verificar a normalidade dos dados e a concentração de resultados para cada parâmetro ($p < 0,05$, distribuição não normal).

O teste não paramétrico *Kruskal-Wallis* é utilizado para diferença entre grupos independentes com múltiplas amostras (OLIVEIRA, 2012). Esse teste foi realizado a partir dos dados de cada parâmetro somente para o lago de Águas Claras; correlacionado com a profundidade $p < 0,05$, existe diferença significativa entre a superfície e o fundo.

De acordo com Oliveira (2012), o teste U de *Mann-Whitney* é aplicável para diferença entre grupos independentes com duas amostras. Esse teste foi empregado correlacionando-se os parâmetros com o período climático (chuvoso e seco), e o “p” foi inserido no *box-plot* ($p < 0,05$, existe diferença significativa entre o período de chuva e de seca). O período de seca considerado é de abril a setembro.

7 RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.1 Lago de Águas Claras

O lago de Águas Claras, conforme o cálculo da profundidade relativa Z_r de 25,3%, como destacado na metodologia e na literatura, possui comportamento meromítico, como será descrito ao longo deste trabalho.

7.1.1 Estatística descritiva do lago de Águas Claras, mina Águas Claras

A estatística descritiva do lago de Águas Claras foi realizada na forma de banco completo dos dados, superfície e fundo do lago, como disposto na Tabela 7.1. Pode-se notar que, na maioria dos parâmetros analisados, o resultado do coeficiente assimétrico é positivo, portanto, curva positivamente assimétrica.

Tabela 7.1 – Estatística descritiva do conjunto de dados do lago de Águas Claras.

Variável		n dados	% faltantes	% Outliers	Perc. 10%	Mediana	Perc 90%	Média	Desvio padrão
Alcalinidade (mg/L)	Superfície	39	50,63	20,51	23,7	26,1	34,9	27,2	5,79
	Fundo	35	55,70	14,29	23,1	26,3	31,0	26,2	4,96
	Global	74	53,16	17,57	23,1	26,3	34,6	26,7	5,40
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Superfície	72	8,86	9,72	63,4	76,5	92,0	76,4	18,11
	Fundo	67	15,19	2,99	69,2	77,0	90,8	78,9	14,80
	Global	139	12,03	6,47	67,0	77,0	92,0	77,6	16,59
Demanda bioquímica de oxigênio (mg/L)	Superfície	72	8,86	5,56	0,1	0,7	2,0	0,9	0,82
	Fundo	65	17,72	12,31	0,1	0,3	1,8	0,6	0,93
	Global	137	13,29	5,84	0,1	0,5	2,0	0,8	0,89
Dureza (mg/L)	Superfície	39	50,63	7,69	33,8	42,6	49,1	41,6	9,80
	Fundo	35	55,70	2,86	36,4	43,1	47,7	41,5	8,04
	Global	74	53,16	5,41	34,6	43,1	48,1	41,6	8,95
Ferro total (mg/L)	Superfície	71	10,13	7,04	0,05	0,15	0,47	0,20	0,18
	Fundo	66	16,46	6,06	0,05	0,21	0,64	0,30	0,33
	Global	137	13,29	7,30	0,05	0,17	0,54	0,25	0,27
Fósforo solúvel (mg/L)	Superfície	49	37,97	20,41	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02
	Fundo	45	43,04	13,33	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00
	Global	94	40,51	17,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02

Continuação da tabela 7

Variável		n dados	% faltantes	% Outliers	Perc. 10%	Mediana	Perc 90%	Média	Desvio padrão
Fósforo total (mg/L)	Superfície	72	8,86	6,94	0,01	0,02	0,04	0,02	0,02
	Fundo	67	15,19	13,43	0,01	0,02	0,04	0,02	0,01
	Global	139	12,03	7,91	0,01	0,02	0,04	0,02	0,02
Manganês total (mg/L)	Superfície	71	10,13	22,54	0,05	0,05	0,08	0,05	0,02
	Fundo	66	16,46	31,82	0,05	0,05	0,08	0,07	0,07
	Global	137	13,29	27,01	0,05	0,05	0,08	0,06	0,05
Oxigênio dissolvido (mg/L)	Superfície	79	0,00	3,80	6,98	7,80	8,76	7,84	0,87
	Fundo	74	6,33	6,76	5,60	6,90	7,71	6,81	0,97
	Global	153	3,16	4,58	6,12	7,40	8,46	7,34	1,05
pH	Superfície	78	1,27	0,00	7,3	8,0	8,9	8,1	0,63
	Fundo	73	7,59	1,37	7,1	7,5	8,0	7,5	0,39
	Global	151	4,43	1,32	7,2	7,7	8,7	7,8	0,60
Sulfato (mg/L)	Superfície	27	65,82	3,70	10,76	13,60	16,96	14,07	3,30
	Fundo	27	65,82	7,41	11,72	14,30	17,80	14,95	3,17
	Global	54	65,82	3,70	11,06	14,25	17,54	14,51	3,24
Temperatura (°C)	Superfície	78	1,27	0,00	20,6	22,3	24,5	22,5	1,56
	Fundo	74	6,33	0,00	20,0	21,0	23,0	21,3	1,16
	Global	152	3,80	0,66	20,0	21,7	24,0	21,9	1,51
Turbidez (uT)	Superfície	79	0,00	5,06	1,26	3,50	10,96	5,11	4,35
	Fundo	74	6,33	12,16	1,99	4,30	21,09	8,41	11,42
	Global	153	3,16	8,50	1,40	4,10	13,28	6,71	8,67

A mediana obtida no lago de águas Claras para a alcalinidade e para a dureza foi 26 mg/L e 43 mg/L, respectivamente, valores próximos comparados com a superfície e com o fundo do lago. Assim, demonstra-se que a água do lago de Águas Claras possui classificação de água branda (dureza < 50 mg/L CaCO₃) (SPERLING, M., 2005). A condutividade elétrica apresenta mediana próxima, mas ligeiramente superior na camada de fundo, como esperado, devido à maior presença de íons dissolvidos na água; no conjunto de dados, o percentil 90% tem 92 mg/L, demonstrando que 90% dos resultados se encontram abaixo deste valor; a partir do desvio padrão, notou-se que houve uma dispersão entre as médias de 16,59.

A DBO requerida no lago de Águas Claras é maior na superfície, onde ocorre a maior parte do consumo das bactérias e maior presença de plânctons. As medianas das concentrações existentes no lago para DBO são muito inferiores aos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 (3 mg/L e 5 mg/L classe 1 e 2, respectivamente), em que consta a baixa

necessidade de oxigênio dissolvido para degradar a matéria orgânica e, como consequência, o baixo aporte de material no lago.

O ferro total obteve mediana 0,17 mg/L e percentil 90% a 0,54 mg/L. Foram observadas maiores concentrações na camada profunda devido ao tipo de exploração, como retratado na revisão bibliográfica e na análise por série temporal.

O fósforo total obteve mediana aproximada de 0,02 mg/L. Considerando a concentração do lago a partir da mediana, o mesmo atende à resolução CONAMA 357/05 para as classes 1 e 2. Vale ressaltar que a presença de fosfatos é comum na área da mina e nos rios da região. Para o fosfato solúvel foram obtidas concentrações inferiores ao fosfato total, com *outliers* de 17,02%.

A concentração de OD, o pH e a temperatura foram inferiores na camada de fundo, de acordo com a revisão de literatura; no conjunto de dados, a mediana foi de 7,40 mg/L, 7,5 e 21,7°C; o percentil 90% a 8,46 mg/L, 8,0 e 24°C, respectivamente, caracterizando um lago com ótima oxigenação, com pH neutro, levemente alcalino, e pode-se constatar a não presença de material sulfetado no meio e as boas condições para o desenvolvimento do bioma.

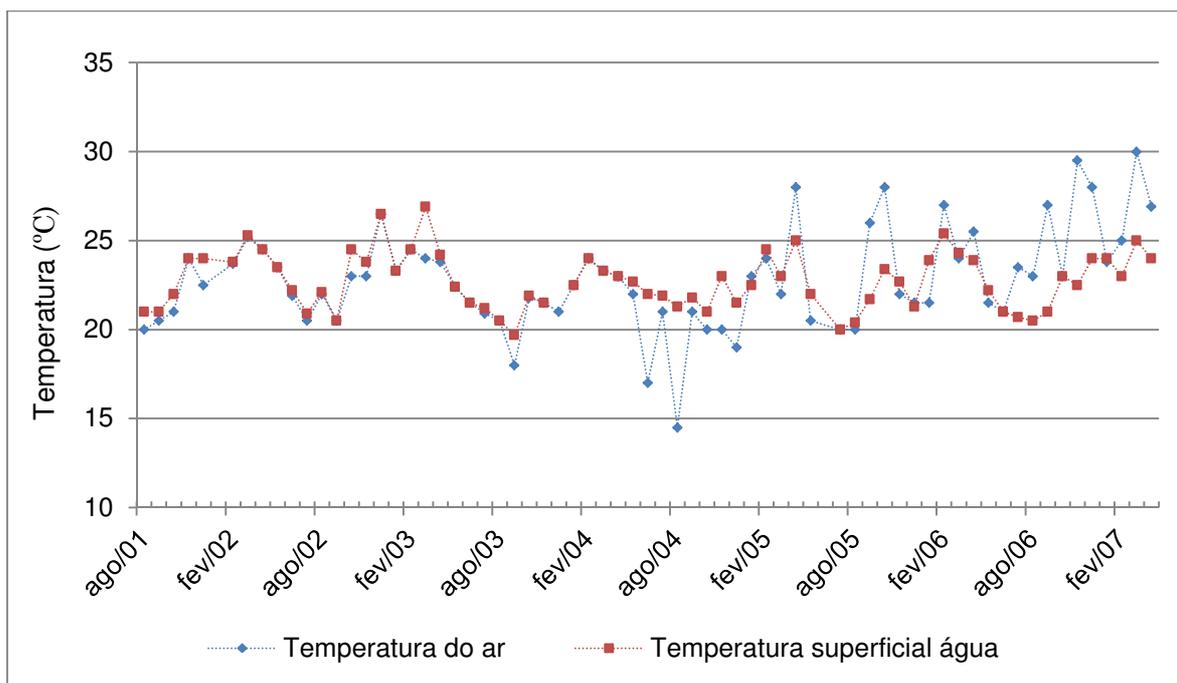
O sulfato obteve mediana de 14,51 mg/L, que é uma baixa concentração de sulfato e que atende à resolução CONAMA 357/05, como foi discutido na análise dos resultados por série temporal. A turbidez do lago é maior no fundo, onde a água está em maior contato com os sedimentos, devido à maior presença de sólidos em suspensão. No conjunto de dados, a mediana da turbidez foi 4,1 uT, atendendo à Resolução CONAMA 357/05 classes 1 e 2 (40 uT e 100 uT) e à Portaria MS nº 2914/11 (5 uT).

7.1.2 Análise dos resultados obtidos no lago de Águas Claras para série temporal

7.1.2.1 Temperatura do ar e da água superficial

Identificar a temperatura do ar e da água (Figura 7.1) auxilia no reconhecimento do perfil térmico do lago.

Figura 7.1 – Gráfico da temperatura do ar e da água do lago de Águas Claras.

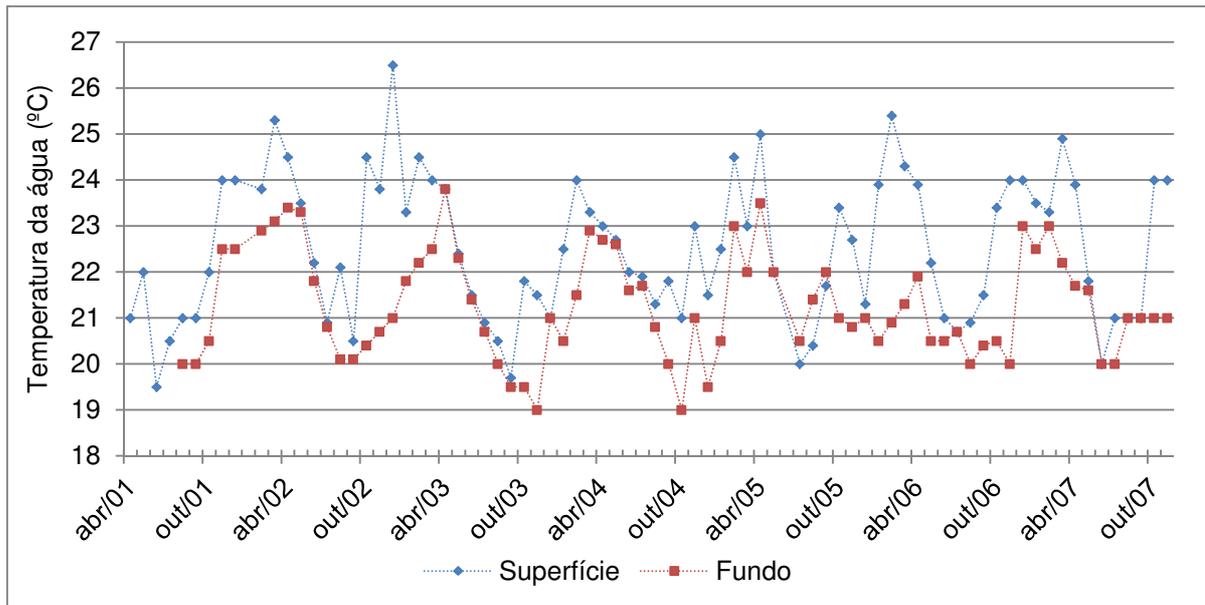


Observou-se na figura 7.1 que a temperatura do ar foi inferior à temperatura da água do início do enchimento da cava até março/2005, obtendo característica hipotérmica ($T_{\text{água}} > T_{\text{ar}}$), que foi atribuída pela pequena dimensão do lago e pela ação dos ventos. A partir de abril/2005, teve início a alteração deste quadro, que apresentou a condição usual de lagos e de represas, portanto, hipertérmica ($T_{\text{água}} < T_{\text{ar}}$). As menores temperaturas foram obtidas em agosto/2004 (14,5°C) para o ar e em setembro/2003 (19,7°C) para a água superficial. As maiores temperaturas foram em março/2007 (30°C) para o ar e em março/2003 (26,9 °C) para a água superficial.

7.1.2.2 Temperatura da água superficial e do fundo

Para identificar o período de circulação e a estratificação térmica do lago, a mais utilizada é a relação da temperatura da água superficial e do fundo, Figura 7.2.

Figura 7.2 – Gráfico da temperatura da água na superfície e no fundo do lago de Águas Claras.



Nota-se, na Figura 7.2, que as temperaturas do fundo são inferiores às temperaturas da água superficial, o que é atribuído à relação inversa entre a temperatura e a densidade (em temperaturas superiores a 4°C). Quanto menor a temperatura da água, mais densa ela é; assim, a água com menor temperatura situa-se no fundo.

O regime térmico dos lagos pode ser observado comumente nos períodos de verão e de inverno; em clima tropical, a circulação dos lagos normalmente ocorre no inverno. A diferença de temperatura entre a superfície e o fundo, denominada de oscilações verticais, ocorre, comumente, nos períodos quentes; as maiores temperaturas, na superfície, e as menores, no fundo. As diferenças mais expressivas foram obtidas a partir dos 30 metros de profundidade, com 5,5°C (SPERLING, E., 2007). Entretanto, nos períodos frios, devido à redução da temperatura superficial da água, a densidade aumenta aproximando-se da densidade da camada inferior do lago. A menor diferença de temperatura foi obtida a 51 metros de profundidade, com 0°C de diferença entre o fundo e a superfície (SPERLING, E., 2007). Assim, é favorecida a circulação vertical da massa líquida através da ação dos ventos.

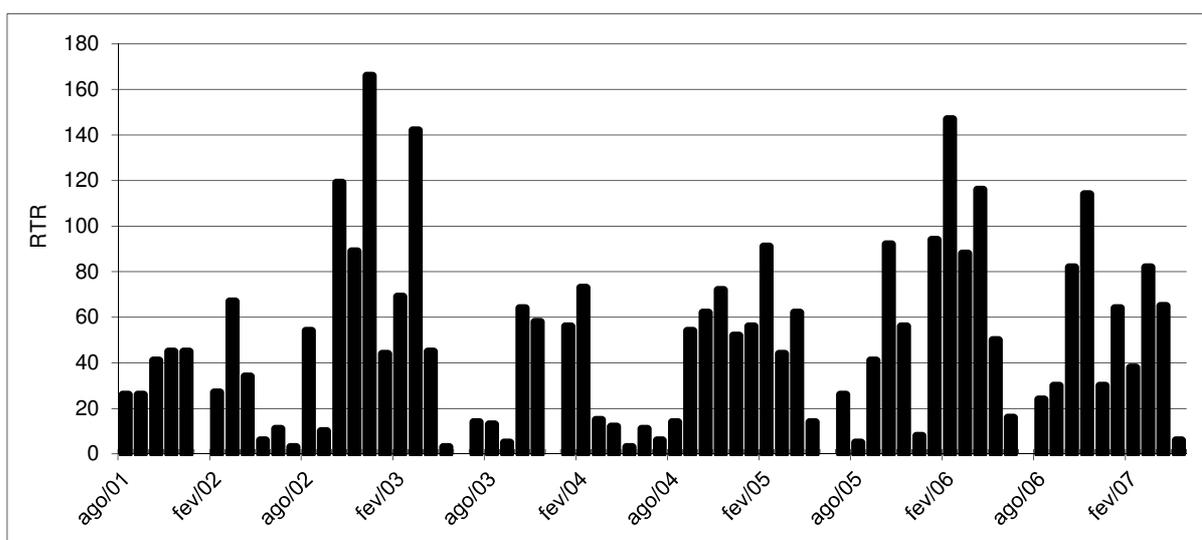
No lago de Águas Claras, durante o processo de estratificação, o lago possui as três camadas bem definidas. Nas medições de 2007, observou-se o hipolímnio com 80 m de espessura e o seu tamanho aumentou conforme o enchimento do lago (SPERLING, E., 2007). O epilímnio possui espessura de 5 a 10 m e está exposto à ação dos ventos (SPERLING, E., 2007).

7.1.2.3 Resistência térmica relativa

A resistência térmica relativa (RTR), Figura 7.3, representa a resistência à circulação do meio e normalmente ocorre nos períodos quentes.

A RTR é determinada pela relação entre as diferenças de densidade da superfície e do fundo. O valor de 0,008, utilizado no cálculo, corresponde à diferença de densidade entre as temperaturas 4 e 5 °C (SPERLING, E. 2011).

Figura 7.3 – Gráfico da resistência térmica do lago de Águas Claras.



Pôde-se observar que, nos meses mais quentes, obteve-se uma RTR elevada, o que caracteriza a estratificação térmica do meio, como abordado no item 4.4.1 da revisão de literatura. Nos meses mais frios, quando ocorre a circulação, a RTR foi pequena.

Após a formação completa do lago, acredita-se que o mesmo não circulará completamente, devido à elevada profundidade e à pequena área, caracterizando-o como lago meromítico.

7.1.2.4 Alcalinidade

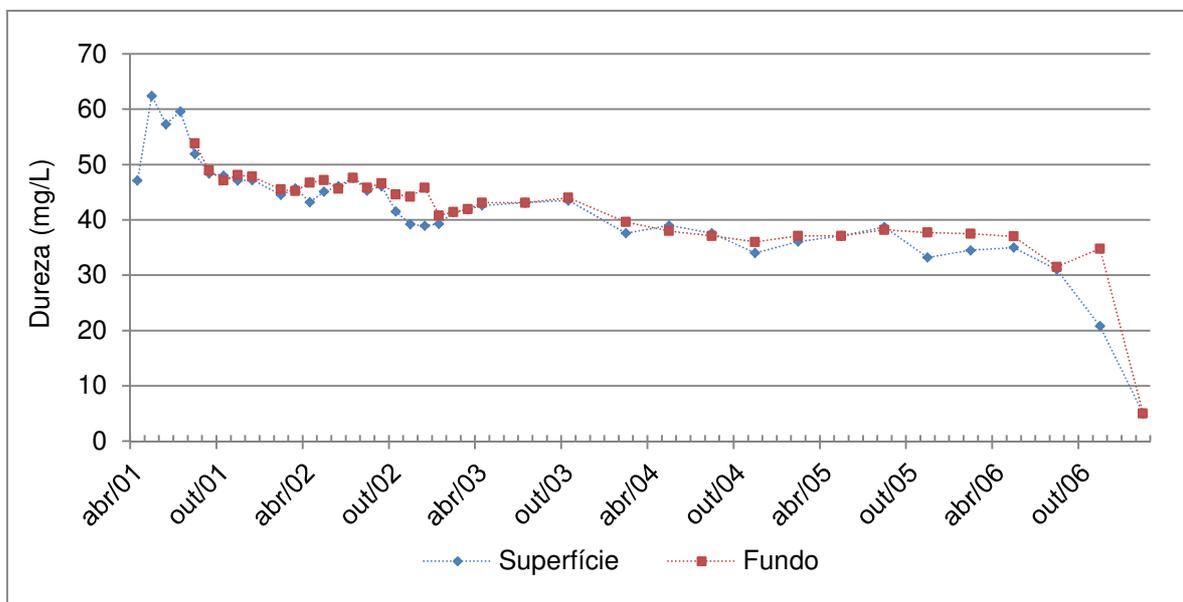
A alcalinidade não sofreu grandes alterações ao longo do tempo, com exceção da última amostra, que apresentou valor de 5 mg/L para superfície e fundo no mês de fevereiro/2007, quando deveria ter sido realizado um número maior de análises para diagnosticar o fato. Na figura 7.4, observa-se um ligeiro decaimento da alcalinidade com o passar do tempo, que ficou próximo da estabilidade a partir de 2005. Este parâmetro será abordado estatisticamente no item 6.1.2.

O lago, ao ser preenchido, favorece a diluição dos sais, reduzindo um pouco, assim, a condutividade elétrica. A condutividade aparenta possuir maiores valores no período da seca e menores no período das chuvas. A amostra de novembro/2006 – fundo (151 $\mu\text{S}/\text{cm}$) foi atípica, as amostras subsequentes com baixo teor foram coletadas no período chuvoso (uma amostra de fundo e duas de superfície). No item 6.1.2, este parâmetro será tratado estatisticamente.

7.1.2.6 Dureza

O lago de Águas Claras possui dureza predominantemente branda. Após o início do enchimento, o teor foi reduzido, e, a partir de 2005, tendeu à estabilidade, conforme Figura 7.6.

Figura 7.6 – Gráfico da dureza na superfície e no fundo da água do lago de Águas Claras.

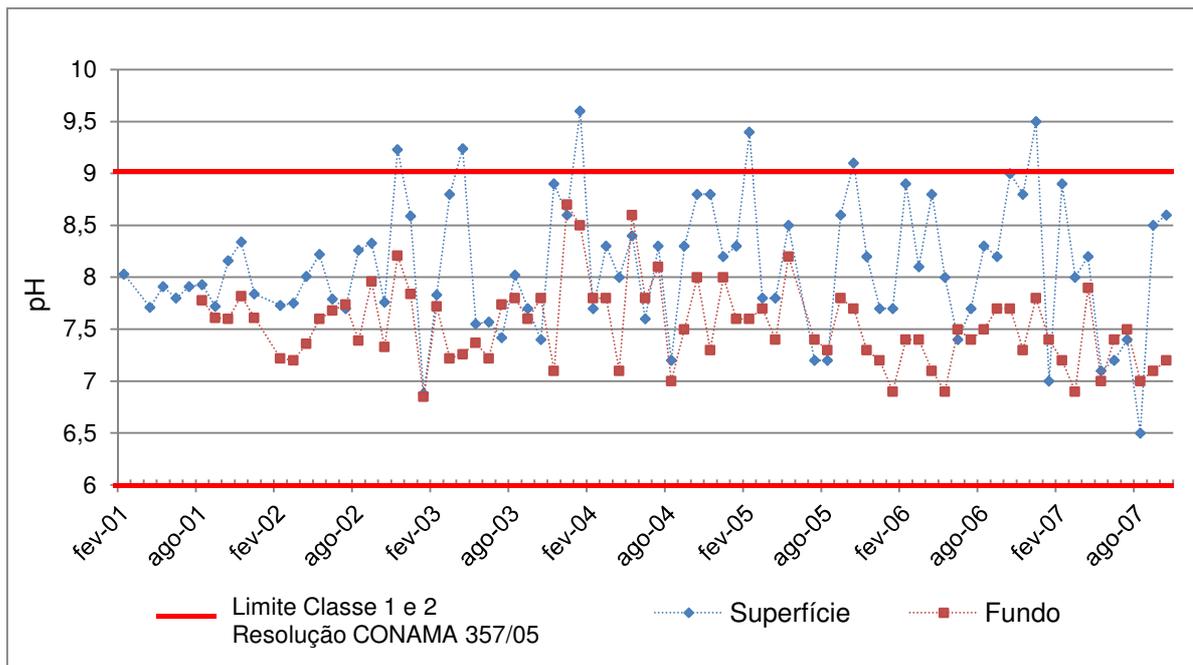


Na coleta realizada em fevereiro/2007, obteve-se 5 mg/L para ambas as amostras, concentração inferior às apresentadas. Seria necessário ter realizado mais coletas para verificar se as futuras amostras apresentariam a mesma tendência. Este parâmetro exibiu comportamento próximo ao da alcalinidade, o que é comum nos monitoramentos de qualidade da água. A dureza da água será abordada estatisticamente no decorrer do trabalho.

7.1.2.7 pH

O valor do pH é de extrema importância, pois interfere em diversas reações e em características físico-químicas e biológicas do meio.

Figura 7.7 – Gráfico do pH na superfície e no fundo da água do lago de Águas Claras em função do limite estabelecido pela CONAMA 357/05.



No lago de Águas Claras, o pH atendeu às classes 1 e 2 da resolução CONAMA 357/05 (pH de 6 a 9), exceto em seis das amostras coletadas na superfície. De acordo com a Figura 7.7, o lago tende à alcalinidade, comum para ambientes naturais.

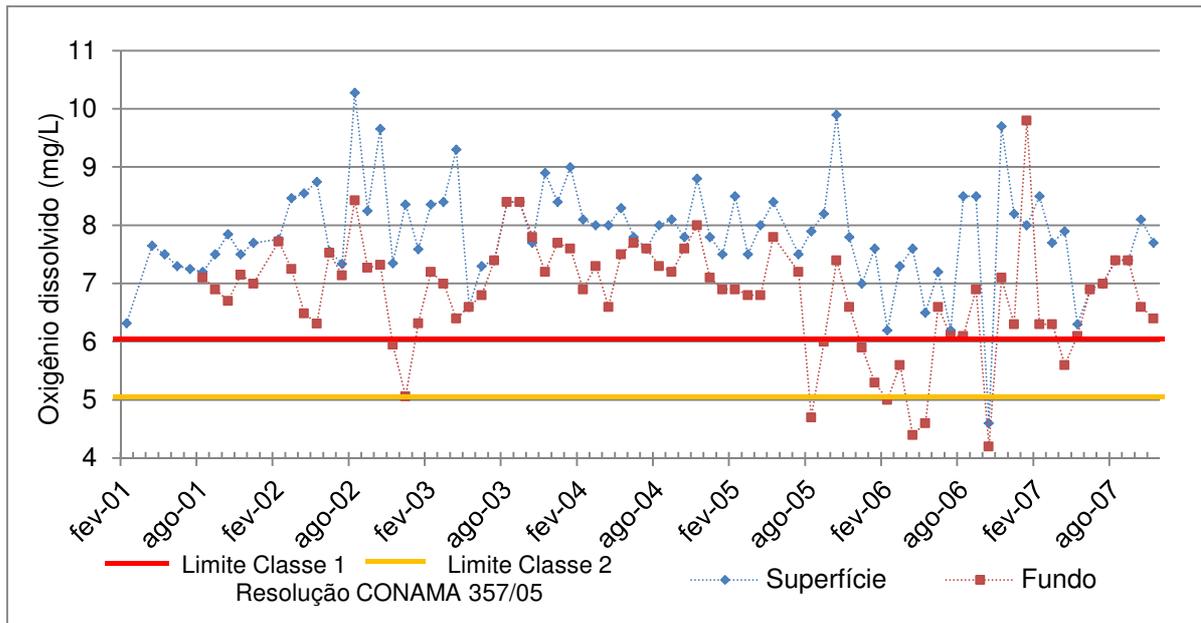
De acordo com os resultados obtidos, não foi observada interferência sazonal nos resultados de pH no gráfico de série temporal. O pH da superfície, proveniente da atividade fotossintética do fitoplâncton, tende a ser maior que o do fundo.

Um dos principais motivos da alcalinidade do meio é a composição mineral da cava, por se tratar, na maior parte, de mineral hematita. Conforme descrito na literatura, cavas provenientes de hematita comumente não apresentam mineral sulfetado no meio, assim não predispõe a acidez do lago. O pH será tratado estatisticamente no item 6.1.2.

7.1.2.8 Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido é de extrema importância para o meio aquático, pois influencia na maioria das reações e processos químicos, além de ser fundamental para a vida aquática. Nos lagos de mineração, por serem usualmente profundos, como o lago de Águas Claras, há a tendência de ocorrer áreas com baixa concentração ou anóxicas. Como descrito na revisão bibliográfica, com o aumento da profundidade, a concentração tende a diminuir. A concentração de oxigênio dissolvido do lago está demonstrada na Figura 7.8.

Figura 7.8 – Gráfico da concentração de oxigênio dissolvido na superfície e no fundo da água do lago de Águas Claras em função dos limites estabelecidos pela CONAMA 357/05.



A água superficial do lago de Águas Claras atende à classe 1 (6 mg/L) e à classe 2 (5 mg/L) da resolução CONAMA 357/05, com exceção de um ponto, cujo resultado obtido foi de 4,6 mg/L. As análises de fundo não atenderam à legislação em cinco amostras. Como pode ser observado na Figura 7.8, o oxigênio dissolvido, proveniente da fotossíntese, está em maior concentração nas camadas superficiais, ocasionando a liberação de oxigênio para o meio, como reportado por Gammons *et al.* (2009) na revisão bibliográfica. Na água superficial, observou-se seis amostras com concentração superior a 9 mg/L, atribuída ao excesso de oxigênio produzido a partir da fotossíntese.

De acordo com a Figura 7.8, as menores diferenças entre as concentrações do fundo e da superfície são encontradas no inverno, devido à circulação das camadas.

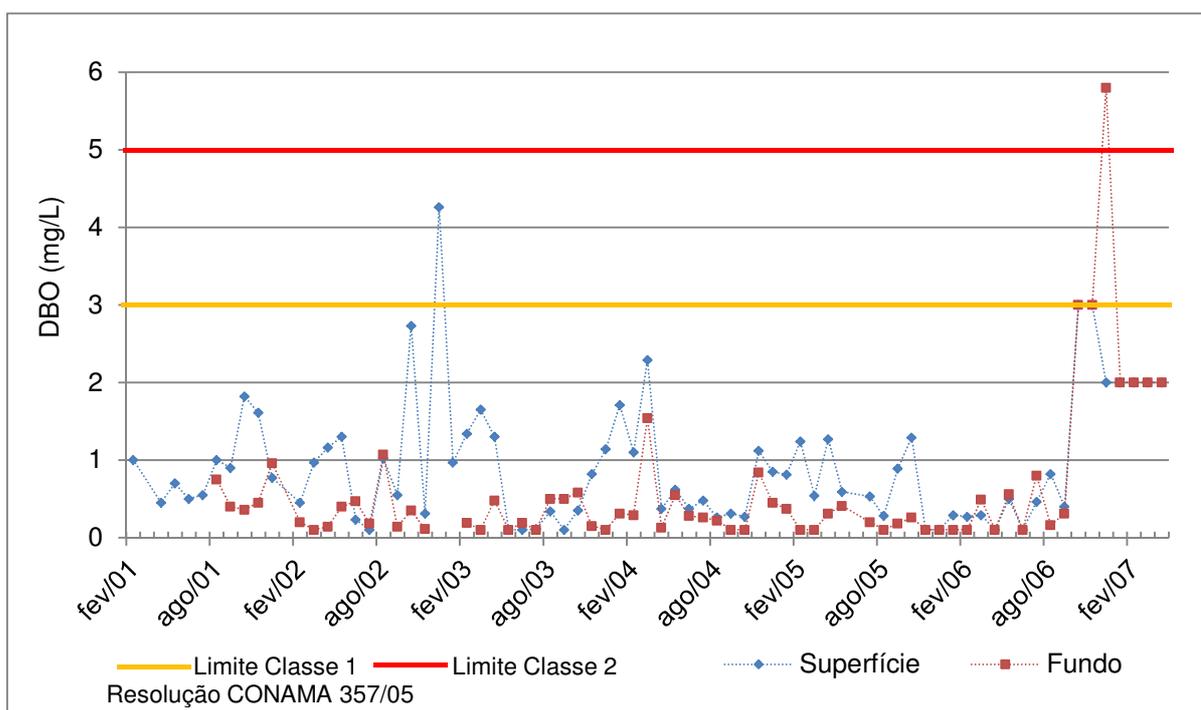
Algumas amostras das maiores concentrações de oxigênio foram obtidas, não na superfície, mas um pouco abaixo, na camada do metalímnio. No metalímnio podem ocorrer concentrações elevadas ou baixas, as elevadas atribuídas à atividade fotossintética e as baixas a degradação da matéria orgânica, como citado por Castendyk e Eary (2009) na revisão bibliográfica. Com o aumento da profundidade do lago de Águas Claras, a concentração de oxigênio na camada profunda normalmente se reduz, podendo ser recuperada a partir da circulação das camadas. Ao atingir elevadas profundidades, o lago pode possuir baixas concentrações ou ausência de oxigênio, obtendo, assim, o caráter meromítico, como é o

esperado para Águas Claras devido à pequena dimensão do lago, se comparado com a sua profundidade. Este parâmetro será abordado estatisticamente no decorrer do trabalho.

7.1.2.9 Demanda bioquímica de oxigênio

A demanda bioquímica de oxigênio dos lagos de mineração normalmente é pequena, considerando-se a ausência de lançamentos de águas residuárias nestes ambientes. Para o lago de Águas Claras, essa demanda está demonstrada na Figura 7.9.

Figura 7.9 – Gráfico da demanda bioquímica de oxigênio na superfície e no fundo da água do lago de Águas Claras em função dos limites estabelecidos pela CONAMA 357/05.



A Figura 7.9 representa o gráfico de DBO do lago de Águas Claras, onde observou-se que apenas um ponto não atendeu à classe 2 da resolução CONAMA 357/05 com DBO de 5,8 mg/L no fundo, e dois pontos não atenderam à classe 1 da mesma resolução, embora um ponto tenha atendido à classe 2 com resultado de 4,3 mg/L para a superfície. Estes valores mais altos foram obtidos no período chuvoso, quando o lago recebe um maior aporte de matéria orgânica e, consequentemente, maior requerimento de oxigênio para sua degradação. A DBO será abordada estatisticamente no item 6.1.2.

De maneira geral, observou-se que o lago possui baixas concentrações de DBO, atribuídas ao não recebimento de contaminação orgânica. Os resultados da superfície são maiores que os do fundo, provenientes da decomposição da matéria orgânica, que ocorre mais próxima da

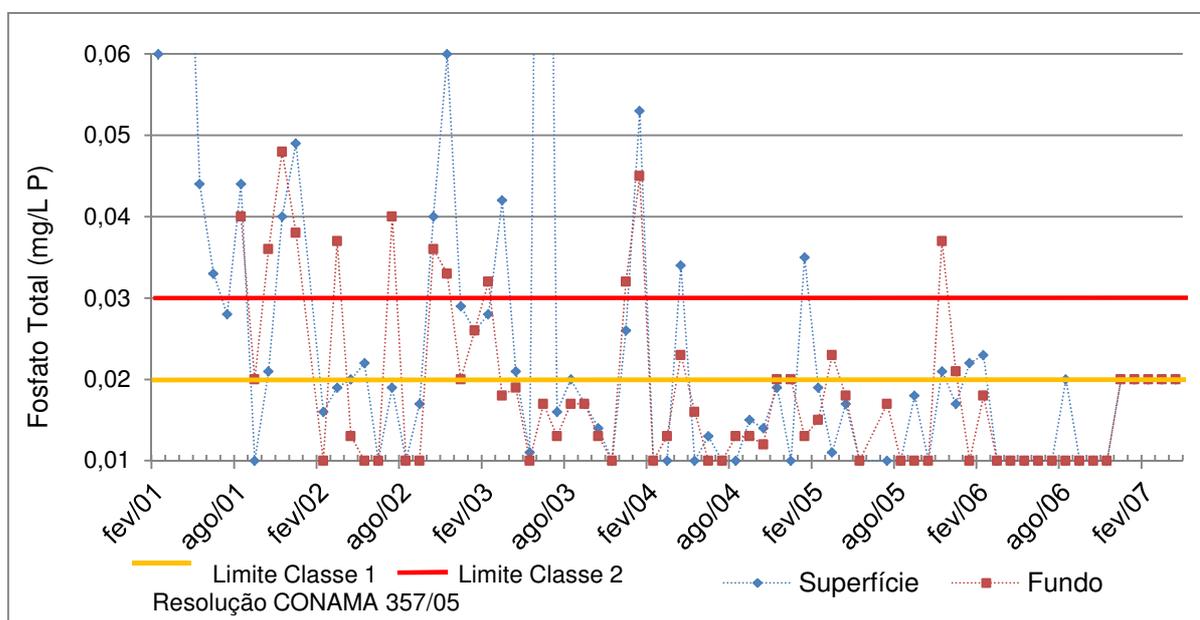
superfície. Assim, ao chegar ao fundo, a matéria orgânica está prática ou totalmente mineralizada, portanto, apresenta baixos teores de DBO.

Os baixos resultados de DBO demonstram a pequena necessidade de oxigênio, que, possivelmente, é utilizado apenas para a decomposição da matéria gerada no próprio ambiente, como as algas. Esta característica é originária de ambientes formados sem interferência de vegetação, que exibem, assim, baixo teor de matéria orgânica, como é o caso do lago de mineração de Águas Claras e de grande parte dos lagos de mineração.

7.1.2.10 Fósforo total e solúvel

O parâmetro fósforo total é de suma importância na verificação da predisposição do meio tornar-se eutrofizado. O fosfato pode ser originado de diversas fontes naturais ou das antropogênicas. As naturais são: dissolução de rochas; decomposição da matéria orgânica; chuva e carreamento do solo. As antropogênicas são: detergentes; lançamento de esgotos; pesticidas e fertilizantes (SPERLING, M., 2005). No lago de Águas Claras (Figura 7.10), as fontes são de origem natural.

Figura 7.10 – Gráfico do fosfato total na superfície e no fundo da água do lago de Águas Claras em função dos limites estabelecidos pela CONAMA 357/05.



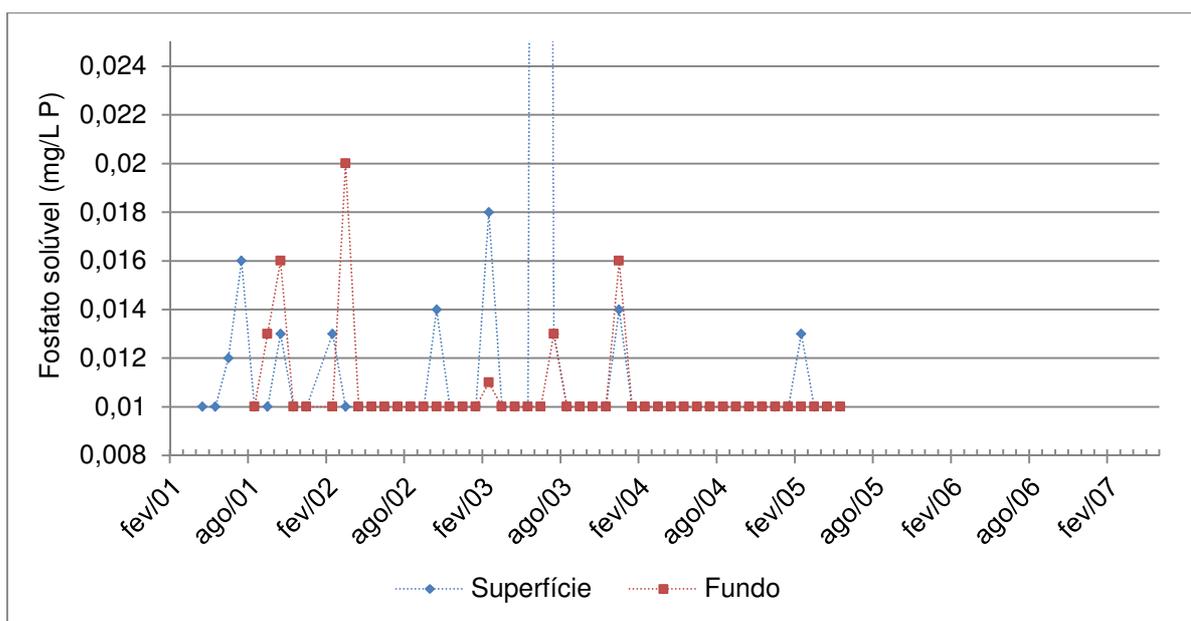
Conforme a figura acima, observou-se que a concentração de fosfato total foi reduzida ao longo do tempo tanto para a superfície quanto para o fundo do lago. Nota-se que, no período das chuvas, houve maiores concentrações. No período de estratificação do lago, houve um ligeiro aumento na concentração do fundo.

No início do enchimento, as concentrações estavam com valores elevados; estes foram atribuídos ao carreamento do solo, à decomposição da matéria orgânica e à possível dissolução das rochas. Ademais, na composição do material extraído havia presença de fósforo, mesmo que em pequenas quantidades.

Por se tratar de um ambiente lântico, a resolução CONAMA 357/05 estabelece os valores de 0,02 mg/L para a classe 1 e 0,03 mg/L para a classe 2. Em junho de 2003, foi obtida a concentração de 0,117 mg/L, muito superior aos teores obtidos em outras análises, portanto, este valor não é representativo para o monitoramento. Grande parte das amostras analisadas atendeu à resolução CONAMA 357/05 para a classe 1. O fosfato total será descrito estatisticamente no item 6.1.2.

A maioria das concentrações de fosfato solúvel (Figura 7.11) é inferior ao limite de detecção.

Figura 7.11 – Gráfico da concentração do fosfato solúvel na superfície e no fundo da água do lago de Águas Claras.



O resultado obtido em junho de 2003 de 0,117 mg/L para fosfato total foi idêntico ao valor para a fração solúvel, e os demais valores foram inferiores ao fosfato total. O fósforo solúvel é a parte de mais fácil assimilação pelos microrganismos. No futuro, pode ocorrer um aumento da concentração de fosfato solúvel no fundo do lago devido à solubilização de sais de fósforo sem a presença de oxigênio (anaerobiose) (SPERLING, E. *et al.* 2004).

7.1.2.11 Série nitrogenada

A determinação do limite para a amônia é correlacionado com o valor do pH por influenciar na forma ionizada (não tóxica) e na não ionizada (tóxica). Os limites para as classes 1 e 2 estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 são de 0,5 a 2 mg/L para o pH entre 7 e 9, como é o ocorrido no lago de Água Claras. Todas as amostras atenderam ao limite da resolução já citada.

O nitrato e o nitrito também atenderam à resolução CONAMA 357/05 para as classes 1 e 2.

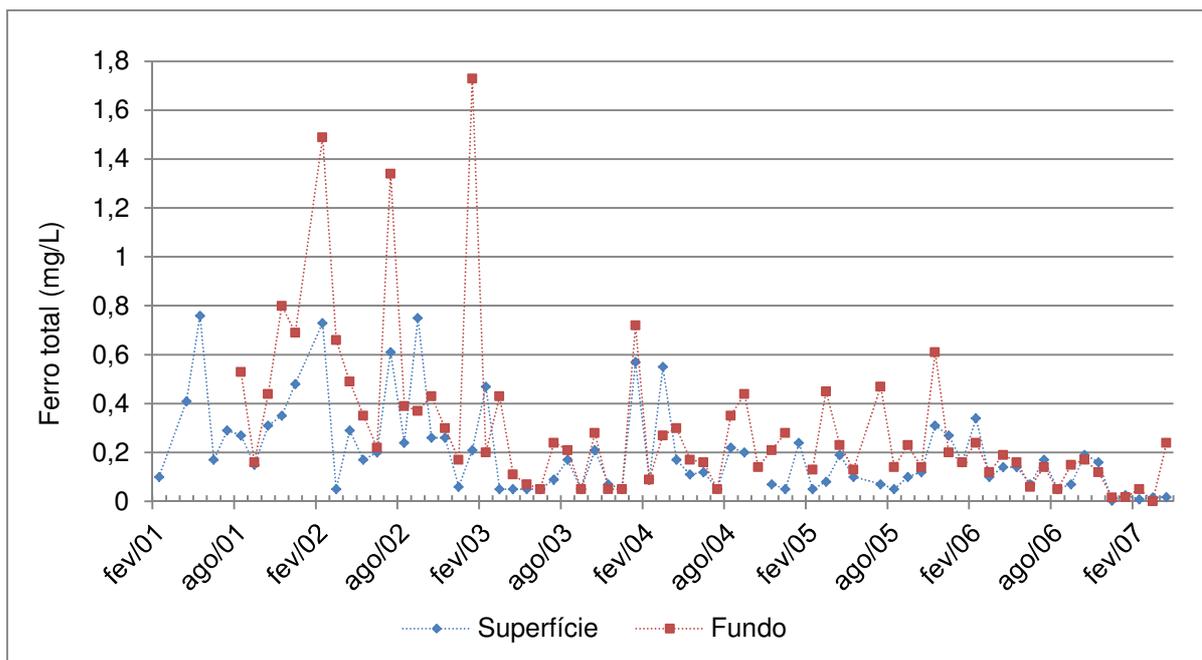
Os dados obtidos da série nitrogenada não foram demonstrados graficamente, por seus resultados estarem próximos ou inferiores ao limite de detecção do método utilizado, portanto, com valores muito abaixo do limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/05, para as classes 1 e 2.

7.1.2.12 Ferro e Manganês

Nos lagos e nos rios de Minas Gerais é comum serem detectados teores acima dos padrões estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 para o ferro e para o manganês devido às características geoquímicas das bacias. Elevadas concentrações podem ser encontradas em águas subterrâneas e no hipolímnio sem presença de oxigênio. Nestas condições, o ferro e o manganês solubilizam-se (Fe^{2+} e Mn^{2+}) e, ao entrarem em contato com o oxigênio, precipitam-se (Fe^{3+} e Mn^{4+}).

As Figuras 7.12 e 7.13 demonstram as concentrações de ferro total e manganês total, respectivamente, presentes no lago de Águas Claras. A resolução CONAMA 357/05 estabelece limite para o ferro dissolvido (0,3 mg/L) e para o manganês total (0,1 mg/L).

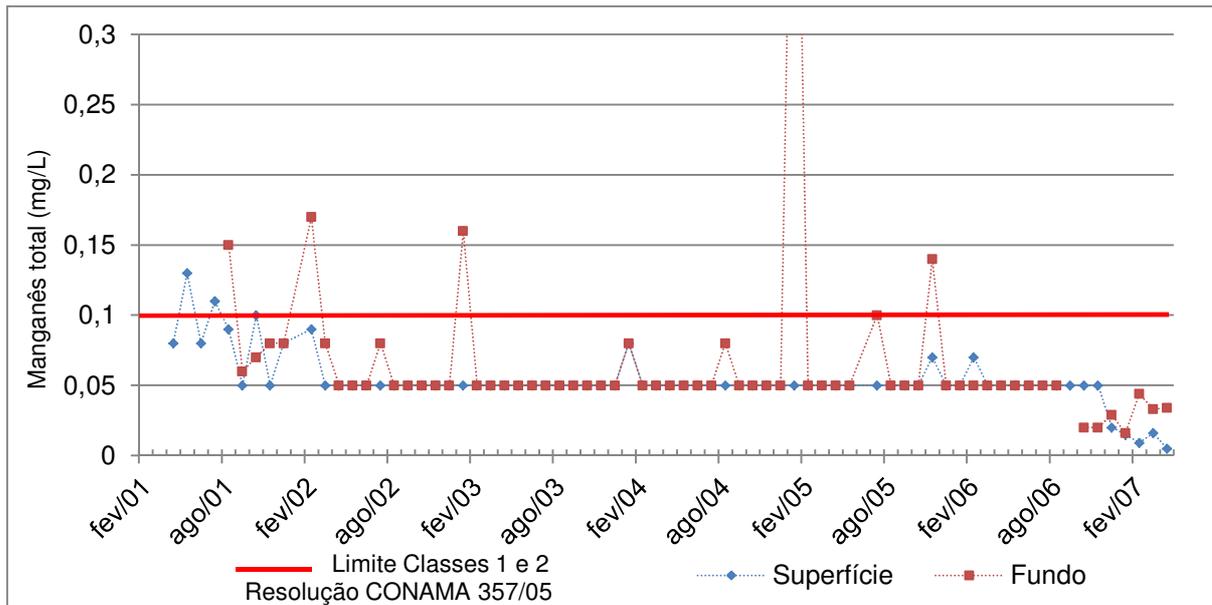
Figura 7.12 – Gráfico da concentração de ferro total na superfície e no fundo da água do lago de Águas Claras.



De acordo com a Figura 7.12, o teor de ferro presente no lago de Águas Claras, no início do enchimento, obteve valores mais elevados, atribuídos às condições geoquímicas da região, e ao fato de a cava ser proveniente da extração de minério de ferro. Observou-se que as maiores concentrações foram encontradas na camada profunda devido à presença dos sedimentos e dos resquícios de minério de ferro da exploração. Com o passar do tempo, o teor de ferro reduziu, apesar de apresentar pontos com concentrações superiores. O ferro total será abordado estatisticamente no item 6.1.2.

Os valores obtidos para ferro solúvel atenderam à especificação da resolução CONAMA 357, classes 1 e 2 ($< 0,3$ mg/L). Esses teores indicam que há presença de oxigênio no fundo do lago.

Figura 7.13 – Gráfico da concentração do manganês total na superfície e no fundo da água do lago de Águas Claras em função do limite estabelecido pela CONAMA 357/05.



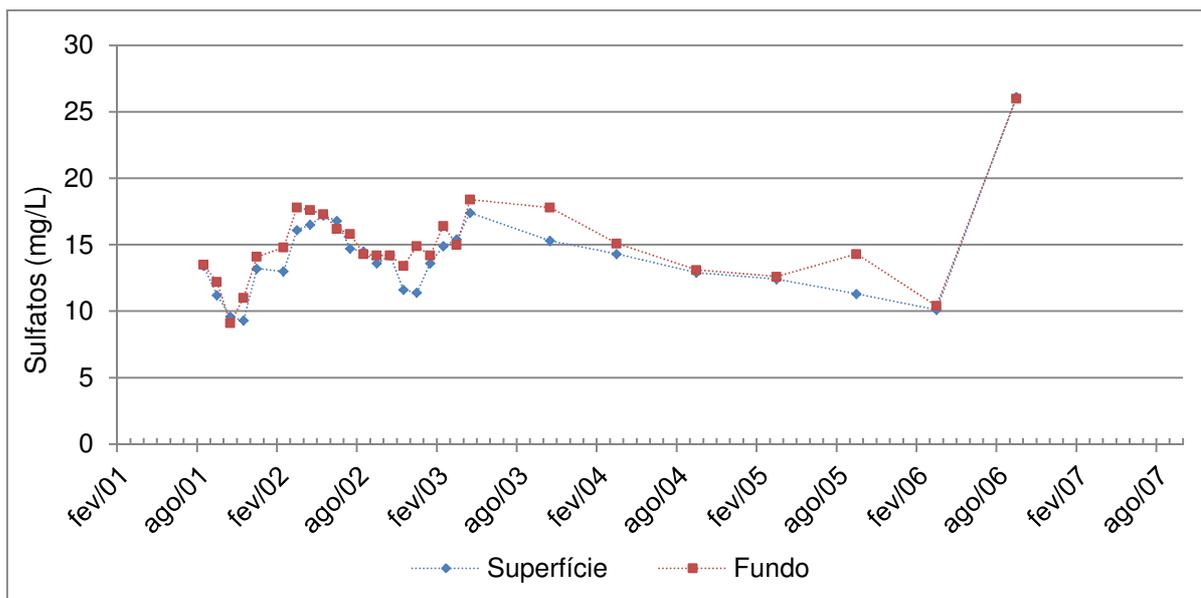
A Figura 7.13 demonstra graficamente o teor de manganês presente no lago de Águas Claras. As concentrações atenderam ao limite para as classes 1 e 2 estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 (0,1 mg/L), exceto nas amostras de fundo de agosto/2001 (0,15 mg/L), de fevereiro/2002 (0,17 mg/L), de janeiro 2003 (0,16 mg/L), de janeiro/2005 (0,6 mg/L) e de novembro/2005 (0,14 mg/L). O resultado obtido em janeiro/2005 (0,6 mg/L) foi atípico, não caracterizando a real condição do lago, podendo ter ocorrido em decorrência de erro de análise, de coleta ou de digitação. Após o início do enchimento, o teor de manganês presente no lago reduziu, com algumas oscilações. Na camada profunda, o teor de manganês tende a ser superior ao da superfície. O manganês total será trabalhado estatisticamente no item 6.1.2.

O manganês solúvel encontrou-se inferior ao limite de detecção, para todas as amostras analisadas.

7.1.2.13 Sulfatos

É um parâmetro extremamente importante para a caracterização de um lago de mineração por abordar o teor de sulfato (SO_4^{2-}) e, indiretamente, o teor de enxofre, que é o principal fator para a origem da drenagem ácida e para a consequente acidificação dos lagos de mineração, como retratado na revisão bibliográfica. A concentração de sulfato do lago de Águas Claras está demonstrada na Figura 7.14. O limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 para o sulfato (250 mg/L), não está disposto na figura a seguir, por ser muito maior que a concentração encontrada no lago de Águas Claras.

Figura 7.14 – Gráfico da concentração de sulfatos na superfície e no fundo da água do lago de Águas Claras.



O lago de Águas Claras, por ser um lago oriundo da exploração de minério de ferro e por ter a hematita como mineral base, caracteriza uma mineração e uma cava com alta probabilidade de não haver problemas provenientes da acidificação do meio. Isso pode ser observado na Figura 7.14, que demonstra o baixo teor de sulfato presente no lago de Águas Claras. A concentração variou de 9,1 mg/L a 26,1 mg/L atendendo ao limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 classes 1 e 2 (250 mg/L). O parâmetro sulfato será tratado estatisticamente no decorrer do trabalho.

7.1.2.14 Transparência

A análise de transparência é realizada pelo disco de Secchi, e os resultados obtidos em Águas Claras são de lagos cristalinos. Os valores tendem a aumentar com crescimento do volume do lago. A transparência influencia significativamente a zona fótica, local onde normalmente ocorre a fotossíntese dos microrganismos presentes no lago.

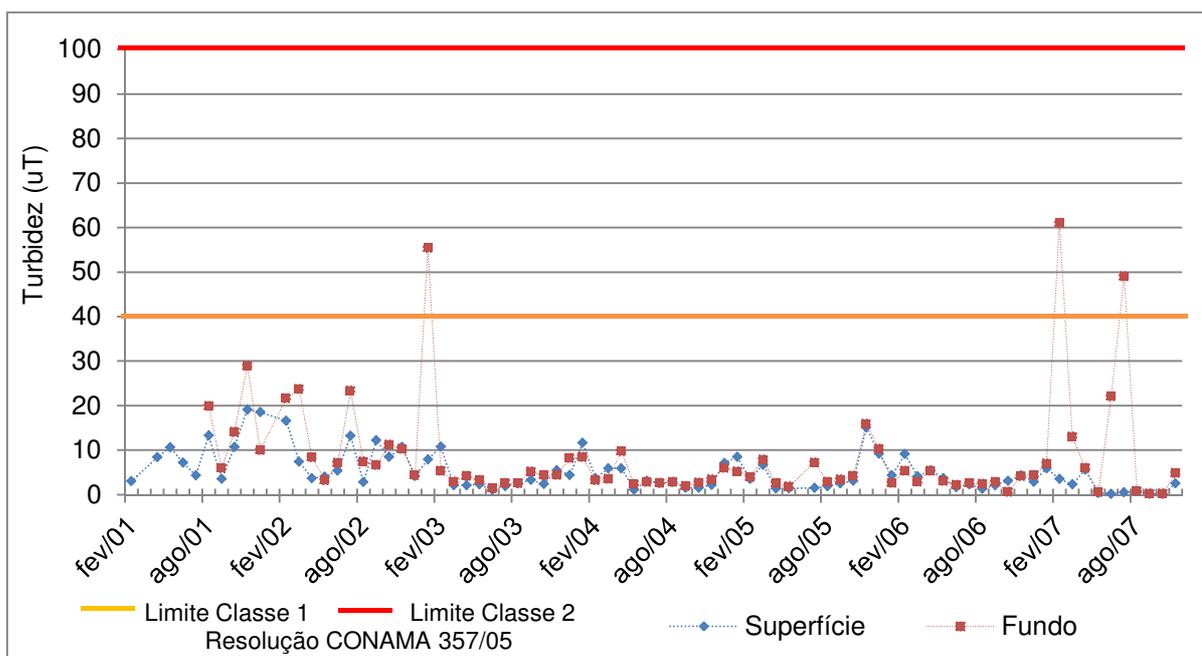
Os valores de transparência no lago de Águas Claras são alterados conforme o período do ano. No período chuvoso, a transparência do lago diminui e, no período de seca, a transparência aumenta. No início do preenchimento do lago, conforme esperado, o valor da transparência era pequeno devido ao baixo volume de água presente na cava e do aporte de material presente no entorno da cava.

A figura de transparência para o lago de Águas Claras não foi realizada por falta de dados.

7.1.2.15 Turbidez

Os lagos de mineração têm como característica baixa turbidez, pois não sofrem os efeitos de constantes alterações pluviométricas como os rios, e possuem baixa velocidade de escoamento, como discutido na revisão bibliográfica. A turbidez do lago de Águas Claras no período de enchimento está retratada na Figura 7.15.

Figura 7.15 – Gráfico da turbidez na superfície e no fundo da água do lago de Águas Claras correlacionada com os limites estabelecidos pela CONAMA 357/05.



A turbidez presente no lago de Águas Claras (Figura 7.15) é maior no período chuvoso devido à presença de material suspenso e ao carreamento de sólidos do entorno da cava e dos taludes. A turbidez atendeu ao limite da resolução CONAMA 357/05 para a classe 2, em todas as análises realizadas. Este parâmetro será discutido estatisticamente no item 6.1.2.

7.1.2.16 Cloretos

O teor de cloreto total para o lago de Águas Claras foi baixo em todas as amostras, oscilando de < 0,25 mg/L a 4,3 mg/L, atendendo ao limite da resolução CONAMA 357/05 para as classes 1 e 2 (250 mg/L) e indicando a virtual ausência de contaminação orgânica. Não foi plotada a figura de cloretos devido a baixa concentração presente no lago, tendo em vista que o limite estabelecido pela resolução CONAMA é muito superior.

7.1.2.17 Metais e outros contaminantes

Foram realizadas análises para diversos parâmetros de metais e de outros contaminantes a fim de se verificar a qualidade do lago de Águas Claras. Para os parâmetros a seguir, não foram plotados gráficos por atender próximo ou totalmente, à resolução CONAMA 357/05, deliberação normativa conjunta COPAM-CERH 05/08 e a deliberação normativa 10/86 para as classes 1 e 2.

Os parâmetros óleos e graxas, cianetos, arsênio, cádmio, chumbo, cobre, cromo trivalente, cromo hexavalente e mercúrio atenderam ao limite das classes 1 e 2 da Resolução CONAMA 357/05 e da Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH 05/08. Para fenóis, as amostras atenderam à resolução CONAMA 357/05 (0,003 mg/L), exceto nas amostras de maio/2002 – fundo (0,09 mg/L), valor atípico, e em março/2004 – superfície (0,004 mg/L); para o alumínio total, as amostras atenderam à deliberação normativa COPAM 10/86 (0,1 mg/L), exceto em dezembro/2001 – superfície (0,12 mg/L), em junho/2002 – fundo (0,14 mg/L) e em agosto/2002 – superfície (0,14 mg/L) e fundo (0,22 mg/L). O limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 é de alumínio dissolvido (0,1 mg/L) e não alumínio total.

7.1.2.18 Bacteriologia

No lago de Águas Claras, os resultados obtidos para coliformes fecais e *E.coli* foram satisfatórios por atenderem aos limites da resolução CONAMA 357/05 quase em sua totalidade para a classe 1 (200 NMP/100mL) e 2 (1.000 NMP/100mL). Os valores elevados foram obtidos no período chuvoso, sendo atribuídos ao carreamento do solo.

A qualidade da água do lago de Águas Claras, conforme a resolução CONAMA 274/00, de balneabilidade, classifica-se como excelente (250 NMP/100mL de coliformes fecais e 200 NMP/100mL de *E.coli*).

7.1.2.19 Monitoramento da água do ribeirão do Prata

As águas do ribeirão do Prata, pertencente à bacia do Rio das Velhas, foram utilizadas para o enchimento da cava a partir de 2002. Durante o monitoramento realizado no ribeirão, todos os parâmetros analisados atenderam à resolução CONAMA 357/05 classe 2. Os parâmetros foram os mesmos do monitoramento do lago de Águas Claras, e não foram plotadas figuras devido aos resultados atenderem quase em sua totalidade ao limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/05.

Para as análises de dureza, de alcalinidade e de condutividade, suas concentrações foram bem inferiores aos teores encontrados no lago. Ressalta-se que, no período da seca, esses teores tendem a ser mais elevados.

Os parâmetros de DBO e de fosfato total também possuem concentrações inferiores às do lago devido à maior presença de material aportado e represado.

Os valores de ferro solúvel foi superado em uma amostra ao limite da classe 2 da resolução CONAMA 357/05. Essa característica é comum para os rios da região do quadrilátero ferrífero. A situação é semelhante para o manganês: o total e o solúvel apresentaram algumas amostras em desacordo com a resolução CONAMA 357/05, que caracterizaram a presença destes metais em águas superficiais do entorno da mina.

Todos os demais metais e contaminantes atenderam à legislação, com exceção do alumínio- algumas amostras estavam em desacordo com o limite, as quais apresentaram os maiores teores no período chuvoso.

Além dos parâmetros comuns do lago, foram realizadas análises de sólidos dissolvidos (22 a 39 mg/L) e de sólidos suspensos (< 0,5 a 45 mg/L, no período chuvoso atingiu 191 mg/L).

O lago possui condições mais favoráveis para desenvolvimento bacteriológico que o ribeirão do Prata.

7.1.3 Testes estatísticos do lago de Águas Claras, mina Águas Claras

Os testes estatísticos utilizados para o lago de Águas Claras foram: distribuição de frequência dos dados, a fim de identificar a normalidade dos dados e os testes a serem utilizados; avaliação espacial dos dados pelo teste não paramétrico *Kruskal-Wallis*; e análise sazonal dos dados pelo teste de *Mann-Whitney*.

7.1.3.1 Distribuição dos dados para o lago de Águas Claras, mina Águas Claras

A distribuição dos dados do lago de Águas Claras foi realizada pelo teste de normalidade dos dados *Shapiro Wilk W test* (Apêndice) juntamente com o histograma dos parâmetros analisados. O teste está disposto nas Figuras 7.16 e 7.17, a seguir.

A partir do teste estatístico de normalidade dos dados *Shapiro Wilk W test* e do histograma (Figuras 7.16 e 7.17), que demonstra a maior concentração de dados, observou-se que nenhum parâmetro analisado obteve $p < 0,05$, portanto não existe normalidade na distribuição do conjunto de dados para o lago de Águas Claras.

Nota-se que aproximadamente 35% dos dados de oxigênio dissolvido possuem concentração entre 7 e 7,5, revelando ótima oxigenação do meio. O pH tendeu a apresentar alcalinidade, com mais de 50% dos dados com pH entre 7,5 e 8.

A dureza possuiu maior concentração dos dados como água branda ($< 50 \text{ mg/L CaCO}_3$), e a turbidez possui o maior número de dados $< 5 \text{ uT}$.

Figura 7.16 – Teste de normalidade dos dados *Shapiro Wilk W test*, com histograma de parâmetros analisados do lago de Águas Claras.

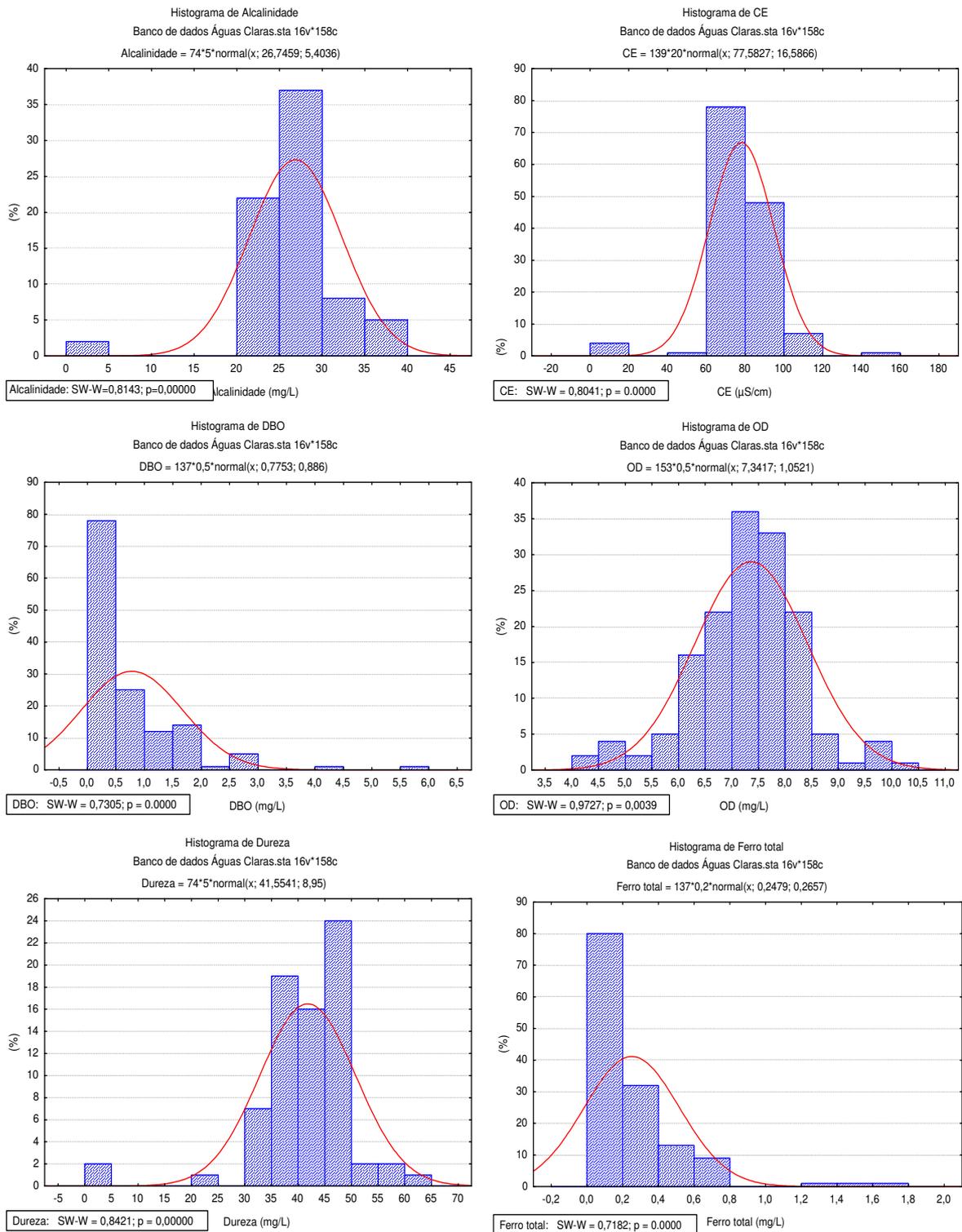
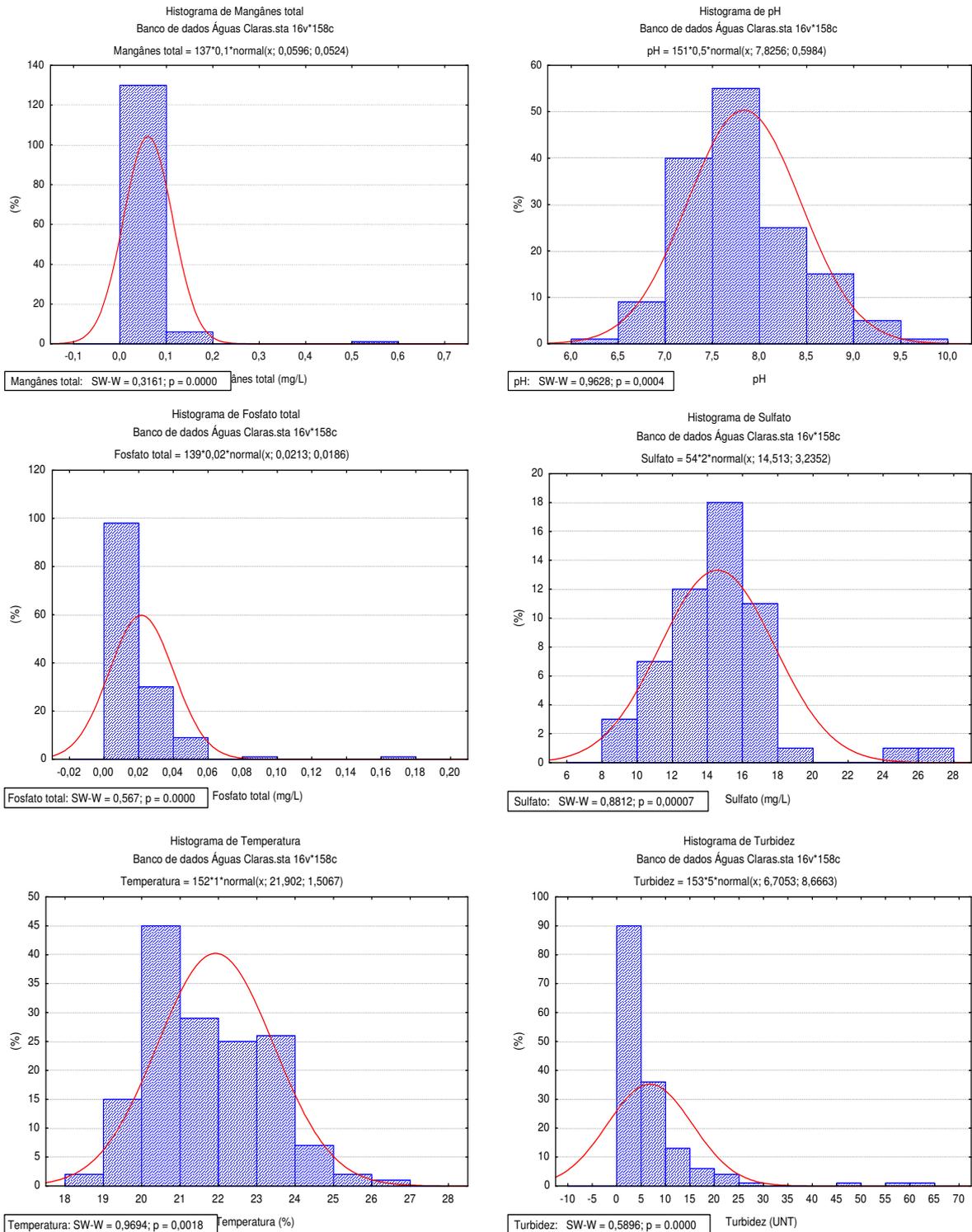


Figura 7.17 – Teste de normalidade dos dados *Shapiro Wilk W test*, com histograma de parâmetros analisados do lago de Águas Claras.



7.1.3.2 Avaliação Espacial: Teste não paramétrico para o lago de Águas Claras, mina Águas Claras

O teste não paramétrico, utilizado para a avaliação espacial do lago de Águas Claras (Figuras 7.18 e 7.19), foi o *Kruskal-Wallis*, a fim de verificar se existe diferença significativa entre a superfície e o fundo do lago. Foi plotado o resultado juntamente com o gráfico *box-plot*.

Após a análise das Figuras 7.18 e 7.19, observou-se que entre os parâmetros alcalinidade, condutividade, dureza, manganês total, fosfato total, sulfato e turbidez não existe diferença significativa pelo método *Kruskal-Wallis* ($p > 0,05$).

Entre os demais parâmetros (DBO, OD, ferro total, pH e temperatura), existem diferenças significativas ($p < 0,05$) entre o fundo e a superfície, conforme abordado na literatura e na discussão dos resultados para série temporal.

As concentrações de DBO e de OD são menores no fundo devido ao consumo do oxigênio dissolvido e à degradação da matéria orgânica na camada superior, como observado por Gammons *et al.* (2009) e Castendy e Eary (2009). Embora a maior concentração dos resultados para OD do lago de Águas Claras esteja superior a 6 mg/L e a mediana, próxima a 7 mg/L para a camada de fundo, caracterizando boa oxigenação com a elevação da profundidade, o lago tende a apresentar zonas anóxicas, conforme citado por Boeher e Schultze (2008) e Castendyk e Eary (2009). A temperatura da água e o pH foram inferiores na camada do fundo.

O ferro total possui maior concentração no fundo, como foi dito na série temporal, devido à formação do lago ocorrer após a exaustão da mina de minério de ferro.

Figura 7.18 – Teste não paramétrico espacial *Kruskal-Wallis*, parâmetro em função da profundidade.

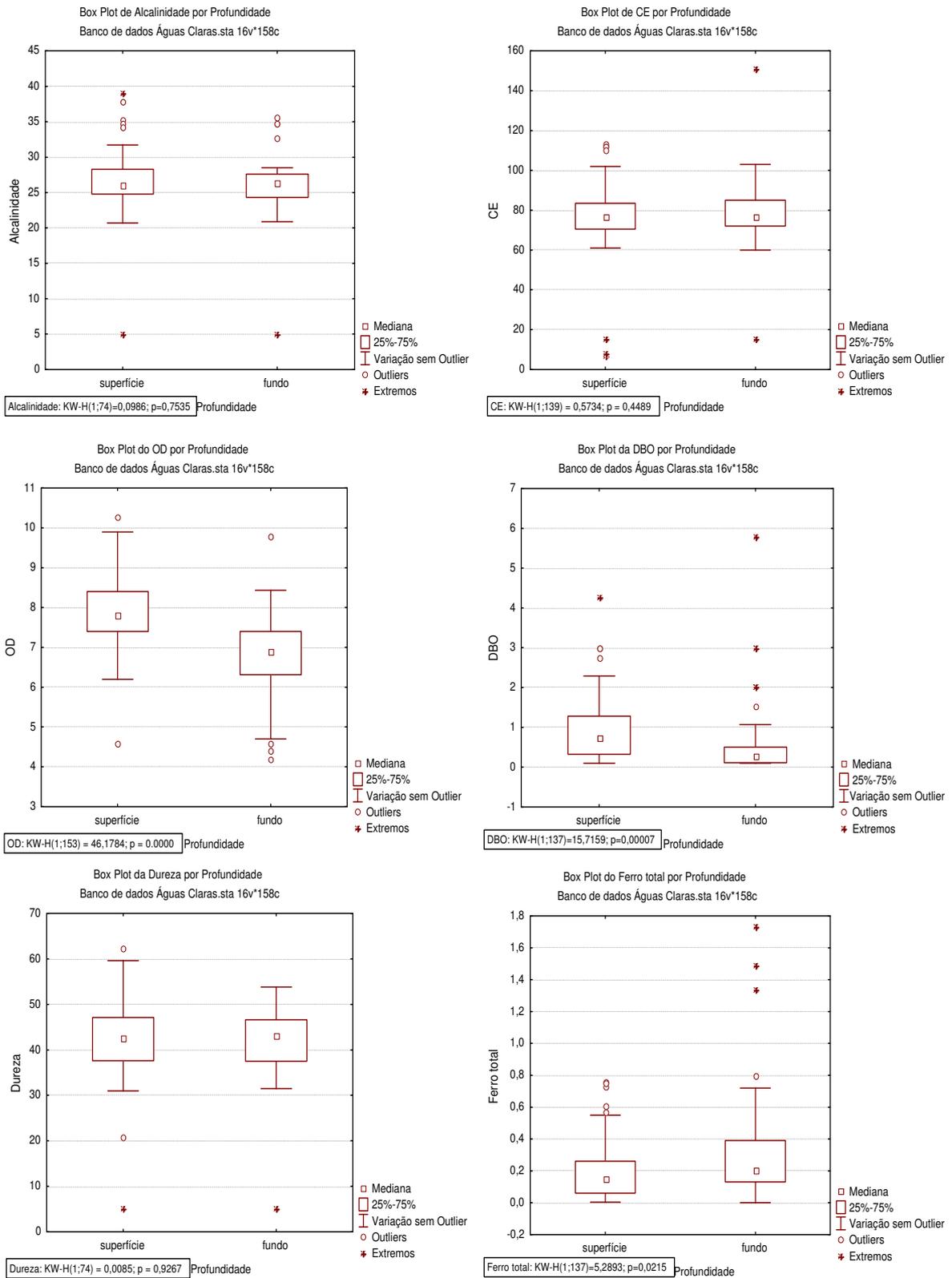
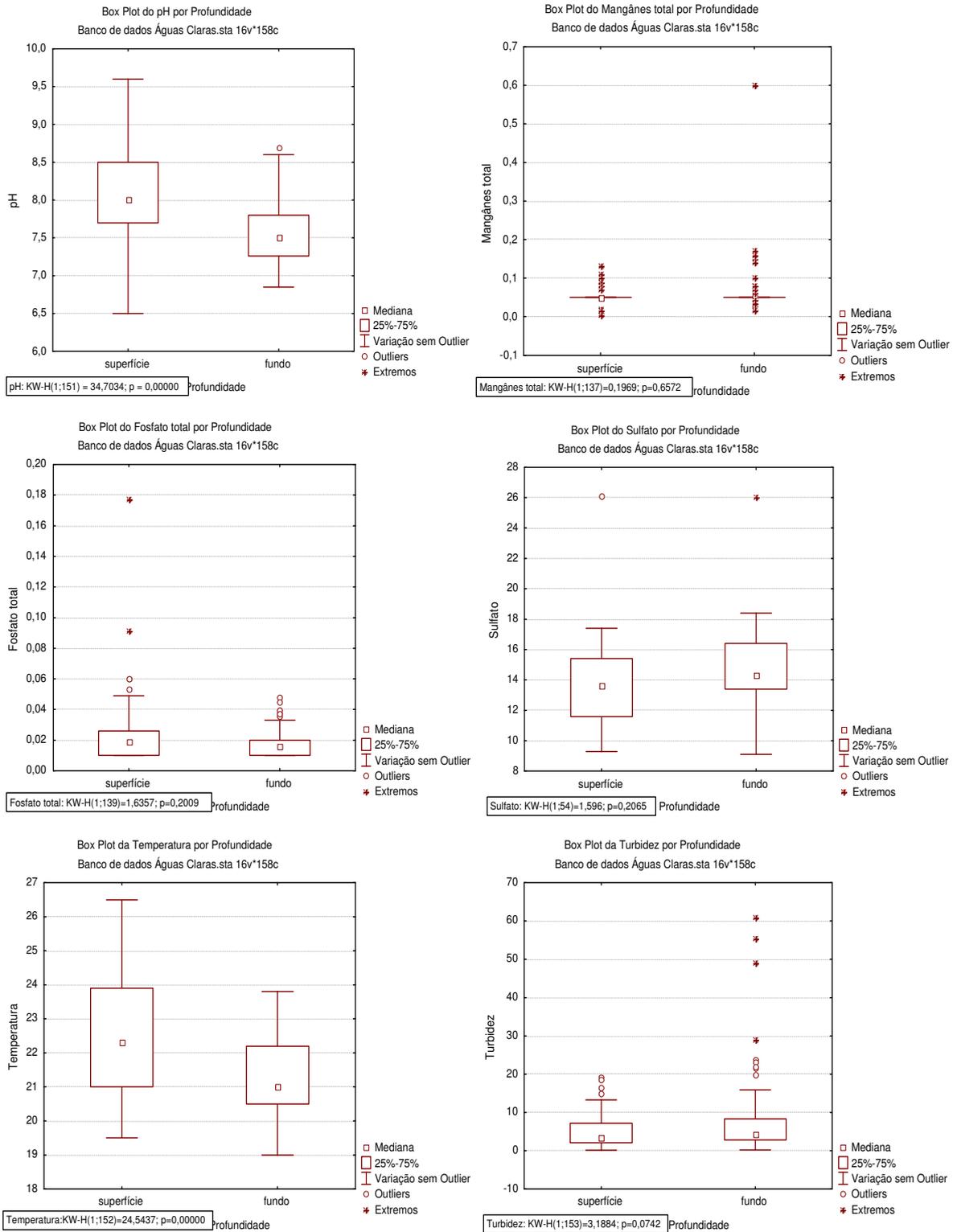


Figura 7.19 – Teste não paramétrico espacial *Kruskal-Wallis*, parâmetro em função da profundidade.



7.1.3.3 Análise sazonal: teste U de Mann-Whitney para o lago de Águas Claras, mina Águas Claras

O teste não paramétrico utilizado para a avaliação sazonal do lago de Águas Claras (Figuras 7.20 a 7.23) foi o *Mann-Whitney U test*, a fim de verificar se existe diferença significativa no lago entre o período de seca e o chuvoso. O resultado do teste foi plotado juntamente com o gráfico de *box-plot*. Para este teste a análise foi realizada separadamente para a superfície e para o fundo, assim, as Figuras 7.20 e 7.21 correspondem à análise da superfície e as Figuras 7.22 e 7.23, à do fundo.

Após a análise das Figuras 7.20 e 7.21, os parâmetros alcalinidade, DBO, dureza, pH, temperatura e turbidez obtiveram $p < 0,05$, assim, verificou-se que existe diferença significativa entre os dados analisados durante o período sazonal para as amostras da superfície.

A alcalinidade e a dureza possuem maior concentração no período de seca, devido à não diluição do meio. A DBO, o pH, a temperatura e a turbidez apresentaram valores mais elevados no período chuvoso, tendo em vista que, com a chuva, ocorre o aporte de matéria orgânica, com conseqüente aumento da DBO e da turbidez. A temperatura é maior por causa do verão e o pH, pode-se atribuí-lo à atividade fotossintética.

Para os parâmetros condutividade elétrica, OD, ferro total, manganês total, fosfato total e sulfato não há diferença significativa entre o período de seca e de chuva na análise da superfície. Embora não tenha ocorrido esta diferença, nota-se maior concentração dos resultados no período da seca nos parâmetros de CE e de sulfato, podendo-se atribuí-los à não diluição do meio; os parâmetros OD, ferro total e fosfato total, obtiveram maior concentração no período chuvoso, sendo atribuídos ao maior volume de água e conseqüente maior número de material com presença destes parâmetros, para o OD ocorre também a influência da fotossíntese. O manganês apresentou somente valores extremos, e a maior parte de seus resultados estão no limite de detecção do método utilizado.

Vale ressaltar que a análise da superfície sofre grande influência da chuva por ser a camada que recebe as águas e, conforme discutido na hidrodinâmica do lago de Águas Claras, o mesmo possui circulação meromítica, assim, esta camada circula no período da seca, que

corresponde ao inverno. A partir deste teste comprova-se esta tendência através dos parâmetros pH e temperatura, por existir diferença significativa entre as camadas.

Figura 7.20 – Teste não paramétrico sazonal, teste U de *Mann-Whitney* para o parâmetro em função do período, análise das amostra da superfície.

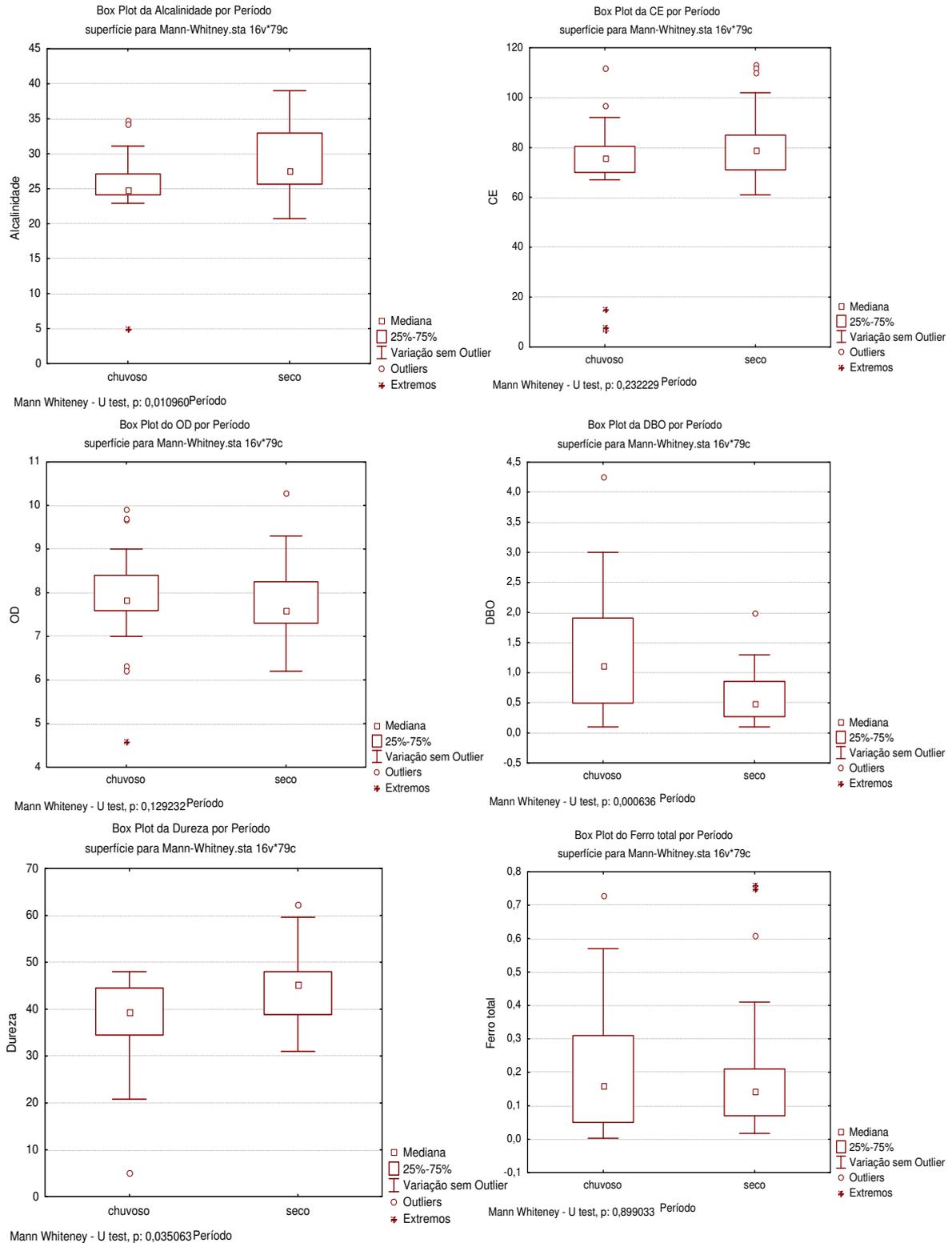


Figura 7.21 – Teste não paramétrico sazonal, teste U de *Mann-Whitney* para o parâmetro em função do período, análise das amostra da superfície.

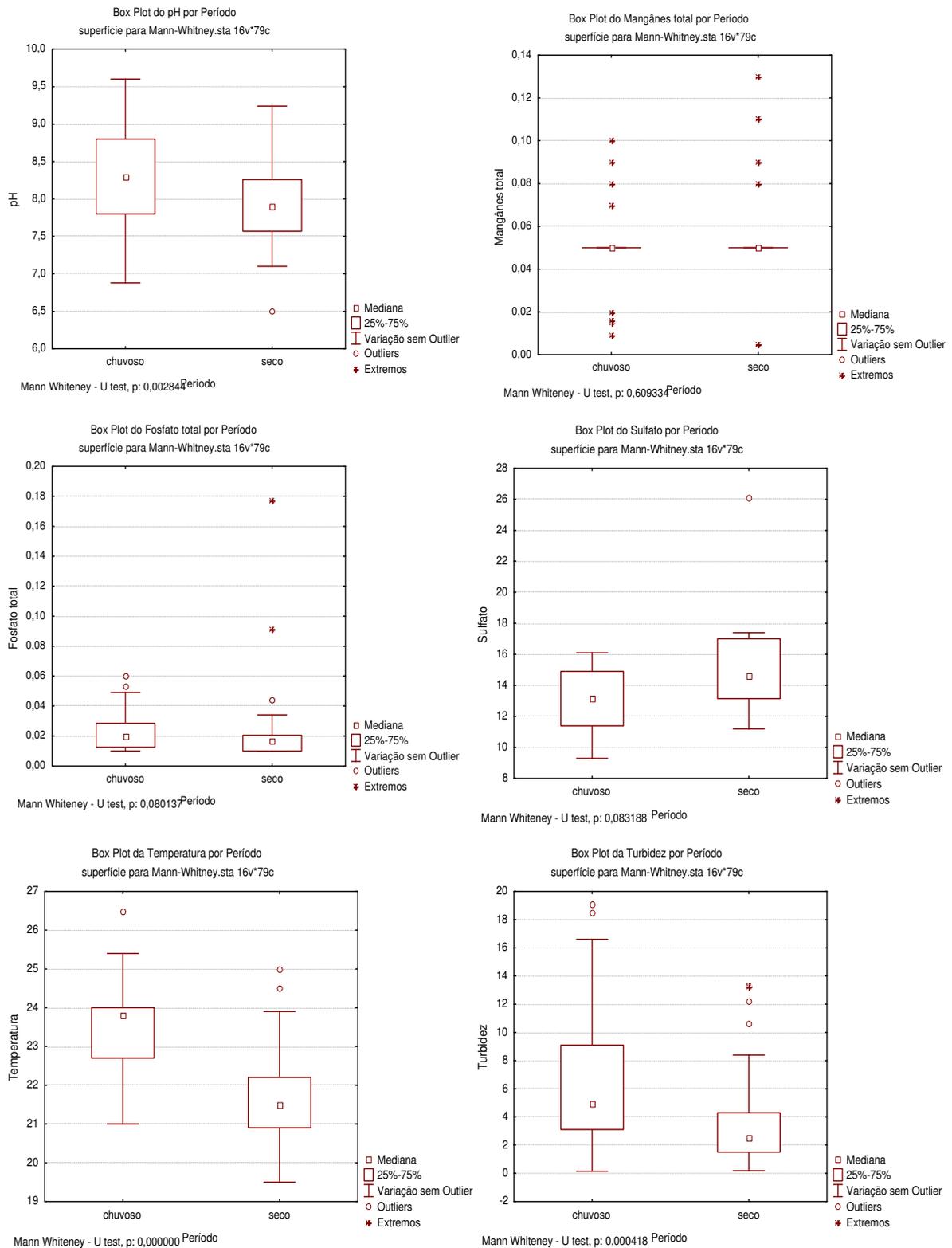


Figura 7.22 – Teste não paramétrico sazonal, teste U de *Mann-Whitney* para o parâmetro em função do período, análise das amostra do fundo.

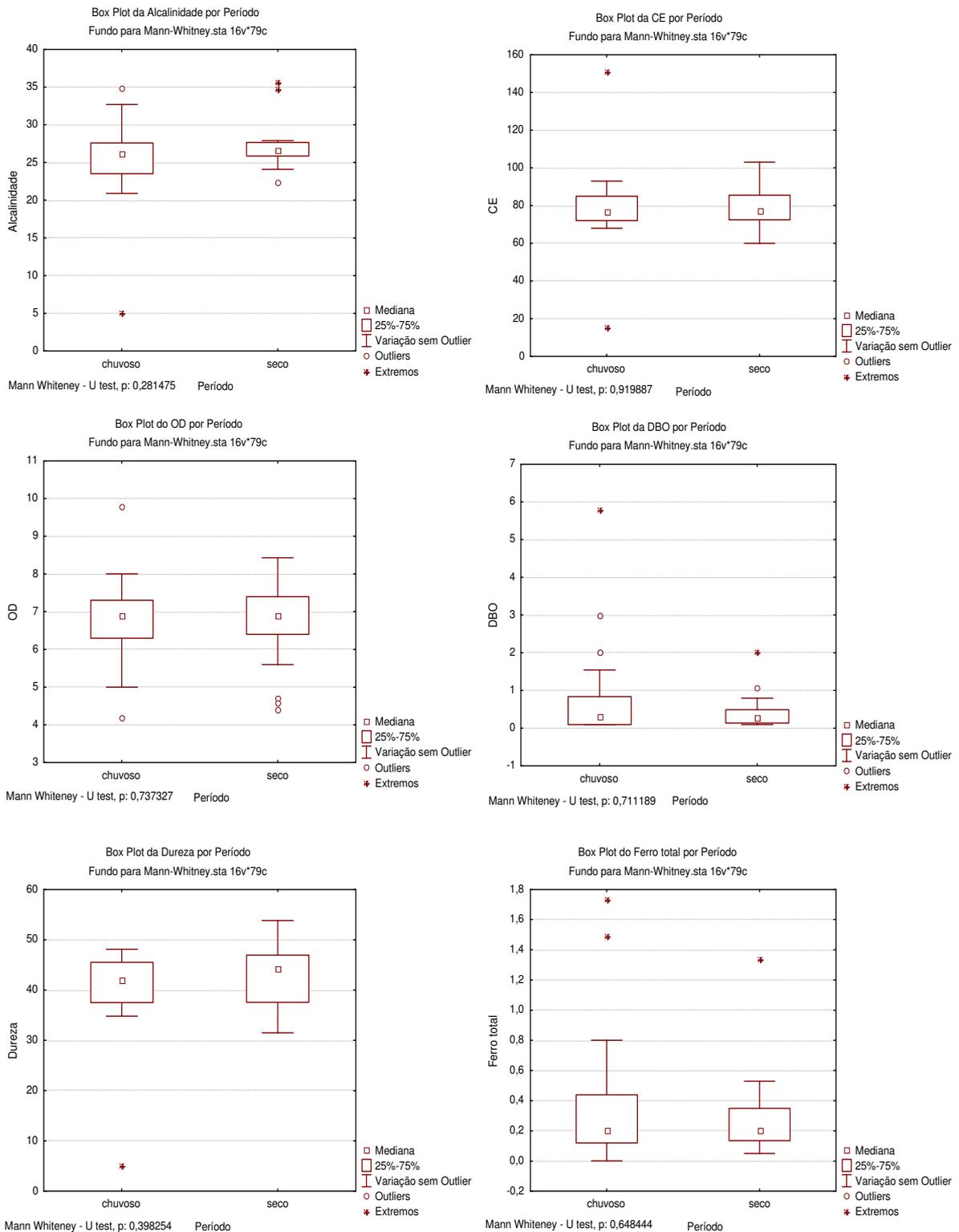
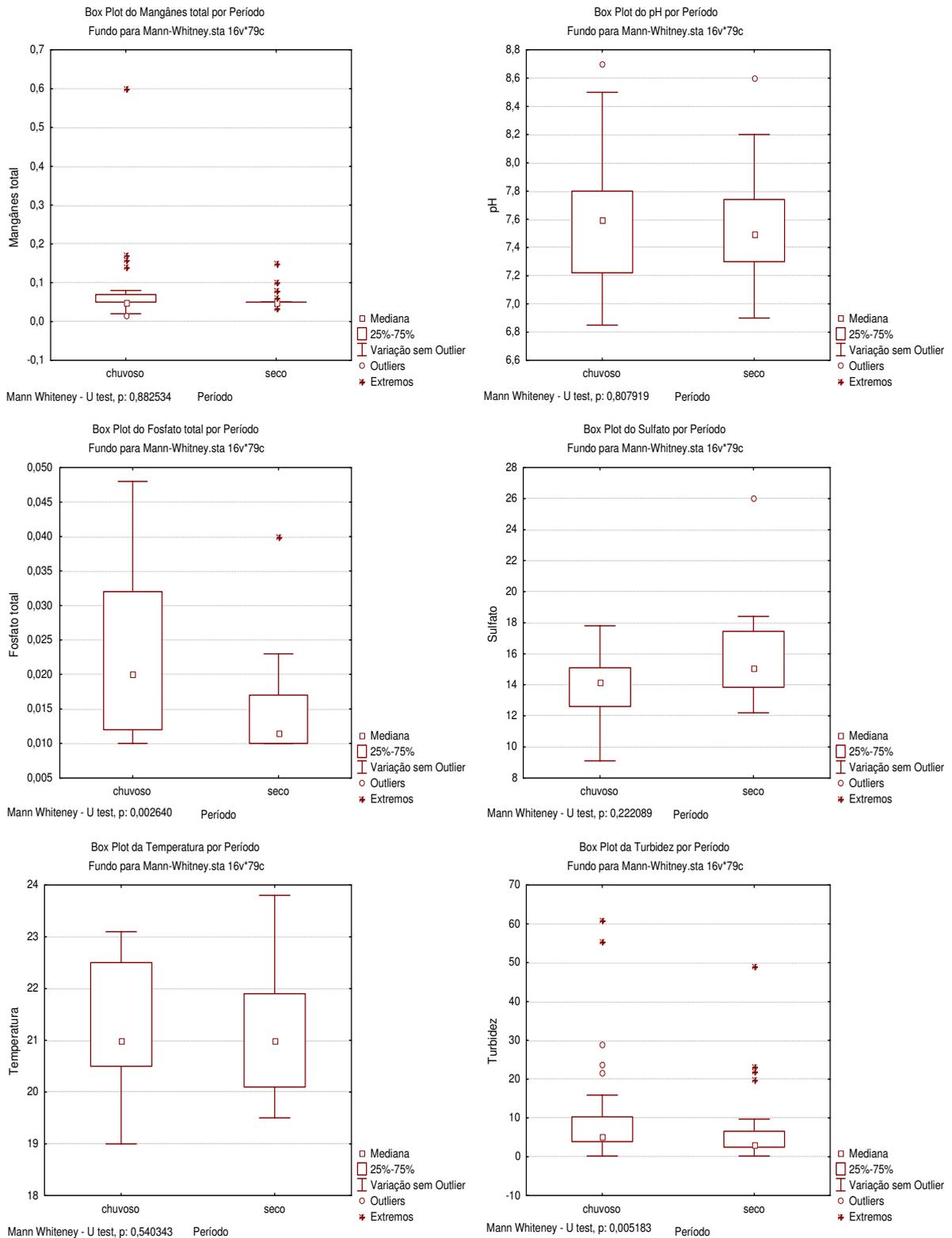


Figura 7.23 – Teste não paramétrico sazonal, teste U de *Mann-Whitney* para o parâmetro em função do período, análise das amostra do fundo.



Após a análise das Figuras 7.22 e 7.23, os parâmetros fosfato total e turbidez obtiveram $p < 0,05$, assim, existe diferença significativa entre os dados analisados durante o período sazonal para as amostras do fundo. A diferença existente nestes parâmetros pode ser atribuída à interferência entre as camadas de fundo e de superfície, pois ambos apresentaram o mesmo resultado para a superfície, com maiores concentrações no período chuvoso. O fosfato é presente na região, bem como nas águas dos rios, como discutido na série temporal, e a turbidez pode ser atribuída à elevada concentração de material em suspensão. A turbidez possui maiores dados com concentração até 10 uT e apresenta *outliers* e valores extremos, os quais não inviabilizam o atendimento à resolução CONAMA 357/05.

Dentre outros parâmetros analisados, nenhum apresenta diferença significativa entre o período de seca e de chuva. Destes parâmetros, a maior concentração dos resultados se deu no período da seca para alcalinidade, dureza e sulfato, atribuída à não diluição do meio. A DBO, o ferro total e o manganês exibiram maiores concentrações no período chuvoso, quando o lago recebe maior aporte de matéria orgânica e minerais presente nos taludes; para a temperatura os maiores valores foram atribuídos ao período, verão. Ao retirar os valores extremos e *outliers* do gráfico do manganês total, nota-se a presença de variação da concentração somente no período chuvoso; no seco, todos os resultados apresentam o valor do limite de detecção.

O pH e a temperatura apresentaram valores significativamente diferentes para a camada superior, o mesmo não ocorrendo para o fundo. Assim, pode-se sugerir que o fundo não sofre influência direta da circulação do lago, o que caracteriza a ocorrência da meromixia.

7.2 Lagos Cava Norte e Sul, Riacho dos Machados

Os lagos Cava Norte e Cava Sul, possuem Z_r de 15,9% e 10,7%, fato característico de lagos de mineração, conforme destacado por Castro e Moore (2000), com tendência a meromixia $Z_r > 5\%$, se comparado com os lagos naturais. Apenas os valores de Z_r não são possíveis para determinar o comportamento hidrodinâmico destes lagos, sendo necessários, portanto, mais dados de monitoramento, como de densidade, para o cálculo da RTR, para que se possa verificar a estabilidade do lago.

7.2.1 Estatística básica dos lagos Cava Norte e Sul, mina Riacho dos Machados

A estatística descritiva realizada para os lagos Cava Norte e Cava Sul, pode ser observada nas Tabelas 7.2 e 7.3.

Tabela 7.2 – Estatística descritiva do lago Cava Norte, Riacho dos Machados.

Variáveis	n dados	% faltantes	% Outliers	Perc. 10%	Mediana	Perc. 90%	Média	Desvio padrão
Arsênio	37	0,00	10,81	0,05	0,05	0,24	0,10	0,09
Cádmio	34	8,11	23,53	0,001	0,001	0,003	0,003	0,01
Cobre	31	16,22	3,23	0,009	0,010	0,093	0,034	0,04
pH	35	5,41	0,00	4,07	6,79	7,71	6,29	1,38
Sulfato	33	10,81	0,00	131,60	262,00	492,00	281,14	143,49
Zinco	32	13,51	0,00	0,010	0,100	0,417	0,177	0,19

Tabela 7.3 – Estatística descritiva do lago Cava Sul, Riacho dos Machados.

Variáveis	n dados	% faltantes	% Outliers	Perc. 10%	Mediana	Perc. 90%	Média	Desvio padrão
Arsênio	36	2,70	0,00	0,01	0,05	0,05	0,04	0,02
Cádmio	33	10,81	0,00	0,001	0,001	0,001	0,001	0,00
Cobre	31	16,22	16,13	0,010	0,010	0,010	0,013	0,01
pH	34	8,11	0,00	6,70	7,28	7,82	7,28	0,46
Sulfato	33	10,81	0,00	46,72	93,80	148,00	97,60	46,01
Zinco	31	16,22	6,45	0,010	0,030	0,090	0,039	0,04

Nas Tabelas 7.2 e 7.3, para o arsênio, é possível observar que não houve dados faltantes na Cava Norte, mas houve 2,70% na Cava Sul, com mediana 0,05 mg/L em ambas as cavas, o que caracterizou uma concentração superior ao limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 (0,01 mg/L) do conjunto de dados. Vale ressaltar que o limite de detecção anteriormente era de 0,05 mg/L (até outubro/2003) antes da substituição da deliberação normativa COPAM 10/86 para a resolução CONAMA 357/05. Com os dados presentes nas tabelas, nota-se que os percentis são distintos, revelando resultados superiores para a Cava Norte, como discutido no item 6.2.1, por sofrer influência com a variação do pH.

O cádmio apresentou mediana de 0,001 mg/L para ambas as cavas, porém, os percentis foram distintos com maiores concentrações na Cava Norte, como mencionado na série temporal. Devido ao baixo pH do meio, a concentração do cádmio tende a se elevar. Após as medidas corretivas, houve a redução em sua concentração. Nota-se também que, na Cava Sul, não houve variação entre percentis, média e mediana e, como consequência, o desvio padrão foi zero, portanto, na Cava Sul todas as análises realizadas apresentaram 0,001 mg/L.

O cobre apresentou a mesma mediana nos lagos, demonstrando, assim, que os lagos possuem concentrações próximas para este parâmetro, tendo em vista que são do mesmo mineral explorado.

O pH da Cava Norte apresentou mediana 6,79 e percentil 90% 7,76 e 10% 4,07, caracterizando uma elevada variação no pH dos dados analisados e, no conjunto, o pH foi de neutro a levemente ácido. Este fato não ocorreu na Cava Sul, pois a mediana foi de 7,28 e a variação dos percentis foram próximas, assim, caracterizou-se a não ocorrência de interferência externa neste lago, que possui pH neutro. No conjunto de dados, ambos os lagos atenderam à resolução CONAMA 357/05.

A concentração de sulfato entre os lagos é diferente. Como pode ser notado a partir das Tabelas 7.2 e 7.3, a mediana da Cava Norte é de 262,00 mg/L enquanto a da Cava Sul é de 93,80 mg/L. Os percentis também sofrem grande variação, principalmente na Cava Norte, atribuída à ocorrência do recebimento da DAM e depois da sua correção, como discutido anteriormente. Após o aumento do pH, o sulfato tende a reduzir sua concentração.

Para o zinco, o lago Cava Norte possui mediana de 0,100 mg/L e o lago Cava Sul, de 0,030 mg/L. O zinco sofreu grande influência durante o recebimento e após a contenção da DAM na Cava Norte, conforme discussão de outros parâmetros influenciados pelo pH. A variação dos percentis na Cava Norte é alta, mas o mesmo não ocorre na Cava Sul. A partir do conjunto de dados e considerando a mediana para ambos os lagos, eles atendem à resolução CONAMA 357/05 (0,18 mg/L).

7.2.2 Análise dos resultados obtidos para os lagos Cava Norte e Sul na mina de Riacho dos Machados para série temporal

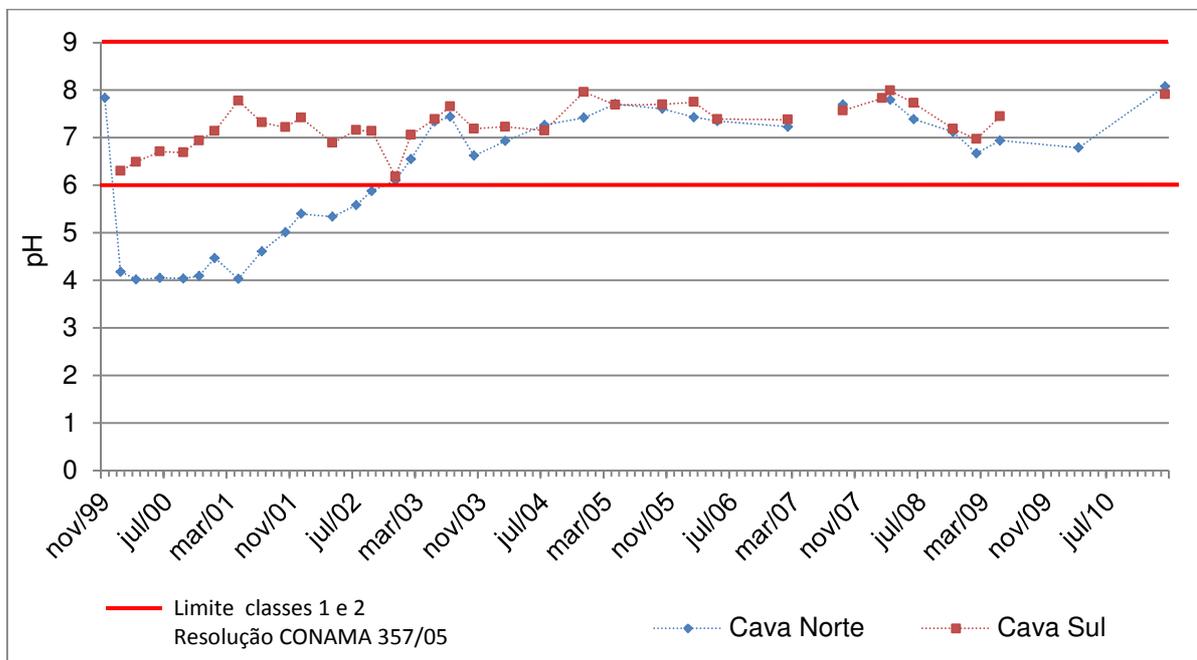
7.2.2.1 pH

Os valores de pH dos lagos Cava Norte e Cava Sul são distintos, principalmente antes da correção da drenagem ácida da mina, como pode ser observado na Figura 7.24.

A Cava Norte, após o fechamento da mina, recebia a carga da drenagem das pilhas de estéreis, e possuía reduzido pH, que influenciou a acidez do lago.

A Cava Sul não recebe influência de drenagem ácida da mina, assim, isso caracteriza uma água sem predisposição direta à acidez, dependendo, exclusivamente, da composição mineral da cava, de eventuais contribuições externas e de ações de intemperismo.

Figura 7.24 – Gráfico do pH nos lagos Cava Norte e Sul, em função do limite estabelecido pela CONAMA 357/05.



De acordo com a Figura 7.24, a primeira amostra analisada no lago Cava Norte foi pH 7,84 em novembro de 1999, sendo este valor atípico para o período. A primeira coleta depois de 1999 apresentou pH 4,18 (janeiro/2000) com oscilação entre 4,02 (março/2000) a 5,40 (dezembro/2001) antes do início das obras de drenagem ácida (a partir de junho/2002). Após setembro de 2002 (pH 5,88) pôde-se observar, com o passar do tempo, uma elevação do pH, com maior frequência em pouco acima de 7. O maior valor de pH para o lago Cava Norte na última coleta realizada foi de 8,08 (2011), sendo, portanto, necessárias novas amostras para diagnosticar o fato. Ademais, a partir de dezembro de 2002 os valores atenderam à resolução CONAMA 357/05, que estabelece que o pH esteja entre 6 e 9.

Na Cava Sul, observou-se, durante todo o monitoramento (Figura 7.24), que o lago apresentou pH 6,18 (dezembro/2002) menor, e 7,99 (março/2008), maior, atendendo à resolução CONAMA 357/05.

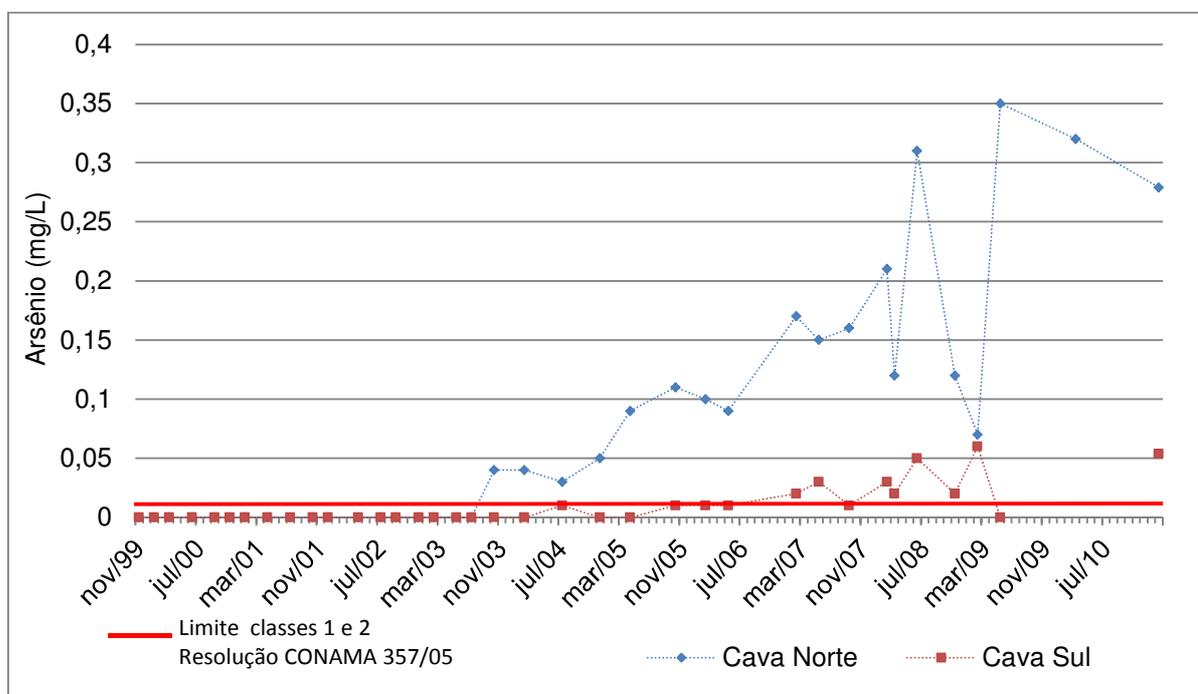
O baixo pH do lago Cava Norte foi atribuído ao recebimento da drenagem ácida da mina, pois, após a correção da DAM, o lago revelou tendência ao pH neutro, apresentando pH

próximo ao do lago Cava Sul. Embora a exploração da mina seja de arsenopirita, o fato do pH dos lagos tenderem à neutralidade se dá por meio da condição presente no lago. Como a região é rica em carbonatos, há ocorrência do tampão natural do meio, como destacado por Gammons *et al.* (2009) e Duthe *et al.* (2011). Este parâmetro será abordado estatisticamente no item 6.2.2.

7.2.2.2 Arsênio

A análise do arsênio atendeu à deliberação normativa COPAM 10/86 ($< 0,05$ mg/L) do início do monitoramento até outubro/2003; após este período o limite de detecção da análise reduziu para $< 0,01$ mg/L, que é o estabelecido pela resolução CONAMA 357/05.

Figura 7.25 – Gráfico da concentração de arsênio nos lagos Cava Norte e Sul, em função do limite estabelecido pela CONAMA 357/05.



O arsênio está presente em ambos os lagos; na Cava Norte, a concentração máxima foi de 0,35 mg/L (maio-2009) e a mínima $< 0,05$ mg/L. Conforme a Figura 7.25, nota-se que houve aumento da concentração a partir de outubro/2003 (0,04 mg/L), após a redução do limite de detecção. Cabe ressaltar que, além da própria composição da cava, esta recebia o lixiviado das pilhas de estéril, predispondo maior concentração deste elemento. Comparando-se o pH com o arsênio após as medidas de contenção da drenagem ácida, notou-se que a concentração do arsênio aumentou com a elevação do pH.

A Cava Sul possui concentração de arsênio inferior à da Cava Norte, com concentração máxima de 0,06 mg/L (fevereiro-2009) e mínima de < 0,01 mg/L, de acordo com a Figura 7.25. O pH não influenciou na concentração do arsênio, uma vez que o lago não recebeu lixiviado e não houve grandes oscilações.

O arsênio está presente nestas águas devido à composição mineral do meio explorado e do recebimento do lixiviado na Cava Norte, que tem a arsenopirita como principal mineral, que, ao entrar em contato com a água, tende a solubilizar. O arsênio não é solúvel em água, no entanto, grande parte de seus compostos são solúveis. Em lagos com elevada profundidade, o arsênio apresenta-se em maior concentração na forma As^{3+} (CETESB, 2012). De acordo com Davis *et al.* (2006), com o aumento do pH, a reação de oxidação dos sulfetos de arsênio ocorre mais rapidamente. O arsênio será discutido estatisticamente no item 6.2.2.

7.2.2.3 Cádmio

Embora o cádmio seja influenciado pelas águas ácidas, ele atendeu ao limite da resolução CONAMA 357/05 (0,001 mg/L) em grande parte do monitoramento, não sendo plotada a figura devido somente 6 amostras não apresentarem resultados iguais as demais para o lago Cava Norte.

Na Cava Norte, não atendeu nas amostras de setembro de 2000 a abril de 2001 (0,003 mg/L – pH 4,04, 0,045 mg/L – pH 4,09, 0,004 mg/L – pH 4,47 e 0,003 mg/L – pH 4,03, respectivamente), nas amostras de outubro de 2001, de dezembro de 2001 (0,004 mg/L – pH 5,01 e 0,003 mg/L – pH 5,40, respectivamente) e em uma amostra pontual de 0,002 mg/L, em fevereiro de 2003 (pH 6,55). Os resultados supracitados foram atribuídos ao baixo pH durante o período. Vale ressaltar que estas concentrações foram obtidas antes das medidas de contenção da drenagem ácida.

Para a Cava Sul, todas as amostras de cádmio atenderam à resolução CONAMA 357/05, bem como obtiveram resultado abaixo do limite de detecção do método utilizado. O cádmio será tratado estatisticamente para ambos os lagos no item 6.2.2.

7.2.2.4 Chumbo

A presença do chumbo nas águas dos lagos ocorreu esporadicamente; somente duas vezes no lago Cava Norte (0,023 mg/L – outubro/2001 e 0,029 mg/L – julho/2002) e duas vezes no

mg/L (novembro/2000), conforme a Figura 7.26. Com as medidas corretivas e com o aumento do volume do lago, a concentração de cobre no lago Cava Norte reduziu.

Para o lago Cava Sul, os resultados foram inferiores ao limite de detecção, exceto em duas amostras, tendo o maior resultado de 0,07 mg/L (julho/2004).

A partir de fevereiro de 2009, o limite de detecção reduziu-se para < 0,009 mg/L, e em 2011, para < 0,0001 mg/L. Os resultados em ambos os lagos foram abaixo do limite de detecção. Após este período, exceto em maio de 2009, ambas as amostras apresentaram resultado de 0,009 mg/L. A resolução CONAMA 357/05 não estabelece limite para o cobre total, no entanto, determina para o cobre dissolvido (0,009 mg/L).

A presença de cobre no meio foi atribuída a origem natural, como ocorrido com os metais cromo, chumbo e níquel. A redução da concentração de cobre foi dada de forma gradativa. Com o passar dos anos, o lago tende a se estabilizar nas condições físico-químicas, hidrobiológicas e hidrodinâmicas. Este parâmetro será abordado estatisticamente no item 6.2.2.

7.2.2.6 Cromo

O cromo foi analisado entre fevereiro de 2004 e fevereiro de 2007, e depois em fevereiro de 2011. As análises obtiveram valores inferiores ao limite de detecção, exceto em um ponto, apresentando 0,1 mg/L (dezembro/2004) no lago Cava Sul, em desacordo com a resolução CONAMA 357/05 (0,05 mg/L).

No lago Cava Norte não houve detecção de cromo no período analisado.

Devido ao baixo volume de dados e apenas uma amostra estar superior ao limite de detecção do método utilizado, não foi plotada a figura deste parâmetro. A detecção do cromo pode ser atribuída à ocorrência natural ou ao erro de análise, pois o valor é atípico e não foi mais detectado durante o monitoramento.

7.2.2.7 Níquel

As coletas para o níquel foram realizadas entre fevereiro de 2004 e fevereiro de 2007, e retornaram em fevereiro de 2011. Nas três primeiras coletas no lago Cava Norte houve

resultados acima da resolução CONAMA 357/05 (0,025 mg/L): 0,16 mg/L (outubro/2003), 0,05 mg/L (fevereiro/2004) e 0,04 mg/L (julho/2004), respectivamente.

No lago Cava Sul, somente a primeira amostra, 0,03 mg/L (outubro/2003), esteve em desacordo com a resolução CONAMA 357/05.

A figura do monitoramento de níquel não foi plotada, devido ao baixo volume de dados e por apresentar somente 3 amostras no lago Cava Norte e 1 amostra no lago Cava Sul, com resultados superiores ao limite de detecção.

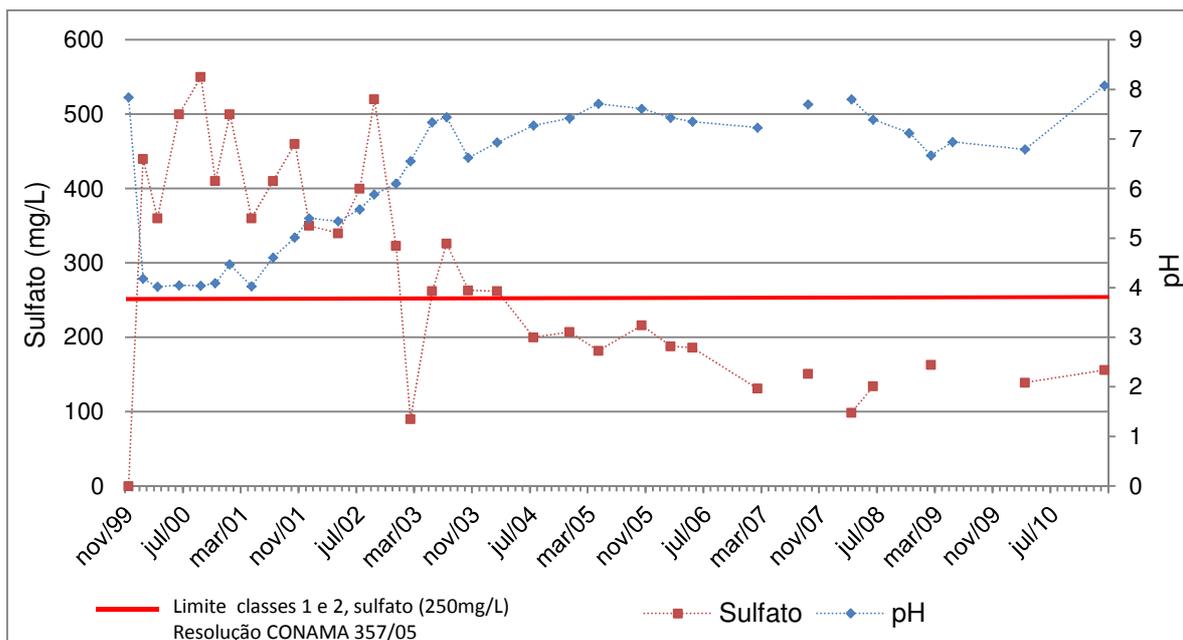
A presença deste elemento está associada a ocorrência natural.

7.2.2.8 Sulfato

O parâmetro sulfato é indicador de drenagem ácida da mina, como retratado na revisão de literatura. A elevada concentração de sulfato no meio é um forte indício de pH baixo devido às reações de oxidação. As Figuras 7.27 e 7.28, apresentam a concentração de sulfato para os lagos Cava Norte e Cava Sul correlacionada com o pH do meio ao longo do tempo.

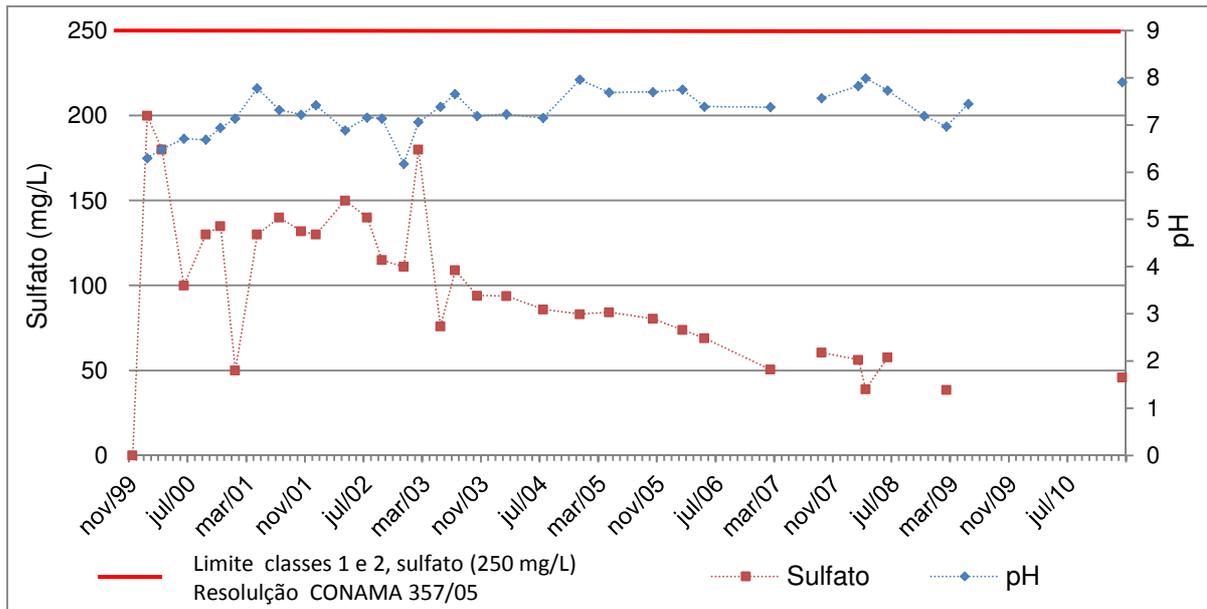
Pôde-se notar (Figura 7.27) que, na Cava Norte, houve influência da drenagem ácida da mina, uma vez que a cava recebia o lixiviado das pilhas de estéreis contendo elevada concentração de enxofre proveniente da composição mineralógica da mina.

Figura 7.27 – Gráfico da concentração de sulfato no lago Cava Norte em função do pH, com o limite estabelecido pela CONAMA 357/05 do sulfato.



O menor teor apresentado foi de 0,024 mg/L (novembro/1999, pH 7,84) na primeira amostra analisada; um valor atípico para as características do lago. Conforme a Figura 7.27, as maiores concentrações foram obtidas antes da correção da drenagem ácida da mina, e oscilaram de 340 mg/L (abril/2002, pH 5,34) a 550 mg/L (setembro/2000, pH 5,88). Embora já tenha sido iniciada a correção, foram obtidas elevadas concentrações de sulfato ao longo do tempo, com uma amostra atípica em fevereiro de 2003 (90 mg/L, pH 6,55). As concentrações de fato reduziram após fevereiro de 2004 (262 mg/L, 6,93) quando a última amostra apresentou concentração superior ao limite da resolução CONAMA 357/05 (250 mg/L). Após este período, a maior concentração apresentada foi de 207,0 mg/L (pH 7,42) e a menor de 98,7 mg/L (pH 7,80).

Figura 7.28 – Gráfico da concentração de sulfato em função do pH no lago Cava Sul, com o limite estabelecido pela CONAMA 357/05 do sulfato.



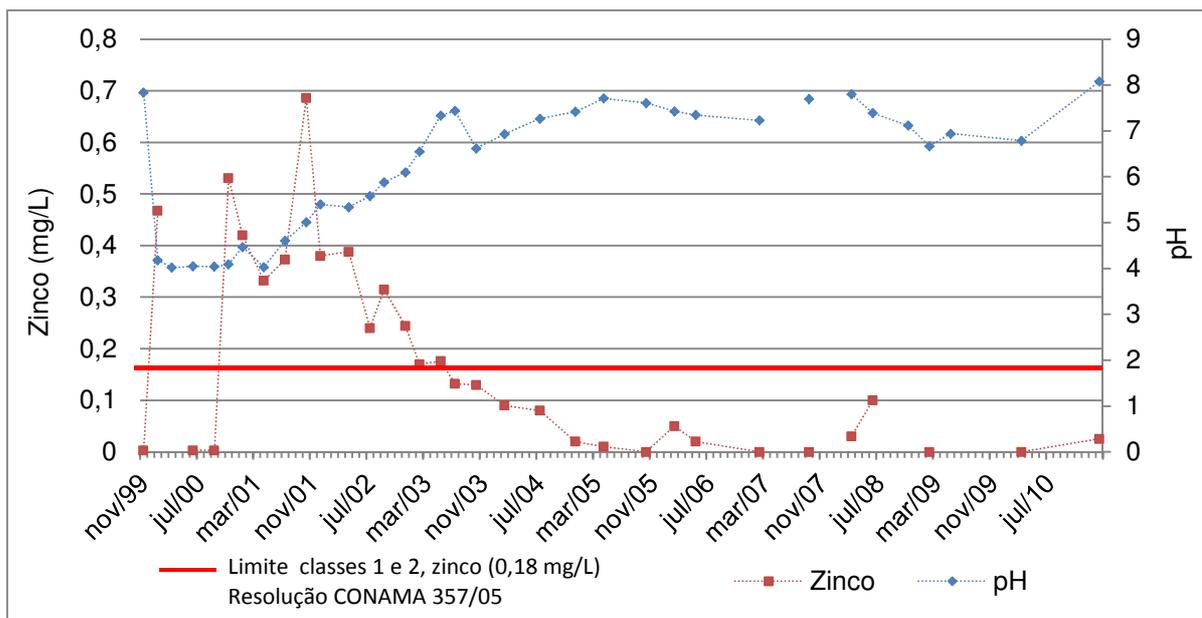
No lago Cava Sul, a menor concentração ocorreu na primeira amostra $< 0,001$ mg/L (valor atípico). A maior concentração, de 200 mg/L (pH 6,3), foi obtida em janeiro de 2000 e a menor, exceto a primeira amostra, foi de 38,6 mg/L (pH 6,97), em fevereiro de 2009, conforme a Figura 7.28. Embora todas as amostras tenham atendido à resolução CONAMA 357/05 (250 mg/L), pôde-se observar a presença de enxofre na forma de sulfato na Cava Sul, fato atribuído à composição da cava, pois o mineral extraído possuía a presença de enxofre em sua composição.

O sulfato será discutido estatisticamente para ambos os lagos no item 6.2.2.

7.2.2.9 Zinco

O limite do zinco estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 é de 0,18 mg/L para as classes 1 e 2. O zinco é influenciável pelas águas ácidas, que predispõem a solubilidade do mesmo. As Figuras 7.29 e 7.30 apresentam a concentração de zinco nos lagos Cava Norte e Cava Sul, correlacionadas com o pH do meio ao longo do tempo.

Figura 7.29 – Gráfico da concentração do zinco em função do pH no lago Cava Norte, com o limite estabelecido pela CONAMA 357/05 do zinco.

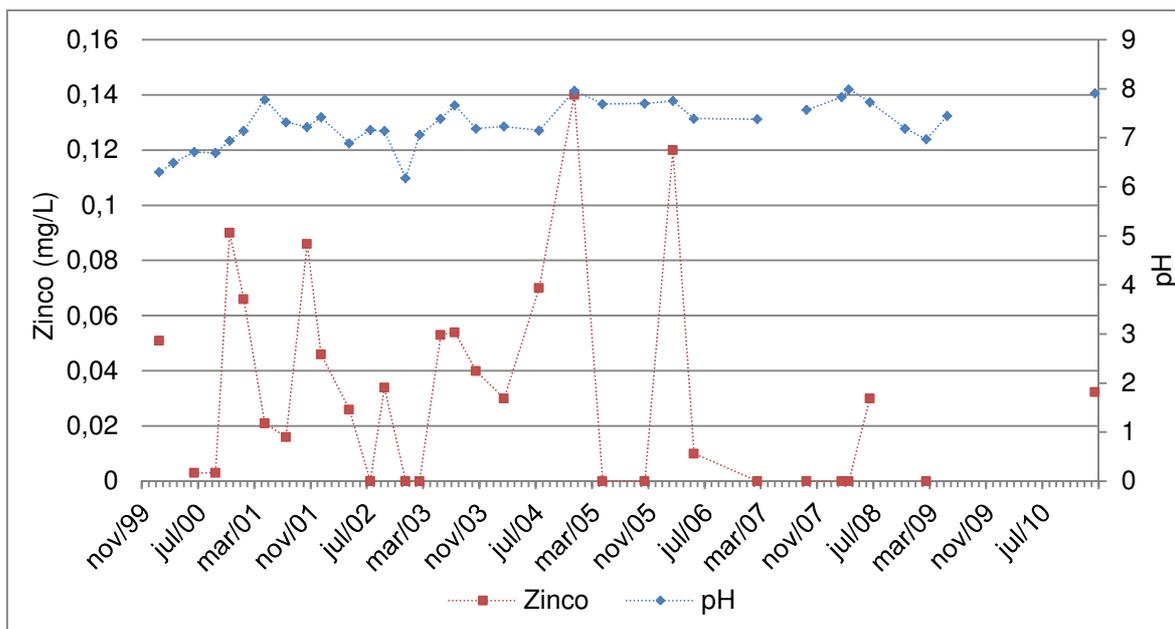


Este parâmetro oscilou, conforme a Figura 7.29, para o lago Cava Norte, possuindo as maiores concentrações antes da correção da drenagem ácida da mina. A maior concentração foi em outubro de 2001, com 0,686 mg/L (pH 5,01), e a menor, com 0,003 mg/L, em novembro/1999, em junho/2000 e em setembro/2000 (pH 7,84, 4,05 e 4,04). A partir de julho de 2003, o lago Cava Norte atendeu à resolução CONAMA 357/05.

Para o lago Cava Sul, o zinco atendeu à resolução CONAMA 357/05 para as classes 1 e 2 em todas as amostras (0,18 mg/L), conforme a Figura 7.30. As concentrações variaram de 0,140 mg/L (dezembro/2004, pH 7,96), a maior, e 0,003 mg/L, a menor; em junho e setembro de 2000, o pH foi de 6,71 e 6,69, respectivamente.

O zinco será retratado estatisticamente para as Cavas Norte e Sul no item 6.2.2.

Figura 7.30 – Gráfico da concentração do zinco em função do pH no lago Cava Sul com o limite estabelecido pela CONAMA 357/05.



7.2.3 Testes estatísticos dos lagos Cava Norte e Cava Sul, mina Riacho dos Machados

Os testes estatísticos utilizados para os lagos Cava Norte e Cava Sul foram: distribuição de frequência dos dados, a fim de identificar a normalidade dos dados e os testes a serem utilizados; e análise sazonal dos dados pelo teste de *Mann-Whitney*.

7.2.3.1 Distribuição dos dados para os lagos Cava Norte e Sul, Riacho dos Machados

A distribuição dos dados dos lagos Cava Norte e Cava Sul foi realizada pelo teste de normalidade dos dados *Shapiro Wilk W test* (Apêndice) juntamente com o histograma dos parâmetros analisados. O teste está disposto nas Figuras 7.31 e 7.32 a seguir.

Figura 7.31 – Teste de normalidade dos dados *Shapiro Wilk W* com histograma dos parâmetros analisados no lago Cava Norte, Riacho dos Machados.

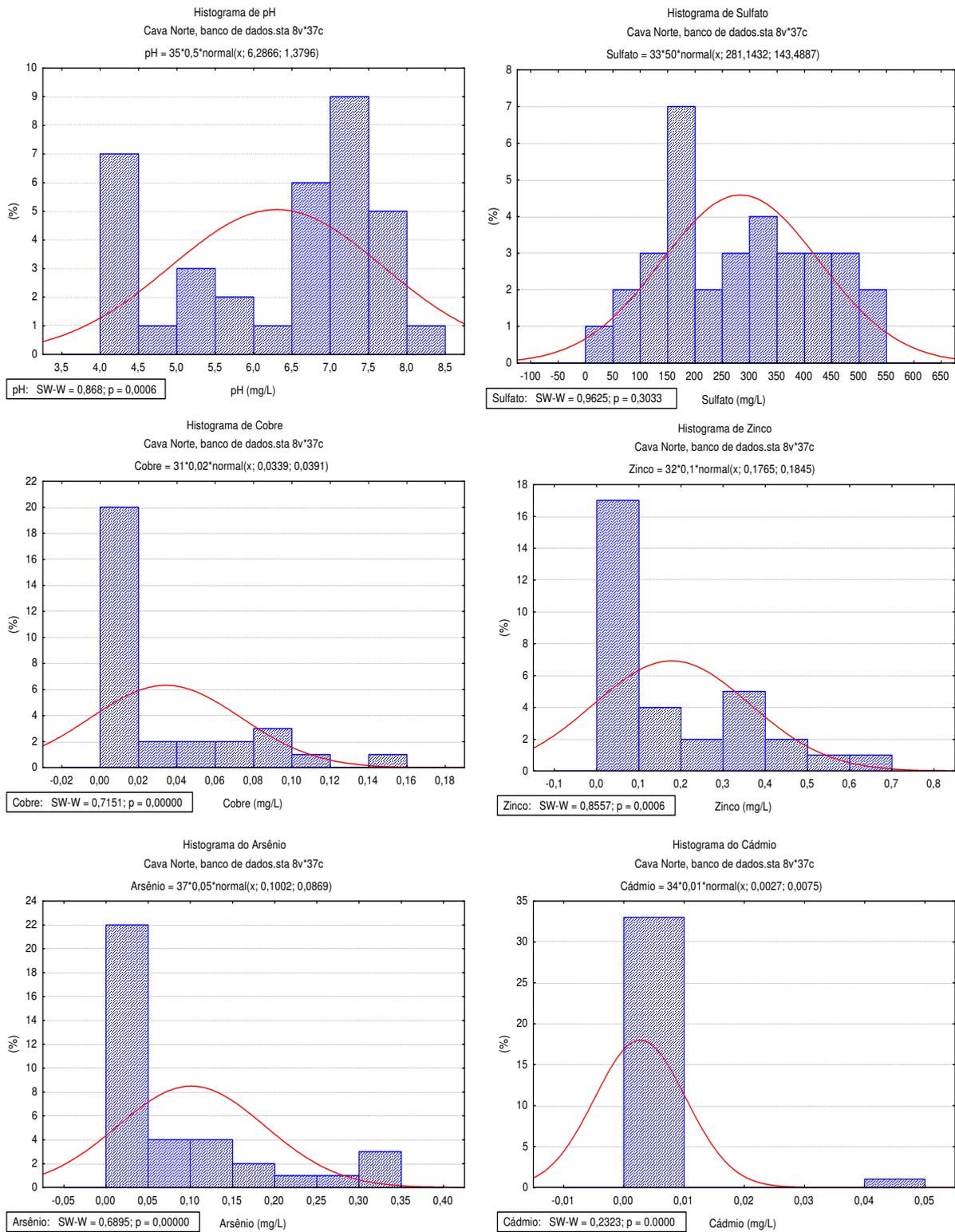
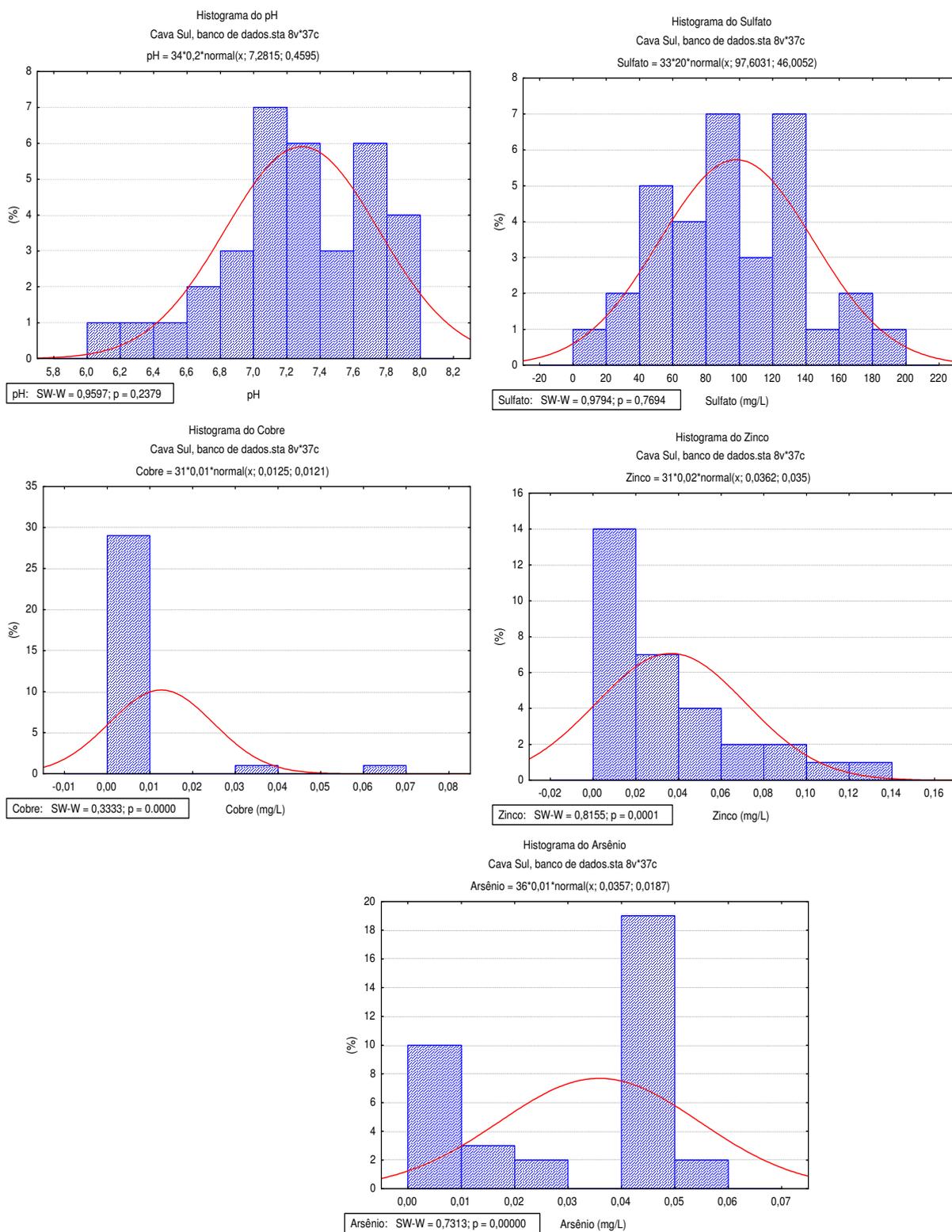


Figura 7.32 – Teste de normalidade dos dados *Shapiro Wilk W* com histograma dos parâmetros analisados no lago Cava Sul, Riacho dos Machados.



Observa-se, na Figura 7.31, que, no lago Cava Norte, somente o sulfato possui distribuição normal dos resultados, os demais possuem $p < 0,05$. A maior concentração dos resultados do sulfato ficou entre 150 a 200 mg/L. O pH possui elevada concentração de resultados entre 4 e 4,5 antes da correção da DAM, depois, pH 6,5, com maior valor entre 7,0 e 7,5. Os demais parâmetros (cobre, arsênio, zinco e cádmio) obtiveram maior volume de dados nas menores concentrações registradas.

A Figura 7.32 demonstra que, para o lago Cava Sul, o pH e o sulfato possuem normalidade na distribuição dos resultados, com o maior volume de dados do pH entre 7,0 a 7,2. e a concentração de sulfato possui maior volume de dados de 80 mg/L a 100 mg/L e de 120 a 140 mg/L. Os dados existentes para o cádmio não foram suficientes para a construção do gráfico por apresentarem sempre o mesmo valor. Para os parâmetros $p < 0,05$, o cobre e o zinco possuem maior volume de dados nas menores concentrações, embora o zinco apresente mais dados em concentrações superiores, fato este explicado anteriormente. O arsênio possui maior volume de dados na concentração de 0,04 mg/L a 0,05 mg/L, atribuído a restrição do limite estabelecido na legislação, como abordado nos itens anteriores.

7.2.3.2 Análise sazonal: teste de Mann-Whitney para os lagos Cava Norte e Sul, Riacho dos Machados

O teste não paramétrico utilizado para a avaliação sazonal dos lagos Cava Norte e Cava Sul de Riacho dos Machados (figuras 7.33 e 7.34, respectivamente) foi o U de *Mann-Whitney U*, a fim de se verificar se existe diferença significativa entre o período de seca e de chuva nos lagos. O resultado do teste foi plotado juntamente com o gráfico de *box-plot*.

Figura 7.33 – Teste não paramétrico sazonal, teste U de *Mann-Whitney* para o parâmetro em função do período, análise do lago Cava Norte.

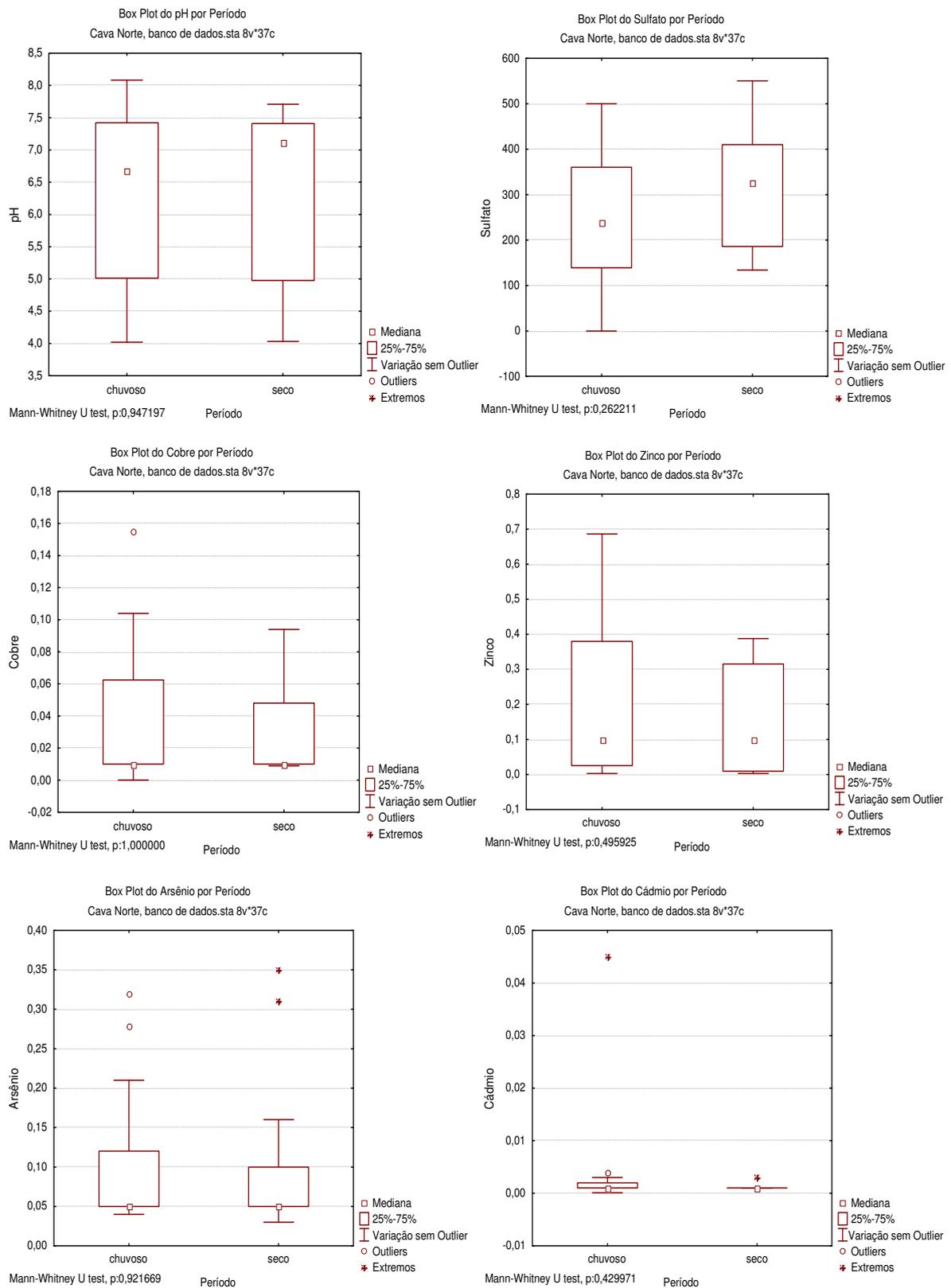
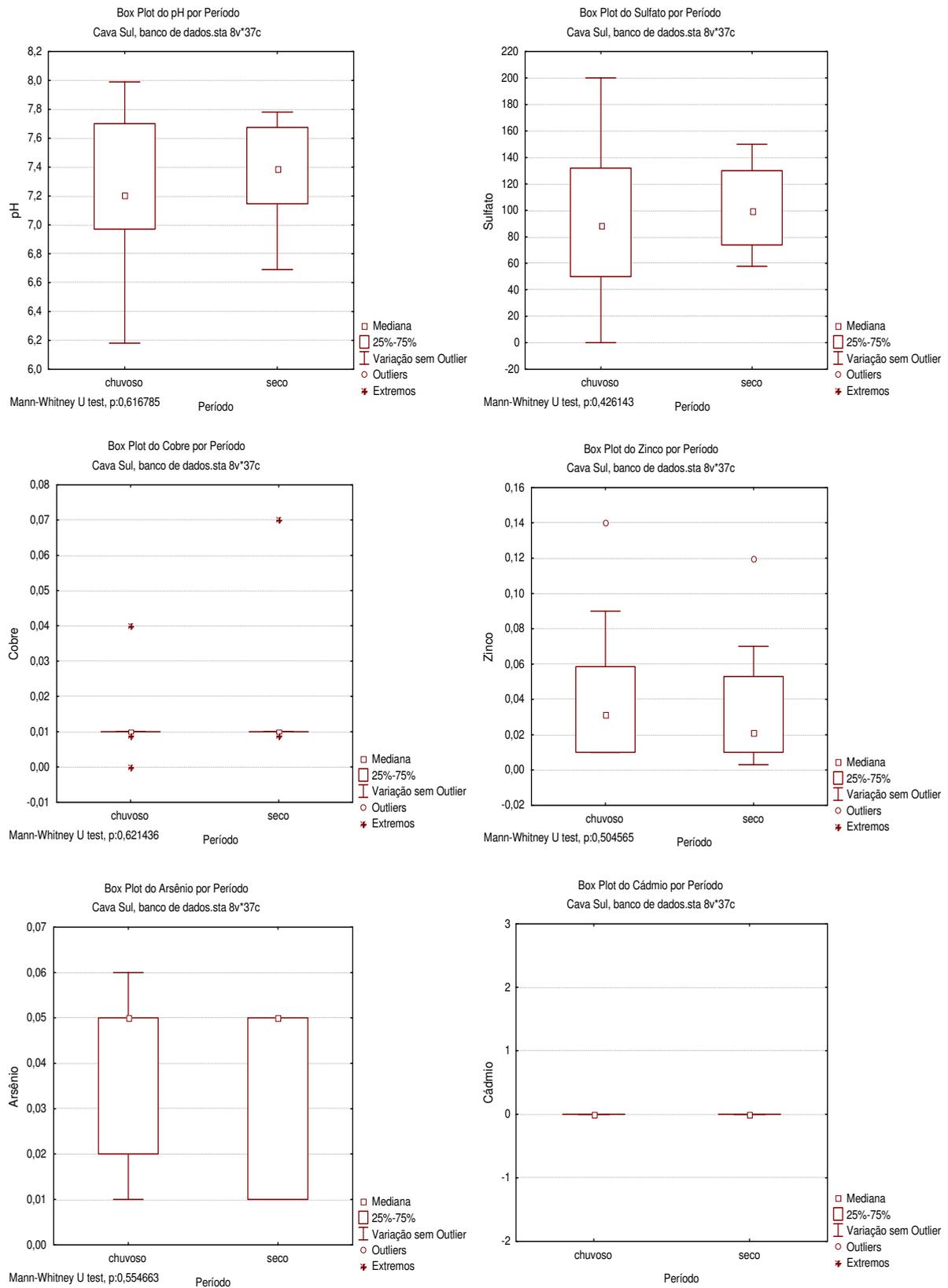


Figura 7.34 – Teste não paramétrico sazonal, teste U de *Mann-Whitney* para o parâmetro em função do período, análise do lago Cava Sul.



Após analisar os gráficos da Figura 7.33, referentes ao lago Cava Norte, observamos que todos os parâmetros analisados possuem $p > 0,05$, caracterizando que não existe diferença significativa entre as amostras nos períodos de seca e de chuva.

O pH da Cava Norte possui comportamento semelhante nesses períodos, embora a mediana seja superior no período da seca. Este fato pode ser explicado devido ao volume da drenagem recebida antes da correção. Como abordado por Gammons *et al.* (2009) a ocorrência das reações de oxidação no meio com baixa concentração de sais dissolvidos e de alcalinidade tende a reduzir o pH. Embora haja interferência da DAM, a mediana do lago Cava Norte atendeu à resolução CONAMA 357/05.

O sulfato da Figura 7.33, no período de seca, possui mediana e volume de dados com concentração superior no período chuvoso; este fato pode ser atribuído à não diluição do meio.

Os parâmetros zinco, cobre, arsênio e cádmio da Figura 7.33 possuem a mesma mediana nos períodos de chuva e de seca, porém, apresentam maior amplitude dos resultados no período chuvoso, possivelmente, em virtude do carreamento do solo e dos minerais presentes nos taludes para o lago, bem como do aumento do volume de lixiviado recebido das pilhas de estéreis neste período.

A partir da análise dos gráficos da Figura 7.34, no lago Cava Sul, nota-se que todos os parâmetros analisados possuem $p > 0,05$, portanto, não existe diferença significativa entre as amostras nos períodos de seca e de chuva.

Os parâmetros pH, sulfato, zinco e arsênio apresentaram maior alteração no período chuvoso, como observado a partir da variação sem *outlier*, embora não exista diferença significativa entre os períodos.

O cobre, na Cava Sul, apresenta a mesma mediana que a Cava Norte. A partir do gráfico, observa-se que praticamente todos os resultados da Cava Sul foram iguais; os que não obtiveram resultado 0,01 mg/L foram considerados valores extremos, conforme este método. Estes valores podem ser atribuídos a erros de análise, de coleta, de digitação ou de amostra pontual. Quanto ao cádmio, como ele apresenta os mesmos resultados em todas as amostras, o gráfico mostra somente a mediana.

Na Cava Sul, o sulfato apresenta maior concentração de resultados no período de seca; no chuvoso, tem-se uma maior variação sem *outlier*, que é atribuída à diluição do meio, bem como ao aporte da água que percorre as paredes da cava e à consequente elevação de minerais sulfetados que necessitam ser oxidados.

O pH da Cava Sul possui comportamento semelhante ao da Cava Norte; embora não possua recepção da DAM, o pH sofre influência das reações de oxidação do meio. É importante ressaltar que a região da mina de Riacho dos Machados é rica em carbonatos, que desempenha função de tampão natural para o lago.

O arsênio, na figura 7.34, apresenta a mesma mediana nos períodos estudados, com variação dos dados no período chuvoso, atribuída ao aporte de minerais presente nos taludes. O zinco apresenta maior concentração de resultados no período da seca e nota-se um ligeiro aumento na concentração do zinco no período chuvoso; mesmo com o *outlier*, o zinco atendeu à resolução CONAMA 357/05 em todas as amostras analisadas.

8 CONCLUSÕES

O lago de Águas Claras possui boa qualidade de água por atender à resolução CONAMA 357/05 e à deliberação normativa conjunta COPAM-CERH 05/08 em grande parte dos parâmetros das classes 1 e 2. O pH é levemente alcalino e possui baixos teores de minerais dissolvidos, o que, para um lago de mineração é extremamente satisfatório, principalmente devido às condições geológicas da cava e das águas de enchimento.

Durante o processo de enchimento do lago de Águas Claras, através das figuras de série temporal, observaram-se as interferências sazonais, as condições e os períodos favoráveis para a circulação vertical da massa e da estratificação do lago, obtendo circulação no inverno e estratificação no verão. O lago de Águas Claras possui Z_r 25,3% e os resultados da RTR e alterações de outros parâmetros como temperatura, oxigênio dissolvido, dentre outros, caracterizam o lago como tendo comportamento meromítico.

A partir do estudo sobre o lago de Águas Claras, observou-se que as características limnológicas do lago são boas, como baixa turbidez, elevada transparência, concentração baixa de fosfatos embora tenha ocorrência acima do limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 em algumas amostras sendo atribuído a característica do meio. O lago possui boa concentração de oxigênio dissolvido com concentração mais elevada na camada superior. No período chuvoso pôde-se notar interferências externas, como o aumento da turbidez, OD e do pH, redução da alcalinidade e dureza, dentre outros.

A partir das análises estatísticas do lago de Águas Claras, conclui-se que, no conjunto de dados da estatística descritiva, o lago atende à resolução CONAMA 357/05 para os limites classes 1 e 2, em todos os parâmetros analisados. Os valores de oxigênio dissolvido e de pH reduziram conforme aumentou a profundidade; a concentração de ferro total foi superior na camada de fundo, comportamento semelhante ao retratado na revisão de literatura.

O lago de Águas Claras não possui distribuição normal dos resultados (*Shapiro Wilk W test*, $p < 0,05$) em nenhum dos parâmetros analisados no conjunto de dados.

A partir da realização do teste *Kruskal-Wallis*, que faz a avaliação espacial do lago, observou-se que há diferença significativa ($p < 0,05$) para DBO, OD, ferro total, pH e temperatura entre

o fundo e a superfície, podendo-se constatar a interferência destes parâmetros com o aumento da profundidade.

A análise com o teste de *Mann-Whitney U*, utilizado para a avaliação sazonal do lago de Águas Claras, foi realizada separadamente para o fundo e para a superfície, nos períodos de chuva e de seca, a fim de verificar se existe diferença significativa entre estes períodos. Como resultado, observou-se que existe diferença significativa entre os períodos ($p < 0,05$) na superfície para os parâmetros alcalinidade, DBO, dureza, pH, temperatura e turbidez e, no fundo, para os parâmetros fosfato total e turbidez. Isto demonstra que o fundo não apresenta muita alteração nos parâmetros entre os períodos de chuva e de seca.

A qualidade da água do lago de Águas Claras, observada no presente trabalho, demonstra que o lago atende a diversas condições de uso, como o paisagismo; a balneabilidade; os esportes náuticos; e a água pode ser utilizada para abastecimento desde que receba tratamento prévio. Ressalva-se que é necessário o monitoramento da água e o teste de bioacumulação nos peixes de modo contínuo e que o lago e seus arredores sejam fiscalizados, a fim de evitar acidentes. O lago não possui predisposição a acidez.

A partir dos dados obtidos da mina de Riacho dos Machados, pode-se observar que os lagos formados após o término das atividades de extração em 1997 não obtiveram acompanhamento até 1999. A Vale iniciou o monitoramento dos lagos principalmente com os parâmetros dos metais. Após as medidas de correção da drenagem ácida, sobretudo após a retirada do lixiviado das pilhas de estéreis do lago Cava Norte, houve uma expressiva melhora no aumento do pH do lago Cava Norte e na redução da concentração dos parâmetros dependentes do pH, exceto do arsênio, que, com a elevação do pH, apresentou um aumento na sua concentração.

A região do Norte de Minas, onde se encontra a mina de Riacho dos Machados, é uma região cárstica, com elevadas concentrações de carbonatos. Assim, o próprio meio tende a apresentar alcalinidade elevada, como pode ser observado nos lagos formados na mina estudada.

Apesar de não se ter mostrado as coletas de todos os períodos estudados para os lagos Cava Norte e Cava Sul, pode-se concluir que os lagos atendem a maior parte dos parâmetros avaliados às classes 1 e 2 da resolução CONAMA 357/05.

No que se refere às características limnológicas e comportamento hidrodinâmico, não se pode definir as circulações dos lagos, tendo em vista a falta de dados, porém, eles possuem características de lagos meromíticos pelo fato de a profundidade relativa ser próxima de 15,9% para a Cava Norte e 10,7% para a Cava Sul. A partir dos parâmetros analisados não houve alteração visível na avaliação temporal entre o período de chuva e seca.

Através da estatística descritiva dos lagos da mina de Riacho dos Machados, observou-se que o arsênio não atendeu à resolução CONAMA 357/05 em ambos os lagos; vale salientar que ocorreu a mudança da legislação DN COPAM 10/86 para a legislação vigente, que é mais restritiva. As concentrações de cádmio, de pH e de zinco nos lagos atenderam à resolução CONAMA 357/05, porém, o limite para o cobre presente na resolução é o dissolvido e a análise realizada foi para o cobre total, portanto, ao realizar a análise, o procedimento deveria seguir a resolução CONAMA 357/05 com a finalidade de enquadramento do lago. Na Cava Norte, a concentração de sulfato não atendeu à resolução CONAMA 357/05 (250 mg/L); já a Cava Sul atendeu à resolução.

Após a realização do teste de *Shapiro Wilk W test*, a fim de verificar a distribuição normal dos resultados, observou-se que, na Cava Norte, somente o sulfato apresenta distribuição normal dos dados e, na Cava Sul, o pH e o sulfato também possuem $p > 0,05$ (distribuição normal dos dados).

Os lagos Cava Norte e Cava Sul foram submetidos ao teste de *Mann-Whitney U* a fim de verificar se existe diferença significativa ($p < 0,05$) nos períodos de seca e de chuva. Em ambos os lagos obteve-se o mesmo resultado: não existe diferença significativa no período sazonal para os parâmetros analisados.

Ademais, para os lagos da mina de Riacho dos Machados, é necessário análise de uma gama maior de parâmetros, como oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, condutividade, dureza, alcalinidade, potencial redox, turbidez, série nitrogenada, fósforo total, ferro total e *E.coli*, bem como os parâmetros já avaliados na forma dissolvida, a fim de atender à resolução CONAMA 357/05 e de auxiliar em um melhor diagnóstico de quais são os prováveis usos dos lagos além do paisagismo. A água do lago pode ser utilizada desde que tratada para o devido fim. Os lagos devem ter suas águas monitoradas continuamente e deve-se realizar testes de bioacumulação. Os lagos não possuem tendência a acidez devido às

características da região, elevada concentração de carbonatos realizando um tampão natural no meio, desde que não ocorra interferência externa.

Conclui-se que o lago de Águas Claras e os lagos da mina de Riacho dos Machados possuem características significativamente distintas nos períodos de seca e de chuva para o parâmetro pH e semelhantes para o sulfato, parâmetros comuns de análise, fato este atribuído a características do meio e da região.

Os lagos de mineração estudados possuem como principal uso a harmonia paisagística, podendo ser desfrutada pela comunidade a partir da criação de parques, mesmo as minas estejam afastadas dos centros urbanos. Embora não seja o fator preponderante para a formação destes lagos, suas águas podem ser utilizadas para consumo humano, animal e irrigação, desde de que seja tratada, vale ressaltar a necessidade de monitoramento contínuo dos lagos.

Para uma avaliação correta da qualidade da água dos lagos de mineração, faz-se necessária uma diretriz para que os parâmetros analisados dos lagos sejam determinados e comuns a todos os lagos, além das peculiaridades de cada área explorada.

9 RECOMENDAÇÕES

- Fazem-se necessários mais estudos do comportamento hidrodinâmico dos lagos de mineração, por influenciarem na qualidade da água destes lagos.
- Verifica-se a necessidade do estudo da qualidade da água dos lagos de mineração a fim de associar maiores correlações entre lagos de diferentes fontes de extração.
- Estudos aprofundados sobre a qualidade físico-química e bacteriológica da água dos lagos de mineração proporcionam melhor diagnóstico sobre o futuro uso destes lagos.
- Deve-se realizar um monitoramento dos lagos a fim de se verificar uma possível alteração em seu comportamento.

REFERÊNCIAS

ABREU, R. L. de. **Ficheiro: Minas Gerais Município de Nova Lima**. Disponível em <http://pt.wikipedia.org/wiki/Ficheiro:MinasGerais_Municip_NovaLima.svg>. Acesso em 10 mar. 2012.

AKCIL, A.; KOLDAS, S. Acid Mine Drainage (AMD): causes, treatment and case studies. **Journal of Cleaner Production**, 14, p.1139-1145, 2006, doi:10.1016/j.jclepro.2004.09.006.

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed.. Washington: APHA,1998.

AXLER, R.; YOKOM, S.; TIKKANEN, C.; MCDONALD, M.; RUNKE, H.; WILCOX, D.; CADY, B. Restoration of a mine pit lake from aquacultural nutrient enrichment. **Restoration Ecology**, vol.6, n.1, p.1-19, 2003.

BAPTISTA, **Melissa Guimarães**. **Estudo da qualidade da água, da sucessão ecológica e descrição da comunidade planctônica do lago de mineração de Águas Claras**. 2006. 90f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

BOEHER, B.; SCHULTZE, M. Stratification of lakes. **Reviews of Geophysics**, 46, p. 1-27, RG2005, P.N. 2006RG000210, 2008.

BOEHRER, B.; SCHULTZE, M. On the relevance of meromixis in mine pit lakes. In 7th International Conference on Acid Rock Drainage. Ed. R.I. Barnhisel. Lexington, KY: American Society of Mining and Reclamation. **Artigo**, p. 200-213, 2006.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria CONAMA nº 2914 de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 14 de dezembro de 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 274 de 29 de novembro de 2000. Dispõe sobre os parâmetros de qualidade da água para balneabilidade e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, Retificado em 27 de agosto de 2001.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 18 de março de 2005.

CAPANEMA, Luciana Xavier de Lemos. **Avaliação do potencial de geração de drenagem ácida de rocha de minérios de ouro**. 2002. 82f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Metalúrgica e de Minas) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.

CASTENDYK, D. N.; EARY, L. E. **Mine pit lakes: characteristics, predictive modeling and sustainability**. Littleton, Colorado, USA: SME, 2009. p. 304.

CASTENDYK, D. N.; WEBSTER-BROWN, J. G. Sensitivity analyses in pit lake prediction, Martha Mine, New Zealand 1: Relationship between turnover and input water density. **Chemical Geology**, 244, p. 42-55, 2007.

CASTRO, J.M. MOORE, J.N. Pit lakes: their characteristics and the potential for their remediation. **Environmental Geology**, 39 (11), p. 1254-1260, 2000.

CETESB, **Ficha de Informação toxicológica do Arsênio** – Divisão de toxicologia, genotoxicidade e microbiologia ambiental, São Paulo, julho 2012. Disponível em <<http://www.cetesb.sp.gov.br/tecnologia-ambiental/laboratorios/109-informacoes-toxicologicas>>. Acesso em 10 nov. 2012.

CHAVES, A. P. Aspectos do fechamento de minas no Brasil. In: VILLAS BÔAS, R. C.; BARRETO, M. L. **Cierre de Minas: experiencias en iberoamerica**. Rio de Janeiro: CYTED/IMAAC/UNIDO, 2000, p. 581. Módulo I, p. 46-58.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL; CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERHMG n.º1, de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento e estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. **Publicação: Diário do Executivo – “Minas Gerais”**, Belo Horizonte, 13 de maio de 2008.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL. Deliberação Normativa COPAM n.º 10, de 16 de dezembro de 1986. Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamento de efluentes e dá outras providências. **Publicação: Diário do Executivo – “Minas Gerais”**, Belo Horizonte, 10 de janeiro de 1987.

CURI, A.; LAGE, E. Avaliação econômica do minério remanescente nos taludes da cava final da Mina de Alegria. **Rem: R. Esc. Minas**, Ouro Preto, v. 56, n.1 p. 41-44, 2003.

DAMASCENO, E. C.; DAMASCENO, P. de T. Reutilização de cavas de minas a céu aberto desativadas em região metropolitanas: exemplos brasileiros. In: VILLAS BÔAS, R. C.; BARRETO, M. L. **Cierre de Minas: experiencias en iberoamerica**. Rio de Janeiro: CYTED/IMAAC/UNIDO, 2000, p. 581. Módulo VII, p. 512-515.

DAVIS, A.; BELLEHUMEUR, T.; HUNTER, P.; HANNA, B.; FENNEMORE, G. G.; MOOMAW, G.; SCHONEN, S. The nexus between groundwater modeling, pit lake chemogenesis and ecological risk from arsenic in the getchell man pit, Nevada, U.S.A. **Chemical Geology**, 228, p. 175-196, 2006.

DEWITZ, W. von. Gestaltung und Nutzung von Rekultivierungsseen im rheinischen Braunkohlengebiet, **Limnologie aktuell, Abgrabungsseen – Risiken und Chancen**. v.7 p.77-82, 1995.

DOUPÉ, R. G.; LYMBERY, A. J. Environmental Risks Associated with Beneficial End Uses of Mine Lakes in Southwestern Australia. **Mine Water and the Environment**, 24, P.134–138, IMWA, 2005.

DOWLING, J.; ATKIN, S.; BEALE, G.; ALEXANDER, G. Development of the Sleeper Pit Lake. **Mine Water and the Environment**, 23, p. 2–11, IMWA, 2004.

DUTHE, D.; MAHONEY, J. J.; SHCHIPANSKY, A. A.; TERRELL, C. Assessment of the Process of Pit lake formation and associated geochemistry in open Pits – Mupane gold mine, Botswana. **Mine Water – Managing the Challenges**, Aachen-Germany, p. 511-516, IMWA, 2011.

EARY, L. E. Predicting the effects of evapoconcentration on water quality in mine pit lakes. **Geochemical**, 64, p. 223-236, 1998, PII:S0375-6742(9 8)00035-1.

ESPAÑA, J. S.; 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, p. 1260-1287, 2008, doi:10.1016/j.apgeochem.2007.12.036.

EVANS L. H.; STORER T. J.; JUSSILA J.; HIGGINS L. R.; PAGANINI M.; LAURIE V. Fish and crustacean acid tolerance and restocking of the lakes. In: PHILLIPS B, EVANS L, SAPPAL K, FOX J, JOHN J, LUND MA (Eds) **Final void water quality enhancement: Stage III (Project C8031)**. Perth, Australia, 2000, p. 223-269 apud MCCULLOUGH, C.D.; LUND, M. A. Opportunities for Sustainable Mining Pit Lakes in Australia. **Mine Water and the Environment**, 25, p. 220-226, IMWA, 2006.

EXCEL. MICROSOFT OFFICE PROFESSIONAL, Microsoft Corporation, USA 2010.

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

GAMMONS, C. H.; DUAIME, T. E. Long Term Changes in the Limnology and Geochemistry of the Berkeley Pit Lake, Butte, Montana. **Mine Water and the Environment**, 25, p 76-85, IMWA, 2006.

GAMMONS, C. H.; HARRIS, L. N.; CASTRO, J. M.; COTT P. A.; HANNA, B. W. **Creating lakes from open pit mines: processes and considerations - with emphasis on northern environments**. In CANADIAN TECHNICAL REPORT OF FISHERIES AND AQUATIC SCIENCES 2826, 2009. ISSN 0706-6457.

GIRODO, A. C. Mineração. In Projeto APA Sul RMBH. **SEMAD/CPRM**. v.2, 168f., 2005.

GODWIN, A. L.; LEE, P. F.; CONLY, A. G.; GOOLD, A. R. Predicting toxicity of future combined pit lakes at the former steep rock iron Mine near Atikokan, Ontario. **Mine Water and Innovative Thinking**, Sydney, Austrália, p.343-346, IMWA, 2010.

GOOGLE EARTH 6.01. Disponível em: <<http://www.baixaki.com.br/download/google-earth-6.htm>>. Acesso em 10 out. 2011.

GRANDCHAMP, C. A. P.; BERTACHINI, A. C.; SPERLING, E. von; ALMEIDA, D. C. de. Águas Claras Mine – A successful dewatering story. **Simpósio**, IMWA, 2001.

GRANDCHAMP, César Augusto Paulino. **Estudo da recuperação do aquífero Cauê e do enchimento da cava na mina de Águas Claras, Serra do Curral, município de Nova Lima, MG**. 2003. 148f. Dissertação (Mestrado em Geologia Econômica e Aplicada) – Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.

HAUTMAN, D. P.; MUNCH, D. J. Method 300.1, **Determination of Inorganic Anions in Drinking Water by Ion Chromatography**, Revision 1.0; National Exposure Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Cincinnati, Ohio, 1997.

HINWOOD, A. L.; HEYWORTH, J.; TANNER, H.; MCCULLOUGH, C. D. **Mine Voids Management Strategy (II): Review of potential health risks associated with Collie pit lakes**. In DEPARTMENT OF WATER PROJECT REPORT MIWER/CENTRE FOR ECOSYSTEM MANAGEMENT REPORT 2010-11, Edith Cowan University, Perth, Australia. 125 f., 2010.

JOHNSON, S. L.; WRIGHT, A. H. **Mine void water resource issues in Western Australia**. In WATER AND RIVERS COMMISSION, Hydrogeological Record Series, Report n. HG 9, 93f., 2003, ISBN 1-920687-91-2.

KOSCHORRECK, M.; BOEHRER, B.; FRIESE, K.; GELLER, W.; SCHULTZE, M.; WENDT-POTTHOFF, K. Oxygen depletion induced by adding whey to an enclosure in an acidic mine pit lake. **Ecological Engineering**, 37, p. 1983-1989, 2011, doi:10.1016/j.ecoleng.2011.08.003.

KUMAR, R. N.; MCCULLOUGH, C. D.; LUND, M. A.; LARRANAGA, S. A. Evaluating the factors limiting algal biomass in acidic pit lakes of the collie lake district, Western Australia. **Mine Water – Managing the Challenges**, Aachen-Germany, p. 523-528, IMWA, 2011.

KUYUCAK, N. Acid mine drainage prevention and control options. **Mine, Water and Environment**, Sevilla-Spain, p. 599-606, IMWA, 1999.

LAPAKKO, K. **Metal Mine Rock and Waste Characterization Tools: An Overview**. In MINING, MINERALS AND SUSTAINABLE DEVELOPMENT, International Institute for Environment and Development, n. 67, 31f., 2002.

LEE, P. F.; Cook, M. van; CONLY, A. G. Predicting Discharge Water Quality from Steeprock Pit Lakes in Atikokan, Ontario, Canada. **Artigo**, IMWA, 2008.

MACHADO, F.B.; MOREIRA, C.A.; ZANARDO, A.; ANDRE, A.C.;GODOY, A.M.; FERREIRA, J. A.; GALEMBECK, T.; NARDY, A.J.R.; ARTUR, A.C.; OLIVEIRA, M.A.F.de. **Enciclopédia Multimídia de Minerais**. [on-line].ISBN: **85-89082-11-3**. Minerais – Sulfetos. Disponível em: <<http://www.rc.unesp.br/museudpm/banco/grm.html>>. Acesso em 13 out. 2012.

MCCULLOUGH, C. D.; LUND, M. A. Limiting factors for crayfish and finfish in acidic coal pit lakes. **Mine Water – Managing the Challenges**, Aachen-Germany, p. 35-40, IMWA, 2011.

MCCULLOUGH, C. D.; ETTEN, E. J. B. van. Ecological Restoration of Novel Lake Districts: New Approaches for New Landscapes. **Mine Water Environment**, 30, p. 312–319, 2011.

MCCULLOUGH, C. D.; STEENBERGEN, J.; BEEST, C. te; LUND, M. A. More than water quality: environmental limitations to a fishery in acid pit lakes of Collie, South-West Australia. In: INTERNATIONAL MINE WATER CONFERENCE, 2009, Pretoria – South Africa. **Artical**, IMWA, 2009. P. 507-511, ISBN 978-0-9802623-5-3.

MCCULLOUGH, C.D.; LUND, M. A. Opportunities for Sustainable Mining Pit Lakes in Australia. **Mine Water and the Environment**, 25, p. 220-226, IMWA, 2006.

MDGO, SERVIÇOS DE HIDROLOGIA LTDA. Estudos hidrogeológicos para reabertura da mina Riacho dos Machados. **Relatório Interno Carpathian Riacho dos Machados**, vol. 1, 2010.

MINAS GERAIS. SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL [SEMAD]; Superintendência Regional de Regularização Ambiental [SUPRAM]. NM nº 1253/2010, MARÇO/2011 a. Carpathian Gold Inc. Caracterização do Solo, Águas Subterrâneas e Superficiais na Mineração Riacho dos Machados (Riacho dos Machados/MG). SUPRAM NORTE, Montes Claros/MG.

MINAS GERAIS. SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL [SEMAD]; Superintendência Regional de Regularização Ambiental [SUPRAM]. NM nº 1253/2010, MARÇO/2011 b. Carpathian Gold Inc. Relatório de Atendimento às Informações Complementares da Mineração Riacho dos Machados (Riacho dos Machados/MG). SUPRAM NORTE, Montes Claros/MG.

MINAS GERAIS. SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL [SEMAD]; Superintendência Regional de Regularização Ambiental [SUPRAM]. NM nº 1253/2010, MARÇO/2011 c. Carpathian Gold Inc. Relatório de informações Complementares na Mineração Riacho dos Machados (Riacho dos Machados/MG). SUPRAM NORTE, Montes Claros/MG.

NEUMANN, D.; RUTSCHKE, J.; SEIDENBERG-BUSSE, C.; PETERMEIER, A.; STAAS, S.; MOLLS, F. Die ökologische Bewertung von Baggerseen mit Anbindung an einen Fluß – dargestellt an Beispielen vom Niederrhein. **Limnologie aktuell, Abgrabungsseen – Risiken und Chancen**, v.7 p.99-109, 1995.

NEVES, C. A. R.; SILVA, L. R. da. **Universo da Mineração Brasileira**. DEPARTAMENTO NACIONAL de PRODUÇÃO MINERAL – DNPM. Brasília-DF: Ministério de Minas e Energia, 2007. Disponível em: <http://www.dnpm.gov.br/mostra_arquivo.asp?IDBancoArquivoArquivo=2102>. Acesso em: 17 nov. 2011.

NIXDORF, B.; RÜCKER, J.; KÖCHER, B.; DENEKE, R. Erste Ergebnisse zur Limnologie von Tagebau-restseen in Brandenburg unter besonderer Berücksichtigung der Besiedlung im Pelagial, **Limnologie aktuell, Abgrabungsseen – Risiken und Chancen**. v.7 p.40-52, 1995.

OLIVEIRA, S. C. Notas de aula: Tratamento estatístico de dados ambientais ESA 944 Parte 2. In: Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte/MG. **Apostila**. 76f., 2012.

PETERKA, J. & KUBEČKA, J. Fish in the pit lakes – towards a functional ecosystem. **Mine Water – Managing the Challenges**, Aachen-Germany, p. 537-538, IMWA, 2011.

PIETSCH, W. Makrophyten als Zeiger für die Alterung von Abgrabungsseen des Lausitzer Braunkohlen-Revieres in Abhängigkeit vom Chemismus des Wasserkörpers und der Sedimentbeschaffenheit, **Limnologie aktuell, Abgrabungsseen – Risiken und Chancen**, v.7 p.53-65, 1995.

PILBARA IRON ORE ENVIRONMENTAL COMMITTEE. **Mining below the water table in the Pilbara**. In: Pilbara Iron Ore Environmental Committee (PIEC), Perth, Australia, 1999, p. 46 apud MCCULLOUGH, C.D.; LUND, M. A. Opportunities for Sustainable Mining Pit Lakes in Australia. **Mine Water and the Environment**, 25, p. 220-226, IMWA, 2006.

PREFEITURA DE NOVA LIMA. **Dados e números**. Disponível em <<http://www.novalima.mg.gov.br/cidade/dados-e-numeros>>. Acesso em 19 jan. 2013.

PUST, C.; SCHÜPPEL, B.; MERKEL, B.; SCHIPEK, M.; LILJA, G.; RABE, W.; SCHOLZ, G. Advanced Mobile in lake technology (a Mit) – an efficient Process for neutralisation of acid Open Pit Lakes. **Mine Water and Innovative Thinking**, Sydney-NS, p. 175-178, IMWA, 2010.

REIS, B. J.; BATISTA, G. T.; TARGA, M. S. dos.; CATELANI, C. S. de. Influência das cavas de extração de areia no balanço hídrico do vale do Paraíba do Sul. **Rem: R. Esc. Minas**, Ouro Preto, vol.59, n.4, p. 391-396, 2006.

ROBERTS, S.; VEIGA, M.; PEITER, C.; SIROTTHAU, G.; BARRETO, M. L.; EZEQUIEL, G. Preenchendo o vazio: a mudança da fisionomia da reabilitação de áreas mineradas nas Américas. In: VILLAS BÔAS, R. C.; BARRETO, M. L. **Cierre de Minas: experiencias en iberoamerica**. Rio de Janeiro: CYTED/IMAAC/UNIDO, 2000, p. 581. Módulo I, p. 11-45.

RODRIGUES, W. C. Estatística Ambiental. In. Programa de Pós-Graduação Lato Sensu, Planejamento e Gestão Ambiental. Universidade Severino Sombra, Vassouras/RJ. **Apostila**. 3ªEd. Revisada e Ampliada. 54f., 2006.

RODRIGUES-FILHO, S., ZIMBRES, E.; SILVA M. M.; ROCHA, A.; MITRE J.F.; BOÂS, R. C. A dinâmica geoquímica como referência para o fechamento de minas. In: VILLAS BÔAS, R. C.; BARRETO, M. L. **Cierre de Minas: experiencias en iberoamerica**. Rio de Janeiro: CYTED/IMAAC/UNIDO, 2000, p. 581. Módulo I, p. 73-86.

SCHULTZE, M.; POKRANDT, K.; SCHOLZ, E.; JOLAS, P. Use of mine water for filling and remediation of pit lakes. **Mine Water – Managing the Challenges**, Aachen-Germany, p. 545-550, IMWA, 2011.

SHEVENELL, L.; CONNORS, K.A.; HENRY, C.D.; Controls on pit lake water quality at sixteen open-pit mines in Nevada. **Applied Geochemistry**, 14, p. 669-687, 1999. PII: S0883-2927(98)00091-2.

SILVAS, F. P. C.; BUZZI, D. C.; BERNARDES, A. M.; ESPINOA, D. C. R.; TENÓRIO, J. A. S. Caracterização e neutralização de drenagens ácidas de minas provenientes da mineração de carvão em Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 20, p. 23-32, junho.2011. ISSN Imp. 1808-4524.

SOUZA, Marcelo Bernardes de. **Modelagem e simulação da drenagem ácida de mina em colunas**. 2010. 79f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Metalúrgica e de Minas) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

SPERLING, E. von. Limnologia Aplicada. In: Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte/MG. **Apostila**. 103f., 2011.

- SPERLING, E. von. Relatório sobre a qualidade da água durante o processo de enchimento da cava da Mina de Águas Claras. **Relatório Interno MBR**, 2007.
- SPERLING, E. von; 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. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 3, p. 250-259, 2004.
- SPERLING, M. von. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, volume 1; 3. ed.; Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; 2005, 452 p.
- STAAS, S. Der Vergleich des Jungfischauftommens im Rheinstrom und seinen angebundenen Baggerseen in der niederrheinischen Auenlandschaft. **Limnologie aktuell, Abgrabungsseen – Risiken und Chancen**, v.7, p.111-120, 1995.
- STATISTICA 8. STATSOFT, Inc., Tulsa, USA, 2007.
- TWIDWELL, L. G.; GAMMONS, C. H.; YOUNG, C. A.; BERG, R. B. Summary of Deepwater Sediment/Pore Water Characterization for the Metal-laden Berkeley Pit Lake in Butte, Montana. **Mine Water and the Environment**, 25, p 86-92, IMWA, 2006.
- VILLAIN, L.; SUNDSTRÖM, N.; PERTTU, N.; ALAKANGAS, L.; ÖHLANDER, B. Geophysical investigations to identify groundwater pathways at a small open-pit copper mine reclaimed by backfilling and sealing. **Mine Water – Managing the Challenges**, Aachen-Germany, p. 71-76, IMWA, 2011.
- VRZAL, D.; PŘIKRYL, I.; TRUSZYK, A.; FAFÍLKOVÁ, V. Complicated water quality and stratification at the post-mining pit lake Medard near Sokolov, Czech Republic. **Mine Water – Managing the Challenges**, Aachen-Germany, p. 551-556, IMWA, 2011.
- WENDT-POTTHOFF, K.; KOSCHORRECK, M.; ERCILLA, M. D.; ESPAÑA, J. S. Microbial activity and biogeochemical cycling in a nutrient rich meromictic acid pit lake. **Limnologica**, 14f., 2011, doi: 10.1016/j.limno.2011.10.004,.
- WESTCOTT, F; WATSON, L. **End Pit Lakes Technical Guidance Document**. The Cumulative Environmental Management Association End Pit Lakes – Clearwater Environmental Consultants, 2007. 72f. Project 2005-61, errata and clarifications, 2009.
- ZHAO, L. Y. L.; MCCULLOUGH, C. D.; LUND, M. A. **Mine Voids Management Strategy (I): Pit Lake Resources of the Collie Basin**. In MINE WATER AND ENVIRONMENT RESEARCH/CENTRE FOR ECOSYSTEM MANAGEMEN. Report No. 2009-10. Edith Cowan University, Perth-Australia, 227f., 2009.

APÊNDICE

Gráficos do teste de normalidade dos dados dos parâmetros estudados

Figura A 1 – Teste de normalidade dos dados do lago de Águas Claras.

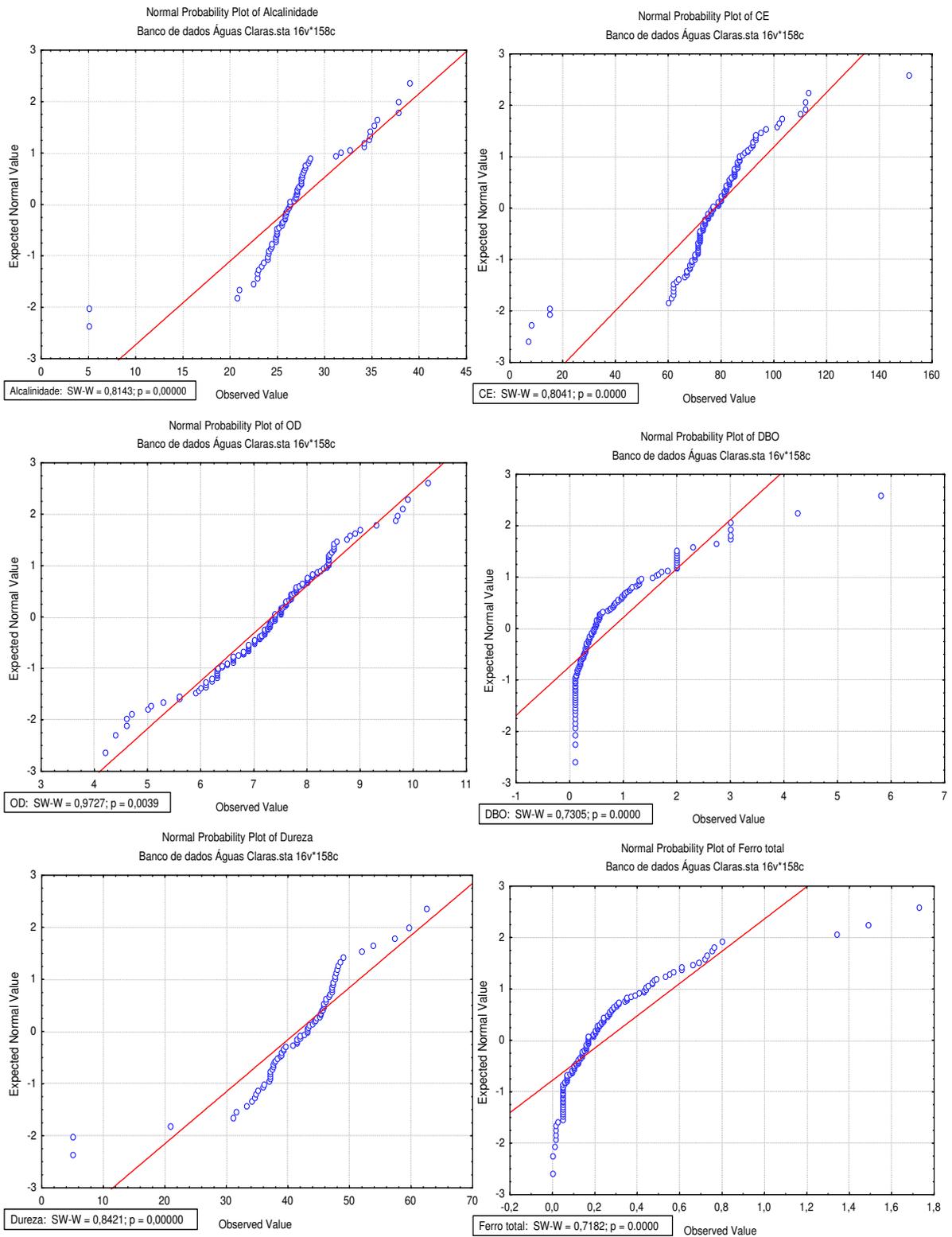


Figura A 2 – Teste de normalidade dos dados do lago de Águas Claras.

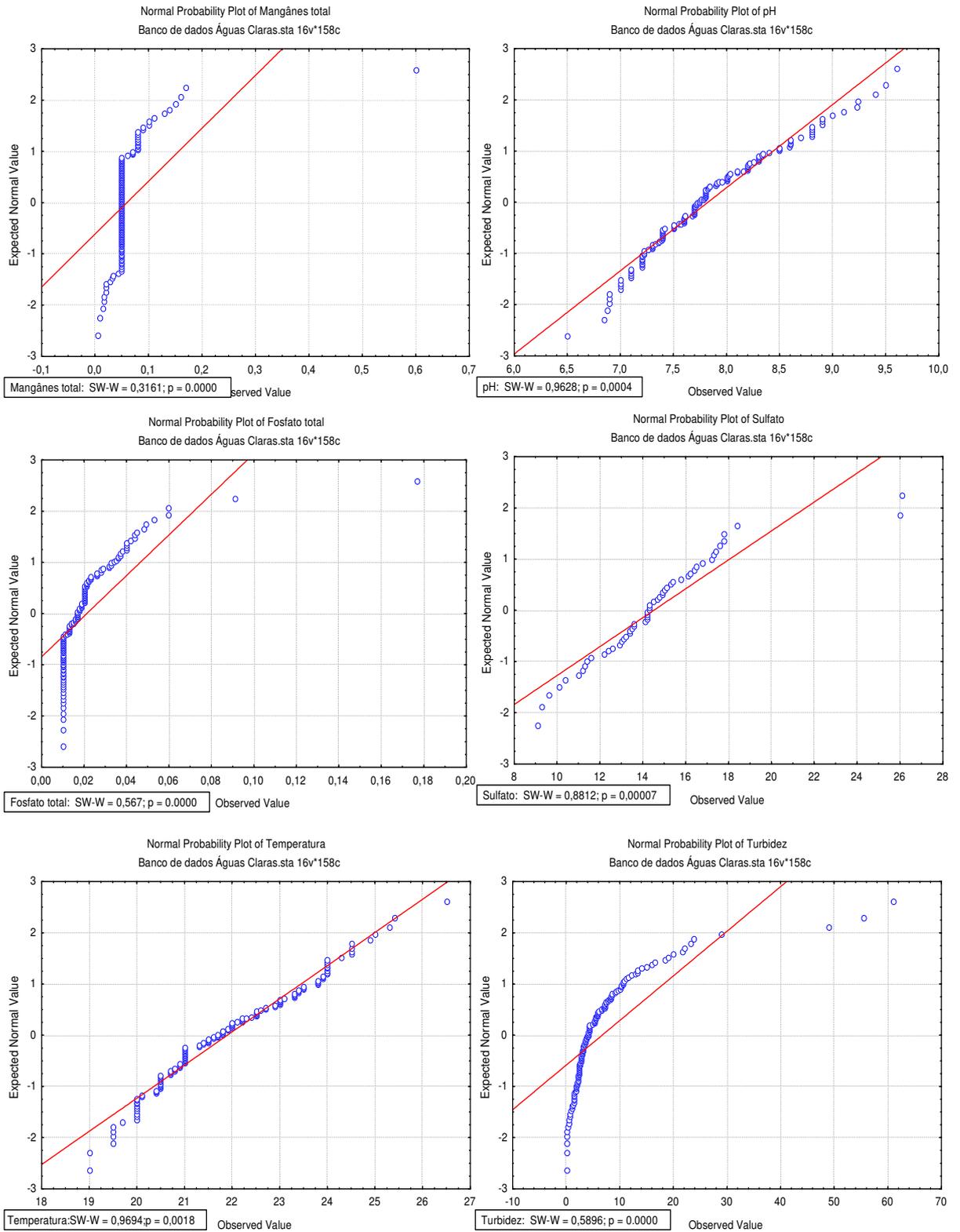


Figura A 3 – Teste de normalidade dos dados do lago Cava Norte.

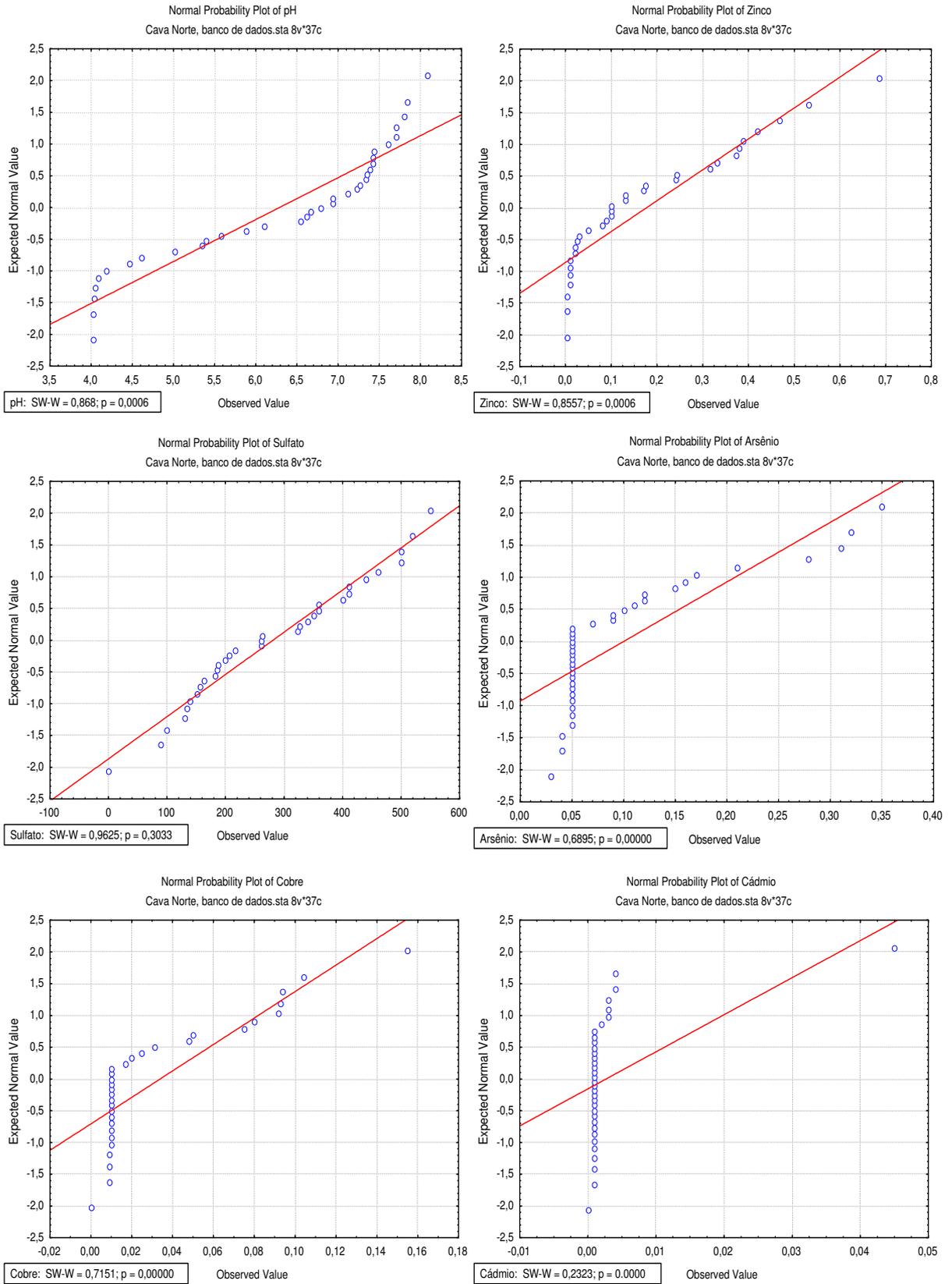


Figura A 4 – Teste de normalidade dos dados do lago Cava Sul.

