



UNIVERSIDADE FEDERAL  
DE OURO PRETO

# MESTRADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

**Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental**

---

---

**DISSERTAÇÃO**

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA E OCORRÊNCIA  
DE CIANOBACTÉRIAS DO RIBEIRÃO DO FUNIL, OURO  
PRETO-MG**

**Autor: Diego Vaz da Costa Borges**

**OURO PRETO, MG  
2009**

---

---

# **Livros Grátis**

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.



Universidade Federal de Ouro Preto  
Programa de Pós-Graduação Engenharia Ambiental  
Mestrado em Engenharia Ambiental

**DIEGO VAZ DA COSTA BORGES**

**“AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA E OCORRÊNCIA DE  
CIANOBACTÉRIAS DO RIBEIRÃO DO FUNIL, OURO PRETO –  
MG”**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título: “Mestre em Engenharia Ambiental – Área de Concentração: Saneamento Ambiental”

Orientador (a): Profa .Dra. Maria Célia Lanna

Ouro Preto, MG

2008

**B732a      Borges, Diego Vaz da Costa.**

Avaliação da qualidade da água e ocorrência da cianobactérias no Ribeirão do funil, Ouro Preto, MG [manuscrito] / Diego Vaz da Costa Borges - 2009.  
xvi. 138 f. : il., graf., tabs., mapas.

Orientadora: Profa. Dra. Maria Célia da Silva Lanna.  
Co-orientadora: Profa. Dra. Rosane Maria de Aguiar Euclides.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Ouro Preto.  
Instituto de Ciências Exatas e Biológicas. Mestrado em Engenharia Ambiental.

Área de concentração: Saneamento ambiental.

1. Cianobactéria - Teses. 2. Água - Qualidade - Ouro Preto (MG) - Teses.  
I. Universidade Federal de Ouro Preto. II. Título.  
CDU: 628.16(815.1)

Catálogo: [sisbin@sisbin.ufop.br](mailto:sisbin@sisbin.ufop.br)



**UFOP**  
Universidade Federal  
de Ouro Preto

Ministério da Educação  
Universidade Federal de Ouro Preto  
Programa de Mestrado em Engenharia Ambiental  
ICEB - Campus - Morro do Cruzeiro  
Ouro Preto - MG - CEP 35.400-000  
Fone: (031)3559-1725  
E-mail: [proagua@iceb.ufop.br](mailto:proagua@iceb.ufop.br)

*“Avaliação da Qualidade da Água e Ocorrência de Cianobactérias no  
Ribeirão do Funil, Ouro Preto, MG”*

*Autor: Diego Vaz da Costa Borges*

Dissertação defendida e aprovada, em 16 de março de 2009, pela banca examinadora  
constituída pelos professores:

Professora Dr<sup>a</sup>. Maria Célia da Silva Lanna - Orientadora  
Universidade Federal de Ouro Preto

Professora Dr<sup>a</sup>. Rosane Maria de Aguiar Euclides - Co-orientadora  
Universidade Federal de Viçosa

Professor Dr. Antônio Teixeira de Matos  
Universidade Federal de Viçosa

Professora Dr<sup>a</sup>. Silvana Queiroz Silva  
Universidade Federal de Ouro Preto

**Dedico este trabalho à minha família, especialmente ao meu pai e mãe, pela paciência, força e pelo amor incondicional, que foram de grande ajuda para mim; a minha namorada Renata Coelho Carvalho, pelo suporte emocional, carinho e incentivo durante todo esse período.**

## AGRADECIMENTOS

A Deus, digno de todo louvor e glória, razão de nossa existência e que nos deu o dom de pensar, entender, descobrir e questionar.

Aos meus pais, senhores Paulo Roberto Borges e Beatriz Vaz da Costa, verdadeiros vencedores, e que sempre me apoiaram e acreditaram, não deixando que eu desistisse mesmo diante das adversidades que surgiram (força fora do normal). Todo meu amor e reconhecimento. Agradeço também ao meu irmão Delano Vaz Borges pelo apoio e a grande ajuda prestada, principalmente na reta final do trabalho. A todos os meus familiares pela torcida e apoio.

Agradeço a Universidade Federal de Ouro Preto, através do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental (Recursos Hídricos), em especial ao professor e coordenador do Programa de Pós-graduação Cornélio de Freitas, pela oportunidade de realizar o presente trabalho, pela estrutura e facilidades oferecidas na execução da pesquisa. Gostaria de agradecer também ao CNPQ pelo apoio financeiro concedido durante o curso.

Agradeço também as minhas orientadoras, professora Maria Célia Lanna e professora Rosane Maria de Aguiar Euclides, pela orientação, incentivo, críticas, sugestões e a sinceridade demonstrada durante a condução do trabalho. Meu profundo respeito, admiração e agradecimento pelo conhecimento adquirido e aprendizagem ao longo da realização deste trabalho. Muito obrigado do fundo do meu coração.

Agradeço também a minha namorada Renata Coelho Carvalho, meu grande amor, na qual foi minha companheira durante este período e uma das pessoas que sempre me incentivaram e que me deram força pra sempre seguir adiante.

Ao Luís e a Marli, técnicos do laboratório de Microbiologia, pela grande ajuda e contribuição prestada para o presente trabalho. Ao mestrando Ivan César pela colaboração na realização dos testes microbiológicos.

Ao Rogério Gomide e João Bosco (técnicos da UCP/UFV), exemplos de profissionalismo e dedicação, pela grande disponibilidade em ajudar e pela amizade feita durante estes anos, meus sinceros agradecimentos.

Ao setor de transportes da UFOP.

Aos amigos do laboratório de Ficologia (DBV/UFV), pela amizade e aprendizagem durante este tempo, em especial a Adriana Magalhães, Rosiane, Maione, Claudinéia, Ludmila, Simone, Cláudio, Dudu, Michele, Patrícia, Alberto, Renan e Eliane pelos momentos de descontração e de brincadeiras.

Aos amigos que me auxiliaram nas coletas em campo, José Francisco, Leonardo Carvalho, Leonardo Caldas, João Lanna, Heverson Fuscaldi e Vítor. Ao Marco Aurélio pela ajuda no georeferenciamento do local. Pessoal muito obrigado.

Gostaria de agradecer a Flávia pelo auxílio no registro fotográfico das espécies no laboratório de Anatomia Vegetal (DBV/UFV) e ao desenhista Reinaldo pelas ilustrações do material e pela paciência.

Ao professor Antônio Teixeira de Matos (DEA/UFV) pelas análises físico-químicas e pela grande contribuição dada ao presente trabalho.

Ao professor Paulo Cecon (DEI/UFV) pela orientação quanto às análises estatísticas.

A Secretária Municipal de Meio ambiente de Ouro Preto na pessoa do Diretor Ronald Carvalho e a Secretária Municipal de Água e Esgoto na pessoa de Emerson Schineder, pelo apoio prestado ao trabalho durante a sua realização, desde a elaboração do projeto.

Aos colegas de Pós-graduação.

Aos amigos de Ouro Preto e principalmente de Viçosa, no qual convivi nestes últimos anos, em especial ao André, Rodrigo, Fernando, Osiel, Mendel, Germano e demais amigos feitos durante este período.

Às demais pessoas que, direta ou indiretamente contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho, o meu agradecimento.



# SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS .....</b>	<b>vii</b>
<b>LISTA DE TABELAS .....</b>	<b>ix</b>
<b>LISTA DE EQUAÇÕES .....</b>	<b>x</b>
<b>LISTA DE ABREVIATURA .....</b>	<b>xi</b>
<b>LISTA DE SÍMBOLOS .....</b>	<b>xii</b>
<b>RESUMO .....</b>	<b>xiii</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>xv</b>
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>1.1 OBJETIVOS .....</b>	<b>4</b>
<b>1.1.1 Objetivos Gerais .....</b>	<b>4</b>
<b>1.1.2 Objetivos Específicos .....</b>	<b>4</b>
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>5</b>
<b>2.1 Recursos Hídricos: Aspectos Gerais .....</b>	<b>5</b>
<b>2.2 Qualidade da Água .....</b>	<b>7</b>
<b>2.3 Ambientes Lóticos: Rios e Águas Correntes .....</b>	<b>10</b>
<b>2.4 Eutrofização .....</b>	<b>12</b>
<b>2.5 Cianobactérias .....</b>	<b>14</b>
<b>2.5.1 Características Gerais .....</b>	<b>14</b>
<b>2.5.2 Florações de Cianobactérias .....</b>	<b>17</b>
<b>2.5.3 Cianotoxinas .....</b>	<b>19</b>
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>23</b>
<b>3.1 Área de Estudo .....</b>	<b>23</b>
<b>3.1.1 Descrição do Pontos de Coletas .....</b>	<b>25</b>
<b>3.2 Amostragem .....</b>	<b>26</b>
<b>3.3 Variáveis Climatológicas .....</b>	<b>29</b>
<b>3.3.1 Pluviosidade .....</b>	<b>29</b>
<b>3.4 Variáveis Limnológicas .....</b>	<b>30</b>
<b>3.4.1 Condutividade Elétrica, pH e Temperatura .....</b>	<b>30</b>
<b>3.4.2 Turbidez .....</b>	<b>30</b>
<b>3.4.3 Sólidos Totais .....</b>	<b>30</b>

3.4.4 Oxigênio Dissolvido .....	31
3.4.5 Demanda Bioquímica de Oxigênio .....	31
3.4.6 Nitrogênio Total, Nitrato e Amônio .....	31
3.4.7 Fósforo Total e Ortofosfato .....	31
3.4.8 Coliformes Totais e Fecais .....	32
3.4.9 Clorofila- <i>a</i> .....	32
3.4.10 Densidade de Cianobactérias .....	33
3.5 Índice de Qualidade da Água .....	33
3.5.1 Cálculo do $q_s$ dos parâmetros .....	35
3.5.1.1 Oxigênio Dissolvido (OD) .....	35
3.5.1.2 Coliformes Termotolerantes (CF) .....	37
3.5.1.3 Potencial Hidrogeiônico (pH) .....	37
3.5.1.4 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) .....	38
3.5.1.5 Nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) .....	39
3.5.1.6 Fosfato ( $\text{PO}_4^-$ ) .....	40
3.5.1.7 Variação de Temperatura ( $\Delta t$ ) .....	40
3.5.1.8 Turbidez (Tu) .....	41
3.5.1.9 Sólidos Totais (ST) .....	41
3.6 Análise Qualitativa da Comunidade de Cianobactérias .....	42
3.6.1 Amostragens .....	42
3.6.2 Isolamento e Obtenção de Culturas Monoespecíficas .....	42
3.6.3 Manutenção de Culturas .....	43
3.6.4 Identificação Taxonômica .....	43
3.6.5 Registro Fotográfico e Ilustrações .....	44
3.6.6 Detecção de Microcistina .....	44
3.7 Análises Estatísticas .....	45
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	46
4.1 Variáveis Climatológicas .....	46
4.1.1 Pluviosidade .....	46
4.2 Variáveis Limnológicas .....	47
4.2.1 Condutividade Elétrica, pH e Temperatura .....	47
4.2.2 Turbidez .....	51
4.2.3 Sólidos Totais .....	52
4.2.4 Oxigênio Dissolvido .....	53

<b>4.2.5 Demanda Bioquímica de Oxigênio .....</b>	<b>55</b>
<b>4.2.6 Nitrogênio Total, Nitrato e Amônio .....</b>	<b>56</b>
<b>4.2.7 Fósforo Total e Ortofosfato .....</b>	<b>59</b>
<b>4.2.8 Coliformes Totais e Termotolerantes (fecais) .....</b>	<b>62</b>
<b>4.2.9 Clorofila-<i>a</i> .....</b>	<b>64</b>
<b>4.2.10 Densidade de Cianobactérias .....</b>	<b>65</b>
<b>4.2.11 Avaliação da Qualidade da Água (Resolução CONAMA 357/05) .....</b>	<b>67</b>
<b>4.3 Índice de Qualidade da Água .....</b>	<b>69</b>
<b>4.3.1 IQA Ponto 1-Nascente .....</b>	<b>69</b>
<b>4.3.2 IQA Ponto 2-Captação .....</b>	<b>71</b>
<b>4.3.3 IQA Ponto 3-Foz .....</b>	<b>73</b>
<b>4.4 Análise Qualitativa da Comunidade de Cianobactérias .....</b>	<b>79</b>
<b>4.4.1 Descrição das Espécies .....</b>	<b>85</b>
<b>4.4.2 Ilustração e Registro Fotográfico das Espécies Encontradas .....</b>	<b>90</b>
<b>4.4.3 Detecção de Microcistina .....</b>	<b>100</b>
<b>4.5- Análises Estatísticas .....</b>	<b>102</b>
<b>5. CONCLUSÕES .....</b>	<b>108</b>
<b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>109</b>
<b>7. ANEXOS .....</b>	<b>133</b>

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 3.1: Drenagem da micro bacia do Funil com a localização dos pontos de amostragem: P1 (nascente), P2 (captação) e P3 (foz) .....</b>	<b>27</b>
<b>Figura 3.2 Local amostrado P1 (seta). Ponto mostrando uma das nascentes .....</b>	<b>28</b>
<b>Figura 3.3 Local amostrado P2 (seta). Área de captação de água da ETA Funil .....</b>	<b>28</b>
<b>Figura 3.4 Local amostrado P3 (seta). Ponto próximo a foz do Ribeirão com o Rio das Velhas .....</b>	<b>29</b>
<b>Figura 3.5 Rede de fitoplâncton .....</b>	<b>43</b>
<b>Figura 3.6 A- Vista geral da sala de cultivo; B- Culturas monoespecíficas .....</b>	<b>45</b>
<b>Figura 4.1 Precipitação pluviométrica acumulada ocorrida durante os períodos de amostragem .....</b>	<b>47</b>
<b>Figura 4.2 Variação temporal da condutividade elétrica .....</b>	<b>48</b>
<b>Figura 4.3 Variação temporal do pH nos três pontos amostrados .....</b>	<b>49</b>
<b>Figura 4.4: Variação temporal da temperatura da água nos três pontos amostrados .....</b>	<b>51</b>
<b>Figura 4.5 Variação temporal da turbidez na água nos pontos amostrados .....</b>	<b>52</b>
<b>Figura 4.6 Variação temporal da concentração de sólidos totais na água .....</b>	<b>53</b>
<b>Figura 4.7 Variação temporal da concentração de oxigênio dissolvido na água .....</b>	<b>54</b>
<b>Figura 4.8 Variação temporal da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) .....</b>	<b>56</b>
<b>Figura 4.9 Variação temporal da concentração de nitrogênio total .....</b>	<b>57</b>
<b>Figura 4.10 Variação temporal da concentração de nitrato .....</b>	<b>58</b>
<b>Figura 4.11 Variação temporal da concentração de amônio .....</b>	<b>59</b>
<b>Figura 4.12 Variação temporal da concentração de fósforo total na água .....</b>	<b>60</b>
<b>Figura 4.13 Variação temporal da concentração de ortofosfato nos pontos amostrados .....</b>	<b>61</b>
<b>Figura 4.14 Variação temporal do número mais provável de coliformes totais .....</b>	<b>62</b>
<b>Figura 4.15 Variação temporal do número mais provável de coliformes termotolerantes .....</b>	<b>63</b>
<b>Figura 4.16 Variação temporal do teor de clorofila-a nos pontos amostrados .....</b>	<b>64</b>

<b>Figura 4.17 Variação temporal da densidade de cianobactérias nos pontos amostrados .....</b>	<b>66</b>
<b>Figura 4.18 Mapa hidrológico evidenciando a qualidade da água superficial do Ribeirão do Funil durante período seco .....</b>	<b>76</b>
<b>Figura 4.19 Mapa hidrológico evidenciando a qualidade da água superficial do Ribeirão do Funil durante período chuvoso .....</b>	<b>77</b>
<b>Figura 4.20 Qualidade da água do Rio das Velhas e tributários (exceção para o Ribeirão do Funil) em 2005 .....</b>	<b>78</b>
<b>Figura 4.21 Ilustração dos taxa isolados .....</b>	<b>91</b>
<b>Figura 4.22 Ilustração dos taxa isolados .....</b>	<b>92</b>
<b>Figura 4.23 Registro fotográfico dos taxa isolados .....</b>	<b>93</b>
<b>Figura 4.24 Registro fotográfico dos taxa isolados .....</b>	<b>94</b>
<b>Figura 4.25 Registro fotográfico dos taxa isolados .....</b>	<b>95</b>
<b>Figura 4.26 Registro fotográfico dos taxa isolados .....</b>	<b>96</b>
<b>Figura 4.27 Registro fotográfico dos taxa isolados .....</b>	<b>97</b>
<b>Figura 4.28 Registro fotográfico dos taxa isolados .....</b>	<b>98</b>
<b>Figura 4.29 Registro fotográfico dos taxa isolados .....</b>	<b>99</b>
<b>Figura 4.30 Resultado do teste Elisa: A-Teste com ocorrência de concentração; B-Teste negativo .....</b>	<b>101</b>
<b>Figura 4.31 Análise de agrupamento dos gêneros/espécies de cianobactérias .....</b>	<b>106</b>

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 3.1: Parâmetros utilizados para os cálculos do IQA com seus respectivos pesos</b> .....	<b>34</b>
<b>Tabela 3.2: Nível de qualidade da água</b> .....	<b>35</b>
<b>Tabela 4.1: Média dos valores das variáveis encontradas durante o período seco e de chuva em P1 com seus respectivos <math>q_s</math></b> .....	<b>70</b>
<b>Tabela 4.2: Média dos valores das variáveis encontradas durante o período seco e de chuva em P2 com seus respectivos <math>q_s</math></b> .....	<b>72</b>
<b>Tabela 4.3: Média dos valores das variáveis encontradas durante o período seco e de chuva em P3 com seus respectivos <math>q_s</math></b> .....	<b>75</b>
<b>Tabela 4.4- Ocorrência de cianobactérias em P1</b> .....	<b>80</b>
<b>Tabela 4.5- Ocorrência de cianobactérias em P2</b> .....	<b>81</b>
<b>Tabela 4.6- Ocorrência de cianobactérias em P3</b> .....	<b>82</b>
<b>Tabela 4.7- Resultado do teste de microcistina</b> .....	<b>100</b>
<b>Tabela 4.8- Estatística descritiva das variáveis ambientais</b> .....	<b>102</b>
<b>Tabela 4.9- Estatística descritiva das variáveis ambientais</b> .....	<b>103</b>
<b>Tabela 4.10- Índices de correlação entre o número de células de cianobactérias e as variáveis ambientais analisadas</b> .....	<b>105</b>
<b>Tabela 4.11: Resultado do Teste de Monte Carlo correspondente ao período de estudo</b> .....	<b>105</b>

## LISTA DE EQUAÇÕES

Equação (3.1)- Cálculo do teor de clorofila- <i>a</i> .....	33
Equação (3.2)- Cálculo do IQA .....	34
Equação (3.3)- Cálculo da concentração de saturação de oxigênio dissolvido em relação à temperatura .....	35
Equação (3.4)- Cálculo da concentração de saturação de oxigênio dissolvido em relação à temperatura e altitude .....	36
Equação (3.5)- Cálculo do percentual de oxigênio dissolvido no ambiente .....	36
Equação (3.6)- Cálculo do $q_s$ para oxigênio dissolvido .....	36
Equação (3.7)- Cálculo de fator $y_1$ da equação do $q_s$ .....	37
Equação (3.8)- Cálculo do fator $y_2$ da equação do $q_s$ .....	37
Equação (3.9)- Cálculo do fator $y_3$ da equação do $q_s$ .....	37
Equação (3.10)- Cálculo do fator $y_4$ da equação do $q_s$ .....	37
Equação (3.11)- Cálculo do fator $y_5$ da equação do $q_s$ .....	37
Equação (3.12)- Cálculo do $q_s$ para coliformes fecais .....	37
Equação (3.13)- Cálculo do $q_s$ para pH entre 2,1 e 6,8 .....	38
Equação (3.14)- Cálculo do $q_s$ para pH entre 6,9 a 7,1 .....	38
Equação (3.15)- Cálculo do $q_s$ para pH entre 7,2 a 12 .....	38
Equação (3.16)- Cálculo do $q_s$ para demanda bioquímica de oxigênio .....	38
Equação (3.17) Cálculo da concentração de nitrato total a partir da concentração de $N-NO_3$ .....	39
Equação (3.18)- Cálculo do $q_s$ para nitrato com concentração inferior a $10 \text{ mg.L}^{-1}$ ...	39
Equação (3.19)- Cálculo do $q_s$ para nitrato com concentração entre 11 e $60 \text{ mg.L}^{-1}$ .	39
Equação (3.20)- Cálculo do $q_s$ para nitrato com concentração entre 61 e $90 \text{ mg.L}^{-1}$ .	39
Equação (3.21)- Cálculo da concentração de fosfato total a partir da concentração de fósforo total .....	40
Equação (3.22)- Cálculo do $q_s$ para fosfato total .....	40
Equação (3.23)- Cálculo do $q_s$ para variação de temperatura próxima de zero .....	41
Equação (3.24)- Cálculo do $q_s$ para turbidez inferior 100 UNT .....	41
Equação (3.25)- Cálculo do $q_s$ para sólidos totais .....	42

## **LISTA DE ABREVIATURAS**

**APHA: AMERICAN HEALTH PUBLIC ASSOCIATION.**

**CCA: ANÁLISE DE CORRESPONDÊNCIA CANÔNICA.**

**CONAMA: CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE.**

**CT: CONTAMINAÇÃO POR TÓXICOS.**

**DBO: DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO.**

**DL<sub>50</sub>: DOSE LETAL PARA 50 % DA POPULAÇÃO.**

**ELISA: ENZIME-LINKED IMMUNO SORBENT ASSAY.**

**FEAM: FUNDAÇÃO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE.**

**GL: GRAU DE LIBERDADE.**

**IGAM: INSTITUTO DE GESTÃO DE ÁGUAS DE MINAS GERAIS.**

**IQA: ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA.**

**i.p: INTRAPERITONIAL.**

**N: NITROGÊNIO.**

**NT/PT: RELAÇÃO NITROGÊNIO TOTAL FÓSFORO TOTAL.**

**P: FÓSFORO.**

**P1: PONTO INICIAL DE AMOSTRAGEM.**

**P2: PONTO INTERMEDIÁRIO DE AMOSTRAGEM.**

**P3: PONTO FINAL DE AMOSTRAGEM.**

**rpm: ROTAÇÃO POR MINUTO.**

**SEMAD: SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL.**

**UNT: UNIDADE NEFELOMÉTRICA DE TURBIDEZ.**



## LISTA DE SÍMBOLOS

### **$\Pi$ : PRODUTÓRIO**

**$q_i$ : NOTA ATRIBUÍDA AO PARÂMETRO AVALIADO NO IQA.**

**$w_i$ : PESO RELATIVO A CADA PARÂMETRO DO IQA.**

**$\rho$ : COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO LINEAR DE PEARSON.**

**$\mu$ : MILIGRAMAS.**

**$e$ : LOGARITMO NEPERIANO.**

**$\Delta t$ : VARIAÇÃO DE TEMPERATURA.**

## RESUMO

Os objetivos do presente trabalho foram avaliar a ocorrência de cianobactérias em um manancial usado para abastecimento do Município de Ouro Preto, avaliando seu potencial tóxico para microcistina; e a qualidade da água, comparando com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05. O Ribeirão do Funil é um manancial que abastece cerca de 11000 pessoas, além de afluente do Rio das Velhas. Foram determinados 3 pontos de amostragem ao longo do ribeirão: a montante (próximo as nascentes), na captação de água da ETA Funil e a jusante (próximo a foz com o Rio das Velhas). As coletas compreenderam períodos de seca (julho e outubro/07) e de chuva (fevereiro e abril/08), além de uma amostragem adicional, para análise qualitativa de cianobactérias, no mês de dezembro/07. Amostras de água foram coletadas com rede de plâncton com 20 µm de abertura de malha, para análise qualitativa de cianobactérias. Amostras foram enriquecidas em meio BG-11 (C/N e S/N). Os microrganismos isolados, foram identificados por meio de bibliografias específicas, sendo mantido sob condições fotoautotróficas. O potencial tóxico foi avaliado por meio do teste ELISA (Enzyme-Linked Immuno Sorbent Assay). Para análise da qualidade da água, foram coletadas amostras superficiais com garrafas de polietileno. Foram avaliadas as seguintes variáveis ambientais: pluviosidade, temperatura da água, pH, condutividade elétrica, sólidos totais, turbidez, oxigênio dissolvido, DBO, N total, nitrato, amônio, P total, ortofosfato, coliformes totais e termotolerantes, clorofila-*a* e densidade de cianobactérias. O IQA foi determinado conforme metodologia recomendada pelo IGAM (2005). A análise qualitativa mostrou a ocorrência de 20 taxa (espécies/gêneros) isolados do Ribeirão do Funil, distribuídos em 12 gêneros pertencentes as ordens Chroococcales (5 %), Stigonematales (5 %), Oscillatoriales (30 %) e Nostocales (60 %). Foram identificadas as espécies/gêneros *Anabaena ambigua*, *Anabaena inaequalis*, *Anabaena sp.*, *Calothrix sp.*, *Cylindrospermum licheniforme*, *Geitlerinema splendidum*, *Geitlerinema unigranulatum*, *Nodularia sp.*, *Nostoc edaphicum*, *Nostoc muscorum*, *Nostoc cf. carneum*, *Nostoc sp1*, *Nostoc sp2*, *Phormidium sp.*, *Planktothrix sp.*, *Pseudanabaena catenata*, *Pseudanabaena galeata*, *Scytonema sp.*, *Stigonema sp.* e *Synechococcus cf. nidulans*. O teste Elisa para microcistina revelou que a espécie *Nostoc muscorum* apresentou concentração de microcistina variando

entre 0,5-3,0 ppb, enquanto que os demais gêneros/espécies testados apresentaram concentração inferior a 0,5 ppb. Os resultados das variáveis ambientais mostraram que sólidos totais, DBO e coliformes termotolerantes estiveram fora dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 em algumas amostras. Na determinação do IQA observou-se que as variáveis sólidos totais, DBO e coliformes termotolerantes foram as variáveis que mais contribuíram negativamente para o IQA. A estimativa da correlação linear de Pearson revelou que somente as variáveis pluviosidade e coliformes termotolerantes tiveram uma correlação significativa com a densidade de células de cianobactérias. A análise de CCA por meio do teste de Monte Carlo revelou que as variáveis ambientais analisadas não afetaram a distribuição das cianobactérias. Conclui-se que é fundamental o monitoramento dos mananciais destinados ao abastecimento, por ser uma medida preventiva quanto a danos mais severos ao ecossistema e a saúde pública. Possibilita acompanhar a qualidade da água e uma possível deterioração do corpo hídrico, relacionada com as atividades exercidas na bacia.

**PALAVRAS-CHAVES: Cianobactéria, Monitoramento, Ouro Preto, Qualidade da Água, Ribeirão.**

## ABSTRACT

The objectives of this study were to evaluate the occurrence of cyanobacteria in a source used to supply the Ouro Preto city, assessing its toxic potential for microcystins, and water quality, compared with the limits established by CONAMA Resolution 357 \ 05. The Funil Brook River is a source that supplies about 11,000 people, and the Rio das Velhas tributary. Three sampling points along the brooking river were determined: upstream (near the springs), the collect of water from the ETA Funil and downstream (near the mouth with the Rio das Velhas). The collections included periods of drought (July and October \ 07) and rainfall (February and abril/08), apart from additional sample for qualitative analysis of cyanobacteria in dezembro/07. Water samples were collected with plankton net with 20  $\mu\text{m}$  mesh's opening for qualitative analysis of cyanobacteria. Samples were enriched in medium BG-11 (C / N and S / N). The isolated microorganisms were identified by specific bibliography, kept by photoautotrophic conditions. The toxic potential was assessed by means of ELISA test(Enzyme-Linked Immuno Sorbent Assay). For analysis of water quality, surface samples were collected with polyethylene bottles. We evaluated the following environmental variables: rainfall, water temperature, pH, electrical conductivity, total solids, turbidity, dissolved oxygen, DBO, total N, nitrate, ammonium, total P, orthophosphate, total and thermotolerant coliforms, chlorophyll-a and density of cyanobacteria. The IQA was calculated according to methodology recommended by IGAM (2005). Qualitative analysis showed the occurrence of 20 taxon (species / genus) isolated from Ribeirão Funil, distributed in 12 genus of the orders Chroococcales (5%), Stigonematales (5%), Oscillatoriales (30%) and Nostocales (60%) . We identified the species / genus *Anabaena* ambiguous, *Anabaena* inaequalis, *Anabaena* sp., *Calothrix* sp., *Cylindrospermum* licheniformis, *Geitlerinema* splendidum, *Geitlerinema* unigranulatum, *nodularia* sp., *Nostoc* edaphicum, *Nostoc* muscorum, *Nostoc* cf. carneum, *Nostoc* sp1, *Nostoc* sp2, *Phormidium* sp., *Planktothrix* sp., *Pseudanabaena* catenata, *Pseudanabaena* galeata, *Scytonema* sp., *Stigonema* sp. and *Synechococcus* cf. nidulans. The ELISA test for microcystin revealed that the species *Nostoc* muscorum showed concentration of microcystins varing from 0,5-3,0 ppb, while the other genus / species tested had concentrations below 0.5 ppb. The results of the environmental variables showed that total

solids, DBO and thermotolerant coliforms were outside the limits established by CONAMA Resolution 357/05 in some samples. In determining the IQA was observed that the variables total solids, DBO and thermotolerant coliforms were the variables that contributed most negatively to the IQA. The estimate of Pearson's linear correlation showed that only the variables thermotolerant coliforms and rainfall had a significant correlation with the density of cells of cyanobacteria. The analysis of CCA by the Monte Carlo test showed that the environmental variables analyzed did not affect the distribution of cyanobacteria. Concluded that is fundamental the monitoring of water sources for the supply, as a preventive measure as for the most severe damage to the ecosystem and public health. It Allows monitor water quality and a possible deterioration of the body water, related to the activities carried out in the basin.

**KEY WORD: Cyanobacteria, Monitoring, Ouro Preto, Water Quality, River.**

# 1-INTRODUÇÃO

As atividades humanas requerem usos múltiplos dos recursos hídricos tais como: abastecimento público, irrigação, uso industrial, recreação e aquíicultura. Essas atividades variam de acordo com a população na bacia de drenagem e com a organização econômica e social da região, e podem gerar impactos e deterioração da qualidade da água, assim como interferir na quantidade de água disponível (NETTO *et al.*, 2003).

A contaminação dos recursos hídricos como mananciais de abastecimento público, por rejeitos oriundos das atividades humanas tem sido um dos maiores fatores de risco para a saúde humana, especialmente nas regiões com condições inadequadas de saneamento básico, suprimento de água e tratamento de esgotos. Um impacto importante tem sido a aceleração da eutrofização (eutrofização artificial) com o aumento das concentrações de nutrientes e matéria orgânica, principalmente de compostos nitrogenados e fosfatados, que tendem a aumentar a produção biológica em rios, lagos e reservatórios (NETTO *et al.*, 2003).

Dentre as mudanças na qualidade da água geradas pela eutrofização artificial destacam-se: a redução de oxigênio dissolvido, a perda de características estéticas do ambiente e seu potencial para lazer, a morte extensiva de peixes e o aumento da incidência de florações de microalgas e cianobactérias que afetam a eficiência e o custo do tratamento da água, principalmente quando tais alterações ocorrem em mananciais de abastecimento público (ARRUDA, 1997).

Conhecer o estado da qualidade da água do rio e a carga produzida pelas atividades humanas, torna-se o primeiro passo para estabelecer um sistema eficiente de manejo do recurso hídrico, sendo esses essenciais para a preservação dos ecossistemas (PERONA *et al.*, 2004). O estudo das inter-relações dos fatores físicos, químicos e biológicos do ambiente pode contribuir na tomada de decisões relacionadas ao controle, prevenção e preservação da qualidade da água, bem como na adoção de medidas relacionadas ao gerenciamento e usos múltiplos dos mananciais e reservatórios. (SANT'ANNA & AZEVEDO, 2000).

Cianobactérias são importantes componentes da comunidade fitoplanctônica dos sistemas fluviais (ABOAL *et al.* 1989; YU *et al.* 1995). Variações na estrutura das comunidades de cianobactérias, ao longo do tempo, podem ser usadas como um indicativo

de mudanças na qualidade da água, constituindo uma importante ferramenta a ser usada no monitoramento da eutrofização de rios (PERONA *et al.* 1998), lagos e reservatórios (WHITTON & POTTS, 2000).

As empresas gerenciadoras de água têm revelado interesse particular no conhecimento dos fatores que estimulam as florações de cianobactérias (TUCCI & SANT'ANNA, 2003). O crescimento excessivo destes microrganismos pode levar os desequilíbrios ecológicos no ambiente aquático (CARMICHAEL, 1996) e, podem acarretar graves conseqüências para a saúde humana, em virtude da capacidade de muitas espécies de produzirem toxinas. As toxinas são metabólicos secundários, que podem afetar a saúde humana pelo seu efeito neurotóxico ou hepatotóxico (AGUJARO & ISAAC, 2002), tanto por meio de ingestão de água, como pelo contato direto durante as atividades de recreação, ou ainda pelo consumo de pescado contaminado.

As estações de tratamento de água (ETAs), que captam águas superficiais, podem expor as populações humanas a sérios problemas de saúde, uma vez que o projeto e a operação das ETAs não contemplam procedimentos de rotina para a remoção de cianotoxinas. HART *et al.* (1998) demonstrou que processos convencionais de tratamento da água (coagulação, floculação, sedimentação e filtração) não são efetivos na remoção da fração dissolvida das cianotoxinas. Além disso, o uso de algicidas para o controle e remoção de células de microalgas e cianobactérias pode comprometer ainda mais a qualidade da água, por promover a lise das células gerando a liberação das cianotoxinas intracelulares na água (HRUDEY *et al.* 1999).

O município de Ouro Preto conta com 14 sistemas de captação e distribuição de água. Existem quatro sistemas de superfície (captação e distribuição com prévia cloração), cinco sistemas de captação em poços subterrâneos (captação e distribuição com prévia cloração), e dois sistemas de captação em minas com o mesmo tratamento de água dos outros anteriores. De acordo com a Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005), o tratamento da água feito pela Prefeitura Municipal de Ouro Preto através da Secretaria Municipal de Água e Esgoto é classificado como simplificado, baseado na filtração e desinfecção da água com cloro e o monitoramento do pH. Ocorrem mais três sistemas de captação, com tratamento da água do tipo convencional, segundo a Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005) incluindo desinfecção, coagulação, floculação, decantação, filtração e novamente desinfecção. Em três estações de tratamento de água do município, a Estação de Vista Alegre possui vazão de captação de  $35 \text{ L.s}^{-1}$ ; a Estação Itacolomi, vazão de captação de  $50 \text{ L.s}^{-1}$  e a Estação do Funil, o qual capta água do Ribeirão do Funil, vazão de

65 L.s<sup>-1</sup>, mas com capacidade de operar numa vazão de até 80 L.s<sup>-1</sup> (OURO PRETO, 2005). É importante conhecer o estado da qualidade de água do manancial, para verificar se o tratamento submetido à água do manancial é adequado e atende as normas estabelecidas pela legislação.

Na região de Ouro Preto, já existem dados sobre a qualidade da água consumida pela população. Por exemplo, as investigações sobre a qualidade da rede pública e redes alternativas de abastecimento como relatado por NEVES *et al.* (2002) e REIS (2007). Estudos que envolvem a avaliação da qualidade da água dos principais mananciais de abastecimento do Município são escassos, destacando o trabalho desenvolvido por BARBOSA (2003), que avaliou a qualidade da água do reservatório Itacolomi. São raros os trabalhos relativos à ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas nestes corpos d'água, associados a fatores ambientais que possam levar à formação das florações. Assim, torna-se de grande importância os estudos de monitoramento da qualidade da água dos mananciais de abastecimento e da ocorrência de cianobactérias, os quais podem ser usados como diagnóstico das condições do ambiente, contribuindo para a tomada de decisões capazes de prevenir os desequilíbrios ecológicos e os riscos à saúde humana. Além disso, é fundamental subsidiar os órgãos responsáveis com informações capazes de promover a recuperação dos cursos d'água e para aprimorar as medidas operacionais das Estações de Tratamento da Água (ETAs) em relação ao manejo do manancial.

A cidade de Ouro Preto está vivenciando momento importante quanto à implantação de um sistema completo de tratamento de água, como proposta de ação imediata do poder Municipal. Desta forma, o presente trabalho tem como objetivo avaliar a ocorrência de cianobactérias no Ribeirão do Funil e investigar o potencial tóxico de cepas isoladas. Também se propõe avaliar a qualidade da água do manancial, como medida essencial para a implantação de um sistema de tratamento e abastecimento de água adequado e eficiente para as águas do Ribeirão do Funil.



## **1.1-OBJETIVOS**

### **1.1.1-Objetivos Gerais**

Avaliar a qualidade da água do Ribeirão do Funil, verificando as condições em que o referido corpo hídrico se encontra com base na Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005).

Avaliar a comunidade de cianobactérias do Ribeirão do Funil, manancial utilizado para o abastecimento público do Município de Ouro Preto-MG.

### **1.1.2-Objetivos Específicos**

- Analisar as variáveis físicas, químicas e biológicas que permitem determinar as condições do Ribeirão do Funil de acordo com a Resolução CONAMA 357.
- Obter o Índice de Qualidade de água (IQA), ao longo do Ribeirão do Funil.
- Isolar, identificar e quantificar as cianobactérias em pontos selecionados ao longo do Ribeirão do Funil.
- Determinar a produção de microcistina nas espécies potencialmente produtoras.
- Correlacionar a densidade de cianobactérias com as variáveis ambientais analisadas.

## 2-REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1-Recursos Hídricos: Aspectos Gerais

Disponibilidade de água de boa qualidade e o uso racional dos recursos hídricos são necessários para que haja desenvolvimento e bem estar social das nações (TUNDISI, 2003). A água é um elemento essencial à vida; todos os organismos vivos, incluindo o homem, dependem da água para sua sobrevivência. É de fundamental importância para o desenvolvimento social, cultural, econômico das populações por meio dos seus usos múltiplos.

A água é uma das substâncias mais abundantes do planeta, cobrindo aproximadamente 75% da superfície terrestre (SPERLING, 1996). Estima-se que existam aproximadamente  $1,36 \times 10^{18} \text{ m}^3$  de água disponível distribuídas da seguinte forma: 97% em oceanos, 2,2% nas geleiras, 0,8% como água doce. De toda água doce disponível, 97% são águas subterrâneas e 3% correspondem às águas superficiais. Assim, é de extrema importância a preservação desta pequena fração mais facilmente acessível (SPERLING, 1996).

A disponibilidade de água em quantidade e qualidade adequadas para os diversos usos atua como fator determinante no processo de desenvolvimento econômico e social de uma comunidade. Entretanto, atender a esta demanda tornou-se um dos maiores desafios do homem na atualidade. Nas últimas décadas, o crescimento populacional, a urbanização, a intensificação das atividades industriais e agrícolas têm sido responsáveis pela deterioração da qualidade da água, que vem se agravando com o passar dos anos. (SOUZA *et al.* 2007).

O Brasil é o país com maior reserva de água potável do Mundo, representando cerca de 12% (BRANCO & ROCHA, 1980). Apesar da abundância, a água é mal distribuída no território nacional apresentando situações contrastantes. Segundo TUNDISI (2003), no Norte é grande a disponibilidade de água para proveito de pouca população, além de problemas gerados pela falta de saneamento básico como, por exemplo, a mortalidade infantil causada por doenças de veiculação hídrica. Na região Sul e Sudeste há água suficiente, mas o crescimento populacional e a urbanização, aumento das atividades industriais e agropecuárias, e a diversificação de seus usos múltiplos, contribuem para a

escassez relativa, além de contribuir para a eutrofização e a contaminação dos aquíferos. Na região Nordeste há o problema da seca que torna grande parte dos recursos hídricos da região em determinados períodos, secos, devido à baixa pluviosidade, além dos problemas gerados pela salinização e falta de saneamento básico.

A lei 9433 de 08/01/1997 que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos estabelece em seus fundamentos que a água é um recurso natural limitado e deve ser gerenciado a fim de proporcionar seus usos múltiplos (BRASIL, 2002). Entretanto, em situação de escassez o uso prioritário passa a ser para dessedentação humana e animal. As diretrizes gerais da Política Nacional de Recursos Hídricos conta com a gestão sistemática dos recursos hídricos sem dissociação dos aspectos de quantidade e qualidade e, com a adequação desta gestão às diversidades regionais deste país, integradas com a gestão ambiental.

No Brasil, um modelo de desenvolvimento econômico e social desordenado e sem planejamento contribuiu para que ocorressem poluição e degradação ambiental em níveis preocupantes, com alterações no ambiente interferindo diretamente na saúde humana (NETO & CARNEIRO, 2002). Uma ocupação desordenada, tanto urbana quanto rural, sem um mínimo de planejamento, constitui fator diretamente decisivo na poluição e contaminação dos cursos d'água, conferindo risco a saúde humana e desequilíbrio entre meio ambiente e a sua utilização (MARQUES, 2006).

Segundo MORELLI (2005), no Brasil a contaminação dos recursos hídricos aumentou cinco vezes nos últimos dez anos. No seu relatório “Estados Real das Águas do Brasil” esse problema é constatado em 20 mil locais diferentes, em todo o país, e que a contaminação está avançando rapidamente. Como consequência, os impactos sobre os recursos hídricos afetam diretamente qualidade de vida das populações.

Assim, torna-se de extrema importância o gerenciamento adequado do ambiente, para o bem estar da população presente e das gerações futuras. É necessária a busca por sistemas produtivos sustentáveis, através do sistema de manejo adequado dos recursos disponíveis, ao mesmo tempo em que satisfaça as necessidades humanas, e a melhoria da qualidade ambiental conservando os recursos naturais (SOUZA *et al.* 2007).

## 2.2-Qualidade da Água

A qualidade da água é um aspecto que assegura determinado uso ou conjunto de usos. A qualidade é representada por características intrínsecas, geralmente mensuráveis (DERISIO, 2000). SANTOS (2000) define qualidade de água pela sua composição e pelo conhecimento dos seus efeitos que podem causar seus constituintes. O conjunto de todos os elementos que a compõem permite estabelecer padrões de qualidade da água e sua classificação.

As pesquisas destinadas a analisar a qualidade da água estão voltadas principalmente para as águas superficiais, por serem as principais fontes de abastecimento (PEIXOTO *et al.* 2003). Além disso, a qualidade das águas superficiais constitui um importante diagnóstico da dinâmica em que se encontra uma bacia hidrográfica (MARGALEF, 1980), atuando como parâmetro indicador dos resultados do uso do solo pelo homem.

De acordo com GASTALDINI & MENDONÇA (2001), condições climáticas, geológicas e geoquímicas de uma bacia de drenagem e aquífero subterrâneo são fatores determinantes nos padrões individuais de características físico-químicas exibidos pelos diferentes corpos d' água, somados ao uso do solo da bacia pelo homem e pelo grau de controle sobre as fontes de poluição (BENETTI & BIDONE, 2001).

Conforme SPERLING (1996), a poluição dos corpos d'água consiste na adição de substâncias ou formas de energia que provocam alterações na natureza do corpo hídrico, prejudicando os usos múltiplos que dele são feitos. De acordo com KARR *et al.* (1997), os impactos antrópicos nos corpos d'água são aqueles que provocam mudanças na estrutura física do habitat; no regime de fluxo hídrico; nas interações biológicas; na qualidade da água e no fluxo de energia. Assim, modificando qualquer um desses fatores leva-se a modificação do ambiente, o que pode comprometer o uso múltiplo da água.

A entrada de poluentes como esgotos domésticos, águas residuárias industriais, resíduos sólidos dentre outros, alteram significativamente o ambiente aquático, comprometendo assim a utilização do recurso hídrico. De acordo com SPERLING (1996), estes são os principais poluentes dos corpos d'água. Os esgotos domésticos são ricos em compostos orgânicos biodegradáveis, que podem comprometer a disponibilidade de oxigênio dissolvido; além disso, é composto também de nutrientes que podem

comprometer a relação entre nitrogênio (N) e fósforo (P), acelerando a eutrofização, além da presença de microrganismos patogênicos (bactérias, fungos e protozoários) que podem trazer riscos a saúde humana; os efluentes industriais variam na composição e na vazão conforme o tipo de atividade exercida pela indústria. Podem variar quanto à presença de sólidos (suspensos ou dissolvidos), compostos orgânicos biodegradáveis, nutrientes (N e P), compostos inorgânicos e até metais pesados, os quais trazem enormes impactos no ambiente aquático; resíduos sólidos como o lixo, resíduos de atividades industriais, hospitalares assim como fertilizantes e pesticidas oriundos de atividades agrícolas, tem se destacado na poluição dos cursos d'água em diversas situações. Resíduos sólidos levam a modificações no ambiente, alterando, por exemplo, a quantidade de luz penetrante na coluna d'água, por alterar a quantidade de sólidos dissolvidos e em suspensão e a turbidez, interferindo na fotossíntese dos organismos produtores.

Podem ser de duas formas, a maneira como a poluição chega ao corpo d'água: a poluição difusa correspondente segundo BRAILE (1971), ao carreamento de resíduo orgânico ou inorgânico por deflúvio superficial para dentro do manancial, como pode ser citado o escoamento superficial de fertilizantes e pesticidas de áreas agrícolas para dentro de rios e córregos próximos. A outra forma de poluição é a pontual ou localizada, como os esgotos domésticos, descargas industriais e de aterros sanitários, onde a entrada do poluente é fixa, e variando na vazão liberada e composição. (BRAGA, 2001).

A entrada de poluentes num corpo hídrico altera os diversos componentes presentes na água, alterando seu grau de pureza que pode ser descrito relacionado às suas características físicas, químicas e biológicas, sendo exemplificados na forma de parâmetros de qualidade de água (BRANCO & ROCHA, 1980).

Na Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005), estão estabelecidos limites aceitáveis para vários parâmetros, classificando o recurso hídrico de acordo com o seu(s) uso(s). A classificação padroniza os corpos d'água e possibilita que se fixem metas para atingir níveis de indicadores consistentes com a classificação desejada. Os corpos de água doce são classificados em classes que determinam seus usos preponderantes. Como por exemplo, um corpo d'água classe 2, está em condições adequadas para ser utilizada para abastecimento humano, após tratamento convencional; proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário; irrigação; aquicultura e atividades de pesca. Assim, um corpo hídrico classificado como classe 2 deve ter parâmetros físicos, químicos, biológicos e tóxicos dentro de padrões estabelecidos e aceitáveis, que possibilitam o uso múltiplo previsto pela legislação.

Na Portaria 518 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004), estão estabelecidos os limites aceitáveis para os parâmetros relacionados com qualidade da água para consumo humano, o padrão de potabilidade, que fixa normas e procedimentos relativos ao controle e vigilância sanitária da qualidade da água para abastecimento humano.

O monitoramento da qualidade da água constitui ferramenta importante, pois permite verificar em que situação se encontra o corpo d'água, principalmente a concentração de alguns elementos e compostos utilizados para caracterização de bacias hidrográficas (COIMBRA, 2001). O monitoramento quantitativo e qualitativo dos recursos hídricos é um poderoso instrumento que possibilita a avaliação da oferta hídrica, bases para decisões de aproveitamento múltiplo e integrado da água, bem como a minimização de impactos ao ambiente (COIMBRA, 2001).

A implantação de um programa de monitoramento da qualidade da água pode ter os seguintes objetivos: avaliar a qualidade da água para determinar sua adequabilidade para os usos propostos (como abastecimento, recreação, irrigação, etc.); acompanhar a evolução do manancial ao longo do tempo, como reflexo do uso do solo da bacia e de medidas de controle da poluição adotadas; avaliar o ambiente aquático como um todo, considerando, além da água, sedimento e material biológico (BENETTI & BIDONE, 2001). O monitoramento constitui um alerta para instituições de ensino, pesquisa e extensão, autoridades públicas e a população sobre significativos índices de poluição dos recursos naturais (GONÇALVES, 2004).

Em Minas Gerais, o Instituto Mineiro de Gestão de Águas (IGAM), em parceria com a Fundação Estadual Ambiental (FEAM) monitoram as principais bacias hidrográficas que cortam o estado (Bacia do São Francisco sul e norte, Doce, Jequitinhonha, Paranaíba, Rio Grande, Paraopeba, Pará, Paraíba do Sul e do Rio das Velhas em especial), onde são monitorados 50 parâmetros físicos, químicos e biológicos em 244 estações de coletas desde 1998 (IGAM, 1999). Além disso, as bacias são classificadas quanto ao índice de qualidade de água (IQA) calculados e obtidos, assim como o índice para contaminação por tóxicos (CT). No monitoramento realizado no ano de 2005, 62% dos pontos amostrados apresentaram um índice de qualidade médio (IQA médio) enquanto que 24% apresentaram índice bom e 12% apresentaram qualidade ruim (IGAM, 2005). Em relação à contaminação por tóxicos, 68% dos rios monitorados apresentaram contaminação baixa, 20% média e 12% apresentaram alta contaminação (IGAM, 2005).

A Bacia do Rio das Velhas, afluente do Rio São Francisco, no qual o Ribeirão do Funil faz parte, também é monitorado em 33 estações de coletas ao longo da bacia (leito

principal) e tributário. Conforme IGAM (2005), a Bacia do Rio das Velhas apresentou apenas cinco pontos de amostragem com índice de qualidade de água (IQA) considerados bons, sendo um destes o local da confluência entre o Rio Itabirito com o Rio das Velhas, estando o Ribeirão do Funil a montante deste ponto.

### **2.3-Ambientes lóticos: Rios e Águas Correntes**

Ambientes lóticos são caracterizados por possuírem alto nível de heterogeneidade espacial tais como, diferenças de substrato, profundidade e principalmente velocidade e correnteza e heterogeneidade temporal como variações das condições climáticas (COOPER *et al.* 1997; GORDON *et al.* 1992; HYNES 1970; STEVENSON *et al.* 1996). De acordo com ROUND (1965), riachos e rios fornecem habitat que são diferentes de outros corpos d'água, pois estão sujeitos às mudanças ao longo de seu percurso, associadas com as propriedades físicas e químicas do ambiente (profundidade, vazão, geologia, turbidez, etc.). Somando-se a este fato, os rios e riachos ganham ainda maior complexidade quando são incorporadas as variações sazonais (ROUND, 1965). WARD (1989) explica que esta heterogeneidade é manifestada em quatro dimensões: dimensão longitudinal, que vai desde a montante até a jusante; dimensão lateral correspondente à troca de matéria e energia entre o corpo hídrico e a região próxima, o que inclui a vegetação marginal; dimensão vertical que integra as interações entre o canal e a coluna d'água e a quarta dimensão, que corresponde ao tempo, que sobrepõe uma hierarquia temporal nas três dimensões de espaço.

Segundo MAITLAND (1976), as diferenças entre ecossistemas lóticos e lênticos incluem: existência, em ambientes lóticos, de um fluxo contínuo unidirecional; ausência de estratificação térmica e alta variação das condições físicas e químicas, devido à presença característica da correnteza; rios e riachos apresentam variações estruturais ao longo do seu percurso, provocando a formação de diversos tipos de ambientes, desde locais rasos até com grandes profundidades; além disso, a erosão é uma característica mais presente em ambientes de águas correntes do que em ambientes lênticos, tornando mais intenso o fluxo de materiais e nutrientes.

Riachos de pequeno porte, freqüentemente apresentam uma ampla variedade de

condições que compõem uma grande diversidade de microhabitats que são utilizados por diferentes comunidades biológicas (STOCH & WARD, 1991). Desta forma, ambientes lóticos formam um mosaico de habitats característicos, onde são encontradas espécies tipicamente adaptadas a eles (ROUND, 1965).

A natureza dos problemas de qualidade de água nos lagos e reservatórios (ambientes lênticos) difere dos problemas equivalentes aos rios e estuários (ambientes lóticos). A escala temporal e espacial dos fenômenos que ocorrem em ambientes lênticos e lóticos é bastante distinta. Como consequência, os processos físicos, químicos e biológicos apresentam características com intensidades e importâncias também bastantes diferenciadas (NOGUEIRA, 1991). Os rios apresentam um fluxo unidirecional temporário ou permanente de água ou de materiais orgânicos ou inorgânicos, suspensos ou dissolvidos, correspondentes às águas lóticas. Os lagos, lagoas e represas não apresentam movimentos unidirecionais significativos, o que torna o ambiente mais estático. A interrupção no ritmo natural do curso d'água acarreta variações no regime fluvial, transformando zonas de correnteza em ambientes lênticos, alterando o ambiente aquático e provocando assoreamento (ESTEVES & BARBOSA, 1986).

O tempo de residência hidráulica constitui, em geral, o principal fator regulador do desenvolvimento das comunidades fitoplancônicas. Rios longos e de escoamento lento são os que melhor possibilitam o crescimento de algas planctônicas. Os fatores que regulam o desenvolvimento do fitoplâncton em rios são os mesmos considerados para lagos, diferindo, porém, quanto às respostas aos fatores ambientais, devido ao fluxo unidirecional ao qual é submetido. Por outro lado, a velocidade da correnteza provoca o arrastamento das espécies livres e de espécies fixas e resistentes à destruição, resultando em redução da flora (HYNES, 1970).

Segundo VANOTTE *et al.* (1980), os rios apresentam da nascente até a foz, um gradiente variável porém contínuo de variáveis físicas (largura, profundidade, temperatura, fluxo e ganho de entropia), os quais determinam uma série de respostas por parte das comunidades aquáticas, resultando num ajuste biótico de matéria orgânica no ambiente (carreamento, transporte, utilização e armazenamento).

Um ecossistema fluvial tem enorme superfície de interação com o ecossistema terrestre (SIOLLI, 1978). Os rios se integram com os ecossistemas terrestres, o qual drena, em uma unidade funcional mais equilibrada. É também um sistema de baixa tensão, que sobrealimenta e exporta seus materiais, mantendo um ciclo relativamente acelerado (MARGALEF, 1983).



A caracterização ecológica de um rio deve considerar o encadeamento espaço-temporal de suas comunidades bióticas, direcionado principalmente pelo trabalho desenvolvido pelo fluxo d'água e pelos processos climáticos, geológicos, geomorfológicos, hidrológicos, químicos e biológicos em geral. Estes ocorrem em escalas de tempo e espaço bem diferenciado, e podem variar muito de bacia para bacia, região para região e conforme o grau de interferência antrópica na bacia hidrográfica torna os rios entidades bastante individualizadas (HYNES, 1970).

Os rios nunca devem ser considerados isoladamente, visto que o papel das áreas adjacentes é muito marcante. As propriedades físicas e biológicas dos sistemas lóticos refletem as características da água da chuva, da geologia, do declive do leito, da vegetação e da ação antrópica (HORNE & GOLDMAN, 1994). As características dos sistemas lóticos estão, portanto, intimamente ligados à natureza da bacia de drenagem.

A declividade dos rios, em dependência de sua localização geográfica, e a velocidade das águas, não permite um balanço de substâncias estáticas, como observado nos lagos, mesmo que os processos físicos e químicos sejam idênticos. A dinâmica da correnteza provoca nos rios uma zona horizontal, enquanto que em lagos predomina uma estratificação vertical (SCHAFER, 1985).

## **2.4-Eutrofização**

Por definição, a eutrofização nos ecossistemas aquáticos continentais e marinhos, é o resultado do enriquecimento por nutrientes, principalmente nitrogênio (N) e fósforo (P), que são despejados de forma dissolvida ou particulada em lagos, represas e rios, sendo então transformados em matéria viva pelo metabolismo dos vegetais (ESTEVES, 1998). A eutrofização natural é o resultado da presença de concentração normais de N e P nos sistemas aquáticos, sendo benéfica, já que estes são necessários à manutenção da vida aquática. A eutrofização artificial ou antrópica é proveniente do despejo de esgotos domésticos e industriais e da contaminação das águas com fertilizantes aplicados na agricultura (TUNDISI, 2003).

Como consequência da eutrofização artificial, ocorre um aumento na produção biológica dos rios, lagos e reservatórios, iniciando um crescimento populacional de

microalgas, cianobactérias e macrófitas aquáticas devido ao despejo de matéria orgânica e nutrientes no sistema (NETTO *et al.* 2003). Mas ao longo do tempo, o aumento populacional resultará no aumento da quantidade de matéria orgânica a ser decomposta, o que implicará na depleção de oxigênio do sistema, resultando em redução da diversidade e na mortandade de peixes, perda das características estéticas, do potencial de lazer e formações de florações de cianobactérias, os quais comprometem os diversos usos da água, como abastecimento (NETTO *et al.* 2003).

O aumento da população de macrófitas ocorre principalmente com a espécie *Eichhornia crassipes* ou aguapé, além de outras espécies pertencentes aos gêneros *Salvinia* e *Potamogeton* (SOUZA *et al.* 2007). São plantas infestantes e nocivas, que obstruem rios, lagos e represas, impedem a navegação, bloqueiam canais de irrigação, causam transtornos a usinas hidrelétricas, além de formarem habitat para o crescimento de larvas de mosquitos e parasitas (RUBIO *et al.* 2004).

A floração de algas, principalmente de cianobactérias, é outra consequência indesejável da eutrofização, pois estas liberam toxinas no curso d'água durante o processo de decomposição (TUNDISI, 2003). Segundo SPERLING (2000), as toxinas liberadas não são removidas no tratamento da água, comprometendo o abastecimento, além de causarem graves danos a saúde humana (CHORUS & BARTRAM, 1999).

Técnicas de prevenção a serem adotadas devem considerar informações sobre as variáveis físicas, químicas e biológicas do ambiente de estudo, que variam de acordo com o tipo de corpo d'água e da bacia hidrográfica. Assim o objetivo central de qualquer programa de prevenção é reduzir a carga de N e P que chega ao corpo d'água. Reduzindo-se a oferta destes nutrientes, é possível que as florações alcancem mais rapidamente a capacidade de suporte do ecossistema aquático e, desta forma ocorra uma redução nas populações de cianobactérias.

Com o aumento da produção biológica, eleva-se a taxa de decomposição no ambiente (morte de algas e macrófitas), levando ao consumo de oxigênio dissolvido por parte dos organismos decompositores, podendo levar à anoxia, provocando morte em massa de peixes e invertebrados (redução da diversidade), além da produção e liberação de gases com odores indesejáveis, como o gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S) e metano (CH<sub>4</sub>) (ESTEVES, 1998). Altas concentrações de matéria orgânica podem levar a formação de compostos carcinogênicos no tratamento da água com o cloro (SPERLING, 2000). Outros aspectos importantes são a reduções da transparência da água e limitações quanto à pesca e atividades recreacionais (SOUZA *et al.* 2007). Além destas consequências citadas, as quais

levam a sérios problemas econômicos, há também o comprometimento das atividades de recreação, navegação, o que reduz valores turísticos da região e prováveis investimentos na bacia hidrográfica (SOUZA *et al.* 2007).

Os lagos, por apresentarem tempo de retenção de água mais altos que os rios, são mais vulneráveis a eutrofização, por acumularem sedimentos e substâncias químicas a ele associados (SANTOS, 2000). Os sedimentos funcionam como um depósito de nutrientes, os quais em determinadas condições são liberados, tornando-se prontamente assimiláveis para os organismos. De acordo com SPERLING (1996), estudos sobre processos de eutrofização em lagos e represas são mais relevantes que em rios. Em rios a eutrofização também pode ocorrer, entretanto, é menos freqüente devido às condições ambientais, como turbidez e velocidades elevadas, condições desfavoráveis para o crescimento de plantas e algas (SPERLING, 1996).

Embora N e P estejam associados aos problemas de eutrofização, o P tem um papel mais crítico que o N, particularmente em águas doces, devido às trocas de N entre a água e a atmosfera e à existência de algas fixadoras de N (HOOSDA *et al.* 2000). Isso é particularmente verdadeiro em regiões tropicais, onde o P, e não o N é o fator mais limitante (KRUSCHE *et al.* 2003). Assim, dos nutrientes carregados pela erosão e a lixiviação, o P possui maior importância no crescimento e na ocorrência de floração de cianobactérias, adsorvendo-se aos sedimentos e sendo levados para os corpos d'água, onde passa para a forma solúvel que é prontamente utilizada pelas algas. O principal fator que controla o movimento natural do P para os corpos d'água é o transporte de partículas via escoamento superficial e erosão (VITOUSEK, 1983; SHARPLEY, 1993), somado aos efeitos resultantes da ação antrópica.

## **2.5-Cianobactérias**

### **2.5.1-Características gerais**

Um dos principais interesses da limnologia é o estudo sobre a abundância relativa do fitoplâncton em lagos e rios (SHAPIRO, 1973), e atualmente em reservatórios, assim

como procurar relacionar a distribuição deste parâmetro com os fatores ambientais (KALFF & KNOECHEL, 1978). Conforme AMBLARD (1988), a sucessão do fitoplâncton num corpo d'água constitui uma resposta à variação dos fatores químicos, físicos, climatológicos e biológicos em conjunto. Esta combinação de diferentes fatores representa uma das principais dificuldades no delineamento do padrão de sucessão dos diferentes grupos do fitoplâncton (KALFF & KNOECHEL, 1978).

Dentro do grupo de organismos fitoplanctônicos, destacam-se os indivíduos do Phylum *Cyanophyta* ou Cyanobacteria, ou popularmente conhecidas como algas-azuis ou verde-azuladas, as quais despertam grande interesse por possuírem distribuição cosmopolita (ZOHARI & BREEN, 1989); elevado número de espécies tóxicas (HALEGRAEF, 1993); constituindo uma fonte pobre de alimento para a cadeia trófica (ARNOLD 1971); capacidade de formar florações ou explosões populacionais em ambientes eutrofizados (SHAPIRO, 1973), os quais representam um problema para a qualidade da água em todo o mundo (REYNOLDS & WALABY, 1975).

As cianobactérias são microrganismos procarióticos, aeróbicos e fotoautotróficos que ocupam posição intermediária entre as bactérias e as micro algas (WERNER, 2002). Assemelham-se as bactérias por não possuírem membrana envolvendo o núcleo e ausência de plastos (WERNER, 2002); ausência de mitocôndrias, sistemas de Golgi e retículo endoplasmático, e ainda por possuírem sub-unidades ribossomais 16S e 23S (GRAHAM & WILCOX, 2000). Outra semelhança é o acúmulo de cianoficina (amido das cianofíceas) como substância de reserva, semelhante ao glicogênio e a ausência de formas de reprodução sexuada. Além disso, a estrutura química da parede celular das cianobactérias é semelhante a das bactérias Gram-negativas, sendo formada por peptídeoglicano, tais como mureína, glicopeptídeos, mucopeptídeos, os quais correspondem a mais de 50% da estrutura seca. A parede celular possui a função de resistência mecânica e seleção de substâncias (LEE, 1999).

As cianobactérias assemelham-se as micro algas por realizarem fotossíntese, pois possuem pigmentos hidrossolúveis e lipossolúveis, dispersos em tilacóides, constituindo um sistema de membranas semelhantes ao sistema de micro algas pertencentes ao Phylum *Rhodophyta* e *Glaucophyta* (WERNER, 2002).

Dentre os pigmentos hidrossolúveis, as cianobactérias possuem as ficobilinas como a c-ficocianina, c-ficoeritrina, alloficocianina; e dentre os lipossolúveis possuem o caroteno, xantofilas e a clorofila.

É o grupo mais antigo de organismos na Terra. Sua origem foi estimada em mais de 3,5 bilhões de anos atrás em formações calcáreas em estuários no Oeste Australiano, demonstrado nas formações de estromatólitos (GUVEN & ALAN, 2007). São provavelmente os primeiros produtores primários de matéria orgânica a liberarem oxigênio elementar na atmosfera primitiva (CARMICHAEL, 1994).

A elevada plasticidade, as adaptações bioquímicas, fisiológicas, genéticas e reprodutivas, garantiram a permanência destes organismos até os dias atuais e sua distribuição em diversos ecossistemas, dos pólos aos trópicos, do nível do mar até as mais altas montanhas, sendo dominantes em águas termais superiores a 73°C. Ocorrem também em geleiras, neves, areias dos desertos, solo, cimento, madeiras, troncos de arvores, turfeiras e até em lodos ricos em gás sulfuroso (WERNER, 2002).

As células das cianobactérias apresentam densidades mais baixas do que as da água, por apresentarem agregados de aerótopos, que permitem a flutuação e otimização da absorção da luminosidade. Estas estruturas são câmaras ocas com uma superfície exterior hidrofílica e uma superfície interna hidrofóbica, cuja densidade equivale a um décimo da densidade da água (WALSBY, 1987). Possuem bainha mucilaginosa que auxilia no deslizamento (LEE, 1999), além de proteger contra a dessecação (CHORUS & BARTHRAM, 1999) e de representar uma barreira para a maioria das espécies zooplanctônicas obstruindo, por exemplo, o sistema de filtração de Cladocera e Copepoda (INFANTE & RIEHL, 1984).

Outra característica importante deste grupo é a capacidade de fixar o nitrogênio atmosférico, contribuindo para a fertilidade dos solos e das águas, além de regular a proporção de fósforo/nitrogênio na água (MADIGAN, 1999). A fixação do nitrogênio requer a presença da enzima nitrogenase, que é sensível ao oxigênio, de maneira que a maior velocidade de fixação ocorre sob tensões reduzidas deste elemento (MADIGAN, 1999).

As espécies de cianobactérias podem ser definidas de acordo com KOMÁREK & KOMÁRKOVA (2002), como um grupo de populações que pertencem a um mesmo genótipo, com características fenotípicas plásticas e demandas ecológicas distintas. Seus processos vitais requerem somente água, dióxido de carbono, substâncias inorgânicas e luz. A fácil adaptabilidade frente às mudanças das condições ambientais, e a capacidade de se desenvolverem em novos nichos parece ser uma característica marcante das cianobactérias (KOMÁREK & KOMÁRKOVA, 2002).

## 2.5.2-Florações de cianobactérias

De acordo com OLIVER & GANF (2000), os seguintes fatores propiciam o desenvolvimento das cianobactérias: temperatura da água acima de 20 °C (entre 15-30°C); águas neutro-alcálicas com pH entre 6-9; toleram ambientes com pouca luminosidade (absorção máxima numa faixa de comprimento de onda da luz); ambientes com baixas razões NT/PT; baixa turbidez; a presença de aerótopos auxilia na flutuação e no deslocamento na coluna d' água; pouca herbivoria pelo zooplâncton; necessidade de baixa concentração de CO<sub>2</sub> e capacidade de armazenar fósforo eficientemente. Além destes, há outros fatores que favorecem o desenvolvimento dos microrganismos como estabilidade da coluna d' água com baixa ou ausência de ventos, baixa turbulência e velocidade da água, alta concentração de nutrientes e aspectos morfométricos favoráveis do sistema aquático (SKULBERG *et al.*, 1984; MUR *et al.*, 1999). Este conjunto de fatores fornece ao grupo grande vantagem competitiva.

Segundo DEBERDT (2004), em condições naturais as cianobactérias convivem de forma equilibrada com os demais organismos presentes em rios, lagos e reservatórios, não sendo comum à ocorrência da dominância de uma espécie sobre as demais. Porém, o aumento da carga de nutrientes no sistema pode resultar em um crescente aumento da dominância desses organismos. Assim, as cianobactérias passam a atuar como indicadoras de poluição juntamente com outros parâmetros físicos e químicos da água.

O enriquecimento dos corpos d' água, principalmente por nitrogênio (N) e fósforo (P) causam o fenômeno da eutrofização, um dos problemas ambientais mais difundidos em águas continentais, atualmente, e que tem como consequência, a dominância de cianobactérias em relação a outros grupos de algas. Nesses casos, ocorre um aumento excessivo de células dos microrganismos, fenômeno conhecido como floração ou “bloom” ocorrendo na superfície da água (CHORUS & BARTRAM, 1999). A floração faz com que as cianobactérias dominem as águas superficiais, o que constitui uma estratégia ecológica para a uma melhor utilização de radiação solar e de fixação do CO<sub>2</sub>, quando esses fatores são escassos na coluna d' água (RAMÍREZ, 1996).

Nas florações, uma espécie se torna dominante e por consequência, passa a reduzir a ocorrência das outras espécies presentes no corpo hídrico. Podem ser potencialmente tóxicas, e conferir a água alteração na cor, e diminuição da transparência (AZEVEDO,

2003). Elevada biomassa de cianobactérias contribui para perda das qualidades cênicas, impede o uso recreacional (formação de espumas e odores), afetando o gosto da água potável (CHORUS; BARTRAM, 1999), além de produzir toxinas (CARMICHAEL, 2001). De acordo com NETTO *et al.*, (2003), nem todas as florações apresentam toxicidade, entretanto, cerca de 50% das florações testadas em diferentes países mostraram-se tóxicas em bioensaios. No Brasil, 82% das cepas isoladas apresentaram toxicidade, sendo 9,7% do tipo neurotóxicas enquanto as demais foram do tipo hepatotóxicas (NETTO *et al.* 2003). Este cenário constitui um sério problema para as estações de tratamento de água para consumo humano (CODD, 2000).

Florações de cianobactérias devem ser monitoradas, principalmente em mananciais e reservatórios, através da medida de densidade, onde são realizadas contagens do número de células ou indivíduos.mL<sup>-1</sup>. De acordo com a Resolução CONAMA (BRASIL, 2005), a densidade de cianobactérias é um parâmetro biológico a ser analisado na avaliação da qualidade de um corpo hídrico. Para águas superficiais, em condição de Classe 2, o qual permite que a mesma seja usada como fonte de água para abastecimento (depois de tratamento convencional), o limite estabelecido é de 50000 cel.mL<sup>-1</sup>. A portaria 518 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004) estabelece o monitoramento mensal na captação de água de um manancial quando o número de cianobactérias varia entre zero e 10000 cel.mL<sup>-1</sup> (nível de vigilância). Caso ultrapasse o valor anterior e atinja 20000 cel.mL<sup>-1</sup>, um início de floração está ocorrendo, e o monitoramento deve ser semanal, incluindo análise de cianotoxina na água que sai da ETA e nos hidrômetros das clínicas de hemodiálise e das indústrias de injetáveis (nível de alerta 1). Se a densidade ultrapassar 20000 e chegar a 100000 cel.mL<sup>-1</sup>, ou até mesmo superar este valor (níveis de alerta 2 e 3), a floração já está estabelecida e pode causar sérios problemas à qualidade da água e à saúde humana, necessitando de várias medidas relacionadas as operações da ETA, tanto no manejo como no tratamento da água, além do monitoramento e a prevenção de risco à saúde humana.

Atualmente, vem crescendo o número de registros de florações de cianobactérias, principalmente em reservatórios de abastecimento de água potável ou na geração de energia. Como exemplo, os registros de florações nos principais reservatórios de São Paulo, Guarapiranga (BEYRUTH, 2000; CARVALHO *et al.* 2007; SANT' ANNA *et al.* 2007), Barra Bonita (CALIJURI *et al.* 2002; ROCHA *et al.* 2005; ROCHA & DELLAMANO-OLIVEIRA, 2007) e Billings (CARVALHO *et al.* 2007; SANT' ANNA *et al.* 2007). FREIRE & BOLLMAN (2003) constataram seguidas florações ocorridas na Bacia Hidrográfica do Iraí, região metropolitana de Curitiba. BOUVY *et al.*, (2000) e

MOLICA *et al.*, (2005) registraram a ocorrência de constantes florações no reservatório de Itapacurá, principal reservatório de abastecimento do estado de Pernambuco. Em Minas Gerais, houve a desativação da Estação de tratamento de água da Copasa, no reservatório da Pampulha em 1980, devido as constantes florações de *Microcystis* (GIANI, 1994; FIGUEREDO & GIANI, 2000). Além disso, a CEMIG (2000) constatou florações de cianobactérias no reservatório de São Simão, situado no Rio Paranaíba. Uma floração importante ocorrida recentemente foi observada na foz do Rio das Velhas com o Rio São Francisco, no Município de Curvelo. Órgãos ambientais e de saúde pública alertaram moradores das regiões afetadas a não consumirem a água ou não entrarem em contato (HENRIQUE *et al.* 2007). Além disso, durante o período da floração, a pesca foi proibida em alguns trechos afetados do rio.

### 2.5.3-Cianotoxinas

O maior risco que as florações de cianobactérias apresentam para a saúde pública advém da capacidade de vários gêneros de produzirem metabólitos secundários tóxicos, conhecidos como cianotoxinas. Estas ocorrem no interior das células, não sendo conhecido o motivo de sua produção, embora os autores considerem que estas possam estar associadas a herbivoria e alelopatia (CYBIS, 2006).

As cianotoxinas são liberadas na água quando ocorre a lise celular, seja por processos ambientais, pelo tratamento do reservatório de água com algicidas, ou pela adição de oxidantes químicos durante as etapas de pré-oxidação e desinfecção na estação de tratamento de água (ETA) (CHORUS & BARTRAM, 1999).

Dos vários gêneros de cianobactérias conhecidos, destacam-se os gêneros *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Lyngbya*, *Microcystis*, *Nostoc*, *Nodularia*, *Oscillatoria*, os quais contêm as espécies mais tóxicas (CARMICHAEL, 2001; CHORUS & BARTRAM, 1999). Segundo SANT'ANNA & AZEVEDO (2000), as florações tóxicas de cianobactérias dos gêneros *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis* e *Microcystis* são as mais comuns nas águas continentais brasileiras.

De acordo com a estrutura química, as cianotoxinas podem ser classificadas em três grandes grupos: os peptídeos cíclicos, os alcalóides e os lipopolissacarídeos. Entretanto,



pela sua ação farmacológica, as principais classes de cianotoxinas até agora caracterizadas são hepatotoxinas, neurotoxinas e toxinas irritantes ao contato ou dermatotoxinas (SANT'ANNA & AZEVEDO, 2000).

As neurotoxinas podem ser de três tipos. A anatoxina-a, alcalóide neurotóxico que age como um potente bloqueador neuromuscular pós-sináptico de receptores nicotínicos e colinérgicos. A anatoxina-a liga-se irreversivelmente a receptores da acetilcolina, pois não é degradada pela acetilcolinesterase. A  $DL_{50}$  (dose mediana letal) por injeção intraperitoneal (i.p.), em camundongos, para a toxina purificada é de  $200 \mu\text{g} \cdot \text{Kg}^{-1}$  de peso corpóreo, com um tempo de sobrevivência de 1 a 20 minutos (CARMICHAEL, 1992; FALCONER, 1998).

Os sinais de envenenamento por essa toxina, em animais selvagens e domésticos, incluem desequilíbrio, fasciculação muscular, respiração ofegante e convulsões. A morte é devida à parada respiratória e ocorre de poucos minutos a poucas horas, dependendo da dosagem e consumo prévio de alimento. Doses orais produzem letalidade aguda em concentrações muito maiores, mas a toxicidade das células mesmo assim é alta o suficiente para que os mamíferos precisem ingerir de poucos mililitros a poucos litros de água de florações superficiais para receber uma dose letal (CARMICHAEL, 1994).

A anatoxina-a(s) é um organofosforado natural e seu mecanismo de ação é semelhante ao da anatoxina-a, pois inibe a ação da acetilcolinesterase, impedindo a degradação da acetilcolina ligada aos receptores. A denominação anatoxina-a(s) é devida à intensa salivação observada em animais intoxicados por essa neurotoxina (NETTO *et al.* 2003). A  $DL_{50}$  (i.p.), em camundongos, é de  $20 \mu\text{g} \cdot \text{Kg}^{-1}$  de peso corpóreo (dez vezes mais potente que a anatoxina-a) e não há registros de intoxicação humana por esta toxina.

As saxitoxinas são neurotoxinas conhecidas como “venenos paralisantes de mariscos” (toxinas do tipo PSP) que foram primeiramente isoladas em dinoflagelados marinhos responsáveis pela ocorrência das marés vermelhas. A  $DL_{50}$  (i.p.), em camundongos, para saxitoxina purificada é de  $10 \mu\text{g} \cdot \text{Kg}^{-1}$  de peso corpóreo, enquanto que por consumo oral a  $DL_{50}$  é de  $263,0 \mu\text{g} \cdot \text{Kg}^{-1}$  de peso corpóreo (CHORUS & BARTRAM, 1999). A portaria 518 do Ministério da Saúde não exige a obrigatoriedade da análise de saxitoxina, mas recomenda-se sua inclusão, estabelecendo como limite máximo o valor de  $3,0 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ .

Estas neurotoxinas inibem a condução nervosa por bloqueamento dos canais de sódio, afetando a permeabilidade ao potássio ou a resistência das membranas. Os sinais clínicos de intoxicação humana incluem tontura, adormecimento da boca e das

extremidades, fraqueza muscular, náusea, vômito, sede e taquicardia. Os sintomas podem começar cinco minutos após a ingestão e a morte pode ocorrer entre 2 a 12 horas. Em casos de intoxicação com dose não letal, geralmente os sintomas desaparecem de um a seis dias (CARMICHAEL, 1994).

O tipo mais comum de intoxicação envolvendo cianobactérias é ocasionado por hepatotoxinas, que apresenta uma ação mais lenta, podendo causar morte num intervalo de poucas horas a poucos dias. As espécies identificadas como produtoras de hepatotoxinas estão incluídas nos gêneros *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Oscillatoria*, *Nostoc* e *Cylindrospermopsis* (CARMICHAEL, 1994).

As hepatotoxinas caracterizadas são do tipo heptapeptídeos cíclicos conhecidos como microcistinas e os pentapeptídeos, as nodularinas (AZEVEDO, 1998). As cilindrospermopsinas são compostos alcalóides que inibem a síntese protéica, tendo efeito predominantemente hepatotóxico, podendo afetar as células do rim, baço, coração e outros órgãos.

As hepatotoxinas chegam aos hepatócitos por meio de receptores de ácidos biliares (RUNNEGAR *et al.* 1981; ERIKSON *et al.* 1990) e promovem uma desorganização do citoesqueleto dos hepatócitos. Com isso, o fígado perde sua arquitetura, desenvolve graves lesões internas e há o surgimento de uma hemorragia intra-hepática em consequência do sangue que passa a fluir dos capilares para espaços internos que são formados com a perda de contato entre as células.

A toxicidade das microcistinas em animais apresenta DL<sub>50</sub> (i.p.) entre 25 e 150 mg.Kg<sup>-1</sup> de peso corpóreo e entre 5000 e 10900 µg.Kg<sup>-1</sup> de peso corpóreo por administração oral (CHORUS & BARTRAM, 1999). A Organização Mundial da Saúde (OMS) através da sua terceira edição do “Guidelines for drinking water quality” (WHO, 2003) recomenda o valor limite máximo para microcistina LR total de 1,0 µg.L<sup>-1</sup>, considerando a exposição através da água para consumo humano. O mesmo limite foi adotado pela Portaria 518 do Ministério da Saúde (BRASIL 2005), a qual exige apenas análise de microcistina, por ser a mais comumente encontrada.

As nodularinas foram primeiramente identificadas na espécie *Nodularia spumigena* (SIVONEN, 1989) e atualmente são conhecidas oito tipos de nodularinas distintas. A DL<sub>50</sub> (i.p.), em camundongos varia entre 50 a 200 µg.Kg<sup>-1</sup> de peso corpóreo (RINEHART *et al.* 1994).

A cilindrospermopsina é uma toxina de ação lenta, requerendo de cinco a sete dias para produzir seu efeito tóxico máximo. Em camundongos, a DL 50 (ip.) após 24 horas, é

de 2 mg.Kg<sup>-1</sup> de peso corpóreo (TERÃO, 1994). Assim como para as saxitoxinas, a portaria 518 (BRASIL, 2005) recomenda análise de cilindrospermopsina, observando o valor limite de 15,0 µg.L<sup>-1</sup>.

Várias microcistinas e nodularinas são potentes inibidoras de proteínas fosfatase tipo 1 e 2A em células de eucariontes. Essas toxinas são reconhecidas como potentes promotores de tumores hepáticos (FALCONER, 1991; FUJIKI, 1992; NISHIWAKI-MATSUSHIMA *et al.* 1992).

Problemas dermatológicos e irritações nos olhos também podem ocorrer. Pessoas expostas às florações de cianobactérias quando nadam em rios e lagos contaminados têm relatado irritações na pele, reações alérgicas, sintomas gastrointestinais e problemas respiratórios. As toxinas irritantes ou as dermatotoxinas são componentes da membrana celular e pertencem ao grupo das lipopolissacarídeos (LPS), constituintes da parede celular das cianobactérias, sendo comumente encontradas na parede celular das bactérias Gram-negativas (CHORUS & BARTRAM, 1999).

A avaliação da toxicidade pode ser feita por meio de métodos químicos ou bioensaios (SHAW *et al.* 1999; AZEVEDO, 2003). O ensaio de toxicidade em camundongos é realizado aplicando-se uma injeção intraperitoneal de 0,1 a 1,0 mL de solução obtida com a lise de células de cianobactérias (proveniente de amostra de florações), em animais padronizados (camundongo albino suíço, macho de até 20 g). Para a quantificação e a determinação das cianotoxinas, o método químico mais usado é o método da Cromatografia Líquida de Alta Resolução (HPLC), técnica dispendiosa, que detecta níveis muito pequenos de toxinas presentes na água, permitindo a identificação e quantificação individual de microcistinas e nodularinas. Outro método é o Imunoensaio Enzime-Linked Sorbent Assay (ELISA), cuja sensibilidade permite a detecção das hepatotoxinas a partir de 0,2 µg L<sup>-1</sup> (HARADA *et al.* 1999).

Um crescente aumento no número de registros de danos causados a saúde da população e do ambiente devido às florações de cianobactérias tem sido relatado ao longo dos anos, dentre eles, casos graves de intoxicação humana ocorridos no Canadá, Austrália (KUIPER-GOODMAN *et al.* 1999), China, África do Sul, Inglaterra (FALCONER, 1994).

No Brasil, o trabalho de TEIXEIRA *et al.* (1993) descreve uma evidência de correlação entre a ocorrência de florações de cianobactérias no reservatório de Itaparica (Bahia) e a morte de 88 pessoas entre 200 intoxicadas pelo consumo de água do reservatório, nos meses de Março e Abril de 1988.

Entretanto, o primeiro caso confirmado de mortes humanas causadas por cianotoxinas ocorreu no início de 1996, quando 130 pacientes renais crônicos, após terem sido submetidos a sessões de hemodiálise, em uma clínica da cidade de Caruaru (PE), passaram a apresentar um quadro clínico compatível com uma grave hepatotoxicose. Desses, sessenta pacientes vieram a falecer até dez meses depois do início dos sintomas. As análises confirmaram a presença de microcistina e cilindrospermopsina no carvão ativado utilizado no sistema de purificação de água da clínica, e de microcistina em amostras de sangue e fígado dos pacientes intoxicados (AZEVEDO, 1996; CARMICHAEL, 1996; JOCHIMSEN, 1998). Além disso, a contagem do número de células nas amostras do fitoplâncton do reservatório que abastecia a cidade mostrou uma dominância de gêneros de cianobactérias comumente relacionadas com a produção de cianotoxinas.

Em termos globais, os relatos clínicos dos danos para a população humana pelo consumo oral de cianobactérias em águas de abastecimento, indicam que esses danos acontecem como conseqüência de acidentes, desconhecimento ou deficiência na operação dos sistemas de tratamento de água. Como resultado, esses relatos são parcialmente estimados e as circunstâncias originais são frequentemente de difícil definição (NETTO *et al.* 2003).

Em algumas regiões do Brasil, a situação é bastante alarmante, pois vários reservatórios e açudes utilizados para abastecimento apresentam frequentemente florações de cianobactérias. No estado de Minas Gerais, JARDIM *et al.* (2000) verificaram a ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas em vários mananciais operados pela Copasa, ficando evidente a necessidade de se manter um programa de monitoramento para os ambientes aquáticos, a fim de se evitar danos à saúde humana, animal, e ao ecossistema com um todo.

## **3-MATERIAL E MÉTODOS**

### **3.1-Área de Estudo**

A área de estudo está situada na Serra do Espinhaço, na zona Metalúrgica, região Centro-Sudeste do Estado de Minas Gerais, localizada na porção Sudeste do Quadrilátero Ferrífero. O município de Ouro Preto é considerado uma área hidrogeologicamente importante (OURO PRETO, 1992). Apresenta clima úmido comum as regiões de altas montanhas. Temperaturas médias que variam desde a 6°C no Inverno (Julho) a 23°C no Verão (Janeiro). O período de chuva é de Outubro a Abril (OURO PRETO, 2000).

O presente estudo foi realizado na micro bacia do Funil (figura 3.1), o qual constitui importante manancial de abastecimento público do Município de Ouro Preto. É formado por diversos córregos, onde suas nascentes se encontram na região do Distrito de Rodrigo Silva, e a foz no Rio das Velhas (7753668N e 644643E). O Ribeirão do Funil é um importante afluente deste, e a micro bacia possui uma área de 6295,12 km<sup>2</sup> e 62,95 km de perímetro (PROJETO MANUELZÃO, 2006).

De acordo com o uso e ocupação do solo, a região da micro bacia do Funil é dividida em duas partes. O marco da divisão é a MG 262, onde existem atividades antrópicas diferenciadas antes e depois da citada rodovia.

A jusante da micro bacia (antes da MG 262), a qual compreende as regiões de Rodrigo Silva, Fundão e Bocaina, encontra-se como principal atividade a mineração de topázio imperial e uma agricultura de subsistência. A montante encontra-se as regiões de Campos Siqueira, Tabuões e Doutor Rocha Machado, culminando com o encontro com o Rio das Velhas, onde a principal atividade é a agricultura e a pecuária de subsistência. Dentro da região da micro bacia há baixa densidade populacional, formada principalmente por pequenas propriedades rurais, que contribuem negativamente devido ao despejo de águas residuárias domésticas (esgotos) que deságuam no ribeirão. Todas essas atividades contribuem para a redução da qualidade de água da micro bacia, associado ao desmatamento da mata ciliar, assoreamento e escoamento superficial de sólidos, favorecendo a eutrofização.

A bacia de captação do Ribeirão do Funil, parte integrante da Bacia do Rio das Velhas é caracterizada por uma topografia fortemente acidentada, apresentando porções reduzidas de área plana e altimetria variando em 600 metros. A água captada na bacia é direcionada para a Estação de Tratamento de Água do Funil (ETA Funil), próximo ao distrito de Cachoeira do Campo, onde a água é tratada e distribuída para aproximadamente onze mil pessoas, abastecendo as populações nos distritos de Glaura, Amarantina, Santo Antônio do Leite, Santo Antônio do Salto, Maracujá e regiões rurais próximas de Cachoeiro do Campo (OURO PRETO, 2005).

### 3.1.1-Descrição dos Pontos de Coletas

As coletas de amostras de água foram realizadas em três pontos distintos, ao longo do Ribeirão do Funil (figura 3.1), sendo um ponto na nascente, outro na captação de água da ETA Funil e o outro na foz. Segue a descrição dos pontos amostrados:

- Ponto 1 (P1)- Localizado em uma das nascentes do Ribeirão do Funil, próximo ao distrito de Rodrigo Silva, nas coordenadas 0644450 E e 7743931 N com elevação de 1135 metros (figura 3.3). O ponto é próximo de uma pequena propriedade rural. O local da coleta está dentro de uma região acidentada e há pequenas porções de mata ciliar, o que favorece o sombreamento do local, reduzindo a penetração da radiação solar; apresenta águas cinza claro, há pouco volume de água, cuja velocidade foi equivalente a  $0,136 \text{ m.s}^{-1}$ . Profundidade do ponto é de 0,87 metro e a largura de 2,0 metros. Observou-se uma correnteza suave, caracterizando um ambiente lântico.
- Ponto 2 (P2)- Localizado na captação do Ribeirão do Funil, nas coordenadas 0643259 E e 7747003 N com altitude de 1040 metros. O local é impactado, sem ocorrência de mata ciliar e com grande quantidade de sedimentos nas margens. Apresenta águas com coloração amarronzadas, a correnteza é suave devido ao represamento, a velocidade é de  $0,195 \text{ m.s}^{-1}$ , a profundidade de 1,10 m e a largura de 11 m. A captação de água ocorre de forma direta, proporcionada pelo acúmulo de água obtido após a construção de uma barramento (figura 3.4).
- Ponto 3 (P3)- Localizado próximo a foz do Ribeirão com o Rio das Velhas, nas coordenadas 0644681 E e 7753277 N com altitude de 950 metros (figura 3.5). O ponto é próximo de uma propriedade rural, onde há criação de gado, porcos e aves. O ponto é ladeado por um pasto com pequeno rebanho (gado), o qual contribui para o assoreamento da margem quando os animais utilizam a água para dessedentação. Observam-se indícios de assoreamento no local, com grande quantidade de sedimentos ocorrendo nas margens. Não há presença de mata ciliar, águas são de coloração bem amarronzadas e turvas, a correnteza apresenta velocidade de  $0,49 \text{ m.s}^{-1}$ , a profundidade de 0,36 metro e a largura de 2,3 metros.

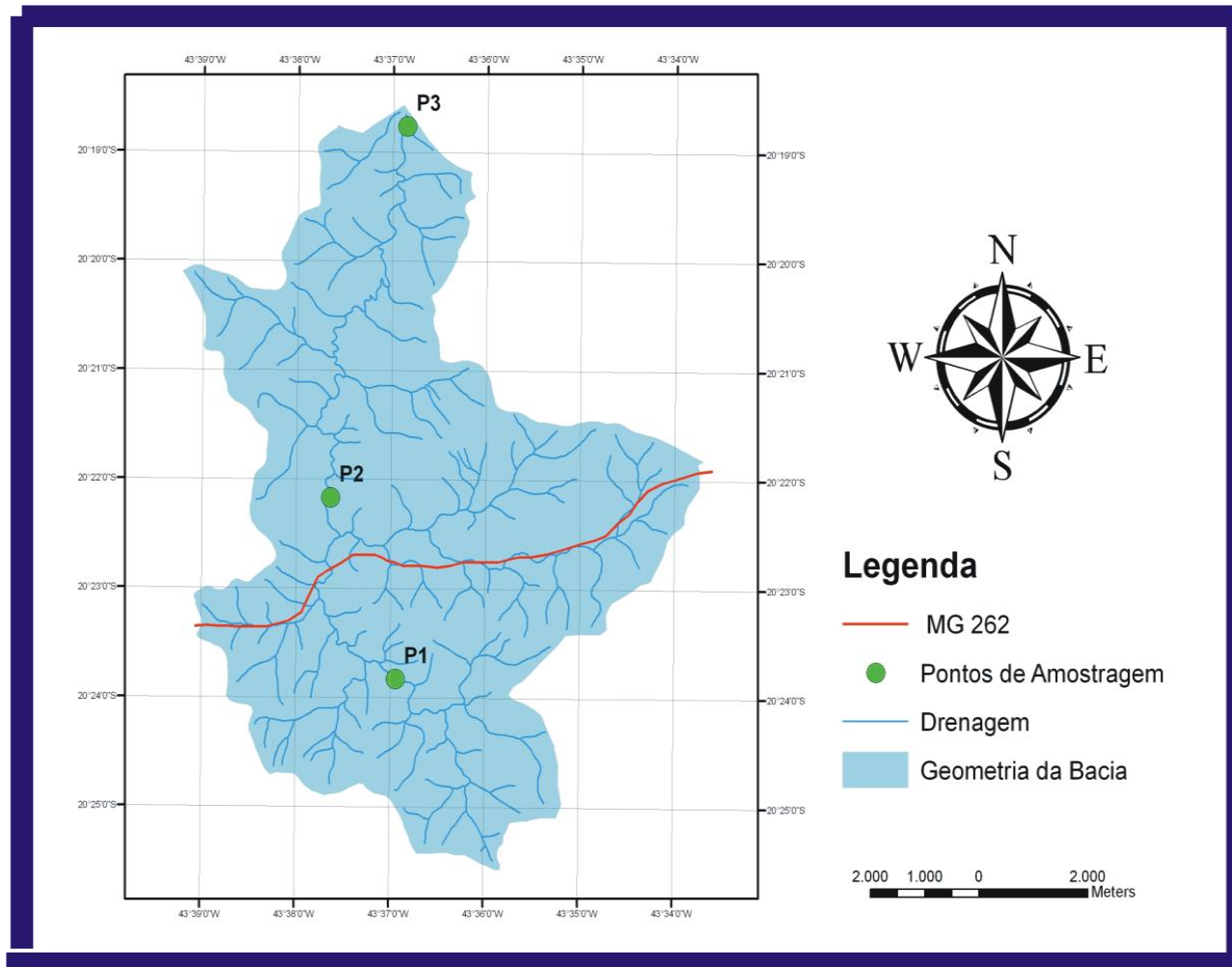
### 3.2-Amostragem

Dois períodos distintos foram determinados para a realização dos trabalhos: período seco, com coletas realizadas em julho e outubro; período chuvoso, com coletas em fevereiro e abril. Foi realizada uma coleta em Dezembro, para análise qualitativa de cianobactérias.

Foram coletadas amostras superficiais da água (até 10 cm da coluna d'água), para análises físicas, químicas e biológicas em cada ponto de coleta. Todas as coletas foram realizadas na parte da manhã, iniciado pelo ponto 1 e terminando no ponto 3.

Algumas variáveis foram medidas “in situ” como pH, temperatura e condutividade elétrica. Oxigênio dissolvido (OD) foi avaliado no Laboratório de Química Analítica/DEQUI/ICEB/UFOP. A densidade de cianobactérias foi determinada no Laboratório de Ficologia do Departamento de Biologia Vegetal (DBV) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), assim como o teor de clorofila-*a*. As variáveis demanda bioquímica de oxigênio (DBO), turbidez, sólidos totais, nutrientes (fósforo total, ortofosfato, nitrogênio total, nitrato e amônio), coliformes totais e termotolerantes (*E. coli*) foram avaliados no Laboratório de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental da UFV.

É importante observar que, dados físicos dos pontos amostrados como velocidade, largura e profundidade foram medidas no campo no período de Junho/08. Para a velocidade foi utilizada a técnica do flutuador e cronômetro (NECCHI-JR *et al.*, 1991). Foram medidos 10 metros as margens do Córrego, compreendendo o trecho onde foram realizadas as amostragens, onde marcou-se o tempo gasto por uma garrafa de polietileno com certo volume de água para percorrer essa distância. A velocidade média do flutuador é convertida à velocidade média do rio, onde foi utilizado um coeficiente de redução. Foi utilizado coeficiente de 0,85 normalmente utilizado para rios e córregos de fundo barrento. Foram feitas três medidas da velocidade média do flutuador. Largura e profundidade foram medidas segundo NECCHI-JR *et al.* (1993) com três repetições para cada parâmetro.



**Figura 3.1: Drenagem da micro bacia do Funil com a localização dos pontos de amostragem: P1 (nascente), P2 (captação) e (P3 foz).**





**Figura 1.2: Local amostrado P1 (seta). Ponto mostrando uma das nascentes.**



**Figura 3.3: Local amostrado P2 (seta). Área de captação de água da ETA Funil.**



**Figura 3.4: Local amostrado P3 (seta). Ponto próximo a foz do Ribeirão com o Rio das Velhas.**

### **3.3-Variáveis Climatológicas**

#### **3.3.1-Índice Pluviométrico**

A única variável climatológica analisada foi o índice pluviométrico (mm), no qual os dados mensais dos anos de 2007 e 2008 foram obtidos da Estação de Precipitação Pluviométrica de Saramenha, operado pela empresa Novelis S.A.

### **3.4-Variáveis Limnológicas**

#### **3.4.1-Condutividade Elétrica, Temperatura e pH**

A condutividade elétrica foi medida pelo método eletrométrico por meio de um condutivímetro marca WTW mod. LF 191. Temperatura e pH foram medidos utilizando um pHmetro modelo Q- 400UM.

#### **3.4.2-Turbidez**

Turbidez (NTU) foi medida utilizando-se um turbidímetro modelo HACH 2100A (APHA, 2002). Para cada medida de turbidez foram feitas três repetições.

#### **3.4.3-Sólidos Totais**

O material total em suspensão orgânico e inorgânico foi quantificado segundo o Standard Methods (APHA, 2002), no qual amostra de água com volume definido (200 mL) foi colocada em um cadinho previamente pesado, submetido a secagem em estufa a 103-105°C por uma hora, sendo submetido a secagem e pesagem até obtenção de massa constante. A diferença entre a massa do cadinho antes e depois de efetuada a secagem equivale à massa do resíduo total suspenso. Para avaliação da quantidade de sólidos totais foram feitas três réplicas.

#### **3.4.4-Oxigênio Dissolvido**

Amostras de água para a medição de oxigênio dissolvido foram coletadas em garrafas de Kemmerer e transportadas, sob refrigeração para o laboratório de química analítica/DEQUI/ICEB/UFOP para medição do valor. Para a quantificação da concentração de oxigênio dissolvido na amostra foi utilizado oxímetro modelo O<sub>2</sub> CG 867, sendo realizado três réplicas por amostra.

#### **3.4.5-Demanda Bioquímica de Oxigênio**

A DBO<sub>5</sub> foi medida submetendo a amostra coletada em garrafa de Kemmerer a incubação a 20°C por 5 dias recomendado no Standard Methods (APHA, 2002). A diferença entre as concentrações de oxigênio dissolvido no início e no final do período de incubação corresponde à demanda bioquímica de oxigênio. Para cada análise de DBO foram feitas três repetições/amostra.

#### **3.4.6-Nitrogênio Total Kjeldahl, Nitrato e Amônio**

Nitrogênio total Kjeldahl foi quantificado utilizando o método Kjeldahl, segundo o Standard Methods (APHA, 2002).

O nitrato foi quantificado utilizando o método de YANG *et al.* (1998).

O amônio foi quantificado pelo método do salicilato (KEMPERS & ZWEERS, 1986)

Todos essas formas nitrogenadas foram quantificados realizando-se três repetições por amostra.

#### **3.4.7-Fósforo Total e Ortofosfato**

Fósforo total foi quantificado utilizando o método colorimétrico seguindo o método apresentado no Standard Methods (APHA, 2002) com digestão nitro-perclórica e leitura da absorvância em espectrofotômetro.

Ortofosfato ou fósforo reativo solúvel foi quantificado utilizando o método do ácido ascórbico sem submeter à amostra a digestão nitro-perclórica, sendo a amostra apenas filtrada em filtro de 0,45 µm, separando formas dissolvidas das suspensas, segundo apresentado no Standard Methods (APHA, 2002).

Ambos foram quantificados realizando-se tréplicas/amostra.

### **3.4.8-Coliformes Totais e Termotolerantes (E. coli)**

Coliformes totais e termotolerantes foram quantificados utilizando-se a técnica do número mais provável-NMP/100 mL, utilizando-se o método enzimático ou sistema cromogênico citado no Standard Methods (APHA, 2002), no qual um substrato (colilert ou ONPG-MUG) é adicionado à amostra. O substrato contém enzimas específicas que interagem com grupos de bactérias proporcionando a formação de cores específicas. Recipientes de vidro foram autoclavados antes de serem utilizados na coleta das amostras.

### **3.4.9-Clorofila-a**

O teor de clorofila-*a* foi medido utilizando-se a metodologia proposta por VOLLENWEIDER (1969). Uma amostra de água (0,5 litro) foi filtrada utilizando bomba a vácuo e filtros Whatman GF/F de 47 µm de diâmetro e 0,6-0,7 µm de poro. A técnica de extração dos pigmentos foi realizada utilizando-se como extrator o metanol a 90% como solvente orgânico, em banho maria, a 65°C, e a absorvância foi lida em espectrofotômetro ajustado para dois comprimentos de onda: 665 e 750 µm. O cálculo do teor de clorofila-*a* foi feito utilizando a equação 3.1:

$$\text{Chl a } (\mu\text{g.L}^{-1}) = \frac{\text{K}(\text{ABS665} - \text{ABS750}) \times \text{v}}{\text{L} \times \text{V}} \text{ (equação 3.1)}$$

Em que:

- **K**- 13,9 para MeOH a 95 %
- **L**- cubeta (comprimento)=1cm.
- **v**- volume do extrator (MeOH 95%=20ml).
- **V**- volume da amostra em litros (0,5 L).
- **ABS 665**- Valor da absorvância lida no comprimento de onda de 665nm.
- **ABS 750**- Valor da absorvância lida no comprimento de onda de 750nm.

### 3.4.10-Densidade de Cianobactérias

Amostras brutas de água superficial foram coletadas para análise quantitativa. Alíquotas de 7 mL foram retiradas da amostra de água previamente homogeneizada e preservadas em solução de lugol acético 1%.

Para a contagem, foi utilizada uma câmara de contagem do tipo Newbauer, segundo metodologia descrita por TAVARES & ROCHA (2003). As células foram contadas em quatros blocos, contendo 16 quadrantes em cada bloco (64 quadrantes no total), com cinco repetições por amostra.

### 3.5-Índice de Qualidade de Água (IQA)

Para a determinação da qualidade da água foram utilizadas nove variáveis que representam características físicas, químicas e biológicas da água, estabelecidos pela National Sanitation Foudantion (NSF) nos Estados Unidos, o qual possibilitou o desenvolvimento de um índice. As variáveis utilizadas com seus respectivos pesos estão listadas na tabela 3.1, o qual possibilitou traçar curvas médias da variação da qualidade da água em função das suas respectivas concentrações (SEMAD, 2005).

**Tabela 3.1: Variáveis utilizadas nos cálculos do IQA com seus respectivos pesos.**

<b>PARÂMETROS</b>	<b>PESO-<math>w_i</math></b>
Oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	0,17
Coliformes fecais (NMP/100ml)	0,12
Potencial hidrogeniônico (pH)	0,10
Demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	0,10
Nitrato ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	0,10
Fosfato total ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	0,10
Variação na temperatura	0,10
Turbidez (UNT)	0,08
Sólidos totais ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	0,08

O IQA foi calculado pelo produtório ponderado da qualidade dos parâmetros conforme a equação 3.2:

$$IQA = \prod_{i=0}^9 q_i^{w_i} \quad (\text{equação 3.2})$$

Onde:

- **IQA**- Índice de qualidade da água, de 0 a 100.
- **$q_i$** - qualidade do parâmetro  $i$  obtido através da curva média específica de qualidade;
- **$w_i$** - peso atribuído ao parâmetro, em função de sua importância na qualidade, entre 0 e 1;

Para o cálculo do IQA, foi utilizada a média de valores dos parâmetros encontrados durante as campanhas de campo realizadas durante o período de seca e chuva.

Cada valor de índice encontrado está dentro de uma faixa que representa um nível de qualidade da água (tabela 3.2) o qual demonstra a condição ambiental do curso d'água, que pode ser apresentado em mapas usando cores identificadoras.

**Tabela 3.2: Nível de qualidade da água.**

Nível de Qualidade	Faixa
Excelente	$90 < IQA \leq 100$
Bom	$70 < IQA \leq 90$
Médio	$50 < IQA \leq 70$
Ruim	$25 < IQA \leq 50$
Muito Ruim	$0 \leq IQA \leq 25$

### 3.5.1-Cálculo do $q_s$ dos parâmetros

#### 3.5.1.1-Oxigênio Dissolvido (OD)

Para a determinação do  $q_s$  do oxigênio dissolvido é necessário primeiramente o cálculo da concentração de saturação de oxigênio- $C_s$  (%) de acordo com as condições locais. Para este cálculo foi utilizada a norma recomendada pelo SEMAD (2000) e não a utilizada pela norma mais atual (SEMAD, 2005), devido à ausência de dados sobre o teor de cloretos exigidos na equação atual para o cálculo do  $C_s$ . Para o cálculo foram utilizadas as equações 3.3-5:

$$1^{\circ}\text{-}C_s'' = 14,652 - 4,1022 \times 10^{-1}T + 7,9910 \times 10^{-3}T^2 - 7,774 \times 10^{-5}T^3 \text{ (equação 3.3)}$$

em que:

- $C_s''$ -Concentração de saturação de oxigênio dissolvido em relação a temperatura ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).
- $T$ - Temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ).



$$2^{\circ}-C_s' = [1 - (A/9450)] \times C_s'' \text{ (equação 3.4)}$$

em que:

- $C_s'$ - Concentração de saturação de oxigênio dissolvido em relação à altitude e temperatura ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).
- $A$ - Altitude do ponto onde houve a coleta (m).
- $C_s''$ - Concentração de saturação de oxigênio dissolvido em relação a temperatura ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).

Segue-se com o cálculo de percentual de oxigênio dissolvido do ambiente, expressado pela equação 3.5:

$$3^{\circ}-C_s = OD_{\text{amostra}} \times C_s'^{-1} \text{ (equação 3.5)}$$

Onde temos que:

- $C_s$ - Percentual de oxigênio dissolvido no ambiente em questão (%).
- $OD_{\text{amostra}}$ - Concentração de oxigênio dissolvido da água ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).
- $C_s'$ - Concentração de saturação de oxigênio dissolvido em relação à altitude e temperatura ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).

Com o valor de percentual de oxigênio dissolvido obtido utiliza-se a equação (3.6) para se chegar ao valor de  $q_s$  conforme demonstrado abaixo:

$$4^{\circ}-q_s = 100 \times (\text{sen}(y_1))^2 - [(2,5 \times \text{sen}(y_2) - 0,018 \times C_s\% + 6,86) \times \text{sen}(y_3)] + \frac{12}{e^{y_4} + e^{y_5}} \text{ (equação 3.6)}$$

em que:

- $q_s$ - Nota atribuída à variável (qualidade do oxigênio dissolvido do ambiente de 0-100).
- $C_s$ - Percentual de oxigênio dissolvido do ambiente (%).

•  $y_1, y_2, y_3, y_4$  e  $y_5$ - Estes fatores são calculados conforme descrito nas equações 3.7-11:

$$y_1 = 0,01396 \times Cs + 0,0873 \text{ (equação 3.7)}$$

$$y_2 = \frac{\pi}{56} \times (Cs-27) \text{ (equação 3.8)}$$

$$y_3 = \frac{\pi}{85} \times (Cs-15) \text{ (equação 3.9)}$$

$$y_4 = \frac{(Cs-65)}{10} \text{ (equação 3.10)}$$

$$Y_5 = \frac{(65-Cs)}{10} \text{ (equação 3.11)}$$

### 3.5.1.2-Coliformes Termotolerantes (CF)

Para o cálculo do  $q_s$  da variável coliformes termotolerantes, utiliza-se a equação 3.12 citada abaixo, no qual só pode ser utilizada na condição de que o ambiente estudado tenha quantidade inferior a  $10^5$  NMP/100 mL de coliformes fecais ( $CF \leq 10^5$  NMP/100 mL):

$$q_s = 98,24034 - 34,7145 \times (\log(CF)) + 2,614267 \times (\log(CF))^2 + 0,107821 \times (\log(CF))^3$$

(equação 3.12)

Onde temos que **CF** é a quantidade de coliformes termotolerantes (NMP/100 mL) presentes na amostra. Para quantidades superiores a  $10^5$  NMP/100 mL ( $CF > 10^5$  NMP/100 mL) temos que  $q_s = 3,0$ .

### 3.5.1.3- Potencial Hidrogeniônico (pH)

Para o cálculo do  $q_s$  da variável pH são utilizadas as equações 3.13-15, nas seguintes condições estabelecidas:

Para valores de pH entre 2 e 6,9 (pH=2,1-6,9) tem-se que:

$$q_s = -37,1085 + 41,91277 \times \text{pH} - 15,7043 \times \text{pH}^2 + 2,417486 \times \text{pH}^3 - 0,091252 \times \text{pH}^4$$

(equação 3.13)

Para valores de pH entre 6,9 e 7,1 (pH=7,0 e 7,1) tem-se que:

$$q_s = -4,69365 - 21,4593 \times \text{pH} - 68,4561 \times \text{pH}^2 + 21,638886 \times \text{pH}^3 - 1,59165 \times \text{pH}^4$$

(equação 3.14)

Para valores de pH entre 7,1 a 12 (pH=7,2-12) tem-se que:

$$q_s = -7698,19 + 3262,031 \times \text{pH} - 499,494 \times \text{pH}^2 + 33,1551 \times \text{pH}^3 - 0,810613 \times \text{pH}^4$$

(equação 3.15)

Para valores de pH inferiores a 2,0 (pH  $\leq$  2,0) tem-se que  $q_s=2,0$ ; e que para valores superiores a 12 (pH  $\geq$  12) tem-se que  $q_s=3,0$ .

#### **3.5.1.4-Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)**

Para o cálculo do  $q_s$  da variável Demanda bioquímica de oxigênio está apresentada na equação (3.16) conforme demonstrada abaixo:

Para DBO inferior a 30 mg.L<sup>-1</sup> (DBO  $\leq$  30 mg.L<sup>-1</sup>) temos:

$$q_s = 100,9571 - 10,7121 \times \text{DBO} + 0,49544 \times \text{DBO}^2 - 0,011167 \times \text{DBO}^3 + 0,0001 \times \text{DBO}^4$$

(equação 3.16)

Para DBO superior a 30 mg.L<sup>-1</sup> (DBO > 30 mg.L<sup>-1</sup>) temos que  $q_s=2$ .

### 3.5.1.5-Nitrato ( $\text{NO}_3^-$ )

Para o cálculo do  $q_s$  para a variável nitrato total é necessário converter o valor encontrado de  $\text{N-NO}_3^-$  para  $\text{NO}_3^-$  segundo a equação 3.17 abaixo:

$$\text{NO}_3 = \frac{\text{N-NO}_3 \times 62}{14} \text{ (equação 3.17)}$$

14

Em que:

- $\text{NO}_3^-$ - Nitrato total ( $\text{mg.L}^{-1}$ )
- $\text{N-NO}_3^-$ - Nitrogênio que forma nitrato ( $\text{mg.L}^{-1}$ )

Para valores de nitrato inferiores a  $10 \text{ mg.L}^{-1}$  ( $\text{NO}_3 \leq 10 \text{ mg.L}^{-1}$ ) tem-se que:

$$q_s = -5,1 \times \text{NO}_3 + 100,17 \text{ (equação 3.18)}$$

Para valores de nitrato compreendidos entre 10 e  $60 \text{ mg.L}^{-1}$  ( $\text{NO}_3 = 11-60 \text{ mg.L}^{-1}$ ) tem-se que:

$$q_s = -22,853 \times \ln(\text{NO}_3) + 101,18 \text{ (equação 3.19)}$$

Para valores de nitrato compreendidos entre 60 e  $90 \text{ mg.L}^{-1}$  ( $\text{NO}_3 = 61-90 \text{ mg.L}^{-1}$ ) tem-se que:

$$q_s = 10^{10} \times (\text{NO}_3)^{-5,1161} \text{ (equação 3.20)}$$

Para valores de nitrato superiores a  $90 \text{ mg.L}^{-1}$  ( $\text{NO}_3 > 90 \text{ mg.L}^{-1}$ ) temos que  $q_s = 1,0$ .

### 3.5.1.6-Fosfato Total (PO<sub>4</sub><sup>-</sup>)

Para o cálculo do  $q_s$  da variável fosfato total é necessário converter o valor encontrado de fósforo total para fosfato total (Ptotal a PO<sub>4</sub><sup>-</sup>) segundo a equação (3.21) abaixo:

$$PO_4 = \frac{PT \times 94,97}{30,97} \text{ (equação 3.21)}$$

em que:

- **PO<sub>4</sub>**- Fosfato total (mg.L<sup>-1</sup>)
- **PT**- Fósforo total da amostra (mg.L<sup>-1</sup>)

Depois de encontrado o valor da concentração de fosfato total na amostra, calcula-se o  $q_s$  a partir da equação 3.22, desde que o valor de fosfato total não ultrapasse 10 mg.L<sup>-1</sup> (PO<sub>4</sub> ≤ 10 mg.L<sup>-1</sup>).

$$q_s = 79,7 \times (PO_4 + 0,821)^{-1,15} \text{ (equação 3.22)}$$

Para valores de fosfato superiores a 10 mg.L<sup>-1</sup> (PO<sub>4</sub> > 10 mg.L<sup>-1</sup>) temos que **q<sub>s</sub>=5,0**.

### 3.5.1.7-Variação de Temperatura (Δt)

Esta variável leva em consideração características de corpos d'água e variações climáticas dos EUA, além de que os ambientes aquáticos norte americanos recebem grandes quantidades de cargas com temperaturas elevadas. Assim, as equações destas variáveis não condizem com a realidade brasileira, considerando que a variação de

temperatura de equilíbrio é próxima de zero, onde tem-se a seguinte situação representada pela equação (3.23) citada abaixo:

$$\Delta t(^{\circ}\text{C})=0: q_s= 4,8 \times \Delta t + 93 \text{ (equação 3.23)}$$

$$q_s= 4,8 \times (0)+93$$

$$q_s= 93$$

Utiliza-se  $q_s$  para a variável variação de temperatura valor constante e igual a 93 segundo SEMAD (2005).

### 3.5.1.8-Turbidez (Tu)

Para o cálculo do  $q_s$  da variável turbidez (Tu) é utilizada a equação 3.24 conforme apresentada abaixo, desde que o valor de turbidez do ambiente não exceda 100 UNT ( $Tu \leq 100$  UNT):

$$q_s= 90,37 \times e^{(-0,0169 \times Tu)} - 15 \times \cos [0,0571 \times (Tu - 30)] + 10,22 \times e^{(-0,231 \times Tu)} - 0,8$$

(equação 3.24)

Para valores de turbidez do ambiente superior a 100 UNT ( $Tu > 100$ ) o valor de  $q_s=5,0$ .

### 3.5.1.9- Sólidos Totais (ST)

Para o cálculo do  $q_s$  da variável sólidos totais (ST) é utilizada a equação 3.25 conforme demonstrada abaixo, no entanto, o valor de sólidos totais do ambiente não pode exceder  $500 \text{ mg.L}^{-1}$  ( $ST \leq 500 \text{ mg.L}^{-1}$ ):

$$q_s = 133,17 \times e^{(-0,0027 \times ST)} - 53,17 \times e^{(-0,0141 \times ST)} + [(-6,2 \times e^{(-0,00462 \times ST)}) \times \text{sen}(0,0146 \times ST)] \text{ (equação 3.25)}$$

Para valores de sólidos totais do ambiente superiores a 500 mg.L<sup>-1</sup> (ST>500) o valor de  $q_s=30,0$ .

## **3.6-Análise Qualitativa da Comunidade de Cianobactérias**

### **3.6.1-Amostragens**

Para o registro dos gêneros/espécies de cianobactérias presentes nas águas do Ribeirão do Funil, foram realizadas coletas com o auxílio da rede de fitoplâncton (20 µm de abertura de malha) (figura 3.5). Foram realizados arrastos horizontais na superfície. A rede de fitoplâncton possibilitou concentrar os organismos, facilitando o diagnóstico da biodiversidade fitoplanctônica.

As amostras foram acondicionadas em frascos de vidro de 500 ml e transportadas sob refrigeração para a Unidade de Crescimento de Plantas (UCP) onde se localiza o laboratório de Ficologia do Departamento de Biologia Vegetal (DBV) da UFV.

### **3.6.2-Isolamento e Obtenção de Culturas Monoespecíficas**

As amostras de água foram enriquecidas com meios de culturas BG-11 suplementados ou não com fontes de nitrogênio (AGUIAR, 1992), facilitando o isolamento de cianobactérias heterocitadas das não heterocitadas.

Para o isolamento foram utilizados os métodos de micropipetagem e plaqueamento em meio sólido com 1,5% de ágar (KUGRENS *et al.*, 2000), sendo que após sucessivas repicagens foram obtidas culturas monoespecíficas.



**Figura 3.5: Rede de fitoplâncton.**

### **3.6.3-Manutenção de Culturas**

As culturas monoespecíficas foram mantidas em sala de crescimento do Laboratório de Ficologia da UFV (figura 3.6A), sob condições fotoautotróficas de crescimento, ou seja, a temperatura de  $21^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$  e regime de 16/8 horas de luz/escuro de acordo com Aguiar (2000). As culturas isoladas foram mantidas em Erlenmeyer (125 ml), em meio de cultura líquido (figura 3.6B).

### **3.6.4-Identificação Taxonômica**

Para identificar as espécies isoladas foi utilizado um microscópio binocular (AXIOSTAR-PLUS marca ZEISS), com ocular de medição acoplada, no Laboratório de Ficologia. As características morfométricas e morfológicas da vida vegetativa e reprodutiva foram analisadas utilizando-se bibliografias específicas. A identificação foi



feita, quando possível, em nível específico, adotando-se o Sistema de classificação proposto por KOMAREK & ANAGNOSTIDIS (1986, 1995, 1998) para a ordem Chroococcales, ANAGNOSTIDIS & KOMAREK (1988) para ordem Oscillatoriales, KOMAREK & ANAGNOSTIDIS (1989) para ordem Nostocales e ANAGNOSTIDIS & KOMAREK (1990) para a ordem Stigonematales.

### **3.6.5-Registro Fotográfico e Ilustrações**

Para o registro fotográfico das espécies isoladas foi utilizado um microscópio óptico AXIOSTAR PLUSS marca ZEISS, acoplado a um sistema U-PHOTO com captura de imagem, obtida com software SPOT BASIC.

Foram feitas ilustrações das espécies encontradas, utilizando-se microscópio de luz equipado com câmara-clara.

### **3.6.6-Detecção de Microcistina**

Para a determinação de microcistina nas cepas potencialmente tóxicas foram utilizadas amostras de culturas monoespecíficas. As amostras foram cultivadas em mesa de agitação com rotação de 90-100 rpm, para a produção de biomassa. Inicialmente, estas foram centrifugadas por 25 min (5000 rpm) para concentrar a biomassa e, em seguida, as culturas foram submetidas sucessivas vezes o congelamento e descongelamento. Três repetições foram usadas. A variação brusca da temperatura promove a lise celular dos indivíduos.

A detecção de microcistina foi realizada pelo método de Imunoensaio ELISA (Enzyme-Linked Immuno Sorbent Assay), o qual permite a detecção imediata da presença ou ausência de microcistina em amostras de água e culturas. A detecção de microcistina seguiu a metodologia proposta por CHU & WEI (1990).

A presença ou ausência de microcistina em amostras de culturas unicelulares, pelo teste Elisa é detectada pela diferença de coloração. No método são usados dois tubos

padrões para interpretação visual dos resultados. A concentração da amostra é inversamente proporcional ao desenvolvimento de cor. Para interpretação dos resultados, amostras com intensidade de cor maior que a cor azul do padrão  $0,5 \mu\text{g L}^{-1}$ , contém menos que  $0,5 \mu\text{g L}^{-1}$  de microcistina, indicando ausência da toxina (resultado negativo): a cor azul expressa entre o padrão  $0,5$  e  $3 \mu\text{g L}^{-1}$  ausência de toxina (resultado negativo) e nas amostras menor que a cor azul do padrão  $3,0 \mu\text{g L}^{-1}$  indicam a presença da toxina.



**Figura 3.6: A- Vista geral da sala de cultivo; B- Culturas mono específicas.**

### **3.7-Análises Estatísticas**

A partir dos valores das concentrações, das diferentes variáveis ambientais obtidas nos três pontos de amostragem, ao longo do Ribeirão do Funil, nos diferentes períodos (seca e chuva), realizou-se análise de dados por meio de estatística descritiva.

Os valores de densidade de cianobactérias foram correlacionados com as variáveis ambientais analisadas por meio do coeficiente r-Pearson ( $p < 0,05$ ).

Análise de correspondência canônica (CCA) foi utilizada para determinar o padrão de distribuição de cianobactérias em relação aos fatores ambientais no período estudado. A CCA (TERR BRAAK, 1986) é uma análise multivariada de gradiente direto que ordena os eixos por combinações lineares com as variáveis ambientais. A interação entre as espécies e o ambiente para cada eixo é dada pela medida de correlação espécie-ambiente. Para interpretação dos eixos de ordenação foram calculados coeficientes de correlação entre cada variável ambiental e cada eixo. Para a matriz de dados biológicos foram utilizados os dados de riqueza de espécies, densidade de cianobactérias. A matriz das variáveis ambientais foi composta por pluviosidade, temperatura da água, condutividade elétrica, sólidos totais, turbidez, oxigênio dissolvido, DBO, nitrogênio total, nitrato, fósforo total, ortofosfato e clorofila-*a*.

Para testar o nível de significância dos dois primeiros eixos da CCA utilizou-se o teste de Monte Carlo ( $p \leq 0,05$ ) para determinar se os autovalores apresentam ou não distribuição ao acaso.

As similaridades entre as espécies de cianobactérias que ocorreram nos pontos amostrados e nos períodos de coletas foram verificadas através de análise de agrupamento utilizando o índice de similaridade de Sorensen (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974) e a interpretação foi realizada pelos métodos de médias não ponderadas (Unweighted Pair Group Method With Arithmetic Mean-UPGMA), expressa na forma de dendograma, obtido através do programa Multivariate Statistical Package (MVSP).

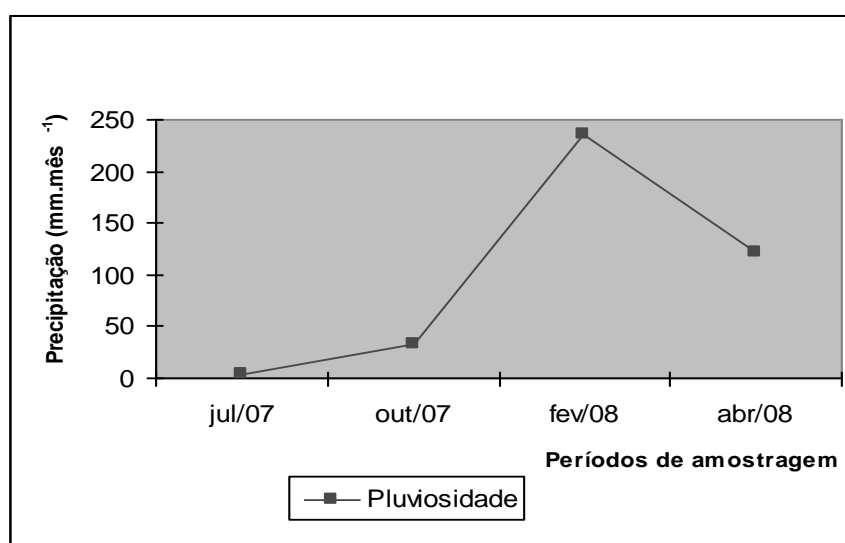
## **4-RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **4.1-Variáveis Climatológicas**

#### **4.1.1-Pluviosidade**

Os valores de pluviosidade relacionados com os períodos em que foram realizadas as coletas estão mostrados na figura 4.1.

Os valores obtidos estão de acordo com o padrão climático que o Município de Ouro Preto apresenta, onde ocorrem dois períodos distintos, um período seco e de clima mais frio durante os meses de maio a outubro; e um período mais quente e chuvoso, que vai de novembro a abril (OURO PRETO, 2000). Os maiores valores de precipitação ocorreram nos meses de fevereiro (236,2 mm) e abril (121,5 mm), períodos mais quentes e de precipitação mais intensa.



**Figura 4.1: Precipitação pluviométrica acumulada ocorrida durante os períodos de amostragem (30 dias antes das coletas), no Município de Ouro Preto.**

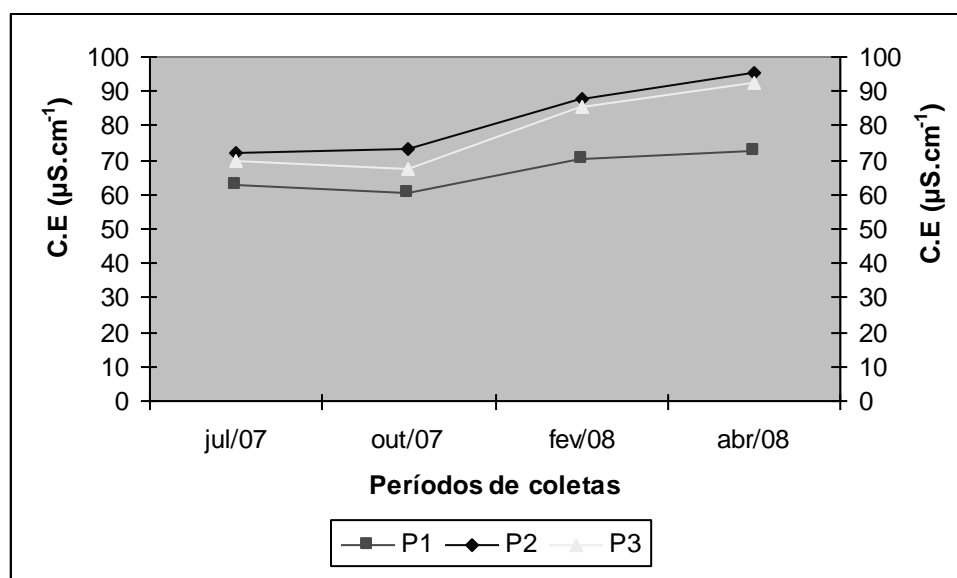
## 4.2-Variáveis Limnológicas

### 4.2.1-Conductividade Elétrica, pH e Temperatura

Na figura 4.2 apresenta-se a variação da condutividade elétrica nos três pontos amostrados durante o período de estudo.

A condutividade elétrica nas amostras de água coletadas nos três pontos exibiu a mesma tendência de variação temporal, no qual houve aumento desta variável do período seco (julho e outubro) para o período chuvoso (fevereiro e abril).

As amostras coletadas no ponto 2 (P2) apresentaram os maiores valores de condutividade elétrica em relação aos outros pontos amostrados. O valor mínimo de condutividade elétrica foi obtido em julho, sendo o valor de  $72 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  e máximo em abril ( $995,15 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ). A amostra coletada em P3 apresentou valor mínimo em outubro com  $67,6 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  e máximo em abril com  $92,36 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . No ponto 1 (P1) ocorreram os menores valores, com mínimo de  $60,5 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  em outubro e máximo de  $72,59 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  em abril.



**Figura 4.2: Variação temporal da condutividade elétrica.**

Os valores de condutividade elétrica foram semelhantes com os encontrados por LAMPARELLI (2004) em rios de São Paulo e por BARROS (2008) nos rios Turvo Sujo e São Bartolomeu em Viçosa-MG, nos quais variaram de  $60\text{-}100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ .

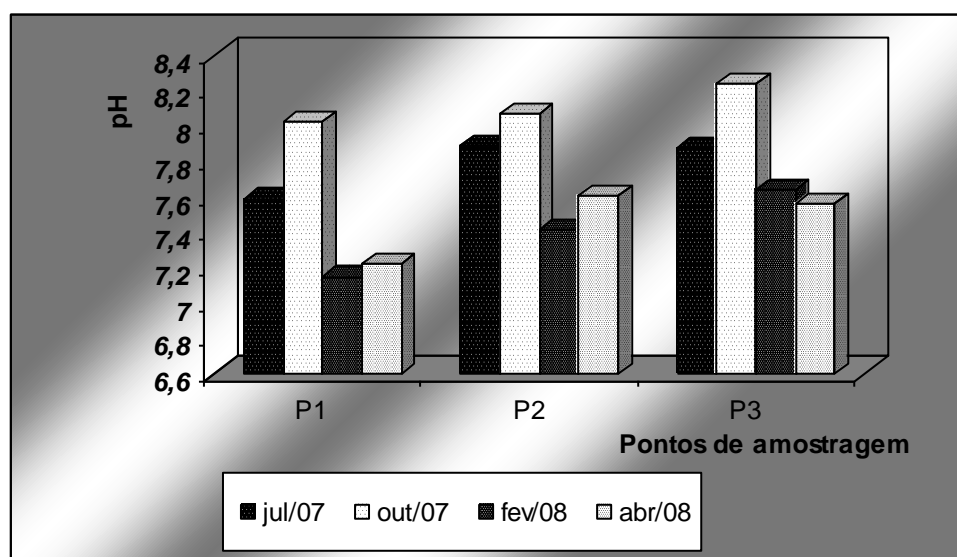
No presente estudo, a condutividade elétrica seguiu o mesmo padrão de variação observado por BRANCO & SENNA (1996), MAGALHÃES (2007) e SILVA (2008), no qual, em períodos com maiores precipitações ocorreram os maiores valores de condutividade elétrica. Segundo BRANCO & SENNA (1996), este fato pode estar relacionado com o carreamento de matéria orgânica, sólidos e consequentemente de íons

pela água da chuva (escoamento superficial) para dentro do rio, o qual resultou na elevação da condutividade durante este período.

A condutividade elétrica pode ser um indicativo da contaminação de rios e lagos, por descargas de efluentes industriais e domésticos, os quais podem ter em sua constituição material orgânico, o qual sofre decomposição e liberam íons na água, além de sais (BOLLMANN, 2003). Conforme observado, os valores encontrados para condutividade elétrica no Ribeirão do Funil indicam que o despejo de esgotos não foi significativo para que ocorressem altas concentrações de sais na água.

A variação no valor do pH nos três pontos amostrados está apresentada na figura 4.3.

Durante todo o período de estudo, o pH esteve em condição de neutro-alcálico a básico nos pontos amostrados, com mesma tendência entre estes, no qual apresentaram valores de pH maiores durante o período seco, com valores máximos no mês de outubro. Valor máximo de pH foi encontrado em amostras de água de P3 (8,24) em outubro, e mínimo em amostras coletadas em P1 (7,15) durante o mês de fevereiro. A variação sazonal do pH foi pequena nos pontos amostrados. Segundo TALAMONI (1995), baixas flutuações nos valores de pH nos corpos d'água sugerem que há um eficiente sistema de tamponamento ou acelerada dinâmica metabólica do meio (relação decomposição/fotossíntese).



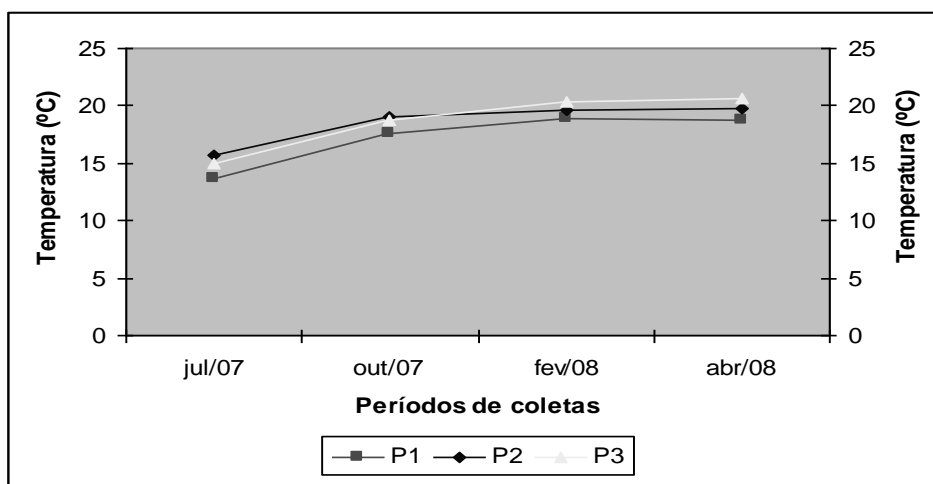
**Figura 4.3: Variação temporal do pH nos três pontos amostrados.**

De acordo com MAIER (1987), as águas dos rios brasileiros tendem a apresentar valores de pH neutro a ácidos, o que não ocorreu no Ribeirão do Funil. Pode estar relacionado com o despejo de esgotos domésticos, os quais possuem em sua constituição, dentre outros compostos, carbonatos, bicarbonatos e cátions básicos como sódio, cálcio e magnésio (GOMES, 1989), o que favorece a elevação do pH. Segundo JORDÃO *et al.*, (1999) a geologia e o uso e ocupação do solo são fatores de grande influência no pH de uma bacia. A bacia do Ribeirão do Funil está inserida na região do Quadrilátero Ferrífero, caracterizado por apresentar solos mais ácidos. Assim, acredita-se que o fator que pode estar relacionado com a elevação do pH das águas do Ribeirão do Funil seja o despejo de esgoto doméstico.

O padrão de variação do pH no Ribeirão do Funil, com maiores valores no período seco foi o mesmo encontrado por MATSUZAKI *et al.* (2004). Esse fato pode estar relacionado ao efeito diluidor que as chuvas provocam, aumentando o volume de água e reduzindo a concentração de íons de reação básica no meio aquático. Além disso, segundo MOURA (1996), temperaturas mais baixas registradas no período seco influenciam diretamente os processos biológicos como a decomposição, reduzindo a velocidade das reações existentes (reduzem da liberação de CO<sub>2</sub>), contribuindo para a elevação do pH.

A figura 4.4 apresenta a variação da temperatura da água, nos três pontos de coletas ao longo do período de monitoramento.

As variações de temperatura foram semelhantes nos três pontos, com maiores temperaturas no período chuvoso e menores no seco. Amostras de água de P1 apresentaram as menores temperaturas durante todo o período de estudo, com a temperatura mínima alcançando a 13,7 °C, no mês de julho. Isto se deve, provavelmente a presença da mata ciliar próxima ao ponto de amostragem e o desnível topográfico do local, o qual contribui para o sombreamento, reduzindo a entrada de radiação solar no local. Amostras de água coletadas em P3 apresentaram as maiores temperaturas, com máximo de 20,63°C durante o mês de abril. Isto pode ser explicado pela variação diurna da temperatura, sendo P3 o último ponto a ser amostrado, com coleta realizada em horário onde a temperatura do ar estava mais quente. A temperatura superficial da água é influenciada por fatores como latitude, altitude, estação do ano, período do dia e nível de água do rio (RIBEIRO, 2002).



**Figura 4.4: Variação temporal da temperatura da água nos três pontos amostrados.**

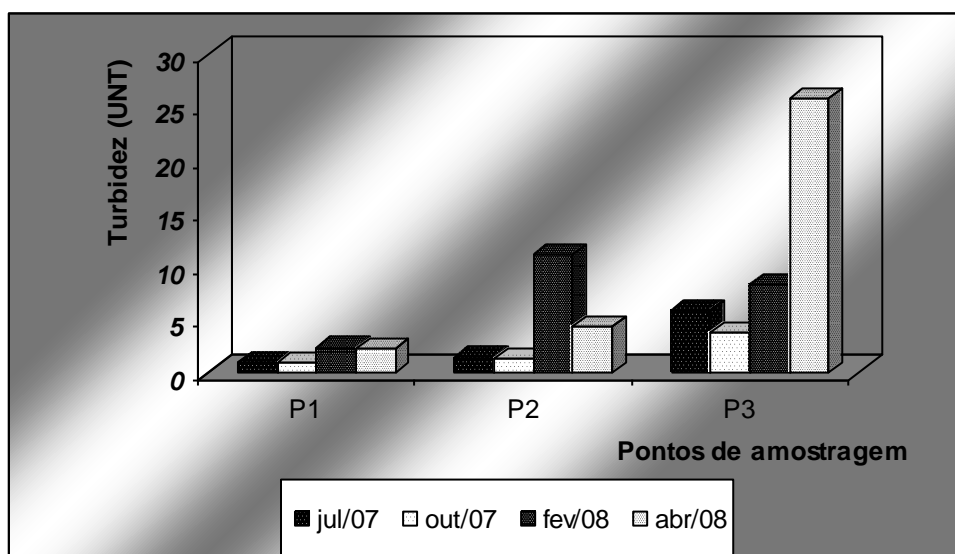
#### 4.2.2- Turbidez

As variações no valor de turbidez da água, nos três pontos amostrados, encontram-se na figura 4.5.

De uma forma geral, os valores encontrados de turbidez apresentaram-se baixos, exceto no mês de abril, em amostras coletadas em P3, no qual foi registrada turbidez de 25,9 UNT. Amostras de água de P3 registraram, em geral, os maiores valores de turbidez, durante o período de amostragem (exceto em fevereiro, no qual P2 registrou maior valor) com mínimo em outubro, quando ocorreu 3,83 UNT. Em P1, as amostras coletadas registraram os menores valores, tendo o mínimo ocorrido em julho (0,95 UNT) e o máximo em fevereiro (2,37 UNT).

A variação temporal da turbidez, nos pontos amostrados, foi a mesma observada para condutividade elétrica, com elevação do período seco para o chuvoso. Os resultados encontrados corroboram com estudos de ANIDO (2002) em microbacias localizadas no Parque Estadual da Serra do Mar e BARROS (2008) no rio Turvo Sujo em Viçosa-MG. Conforme FRITZSONS *et al.* (2003), as chuvas provocam o escoamento de partículas para dentro do leito do rio, além de aumentar o volume e a vazão da água, o que influencia na ressuspensão dos sedimentos e na erosão de encostas das margens, o qual contribui para o aumento da turbidez.





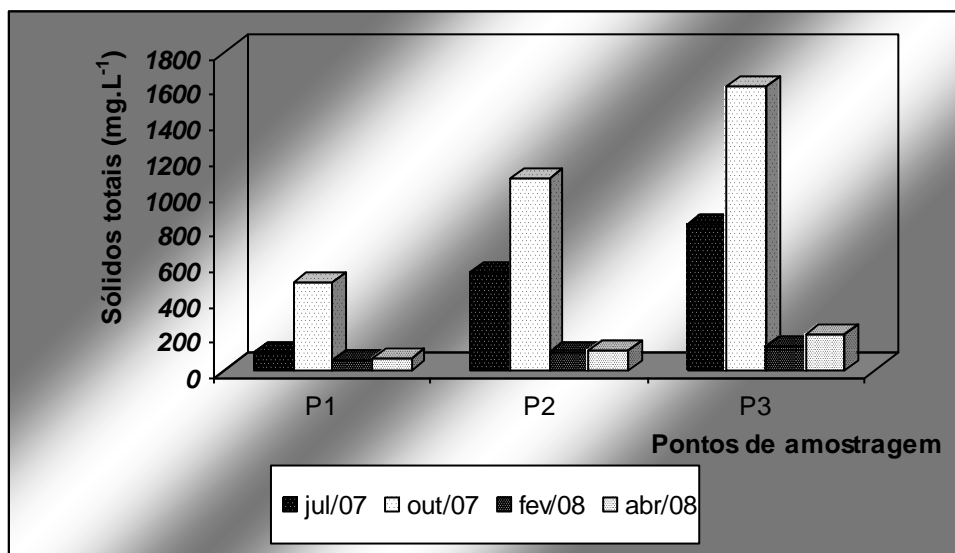
**Figura 4.5: Variação temporal da turbidez na água nos pontos amostrados.**

### 4.2.3-Sólidos Totais

A variação na concentração de sólidos totais, nos três pontos de amostragem, está apresentada na figura 4.6.

Durante todo o período de estudo, amostras coletadas em P3 apresentaram os maiores valores de sólidos totais, registrando valores altos, tendo sido registrado 830 e 1610 mg.L<sup>-1</sup> em julho e outubro, respectivamente; além disso, as amostras coletadas em P1 apresentaram os menores valores, durante o período de estudo, com 57 e 73 mg.L<sup>-1</sup> em fevereiro e abril respectivamente.

A concentração de sólidos nos rios está relacionada com a precipitação, trechos de corredeiras, tipologia da vegetação, pedologia, topografia, e com uso e ocupação do solo da bacia e os possíveis impactos antrópicos causados, como ocupação desordenada do solo e atividades agrícolas, os quais contribuem para processos erosivos e lançamento de efluentes, os quais resultam no aporte de partículas (MARINELLI, 1999), além disso, há também a influência da correnteza e da turbulência que podem suspender partículas presentes no fundo dos rios. (SANTOS, 2000).



**Figura 4.6: Variação temporal da concentração de sólidos totais na água.**

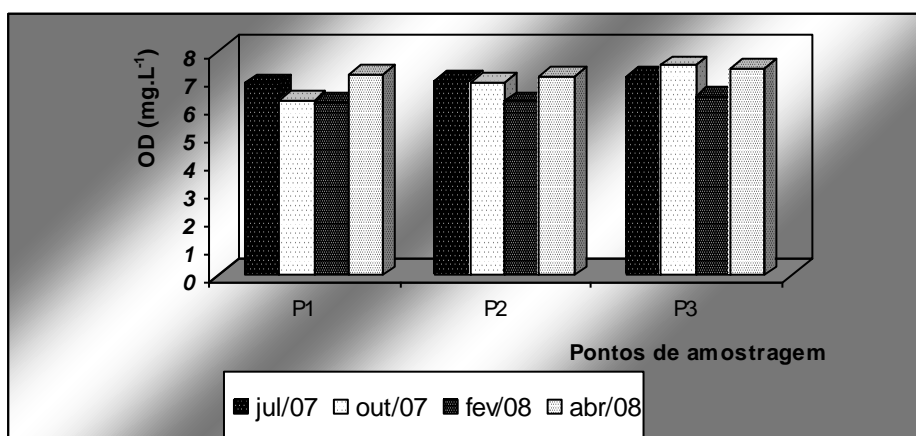
Conforme observado, a concentração de sólidos totais nas águas do Ribeirão do Funil foram altas considerando os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05, (concentrações acima de 1000 mg.L<sup>-1</sup>), o que pode estar associado ao relevo acidentado da bacia, que favorece a entrada de partículas, potencializado por atividades antrópicas, que contribuem para a formação de processos erosivos em torno da bacia, os quais pode-se citar a mineração (topázio imperial), desmatamento de mata ciliar para atividades agrícolas e pastagens e o lançamento de esgotos domésticos.

A variação temporal da concentração de sólidos totais apresentou semelhanças entre os pontos de coletas, com redução dos valores do período seco para o período chuvoso. O mesmo resultado foi apresentado no trabalho desenvolvido por PERES (2002), no Rio Monjolinho (São Carlos-SP), porém com concentrações não tão elevadas. Entretanto, torna-se importante ressaltar que a ocorrência de chuvas, apesar de proporcionar aumento do escoamento de partículas para dentro dos rios, também proporciona aumento do volume da água e da vazão, o que reduz a concentração de sólidos, causado pelo efeito diluidor provocado pelas chuvas.

#### **4.2.4-Oxigênio Dissolvido**

Os resultados encontrados sobre a concentração de oxigênio dissolvido estão apresentados na figura 4.7.

Ocorreu pouca variação na concentração de oxigênio dissolvido durante o período de estudo. Em P1, as amostras de água variaram entre 6,2 mg.L<sup>-1</sup> em fevereiro e 7,2 mg.L<sup>-1</sup> em abril. Em P2, as amostras apresentaram uma variação na concentração de 6,23 mg.L<sup>-1</sup> em fevereiro para 7,1 mg.L<sup>-1</sup> em abril. Em amostras de água coletadas em P3 a variação foi de 6,4 mg.L<sup>-1</sup> em fevereiro e 7,4mg.L<sup>-1</sup> em abril.



**Figura 4.7: Variação temporal da concentração de oxigênio dissolvido na água.**

O oxigênio é um gás pouco solúvel em água e a sua solubilidade depende da pressão (altitude), temperatura e sais dissolvidos. Segundo VALENTE *et al.* (1997) a concentração de saturação de oxigênio dissolvido está em torno de 8,0 mg.L<sup>-1</sup>, a 25°C, entre 0 e 1000 metros. Valores de OD inferiores ao valor de saturação indicam presença de matéria orgânica, e valores superiores indicam a existência de crescimento anormal de algas, uma vez que, as mesmas liberam oxigênio durante a fotossíntese (CETESB, 2005). A mensuração das concentrações de oxigênio dissolvido possibilita avaliar as condições naturais da água e detectar impactos ambientais como eutrofização e poluição orgânica (JORDÃO *et al.*, 2007).

Segundo MATEUS & TUNDISI (1988), em rios, geralmente, a concentração de OD é alta devido à turbulência, e sua concentração varia de um curso d'água para outro ou no próprio rio devido às alterações nas características geomorfológicas (remansos e corredeiras), condições climáticas, processos erosivos e ocupação do solo. Tal fato não foi

observado no presente estudo, em que a concentração de oxigênio dissolvido variou pouco ao longo do rio, no mesmo período.

As concentrações menores e maiores de OD, em todos os pontos amostrados, ocorreram em fevereiro e abril, respectivamente. De acordo com MATOS (2006), é comum observar, em períodos de maiores precipitações, menores concentrações de OD, devido ao arraste de materiais orgânicos e de lodos do solo para dentro dos rios, o que aumenta o consumo deste na decomposição. Como fevereiro é período de chuvas mais intensas, o escoamento de material orgânico para dentro do rio foi significativo, resultando em maior consumo de OD pelos organismos decompositores (elevação da DBO), além da entrada de compostos oxidáveis (elevação da DQO), os quais contribuem para a redução da concentração de OD na água. Com a estabilização das chuvas em abril (período de menor precipitação), o escoamento foi menor, além do aumento da vazão que contribuiu para a diluição da matéria orgânica presente, somado ao aumento do volume de água do rio, o qual pode gerar maior turbulência da água, favorecendo um aumento na concentração de OD, durante este período.

#### **4.2.5-Demanda Bioquímica de Oxigênio**

Os valores encontrados de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nos pontos amostrados, estão apresentados na figura 4.8.

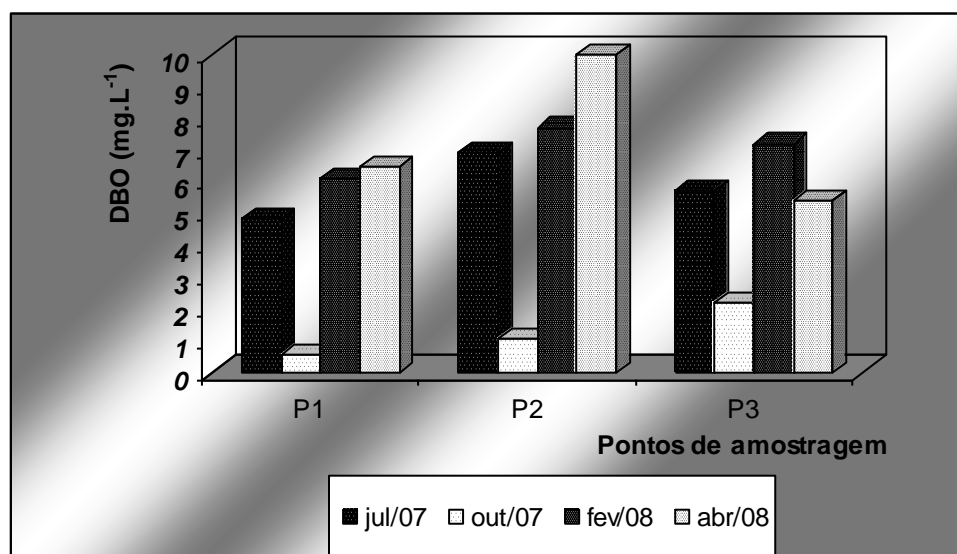
Em todos os pontos amostrados houve grande variação de DBO, durante o período de estudo. O mês de outubro foi o período em que todos os pontos de amostragem apresentaram valores baixos de DBO. A amostra de água coletada em P1 apresentou o menor valor de DBO, com  $0,6 \text{ mg.L}^{-1}$ , e  $6,1$  e  $6,5 \text{ mg.L}^{-1}$  em fevereiro e abril respectivamente; as amostras coletadas em P2 apresentaram os maiores valores de DBO, registrando  $7,7$  e  $10,0 \text{ mg.L}^{-1}$  em fevereiro e abril, respectivamente; em amostras de água de P3, houve os maiores valores em fevereiro e julho, com  $7,20$  e  $5,40 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente.

Os principais fatores que influenciam na DBO são os lançamentos domésticos e industriais de águas residuárias, carreamento por chuvas de compostos que demandam oxigênio para sua estabilização, concentração de compostos orgânicos e inorgânicos,

revolvimento do sedimento de fundo e a turbulência, devido a ação dos ventos e da influência das margens e do fundo (PERES, 2002).

Os valores de DBO encontrados foram baixos se comparados aos obtidos por SILVA (2008) e BARROS (2008), ambos no Rio Turvo Sujo em Viçosa-MG, onde foram registradas concentrações de DBO de até 34 mg.L<sup>-1</sup>, e por BASTOS (2007), no Ribeirão do Capim, em Governador Valadares-MG, onde foi registrada DBO de 3-60 mg.L<sup>-1</sup>.

Conforme observado, os maiores valores de DBO ocorreram nos períodos chuvosos, gerado pelo escoamento superficial de material orgânico. Além disso, MATSUZAKI *et al.* (2004) relatam que em corpos aquáticos com pouca profundidade, pode ocorrer ressuspensão do material do fundo, o que acarreta a elevação da taxa de decomposição, resultando em aumento da DBO e da condutividade elétrica. Nos períodos chuvosos há o aumento do volume e da vazão da água, o que pode favorecer tal processo pelo aumento da turbulência da água.



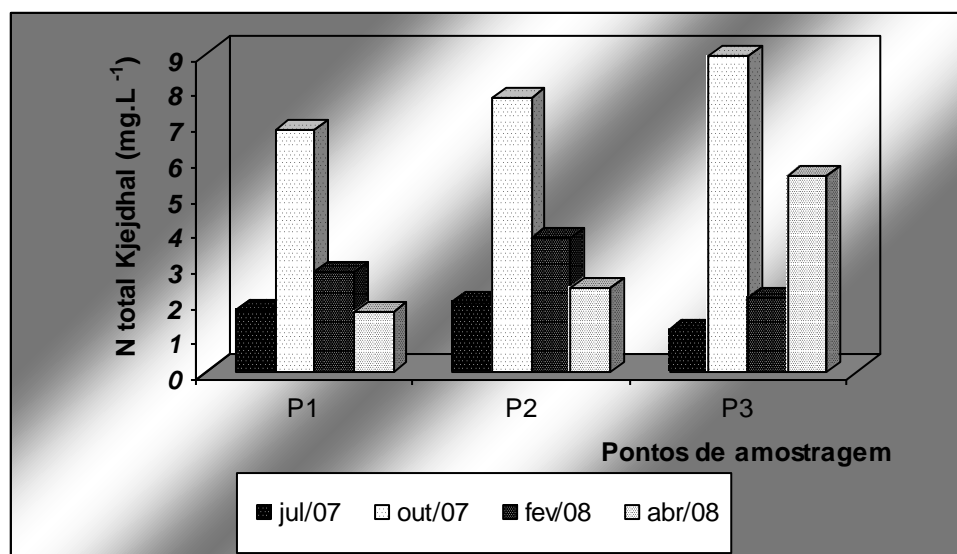
**Figura 4.8: Variação temporal da demanda bioquímica de oxigênio (DBO).**

#### **4.2.6-Nitrogênio Total Kjeldahl, Nitrato e Amônio**

A figura 4.9 apresenta a concentração de nitrogênio Kjeldahl total dos pontos amostrados.

Todos os pontos de coleta apresentaram as maiores concentrações de nitrogênio total Kjeldahl, ao final do período de seca (outubro). A concentração máxima e mínima encontrada para nitrogênio total ocorreu em amostras de água coletadas em P3, tendo sido obtido valores de 8,92 mg.L<sup>-1</sup> em outubro e 1,176 mg.L<sup>-1</sup> em julho. Amostras coletadas em P1 e P2 apresentaram variação temporal da concentração de nitrogênio total Kjeldahl semelhantes. Em P1, as amostras de água apresentaram concentração máxima de 6,84 mg.L<sup>-1</sup> e mínima de 1,69 mg.L<sup>-1</sup>; em amostras coletadas em P2, a concentração máxima foi de 7,73 mg.L<sup>-1</sup> e mínima de 1,99 mg.L<sup>-1</sup>.

Houve declínio na concentração de nitrogênio total Kjeldahl do período seco para o chuvoso. Esta variação também foi encontrada em outros trabalhos como o de MOSCHINI & CARLOS *et al.* (1998) no Rio Paranapanema, MAGALHÃES (2007), BARROS (2008) e SILVA (2008), em estudos no Rio Turvo Sujo; ROCHA & THOMAZ (2004), em avaliações limnológicas no Rio Baía, afluente do Rio Paraná. Tal fato se deve à redução do nível de água devido à falta de chuvas, o que gerou aumentando da sua concentração na água.



**Figura 4.9: Variação temporal da concentração de nitrogênio total.**

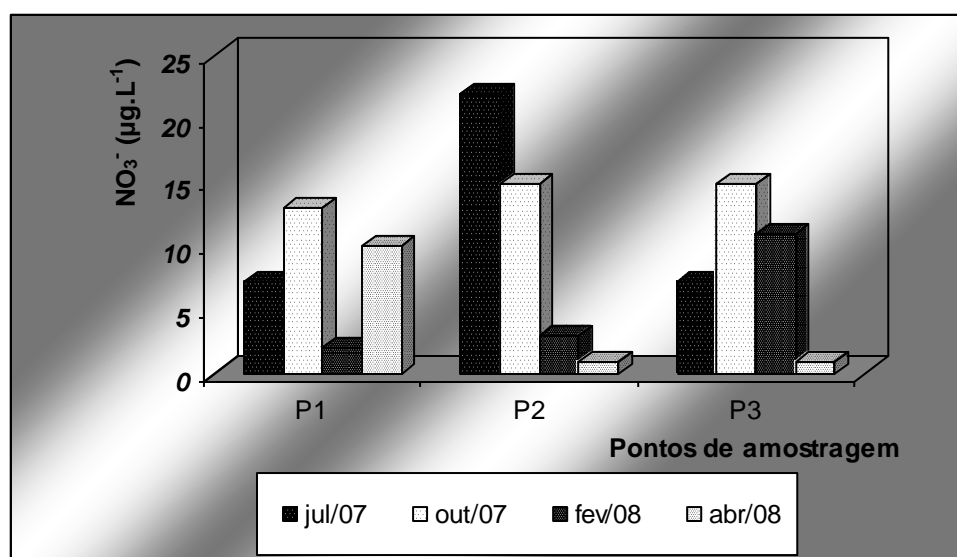
Estudos feitos por SIGLEO & FRICK (2007), no rio Yaquina, Oregon (USA), constataram as maiores concentrações de nutrientes durante o período de menor precipitação. Com a chegada das primeiras chuvas, ocorreu elevação na concentração destes, devido principalmente ao primeiro escoamento superficial, o que pode explicar a

elevação da concentração de nitrogênio total Kjeldahl do mês de julho para outubro (mês com maior precipitação no qual ocorreram as primeiras chuvas).

A figura 4.10 apresenta a concentração de nitrato nos pontos amostrados.

O valor máximo foi encontrado em amostras de água coletas em P2, onde foi obtido concentração igual a  $22 \mu\text{g.L}^{-1}$ , em julho, e o mínimo de  $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ , em amostras de água de P2 e P3, no final do período chuvoso (abril). Os resultados encontrados não corroboraram com os resultados obtidos por SERRANO (1997), no qual o autor observou maiores concentrações de nitrato e nitrito durante o período chuvoso, onde o aumento da temperatura de um período para outro acelerou as reações químicas e o metabolismo dos microrganismos aquáticos, elevando a taxa de decomposição da matéria orgânica, contribuindo para o aumento das formas inorgânicas de nitrogênio.

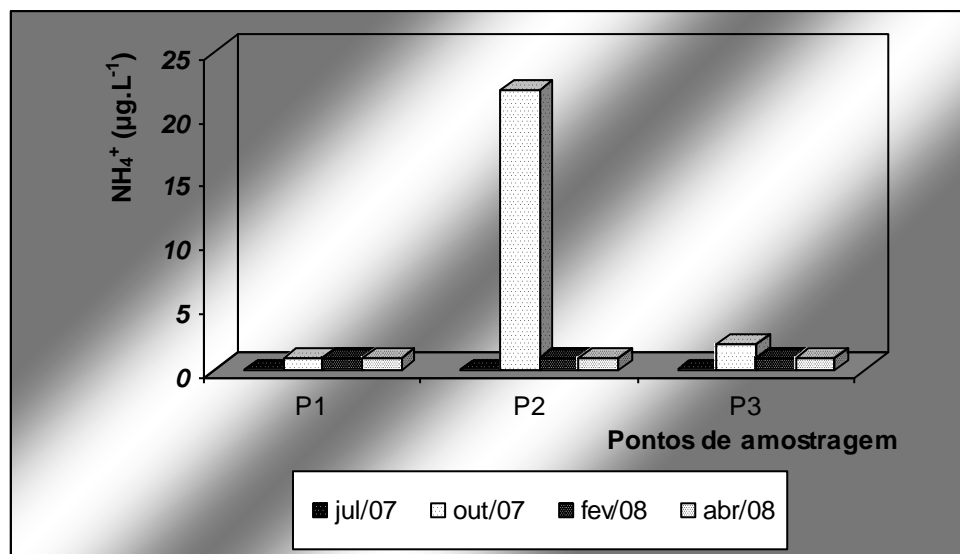
Os baixos valores encontrados de nitrato nas águas do Ribeirão do Funil indicam que o aporte de nitrogênio pode ser baixo no sistema, e que a descarga de esgotos domésticos no ribeirão não tem influência significativa na concentração de nitrato na água. Os resultados foram semelhantes aos encontrados por SÁ & JÚNIOR (1997) em alguns reservatórios de Minas Gerais como o reservatório de Porto Colômbia ( $6-31 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) na cidade de Itumbiara, e no reservatório de Marimbondo ( $2-28 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) em Furnas. Segundo MATOS (2001), em águas superficiais, a concentração de nitrato não ultrapassa  $5 \text{mg.L}^{-1}$ , a menos que ocorra poluição excessiva, e condições plenas de aeração da água.



**Figura 4.10: Variação temporal da concentração de nitrato.**

A figura 4.11 apresenta a concentração de amônio nos pontos amostrados.

A concentração de amônio foi baixa em todos os pontos amostrados, durante o período de estudo, ocorrendo apenas uma variação brusca de amônio na amostra de água coletada em P2, no mês de outubro, ocasião em que foi registrada a maior concentração ( $22 \mu\text{g.L}^{-1}$ ). No geral, a concentração não ultrapassou  $2 \mu\text{g.L}^{-1}$ , chegando a não ser detectada em julho em todos os pontos amostrados.



**Figura 4.11: Variação temporal da concentração de amônio.**

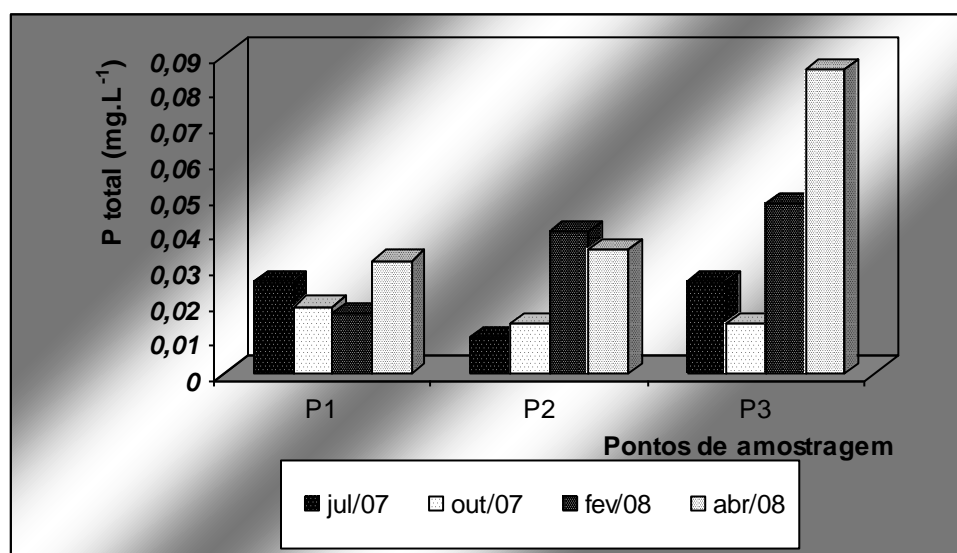
Os baixos valores da concentração de amônio no Ribeirão do Funil são devido à baixa entrada de N no ambiente, o que gera baixas concentrações de amônio e nitrato nas amostras de água. Além disso, este íon é rapidamente assimilado pelo próprio fitoplâncton, no qual segundo WETZEL (2001), é a fonte de N mais importante para estes organismos, por ser absorvido com gasto menor de energia

#### **4.2.7-Fósforo Total e Ortofosfato**

A concentração de fósforo total nos pontos amostrados se encontra na figura 4.12.

A maior concentração de fósforo total ocorreu em amostras de água de P3, no mês de abril ( $86 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) e a menor em amostras de água de P2 ( $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ ), no mês de julho.





**Figura 4.12: Variação temporal da concentração de fósforo total na água.**

O fósforo pode ser originado naturalmente na bacia por meio da dissolução de rochas e da decomposição da matéria orgânica; e também por influência antrópica pela descarga de despejos domésticos, industriais e de fertilizantes (MACEDO, 2001).

O ciclo do fósforo é influenciado por fatores ambientais tais como potencial redox, temperatura, e atividades biológicas como a decomposição (BORGES, 1999).

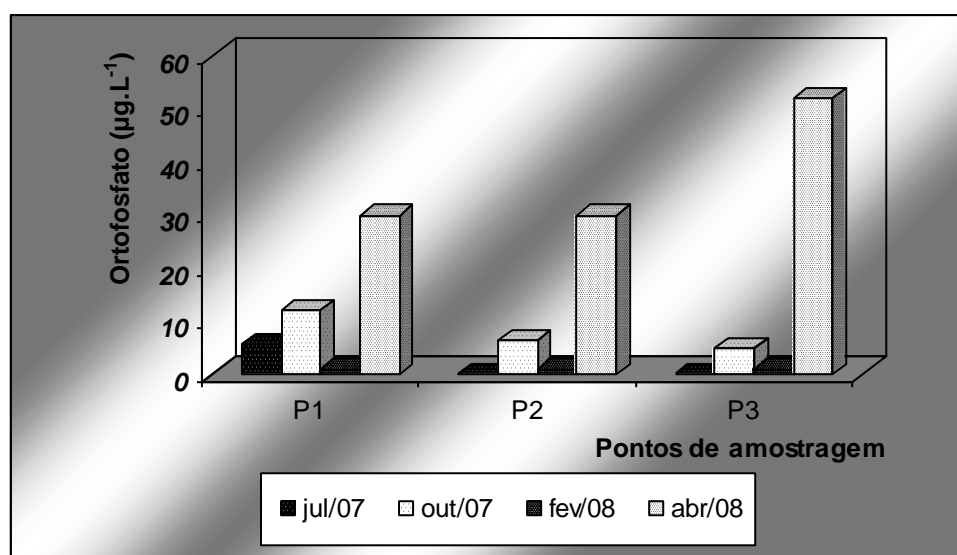
Conforme MARQUES (2006), em seu estudo no Reservatório Luís Eduardo Magalhães, a elevação da concentração de fósforo durante o período chuvoso é devido ao escoamento superficial da bacia de drenagem. No presente estudo, houve correlação entre os períodos, com maiores precipitações, e as maiores concentrações de fósforo total na água. Além disso, o maior revolvimento do fundo provocado pela maior vazão da água do rio (aumento da turbulência), que ocorrem em períodos chuvosos, pode ter influenciado a elevação da concentração de fósforo total durante este período.

Apesar de, na bacia do Ribeirão do Funil, o solo ser ocupado predominantemente por atividades agrícolas (subsistência) como lavouras de milho, mandioca, cafeeiro, dentre outras, os quais demandam o uso de fertilizantes; além da ocupação por pastagens, as quais favorecem processos erosivos nas margens do rio, a concentração de fósforo total não foi alta. Os valores obtidos foram semelhantes aos encontrados por SILVA (2008), no Rio Turvo Sujo, onde as concentrações variaram de 2-5  $\mu\text{g.L}^{-1}$ .

A figura 4.13 apresenta a concentração de ortofosfato ou fósforo reativo solúvel dos pontos amostrados.

A variação temporal da concentração de ortofosfato dos pontos amostrados foi semelhante, com maiores valores nos meses de outubro e abril. A máxima concentração ocorreu em amostras coletadas em P3 no mês de abril com  $50 \mu\text{g.L}^{-1}$  e a menor nas águas coletadas em P2 e P3 no mês de julho, onde não foi detectado níveis de ortofosfato nas amostras.

A presença de ortofosfato em ambientes aquáticos é importante fator para manter o baixo grau de trofia do ambiente. A manutenção deste composto em baixas concentrações é importante para minimizar problemas referentes à eutrofização. Além disso, está intimamente envolvido com a produção biológica, por ser liberado na degradação das substâncias orgânicas, sendo rapidamente assimilados por outros organismos como as microalgas.



**Figura 4.13: Variação temporal da concentração de ortofosfato nos pontos amostrados.**

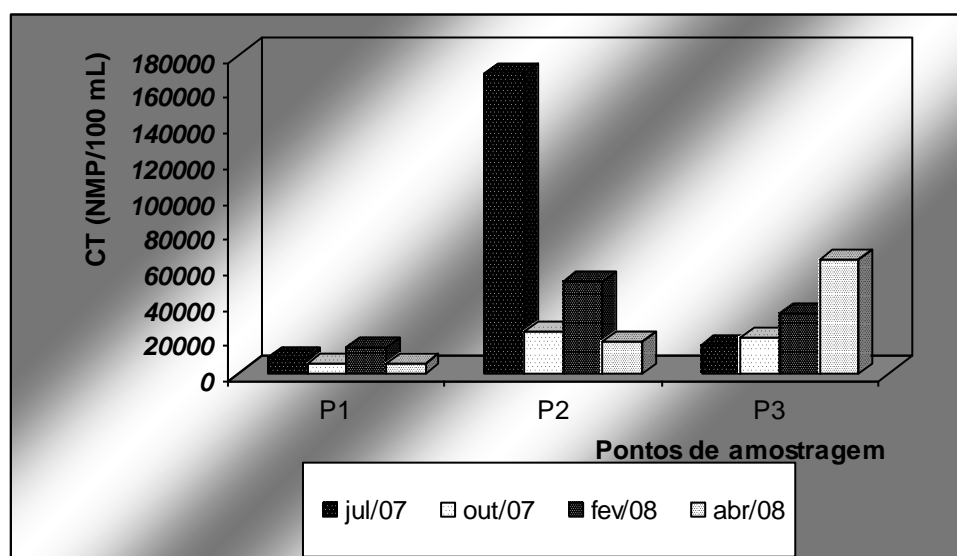
As baixas concentrações de ortofosfato encontradas podem estar relacionadas com o baixo aporte de formas fosfatadas, e a fácil capacidade de assimilação deste nutriente pelo fitoplâncton, o que o torna extremamente difícil detecção por meio de técnicas analíticas (CHORUS & BARTRAM, 1999).

#### 4.2.8-Coliformes Totais e Termotolerantes (Fecais)

Os valores de coliformes totais estão apresentados na figura 4.14.

Os valores foram elevados durante todo o período de estudo, com exceção para a amostra coletada em P1, no qual registrou  $5,8 \times 10^2$  NMP/100 mL, no mês de outubro. No mês de julho, ocorreu o maior valor de coliformes totais, em amostra coletada em P2, com  $1,7 \times 10^5$  NMP/100 mL.

Os pontos amostrados não apresentaram um padrão de variação sazonal. As amostras coletadas em P1 obtiveram os menores valores de coliformes totais, e as amostras de água coletadas em P2 apresentaram a maior variação sazonal dentre os pontos de amostragem.



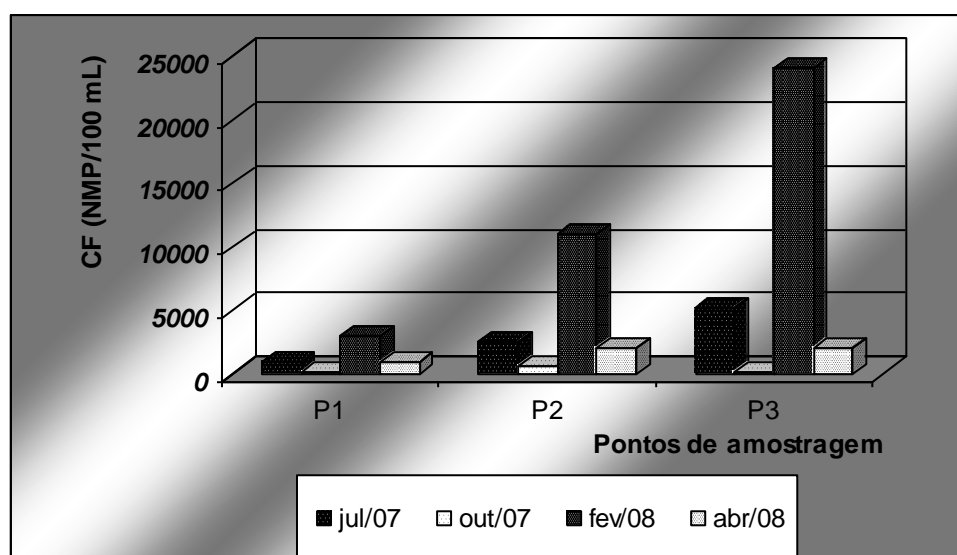
**Figura 4.14** Variação temporal do número mais provável de coliformes totais.

No geral, foi no período de seca que ocorreram os maiores valores de coliformes totais, o que pode ser explicado pela baixa capacidade de diluição do Ribeirão do Funil nesta época.

Os valores de coliformes termotolerantes ou fecais estão apresentados na figura 4.15.

Foram encontrados valores altos de coliformes termotolerantes ou fecais durante o período de estudo. No mês de outubro, ocorreram os menores valores nos pontos amostrados, com valor mínimo de 130 NMP/100 mL em amostras de água em P1. No mês de fevereiro ocorreram os maiores valores, com o valor máximo de coliformes termotolerantes de  $2,4 \times 10^4$  NMP/100 mL em amostras de P3.

Os pontos amostrados apresentaram variação temporal de coliformes termotolerantes semelhantes. Apresentaram maiores valores durante o período de chuva, contrastando com coliformes totais, e não corroborando com o trabalho de BASTOS (2007), no Ribeirão do Capim em Governador Valadares-MG, e ANDRADE (2006), no Ribeirão Palheiros, em São Paulo, nos quais encontraram maiores valores durante o período de seca.



**Figura 4.15: Variação temporal do número mais provável de coliformes termotolerantes.**

Segundo ROSLEV *et al.* (2004), a descoberta de contaminantes fecais deve ser umas das principais prioridades no controle da qualidade da água. A presença destes microrganismos indica a possibilidade da existência de microrganismos intestinais patogênicos como vírus, bactérias, vermes e protozoários (BRANCO, 1996), apesar de alguns autores discordarem desta correlação (BERNARDO, 1995).

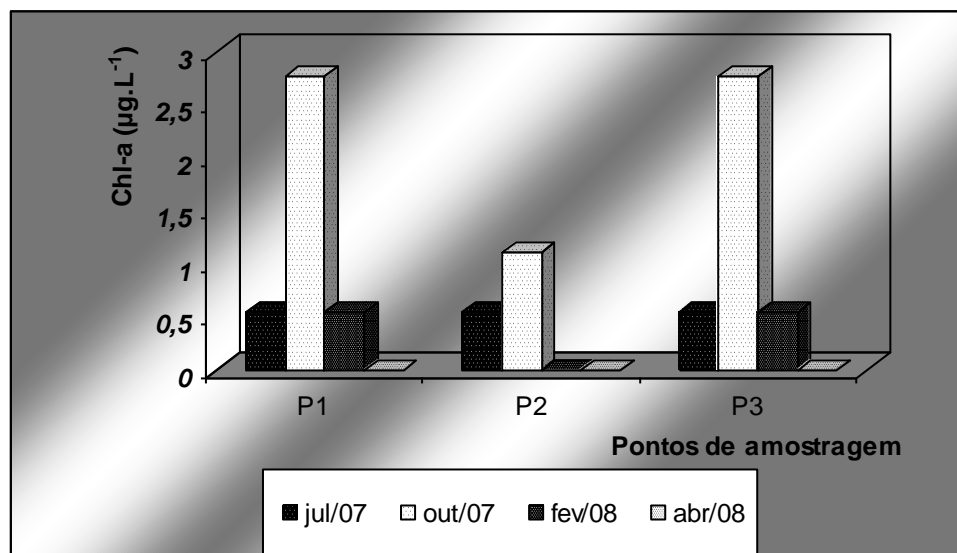
Vários pesquisadores como HOFFMAN *et al.* (1997), GIOMBELLI *et al.* (1998) e WENDAP *et al.* (1999) constataram em estudos, que no Brasil, muitas vezes grande parte

da água destinada para consumo não reúne as características necessárias para serem consideradas apropriadas, em relação aos padrões microbiológicos estabelecidos na Portaria 518 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004), o que reforça a necessidade de se monitorar esta variável nos mananciais, desde a captação até o tratamento, nas suas várias etapas.

#### 4.2.9-Clorofila-*a*

O teor de clorofila-*a* nos pontos amostrados estão apresentados na figura 4.16.

As concentrações de clorofila-*a* foram baixas, sendo que o valor máximo obtido foi de 2,78  $\mu\text{g.L}^{-1}$  em amostras de água dos pontos 1 e 3, no mês de outubro. Houve amostras em que os teores de clorofila-*a* foram insignificantes, como ocorreu no mês de abril, em todos os pontos amostrados, e na amostra de água coletada em P2, no mês de fevereiro.



**Figura 4.16: Variação temporal do teor de clorofila-*a* nos pontos amostrados.**

Na avaliação da qualidade da água de mananciais, tanto em rios, lagos e reservatórios é importante avaliar a variável biológica clorofila-*a*, pois segundo CRUZ *et al.* (2003), concentrações elevadas de clorofila-*a* indicam uma resposta biológica da

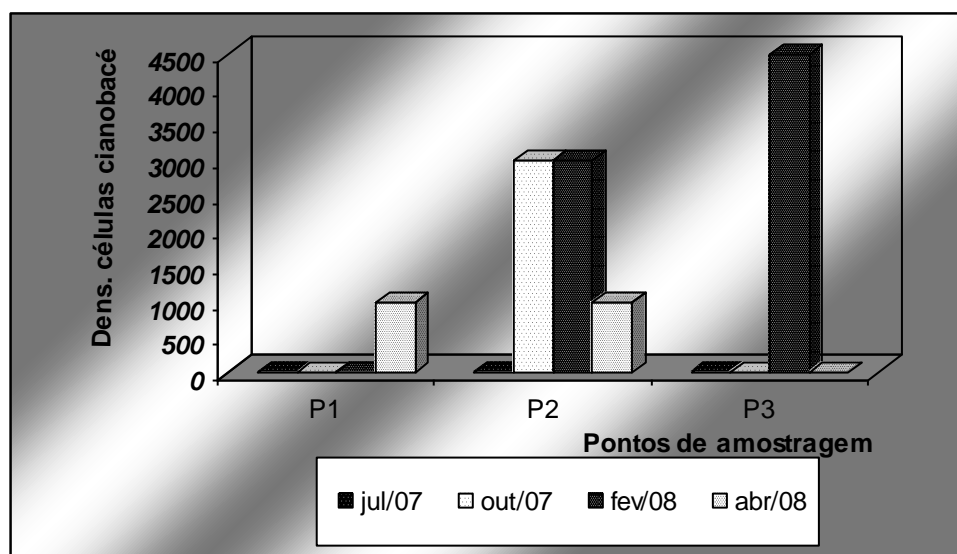
eutrofização, além de indicar grande produção biológica. Os baixos valores encontrados para clorofila-*a* neste estudo foram semelhantes aos encontrados por SILVA (2008), no rio Turvo Sujo de Viçosa-MG, e pode estar associada à baixa produtividade primária do sistema. Portanto, este parâmetro é um indicativo de que as águas do Ribeirão do Funil encontram-se em condições oligotróficas. Estudos realizados por SILVA, D. (2005) em pesqueiros paulistas e por WOSIACK (2005), na praia artificial de Entre Rios, encontraram concentrações de clorofila-*a* de 65,55 e 187,3  $\mu\text{g.L}^{-1}$  respectivamente. Nos dois estudos, estas concentrações de clorofila-*a* foram acompanhadas por grandes densidades de cianobactérias (grande produção biológica), o que caracteriza uma floração, uma consequência direta da eutrofização.

#### 4.2.10-Densidade de Células de Cianobactérias

A densidade de cianofíceas nos pontos amostrados encontra-se na figura 4.17.

A densidade foi baixa em todos os pontos durante o período de estudo, semelhantes aos resultados obtidos por MAGALHÃES (2007) e SILVA (2008) no rio Turvo Sujo na cidade de Viçosa-MG. As maiores densidades foram registradas no mês de fevereiro, no qual as amostras coletadas em P2 e P3 registraram  $3 \times 10^3$  e  $4,5 \times 10^3$   $\text{cél.mL}^{-1}$  respectivamente.

As espécies que apresentaram densidades significativas e os períodos em que estas ocorreram estão apresentadas na tabela xx (montar tabela)Quatro espécies registraram densidades significativas. A espécie *Synechococcus cf. nidulans* registrou densidade de  $3000 \text{ cel.mL}^{-1}$ , sendo encontradas 1500 células em amostras de água no ponto 2 em fevereiro/08 e  $500 \text{ cel./mL}^{-1}$  em abril/08. Em amostras de água de P1 foram encontradas  $500 \text{ células.mL}^{-1}$  em fevereiro/08 e em P3, 500 células foram registradas no mês de fevereiro/08; *Nostoc muscorum* apresentou densidade de  $5000 \text{ cel.mL}^{-1}$  no total, sendo encontradas  $3000 \text{ células/mL}^{-1}$  em outubro/07, 2000 células em amostras de água no ponto 3 em fevereiro/08; *Nostoc sp1* obteve  $1500 \text{ cel.mL}^{-1}$  em amostras de água em P2 no período de fevereiro/08; *Anabaena ambigua* com  $2000 \text{ cel.mL}^{-1}$  no mês de fevereiro/08 em amostras de água coletadas em P3..



**Figura 4.17: Variação temporal da densidade de cianobactérias nos pontos amostrados.**

As maiores densidades de células, no presente estudo foram observadas durante o período chuvoso, diferente do encontrado por SILVA (2008), no Rio Turvo Sujo. No período de chuvas, as águas aumentam a velocidade, a vazão e o volume, dificultando o estabelecimento dos microrganismos, além de solubilizar os nutrientes e colaborar para a redução da densidade de células.

A maior densidade de células de cianobactérias ocorreu no período chuvoso e quente, o que pode ser explicado pelo efeito que o aumento da temperatura provoca no ambiente, ou seja, aumenta o metabolismo dos microrganismos e, em consequência, ocorre elevação da taxa de reprodução, possibilitando a ocorrência de maior número de organismos na coluna d'água (aumento da abundância relativa). Além disso, houve maior concentração de fósforo total na água no período chuvoso. O fósforo é um dos fatores limitantes para o desenvolvimento dos organismos fitoplanctônicos e, segundo SMITH (1983), a concentração de fósforo total está diretamente relacionada a ocorrência das cianobactérias no ambiente.

A floração de cianobactérias registrada mais recentemente no Rio das Velhas, ocorreu no mês de setembro de 2006, período de pouca precipitação, o qual resultou no aumento da concentração de nutrientes, devido aos despejos de esgotos lançados no rio e a redução da vazão que favoreceu o aparecimento de remansos, contribuindo para o aparecimento das florações e amplo desenvolvimento dos microrganismos.

#### **4.2.11-Avaliação da Qualidade da Água (Resolução CONAMA 357/05)**

Os resultados das variáveis utilizadas na caracterização da qualidade da água do Ribeirão do Funil foram comparados com os valores máximos estabelecidos na Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005) para corpos de água doce Classe 2.

Segundo ANDRADE (2000), em diagnóstico geoambiental da cabeceira do Rio das Velhas (próximo à bacia do Ribeirão do Funil), as águas nestes trechos se apresentavam na condição Classe 1, segundo a Resolução CONAMA 357/05. No entanto, PIMENTEL (2001) encontrou elevadas concentrações de metais como cádmio, chumbo, cobalto, manganês, níquel em pontos localizados a jusante do rio das Velhas e em alguns afluentes próximos (Ribeirão do Funil não foi incluído), além de arsênio e ferro, os quais estiveram acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 para corpos hídricos Classe 2, o que indica a necessidade de se avaliar a concentração de metais pesados e compostos tóxicos, além da realização do Índice de contaminação por tóxicos (CT), segundo SEMAD (2005).

Os requisitos necessários de um corpo hídrico ser classificado como condição Classe 2 foram comparados com os valores obtidos no presente estudo, resultando na seguinte análise:

→ **pH: 6-9**

Em relação ao pH, todos os pontos amostrados durante o período de estudo estiveram dentro do limite estabelecido na Resolução CONAMA 357/05.

→ **Turbidez: até 100 UNT**

Em relação à turbidez, os pontos amostrados estiveram dentro do limite estabelecido, ocorrendo valores dentro dos requisitos aceitáveis para corpos d'água classe 2 estabelecidos na Resolução CONAMA.

→ **Sólidos totais: 500 mg.L<sup>-1</sup>**



A variável sólidos totais apresentou-se fora dos limites aceitáveis estabelecidos durante o período de seca de P2 e P3 (560,1082 e 830, 1610 mg.L<sup>-1</sup> em fevereiro e abril respectivamente) valores bem acima do estabelecido pela Resolução CONAMA.

→**Oxigênio Dissolvido (OD): não inferior a 5 mg.L<sup>-1</sup>**

Em relação ao oxigênio dissolvido do ambiente, os pontos amostrados sempre apresentaram concentração acima de seis mg.L<sup>-1</sup>, dentro do limite estabelecido na Resolução CONAMA.

→**Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO): até 5 mg.L<sup>-1</sup>**

A demanda bioquímica de oxigênio esteve acima do limite recomendado em 50% das amostras de água coletadas em P1, 75% das amostras coletadas em P2 e 75% das amostras de água coletadas em P3, o que demonstra que, para esta variável, o Ribeirão do Funil não pode ser classificado como condição Classe 2, conforme estabelecido na Resolução CONAMA 357/05.

→**Nitrato: até 10 mg.L<sup>-1</sup>**

Para a variável nitrato, os pontos amostrados sempre estiveram dentro do limite aceitável estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05.

→**Fósforo total: até 0,1 mg.L<sup>-1</sup> para ambientes lóticos ou tributários de ambientes lênticos**

Para a variável fósforo total, os pontos amostrados sempre estiveram dentro do limite aceitável estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05.

→**Coliformes termotolerantes ou fecais: até 1000 NMP/100 mL**

Conforme observado, os coliformes termotolerantes sempre estiveram acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05, indício de alta carga de matéria orgânica de origem fecal entrando no ambiente.

→**Clorofila-a: até 30  $\mu\text{g.L}^{-1}$**

Para a variável clorofila-a, os pontos amostrados sempre estiveram dentro do limite aceitável estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05.

→**Densidade de células de cianobactérias: até 20000  $\text{cel.mL}^{-1}$**

Para a variável densidade de cianobactérias, os pontos amostrados sempre estiveram dentro do limite aceitável recomendado pela Resolução CONAMA 357/05.

## **4.3-Índice de Qualidade Água**

### **4.3.1- IQA Ponto 1- Nascente**

Os valores médios das variáveis utilizadas nas campanhas feitas durante o período seco e chuvoso, assim como a nota ou  $q_s$  de cada variável, encontram-se listados na tabela 4.1:

A partir das notas obtidas para as variáveis durante o período seco e chuvoso e utilizando o produtório ponderado, obteve-se Índice de Qualidade da Água das amostras de água coletadas em P1 durante o período seco de **57,69 (IQA= 57,69)**, e no período chuvoso de **55,06 (IQA= 55,06)**. Segundo a classificação proposta por SEMAD (2005), as águas coletadas em P1 tanto no período seco como no chuvoso, localizado em uma das nascentes, está em condição **média** de qualidade da água, sendo representada no mapa hidrológico da bacia (figura 4.18) pela cor amarela.

No período seco, as variáveis que contribuíram para redução na qualidade da água foram coliformes termotolerantes ( $q_s= 24,96$ ) e sólidos totais ( $q_s=57,86$ ). A baixa

concentração de nutrientes encontrado refletiu em boas notas obtidas pelas variáveis fosfato total ( $q_s=91,13$ ) e nitrato total ( $q_s=100$ ); outra variável que também apresentou boa nota durante este período foi pH ( $q_s=89,60$ ).

Durante o período chuvoso, assim como ocorreu no período seco, a variável coliforme termotolerantes ( $q_s= 16,01$ ) foi quem mais contribuiu para a redução da qualidade da água. Outra variável que também contribuiu negativamente foi demanda bioquímica de oxigênio ( $q_s=50,5$ ). Semelhante ao período chuvoso, a concentração de nutrientes também foi baixa, ocorrendo boas notas por parte das variáveis fosfato total ( $q_s=90,43$ ) e nitrato total ( $q_s=99,83$ ). Ao contrário do que ocorreu no período de menor precipitação, sólidos totais apresentou boa nota com  $q_s= 90,11$ .

**Tabela 4.1: Média dos valores das variáveis encontradas durante o período seco e de chuva com seus respectivos  $q_s$ : MS- Média na seca; MC- Média na chuva.**

VARIÁVEIS	MS	$q_sS$	MC	$q_sC$
Oxigênio Dissolvido ( $mg.L^{-1}$ )	6,55		6,70	
Temperatura da água ( $^{\circ}C$ )	15,35		18,85	
Altitude (m)*	1135		1135	
PSO (%) <sup>o</sup>	74,76	<b>80,83</b>	82,41	<b>88,08</b>
Coliformes termot.* (NMP/100 ml)	550	<b>24,96</b>	2000	<b>16,01</b>
pH	7,81	<b>89,60</b>	7,185	<b>91,08</b>
DBO ( $mg.L^{-1}$ )	2,715	<b>75,31</b>	6,30	<b>50,50</b>
N-NO <sub>3</sub> ( $mg.L^{-1}$ )	0,010		0,006	
Nitrato ( $mg.L^{-1}$ )	0,045	<b>99,83</b>	0,027	<b>100,0</b>
Fósforo Total ( $mg.L^{-1}$ )	0,0225		0,0245	
Fosfato Total ( $mg.L^{-1}$ )	0,069	<b>91,13</b>	0,075	<b>90,43</b>
Sólidos Totais ( $mg.L^{-1}$ )	303	<b>57,86</b>	65	<b>90,11</b>
Turbidez (UNT)	0,96	<b>81,31</b>	2,36	<b>76,96</b>
Variação de Temperatura ( $^{\circ}C$ )	0	<b>93,0<sup>o</sup></b>	0	<b>93,0<sup>o</sup></b>

\* Variável que não foi utilizada a média.

• Nota recomendada pela SEMAD (2005).

° Percentual de saturação de oxigênio dissolvido.

▪ Coliformes termotolerantes.

Observa-se que houve redução no índice de qualidade da água das amostras coletadas de água do período seco para o chuvoso. Isto indica que o escoamento superficial pode ter contribuído para tal fato, favorecendo a entrada de contaminantes de origem fecal e de carga orgânica, além do aumento do volume de água, o qual possibilitou o revolvimento do fundo e ressuspensão de partículas elevando a concentração da turbidez, sólidos e da demanda bioquímica de oxigênio.

#### **4.3.2- IQA Ponto 2- Captação**

Os valores médios das variáveis utilizadas, assim como a nota ou  $q_s$  de cada variável encontram-se listados na tabela 4.2:

A partir das notas obtidas para as variáveis durante o período seco e chuvoso e utilizando o produtório ponderado, obteve-se Índice de Qualidade da Água das amostras de água coletadas em P2 durante o período seco de **51,58 (IQA= 51,58)**, e no período chuvoso de **50,60 (IQA= 50,60)**. Segundo a classificação proposta por SEMAD (2005), a água coletada em P2 tanto no período seco como no chuvoso está em condição **média** de qualidade da água, sendo representada no mapa hidrológico pela cor amarela (figura 4.18).

No período seco, assim como ocorreu em amostras de água do ponto amostral anterior, as variáveis fosfato total e nitrato obtiveram boas notas ( $q_s= 95,07$  e  $99,76$  respectivamente), além do pH e do oxigênio dissolvido. As variáveis coliformes termotolerantes e sólidos totais tiveram uma contribuição negativa bem significativa, o qual influenciou consideravelmente na nota do IQA das águas do ponto amostrado. As mesmas variáveis obtiveram as menores notas no ponto amostral anterior.

**Tabela 4.2: Média dos valores das variáveis encontradas durante o período seco e de chuva com seus respectivos  $q_s$ : MS- Média na seca; MC- Média na chuva.**

VARIÁVEIS	MS	$q_s$ S	MC	$q_s$ C
Oxigênio Dissolvido (mg.L <sup>-1</sup> )	6,93		6,665	
Temperatura da água (°C)	17,40		19,66	
Altitude (m)*	1040		1040	
PSO (%)°	81,76	<b>87,48</b>	82,43	<b>88,10</b>
Coliformes termot.* (NMP/100 ml)	1605	<b>14,86</b>	6550	<b>9,83</b>
pH	7,98	<b>89,60</b>	7,515	<b>92,92</b>
DBO (mg.L <sup>-1</sup> )	4,00	<b>65,35</b>	8,85	<b>37,83</b>
N-NO <sub>3</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	0,0185		0,002	
Nitrato (mg.L <sup>-1</sup> )	0,080	<b>99,76</b>	0,009	<b>100,0</b>
Fósforo Total (mg.L <sup>-1</sup> )	0,012		0,0375	
Fosfato Total (mg.L <sup>-1</sup> )	0,0368	<b>95,07</b>	0,102	<b>87,40</b>
Sólidos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	821	<b>30,0</b>	170	<b>79,20</b>
Turbidez (UNT)	1,39	<b>79,88</b>	7,725	<b>65,23</b>
Variação de Temperatura (°C)	0	<b>93,0°</b>	0	<b>93,0°</b>

\* Variável que não foi utilizada a média.

• Nota recomendada pela SEMAD (2005).

° Percentual de saturação de oxigênio dissolvido.

\* Coliformes termotolerantes.

No período chuvoso, assim como ocorreu nas amostras de água coletas em P1, as variáveis coliformes termotolerantes e demanda bioquímica de oxigênio ( $q_s$ = 9,83 e 37,83 respectivamente) contribuíram para redução do índice de qualidade da água de P2. E as variáveis, nitrato, pH e oxigênio dissolvido obtiveram as melhores notas.

Comparando os índices de qualidade da água entre os períodos em P2, observa-se que houve redução do período seco para o chuvoso, o mesmo que ocorreu no ponto amostral anterior. A explicação é a mesma, no qual as chuvas causam o escoamento

superficial, o qual favorece a entrada de sólidos, partículas, materiais orgânicos e inorgânicos para o leito do rio.

Uma análise comparativa entre os índices de qualidade da água entre os pontos amostrados (P1 e P2), observa-se que P1 apresentou os melhores índices de qualidade da água, registrados tanto no período de seca quanto no período chuvoso. Nota-se que, amostras de água coletadas em P2 estiveram acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 para algumas variáveis, como sólidos totais ( $821 \text{ mg.L}^{-1}$  em média durante o período de seca), coliformes termotolerantes (6550 NMP/ 100 mL em média durante o período chuvoso) e DBO ( $8,85 \text{ mg.L}^{-1}$  em média no período chuvoso), os quais contribuíram para a redução do índice de qualidade da água.

### 4.3.3- IQA Ponto 3- Foz

Os valores médios das variáveis utilizadas, assim como a nota ou  $q_s$  de cada variável encontram-se listados na tabela 4.3:

As águas coletadas no ponto 3 localizado próximo a foz do Ribeirão do Funil com o Rio das Velhas, obteve Índice de Qualidade da Água, durante o período seco de **50,62 (IQA= 50,62)** o que, segundo a classificação proposta por SEMAD (2005), está em condição **média** de qualidade da água, sendo o trecho a sua montante representada pela cor amarela no mapa hidrológico da bacia (figura 4.4). Mas no período de chuva, as amostras de água obtiveram índice de qualidade de água de **47,92 (IQA= 47,92)**, classificado como condição **ruim** em termos de qualidade da água segundo SEMAD (2005), sendo representado pela cor laranja no mapa hidrológico.

Assim como nos pontos amostrais anteriores, no período seco, os nutrientes, fosfato total e nitrato obtiveram as melhores notas ( $q_s= 92,08$  e  $100$  respectivamente) além de oxigênio dissolvido ( $q_s= 89,77$ ) e pH ( $q_s= 84,10$ ). Assim como ocorreu nos pontos amostrais anteriores, a variável coliforme termotolerante apresentou  $q_s$  baixo ( $q_s= 14,30$ ), juntamente com sólidos totais ( $q_s=30,0$ ), os quais contribuíram negativamente para o índice de qualidade da água do ponto amostrado. Ponto importante a se destacar foi a média da concentração de sólidos totais em amostras de água de P3, durante o período de seca, que

foi de 1220 mg.L<sup>-1</sup>, valor muito elevado, onde segundo SEMAD (2005), utiliza-se q<sub>s</sub> de 30 para concentrações superiores a 500 mg.L<sup>-1</sup>.

Durante o período de chuva, as variáveis que apresentaram as melhores notas foram nitrato (q<sub>s</sub>=100,0), oxigênio dissolvido (q<sub>s</sub>=91,32) e pH (q<sub>s</sub>=92,39). As piores notas foram obtidas pelas mesmas variáveis, sendo coliformes termotolerantes (q<sub>s</sub>=7,16) a variável que mais contribuiu para a redução do IQA, além de DBO (q<sub>s</sub>=50,50) e turbidez (q<sub>s</sub>=52,01).

As amostras de água de P3 apresentaram o mesmo padrão dos pontos amostrais anteriores, no qual houve redução do IQA do período seco para chuvoso. Isto indica que o escoamento superficial interferiu no geral nas mesmas variáveis, os quais apresentaram variação nas notas com relação ao período de seca.

As variáveis que apresentaram os maiores e menores valores de q<sub>s</sub>, foram semelhantes nos três pontos, nos quais coliformes termotolerantes, sólidos totais e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) apresentaram as menores notas; e os maiores valores foram de nitrato (onde todos obtiveram q<sub>s</sub>=100), oxigênio dissolvido, pH e fosfato. Pode-se inferir que os impactos gerados pelas atividades exercidas ao longo do Ribeirão do Funil não variaram, isto devido ao fato das atividades econômicas da região não serem tão diversificadas.

Conforme observado, houve redução na qualidade da água ao longo do Ribeirão do Funil, sendo que amostras de água de P1 obtiveram as melhores notas em quase todas as variáveis analisadas. Tal fato indica que, ao longo da bacia do Ribeirão do Funil, ocorrem atividades que contribuem para a redução da qualidade da água. Conforme VIOLA (2004), o IQA indica o grau de contaminação por materiais orgânicos, fecais, nutrientes e sólidos, indicadores de poluição devido aos despejos de efluentes domésticos, principalmente esgotos. O aumento na carga de esgotos domésticos lançados ao longo da bacia, junto com atividades que contribuem para o desmatamento da mata ciliar e para a formação de processos erosivos, os quais favorecem o aporte de sólidos e matéria orgânica, podem ser os responsáveis por esse declínio da qualidade da água ao longo do Ribeirão do Funil.

O monitoramento das águas superficiais, principalmente de mananciais de abastecimento, se torna fundamental, à medida que possibilita o acompanhamento da qualidade da água por meio de dados resumidos, podendo indicar possível deterioração dos recursos hídricos e as prováveis causas destes impactos na bacia hidrográfica ao longo de tempo (TOLEDO & NICOLELLA, 2004). Assim, o uso de índice de qualidade da água se torna importante por fornecer dados que permitam que gestores e o público analisem e avaliem as informações passadas, permitindo uma discussão sobre o manejo e possíveis

mudanças ao longo do corpo hídrico, com a finalidade de se assegurar o uso múltiplo deste.

**Tabela 4.3: Média dos valores das variáveis encontradas durante o período seco e de chuva com seus respectivos  $q_s$ : MS- Média na seca; MC- Média na chuva.**

VARIÁVEIS	MS	$q_s$ S	MC	$q_s$ C
Oxigênio Dissolvido (mg.L <sup>-1</sup> )	7,30		6,90	
Temperatura da água (°C)	16,88		20,50	
Altitude (m)*	950		950	
PSO (%)°	84,27	<b>89,77</b>	86,06	<b>91,32</b>
Coliformes termot. º (NMP/100 ml)	2685	<b>14,30</b>	13050	<b>7,16</b>
pH	8,06	<b>84,10</b>	7,60	<b>92,39</b>
DBO (mg.L <sup>-1</sup> )	3,95	<b>65,71</b>	6,39	<b>50,50</b>
N-NO <sub>3</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	0,011		0,006	
Nitrato (mg.L <sup>-1</sup> )	0,051	<b>100,0</b>	0,027	<b>100,0</b>
Fósforo Total (mg.L <sup>-1</sup> )	0,011		0,006	
Fosfato Total (mg.L <sup>-1</sup> )	0,061	<b>92,08</b>	0,205	<b>77,38</b>
Sólidos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	1220	<b>30,00</b>	170	<b>87,68</b>
Turbidez (UNT)	4,81	<b>70,90</b>	17,14	<b>52,01</b>
Variação de Temperatura (°C)	0	<b>93,0°</b>	0	<b>93,0°</b>

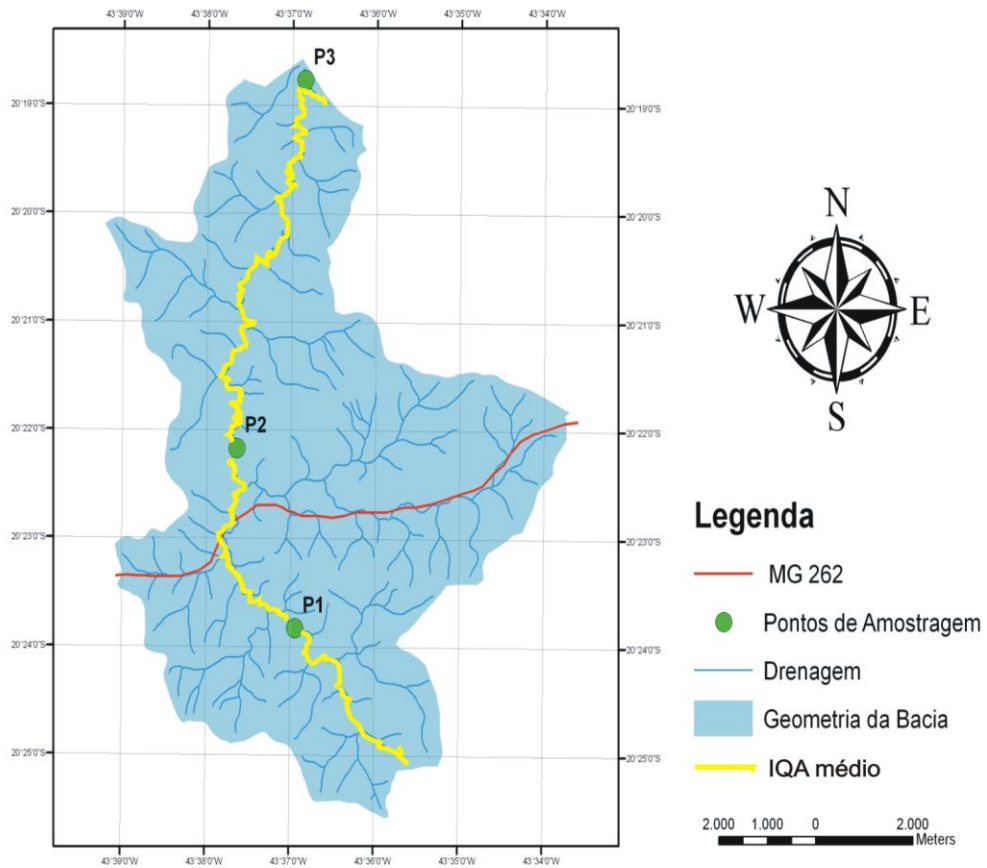
\* Variável que não foi utilizada a média.

• Nota recomendada pela SEMAD (2005).

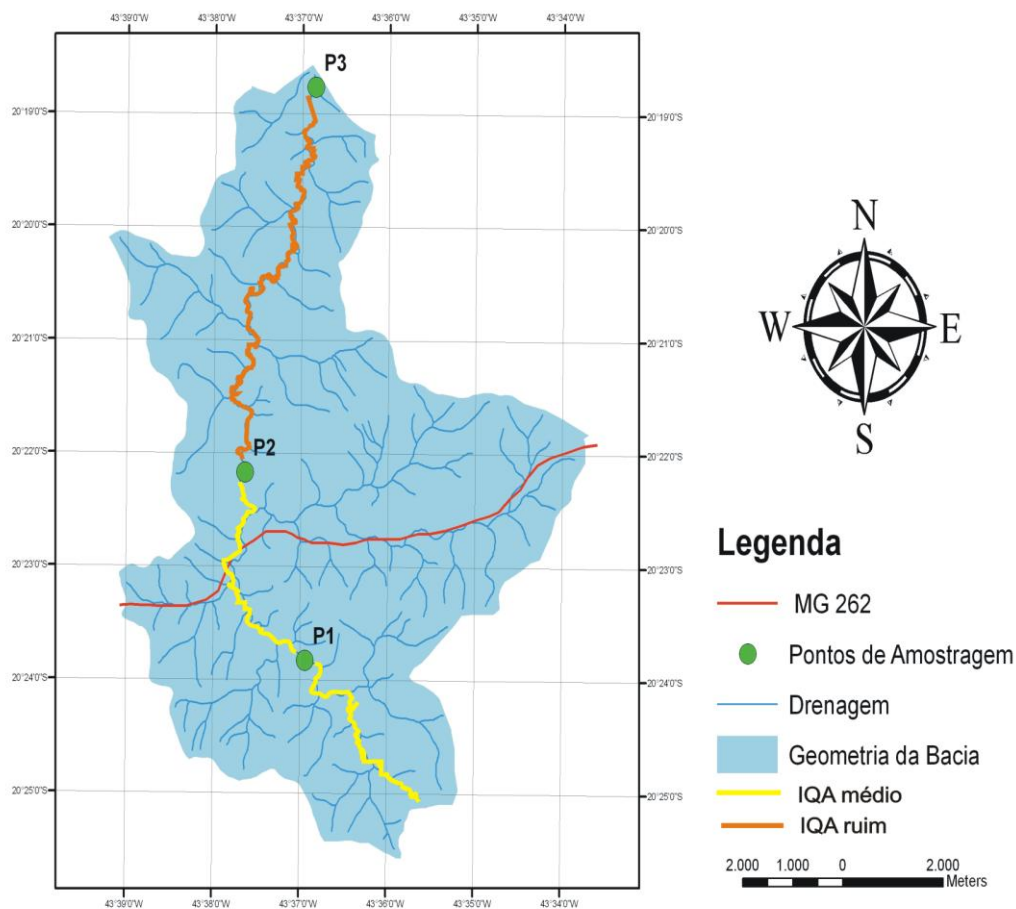
° Percentual de saturação de oxigênio dissolvido.

º Coliformes termotolerantes.



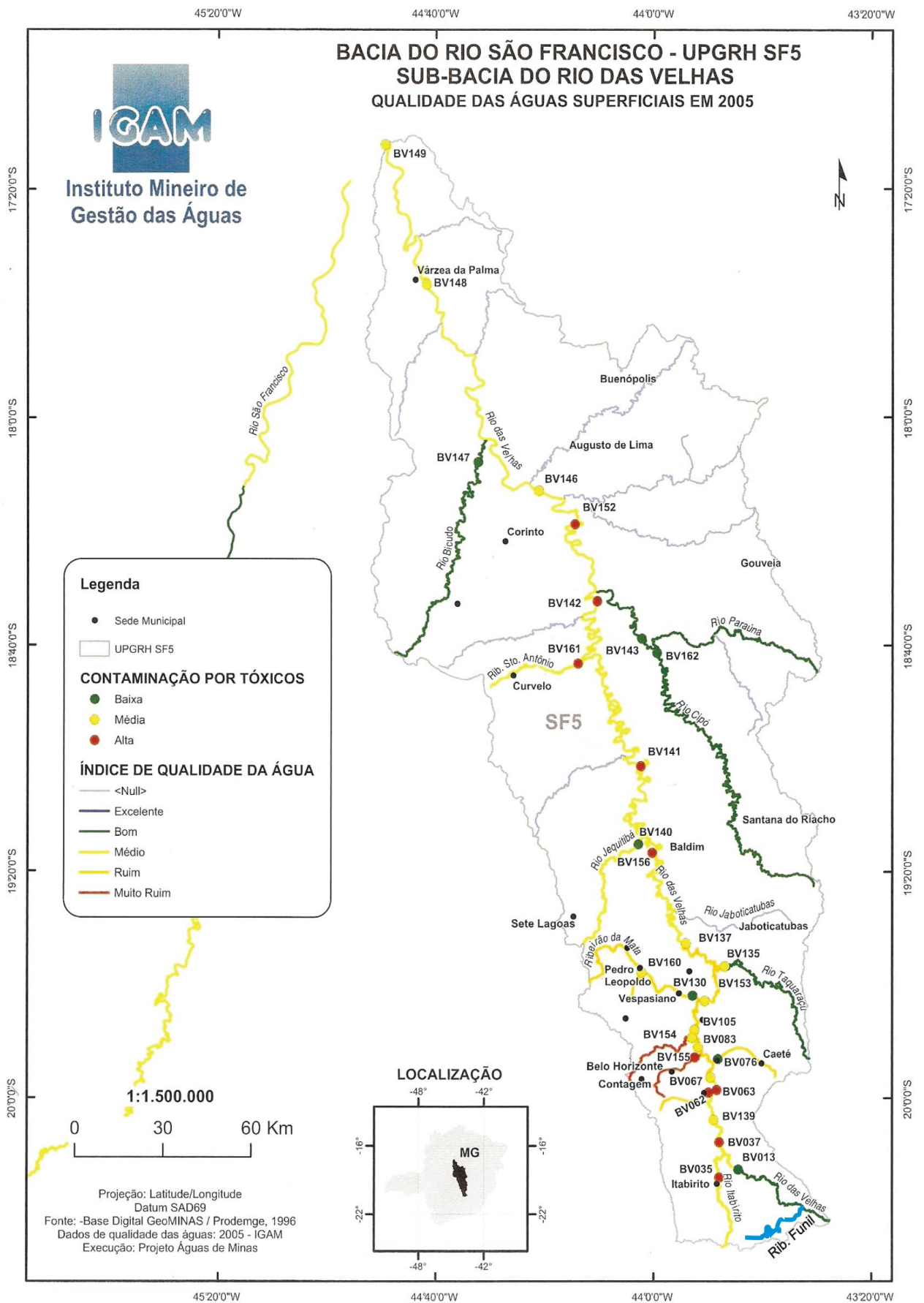


**Figura 4.18: Mapa hidrológico evidenciando a qualidade da água superficial do Ribeirão do Funil durante período seco.**



**Figura 4.19: Mapa hidrológico evidenciando a qualidade da água superficial do Ribeirão do Funil durante período chuvoso.**

Os índices obtidos pelo Rio das Velhas no período de 2005, conforme relatório elaborado pelo projeto Águas de Minas (IGAM, 2006), apresenta que ponto de amostragem anterior a cidade de Itabirito (antes da confluência do Rio das Velhas com o rio Itabirito), obteve índice de qualidade da água considerado bom (cor verde no mapa hidrológico) conforme apresentado na figura 4.20. Comparando com os índices obtidos pelo ribeirão do Funil durante o período de estudo, observa-se que as águas do Ribeirão do Funil podem estar contribuindo negativamente para a qualidade da água do Rio das Velhas, devido principalmente ao lançamento de esgotos domésticos, variável responsável pelas menores notas durante o estudo.



**Figura 4.20: Qualidade da água do Rio das Velhas e tributários (exceção para o Ribeirão do Funil) em 2005.**

#### 4.4-Análise Qualitativa da População de Cianobactérias

Durante o período de estudo foram identificados 20 táxons, distribuídos em 11 gêneros, incluindo as ordens Chroococcales, a qual registrou uma espécie (5,0%), Nostocales com 12 taxa (55,0%), Oscillatoriales com 6 taxa (30,0%) e Stigonematales com um taxa (5,0%). A ordem Chroococcales foi representada pela espécie *Synechococcus cf nidulans*. Na ordem Nostocales foram identificados seis gêneros/espécies, representados por: *Anabaena ambigua*, *Anabaena inaequalis*, *Anabaena sp.*, *Calothrix sp.*, *Cylindrospermum licheniforme*, *Nodularia sp.*, *Nostoc cf. carneum*, *Nostoc edaphicum*, *Nostoc muscorum*, *Nostoc sp1.*, *Nostoc sp2* e *Scytonema sp.* Para a ordem Oscillatoriales foram identificados quatro gêneros/espécies, representados por: *Geitlerinema splendidum*, *Geitlerinema unigranulatum.*, *Phormidium sp.*, *Pseudanabaena catenata*, *Pseudanabaema galeata* e *Pseudanabaena sp.* A ordem Stigonematales registrou um gênero/espécie: *Stigonema sp.*

É importante ressaltar que, a análise quantitativa de células de cianobactérias em alguns pontos amostrados não foi registrada densidade. Desta forma, os táxons isolados nestes locais foram obtidos após o enriquecimento das amostras em meios de cultura (BG-11). Isto significa que os organismos estão presentes no ambiente, porém na forma latente, ou seja, como acinetos, hormogônios e/ou hormocistos. Quando as condições do ambiente se tornam propícias, os organismos podem se desenvolver e reproduzir, podendo até mesmo formar as florações.

No ponto 1 (P1), foi registrada a ocorrência de 10 gêneros/espécies (Tabela 4.4), onde a espécie com maior frequência foi *Geitlerinema splendidum*, ocorrendo em 80% das amostras. O gênero *Nostoc* foi o que apresentou maior diversidade, com três espécies. A maior riqueza de espécies encontradas neste ponto foi no período chuvoso (fevereiro e abril) com seis espécies em ambas.

No ponto 2 (P2), ocorreram 17 gêneros/espécies (Tabela 4.5), no qual a espécie *Calothrix sp.* foi a mais frequente com 80% de ocorrência durante o período de estudo. Assim como em P1, o gênero mais representativo foi *Nostoc*, com cinco espécies. Houve maior riqueza de espécies no período chuvoso (nove espécies em Fevereiro e Abril) seguindo a mesma tendência de P1.

Em P3 ocorreram 13 espécies (tabela 4.6), com a maior frequência sendo das espécies *Nostoc muscorum* e *Geitlerinema unigranulatum*, ocorrendo em 80% das

amostras. Em P3 *Nostoc* foi o gênero mais representativo, totalizando quatro espécies. O período de maior riqueza de espécies foi em dezembro (10 espécies), com os meses de fevereiro e abril (período chuvoso) com maior riqueza de espécies que julho e outubro (período de seca), mesma tendência apresentada pelos pontos amostrais anteriores.

**Tabela 4.4: Ocorrência de cianobactérias na nascente (P1).**

Gêneros/Espécies	Períodos de coleta				
	Jul/07	Out/07	Dez/07	Fev/08	Abr/08
<b>CHROOCOCCALES</b>					
<i>Synechococcus cf nidulans</i>				x	x
<b>NOSTOCALES</b>					
<i>Anabaena ambigua</i>				x	x
<i>Calothrix sp.</i>	x				x
<i>Cylindrospermum licheniforme</i>	x			x	
<i>Nostoc muscorum</i>				x	
<i>Nostoc edaphicum</i>					x
<i>Nostoc sp2.</i>					x
<b>OSCILLATORIALES</b>					
<i>Geitlerinema splendidum</i>	x		x	x	x
<i>Pseudanabaena galeata</i>				x	x
<b>STIGONEMATALES</b>					
<i>Stigonema sp.</i>	x				

**Tabela 4.5: Ocorrência de cianobactérias na captação (P2).**

Gêneros/Espécies	Períodos de coleta				
	Jul/07	Out/07	Dez/07	Fev/08	Abr/08
<b>CHROOCOCCALES</b>					
<i>Synechococcus sp.</i>				X	X
<b>NOSTOCALES</b>					
<i>Anabaena ambígua</i>				X	X
<i>Anabaena inaequalis</i>				X	X
<i>Anabaena sp.</i>		X			
<i>Calothrix sp.</i>	X	X		X	X
<i>Cylindrospermum licheniforme</i>	X			X	
<i>Nostoc cf. carneum</i>		X	X		
<i>Nostoc edaphicum</i>		X	X		
<i>Nostoc muscorum</i>	X	X			X
<i>Nostoc sp1.</i>			X	X	
<i>Nostoc sp2.</i>			X		X
<i>Scytonema sp.</i>					X
<b>OSCILLATORIALES</b>					
<i>Geitlerinema splendidum</i>	X	X			X
<i>Geitlerinema unigranulatum</i>			X	X	
<i>Pseudanabaena catenata</i>				X	X
<i>Pseudanabaena sp.</i>				X	X
<i>Phormidium sp.</i>					X

**Tabela 4.6: Ocorrência de cianobactérias na foz (P3).**

Gêneros/Espécies	Períodos de coleta				
	Jul/07	Out/07	Dez/07	Fev/08	Abr/08
<b>CHROOCOCCALES</b>					
<i>Synechococcus sp.</i>			X	X	X
<b>NOSTOCALES</b>					
<i>Anabaena ambigua</i>			X	X	X
<i>Anabaena inaequalis</i>	X				
<i>Calothrix sp.</i>	X		X	X	
<i>Cylindrospermum licheniforme</i>			X		
<i>Nodularia sp.</i>			X		
<i>Nostoc muscorum</i>	X	X	X		X
<i>Nostoc edaphicum</i>	X		X	X	
<i>Nostoc sp1.</i>			X		
<i>Nostoc sp2.</i>					X
<b>OSCILLATORIALES</b>					
<i>Geitlerinema splendidum</i>	X				
<i>Geitlerinema unigranulatum</i>		X	X	X	X
<i>Pseudanabena catenata</i>			X	X	X

Em uma análise geral, a ocorrência de cianobactérias nas amostras (n=15) no Ribeirão do Funil, mostrou que 10% dos gêneros/espécies encontrados foram considerados freqüentes, segundo o índice de constância ou freqüência de ocorrência, (espécies que ocorreram em mais de 50% das amostras). A espécie *Geitlerinema splendidum* e o gênero *Calothrix sp.* ocorreram em 53,3 e 60% das amostras, respectivamente. Dos 20 taxóns isolados, 50% foram comuns (com ocorrência variando entre 20-50% das amostras). Há de se destacar também a ocorrência de 8 gêneros/espécies raras (40%), no qual pode-se citar

*Anabaena sp.*, *Nodularia sp.*, *Planktothrix sp.*, *Scytonema sp.* e *Stigonema sp.*, os quais tiveram ocorrência inferior a 20% nas amostras coletadas.

A riqueza de espécies encontradas no presente trabalho (20 táxons) foi semelhante aos resultados encontrados por outros autores que realizaram levantamentos taxonômicos em sistemas fluviais, dentre os quais pode-se citar os trabalhos de KRUPEK (2002), na bacia do rio das Pedras em Guarapuava-PR (15 táxons); LAWTON *et al.* (2006), em rios do Sri Lanka (média de 15 táxons por rio amostrado), MAGALHÃES (2007) e SILVA (2008), ambos no Rio Turvo Sujo em Viçosa-MG, com 18 e 12 táxons respectivamente.

A maior ocorrência de cianobactérias heterocitadas nos pontos amostrados pode estar relacionada com as baixas concentrações de nitrogênio na água. Segundo LAWTON *et al.* (2006) e FIORE *et al.* (2005), baixas concentrações de N em ambientes aquáticos favorecem a ocorrência de cianobactérias fixadoras de N<sub>2</sub>. Os gêneros *Calothrix*, *Nostoc* e *Scytonema* estão associados a ambientes com baixa concentração de nutrientes (FERNANDEZ-PINAS *et al.*, 1991), resultado que corrobora com os resultados obtidos no presente estudo.

Conforme observado em todos os pontos amostrados, a maior riqueza de espécies ocorreu durante o período chuvoso (fevereiro e abril), períodos em que ocorreram temperaturas mais elevadas, as concentrações de ortofosfato e fósforo total mais elevados, relações NT/PT menores, e valores de DBO, densidade de células de cianobactérias e turbidez mais elevadas. Os dados não corroboram com os resultados encontrados por NECCHI-JR & PASCOALOTO (1993), que observaram em nove riachos de São Paulo-SP, maior riqueza, abundância e diversidade de espécies durante o período de seca, quando foram registrados os menores valores de precipitações pluviométricas, turbidez, velocidade das águas e temperatura.

Embora a maior riqueza de espécies tenha ocorrido em períodos mais quentes, de acordo com YUNES (2002), o aparecimento de cianobactérias em corpos d'água está mais relacionado à radiação solar do que propriamente a temperatura, visto que, estes microrganismos são capazes de sobreviver em ambientes com temperaturas inferiores a 5°C, como na Antártica.

Apesar das concentrações de fósforo total e ortofosfato no Ribeirão do Funil terem sido maiores durante o período de maior precipitação, além da relação entre NT/PT ter sido menor que no período de seca, esses fatores não influenciaram na ocorrência de cianobactérias. Os valores da relação NT/PT foram altos (em média 90:1 em P1, 150:1 em P2 e 58:1 em P3), bem maiores que a relação 20:1, o que segundo BOTHWEL & LOWE



(1996), torna o ambiente limitado para P, impedindo o crescimento e desenvolvimento do fitoplâncton.

Em relação à turbidez, os resultados obtidos no presente trabalho não foram compatíveis com os resultados de BRANCO & NECCHI-JR (1996), que mostraram que a riqueza e a diversidade de espécies da comunidade fitoplanctônica é inversamente proporcional a altos valores de sombreamento e turbidez, por interferirem na disponibilidade de energia luminosa.

De acordo com CALIJURI (2002), alterações na composição e na abundância da comunidade fitoplanctônica estão associadas às alterações das variáveis que, atuando em frequências e intensidades diferentes, apresentam-se como perturbações que modificam o caráter qualitativo e quantitativo da biota, selecionando espécies através de mecanismos competitivos. Apesar do declínio da qualidade da água ao longo do ribeirão, houve aumento na densidade e riqueza de espécies de cianobactérias, o que demonstra que as variáveis avaliadas não tiveram influência significativa na distribuição das cianobactérias.

Torna-se importante ressaltar a ocorrência do gênero *Nodularia sp.*, o qual não foi identificado em nível específico. Segundo KOMÁREK *et al.* (2003), este gênero apresenta muitas espécies ainda mal descritas. De acordo com BICUDO & MENEZES (2005), a maioria das espécies ocorrem preferencialmente em ambientes marinhos ou salobras, e em estuários, sendo registradas poucas ocorrências de espécies deste gênero em ambientes de água doce. Poucos estudos sobre a ocorrência deste gênero no Brasil são descritos, com destaque para o trabalho de SANT'ANNA (1991).

A contribuição do presente trabalho consistiu em fornecer importantes informações botânicas, cujos dados referem-se ao levantamento de cianobactérias de um sistema fluvial, utilizado como manancial de abastecimento de água e irrigação, onde trabalhos nesta linha são escassos no Brasil. A maioria dos trabalhos taxonômicos tem sido realizado em lagos, lagoas e reservatórios da região Sudeste, Sul e Centro-Oeste, nos quais se destacam os trabalhos de SENNA (1992, 1996); SANT'ANNA & AZEVEDO (2000); KOMÁREK & AZEVEDO (2000); WERNER & SANT'ANNA (1998, 2000); SANT'ANNA *et al.*, (2006). Além disso, é importante ressaltar os levantamentos de macroalgas de rios e riachos do estado de São Paulo, como os trabalhos desenvolvidos por BRANCO & NECCHI-JR (1998, 2001), NECCHI-JR & PASCOALOTO (1994, 1997), e em rios de Minas Gerais, como os trabalhos de NECCHI-JR & BRANCO (2000, 2003).

#### 4.4.1-Descrição das espécies

- **Ordem: CHROOCOCCALES**

- **Família: Synechococcaceae**

*Synechococcus* Nageli, 1849

*Synechococcus nidulans* (Pringsheim) Komárek in Burrell 1970 (figuras 4.21A e 4.23A)

Células isoladas ou aos pares (período de divisão celular) sem mucilagem; células curtas, oblongas ou cilíndricas, com a porção final arredondada, com 2,47-4,83µm de comp. x 1,01-1,40µm de diam.; conteúdo celular verde claro; ausência de aerótopos.

- **Ordem: NOSTOCALES**

- **Família: Nostocaceae**

*Anabaena* Bory de Saint-Vincent & Flahault, 1886

*Anabaena ambigua* C.B.Rao, 1937 (figuras 4.21B e 4.23B)

Tricomas retos dispostos em feixes emaranhados, constrictos; células apicais atenuadas; células cilíndricas, mais curtas que largas, às vezes achatadas, com 3,42-4,64µm de comp. x 3,75-4,97µm de diam.; heterocitos esféricos, normalmente entre dois acinetos, com 4,75-6,20µm de comp. x 4,2-5,70 de diam.; acinetos oblongos ou até elipsóides, com 11,05-12,15µm comp. x 5,74-7,07µm diam.

*Anabaena inaequalis* Bory de Saint-Vincent & Flahault, 1888 (figuras 4.21C e 4.23C).

Tricomas retos ou flexuosos, sem bainha mucilaginosa; células cilíndricas ou em forma de barril com 5,08-7,30µm comp. x 4,42-5,08µm diam., sem aerótopos; células apicais arredondadas com atenuação; heterocitos arredondados com 5,74-7,30µm diam. x 6,41-7,95µm comp.

*Anabaena sp.* (figuras 4.21D e 4.24A)

Tricomas agregados formando uma colônia verde claro; tricomas retos ou flexuosos, constrictos e não atenuados; presença de aerótopos; células em formato de barril, com 3,75-4,64 $\mu$ m de comp. x 2,65-3,86 $\mu$ m de dam.; apresenta célula final do filamento arredondada; heterocitos ovais com 3,75-5,52 $\mu$ m de comp. x 4,42-5,2 $\mu$ m de dam; acinetos quando presentes cilíndricos.

*Cylindrospermum* [Kutzing 1843] Bornet & Flahault, 1886

*Cylindrospermum licheniforme* Bornet & Falhault, 1886 (figura 4.21E e 4.24B)

Tricomas flexuosos ou levemente curvos, emaranhados, conteúdo celular verde-azulado, constricto; células quadráticas ou cilíndricas, com 4,2-7,73 $\mu$ m comp.x 4,2-4,6  $\mu$ m dam.; acinetos longos e elípticos com 17-20,5 $\mu$ m comp.x 6,96-11,0 $\mu$ m dam.

*Nodularia* Mertens, 1822

*Nodularia sp.* (figuras 4.21F e 4.24C)

Tricomas solitários, retos ou flexuosos, constrictos, não atenuados e com a porção final terminada em heterócito; bainha hialina, difluente, homogênea e distinta; células discóides, mais largas que longas, com 2,65-4,42 $\mu$ m de comp. x 4,64-6,2 $\mu$ m de dam.; heterocitos intercalares ovais ou até elípticos, mais largos que longos, menores que o heterócito terminal, com 3,98-5,08 $\mu$ m de comp. x 5,74-7,29 de dam; acinetos discóides, maiores que as células vegetativas, as vezes formando longas fileiras pelo filamento; com 5,74-7,07 $\mu$ m de comp. x 5,30-8,17 $\mu$ m de dam. Esta espécie possui características morfológicas bem parecidas com a espécie *Nodularia spumigena*, porém as relações morfométricas são bem diferentes.

*Nostoc* Vauch, 1803

*Nostoc edaphicum* Kondrateva, 1968 (figuras 4.21G e 4.25A)

Colônias irregularmente esféricas; tricomas densamente emaranhados formando vários envelopes mucilaginosos; bainha espessa e bem distinta; conteúdo celular verde escuro; filamentos flexuosos, retos ou levemente curvos; células arredondadas ou em formato de

barril com 3,76-4,64 $\mu\text{m}$  de comp.x 3,31-3,76 $\mu\text{m}$  de dam.; heterocitos esféricos com 4,42-5,60 $\mu\text{m}$  de comp.x 2,87-3,98 $\mu\text{m}$  de dam.

*Nostoc muscorum* Agardh ex Bornet et Flahault, 1888 (figura 4.21H e 4.25B)

Colônias inicialmente esféricas, mas com expansões irregulares; tricomas paralelos, livres ou levemente emaranhados; conteúdo celular verde-oliva; células cilíndricas ou em formato de barril com 3,5-5,75 $\mu\text{m}$  de comp.x 3,31-5,0 $\mu\text{m}$  de dam.; heterocitos terminais com forma de flecha e intercalares ovais com 7,0-8,2 $\mu\text{m}$  de comp.x 5,75-7,40 $\mu\text{m}$  de dam.; presença de aerótopos; acinetos cilíndricos quando presentes.

*Nostoc cf. carneum* C. Agardh, 1824 (figuras 4.21I e 4.25C )

Colônias irregularmente esféricas; tricomas densamente emaranhados formando vários envelopes mucilaginosos; bainha espessa e bem distinta; filamentos flexuosos com células em formato de barril, com 3,31-4,2 $\mu\text{m}$  de comp.x 2,98-3,86 $\mu\text{m}$  de dam.; heterocitos arredondados com 4,35-6,55 $\mu\text{m}$  de comp.x 3,35-5,50 $\mu\text{m}$  de dam.

*Nostoc sp1.* (figura 4.21J e 4.26A)

Colônias com expansões irregulares; tricomas curvos e levemente emaranhados; células cilíndricas ou em forma de barril, com 3,61-4,42 $\mu\text{m}$  de comp. x 2,76-3,31 $\mu\text{m}$  de dam.; heterócitos arredondados ou ovalados, com 3,98-4,42 $\mu\text{m}$  de comp. x 2,87-4,03 $\mu\text{m}$  de dam.; conteúdo celular verde oliva.

*Nostoc sp2.* (figuras 4.22A 4.26B)

Tricomas retos ou flexuosos, emaranhados; células cilíndricas ou em formato de barril, com 3,44-4,62  $\mu\text{m}$  de comp. x 2,52-3,53  $\mu\text{m}$  de dam.; heterocitos arredondados ou as vezes ovalados, com 3,44-5,45  $\mu\text{m}$  de comp. x 3,36-4,62  $\mu\text{m}$  de dam.; conteúdo celular verde escuro ou amarronzado.

#### **-Família: Rivulariaceae**

*Calothrix* C. Aghard ex Bornet & Flahault, 1886

*Calothrix sp.* (figuras 4.22B e 4.26C)

Filamentos solitários ou em grupos, 6,37-10,05µm de diam., bainha mucilaginosa incolor, delgada e homogênea; tricomas com células constrictas e atenuadas na extremidade; células quadráticas, mais largas que longas, com 3,31-9,12µm comp.x 4,2-10,50µm diam.; heterocitos únicos e arredondados na porção basal com 5,74-8,17µm diam.

● **Ordem: OSCILLATORIALES**

- **Família: Phormidiaceae**

*Phormidium* Kutzing *ex* Gomont, 1892

*Phormidium sp.* (figuras 4.22D e 4.27B)

Tricomas solitários, retos e flexuosos; às vezes apresenta ápice curvo com ligeira atenuação; não constrictos ou com uma leve constrictão; células sub-quadráticas com célula apical apresentando arredondamento na porção final, mais larga que longa com 4,64-5,97µm de comp. x 5,30-6,41µm de diam.; conteúdo celular verde azulado; presença de aerótopos; motilidade presente.

- **Família: Pseudanabaenaceae**

*Geitlerinema* Anagnostidis, 1989

*Geitlerinema splendidum* (Gomont) Anagnostidis, 1989 (figuras 4.22E e 4.27C)

Tricomas solitários ou emaranhados, retos ou flexuosos, não constrictos e distintamente atenuados no ápice; conteúdo celular verde azulado homogêneo; motilidade presente; septos não tão distintos; presença de grânulos nos septos e ausência de aerótopos; células cilíndricas com 3,02-5,3µm de comp. x 1,26-1,76µm, 2,4-3,1 vezes mais longa que largas; célula apical alongada, curva e captada, cilíndrica arredondada com 3,4-5,6 vezes mais longas que largas.

*Geitlerinema unigranulatum* (R.N.Singh) Kom. & Azevedo, 2000 (figuras 4.22F e 4.28A)

Tricomas retos ou flexuosos, solitários ou em grupos, sem atenuação e com célula apical cilíndrico arredondada; células mais longas que largas, com 3,70-6,42µm de comp. x 1,70-2,1µm de dam; septos granulosos com 1 ou 2 grânulos, constricção ausente; conteúdo celular verde-azulado, homogêneo; motilidade presente.

***Pseudanabaena*** Lauterborn, 1916

*Pseudanabaena* sp. (figuras 4.22C e 4.27A)

Tricomas retos ou flexuosos, as vezes ondulados, emaranhados; células isodiamétricas, mais largas que longas, as vezes sub-quadráticas, com 1,2-1,6 µm de comp. x 2,35-2,77 µm de dam.; célula apical com a porção afinal arredondada; conteúdo celular verde azulado ou verde escuro; ausência de grânulos nos septos.

*Pseudanabaena catenata* Lauterborn, 1916 (figuras 4.22G e 4.28B)

Tricomas curtos, solitários, retos ou flexuosos, constrictos e não atenuados; células cilíndricas com 3,1-5,2µm de comp. x 1,42-2,1µm de dam.; células apical cilíndrica com arredondamento na porção final; ausência de grânulos nos septos e de aerótopos nos pólos da células.

*Pseudanabaena galeata* Bocher, 1949 (figuras 4.22H e 4.28C)

Tricomas solitários, retos ou flexuosos, constrictos e não atenuados; células cilíndricas com 4,65-7,85 (10,2)µm de comp. x 1,68-2,35µm de dam.; ausência de grânulos nos septos; presença de aerótopos polares.

● **Ordem: STIGONEMATALES**

**-Família: Scytonemataceae**

*Scytonema* Bornet ex Flahault, 1887

*Scytonema* sp. (figura 4.25A)

Talos filamentosos, emaranhados ou as vezes solitários; ramificações falsas, predominantemente duplas; presença de bainha; células cilíndricas ou em formato de barril, com 6,63-10,2  $\mu\text{m}$  de comp. x 5,96-7,55  $\mu\text{m}$  de dam.; heterócitos intercalares, cilíndricos, com 7,73-12,15  $\mu\text{m}$  de comp. x 6,2-7,3  $\mu\text{m}$  de dam.; células de filamentos ramificados em média com 4,42  $\mu\text{m}$  de dam.; acinetos não observados.

**- Família: Stigonemataceae**

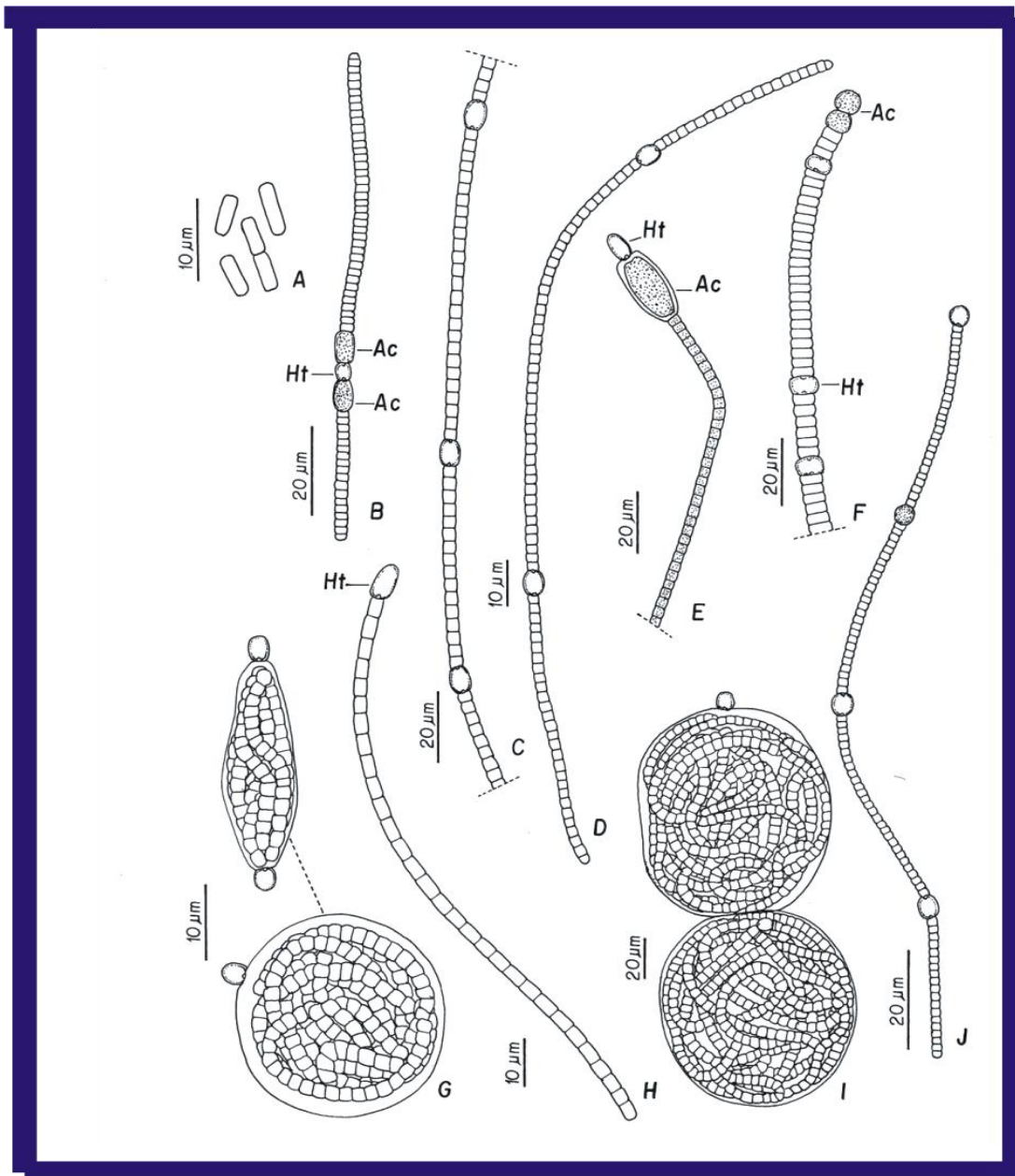
**Stigonema** C. Agardh ex Bornet & Flahault, 1887.

*Stigonema* sp. (figura 4.25B)

Talos filamentosos heterocitados, com ramificações verdadeiras; bainha hialina não distinta: células do filamento principal com formato irregular, de 7,51-12,35 $\mu\text{m}$  de comp. x 6,41-11,15 $\mu\text{m}$  de dam.; células das ramificações secundárias quadráticas com 6,52-10,60 $\mu\text{m}$  de comp. x 5,85-9,0 $\mu\text{m}$  de dam.

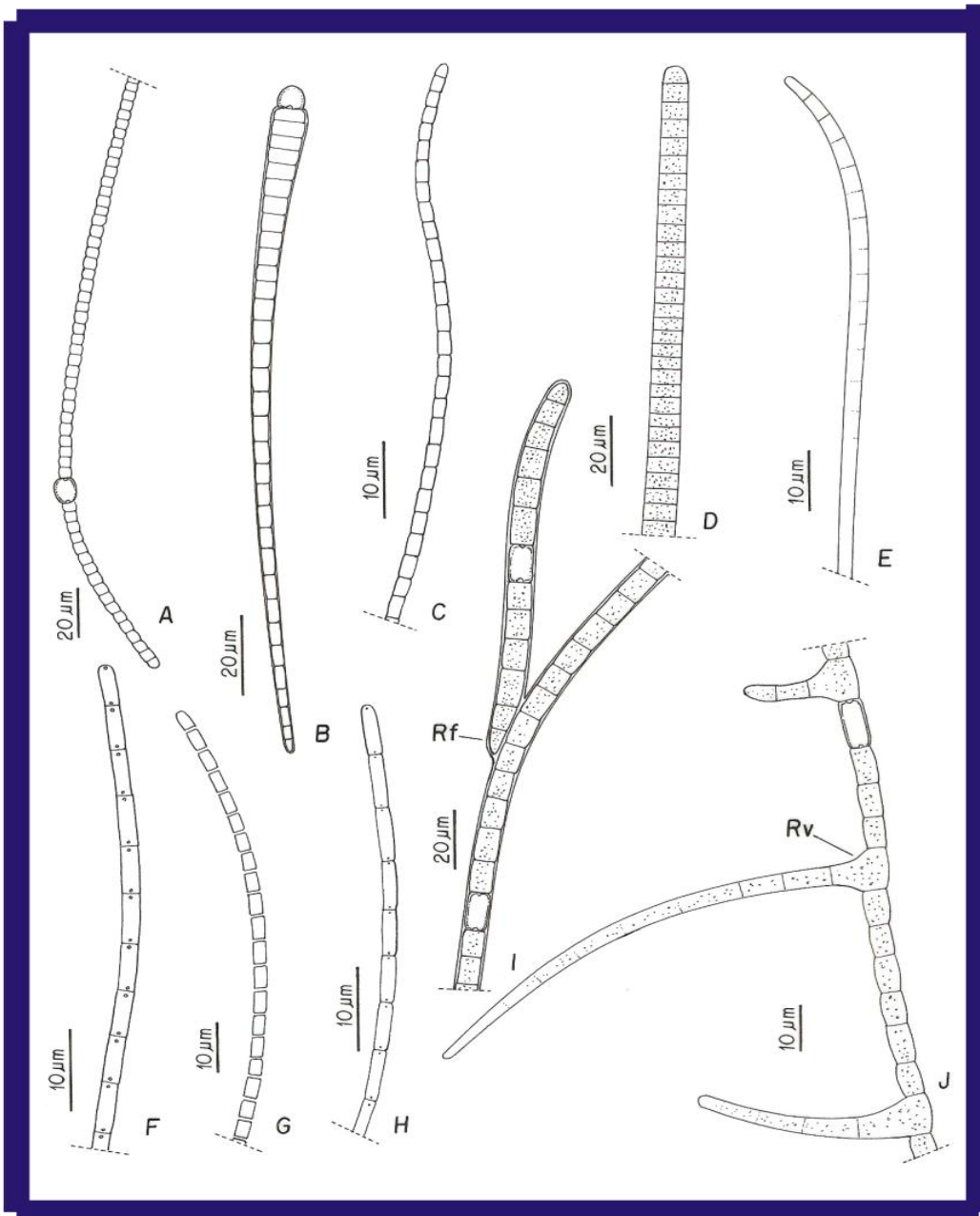
#### **4.4.2-Ilustração e Registro fotográfico das Espécies Encontradas**

As figuras 4.21 e 4.22 apresentam ilustrações referentes aos gêneros/espécies de cianobactérias isoladas e identificadas, nos pontos amostrados. As figuras 4.23-4.29 apresentam o registro fotográfico dos gêneros/espécies encontrados.

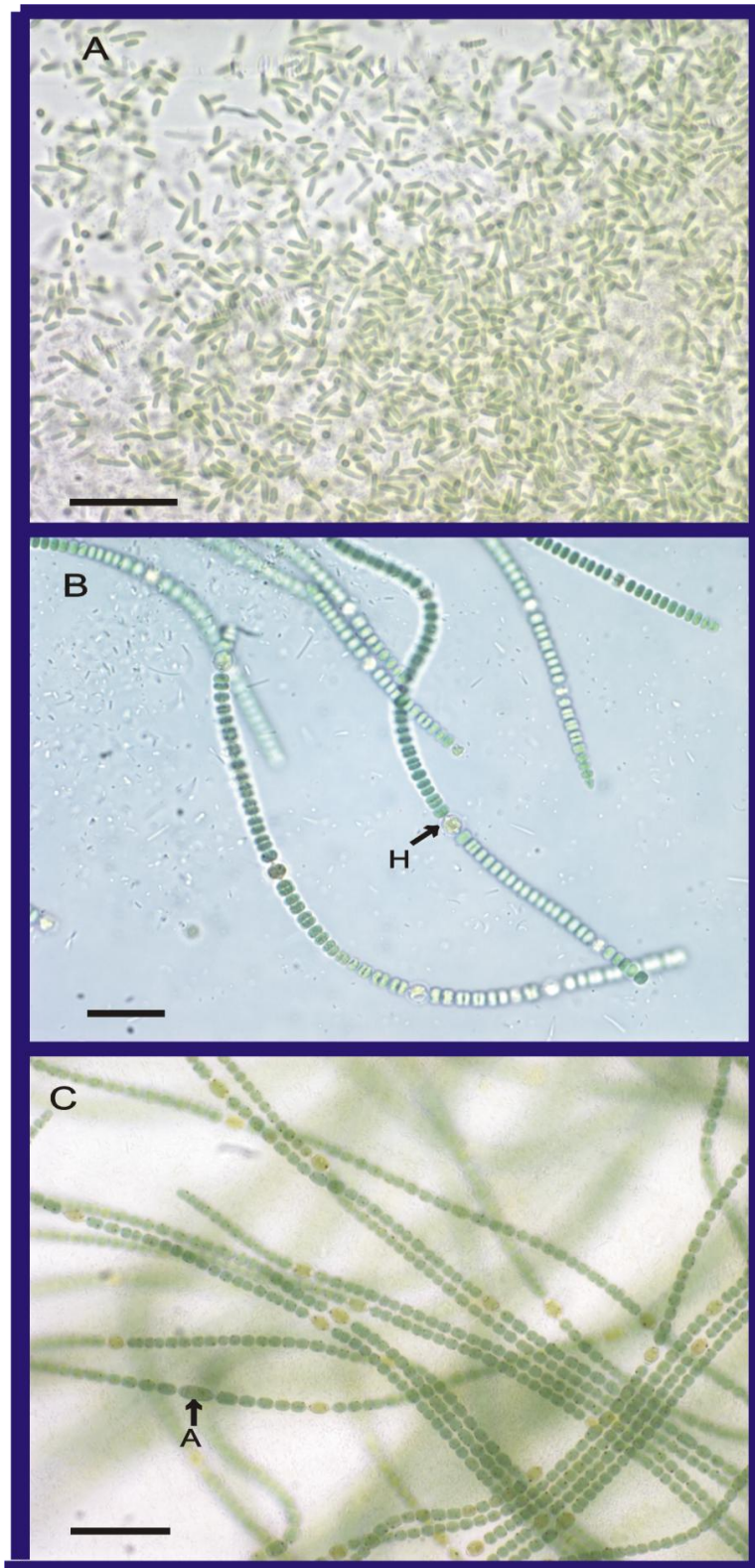


**Figura 4.21: Ilustração dos taxa isolados: A- *Synechococcus cf. nidulans*; B- *Anabaena ambigua* (tricoma evidenciando acinetos-Ac e heterócito-Ht); C- *Anabaena inaequalis*; D- *Anabaena sp.*; E- *Cylandropserum licheniforme* (tricoma evidenciando acineto-Ac e heterocito-Ht); F- *Nodularia sp.* (tricoma evidenciando heterocito-Ht e acineto-Ac); G- *Nostoc edaphicum*; H- *Nostoc muscorum* (tricoma evidenciando heterocito); I- *Nostoc cf. carneum*; J- *Nostoc sp1*.**





**Figura 4.22: Ilustração dos taxa isolados: A- *Nostoc sp2.*; B- *Calothrix sp.*; C- *Pseudanabaena sp.*; D- *Phormidium sp.*; E- *Geitlerinema splendidum*; F- *Geitlerinema unigranulatum*; G- *Pseudanabaena catenata*; H- *Pseudanabaena galeata*; I- *Scytonema sp.*; J- *Stigonema sp.***



**Figura 4.23: Registro fotográfico dos taxa isolados: A- *Synechococcus cf. nidulans*- Células isoladas; B- *Anabaena ambigua*- tricomas evidenciando heterocito (H); C- *Anabaena inaequalis*- tricoma evidenciando acineto (A). Escalas: A e B: 20 $\mu$ m; C: 30 $\mu$ m.**

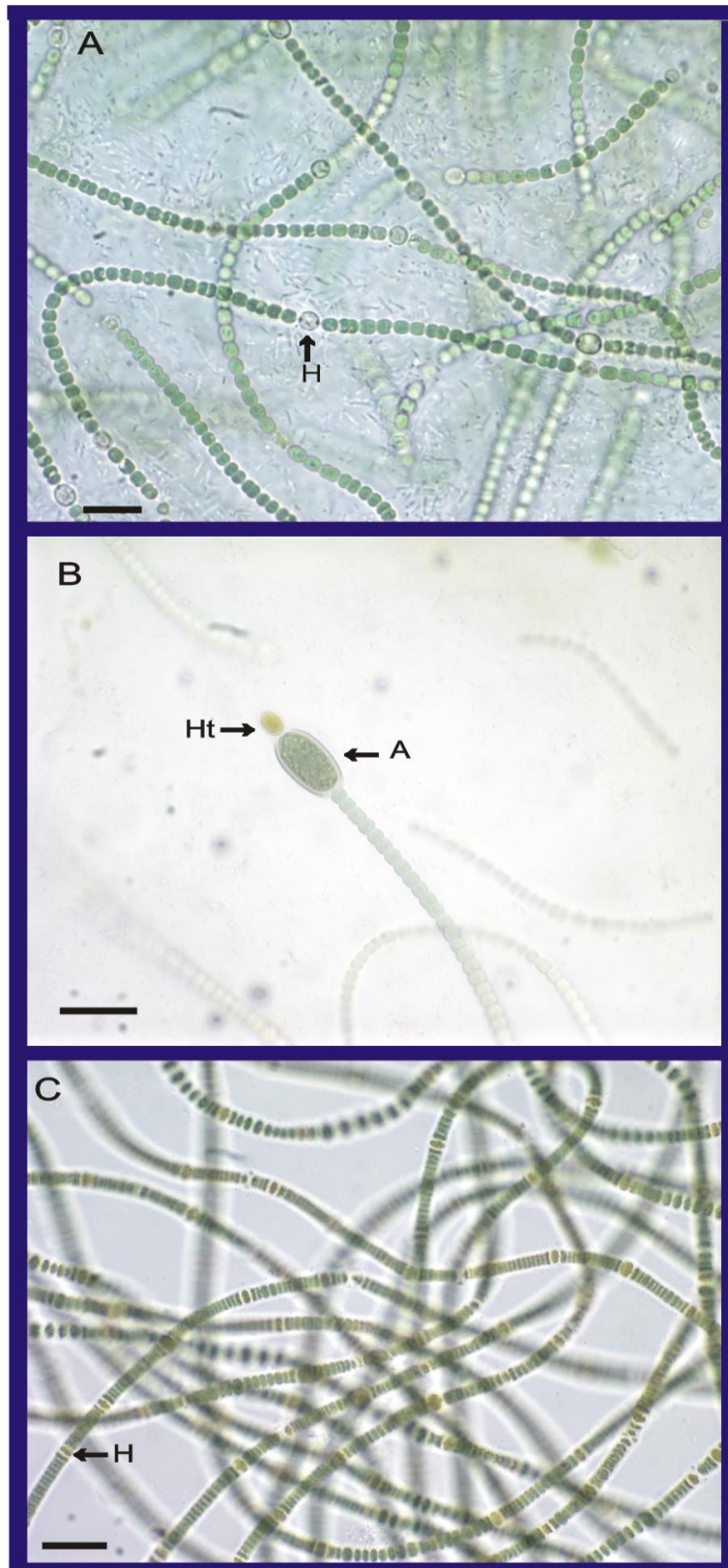


Figura 4.24: Foto dos taxa isolados: A- *Anabaena sp.*- tricoma evidenciando heterocito (H); B- *Cyindrospermum licheniforme*- tricoma evidenciando heterocito terminal (Ht) e acinet (A), C- *Nodularia sp.*- tricoma evidenciando heterocito (H).

Escalas: A- 10 $\mu$ m; B e C-20 $\mu$ m

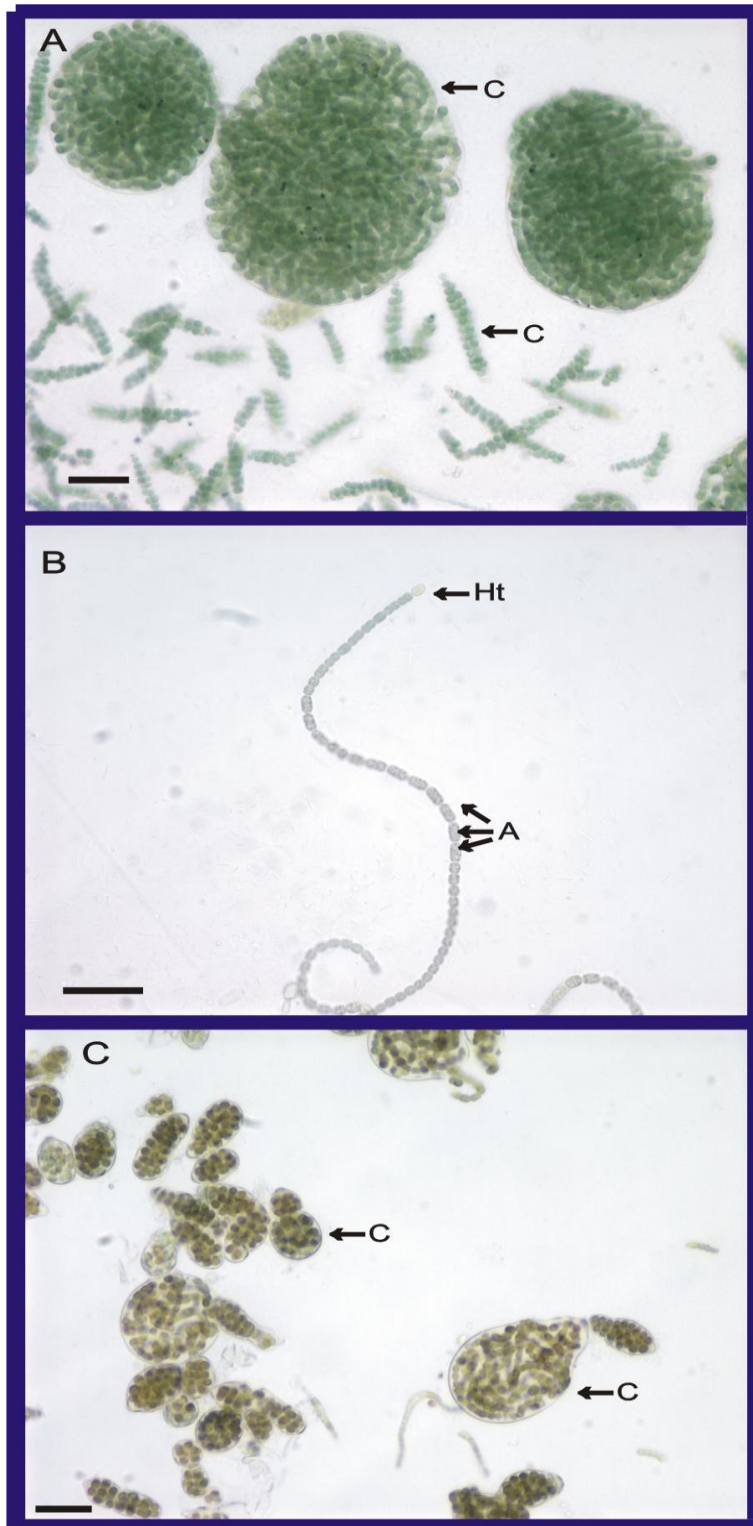


Figura 4.25: Registro fotográfico dos taxa isolados: A- *Nostoc edaphicum*- Colônias em estágios diferentes de desenvolvimento (C); B- *Nostoc muscorum*- Tricoma evidenciando fileira de acinetos (A) e heterocito terminal (Ht); C- *Nostoc cf. carneum*- Colônias em estágios diferentes de desenvolvimento (C). Escalas: A e C= 10 $\mu$ m; B= 30 $\mu$ m.

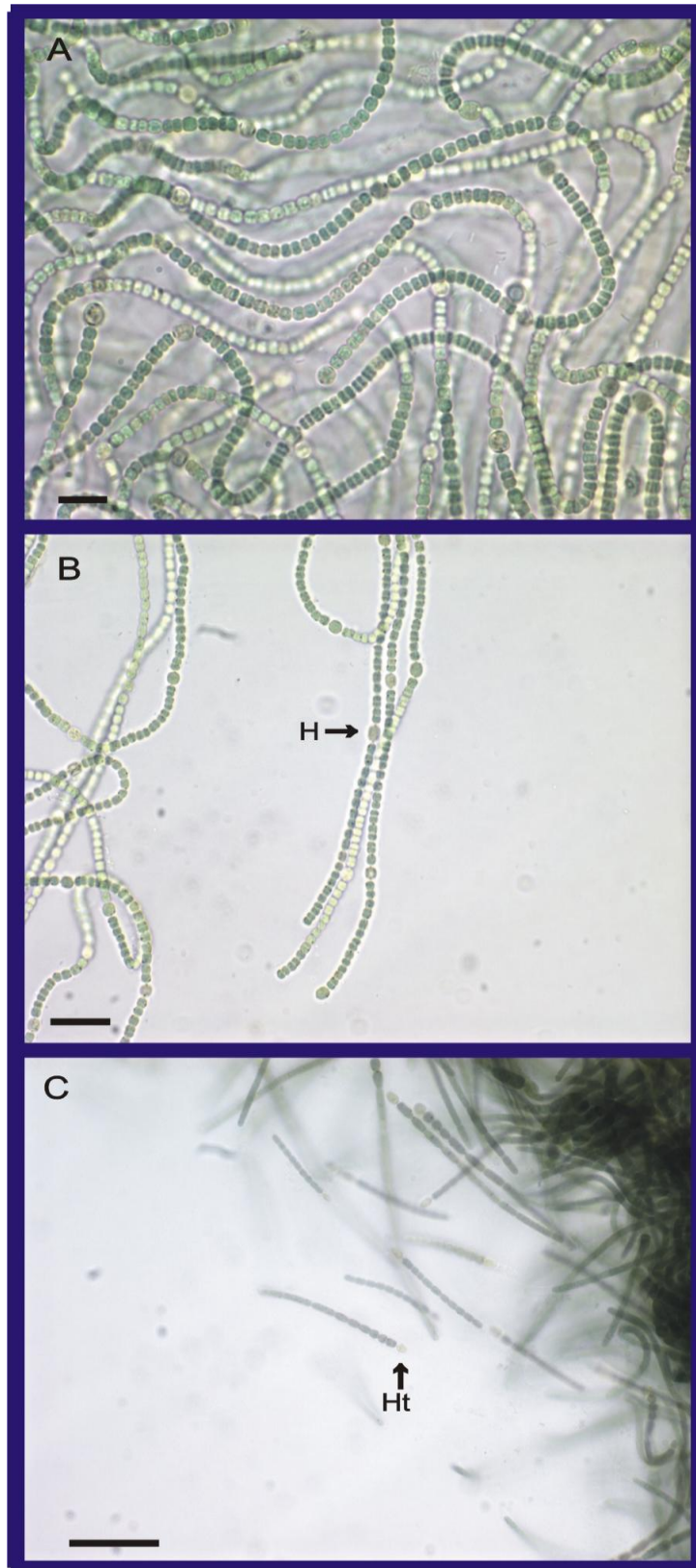
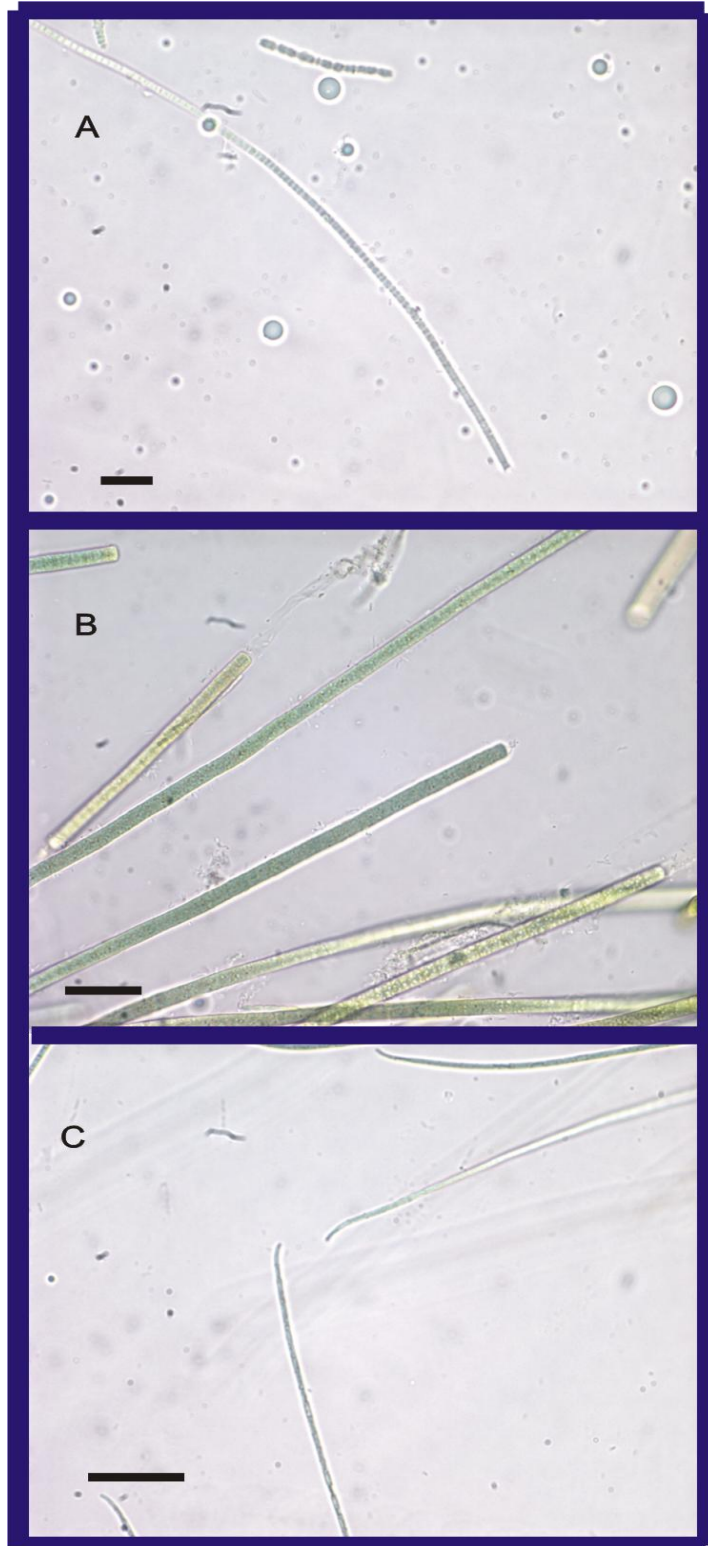
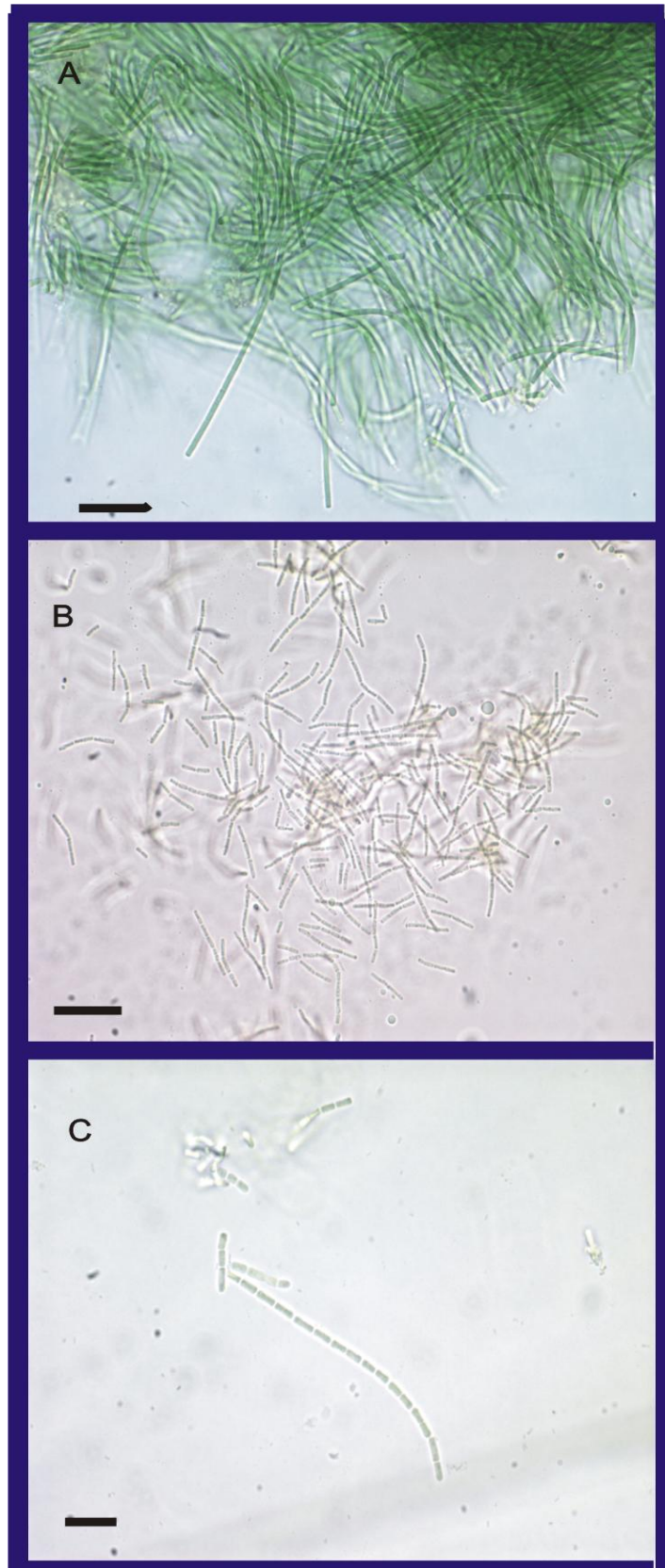


Figura 4.26: Registro fotográfico dos taxa isolados: A- *Nostoc sp1*.- filamentos emaranhados; B- *Nostoc sp2*.- tricoma evidenciando heterocito (H); C- *Calothrix sp.*- tricoma evidenciando heterocito terminal (Ht). Escalas: A= 10 $\mu$ m; B= 20 $\mu$ m e C= 30 $\mu$ m.



**Figura 4.27: Registro fotográfico dos taxa isolados: A- *Pseudanabaena* sp. – filamento livre; B- *Phormidium* sp. – trichomas livres e retos; C- *Geitlerinema splendidum* - trichomas livres e retos com ápice curvo. Escalas: A= 10 $\mu$ m; B e C= 20 $\mu$ m.**



**Figura 4.28:** Registro fotográfico dos taxa isolados: A- *Geitlerinema unigranulatum*-tricomas emaranhados; B- *Pseudanabaena catenata*- filamentos dispersos na colônia; *Pseudanabaena galeata*- tricoma livre. Escalas: A e B= 20µm; C= 10µm.

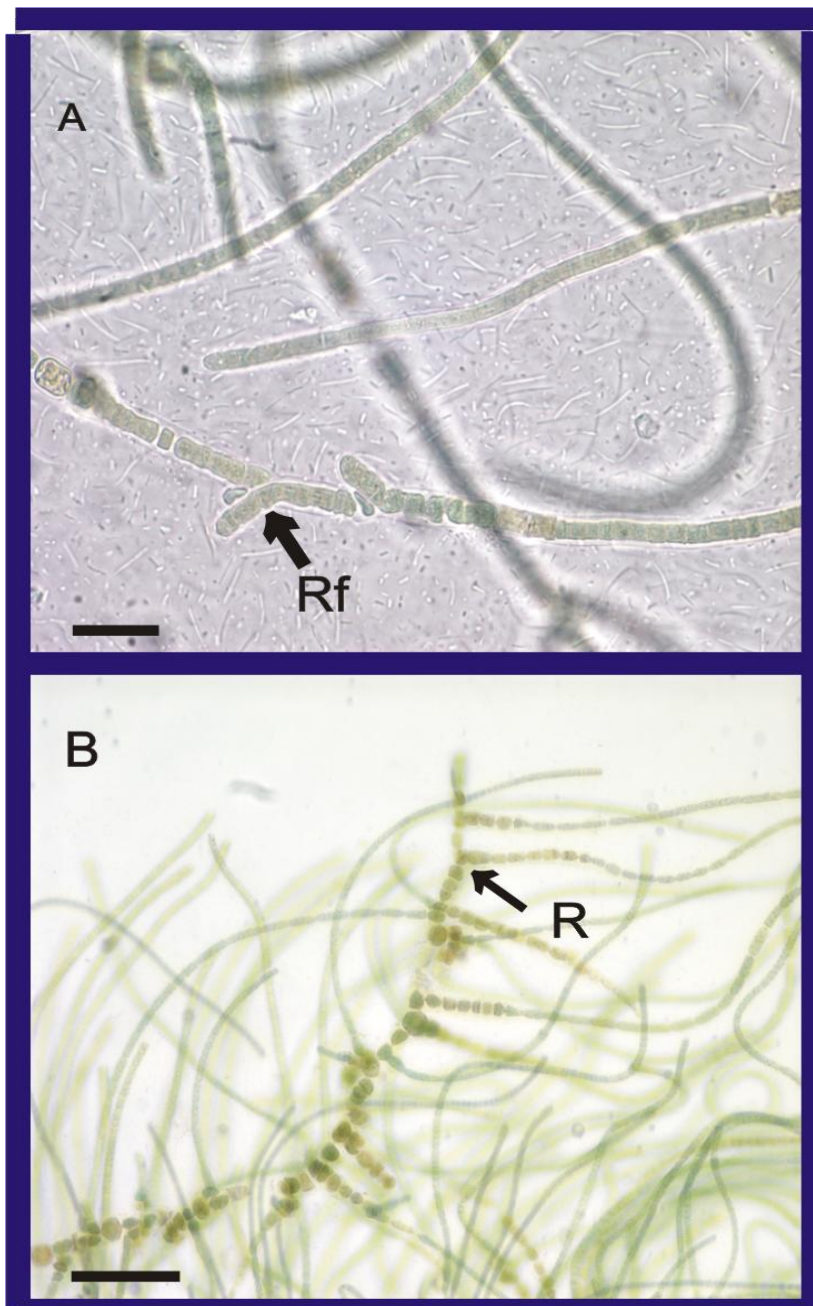


Figura 4.29: Registro fotográfico dos taxa isolados: A- *Scytonema sp.*- tricoma evidenciando ramificação falsa (Rf); B- *Stigonema sp.*- tricoma evidenciando ramificação verdadeira (R). Escalas: A= 20 $\mu$ m; B= 50 $\mu$ m.



## 4.5-Deteccão de Microcistina

O experimento para verificação do potencial tóxico de cianobacterias isoladas foi realizado utilizando apenas gêneros/espécies descritos como potencialmente tóxicos (CHORUS & BARTRAM, 1999).

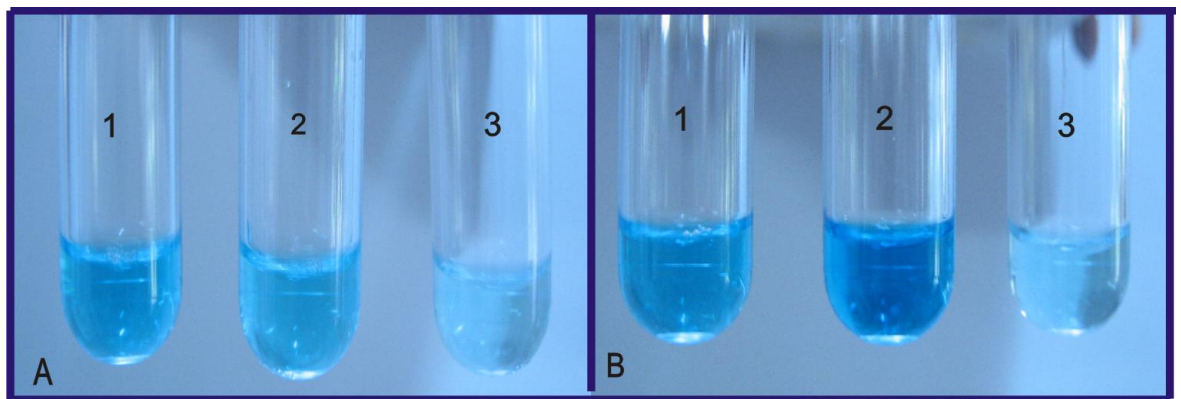
Os resultados dos testes de microcistina, em amostras de cianobactérias mantidas em culturas monoespecíficas, do Ribeirão do Funil, encontram-se listados na tabela 4.7:

**Tabela 4.7: Resultados do teste de microcistina.**

<b>AMOSTRA</b>	<b>MICROCISITNA (ppb)</b>	<b>RESULTADO</b>
<i>Anabaena ambígua</i>	< 0,5 ppb	<b>negativo</b>
<i>Anabaena inaequalis</i>	< 0,5 ppb	<b>negativo</b>
<i>Anabaena sp.</i>	< 0,5 ppb	<b>negativo</b>
<i>Nodulária sp.</i>	< 0,5 ppb	<b>negativo</b>
<i>Nostoc edaphicum</i>	< 0,5 ppb	<b>negativo</b>
<i>Nostoc muscorum</i>	> 0,5 e < 3,0 ppb	<b>negativo(?)</b>
<i>Nostoc cf. carneum</i>	< 0,5 ppb	<b>negativo</b>
<i>Nostoc sp1.</i>	< 0,5 ppb	<b>negativo</b>
<i>Nostoc sp2.</i>	< 0,5 ppb	<b>negativo</b>
<i>Phormidium sp.</i>	< 0,5 ppb	<b>negativo</b>
<i>Planktothrix sp.</i>	< 0,5 ppb	<b>negativo</b>
<i>Synechococcus cf. nidulans</i>	< 0,5 ppb	<b>negativo</b>

O teste ELISA para microcistina revelou que a espécie *Nostoc muscorum* apresentou concentração de microcistina variando entre 0,5-3,0 ppb, conforme figura 4.30(A), demonstrado pela cor azul intermediária (tubo 2), entre os padrões de cor azul apresentados pelos padrões de concentração 0,5 ppb ( tubo 1-azul escuro) e 3,0 ppb (tubo 3-azul mais claro). As demais espécies testadas apresentaram concentração inferior a 0,5 ppb, conforme figura 4.30(B), demonstrado pelo tubo 2 com uma cor azul mais forte que o padrão de cor azul Apresentado pelo padrão 0,5 ppb (tubo 1).

Mesmo se tratando de espécies referidas como potencialmente tóxicas, estas podem não produzir toxinas dependendo das condições ambientais. Os mecanismos que atuam e controlam a sua toxicidade ainda não são bem conhecidos (BEYRUTH *et al*, 1992). Além disso, uma única espécie de cianobactéria pode ser produtora de um ou mais tipos de toxinas, ou simplesmente pode não possuir genes associados à produção destes compostos, o que demonstra a ausência de toxicidade (SIVONEM & JONES, 1999).



**Figura 4.30: Resultado do teste ELISA: A- Teste negativo com concentração intermediária: 1-padrão 0,5 ppb; 2- padrão de cor azul apresentado pela amostra; 3- padrão 3,0 ppb; B- Teste negativo: 1-padrão 0,5 ppb; 2- padrão de cor azul apresentado pela amostra do Ribeirão; 3-padrão 3,0 ppb.**

## 4.6-Análises Estatísticas

A análise descritiva das variáveis analisadas no presente estudo encontra-se listada nas tabelas 4.8 e 4.9:

**Tabela 4.8: Estatística descritiva das variáveis ambientais: PL- Pluviosidade (mm); TA- Temperatura da água (°C); PH- pH; CE- Condutividade elétrica ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ); TB- Turbidez (UNT); ST- Sólidos totais ( $\text{mg.L}^{-1}$ ); OD- Oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ ); DBO- Demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{mg.L}^{-1}$ ); NT- Nitrogênio total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ); NO- Nitrato ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ).**

	PL	TA	PH	CE	TB	ST	OD	DBO	NT
<b>Média geral</b>	98,55	18,15	7,69	75,86	5,72	448	6,84	5,35	3,93
<b>Mediana</b>	77,30	18,85	7,62	72,30	3,10	170	6,93	5,90	2,83
<b>Desvio padrão</b>	94,60	2,21	0,33	11,45	7,10	496,20	0,46	2,79	2,65
<b>Erro padrão</b>	27,30	0,63	0,01	3,30	2,05	143,26	0,13	0,80	0,76
<b>C.V*</b>	95,98	12,19	4,40	15,09	24,02	110,77	6,76	52,17	67,37
<b>Mínimo</b>	3,40	13,70	7,15	60,50	0,95	57	6,20	0,60	1,17
<b>Máximo</b>	236,20	20,63	8,24	95,15	25,90	1610	7,50	10,00	8,92
<b>Amplitude</b>	232,80	6,93	1,09	34,65	24,95	1553	1,30	9,40	7,75
<b>Média seca</b>	18,25	16,64	7,95	67,73	2,38	781,33	6,92	3,55	4,73
<b>Desvio padrão seca</b>	16,26	2,17	0,22	5,08	1,98	521,94	0,40	2,60	3,46
<b>C.V* seca</b>	89,13	13,00	2,77	7,50	83,22	66,80	5,80	73,26	73,10
<b>Média chuva</b>	178,85	19,66	7,43	84,00	9,06	114,66	6,50	7,15	3,13
<b>Desvio padrão chuva</b>	62,82	0,74	0,20	10,19	8,95	52,62	0,53	1,61	1,27
<b>C.V* chuva</b>	35,12	3,77	2,79	12,14	98,82	45,19	7,95	22,56	44,55

\* Coeficiente de variação.

**Tabela 4.9: Estatística descritiva das variáveis ambientais: NO- Nitrato ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); NH- Amônio ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); PT- Fósforo total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ); PS- ortofosfato ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); CT- Coliformes totais (NMP/100 mL); CF- Coliformes termotolerantes ou fecais (NMP/100 mL); CL- Clorofila-*a* ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); DC- densidade cianobactérias ( $\text{cel.mL}^{-1}$ ); RE- Riqueza de espécies (taxa/amostra).**

Variáveis	NO	NH	PT	PS	CT	CF	CL	DC	RE
<b>Média geral</b>	8,96	2,58	0,030	11,80	43159	4504	0,780	958,33	5,41
<b>Mediana</b>	8,65	1,00	0,026	5,35	22000	2100	0,556	0	5,50
<b>Desvio padrão</b>	6,61	6,14	0,020	16,14	47624	6804	0,990	1587	2,87
<b>Erro padrão</b>	1,90	1,77	0,006	4,66	13748	1964	0,285	458,3	0,82
<b>C.V*</b>	73,72	237,7	68,43	136,70	110,3	151	125,7	165,7	53,0
<b>Mínimo</b>	1,00	0	0,01	0	5800	170	0	0	0
<b>Máximo</b>	22,00	22,00	0,086	50	170000	24000	2,78	4500	10
<b>Amplitude</b>	21,00	22,00	0,076	50	164200	23830	2,78	4500	10
<b>Média seca</b>	13,26	4,16	0,018	4,78	54633	1808	1,39	500	3,5
<b>Desvio padrão seca</b>	5,05	8,77	0,006	4,48	64375	1855	1,10	1224	2,16
<b>C.V* seca</b>	41,77	210,55	36,91	93,66	117,8	102,6	79	245	61,96
<b>Média chuva</b>	4,66	1,00	0,043	18,83	31683	720	0,18	1416	7,33
<b>Desvio padrão chuva</b>	4,18	0	0,023	20,85	23013	899	7,28	1882	2,16
<b>C.V* chuva</b>	98,35	0	54,48	110,73	72,63	12	154,9	133	29,45

\* Coeficiente de variação.

Conforme observado, na maioria das variáveis analisadas houve variação no conjunto de dados, determinado pelos altos valores das medidas de dispersão, como desvio padrão e coeficiente de variação. Isto indica que ocorreram diferenças entre os valores das variáveis, quando comparando os resultados encontrados entre os períodos de seca e chuva. Destas variáveis, pluviosidade, sólidos totais, amônio, ortofosfato, coliformes totais e termotolerantes, clorofila-*a* e densidade de cianobactérias foram as variáveis que apresentaram maior variação do conjunto de dados. Oxigênio dissolvido, pH e temperatura da água foram as variáveis que apresentaram o conjunto de dados mais homogêneos, em relação aos outras variáveis.

Comparando os dados obtidos nos períodos de seca e chuva, 50% apresentaram as maiores médias no período chuvoso e os outros 50% no período de seca, o que indica que as variáveis não apresentaram uma variação sazonal definida. No período seco, as variáveis que apresentaram as maiores variações no conjunto de dados foram pluviosidade, turbidez, DBO, amônio, ortofosfato, coliformes totais e termotolerantes e densidade de cianobactérias. No período chuvoso, apresentaram as maiores variações turbidez, nitrato, ortofosfato, clorofila-*a* e densidade de cianobactérias. Assim como ocorreu na avaliação da variância dos dados gerais, as variáveis OD, pH, temperatura da água apresentaram as menores variações no conjunto de dados tanto no período de seca, como de chuva, no qual a variável amônio sem nenhuma variação (mesmas concentrações em todos os pontos neste período).

As estimativas dos coeficientes de correlação *r*-Pearson entre o número de células de cianobactérias e as variáveis ambientais analisadas encontram-se listados na tabela 4.9.

As variáveis que apresentaram correlação significativa ( $P < 0,05$ ) com a densidade de cianobactérias foram pluviosidade e coliformes termotolerantes. Em regiões tropicais, a precipitação tem sido considerada como o principal fator responsável pela sazonalidade da comunidade fitoplanctônica de ambientes lóticos (BRANCO & NECCHI-JR, 1997). A influência da precipitação, assim como de outras variáveis físicas e climáticas com suas possíveis relações com a sazonalidade da comunidade aquática devem ser investigadas, dentre as quais, incluem velocidade da correnteza, vazão, substrato da bacia, irradiação solar, dentre outras.

As demais variáveis não apresentaram correlação significativa com a densidade de cianobactérias, indicando que pode haver outros fatores que estejam influenciando na abundância destes microrganismos.

A análise de correlação canônica (CCA) revelou que os fatores ambientais analisados neste estudo, não foram significativos ( $p < 0,05$ ), para explicar a variação da distribuição das espécies de cianobactérias (densidade e riqueza), demonstrada pelo teste de Monte Carlo (Tabela 4.10). A ausência de dados como a densidade de todas as espécies encontrada (densidade específica), foi um fator que contribuiu para a não ocorrência de significância entre as matrizes (biológicas e ambientais). Os resultados sugerem que outros fatores podem estar interferindo na distribuição das espécies.

**Tabela 4.10: Índices de correlação entre o número de células de cianobactérias e as variáveis ambientais analisadas. Os valores em negrito correspondem às correlações significativas ( $P < 0,005$ ).**

Variáveis	Correlação	Significância
Densidade x Pluviosidade	<b>0,5199</b>	<b>0,0416</b>
Densidade x Temperatura	0,4705	0,0613
Densidade x pH	-0,0320	0,4607
Densidade x Condutividade	0,3979	0,1001
Densidade x Turbidez	0,0992	0,3795
Densidade x Sólidos totais	-0,1027	0,3754
Densidade x OD	-0,4120	0,0916
Densidade x DBO	0,1127	0,3637
Densidade x Nitrogênio total	0,0210	0,4742
Densidade x Nitrato	0,0510	0,4375
Densidade x Amônio	0,4176	0,0884
Densidade x Fósforo total	0,1636	0,3057
Densidade x Ortofosfato	-0,2848	0,1848
Densidade x Coliformes totais	-0,1242	0,3503
Densidade x Coliformes termotol.*	<b>0,7791</b>	<b>0,0014</b>
Densidade x Clorofila	-0,1861	0,2812
Densidade x Riqueza espécies	0,4224	0,0857

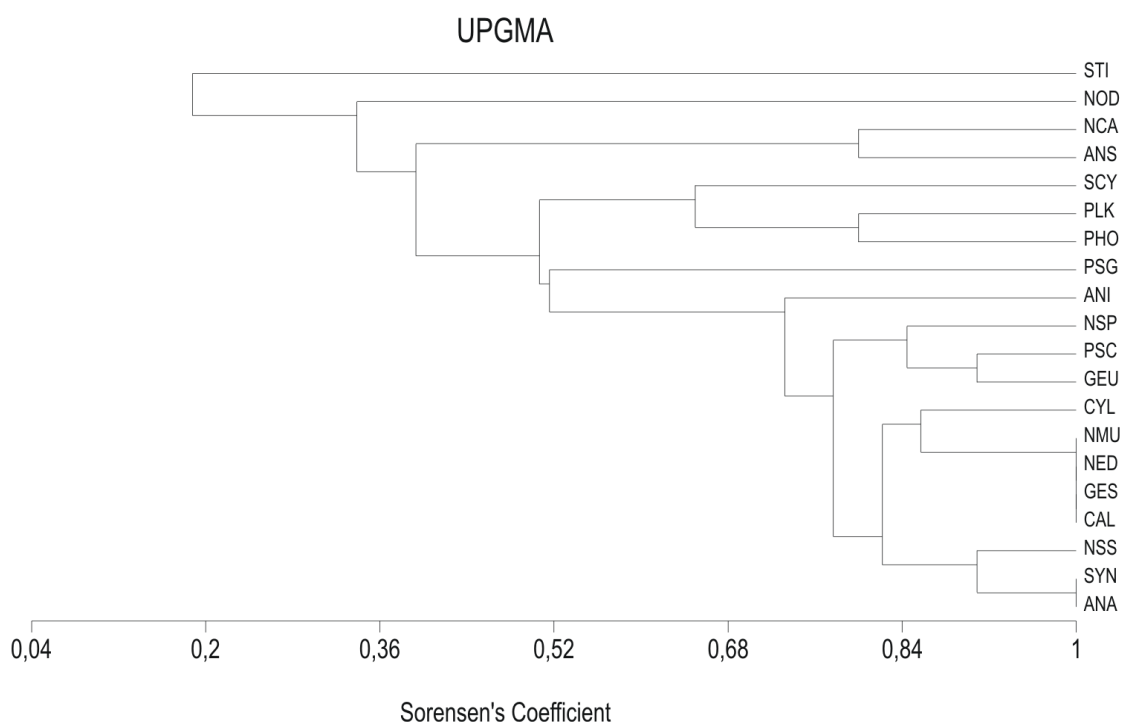
\* Coliformes termotolerantes ou fecais (*E. coli*).

**Tabela 4.11: Resultado do Teste de Monte Carlo correspondente ao período de estudo.**

PARÂMETROS ESTIMADOS					
Autovalor	Correlação	Lambda	Qui-quadrado	GL	Signif.
1,0000000	1,000000	0	184,78592	30	0
0,9999997	1,000000	0	86,86460	18	0
0,8894694	0,943117	0,110531	11,01231	8	0,20015

A análise de agrupamento dos gêneros/espécies em relação à ocorrência e ausência de cianobactérias nos pontos amostrados, e nos meses de coletas (compreendendo período de seca e chuva) encontra-se listados na figura 4.28.

A análise de agrupamento revelou a existência de 2 grandes grupos, com similaridade alta (em torno de 52%), no qual um destes foi formado por espécies com ocorrência restrita a somente um ponto amostral, enquanto o outro grupo foi formado por espécies de ocorrência mais ampla. A alta similaridade entre os grupos é devido a pouca variação dos gêneros/espécies durante os períodos de amostragem. Estes 2 grandes grupos foram subdividido em três grupos distintos, onde o índice de similaridade de Sorensen, entre os grupos e subgrupos formados, mostrou-se alta a partir de 0,5 ou 50% de similaridade entre as comunidades.



**Figura 4.31: Análise de agrupamento dos gêneros/espécies de cianobactérias:**

**Abreviaturas:** STI: *Stigonema sp.*; NOD: *Nodularia sp.*; NCA: *Nostoc cf. carneum*; ANS: *Anabaena sp.*; SCY: *Scytonema sp.*; PLK: *Planktothrix sp.*; PHO: *Phormidium sp.*; PSG: *Pseudanabaena galeata*; ANI: *Anabaena inaequalis*; NSP: *Nostoc sp1.*; PSC: *Pseudanabaena catenata*; GEU: *Geitlerinema unigranulatum*; CYL: *Cylindrospermum licheniforme*; NMU: *Nostoc muscorum*; NED: *Nostoc edaphicum*; GES: *Geitlerinema*

*splendidum*; CAL: *Calothrix sp.*; NSS: *Nostoc sp2.*; SYN: *Synechococcus cf. nidulans*;  
ANA: *Anabaena ambígua*.

O primeiro grupo foi formado pelos gêneros/espécies que apresentaram baixa ocorrência nas amostragens, com semelhanças nos períodos e restritas a apenas um ponto amostral. O grupo foi formado por 5 subgrupos diferentes. Os gêneros *Stigonema sp.* e *Nodularia sp.* formaram isoladamente um subgrupo, pois tiveram apenas uma ocorrência, sendo em pontos e períodos diferentes (similaridade baixa). Outro subgrupo foi formado pelos gêneros/espécies de *Nostoc cf. carneum* e *Anabaema sp.*, os quais obtiveram aproximadamente 84% de similaridade, pois ocorreram em P2, no mês de outubro, e tiveram baixa frequência de ocorrência. O quarto subgrupo foi formado pelos gêneros *Scytonema sp.*, *Phormidium sp.* e *Planktothrix sp.*, os quais tiveram alta semelhança (cerca de 68%), tendo ocorrência restrita em P2 e em períodos semelhantes. O quinto subgrupo foi formado pela espécie *Pseudoanabaena galeata*, a qual formou um subgrupo solitário por ter ocorrido em P1 durante o período chuvoso (fevereiro e abril).

O segundo grupo é formado pelos gêneros/espécies que tiveram maior frequência de ocorrência em relação ao grupo anterior, além da ocorrência em dois pontos de amostragem. Foi composto por dois subgrupos, no qual a espécie *Anabaena inaequalis* forma um desses subgrupos, ocorrendo em P2 e P3, durante os períodos de seca e chuva. Esta espécie teve similaridade alta com o outro subgrupo, formado pelos gêneros/espécies *Nostoc sp1.*, *Pseudanabaena catenata* e *Geitlerinema unigranulatum*, os quais foram semelhantes devido à ocorrência em P2 e P3 e restritos ao período chuvoso (dezembro, fevereiro e abril).

O terceiro grupo foi formado por espécies com alta ocorrência, encontradas em todos os pontos de amostragem. Foi formado por 3 subgrupos, no qual o primeiro subgrupo apresenta a espécie *Cylindrospermum licheniforme*, a qual ocorreu nos 3 pontos amostrados, e com predominância nos períodos chuvosos. O outro grupo formado obteve 100% de similaridade, formado pelas espécies de maiores ocorrências, das quais destacam-se as espécies *Nostoc muscorum*, *Nostoc edaphicum*, *Geitlerinema splendidum* e *Calothrix sp.*, que ocorreram nos 3 pontos e em diferentes meses. O terceiro grupo foi formado pelos gêneros/espécies *Nostoc sp2.*, *Synechococcus cf. nidulans* e *Anabaena ambígua*, os quais ocorreram nos 3 pontos, porém, somente nos períodos chuvosos (dezembro, fevereiro e abril).



## 5-CONCLUSÕES

Durante o período de estudo, algumas amostras de água estiveram fora dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 para corpos hídricos classe 2, para as variáveis DBO e sólidos totais. Para a variável coliformes termotolerantes todas as amostras de água estiveram fora dos padrões estabelecidos pela referida resolução.

Na determinação do IQA observou-se que as águas do Ribeirão do Funil ao longo do seu curso pioram da montante a jusante (decréscimo do IQA de P1 a P3). Além disso, as variáveis coliformes termotolerantes, DBO e sólidos totais foram as variáveis que mais contribuíram negativamente para o IQA.

Durante o período de estudo foram encontrados 20 taxóns de cianobactérias, onde a ordem mais representativa foi Nostocales (55% dos taxa). Além disso, as amostras de água coletadas em P2 foram aquelas que apresentaram maior riqueza de espécies e de densidade de cianobactérias. Foi encontrada também maior riqueza de espécies durante o período de maior precipitação e temperatura.

O teste Elisa, para microcistina revelou que a espécie *Nostoc muscorum* apresentou concentração de microcistina variando entre 0,5-3,0 ppb, enquanto que, os demais isolados apresentaram concentração inferior a 0,5 ppb.

A estatística descritiva revelou que, no geral, as variáveis ortofosfato, amônio e densidade de cianobactérias apresentaram o conjunto de dados mais heterogêneos. No entanto, as variáveis pH, oxigênio dissolvido e temperatura apresentaram os dados com menores variações no geral.

Na correlação entre densidade de células de cianobactérias e as variáveis ambientais a estimativa do coeficiente de correlação linear de Pearson revelou correlação significativa com pluviosidade e coliformes termotolerantes.

A análise da CCA revelou, por meio do teste de Monte Carlo, que não houve significância entre os fatores ambientais e biológicos, o que indica que as variáveis analisadas não

influenciaram significativamente o padrão de distribuição das espécies de cianobactérias encontradas.

## 6-REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABOAL, M. Epilithic algal communities from River Segura Basin, Southeastern Spain. **Arch. Hydrobiol.** 116: p.113-124, 1989.

AGUIAR, R.E. Estudos de fatores que interferem no crescimento de cianobactérias de vida livre, fixadoras de nitrogênio, e o isolamento de mutantes espontâneos. Piracicaba. Dissertação (Mestrado- Escola Superior de Agricultura “Luis de Queiroz”), Universidade de São Paulo, São Paulo. 122p. 1992.

AGUIAR, R.E. Systematic and ultrastructure of new and rare Chrysophytes from Colorado and Wyoming lakes. PhD. Dissertation. Colorado. Colorado State University. USA. 280p. 2000.

AGUIAR, L.F.; ISAAC, R.L. Florações de cianobactérias potencialmente tóxicas nas bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí, Estado de São Paulo e avaliação dos mananciais em relação a eutrofização. In: 22º Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 28, 2002, Cancun, México. **Anais. . .** 2002. p.1-8.

AMBLARD, C. Seasonal and strategies of phytoplankton development and two lakes of different trophic states. **J. Plankton Res.** v.10, n.6, p.1189-1208, 1988.

ANAGNOSTIDIS, K.Y.; KOMAREK, J. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 3-Oscillatoriales. **Algological studies**, v.50, n° 53, p.327-472, 1988.

ANAGNOSTIDIS, K.Y.; KOMAREK, J. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 5-Stigonematales. Archiv furr Hydrobiologie/supplementband 86, **Algological studies**, v.59, p.1-73, 1990.

ANDRADE, A.A.S.; SALATI, E.; CUNHA, C.A.G. SALATI FILHO, E. Role the Palheiros creek wetlands in the improvement of water quality of water flows in to Guarapiranga Reservoir, SP, Brazil: Na efficiency analysis. In: International Conference on wetlands systems for water pollution control, n.10, v.II, 2006, Lisboa, Portugal. **Anais. . .** 2006. p.919-927.

ANDRADE, J.A. Diagnóstico geoambiental da cabeceira do Rio das Velhas-APA Cachoeira das Andorinhas. Dissertação (Mestrado em Geoquímica Ambiental), Escola de Minas/Universidade Federal de Ouro Preto-UFOP, Ouro Preto. 153p. 2000.

ANIDO, M.N.R. Caracterização hidrológica de uma microbacia experimental visando identificar indicadores de monitoramento ambiental. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz-ESALQ, Piracicaba. 69p. 2002.

APHA- AMERICAN HEALTH PUBLIC ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 12ed. APS., New York, USA. 2002.

ARNOLD, D.E. Ingestion, assimilation survival and reproduction by *Daphnia pulex* fed seven species and blue green algae. **Limnol and Oceanogr**. v.16, n.6, p.906-920, 1971.

ARRUDA, P.R.R. Uma contribuição ao estudo ambiental da bacia hidrográfica do Ribeirão São Bartolomeu. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal), Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Viçosa-UFV, Viçosa, 198p. 1997.

AZEVEDO, S.M.F.O. Toxic cyanobacteria and the Caruaru tragedy. In: IV Simpósio da Sociedade Brasileira de Toxicologia - Livro de Resumos. 84p. 1996.

AZEVEDO, S.M.F.O. Toxinas de cianobactérias: causas e conseqüências para a saúde pública. **Medicina online**. v.1, ano1, n.3, Jul/Agos/Set 1998.

AZEVEDO, S.M.F.O. Ecotoxicologia de cianobactérias e qualidade de água. Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho. UFRJ, Rio de Janeiro. 2003.

BARBOSA, C.C. Avaliação da qualidade da água do Sistema Itacolomi, Ouro Preto-MG. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Instituto de Ciências Exatas e Biológicas-ICEB, Universidade Federal de Ouro Preto-UFOP, Ouro Preto. 175p. 2003.

BARROS, F.M. Dinâmica do nitrogênio e do fósforo e estado trófico nas águas do Rio Turvo Sujo, Viçosa-MG. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental-DEA, Universidade Federal de Viçosa-UFV, Viçosa.105p. 2008.

BASTOS, I.C.O. Avaliação do índice de qualidade da água no Ribeirão do Capim, Médio Rio Doce, Governador Valadares-MG. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Instituto de Ciências Exatas e Biológicas-ICEB, Universidade Federal de Ouro Preto-UFOP, Ouro Preto. 201p. 2007.

BENETTI, A.; BIDONE, F. O meio ambiente e os recursos hídricos. In: TUCCI. C.E.M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: UFRS. p.841-870. 2001.

BERNARDO, L., BERNARDO, A., FILHO, P. L. C. Ensaio de Tratabilidade de Águas e dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamentos de Água. São Carlos: Editora Rima. 1995. p. 17-44.

BEYRUTH, Z.; SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P.; CARVALHO, M.C.; PEREIRA, H.A.S.L. 1992. Toxic algae in freshwaters of São Paulo state, p.53-64, In: CORDEIRO-MARINO *et al.* (Ed.). *Algae and environment: a general approach*. S. Paulo, Soc. Bras. Ficologia/CETESB. 1992. 131p.

BEYRUTH, Z. Phytoplankton of a supply reservoir impacted by antropic activies in Guarapiranga reservoir, SP, Brazil. **Verch. Internat. Verein. Limnol**, Stuttgart, v.27, p.1973-1980, 2000.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. Gêneros de Algas de Águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições. 2ª Edição. RIMA, São Carlos. 2006.

BOLLMAN, H.A. Relação da densidade populacional sobre variáveis de qualidade físico-químico das águas superficiais em Microbacias hidrográficas urbanas sem cobertura sanitária em Porto Alegre- RS. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Universidade Federal do Rio Grande do Sul-UFRS, Porto Alegre. 162p. 2003.

BORGES, J.T.; GUIMARÃES, J.R. Utilização do IQA-CETESB para classificação das águas na lagoa Taquaral. In: III Encontro de organismos de bacias hidrográficas, Piracicaba-SP. v.1, 1999, Piracicaba-SP. **Anais. . .** 1999. p.01-02.

BOUVY, M.; FALCAO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M.; MOURA, A. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquat. Microb. Ecol.** v.23, p.13–27, 2000.

BRAGA, B. *et al.* Introdução à engenharia ambiental. São Paulo. Pretence Hall. 305p. 2001.

BRAILE, D.M. Despejos industriais. São Paulo. Livraria Freitas Bastos, 1971. 231p.

BRANCO, C.C.Z.; NECCHI, O. Jr. Distribution of stream macroalgae in the eastern Atlantic Rainforest of São Paulo State, southeastern Brazil. **Rev. Hidrobiologia**, v.333, p. 139-150, 1996.

BRANCO, L.H.Z. & NECCHI, O. Jr. Distribution of stream macroalgae in three tropical drainage basins of southeastern Brazil. **Arch. Hydrobiol**, v.142, p. 241–256, 1998.

BRANCO, L.H.Z., NECCHI, O.Jr., BRANCO, C.C.Z. Ecological distribution of Cyanophyceae in lotic ecosystems of São Paulo State. **Rev. Brasil. Bot.** v.24, n.1, p. 99-108, 2001.

BRANCO, C.W.C.; SENNA, P.A.C. Phytoplankton composition, community structure and seasonal changes in a tropical reservoir (Paranoá Reservoir: Brazil). **Archive Hidrobiologia**, v.81, p.69-84, 1996.

BRANCO, S.M.; ROCHA, A.A. Ecologia: educação ambiental, ciência do ambiente para universitários. São Paulo: CETESB, 1980. 206p.

BRANCO, S. M. Hidrologia Aplicada à Engenharia Sanitária. São Paulo: 3º ed. CETESB, 1996. 616 p.

BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. **Lei 9433 de 08/01/1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, estabelece em seus fundamentos. 2002. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/CIVIL/Leis/L9433.htm>. Acesso em Março 2007.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Portaria 518 de 25 de Março de 2004**: estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília. 2004.

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

CALIJURI, M.C.; Dos-Santos, A.C.A.; JATI, S. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP- Brazil). **J. Plankton Res.** v.4, p.617-632, 2002.

CARMICHAEL, W.W. Cyanobacteria secondary metabolites – The Cyanotoxins. **Journal of Applied Bacteriology**, v.72, p.445-59, 1992.

CARMICHAEL, W.W. The toxins of Cyanobacteria. **Scientific American**. v.270, n.1, p.78-86, 1994.

CARMICHAEL, W.W. Toxic *Microcystis* and the environment. In: Toxic *Microcystis*. M.F. Watanabe et al., (Eds.) New York. **CRC Press**. p.1-11, 1996.

CARMICHAEL, W.W. Health effects toxin-producing cyanobacteria: “The cyanoHABs”. **Human and ecological risk assessment**, v.7, n.5, p.1393-1407, 2001.

CARVALHO, L.R.; SANT'ANNA, C.L.; GEMELGO, M.C.P.; AZEVEDO, M.T.P. Cyanobacterial occurrence and detection of microcystin by planar chromatography in surface water of Billings and Guarapiranga reservoirs, SP, Brazil. **Rev. Brasil. Botânica**, v.30, n.1, p.141-148, 2007.

CETESB. Coleta e preservação de amostras de água para consumo humano, em atendimento a Portaria 518-MS, de 25/03/2004. São Paulo, v.1, 4p. 2005.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. New York and London.: E&FN Spon. 1999.

CHU, F.S.; WEI, R.D. Enzyme-linked Immunosorbent Assay for *Microcystis* in Blue-Green Algae Blooms. **J. Assoc. Off Anal. Chem.**, v.73, p.451-456, 1990.

COIMBRA, R.M. Monitoramento da qualidade da água. In: Porto, R.L. *et al.* Hidrologia ambiental. São Paulo: EDUSP; **Associação Brasileira de Recursos Hídricos**. 2001. p.391-411.

COOD, G.A. Cyanobacterial toxins, the perception of the water quality, and the prioritization of eutrophication control. **Ecol. Engin**, v.16, p.51-60, 2000.

COOPER, S.D., BARMUTA, L., SARNELLE, O., KRATZ, K., DIEHL, S. Quantifying spatial heterogeneity in streams. **J. N. Am. Benthol. Soc.** v.16, p.174-188, 1997.

COSTA, I.A.S; CHELLAPPA, N.T. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. **Acta Oecologica**, v.24, p.S3-S10, 2003.

CRUZ, L.B.S.; PATERNIANI, J.F.S.; CARVALHO, R.M.B. Caracterização e manejo sustentável do solo na bacia do Rio Uberaba-MG. *Caminhos da Geografia*. Uberlândia-MG. v.4, n.9, p.31-49, 2003.

CYBIS, L.F.; BENDATI, M.M.; MAIZONAVE, C.R.M. WERNER, R.; DOMINGUES, C.D. Manual para estudo de cianobactérias planctônicas em mananciais de abastecimento público: caso da represa Lobo do Sabão e lago Guaíba, Porto Alegre, Rio Grande do Sul. Rio de Janeiro: **ABES. Prosab**. 64p. 2006.

DEBERDT, G.L.B.; CALIJURI, M.C.; MINOTI, R. A produtividade primária na represa Salto Grande. In: HENRY, R. (Ed). Ecologia de reservatórios: Estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: Fapesp/Fundbio. 1999p. 2004

DERISIO, J.C. Introdução ao controle da poluição ambiental. São Paulo: 2º ed. Signus, 2000. 75p.

ERIKRON, J.E.; GRONBERG, L.; NYGARD, S.; SLOTTE, J.P.; MERILUOTO, J.A.O. Hepatocellular uptake of 3H-dihydromicrocystin-LR a cyclic peptide toxin. **Biochim. Biophys. Acta**, v.60, 1025p. 1990.

ESTEVEES, F.A.; BARBOSA, F.A.R. Eutrofização artificial: a doença dos lagos. **Ciência hoje**. v.5, n.27, p.56-61, 1986.

ESTEVEES, F.A. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Interciência, 622p. 1998.

FALCONER, I.R. Tumor promotion and liver injury caused by oral consumption of cyanobacteria. **Environmental Toxicology and Water Quality Journal**, v.6, p.177-84, 1991.

FALCONER, I.R. Health implications of Cyanobacterial (blue-green algae) toxins. In: Steffensen DA, Nicholson BC, editors. Toxic Cyanobacteria Current Status of Research and Management - Proceedings of an International Workshop. Adelaide; 1994.

FALCONER, I.R.. Algal toxins and human health. In: Hrubec J, editor. The handbook of Environmental Chemistry - Vol.5 - Part C - Quality and Treatment of Drinking Water II. Springer-Verlag. Berlin. p.53-82, 1998.



FERNANDEZ-PINAS, F.; LEGANÉS, F.; MATEO, P.; BONILLA, I. 1991. Bluegreen algae (cyanobacteria) as indicators of water quality in two Spanish rivers. In WHITTON, B.A.; ROTT, E.; FRIEDRICH, G. (eds), Use of Algae for Monitoring Rivers. Institut für Botanik, Innsbruck, Austria: p.151–156.

FIGUEREDO, C. C.; GIANI, A. Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir. **Hydrobiol.** v.445, p.165-174, 2000.

FIGUERE, M.F.; NEILAN, B.A.; COPP, J.N.; RODRIGUES, J.L.M.; TSAI, S.M.; LEE, H.; TREVORS, J.T. Characterization of nitrogen-fixing cyanobacteria in the Brazilian Amazon floodplain. **Water research**, v.39, p. 5017-5026, 2005.

FREIRE, S.M.; BOLLMAN, H.A. Avaliação das cargas de macronutrientes em reservatórios de abastecimento público. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AMBIENTAL, n.2, Itajaí-SC. **Anais . . .** 2003. p.10-23.

FRITZONS, E.; HINDI, E.C.; MANTOVANI, L.E.; RIZZI, N.E. As alterações da qualidade da água do Rio Capivari com o deflúvio: um instrumento de diagnóstico de qualidade ambiental. **Engenharia sanitária e ambiental**, v.8, n.4, p.239-248, 2003.

FUJIKI, H. Is the inhibition of Protein Phosphatase 1 and 2A activities a general mechanism of tumor promotion in human cancer development? **Molecular Carcinogenesis**, v.5, p.91-94, 1992.

GASTALDINI, M.C.C.; MENDONÇA, A.S.F. Conceitos para avaliação da qualidade da água. In: PAIVA, J.B.D.; PAIVA, E.M.C.D. Hidrologia aplicada a pequenas bacias hidrográficas. Porto Alegre: **ABRH**. 625p. 2001.

GIANI, A. Limnology in Pampulha Reservoir: some general observations with emphasis in the phytoplanktonic community. In: Pinto-Coelho R. M.; Giani A. & Sperling E. Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais. Segrac, Belo Horizonte. p. 141-149, 1994.

GIOMBELLI, A.; RECH, H.; TORRES, V.S. Qualidade microbiológica da água provenientes de poços e fontes de dois municípios da região do Alto Uruguai Catarinense. **Rev. Higiene Alimentar**, São Paulo, v.12, n.56, p.17-22, 1998.

GOMES, L.A. Saneamento básico: Levantamento das condições sanitárias na área do polonoroeste de Mato Grosso. Assessoria Editorial e Divulgação Científica. Brasília. 1989.

GONÇALVES, C.S. et al. Qualidade da água de um dreno principal de uma microbacia fumageira relacionada a diferentes áreas de captação. FERTIBIO. Lages. **Resumos...** 2004. 25p.

GORDON, N. D., McMAHON, T.A., FINLAYSON, B.L. Stream hydrology, an introduction for ecologists. John Wiley & Sons, Chichester. 526 p. 1992.

GRAHAM, L.E.; WILCOX L. W. **Algae**. Upper Saddle River, NJ:Prentice Hall. 2000.

GUVEN, B.; HOWARD, A. Modelling the growth and movement of cyanobacteria in river systems. **Science of the Total Environment**, v.368, p.898-908, 2007.

HALLEGRAEFF, G.M. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. **Phycology**, v.32, n.2, p.79-99. 1993.

HARADA, K.I.; KONDO, F.; LAWTON, L. Laboratory analysis of cyanotoxins. In: Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health. Consequences, monitoring and management (CHORUS & BARTRAM eds.). E & F.N. SPON, Londres: p.370-404, 1999.

HART, J.; FAWELL. J.K.; CROLL, B. The fate of both intra and extracellular toxins during drinking water treatment. **Water supply**, v.16, p.611-616, 1998.

HENRIQUE, J.; AFONSO, J.; BOLLMAN, S. O verde invade o Velhas: Proliferação de cianobactérias contamina vários rios, dentre eles o Rio das Velhas. **Manuelzão: saúde, ambiente e cidadania na Bacia do Rio das Velhas**, v.10, n.43, p.10-11, 2007.

HOFFMAN, F.L. Levantamento das características microbiológicas ds água provenientes de três poços artesianos da cidade de São José do Rio Preto-SP. **Rev. Higiene Alimentar**, São Paulo, v.8, n.34, p.36-38, 1994.

HOOSDA, P.S. *et al.* A review of water quality concerns in livestock farming areas. **Science Total Environmental**, v.250, p-143-167, 2000.

HORNE, A. GOLDMAN, C.R. Limnology. Mc. Gram Hill. Inc., 1994.

HRUDEY, S.; BURCH, M.; DRIKAS, M.; GREGORY, R. Remedial Measures. In: Chorus I, Bartram J, editor. Toxic Cyanobacteria in Water. London: E&FNSpon; 1999.

HYNES, H.B.N. The ecology of running waters. Liverpool University Press, Liverpool. 555p. 1970.

INFANTE, A.; RIEHL,W. The effect of Cyanophyta upon zooplankton in an eutrophic tropical lake (Lake Valencia, Venuzuela). **Hidrobiologia**. 293: p. 113-143, 1984.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. Qualidade das águas superficiais de Estado de Minas Gerais em 1998. Belo Horizonte: FEAM. 87p. 1999.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. Monitoramento das águas superficiais na Bacia do Rio das Velhas em 2004. Belo Horizonte: IGAM. 161p. 2005.

JARDIN, F.A.; FONSECA, Y.M.F.; AZEVEDO, S.M.F.O. First occurrence of toxic cyanobacteria in a reservoir of COPASA - Minas Gerais – Brazil. In: Anais do Simpósio Internacional de Engenharia Sanitária e Ambiental; Trento, Itália. p.381-386, 2000.

JOCHIMSEN, E.M.; CARMICHAEL W.W.; Na, J.; CARDO, D.; COOKSON, S.T.; HOLMES, C.E.M.; ANTUNES, M.B.C.; MELO, FILHO, D.A.; LYRA, T.M.; BARRETO, V.; AZEVEDO S.M.F.O.; JARVIS, W.R. Liver failure and death following exposure to microcystin toxins at a hemodialysis center in Brazil. **The New England Journal of Medicine**, v.36, p.373-378, 1998.

JORDÃO, C.P.; PEREIRA, J.L.; SILVA, A.C.; BRUNE, W. Contaminação por crômio de águas de rios provenientes de curtumes em Minas Gerais. **Química Nova**, v.22, p.47-52, 1999.

JORDÃO, C.P.; RIBEIRO, P.R.; MATOS, A.T.; FERNANDES, R.B.A. Aquatic contamination of the Turvo Limpo river basin at the Minas Gerais state, Brazil. **J. Braz. Chem. Soc.**, v.18, n.1. p.116-125, 2007.

KALFF, J. KNOEHEL, R. Phytoplankton and their dynamics in oligotrophic and eutrophic lakes. **Annual review of ecology and systematics**, v.9, p.475-495. 1978.

KARR, J.R.; FORE, L.S.; MORGAN, N.C. Making biological monitoring more effective: intergrating biological sampling with analysis interpretation. USA/EPA: Technical Report. 160p. 1997.

KEMPERS, A.J.; ZWEERS, A. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate methods. **Commun. In Soil Sci. Plant. Anal.** v.17, p.715-723, 1986.

KOMAREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of cyanophyte, 2: Chroococcales. **Algological studies**, v.43, p.157-226, 1986.

KOMAREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of cyanophyte, 4: Nostocales. **Algological studies**, v.56, p.247-345, 1989.

KOMAREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokariota. I. Teil. Chroococcales. In: ETIL, H.; GARTNER, G.; HEYNIG, H.; MOLLENHAUER, D. (eds). **Susswasserflora von Mitteleuropa**. Jena: G. Fisher. 1995.

KOMAREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokariota. I. Teil. Chroococcales. In: ETIL, H.; GARTNER, G.; HEYNIG, H.; MOLLENHAUER, D. (eds). **Susswasserflora von Mitteleuropa**. Jena: G. Fisher. 1998.

KOMÁREK, J.; AZEVEDO, M.T.P. Geitlerinema unigranulatum, a common tropical Cyanoprokaryote from fresh water reservoirs in Brazil. **Algol. Studies**, v.99, Stuttgart, p.39-52, 2000.

KOMÁREK, J.; KUNG, H.; KOMARKOVA, J. Filamentous cyanobacteria. In: WEHR, J.D.; SHEATH, R.G. (eds.). Fresh water algae of North America: Ecology and classifications. Amsterdam: **Academy Press**. p.117-196, 2003.

KOMÁREK, J.; KOMÁRKOVA, J. A review of the European Microcystis-morphospecies (Cyanoprokaryotes) from nature. Czech. **Phycology**. v.2, p.1-24, 2002.

KRUSCHE, A.V. et al. Acid rain and nitrogen deposition in a sub-tropical watershed (Piracicaba): ecosystem consequences. **Environmental Pollution**, v.121, p-389-399, 2003.

KRUPEK, R.A. Estudo das comunidades de macroalgas da Bacia do Rio das Pedras, Guarapuava, Paraná: Flora e Dinâmica Sazonal. Dissertação (Mestrado em Botânica) Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná-UFPR, Curitiba. 2006. p.45-76.

KUGRENS, P.; CLAY, B.L.; AGUIAR, R. Ultrastructure of *Lobocharacium coloradoense*, gen. et. sp. nov. (Chlorophyta, Characiosiphonaceae), an unusual coenocyte from Colorado. **J. Phycol.** v.36, p.421-432, 2000.

KUIPER-GOODMAN, T.; FALCONER, I.; FITZEGARD, J. Human health aspects . In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Eds.). Toxics Cyanobacteria in water: a guide to their public health- consequences, monitoring and management. Londres: E & F.N. SPON. p.113-141, 1999.

LAMPARELLI, M.C. Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Tese (Doutorado em Ciências), Universidade de São Paulo-USP, São Paulo. 2004. 207p.

LAWTON, L.A.; McELHINEY, J.; SILVA, E.I.L.; JAYATISSA, L.P. Occurrence of toxigenic cyanobacterial blooms in freshwater in Sri Lanka. **Systematic and Applied Microbiology**, v.29, p. 156–164, 2006.

LEE, R.E. Phycology. England: 3° ed. Cambridge University Press. 1999. 202p.

MACEDO, J.A.B. Águas & Águas - Métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas. Juiz de Fora:. 2001. 302p

MADIGAN, M. T., MARTINKO, J. M., PARKER, J. B. Biología de los microorganismos. España: 8° ed. Prentice Hall, 1999. 163p.

MAGALHÃES, A.B.S. Ocorrência de cianobactérias em mananciais de abastecimento de água para consumo humano no Município de Viçosa-MG. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal), Departamento de Botânica, Universidade Federal de Viçosa-UFV, Viçosa. 2007. 135p.

MAIER, M.H. Ecologia de bacia do Rio Jcaré-Pepira- Brasil. Qualidade do rio principal. **Ciência e Cultura**, v.39, n.2, p.164-185, 1985.

MAITLAND, P.S. Biology of freshwaters. New York: 2° ed. Chapman and hall, 1976. 276p.

MARGALEF, R. Limnologia. Barcelona: OMEGA. 1983. 1010p.

MARINELLI, C.E.; MORETTO, E.M.; BRUCHA, G.; LUCCA, J.V. **Cap. 11-Limonologia**. In: A Bacia hidrográfica do Rio Monjolinho, Espindola *et al.*, 2000.

MARQUES, A.K. Análise da diversidade fitoplânctônica no reservatório da Usina Hidroelétrica Eduardo Magalhães, no médio Tocantins-TO. Estrutura da comunidade, flutuações temporais e espaciais. Dissertação (Mestrado em ciências do ambiente). Universidade Federal do Tocantins-UFT, Palmas. 2006. 157p.

MATHEUS, C.E.; TUNDISI, J.G. Estudo físico-químico e ecológico dos rios da bacia hidrográfica do Ribeirão e da represa de Lobo. **In:** TUNDISI, J.G.; Limnologia e manejo de represas. São Carlos: v.1, CRHEA-FESCE-USP/ACIESP, 506p. 1988.

MATOS, A.T. Qualidade do meio físico ambiental. Associação dos Engenheiros Agrícolas de Minas Gerais. (Série Caderno Didático nº33), Viçosa-MG. 54p. 2006.

MATSUZAKI, M.; MUCCI, J.L.M; ROCHA, A.A. Phytoplankton community in a recreational fishing lake, Brasil. **Revista saúde pública**, v.38, n.5, p.679-686, 2004.

MOLICA, R.J.R. *et al.* Occurrence of saxitoxins and an anatoxina-a(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply. **Harmfull algae**, v.4, p.743-753, 2005.

MORELLI, L. Aumenta a poluição da água. 2005. Disponível em <http://www.ambientebrasil.com.br/artigos>. Acesso em 20 jun 2006.

MOSCHINNI-CARLOS, V.; PÔMPEO, M.L.M.; HENRY, R. Temporal variation of the elements on the C, N, and P periphyton on the tropical aquatic macrophyte *Echinochloa polystachya* (SP-Brazil). **The Japanese Journal of Limnology**, v.59, n.3, p.251-264, 1998.

MOURA, A.T.N. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica numa lagoa eutrófica, São Paulo, SP, Brasil, a curtos intervalos de tempo: comparação entre épocas de chuva e seca. Dissertação (Mestrado em Botânica). Instituto de Botânica, Universidade Estadual Paulista-UNESP, Rio Claro, 1996. 172 p.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. Aims and methods of vegetation ecology. New York: John Willey & Sons, 547p. 1974.

MUR, L.R.; SKULBERG, O.M.; UTKILIEN, H. Cyanobacteria in the environment. **In:** Chorus, I., Bartram, J. (Eds.), Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management. E&FN Spon, London, p.15–37.

NECCHI-JR, O.; BRANCO, C.C.Z.; BRANCO, L.H.Z. Distribution of stream macroalgae in São Paulo State, southeastern Brazil. **Algological Studies**, v.97, p. 43-57, 2000.

NECCHI-JR, O.; BRANCO, L.H.Z.; BRANCO, C.C.Z. Ecological distribution of stream macroalgal communities from a drainage basin in the Serra da Canastra National Park, Minas Gerais, southeastern Brazil. **Braz. J. of Biol.** v.63, p. 635-646, 2003.

NECCHI-JR, O.; DIP, M.R.; GOES, R.M. Macroalgae of a stream in Southeastern Brazil: composition, seasonal variation and relation to physical variables. **Hidrobiologia**, Dordrecht. v.231, p-241-250, 1991.

NECCHI-JR, O.; PASCOALOTO, D.; BRANCO, L.H.Z. Seasonal dynamics of macroalgae communities: composition, seasonal variation and relation to physical and chemical variables. **Hydrobiologia**, v.213, p. 241-250, 1993.

NECCHI-JR, O.; PASCOALOTO, D.; BRANCO, L.H.Z. Distribution of macroalgae in a tropical river basin from southeastern Brazil. **Arch. Hydrobiol.** v.129, p. 459-471, 1994.

NECCHI-JR, O.; PASCOALOTO, D.; BRANCO, C.C.Z.; BRANCO, L.H.Z. Stream macroalgal flora from the northwest region of São Paulo State, southeastern Brasil. **Algological Studies**, v.84, p. 91-112, 1997.

NETTO, G.F.; CARNEIRO, F.F. Vigilância ambiental em saúde no Brasil. *Ciência e Ambiente*, n.25, 2002. Acessado em 20 de Março de 2008.

NETTO, G.F.; CARNEIRO, M.L.O.; COSTA S.S.; CANCIO, J.A. Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano. 1º ed. Editora Funasa. 2003. 55p.

NEVES, K. O.; FERRERIA, J. M. S; LANNA, M. C. S. . Evaluation of rotavirus rate on diarrhea and drinking water quality from poor neighbourhoods of Ouro Preto, Brazil. *Vírus Reviews and Research. Journal of the Brazilian Society for Virology*, Brasil, v. 07, n. 1, 15p. 2002.



NISHIWAKI-MATSUSHIMA, R.; OTHA, T.; NISHIWAKI, S.; SUGUNUMA, M. KOHYAMA, K.; ISHIKAWA, T.; CARMICHAEL, W.W.; FUJIKI, H. Liver tumor promotion by the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin-LR. **Journal Cancer Research Clinical Oncology**, v.118, p.420-424, 1992.

NOGUEIRA, I.S. *Chlorococcales sensu latu* (Chlorophyceae) do município do Rio de Janeiro e arredores, Brasil: inventario e considerações taxonômicas. Museu Nacional-UFRJ. Rio de Janeiro: 355p. 1991.

OLIVER, R.L.; GANF, G.G. Freshwater blooms. In: WHITTON, B.A.; POTTS, M. (eds.). *The ecology of Cyanobacteria: their Diversity in Time and Space*. **Kluwer Academic Publishers**. 2000. p.149-194.

OURO PRETO. Prefeitura Municipal. Secretaria Municipal de Saúde. Relatório sobre o Município. Ouro Preto, 1992.

OURO PRETO. Prefeitura Municipal. Secretaria Municipal de Turismo e Cultura. Guia Turístico. Ouro Preto, 2000.

OURO PRETO. Prefeitura Municipal. Secretaria Municipal de Água e Esgotos. Relatório do Departamento de Águas e Esgotos. 2005.

PEIXOTO, P.P.P. Aspectos qualitativos das águas superficiais do córrego Curral de Arame. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003, Ribeirão Preto. Resumos... Ribeirão Preto: SBCS. 2003.

PERES, A.C. Uso de macroalgas e variáveis físicas, químicas e biológicas para a avaliação da qualidade da água do rio do Monjolinho, São Carlos-SP. Tese (Doutorado em Ecologia) Universidade Federal de São Carlos-UFSCAR, São Carlos. 2002. 90p.

PERONA, E.; BONILLA, I.; MATEO, P. Epilithic cyanobacterial communities and water quality: an alternative tool for monitoring eutrophication in the Alberche River (Spain). **J. Appl. Phycol.** v.10, p.183-191, 1998.

PERONA, E.; MATEO, P. Use of cyanobacteria to assess water quality in running waters. **Environ. Poll.** v.127, p.377-384, 2004.

PROJETO MANUELZÃO. Nuvelhas. Bacia do Ribeirão do Funil. Mapas cartográficos, topográficos e drenagem. Belo Horizonte. 2006.

RAMÍREZ, J.J. Variações espacial e nictimeral da estrutura da comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais em quatro dias de amostragem de diferentes épocas do ano no Lago das Garças, São Paulo. São Paulo-SP. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas). Instituto de Biociências da Universidade Paulista, Universidade Estadual de São Paulo-UNESP, Piracicaba. 1996. 178p.

REIS, V.W. Fatores de risco da diarreia humana associados às condições de saneamento básico em Ouro Preto-MG. Ouro Preto-MG. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental-Recursos Hídricos)-Instituto de Ciências Exatas e Biológicas-ICEB, Universidade Federal de Ouro Preto-UFOP, Ouro Preto. 2007. 97p.

REYNOLDS, C.S.; WALABY, A.E. Water blooms. **Biol. Rev.**, v.50, p.437-481, 1975.

RIBEIRO, P.R.S. Caracterização química, física e microbiológica de cursos d'água da bacia do rio Turvo Limpo. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental). Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental, Universidade Federal de Viçosa-UFV, Viçosa. 2002. 153p.

RINEHART, K.L.; NAMIKOSHI, M.; CHOI, B.M. Structure and biosynthesis of toxins from blue-green algae (cyanobacteria). **Journal of Applied Phycology**, v.6, 159p. 1994.

ROCHA, O. Avaliação do estado do conhecimento da diversidade biológica do Brasil-Águas doces: Versão preliminar. Ministério do Meio Ambiente. 2003.

ROCHA, O. et al. Toxicity of a cyanobacteria bloom in Barra Bonita Reservoir (Middle Tietê River, São Paulo, Brazil). **Ecotox. And Environmental safety** v.19, n.6, p.11-22, 2005.

ROCHA, O.; DELLAMANO-OLIVEIRA, M.J.; TAKENAKA, R.A. Toxicidade de extratos de florações de cianobactérias de Reservatórios do Rio Tietê, São Paulo, aos Dafinídeos *Ceriodaphnia dubia* e *Ceriodaphnia silvestrii* (Cladocera, Crustacea). **J. Braz. Soc. Ecotoxicol.**, v. 2, n. 2, p.147-156, 2007.

ROCHA, R.R.A.; THOMAZ, S.M. Variação temporal de fatores limnológicos em ambientes da planície do alto rio Paraná (PR/MS-Brasil). **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v.26, n.26, p.261-271, 2004.

ROSLEV, P., BJERGBAEK, L.A., HESSELSON, M. Effect of Oxygen on Survival of Faecal Pollution Indicators in Drinking Water. The Society for Applied Microbiology, **Journal of Applied Microbiology**, v. 96, p. 938-945, 2004.

ROUND, F.E. The biology of the algae. London: Edward Arnold. 1965. 269 p.

RUBIO, J. *et al.* Plantas aquáticas: sorventes naturais. **Ciência Hoje**. Rio de Janeiro: v.35, n.205, Jul. 2004. 36p.

RUNNEGAR, M.T.C.; FALCONER, I.R.; SILVER, J. Deformation of isolated rat hepatocytes by a peptide hepatotoxin from the blue-green algae *Microcystis aeruginosa*. **Archives of Pharmacology**, v.317, p.268-272, 1981.

SANT'ANNA, C.L. Two new taxa of *Anabaena* and other Nostocales (Cyanophyceae) from São Paulo state, Southeastern Brazil. **Algol. stud.** v.6, p. 527-545, 1991.

SANT'ANNA, C.L. AZEVEDO, M.T.P. Contribution to the knowledge of potentially toxic cyanobacteria from Brazil. **Nova Hedwigia**. v.71, n.3-4, p.359-385, 2000.

SANT'ANNA, C.L. *et al.* Planktic cyanobacteria from upper Tietê basin reservoirs, SP, Brazil. **Revista Brasil. Bot.**, v.30, n.1, p.1-17, 2007.

SANTOS, A.C. Noções de hidroquímica. In: FEITOSA, F.A.C.; MANOEL FILHO, J. Hidrogeologia: conceitos e aplicações. Fortaleza: 2ªed., CPRM/REFO. 2000. p.81-108.

SCHAFER, A. Fundamentos da ecologia e da biogeografia das águas continentais. Porto Alegre: Editora da UFRS. 1985. 532p.

SEMAD. Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Sistema de cálculo da qualidade da água (SCQA). Belo Horizonte. 2000.

SEMAD. Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Sistema de cálculo da qualidade da água (SCQA). Belo Horizonte. 2005.

SENNA, P.A.C. Estudo das Nostocophyceae (Cyanophyceae) do Distrito Federal: lagoas Joaquim Medeiros e dos Carás. **Rev. Bras. Biol.** Rio de Janeiro, v.2, n.52, p.461-479, 1992.

SENNA, P.A.C. Cyanophyceae de la región est du District Federal, Brésil, 1. **Bull. Jard. Bot. Natl.** Belgique, Bruxelles, v.63, p. 81-100, 1996.

SHAPIRO, A. Blue green-algae. Why their become dominant. **Science**, v.179, p.382-384, 1973.

SHARPLEY, A.N. Estimating phosphorus in agricultural runoff available to several algae using iron oxide papers strips. **Journal Env. Quality**, v.22, p.678-680, 1993.

SHAW, G.; SEAWRIGHT, A.; SHAHIN, M.; SENOGLES, P.; MUELLER, J.; MOORE, M. The cyanobacterial toxin, Cylindropermopsin: Human health risk assessment. Report from the National Research Center for Environmental Toxicology – Australia. Queensland: National Research Center for Environmental Toxicology; 2000.

SIGLEO, A.C.; FRICK, W.E. Seasonal variations in river discharge and nutrient export to a Northeastern Pacific estuary. **Estuarine, Coastal and shelf Science**, v.37, p.368-378, 2007.

SILVA, D. Dinâmica de populações de *Microcystis* (Cyanobacteria) em pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP, Brasil. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente), Instituto de Botânica, São Paulo. 2005. 63p.

SILVA, R.A. Levantamento da comunidade de cianobactérias em trechos do Rio Turvo Sujo, localizados nas proximidades da cidade de Viçosa, MG. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal), Departamento de Botânica, Universidade Federal de Viçosa-UFV, Viçosa. 2008. 89p.

SIOLLI, H. Limnologia e ciência, Boletim Paulista de Geografia. p.93-105. 1978.

SIVONEN, K.; HIMBERG, K.; LUUKKAINEM, R.; NIEMELA, S.; POON, G.K.; CODD, G.A. Preliminary characterization of neurotoxic cyanobacterial blooms and strains from Finland. **Toxicity Assessment**, v.4, p.339-352, 1989.

SIVONEN, K.; JONES, G. 1999. "Cyanobacterial toxins", in Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Eds.), London, E & FN SPON, 1999, p.41-91.

SKULBERG, O.M.; CODD, G.A., CARMICHAEL, W.W. Toxic blue-green algal blooms in Europe: a growing problem. **Ambio**. v.13, p.244-247. 1984.

SOUZA, R.A.; ARAÚJO, S.R.; JESUS, V.A.M.; MARQUES, J.J. Frações de fosfato em reservatórios de água em Lavras-MG. **Ciência e Tecnologia**, v.31, p.357-365, 2007.

SPERLING, M.V. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: 2.ed., v.1, DESA/UFMG. 243p. 1996.

SPERLING, M.V. Poluição de ambientes aquáticos. Tendências futuras para os países latino americano. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE ENGENHARIA SANITÁRIA e AMBIENTAL, 27, 2000, Porto Alegre, **Anais...** Porto Alegre: SBEA, 2000. p.1-4.

STEVENSON, R.J., BOTHWELL, M.L., LOWE, R.L. (eds): Algal ecology – freshwater benthic ecosystems. San Diego: Academic Press, 1996. p.150-181.

STOCK, M.S. & WARD, A.K. Blue-green algal mats in a small stream. *J. Phycol.* v.27, p.692-698, 1991.

TALAMONI, J.L.B. Efeito comparativo das comunidades planctônicas de lagoas de diferentes graus de trofia e uma análise do efeito de *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae) sobre algumas espécies de microcrustáceos. Tese (Doutorado em Ecologia), Universidade Federal de São Carlos-UFSCAR. 1995. 300p.

TAVARES, L.H.; ROCHA, O. Produção de plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos. São Paulo: 1º ed. Editora Rima, 2003. p.41-43.

TEER BRAAK, C.F.J. Canonical correspondence analysis a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*. v.67, p.1167-1179, 1986.

TEIXEIRA, M.G.L.C.; COSTA, M.C.N.; CARVALHO, V.L.P.; PEREIRA, M.S.; HAGE, E. Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica, Bahia, Brazil. Bulletin of PAHO, v.27, n.3, p.244-253, 1993.

TERÃO, K.; OHMORI, S.; IGARASHI, K.; OHTANI, I.; WATANABE, M.G.; HARADA, K.I.; ITO, E. Electron microscopic studies on experimental poisoning in mice induced by cylindrospermopsin isolated from blue-green alga *Umezakia natans*. *Toxicon*, v.32, p.833-843, 1994.

TOLEDO, L. G., NICOLELLA, G. Índice de Qualidade de Água em Microbacia Sob Uso Agrícola e Urbano. *Rev. Scientia Agrícola*, v. 59. n.1, p. 181-186, 2004.

TUCCI, A.; SANT'ANNA, C. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolosz.) Seenaya and Subba Raju (Cyanobacteria): Variação seminal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico, São Paulo, SP. Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, v.26, p.97-112, 2003.

TUNDISI, J.G. Água no século XXI: enfrentando a escassez. São Carlos: 2º ed., Editora Rima, 2003. 247p.

VALENTE, J.P.S.; PADILHA, P.M.; SILVA, A.M.M. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no Ribeirão Lavapés/Botucatu-SP. **Eclética Química**, v.22, p.49-66, 1997.

VANNOTTE, R.L. *et al.* The river continuum concept. **Can. J. Fish. Aquat. Science**, v.37, p.130-137, 1980.

VIOLA, Z. G. G. Diagnóstico Estratégico da Bacia Hidrográfica e Cenários de Desenvolvimento – Parte I: Diagnóstico do Monitoramento Físico – Químico, Bacteriológico e Ecotoxicológico da Bacia do Rio das Velhas. Plano Diretor da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas: 2004 – 2010. ICB / UFMG. Belo Horizonte – MG, 2004. 97p.

VITOUSEK, P.M. The effects of deforestation on air, soil, and water. In: BOLIN, B.; COOK, R.B. (Ed). The major biogeochemical cycles and their interactions. **Chichester: Willey**. 1983. p.223-245.

VOLLENWEIDER, R. A. A manual of methods for measuring primary production in aquatic environments. Hnacks, nº 12. **Oxford, Blackwell Scientific Publications**. 1969.

WALSBY, A.E. Mechanisms of buoyancy regulation by planktonic cyanobacteria with gas vesicles. p.377-392. In: FAY, P.; VAN BAALEN, C. Eds. Cyanobacteria. **Elsevier Science Publisher B.V. Biomedical Division**. 1987.

WARD, J.V. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v.8, p.2-8, 1989.

WENDPAP, L.L.; DAMBROS, C.S.K.; LOPES, V.L.D. Qualidade da água mineral e potável de mesa comercializada em Cuiabá-MT. **Revista Higiene Alimentar**, v.13, n.64, 45p. 1999.

WERNER, V.R.; SANT'ANNA, C.L. Morphological variability in *Gloeotrichia natans* Rabenhorst ex Bornet & Flahault (Cyanophyceae, Nostocales) from southern Brazil. **Rev. Bras. Biologia**, Rio de Janeiro, v.58, n.1. p. 79-84, 1998.

WERNER, V.R.; SANT'ANNA, C.L. A new species of *Aphanothece* (Cyanophyceae, Chroococcales) from shallow coastal lagoon, south Brazil. **Nova Hedwigia**, Stuttgart, v.70, n.1-2, p.113-125, 2000.

WERNER, V.R. Cyanophyceae/Cyanobacteria no sistema de lagoas e lagunas da planície costeira do Estado do rio Grande do Sul, Brasil. Tese (Doutorado em Botânica), Departamento de Botânica, Universidade do Estado de São Paulo-USP, São Paulo, 2002. 363 p.

WETZEL, R.G. Limnology- Lake and rivers ecosystems. San Diego: 3.ed. Academic press. 2001. 1006p.

WHITTON, B.A.; POTTS, M. Introduction to the cyanobacteria. In: WHITTON, B.A.; POTTS, M. (Ed.). The ecology of cyanobacteria. Their diversity in time and space. Dordrecht: Kluwer Academic, 2000. p.1-11.

WHO- World Health Organization. Guidelines for drinking of water quality. Geneva: 2° ed., v.2, 2003. p.13-14.

WOSIACK, A.N. Dinâmica da comunidade de cianobactérias da Praia Artificial de Entre Rios do Oeste, Reservatório de Itaipu, Paraná. Dissertação (Mestrado em Botânica), Departamento de Biologia, Universidade Federal do Paraná-UFPR, Paraná. 2005. 86p.

YANG, J.E.; SKOGLEY, E.O.; SCHASS, P.E.; KIM, J.J. A simple spectrophotometric determination of the nitrate in water, resin and extracts. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.62, p.108-115, 1998.

YU, K.C.; HO, S.T.; CHANG, J.K.; LAI, S.D. Multivariate correlation of water quality, sediment and benthic bio-community components in Ell-Ren river system, Taiwan. **Wat. Air Soil Pollut.** v.84, p.31-49, 1995.



YUNES, J. Fatores que levam às florações de cianobactérias. Reunião Sanepar-CT. Curitiba-PR. 2002.

ZOHARI, T.; BREEN, C.M. Environmental factors favouring the formation of *Microcystis aeruginosa* hyperscums in a hipertrophic lakes. **Hidrobiologia**, v.178, p.179-192, 1989.

## 7-ANEXOS

VARIÁVEIS	PERÍODOS DE COLETAS					PADRÕES DE CLASSES*		
Climatológicos	Jul/07	Out/07	Fev/08	Abr/08	Média(x)	1	2	3
Pluviosidade (mm)	3,4	33,1	236,2	121,5	98,55	-	-	-
<b>Físicos</b>								
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	63,00	60,50	70,60	72,60	66,67	-	-	-
Sólidos totais ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	108,00	498,00	57,00	73,00	184,0	500	500	500
Temperatura água ( $^{\circ}\text{C}$ )	13,70	17,60	18,90	18,80	17,25	-	-	-
Turbidez (UNT)	0,95	0,97	2,37	2,36	1,66	40	100	100
<b>Químicos</b>								
pH	7,59	8,03	7,15	7,22	7,50	6-9	6-9	6-9
Oxigênio dissolvido ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	6,85	6,25	6,20	7,20	6,62	>6	>5	>4

DBO (mg.L <sup>-1</sup> )	4,83	0,60	6,10	6,50	4,51	3	5	10
Fósforo total (mg.L <sup>-1</sup> )	0,026	0,019	0,017	0,032	0,0235	0,1 <sup>•</sup>	0,1 <sup>•</sup>	0,1 <sup>•</sup>
Ortofosfato (µg.L <sup>-1</sup> )	5,8	12,00	1,00	30,00	12,20	-	-	-
Nitrogênio total (mg.L <sup>-1</sup> )	1,764	6,84	2,83	1,69	3,28	-	-	-
Nitrato (µg.L <sup>-1</sup> )	7,3	13,00	2,00	10,00	8,075	10000	10000	10000
Amônio (µg.L <sup>-1</sup> )	0	1,00	1,00	1,00	0,75	-	-	-

---

### **Biológicos**

---

Clorofila-a (µg.L <sup>-1</sup> )	0,556	2,78	0,556	0	0,973	10	30	60
Densidade cianobactérias (células.ml <sup>-1</sup> )	0	0	0	1250	312,5	20000	50000	100000
Coliformes totais (NMP/100ml)	9,2x10 <sup>4</sup>	5,8x10 <sup>3</sup>	1,5x10 <sup>4</sup>	6,1x10 <sup>3</sup>	2,97x10 <sup>4</sup>	-	-	-
Coliformes fecais (NMP/100ml)	9,7x10 <sup>2</sup>	1,3x10 <sup>2</sup>	3,0x10 <sup>3</sup>	1,0x10 <sup>3</sup>	1,275x10 <sup>3</sup>	200	1000	4000

\* : Padrões de classes dos corpos hídricos estabelecidos pela Resolução Conama 357/05, o qual determina os limites máximos aceitáveis dos parâmetros de acordo com a classe estabelecida.

• : Valor estabelecido para ambientes lóticos ou tributários de ambientes intermediários de acordo com a Resolução Conama 357/05.

- : Não existe limite estabelecido pela Resolução Conama 357/05.

VARIÁVEIS	PERÍODOS DE COLETAS					PADRÕES DE CLASSES*		
	Jul/07	Out/07	Fev/08	Abr/08	Média(x)	1	2	3
<b>Climatológicos</b>								
Pluviosidade (mm)	3,4	33,1	236,2	121,5	98,55	-	-	-
<b>Físicos</b>								
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	72,00	73,30	87,70	95,15	82,03	-	-	-
Sólidos totais ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	560,00	1082,00	107,00	111,00	465,0	500	500	500
Temperatura água ( $^{\circ}\text{C}$ )	15,70	19,10	19,60	19,72	18,53	-	-	-
Turbidez (UNT)	1,44	1,34	11,16	4,29	4,56	40	100	100
<b>Químicos</b>								
pH	7,89	8,07	7,42	7,61	7,75	6-9	6-9	6-9
Oxigênio dissolvido ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	6,96	6,90	6,23	7,10	6,80	>6	>5	>4
DBO ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	6,90	1,10	7,70	10,00	6,42	3	5	10
Fósforo total ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	0,010	0,014	0,04	0,035	0,025	0,1 <sup>•</sup>	0,1 <sup>•</sup>	0,1 <sup>•</sup>

Ortofosfato ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	0	6,00	1,00	30,00	9,25	-	-	-
Nitrogênio total ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	1,99	7,73	3,81	2,84	4,10	-	-	-
Nitrato ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	22,00	15,00	3,00	1,00	10,25	10000	10000	10000
Amônio ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	0	22,00	1,00	1,00	6,00	-	-	-

---

### **Biológicos**

---

Clorofila-a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	0,556	1,112	0	0	0,417	10	30	60
Densidade cianobactérias ( $\text{celulas.ml}^{-1}$ )	0	$3,5 \times 10^3$	$1,05 \times 10^4$	$1,25 \times 10^3$	$3,812 \times 10^3$	20000	50000	100000
Coliformes totais (NMP/100ml)	$1,7 \times 10^5$	$2,4 \times 10^4$	$5,2 \times 10^4$	$1,8 \times 10^4$	$6,60 \times 10^4$	-	-	-
Coliformes fecais (NMP/100ml)	$2,6 \times 10^3$	$6,1 \times 10^2$	$1,1 \times 10^4$	$2,1 \times 10^3$	$4,08 \times 10^3$	200	1000	4000

\* : Padrões de classes dos corpos hídricos estabelecidos pela Resolução Conama 357/05, o qual determina os limites máximos aceitáveis dos parâmetros de acordo com a classe estabelecida.

• : Valor estabelecido para ambientes lóticos ou tributários de ambientes intermediários de acordo com a Resolução Conama 357/05.

- : Não existe limite estabelecido pela Resolução Conama 357/05.

<b>VARIÁVEIS</b>	<b>PERÍODOS DE COLETAS</b>					<b>PADRÕES DE CLASSES*</b>		
	<b>Jul/07</b>	<b>Out/07</b>	<b>Fev/08</b>	<b>Abr/08</b>	<b>Média(x)</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>
<b>Climatológicos</b>								
Pluviosidade (mm)	3,4	33,1	236,2	121,5	98,55	-	-	-
<b>Físicos</b>								
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	70,00	67,60	85,60	92,36	78,90	-	-	-
Sólidos totais ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	830,00	1610,00	134,00	206,00	695,0	500	500	500
Temperatura água ( $^{\circ}\text{C}$ )	15,00	18,76	20,36	20,63	18,69	-	-	-
Turbidez (UNT)	5,79	3,83	8,29	25,90	10,95	40	100	100
<b>Químicos</b>								
pH	7,88	8,24	7,64	7,56	7,83	6-9	6-9	6-9
Oxigênio dissolvido ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	7,10	7,50	6,40	7,40	7,10	>6	>5	>4
DBO ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	5,70	2,20	7,20	5,40	5,125	3	5	10
Fósforo total ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	0,026	0,014	0,048	0,086	0,0435	0,1 <sup>•</sup>	0,1 <sup>•</sup>	0,1 <sup>•</sup>

Ortofosfato ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	0	4,90	1,00	50,00	14,47	-	-	-
Nitrogênio total ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	1,176	8,92	2,08	5,57	4,43	-	-	-
Nitrato ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	7,30	15,00	11,00	1,00	8,575	10000	10000	10000
Amônio ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	0	2,00	1,00	1,00	1,00	-	-	-

---

### **Biológicos**

---

Clorofila-a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	0,556	2,78	0,556	0	0,973	10	30	60
Densidade cianobactérias ( $\text{celulas.ml}^{-1}$ )	0	0	$1,30 \times 10^4$	0	$3,25 \times 10^3$	20000	50000	100000
Coliformes totais (NMP/100ml)	$1,6 \times 10^4$	$2,0 \times 10^4$	$3,4 \times 10^4$	$6,5 \times 10^4$	$3,37 \times 10^4$	-	-	-
Coliformes fecais (NMP/100ml)	$2,6 \times 10^3$	$6,1 \times 10^2$	$1,1 \times 10^4$	$2,1 \times 10^3$	$4,08 \times 10^3$	200	1000	4000

\* : Padrões de classes dos corpos hídricos estabelecidos pela Resolução Conama 357/05, o qual determina os limites máximos aceitáveis dos parâmetros de acordo com a classe estabelecida.

• : Valor estabelecido para ambientes lóticos ou tributários de ambientes intermediários de acordo com a Resolução Conama 357/05.

- : Não existe limite estabelecido pela Resolução Conama 357.





# Livros Grátis

( <http://www.livrosgratis.com.br> )

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)  
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)  
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)  
[Baixar livros de Matemática](#)  
[Baixar livros de Medicina](#)  
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)  
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)  
[Baixar livros de Meteorologia](#)  
[Baixar Monografias e TCC](#)  
[Baixar livros Multidisciplinar](#)  
[Baixar livros de Música](#)  
[Baixar livros de Psicologia](#)  
[Baixar livros de Química](#)  
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)  
[Baixar livros de Serviço Social](#)  
[Baixar livros de Sociologia](#)  
[Baixar livros de Teologia](#)  
[Baixar livros de Trabalho](#)  
[Baixar livros de Turismo](#)