

UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ - UFC
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
MESTRADO EM ENGENHARIA CIVIL - SANEAMENTO AMBIENTAL

ERIKA DE ALMEIDA SAMPAIO BRAGA

**DETERMINAÇÃO DOS COMPOSTOS INORGÂNICOS
NITROGENADOS (AMÔNIA, NITRITO E NITRATO) E FÓSFORO
TOTAL, NA ÁGUA DO AÇUDE GAVIÃO, E SUA CONTRIBUIÇÃO
PARA A EUTROFIZAÇÃO**

FORTALEZA

2006

ERIKA DE ALMEIDA SAMPAIO BRAGA

**DETERMINAÇÃO DOS COMPOSTOS INORGÂNICOS
NITROGENADOS (AMÔNIA, NITRITO E NITRATO) E FÓSFORO
TOTAL, NA ÁGUA DO AÇUDE GAVIÃO, E SUA CONTRIBUIÇÃO
PARA A EUTROFIZAÇÃO**

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós Graduação em Engenharia Civil, Área de Concentração – Saneamento Ambiental, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre.

Orientador: Prof^a Dr^a Marisete Dantas de Aquino

FORTALEZA

2006

ERIKA DE ALMEIDA SAMPAIO BRAGA

**DETERMINAÇÃO DOS COMPOSTOS INORGÂNICOS
NITROGENADOS (AMÔNIA, NITRITO E NITRATO) E FÓSFORO
TOTAL, NA ÁGUA DO AÇUDE GAVIÃO, E SUA CONTRIBUIÇÃO
PARA A EUTROFIZAÇÃO**

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós Graduação em Engenharia Civil, Área de Concentração – Saneamento Ambiental, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre.

Orientador: Prof^a Dr^a Marisete Dantas de Aquino

Aprovada com louvor em **18/08/2006**

BANCA EXAMINADORA

Prof^a Dra. Marisete Dantas de Aquino (Orientadora)

Universidade Federal do Ceará - UFC

Prof. Dr. Alfredo Nelson Cabral Serejo

Universidade Estadual do Ceará -UECE

Prof. Dr. José Antônio Beltrão Sabadia

Universidade Federal do Ceará - UFC

Aos meus pais, Joatan (*in memoriam*) e Maria Cleide, meus primeiros mestres e ao meu filho Andrei, minha vida.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente à Deus por me iluminar e permitir a realização de mais um sonho em minha vida, em meio a tantas dificuldades.

À Fundação Cearense de Apoio à Pesquisa (Funcap) pelo apoio financeiro para o desenvolvimento desta pesquisa.

À Fundação Núcleo de Tecnologia Industrial (Nutech), pelas condições que me foram dadas, sem as quais este trabalho não teria sido realizado.

À Universidade Federal do Ceará (UFC), pela oportunidade e participação no curso de mestrado.

À Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (Funceme), pelos dados climatológicos fornecidos.

À Companhia de Gestão de Recursos Hídricos (Cogerh), pela permissão para usar as amostras de água do açude Gavião e total apoio técnico.

Em especial, à Prof^a Dra. Marisete Dantas de Aquino àquela que quando deveria ser simplesmente professora, foi mestre. Obrigada pelos incentivos, pela orientação, por todo o conhecimento transmitido e pelo companheirismo surgido ao longo do curso.

Ao Prof. Dr. Alfredo Nelson Cabral Serejo, por aceitar participar da banca e pelo apoio institucional que ofereceu à pesquisa.

Ao Prof. Dr. José Antônio Beltrão Sabadia, pela presteza e simpatia em aceitar o convite para participar da banca.

À Professora do Departamento de Química Analítica e Físico-Química da UFC, Dr^a Helena Becker pelas sugestões e dúvidas esclarecidas, presença sempre alegre e amiga.

À diretora da Divisão de Química do Nutec, MSc. Ana Luiza Maia, pelo imensurável incentivo durante todos os momentos do curso de mestrado e na vida muito mais que uma chefe, uma luz no meu caminho.

Aos auxiliares do laboratório de Química Ambiental do Nutec, Luzia e Pedrinho, amizade, carinho e paciência dispensados.

Aos estagiários do laboratório de Química Ambiental do Nutec, Airton, Edivânia, Fernando Pedro, João, Kamyle, Kelly Cristina, Kelly, Leonardo, Manuelle, Rafael, Renato, Rosemeire, Tereza e especialmente ao Edilson pelo apoio nas análises das amostras e pelos momentos de convívio e descontração.

À amiga Jeruza Feitosa de Matos, pela orientação em meus palimpsestos e pelos ensinamentos repassados com seu jeito bonito, simples, honesto e humilde.

À amiga Maria Giovanna Damasceno, pelo apoio técnico, espiritual, pela presença sempre alegre e otimista, pelos momentos de descontração compartilhados no dia-a-dia laboral, mas principalmente, por dizer o que eu precisava ouvir e não o que eu queria ouvir.

À amiga Ana Cristina Boblitz Parente, pela aprendizagem de um lado místico da vida, sabedoria e imaginação em nossa amizade.

Ao Conselho Regional de Química (CRQ), na pessoa de Tereza Emília, pela mão que encontrei estendida quando realmente precisei.

Ao engenheiro José Júlio Silveira Sales, presidente da Ambiente Engenharia Ambiental e de Processos Industriais, pelo exemplo de dedicação e profissionalismo, mas principalmente, pela roseira que cultivaste ao longo dos anos, nossa amizade.

Ao Gerente do Departamento de Monitoramento da Cogeh, Walt Disney Paulino, pelo apoio incondicional, sugestões e concessão dos dados necessários para a pesquisa.

Aos colegas da Cogeh, Alex e Augusto, pelas informações e momentos de brincadeiras, sempre muito agradável.

Ao amigo Carlos Márcio Rocha, pela amizade durante o curso de inglês instrumental e colaborações nas interpretações estatísticas.

À amiga Márcia Maria Xavier Lima, pela amizade sincera.

Ao amigo Marcelo Parente Valente, pela ajuda na confecção do abstract.

Ao amigo e colega de turma Eliézer Fares Abdala, pela constante contribuição e interesse em transmitir os conhecimentos adquiridos. Muito mais que um colega de turma, um verdadeiro amigo.

Aos colegas de turma do mestrado, pelo convívio e aprendizagem compartilhada durante o período das disciplinas, em especial a amiga Aparecida.

À Andréa Cristina da Silva Ferreira, pelo esclarecimento das dúvidas.

Aos professores e funcionários do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA) por todo o apoio e pela agradável convivência durante do curso.

Ao amigo Jackson de Queiroz Malveira pela amizade indescritível em todos os momentos e por ser uma pessoa incomparável.

Aos demais colegas da Divisão de Química (Diqui), Luzia Suerlange, Messias, Olga e Solange, que de alguma forma estiveram presentes para a realização deste trabalho.

Ao meus irmãos, especialmente, Jacqueline, pelo incentivo e confiança que sempre me proporcionaram.

Agradecimentos especiais

Ao meu pai, gostaria de dizer: ...”a lágrima que teima em cair é a expressão da minha gratidão e da saudade do seu carinho. Sua garra e o seu exemplo, terão a continuidade na concretização e no brilho do meu ideal”.

À amiga Jocilane de Araújo Rodrigues, pela dedicação, paciência, amizade e pelo apoio imprescindível, sem o qual esse trabalho não seria possível em toda sua extensão.

“Quando a água é pura, o coração do povo é forte... Quando a água é suficiente, o coração do povo é tranquilo.”

(Filósofo Chinês – Século IV A.C.)

RESUMO

O açude Gavião está localizado no Estado do Ceará, município de Pacatuba (Lat:-3,904323°S; Long:-38,528984°W), possui capacidade de armazenamento de 53hm³, com área da bacia hidráulica e hidrográfica de 7 e 97Km², respectivamente. Apesar desse açude Gavião ser considerado um açude modelo, e constituir-se no último reservatório do sistema de abastecimento d'água da R.M.F., tendo a jusante a Estação de Tratamento D'água ETA-Gavião, está sendo impactado com atividades antrópicas. Este trabalho trata desse estudo, e foi dada ênfase aos compostos inorgânicos nitrogenados, sendo eles: amônia, nitrito e nitrato e ao fósforo total, por serem os principais nutrientes contribuintes para eutrofização, consequência das atividades antrópicas. Para análises destes parâmetros foram seguidas as diretrizes gerais de normas padrões para os métodos de ensaios, com as amostras coletadas mensalmente, durante o período de um ano, de janeiro de 2005 a dezembro de 2005 e foram considerados dois períodos para o estudo, o período chuvoso e o período seco. A partir das análises realizadas, chegou-se a conclusão que as concentrações dos parâmetros investigados nos períodos monitorados estão cada vez mais elevadas, e conseqüentemente, degradando a qualidade da água do açude. Ao estabelecer-se os limites das zonas de proteção à volta das fontes de água de superfície, bem como as restrições sobre o uso dos solos que os acompanham, deve-se dar uma atenção especial aos tipos de atividade a serem realizadas a montante da zona de captação bem como à qualidade da água natural. Portanto, faz-se necessário um controle das atividades antrópicas, através de uma fiscalização mais rigorosa, para que o aporte de nutrientes não seja mais um fator responsável pela degradação da qualidade da água do açude Gavião, já que este reservatório é o responsável pelo abastecimento de água da Região Metropolitana de Fortaleza.

Palavras-chave: reservatórios, nutrientes, eutrofização, qualidade da água.

ABSTRACT

The Gavião reservoir is located in the Pacatuba district of Ceará state (Lat:-3,904323°S; Long:-38,528984°W). The storage capacity of 53hm³, with hydraulic area of drainage basin and hydrographical basin 7 and 97 Km², respectively. In spite of that Gavião reservoir is considered a model of reservoir and to constitute in the last reservoir of the system of the water supply of R.M.F., tends the downstream the Water Treatment Station ETA-Gavião, is being impacted with anthropic activities. In the study was given attention to the inorganic compounds of nitrogenous, such as: ammonia, nitrite and nitrate and the phosphorus total, because they are very important nutrients to contribute for eutrophication in the consequence of the anthropic activities.

For analyses of these parameters they were following the general guidelines of norms patterns for the methods of rehearsals, with the samples collected monthly, during the period of one year, of January of 2005 to December of 2005 and two periods were considered for the study, the humid period and the dry period.

the conclusion with the study was arrived that the parameters concentrations investigate in the periods are more and more elevated, and consequently, degrading the water quality of the reservoir.

When establishing the protection areas limits in turn of the sources of surface water, as well as the restrictions on the use of the soils that they accompany them, should feel a special attention to the activity types to be accomplished to amount of the reception area as well as to the quality of the natural water.

Therefore, it is done necessary a control of the activities anthropic, through a more rigorous fiscalization, for the contribution of nutrients not to be one more responsible factor for the degradation of the quality of the water of Gavião reservoir, since this reservoir is the responsible for the water supply of the Metropolitan Area of Fortaleza.

key words: reservoirs, nutritious, eutrophication, water quality.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1.1	Via aérea do açude Gavião.....	18
FIGURA 2.1	Macro vegetação existente no açude Gavião.....	25
FIGURA 2.2	Zona litorânea.....	25
FIGURA 2.3	Estratificação térmica.....	27
FIGURA 2.4	Classe trófica do açude Gavião.....	28
FIGURA 2.5	Localização do açude Gavião no Município de Pacatuba.....	30
FIGURA 2.6	Bacia hidrográfica do açude Gavião.....	31
FIGURA 2.7	Açude Gavião.....	32
FIGURA 2.8	Vegetação arbórea ao Longo da faixa de proteção do açude Gavião.....	40
FIGURA 2.9	Ciclo do nitrogênio.....	43
FIGURA 2.10	Ciclo do fósforo.....	56
FIGURA 3.1	Coleta de amostras.....	62
FIGURA 3.2	Embarcação para coleta de amostras.....	63
FIGURA 3.3	Pontos de coleta.....	64
FIGURA 3.4	GPS usados para a localização dos pontos de coleta.....	65
FIGURA 4.1	Atividades antrópicas na área de entorno do açude Gavião..	71
FIGURA 4.2	Gráfico das concentrações de nitrogênio total x condições climáticas no período seco.....	74
FIGURA 4.3	Gráfico das concentrações de nitrogênio total x condições climáticas no período chuvoso.....	75
FIGURA 4.4	Gráfico das concentrações de nitrato x condições climáticas no período chuvoso.....	76
FIGURA 4.5	Gráfico das concentrações de Nitrato x condições climáticas no período seco.....	77
FIGURA 4.6	Gráfico das concentrações de nitrito x condições climáticas no período chuvoso.....	78
FIGURA 4.7	Gráfico das concentrações de nitrito x condições climáticas no período seco.....	80
FIGURA 4.8	Gráfico das concentrações de amônia x condições climáticas no período seco.....	81

FIGURA 4.9	Gráfico das concentrações de amônia x condições climáticas no período chuvoso.....	83
FIGURA 4.10	Gráfico das concentrações de fósforo total x condições climáticas no período chuvoso.....	86
FIGURA 4.11	Gráfico das concentrações de fósforo total x condições climáticas no período seco.....	86
FIGURA 4.12	Gráfico das concentrações da razão Nitrogênio / fósforo total x condições climáticas no período seco.....	89
FIGURA 4.13	Gráfico das concentrações da razão nitrogênio / fósforo total x condições climáticas no período chuvoso.....	90
FIGURA 4.14	Gráfico tipo caixa das concentrações de nitrato em amostras de água do açude Gavião no período de janeiro a dezembro de 2005.....	91
FIGURA 4.15	Gráfico tipo caixa das concentrações de amônia em amostras de água do açude Gavião no período de janeiro a dezembro de 2005.....	92
FIGURA 4.16	Gráfico tipo caixa das concentrações de fósforo total em amostras de água do açude Gavião no período de janeiro a dezembro de 2005.....	94
FIGURA 4.17	Gráfico tipo caixa das concentrações de nitrogênio total em amostras de água do açude Gavião no período de janeiro a dezembro de 2005.....	95
FIGURA 4.18	Gráfico tipo caixa das concentrações de Nitrito em amostras de água do açude Gavião no período de Janeiro a Dezembro de 2005.....	96
FIGURA 4.19	Dendograma do nitrato.....	97
FIGURA 4.20	Dendograma do nitrito.....	98
FIGURA 4.21	Dendograma da amônia.....	99
FIGURA 4.22	Dendograma do nitrogênio total.....	100
FIGURA 4.23	Dendograma do fósforo.....	101
FIGURA 4.24	Entrada do canal do riachão.....	103
FIGURA 4.25	Entrada do canal do riachão.....	103
FIGURA 5.1	Canal do riachão.....	106
FIGURA 5.2	Diversos tipos de macrófitas existentes no açude Gavião.....	107
FIGURA 5.3	Presença de pescadores no açude Gavião.....	108

FIGURA 5.4	Situação atual das águas do açude Gavião.....	108
------------	---	-----

LISTA DE TABELAS

TABELA 2.1 - Classificação de lagos segundo as diferentes formas de compostos nitrogenados.....	55
TABELA 2.2 - Classificação da trofia em função da concentração do fósforo.....	58
TABELA 2.3 - Concentração de fósforo e nitrogênio inorgânico relacionada ao estado trófico de lagos.....	59
TABELA 3.1 - Localização dos pontos de coleta.....	65
TABELA 3.2 - métodos utilizados para determinação dos parâmetros considerados para o açude gavião.....	67
TABELA 4.1 - Gráficos dos fatores climáticos por período.....	70
TABELA 4.2 - Concentrações de sais nas águas do açude Gavião.....	72
TABELA 4.3 - Concentração de nitrato no açude Gavião determinado no período de janeiro a dezembro de 2005.....	77
TABELA 4.4 - Concentração de nitrito no açude Gavião determinado no período de janeiro a dezembro de 2005.....	79
TABELA 4.5 - Concentração de nitrogênio amoniacal no açude Gavião determinado no período de janeiro a dezembro de 2005.....	82
TABELA 4.6 - Potencial hidrogeniônico (pH).....	83
TABELA 4.7 - Concentração de fósforo total no açude Gavião determinado no período de janeiro a dezembro de 2005.....	87
TABELA 4.8 - Razão nitrogênio/fósforo.....	88
TABELA 5.1 - Comparação dos resultados dos compostos inorgânicos nitrogenados.....	104

SUMÁRIO

RESUMO.....	10
ABSTRACT.....	11
LISTA DE FIGURAS.....	12
LISTA DE TABELAS.....	16
1 INTRODUÇÃO.....	18
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	22
2.1 Reservatórios ou lagos artificiais.....	22
2.2 Área de estudo.....	29
2.2.1 Localização.....	29
2.3 Caracterização da área do entorno da bacia do açude Gavião...	33
2.3.1 Caracterização fisiográfica.....	33
2.3.1.1 Clima.....	34
2.4 Características geológicas.....	36
2.4.1 Litoestratigrafia.....	36
2.4.2 Geomorfologia.....	37
2.4.3 Solos.....	37
2.4.4 Vegetação.....	38
2.4.5 Situação atual das matas ciliares.....	39
2.5 Conseqüências das influências das atividades desenvolvidas.....	41
2.6 Principais nutrientes encontrados no ambiente aquático.....	42
2.6.1 Fontes e formas do nitrogênio.....	42
2.6.2 Distribuição de nitrogênio molecular e óxido nitroso.....	45
2.6.3 Fixação biológica de nitrogênio em águas continentais.....	45
2.6.4 Princípio fisiológico da fixação do nitrogênio.....	46
2.6.4.1 Fixação de nitrogênio por bactérias de vida livre.....	47
2.6.4.2 Fixação de nitrogênio por bactérias semi-simbiontes.....	47
2.6.4.3 Fixação de nitrogênio por algas planctônicas.....	48
2.6.4.4 Fixação de nitrogênio por algas simbiontes.....	49
2.7 Aspectos quantitativos da fixação biológica de nitrogênio em ecossistemas aquáticos continentais.....	49
2.8 Papel dos microorganismos na ciclagem do nitrogênio.....	49

2.8.1	Amonificação.....	49
2.8.2	Nitrificação.....	50
2.8.3	Respiração de nitrato (desnitrificação e amonificação do nitrato).....	51
2.9	Distribuição vertical de nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito...	52
2.9.1	Em lagos de regiões de clima temperado.....	52
2.9.2	Em Lagos de regiões tropicais.....	52
2.10	Tipologia de lagos com base na concentração de compostos nitrogenados.....	55
2.11	Ciclo do fósforo.....	56
2.11.1	Dinâmica do fósforo em ambientes aquáticos.....	57
2.12	Estado trófico de lagos e reservatórios.....	59
2.13	O processo de eutrofização dos ambientes lacustres.....	59
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	62
3.1	Amostragem.....	62
3.2	Pontos de amostragem.....	64
3.3	Metodologia.....	66
3.4	Análise estatística.....	68
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	69
4.1	Salinidade da água.....	72
4.2	Estudos dos nutrientes.....	73
4.2.1	Avaliação do nitrato (NO ₃ -N/L).....	75
4.2.2	Avaliação do nitrito (mg de NO ₂ -N/L).....	78
4.2.3	Estudo do nitrogênio amoniacal (NH ₃ -N/L).....	81
4.3	Resultados do potencial hidrogeniônico.....	83
4.4	Avaliação do fósforo total.....	85
4.5	Razão nitrogênio / fósforo.....	88
4.6	Análise estatística.....	91
4.7	Dendogramas.....	97
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	104
5.1	Conclusões.....	104
5.2	Recomendações.....	109
6	BIBLIOGRAFIAS CONSULTADAS.....	110

1 INTRODUÇÃO

A água doce está nas calotas polares e glaciais (79%), no subsolo (20%) e somente 1% como água superficial de fácil acesso.

De acordo com Wetzel (1981), o resultado deste fato consiste numa interna diminuição da quantidade de água disponível para diversos fins.

Para suprir estas necessidades, muitos rios são usados como fonte de abastecimento de água e, geralmente, existe a necessidade de regular o fluxo em períodos de seca. Para este propósito, muitos rios são barrados para criar acumuladores de água ou reservatórios.

A área de estudo, o açude Gavião, encontra-se posicionada na região Nordeste do Estado do Ceará, conforme se observa na figura 1.1. Ela está inserida no Município de Pacatuba e faz parte do Sistema Integrado de Abastecimento da Região Metropolitana de Fortaleza.



FIGURA 1.1 – Vista aérea do açude Gavião, Município de Pacatuba –CE.

O Estado do Ceará possui a maior parte de sua área inserida na região semi-árida do Nordeste brasileiro. Uma característica importante deste clima é a intermitência dos rios em virtude da irregularidade das chuvas.

A utilização dos recursos hídricos para o abastecimento humano, irrigação e pesca, entre outros, nas regiões semi-áridas, depende, ordinariamente da construção de reservatórios. Via de regra, a utilização de reservatórios é muito

mais intensa onde existem poucos lagos naturais e em regiões onde a evaporação é maior do que as precipitações.

Por se tratar de um reservatório responsável pelo abastecimento humano da Região Metropolitana de Fortaleza (RMF), o açude Gavião é objeto de estudo mais detalhado pela sua magnitude e abrangência.

Os reservatórios do Estado, especificamente os localizados nos domínios das bacias metropolitanas, além de receberem os choques causados pela própria natureza do regime climático, são alvos dos impactos resultantes das diversas atividades desenvolvidas ao longo de suas bacias hidrográficas, além das decorrentes do uso e ocupação do solo destas áreas, sem planejamento prévio.

Todas as atividades impactantes são refletidas direta ou indiretamente na qualidade da água destes mananciais, razão pela qual, o monitoramento de variáveis bióticas e abióticas pode ser utilizado como eficiente ferramenta para se avaliar a extensão e a magnitude de cada atividade antrópica poluidora.

Cada uso da água, incluindo captação e descarga de resíduos, leva a um impacto específico e, quase sempre, previsível, sobre a qualidade dos corpos hídricos.

Entre as principais causas do declínio qualitativo da qualidade da água, encontra-se a eutrofização. Este processo consiste num aumento da fertilidade dos ambientes aquáticos, provocado pela entrada excessiva de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio.

Estes nutrientes provêm dos diferentes usos dos solos nas bacias hidrográficas e o aumento de sua concentração na água tem como conseqüência a perda da qualidade, especialmente pela promoção de florações expressivas de microalgas e macrófitas.

Esteves (1998) define eutrofização como a dinâmica em que ocorrem profundas modificações qualitativas e quantitativas nas comunidades aquáticas, nas condições físico-químicas do meio e no nível de produção do sistema, podendo ser considerada uma forma de poluição.

Datsenko (1999) destaca o fato de que a evolução da eutrofização é acompanhada por profundas transformações no metabolismo do ecossistema aquático, resultando em conseqüências negativas em relação à qualidade da água para seus diversos usos. Segundo Bernhardt (1995) *apud* Datsenko (1999), mananciais eutrofizados criam grandes problemas na área de abastecimento

humano. Os requisitos de qualidade de uma água constituem função de seus usos previstos. Além da exigência de qualidade, que traduz de forma generalizada e conceitual os atributos pretendidos para a água, há necessidade de se estabelecer também padrões de qualidade, embasados por um suporte legal.

Os padrões devem ser cumpridos, por força da legislação, pelas entidades envolvidas com a água a ser utilizada. Da mesma forma que os requisitos, também os padrões constituem função do uso previsto.

No Brasil, as possibilidades de usos de recursos hídricos para diversas finalidades são determinadas por legislação federal. A Resolução nº 357/05 Conama (BRASIL, 2005) dispõe, no art. 1º, sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Isso considerando a vigência da Resolução nº 274 (BRASIL, 2000), que dispõe sobre a balneabilidade e a classificação das águas doces, salobras e salinas, essenciais à defesa dos seus níveis de qualidade, avaliados por condições e padrões específicos, de modo a assegurar seus usos preponderantes, contudo não associa esta condição a níveis de trofia.

A Portaria 518, do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004), estabelece padrões de águas destinadas ao abastecimento público. Assim, todos os programas de monitoramento de qualidade de água devem também considerar os limites e usos estabelecidos pela legislação vigente (BRASIL, 2004).

Este ensaio tem por objetivo verificar se os compostos inorgânicos nitrogenados e o fósforo total estão contribuindo para a eutrofização do açude Gavião, investigando também o nutriente limitante do açude, por meio da:

- Avaliação dos padrões de distribuição sazonal e espacial de alguns compostos inorgânicos nitrogenados, amônia, nitrito e nitrato e, do fósforo total na camada superficial das águas do açude;
- verificação da existência de correlação entre as variáveis investigadas e as possíveis contribuições para a eutrofização;
- comparação dos padrões da distribuição espacial e sazonal das variáveis investigadas no reservatório amostrado;
- verificação da influência das condições climáticas no nível d'água sobre a variação da concentração dos parâmetros investigados no tempo-espaço;

- avaliação das conseqüências da presença dos parâmetros investigados na degradação da qualidade da água para os usos a que se destina;

- avaliação do efeito provocado pela fertilização das águas dos reservatórios, durante o período chuvoso, sobre a produtividade destes ecossistemas; e avaliação dos efeitos das condições, climáticas tais como velocidade dos ventos, da temperatura e da radiação solar no comportamento da superfície da massa d'água durante o período seco.

O estudo – incluindo esta introdução - está estruturado em 5 capítulos avaliando-se a contribuição dos compostos inorgânicos nitrogenados amônia (NH_3), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) e do fósforo total (P) para a eutrofização e conseqüente diminuição da qualidade da água do açude Gavião, no intuito de se estabelecer uma situação atual do crescente aumento das concentrações dos parâmetros ora citados na acelerada degradação da qualidade da água do receptáculo hídrico sob questão.

Elaborou-se também um estudo comparativo das concentrações obtidas com as portarias regidas por legislação federal, realizado durante o período de janeiro a dezembro/2005.

O capítulo 2 relata os estudos prévios, como definições, e descreve características da área em estudo.

O nóculo 3 contempla a metodologia de desenvolvimento do trabalho e as técnicas utilizadas para caracterização da qualidade da água do açude Gavião.

O segmento nº4 apresenta os resultados das análises da água realizadas em 2005 e os compara com os limites estabelecidas pela Resolução nº 357/05 Conama (BRASIL; 2005), para as águas de classe 1, e com a Portaria nº 518, do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004).

A parte de remate da pesquisa consolida seus achados e, com base neles, apresenta as conclusões do estudo, procedendo-se, também, às recomendações de ordem científica para o efetivo controle da entrada e tratamentos de nutrientes inorgânicos nitrogenados e do fósforo, a fim de consumir a boa qualidade da água a ser consumida pela população da Região Metropolitana de Fortaleza. Segue-se a este capítulo (5) a relação de obras/autores que embasam empírica e teoricamente o ensaio (Bibliografias Consultadas).

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Reservatórios ou lagos artificiais

Meybeck e Helmer (1992) classificam os corpos de água por seus três componentes principais: hidrologia, características físico-químicas e biológicas.

Quanto à hidrologia diferenciam-se em lóticos, ou seja, de água corrente, como rios e lânticos, cuja velocidade é pequena ou nenhuma, e cujo tempo de resistência da água pode variar de poucas semanas a várias décadas; estes ambientes são representados por lagos naturais.

Entre estes dois tipos de ambiente, existe um intermediário os lagos artificiais construídos para diferentes usos, cuja velocidade e tempo de residência dependem tanto das características hidrológicas da bacia hidrográfica quanto de regras operativas e de manejo (HUTCHINSON, 1957; VOLLENWEIDER, 1968; WETZEL, 1981).

Outra definição para lagos é dada por Branco (1978), para quem os lagos podem ter origem natural, ou, ainda, ser construídos pelas mãos do homem, pelo barramento de um rio, com barragem de terra ou concreto. Do ponto de vista ecológico ou sanitário, não pode ser feita distinção entre lagos artificiais e naturais, a não ser quanto à idade do lago, que poderá ter influência na estabilização de suas características físicas e químicas.

A necessidade de acúmulo de água para diversos fins determinou o barramento de rios, criando lagos artificiais ou reservatórios, sendo que seus usos preponderantes ou múltiplos têm influência fundamental em sua morfometria, morfologia e limnologia (TUNDISI *et al.*, 2002).

Na perspectiva de Wetzel (1990), *apud* Gerald e Boavida (1999), reservatórios são ecossistemas lacustres especiais cujas características físicas, químicas e biológicas são fortemente condicionadas pelas flutuações do nível d'água causadas por periódicos, normalmente sazonais, recargas naturais, e pelas abstrações antropogênicas, relativamente constantes. Estes movimentos das massas d'água são fenômenos dinâmicos, e, portanto, estes ecossistemas nunca estão em regime estacionário.

Os reservatórios apresentam algumas características hidrodinâmicas, químicas e biológicas comuns aos lagos naturais, entretanto, o regime operacional, determinado pelos propósitos para os quais foram construídos, pode alterar significativamente suas características físico-químicas e respostas biológicas (UNESCO/WHO/UNEP, 1996).

Segundo Straskraba et al, (1993) *apud* UNESCO/WHO/UNEP (1996) a forma peculiar de um reservatório, associada ao modo de operação e a sua localização, constituem fatores determinantes para o significativo desvio do comportamento limnológico considerado “normal” em relação aos ecossistemas lacustres naturais.

Tundisi (1993) assevera que o funcionamento de um reservatório está diretamente relacionado às suas propriedades específicas, aos usos a que é submetido (simples ou múltiplo), ao clima regional, ao ciclo hidrológico e aos impactos antrópicos decorrentes das atividades exercidas em sua bacia hidráulica.

De acordo com Mota (2000), reservatórios são ecossistemas de água doce e os reservatórios dessa água são também chamados de ecossistemas límnicos. Por isso, o seu estudo é chamado limnologia. Um ecossistema de água doce, como um rio ou um lago, têm muitas características dependentes dos ambientes adjacentes (solo e vegetação) e das águas que lhe são afluentes. Assim, a unidade ecológica a ser considerada é o rio ou o lago mais a bacia de drenagem, constituindo o que se chama de bacia hidrográfica.

A esse respeito Bubel e Calijuri (2003) assinalam que os ambientes aquáticos, em especial os lóticos, estabelecem interações de fluxo com os ambientes vizinhos, surgindo assim os de transição ou ecótonos.

A zona ripária de uma microbacia (mata ciliar ou floresta de galeria), que inclui principalmente as margens e as cabeceiras dos cursos de água, caracteriza-se como um habitat de extrema dinâmica, diversidade e complexidade (LIMA, 2003).

Ainda em conformidade com o mesmo autor, dessa complexidade dependem também as relações ecológicas das zonas ripárias, em termos de inúmeras interações e processos vitais para a manutenção do ecossistema aquático, tais como suprimento de matéria orgânica dissolvida e particulada, filtração biológica de nutrientes oriundos dos terrenos mais elevados da microbacia, habitat e refúgio da fauna. Há, com efeito, grande interação dos ambientes aquáticos e terrestres. O desmatamento, os movimentos de terra, a impermeabilização do solo, bem como as

atividades urbanas e rurais, podem provocar alterações nos ambientes aquáticos, com graves prejuízos para seus organismos.

Por suas características, lagos e reservatórios possuem capacidade de amortecimento, ou seja, eles podem resistir a certos níveis de poluição.

Esta capacidade de assimilação porém, é limitada e o surgimento de problemas pode ocorrer durante um período relativamente curto, como consequência de uma entrada de poluentes, que pode durar muito tempo em função do uso e ocupação do solo na bacia de contribuição (JORGENSEN; VOLLENWEIDER, 1989), ou pelo efeito da interligação de açudes que chegam ao corpo d'água final, como citado por Ferreira (2004) em sua pesquisa sobre a entrada do açude Riachão no açude Gavião através do canal do Riachão. A autora conclui que a qualidade das águas do açude Riachão define em parte a das águas do açude Gavião, pelo menos durante o período chuvoso.

Porto *et al.* (1991) concluem no seu estudo que a qualidade da água superficial depende do clima, da geomorfologia da região, da vegetação, do tipo de ecossistema aquático e da influência do homem.

Nos ecossistemas de água doce encontram-se os organismos planctônicos (fitoplâncton e zooplâncton), flutuando no meio, bem como os que conseguem se deslocar na água (nectônicos), tais como os peixes, e os que vivem no fundo (bentônicos) (MOTA, 2000).

Como mostrado na figura 2.1, a seguir, em termos de macrovegetação, um lago ou um rio pode conter macrófitas flutuantes, macrófitas emergentes (que crescem junto às margens) e a mata ciliar (que ocupa as margens) (MOTA, 2000).



FIGURA 2.1 – Macrovegetação existente no açude Gavião, Município de Pacatuba – CE.

A comunidade de plantas e animais de um lago pode, basicamente, ser dividida em duas zonas, embora não respeite os limites precisos.

Na zona fótica, região mais superficial da coluna d'água e onde existe luz suficiente para a fotossíntese, predominam o fitoplâncton (algas microscópicas e cianobactérias e o zooplâncton (protozoários, rotíferos e microcrustáceos) (MOTA, 2000).

A região litorânea (região rasa dentro da zona fótica, próxima da margem e de declive suave) é a que apresenta a comunidade mais diversa. Aí vivem, dentre outros grupos, moluscos, crustáceos, insetos, peixes, anfíbios e até répteis, conforme mostra a figura 2.2.



FIGURA 2.2 – Zona litorânea do açude Gavião, localizado no Município de Pacatuba, Ceará.

Na zona afótica, mais profunda e onde pouca ou nenhuma luz penetra, predominam os organismos decompositores (bactérias e fungos). Os ambientes de águas correntes (lóticos) e os de águas paradas (lênticos) têm características diferentes (MOTA, 2000). Quanto ao critério para classificação dos lagos, em geral, baseiam-se nas suas propriedades térmicas ou em sua produtividade conforme, (BRANCO, 1978).

Ainda segundo Branco (1978), pode-se definir a produtividade de uma massa d'água, como a sua capacidade de alimentar organismos, isto é, a sua riqueza em nutrientes que possibilitem a vida e reprodução de organismos aquáticos.

Em ecossistemas de águas paradas, os chamados ambientes lênticos, a produção primária depende de vários fatores: natureza química da bacia hidrográfica; tipos de aportes vindos dos rios afluentes e dos ambientes terrestres; profundidade; tamanho. A profundidade influi no grau de iluminação e temperatura da massa de água e, conseqüentemente, no teor de oxigênio dissolvido. Na camada superior, há maior concentração de organismos, em conseqüência da produção fotossintética, possível graças à incidência da luz solar. Nas camadas mais profundas é, de ordinário, muito baixo o teor de oxigênio dissolvido, proliferando organismos anaeróbicos (MOTA, 2000).

O perfil vertical da temperatura de grandes reservatórios depende das estações do ano. Durante o verão, o calor é mais absorvido na camada superficial do que nas camadas mais profundas, formando uma estratificação térmica. A figura 2.3 mostra perfis de reservatórios profundos, em situações de estratificação térmica com suas repercussões sobre os teores de oxigênio dissolvido.

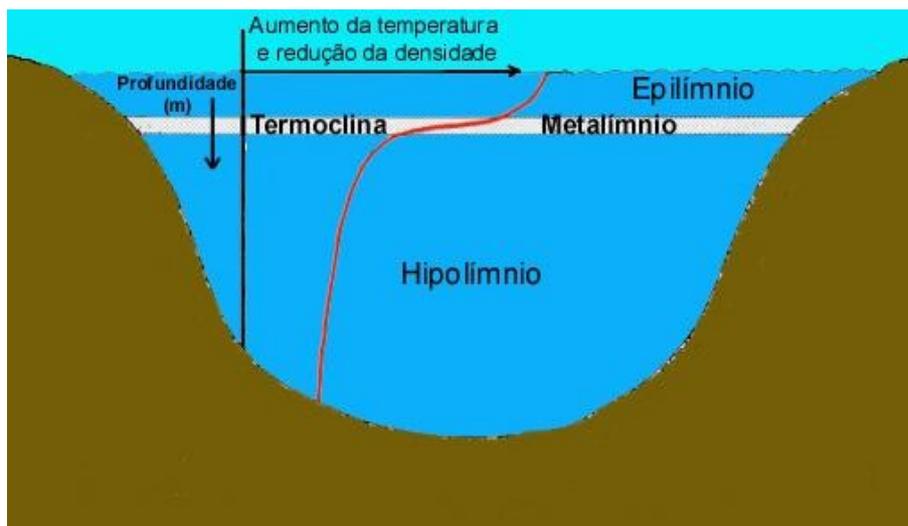


FIGURA 2.3 – Perfis de estratificação térmica em reservatórios.

A camada superior, mais quente, é denominada de epilímnio, e a camada mais profunda, mais fria, é chamada de hipolímnio. Entre as duas, há uma camada de transição, denominada de metalímnio. Nesse estrato intermediário, a temperatura varia muito rapidamente com a profundidade, sendo conhecida como termoclina. Como a água de menor temperatura é mais densa, ocorre o fenômeno da estratificação térmica.

A produtividade de reservatórios depende da estratificação térmica. No epilímnio, constata-se, normalmente, intenso crescimento de algas. No hipolímnio, o teor de oxigênio decresce, podendo ocorrer a liberação de sulfetos de hidrogênio, compostos orgânicos malcheirosos e compostos reduzidos de ferro, como resultado das condições de anaerobiose.

Nas épocas frias, a temperatura da camada superior diminui, podendo ocorrer uma homogeneização da temperatura ao longo da profundidade. A camada superior, mais fria, tende a ir para o fundo, deslocando a camada inferior, e provocando o revolvimento da massa de água. Nesses casos, pode haver a introdução de compostos orgânicos do hipolímnio na camada superior, causando a redução do teor de oxigênio nessa área, com os conseqüentes impactos negativos sobre os peixes e outros organismos aeróbios. Em termos de sua produtividade, os reservatórios podem ser classificados como: oligotróficos (com baixa produtividade), mesotróficos (com produtividade intermediária) e eutrófico (com alta produtividade).

A figura 2.4 ilustra os vários tipos de trofia

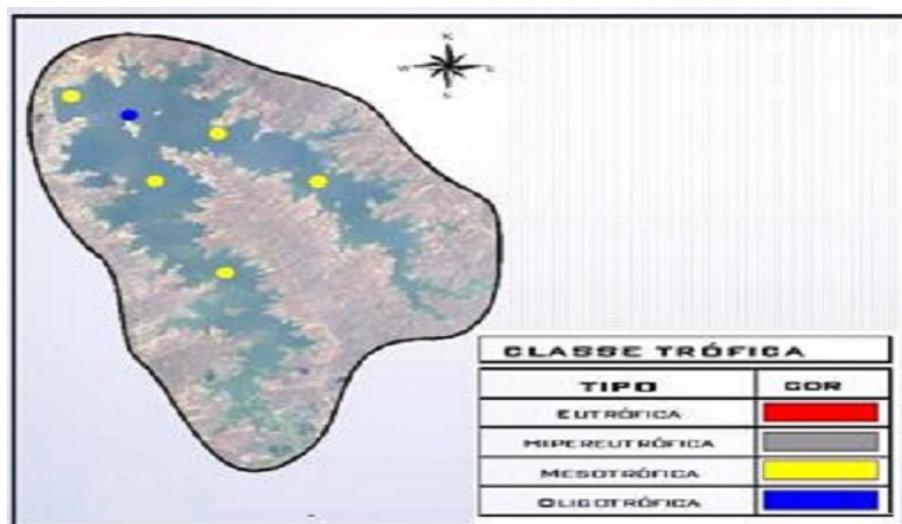


FIGURA 2.4 – Tipos de trofia em reservatórios

Fonte: COGERH, 2006.

No ambiente aquático, assim como em outros ecossistemas da Terra, o equilíbrio é mantido quando todos os componentes da cadeia alimentar estão satisfeitos em termos de necessidades energéticas. Nos ecossistemas aquáticos, as principais fontes de energia são os nutrientes. São eles que regulam a biomassa e são responsáveis pela manutenção do equilíbrio aquático. A sua falta ou excesso influenciará diretamente o estado trófico de um reservatório e, conseqüentemente, a qualidade da sua água.

Os nutrientes dentro de um reservatório podem ter origens distintas. Muitas vezes o aporte de nutrientes está associado ao carreamento mediante o escoamento superficial sobre bacia hidrográfica durante eventos de chuva e, dependendo do tipo e uso do solo da bacia hidrográfica, o aporte de nutrientes será maior ou menor. Em outros casos, a fonte de nitrogênio é interna, quando os nutrientes são reciclados em função de condições climatológicas locais, hidrodinâmicas físico-químicas da água armazenada. Outra fonte de nitrogênio pode ser a própria atmosfera. Não significa que em determinado reservatório exista apenas uma fonte de nutrientes, mas estas dependem dos períodos do ano, localização e formas construtivas dos reservatórios.

Os principais nutrientes responsáveis pelo equilíbrio da biota aquática são o nitrogênio e o fósforo, pois são mais abundantes na natureza e, atualmente, a

disponibilidade destes elementos é aumentada em função do uso de fertilizantes na agricultura, por aporte de esgotos urbanos e industriais das aglomerações humanas. Os lançamentos de esgotos, bem com a utilização de fertilizantes nas atividades agrícolas, com o seu carreamento para os corpos d'água, contribuem para a eutrofização de muitos reservatórios do País e do Mundo.

Os fatores limitantes do nível trófico de um reservatório são o nitrogênio e fósforo. O enriquecimento do meio com esses nutrientes pode resultar na eutrofização, que é o crescimento excessivo de algas e de plantas aquáticas, causando problemas ao próprio ambiente e aos usos da água, tais como sabor e odor desagradáveis, bem como toxidez, provocados pelas algas; formação de massas de matéria orgânica, cuja decomposição pode levar à diminuição do oxigênio dissolvido e conseqüentes prejuízos à vida aquática aeróbica; prejuízos às atividades de recreação e navegação; entupimentos de tubulações e danos às bombas e turbinas hidrelétricas; prejuízos ao tratamento da água; assoreamento de reservatórios.

2.2 Área de estudo

2.2.1 Localização

O Município de Pacatuba localiza-se no nordeste do Estado do Ceará, pertence à Região Administrativa 1, à Mesoregião Metropolitana de Fortaleza e à Microregião de Fortaleza.

Corresponde a uma área de 137 km², equivalente a 0,096% do território do Estado, e com as seguintes coordenadas geográficas: 3°59'03"S de latitude e 38°37'13"W de longitude e uma altitude da sede de 65,37m.

O regime hidrológico dos cursos d'água no Município de Pacatuba está ligado à irregularidade das chuvas e as estruturas geológicas locais. Os rios são intermitentes, apresentando escoamento superficial nulo durante alguns meses.

A paisagem natural do Município de Pacatuba, quanto a sua geomorfologia, compreende três unidades geoambientais: as depressões sertanejas, os maciços residuais e os tabuleiros pré-litorâneos.

De acordo com o Plano de gerenciamento das águas das bacias metropolitanas elaborado pela Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do

Ceará (COGERH, 2000), a área em estudo limita-se ao açude Gavião, situado no Município de Pacatuba, conforme ilustrado na figura 2.5. O açude Gavião, que tem origem a partir do barramento do rio Cocó, no Município de Pacatuba, localizado na sede, a montante da Estação de Tratamento de Água - ETA, responsável pelo abastecimento de água potável da Região Metropolitana de Fortaleza – R.M.F., é um reservatório estratégico do Sistema de Abastecimento de Água Bruta da R.M.F. (SAABRMF) por fornecer água bruta à ETA-Gavião e ocasionalmente ao Distrito Industrial, em Maracanaú. Característica marcante desse reservatório é que o volume armazenado varia dentro de uma faixa muito estreita durante o ano em razão de ter que abastecer a ETA-Gavião, operada pela Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará – CAGECE, por gravidade.

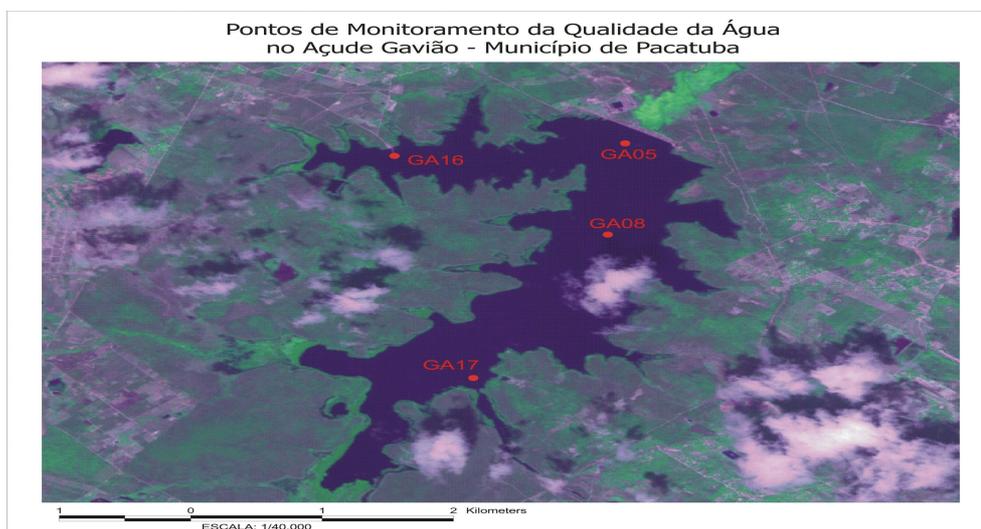


FIGURA 2.5 – Localização do açude Gavião no Município de Pacatuba.

Fonte: COGERH

Para garantir o suprimento do sistema de abastecimento de água de Fortaleza, mananciais formados pelo barramento de rios de várias bacias hidrográficas foram interligados, tendo como corpo receptor final o açude Gavião (figura 1), onde funciona a Estação de Tratamento de Águas do Gavião (ETA-Gavião).

O açude Gavião faz parte da bacia metropolitana do sistema Cocó/Coaçu, além de ser uma das bacias mais representativas hidrologicamente (COGERH, 2000). Na figura 2.6, pode-se observar a delimitação da bacia hidrográfica do açude Gavião.

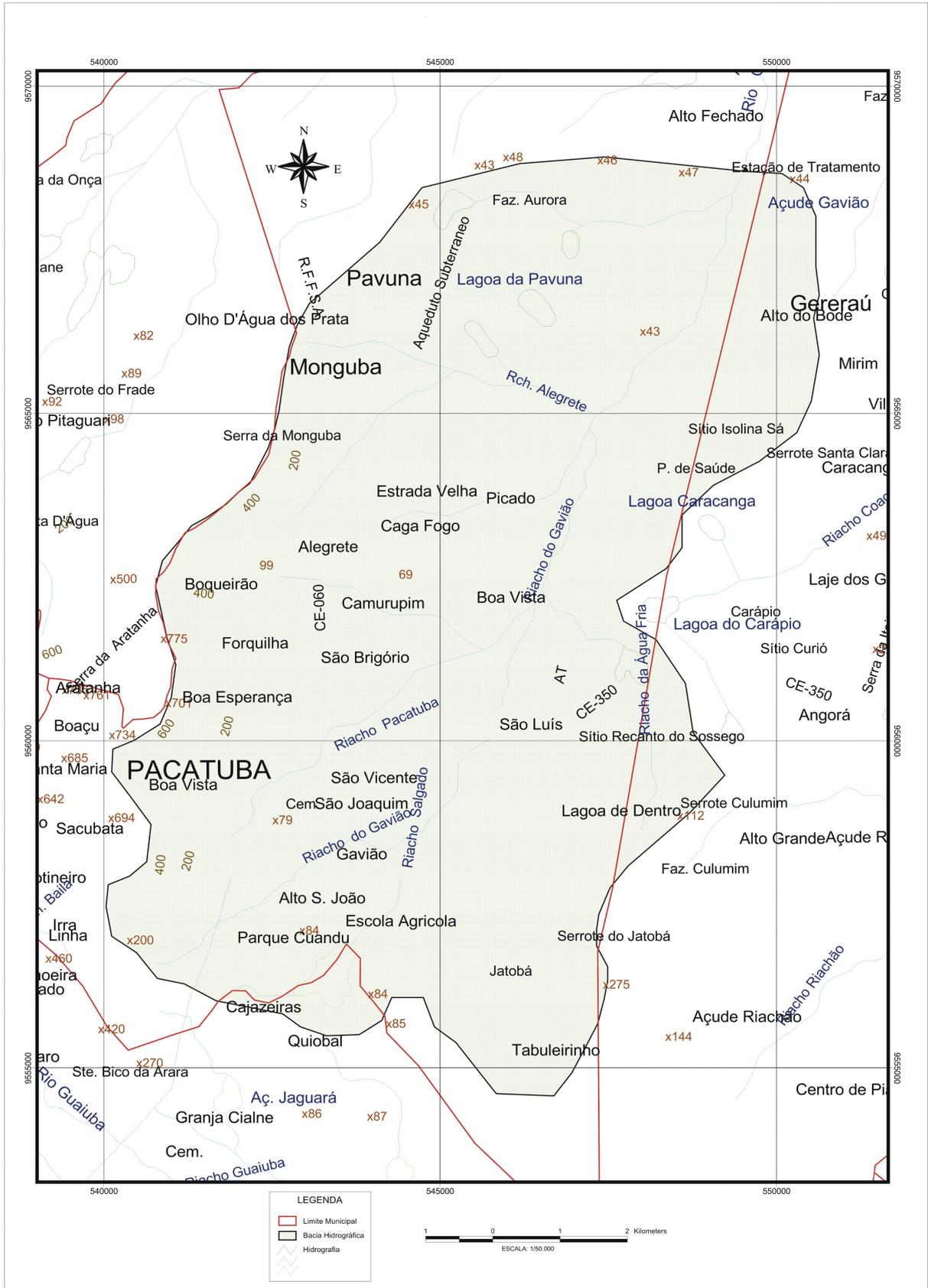


FIGURA 2.6 – Bacia hidrográfica do açude Gavião

Fonte: COGERH

A figura 2.7 mostra uma paisagem do açude Gavião, onde ao fundo observa-se a vegetação nas margens e as serras do Município de Pacatuba – CE.



FIGURA 2.7 – Açude Gavião, Município de Pacatuba – CE.

Do ponto de vista geológico, a maior parte do território da bacia do açude Gavião, é formada pelos subsolos de rocha cristalina, como também o território das bacias metropolitanas, em sua maioria, é dominado por substrato cristalino, à exceção de uma estreita faixa litorânea com a cobertura sedimentar da Formação Barreiras e dunas, e da porção ribeirinha aluvionar dos cursos d'água.

Essa feição geológica favorece um escoamento instantâneo dos deflúvios gerados e a não-formação de reservas subterrâneas significativas, tornando sem importância o suprimento fluvial pela camada subsuperficial dos solos, responsável pela perenização dos rios em outras regiões.

Em conjunção a essas fáceis geológica, alia-se um regime pluviométrico sujeito à profunda irregularidade, de características marcadamente sazonais, que propicia, em certos anos, chuvas abundantes e, alternadamente, períodos de anos consecutivos secos, marcados por pluviosidade muito abaixo da média.

A variação espacial dessa precipitação sujeita-se à extensa faixa litorânea e ao molde orográfico da região, originando isoietas que se comprimem de encontro aos cerros, criando microclimas diversos.

O conjunto desses fatores geológicos e meteorológicos restringe fortemente a oferta hídrica nessas bacias à acumulação dos deflúvios em reservatórios superficiais que não podem atingir grandes dimensões, e ainda

sujeitos a altas taxas de evaporação mensuradas na região, bem como à exploração de poços, comumente de reduzidas vazões e aptos somente a satisfazer pequenas demandas localizadas.

Ocorre, entretanto, da perspectiva demográfica, que as bacias metropolitanas assumem grande relevância em decorrência da população que nelas reside, em especial aquela da Região Metropolitana de Fortaleza (RMF); assim, os volumes escoados constituem o principal manancial hídrico de abastecimento da população e do suprimento para todas as atividades econômicas, principalmente industriais, associadas à região.

Estas demandas distinguem-se ainda das demais por exigirem uma garantia praticamente plena de atendimento, não se admitindo colapsos totais no abastecimento.

2.3 Caracterização da área do entorno da bacia do açude Gavião

2.3.1 Caracterização fisiográfica

A construção do açude Gavião foi operada a partir do barramento do rio Cocó e foi concluída em 1974. O rio Cocó drena uma área de 304,6 km², desenvolvendo-se no sentido sul/norte por longo trecho de seu percurso, formando em direção à foz uma acentuada curva de sudoeste para leste. Sua confluência com o rio Coaçu, seu principal afluente, ocorre bastante próximo do litoral, fazendo que estes, praticamente, apresentem comportamento de bacias independentes.

Todos os cursos d'água da bacia apresentam caráter intermitente, permanecendo secos durante a maior parte do ano, exceto próximo ao litoral, onde os rios Cocó e Coaçu se tornam semiperenes. Ocorre, ainda, em baixo e médio curso a presença de lagoas perenes e intermitentes, com destaque para o do rio Coaçu para as lagoas de Precabura, Sapiranga, Messejana, dos Pássaros e Parnamirim. As últimas estão situadas na malha urbana dos Municípios de Fortaleza e Eusébio. Ao longo do rio Cocó merecem destaque as lagoas da Maraponga, da Itaoca, do Opaia e do Papicu, havendo outras de menor porte, todas situadas no núcleo urbano de Fortaleza. O Cocó recebe influência das marés, que adentram o

seu leito por aproximadamente 13 km, formando um estuário alongado e estreito, composto por 210 ha de manguezais.

2.3.1.1 Clima

O aspecto mais marcante no regime climático da Região nordestina é a alternância de duas estações: a chuvosa, que é chamada de inverno e, a estação seca, denominada de verão (GOMES, 1998).

Ainda de acordo com a Cogerh (2000), de modo geral, o clima das bacias metropolitanas apresenta-se bastante homogêneo; as variações climáticas registradas são diretamente associadas ao regime pluviométrico e decorrem, fundamentalmente, das seguintes condições:

- proximidade do litoral, quando os índices pluviométricos são mais elevados e as temperaturas mais estáveis e;
- relevo acidentado, onde ocorrem precipitações orográficas que se somam a temperaturas mais baixas em decorrência da altitude.

O regime pluviométrico da região é caracterizado pela heterogeneidade temporal, verificando-se uma concentração da precipitação no primeiro semestre do ano e forte variação interanual. De ordinário, a estação chuvosa tem início no mês de janeiro e se prolonga até junho e o trimestre mais chuvoso é o de fevereiro/abril ou o de março/maio, respondendo por 65 a 70% da precipitação anual. No semestre janeiro/junho, este índice supera 90%.

A análise da distribuição interanual da precipitação revela a ocorrência de anos muito secos, quando o índice de precipitação se reduz a menos de 1/4 ou 1/5 da média anual, com uma frequência estimada de 10 a 20% sobre períodos longos.

Por outro lado, os anos com pluviometria elevada não são muito raros, ocasionando enchentes e originando problemas, principalmente em áreas urbanizadas das bacias dos sistemas Ceará/Maranguape e Cocó/Coaçu.

Como já citado, o relevo e a proximidade do litoral, exercem apreciável influência sobre os totais anuais, através de suas características de altitude e exposição aos ventos.

Continuando com base nos levantamentos descritos no Plano de gerenciamento das águas das bacias metropolitanas elaborado pela Companhia de

Gestão de Recursos Hídricos do Ceará (Cogerh, 2000), no que se refere à temperatura, na região vizinha ao litoral, a média oscila de 26 °C a 27 °C, alcançando o patamar de 28 °C para as zonas interiores mais centrais; somente nas regiões altas com microclimas, a temperatura média torna-se mais amena e decai para 25 °C. Por sua vez, as médias das temperaturas máximas e mínimas refletem a estabilidade do regime térmico; em regra, nas regiões mais quentes, elas ficam em torno de 33 °C a 34 °C para as primeiras e de 22 °C a 23 °C para as segundas; nas zonas litorâneas, a redução se observa mais na temperatura máxima, que se situa com maior freqüência entre 31 °C a 32 °C.

A umidade relativa do ar, bem como praticamente todos os parâmetros climáticos, estão intimamente ligados com a pluviosidade. No período de chuvas, ela supera, freqüentemente, 80%, sendo que, nas regiões litorâneas, alcança valores próximos de 90 %; o trimestre março/maio é o período mais úmido. Na estiagem, a umidade reduz, principalmente, nas regiões mediterrâneas mais áridas, atingindo a faixa de 50 %. No litoral, tal diminuição é menor, situando-se, ordinariamente, entre 60 % e 65 %; o período crítico abrange os meses de setembro a novembro. Na média a umidade relativa do ar nas regiões mais secas é de 60 % a 65 % e nas úmidas ultrapassa 70 %. Nos anos secos, os valores da umidade variam muito menos e se mantêm em níveis mais reduzidos.

Uma das principais características do clima regional diz respeito à favorável insolação; espacialmente, o número médio de horas de insolação altera-se pouco na área, sendo de cerca de 2.650 horas/ano a quase 3.000 horas/ano. Além do mais, no decorrer do ano, a duração de incidência de luz solar apresenta variações moderadas, atingindo os menores valores nos meses de maior pluviometria, em torno de 6 horas/dia, e, no auge da estiagem, atinge cerca de 9 horas/dia.

O mesmo comportamento observa-se com a nebulosidade, mais do que qualquer outro parâmetro diretamente dependente da pluviosidade. Via de regra, no período chuvoso, o índice observado é, freqüentemente, superior a 6,0 décimos, atingindo valores superiores aos 7,5 décimos; na estiagem, a nebulosidade diminui bastante, permanecendo entre 2 e 4 décimos, em especial no trimestre agosto/outubro.

Os ventos só têm representatividade nas regiões litorâneas ou nos trechos finais dos vales. Apresentam velocidades maiores no segundo semestre,

quando a velocidade média predominante é de 3,0 a 4,0 m/s; no primeiro semestre, em especial antes do início da época das chuvas mais abundantes, diminuem bastante.

No conjunto, as condições climáticas favorecem sobretudo o fenômeno da evaporação, provocando, em consequência, perdas hídricas consideráveis, mormente no que concerne aos volumes acumulados em superfícies livres. Tais condições são mais rigorosas durante a estiagem, quando os índices de evaporação implicitamente estão relacionados com os de pluviometria. A ausência de chuvas contribui para o acréscimo das perdas por evaporação.

Não há grande variação das taxas de evaporação na área, a não ser nas regiões elevadas de microclimas que apresentam taxas mais reduzidas. O balanço hídrico sazonal, segundo o método de Thornthwaite e Mather, revela que, para as áreas litorâneas, a deficiência hídrica tem início no mês de julho, prolongando-se até janeiro, com índices situados em 600 e 750 mm anuais. No trimestre úmido, nos anos de pluviometria média ou acima, observam-se excedentes hídricos, genericamente inferiores a 100 mm, apresentando, no litoral de Fortaleza, índices próximos a 400 mm.

2.4 Síntese geológica regional

2.4.1 Litoestratigrafia

Sob o prisma geológico, o território das bacias metropolitanas é composto por dois grandes domínios litológicos, que são as coberturas sedimentares cenozóicas representadas pelo Grupo Barreiras, coberturas colúvio-eluviais, aluviões, dunas móveis, paleodunas, pelos depósitos de praia e rochas pré-cambrianas do embasamento cristalino. Estas últimas são representadas, principalmente, pelos complexos gnáissico-migmatítico e granitóide-migmatítico, aparecendo com menor representatividade o Grupo Ceará, o complexo Independência, além de rochas plutônicas granulares, diques ácidos e corpos vulcânicos alcalinos. No sistema Cocó/Coaçu, o embasamento sedimentar apresenta-se dominante.

2.4.2 Geomorfologia

A compartimentação do relevo do território das bacias metropolitanas é representada, basicamente, por cinco domínios geomorfológicos: planície litorânea, glaciais pré-litorâneos dissecados em interflúvios tabulares, depressão sertaneja, e maciços residuais, cujos limites são estabelecidos com base na homogeneidade das formas de relevo, posicionamento altimétrico, estrutura geológica, atividade tectônica, características do solo e da vegetação.

A planície litorânea compreende os campos de dunas, as praias e as planícies flúvio-marinhas. No território das bacias metropolitanas, as planícies flúvio-marinhas estão associadas aos rios Cocó/Coaçu, sistema do qual faz parte a bacia do açude Gavião. As planícies flúvio-marinhas são ambientes formados pela deposição de sedimentos predominantemente argilosos e ricos em matéria orgânica, onde se desenvolve a vegetação de mangue, sendo caracterizadas pela ação conjunta de processos continentais e marinhos.

Os tabuleiros pré-litorâneos, formados pelos sedimentos pertencentes a formação Barreira, ocupam setores setentrionais, as depressões sertaneja, relevos com altitudes variando até 400m, compreendem porções meridionais, e os maciços residuais, inclui a serra de Pacatuba (BRANDÃO,1995), do Município de Pacatuba região onde está localizado o açude Gavião.

2.4.3 Solos

O conhecimento dos solos constitui uma das principais bases nos programas de planejamento territorial, tornando possível a implementação de ações voltadas para o desenvolvimento da agricultura irrigada, bem como as técnicas de manejo e conservação dos solos e aumento da produtividade agrícola. O sistema Cocó/Coaçu, do qual faz parte a bacia do açude Gavião, compreende solos halomórficos indiscriminados, alagados, que se distribuem nas partes baixas da orla marítima sob influência das marés e com vegetação características chamadas manguezais. Englobam, principalmente, os solonchaks e os solos gley thiomórficos ou solos ácidos sulfatados.

As áreas de manguezais dos rios Cocó/Coaçu exibem alteração de profundidade variável em seu aspecto original, decorrente, em especial, de intervenções antrópicas provocadas pela acelerada e desordenada urbanização (desmatamentos, aterramentos, lançamentos de resíduos sólidos e líquidos).

2.4.4 Vegetação

A cobertura vegetal do território das bacias metropolitanas é predominantemente constituída pela caatinga arbustiva densa, a qual se encontra ordinariamente associada ao domínio do embasamento cristalino.

Nas regiões de baixo/médio curso das bacias dos rios Cocó/Coaçu, onde encontra-se incluída a bacia do açude Gavião, é verificada nas várzeas dos eixos principais de drenagem a presença de densos carnaubais. Nas baixadas litorâneas, alvo da influência das marés, é detectada a presença de manguezais. Apresenta-se a seguir uma breve descrição da tipologia vegetal ocorrente no sistema Cocó/Coaçu:

- complexo vegetacional litorâneo (manguezais): os mangues são ecossistemas formados, principalmente, nas áreas estuarinas ou de planície flúvio-marinhas, que se caracterizam pela mistura de águas doce e salgada. São, portanto, ambientes mistos, criados pela atuação conjunta de processos continentais e marinhos, os quais proporcionam a deposição de sedimentos síltico-argilosos, muito ricos em matéria orgânica e que sustentam a vegetação típica dos mangues, denominada manguezais.

Sua distribuição estende-se, também, para montante dessas áreas, acompanhando os cursos d'água até onde se fazem sentir os efeitos da penetração das marés, e formam faixas de transição com as florestas ribeirinhas.

Sua composição florística é representada pelas seguintes espécies arbóreas: manguevermelho (*Rhizophora mangle*), manguebranco (*Laguncularia racemosa*) manguesiriúba (*Avicennia shaueriana*), manguecanoé (*Avicennia nitida*) e o mangue de botão (*Conocarpus erecta*). Além das árvores, os mangues abrigam grandes variedades de plantas epífitas (que se apóiam em outras), como bromélias, orquídeas e samambaias, assim como líquens, que se fixam nas copas, formando o

estrato superior dos manguezais. Por outro lado, as raízes e os troncos são intensamente ocupados por algas marinhas.

Os manguezais constituem ecossistemas complexos e frágeis, que desempenham importantes funções ambientais, tanto do ponto de vista físico quanto biológico, e são susceptíveis a profundas alterações em suas características, quando submetidos à ocupação e exploração dos seus recursos.

São áreas importantes para a reprodução de um grande número de espécies de peixes, crustáceos e moluscos de valor econômico para o homem, servindo, também, como abrigo para reprodução, alimentação e descanso de aves aquáticas. Por outro lado, funcionam como filtros naturais, retendo os sedimentos oriundos das áreas erodidas, bem como poluentes. Fornecem, ainda, ao longo dos rios, proteção contra as enchentes, diminuindo a força das inundações e preservando os campos agricultáveis adjacentes. São considerados áreas de preservação permanente.

- Floresta mista dicótilo-palmácea (matas ciliares e lacustres) - as planícies fluviais são áreas que apresentam boas condições hídricas e solos férteis, favorecendo a instalação de uma cobertura vegetal, cuja fisionomia de mata galeria ou ciliar, dominada por carnaubais, contrasta com a vegetação caducifólia e de baixo porte dos interflúvios sertanejos. A principal espécie que habita esses ecossistemas é a carnaúba (*Copernicea*), que normalmente ocorre associada ao mulungu (*Erythrina velutina*), juazeiro (*Zizyphus joazeiro*), oiticica (*Licania rígida*) e ingá-bravo (*Lonchocarpus sericeus*), além de espécies arbustivas e trepadeiras. Da mesma forma, as áreas de acumulação inundáveis (depressões de pequenos desníveis que acumulam água de chuva) e as áreas em torno de lagoas e reservatórios d'água artificiais, que se caracterizam pela presença do lençol freático subaflorante, também suportam uma vegetação arbórea com palmeiras e um estrato rasteiro formado por gramíneas, denominada de floresta lacustre.

2.4.5 Situação atual das matas ciliares

O rio Cocó tem a cobertura vegetal da sua nascente, na serra de Pacatuba, relativamente preservada, sendo observado o predomínio de espécies de porte arbóreo.

A faixa de proteção do açude Gavião apresenta-se composta em sua quase - totalidade por vegetação arbórea, como ilustrado na figura 2.8, estando as áreas antropizadas restritas a uma pequena mancha na sua margem direita, e a área imediatamente a jusante do reservatório.



FIGURA 2.8 – Vegetação arbórea ao longo da faixa de proteção do açude Gavião

Após adentrar o território da cidade de Fortaleza, o rio Cocó tem sua mata ciliar substituída por áreas urbanizadas, podendo ser observadas ao longo do seu percurso apenas pequenas manchas esparsas bastantes degradadas.

A mata ciliar do rio Coaçu, por sua vez, apresenta ao longo do seu traçado o predomínio de vegetação de porte arbóreo. Constata-se, ainda, a presença significativa de áreas onde a vegetação arbustiva se apresenta dominante, principalmente, na sua margem direita. Áreas antropizadas são observadas, apenas na região de alto curso, próximo às cabeceiras do rio.

As faixas de proteção da lagoa da Precabura são compostas por vegetação de porte arbustivo, a qual é substituída em diversos pontos por cultivos agrícolas e áreas antropizadas, sendo constatado em seu entorno a presença de sítios e chácaras.

No trecho compreendido entre a lagoa da Precabura e o manguezal do rio Cocó, a mata ciliar mostra-se bastante degradada, sendo substituída em diversos pontos por áreas antropizadas.

Em diagnósticos e projetos para recuperação das bacias hídricas de água bruta do sistema metropolitano realizados pela Cogeh, 1998), concluiu-se que apesar da área de estudo, fazer parte do sistema de abastecimento de água da Região Metropolitana de Fortaleza, como corpo receptor final e, ter sido implantada cerca poligonal de contorno envolvendo a área de entorno do açude Gavião, existe algumas aberturas na cerca, principalmente nas estradas. Uma abertura junto ao canal de captação, onde não existe portão nem mata-burro, permite à entrada do gado para pastar.

Em uma caminhada realizada pela cerca poligonal para levantamento da área ocupada, Foram identificadas invasões e atividades exercidas pelos proprietários. Observou-se que no lado direito da poligonal, existe uma exploração agrícola de grande nível, na região de Caracanga. Várias são as atividades exercidas dentro da área de domínio do açude, sendo a principal a exploração agropecuária. A degradação da qualidade da água do açude inclui o carreamento do aporte dos nutrientes oriundos destas atividades (CEARÁ, 1998).

2.5 Conseqüências das influências das atividades desenvolvidas

A qualidade da água de um recurso hídrico, além das características naturais conferidas pela natureza do solo, vegetação e regime climático da bacia hidrográfica onde está inserido, recebe influências direta e indireta das atividades antrópicas desenvolvidas ao longo de sua área de domínio (FREIRE, 2000).

Durante o período de estiagem, os rios, em sua maioria, ficam secos. É neste período que ocorrem as situações mais críticas de qualidade de água nos reservatórios superficiais, pois as substâncias existentes na água vão se concentrando mais ou se adsorvem a materiais particulados que sedimentam ao fundo.

No leito dos rios, ficam depositadas substâncias adsorvidas às partículas, como fósforo e nitrogênio e, quando iniciam as chuvas, estas são carregadas aos reservatórios da bacia hidrográfica, aumentando sua concentração e ocorrendo em muitos casos, o excesso de nutrientes no ambiente aquático.

Segundo Von Sperling (1996), entende-se por poluição das águas a adição de substâncias ou de formas de energia, que, direta ou indiretamente, alterem a natureza do corpo d'água de uma maneira tal que prejudique os legítimos usos que deles são feitos.

Esta definição é essencialmente prática e, em decorrência, potencialmente polêmica, pelo fato de associar a poluição ao conceito de prejuízo e aos usos do corpo d'água, conceitos esses atribuídos pelo próprio homem. Esta visão prática, no entanto, é importante, principalmente quando são avaliadas as medidas de controle para reduzir a poluição.

No presente trabalho, maior atenção é dada ao equacionamento da poluição pelos compostos inorgânicos nitrogenados. Sob tal enfoque, a maior ênfase é dada às concentrações de amônia, nitrito e nitrato. Além desses compostos, também será abordada a concentração do fósforo total, por serem os principais contribuintes para a eutrofização.

2.6 Principais nutrientes encontrados no ambiente aquático

2.6.1 Fontes e formas de nitrogênio

Segundo Esteves (1998), o nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos. Esta relevância decorre, principalmente da sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa. Quando presente em baixas concentrações, pode atuar como fator limitante na produção primária de ecossistemas aquáticos. O ciclo do nitrogênio nestes ecossistemas está representado de maneira simplificada na figura 2.9.

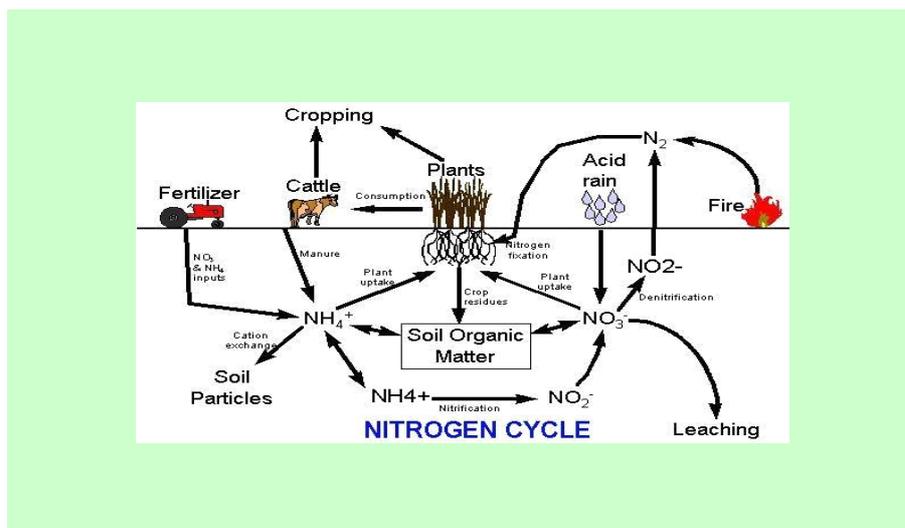


FIGURA 2.9 – Dinâmica do ciclo do nitrogênio

Fonte: www.universia.net.

As principais fontes naturais de nitrogênio podem ser a chuva, material orgânico e inorgânico de origem alóctone e a fixação de nitrogênio molecular dentro do próprio lago.

O nitrogênio está presente nos ambientes aquáticos sob várias formas, por exemplo: nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico dissolvido (peptídeos, purinas, aminas e aminoácidos), nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos).

Dentre as diferentes formas, o nitrato, juntamente com o íon amônio, assumem grande importância nos ecossistemas aquáticos, uma vez que representam as principais fontes de nitrogênio para os produtores primários.

Além das formas inorgânicas de nitrogênio, os produtores primários podem assimilar formas inorgânicas, como uréia, aminoácidos, peptídeos. Estes compostos, juntamente com outros (muitos deles quimicamente ainda não identificados), formam um grupo de compostos genericamente denominado de nitrogênio orgânico dissolvido. (ESTEVEZ, 1978).

As principais fontes de nitrogênio orgânico dissolvido são: lise celular, decomposição e excreção pelo fitoplâncton e macrófitas aquáticas. Schell (1974), *apud* (ESTEVEZ, 1998) calculou, a partir de experimentos em culturas, que 10% do nitrogênio assimilado pelo fitoplâncton são devolvidos ao meio como nitrogênio

orgânico dissolvido. No fitoplâncton, destacam-se as cianofíceas, como as principais excretoras de compostos nitrogenados; dentre estes, peptídeos e polipeptídeos (McCARTHY, 1980 *apud* ESTEVES, 1998).

Somente quando a concentração das formas inorgânicas de nitrogênio atinge valores muito baixos ou é esgotada, as formas orgânicas são aproveitadas.

O nitrito é encontrado em baixas concentrações notadamente, em ambientes oxigenados. Em ambientes anaeróbicos, como o hipolímnio de lagos eutróficos em períodos de estratificação, é possível encontrar altas concentrações deste íon. O nitrito representa uma fase intermediária de amônia (forma mais reduzida) e nitrato (forma mais oxidada).

Segundo McCarthy e Goldman (1979), *apud* Esteves (1998), o fitoplancton pode assimilar nitrito, em caso de escassez do íon amônio e nitrato; assim o nitrito é reduzido, no interior da célula, a amônio, por meio da enzima nitrito-reductase. Em altas concentrações, o nitrito é extremamente tóxico à maioria dos organismos aquáticos.

O íon amônio (NH_4^+) é muito importante para os organismos produtores, especialmente porque sua absorção é energeticamente mais viável. Para este íon, não há necessidade de redução no interior da célula, como ocorre com o nitrato, que é reduzido pela nitrato-reductase até amônio. Sua concentração nas camadas onde se encontra o fitoplâncton é, geralmente, muito baixa. Daí o fato de o nitrato constituir-se, na maioria dos casos, como a principal fonte de nitrogênio para os vegetais aquáticos. O íon amônio também pode ser encontrado na sua forma não dissolvida, como hidróxido de amônio (NH_4OH). A relação NH_4^+ para NH_4OH , no meio, é função principalmente do pH; por exemplo, em pH 6, a relação amônio/hidróxido de amônio é 3000;1; em pH 7, 300:1; em pH 8, 30:1 e em pH 9,5 1:1 (HUTCHINSON, 1957 *apud* ESTEVES, 1998).

Em limnologia, quando se encontram referências sobre a concentração de “amônia”, na maioria dos casos, estão englobadas as concentrações das duas formas de nitrogênio amoniacal (NH_3 e NH_4^+). É possível a ocorrência de outras formas de nitrogênio amoniacal, como a hidroxilamina (NH_2OH). Estes compostos são, via de regra, quantitativamente inexpressivos e representam formas intermediárias de processos metabólicos como, por exemplo, a desnitrificação.

Altas concentrações do íon amônio podem ter grandes implicações ecológicas como, por exemplo: influenciando fortemente a dinâmica do oxigênio

dissolvido do meio, influenciado a comunidade de peixes, pois em pH básico o íon amônio se transforma em amônia (NH_3 livre gasoso), que, dependendo de sua concentração, pode ser tóxico para estes organismos.

Em condições naturais, a concentração de amônia atinge, muito raramente, níveis letais. Para chegar a estes níveis, devem ocorrer simultaneamente elevados valores de pH ($> 9,0$), temperatura ($> 26^\circ\text{C}$) e baixos valores de potencial de oxi-redução (TRUSSEL, 1972 *apud* ESTEVES, 1998).

Outro aspecto ecológico importante da formação de amônia é que, pelo fato deste composto ser gás, difunde-se para a atmosfera, podendo acarretar significativas perdas de nitrogênio de ecossistema aquático.

2.6.2 Distribuição de nitrogênio molecular e óxido nitroso

Em ecossistemas aquáticos, o nitrogênio molecular (N_2) apresenta-se em concentrações altas, apesar de sua solubilidade na água ser relativamente baixa. Em geral, observam-se níveis de saturação durante todo o ano.

Sua distribuição ao longo da coluna d'água, na maioria dos ambientes aquáticos, não é homogênea. Este fato é mais evidente em ambientes produtivos.

O hipolímnio apresenta-se de ordinário saturado com nitrogênio molecular, decorrência de dois fatores principais: baixa temperatura, que proporciona aumento da solubilidade do nitrogênio, e ao processo desnitrificação, que é intensa nesta região do lago e que tem o nitrogênio molecular como produto final.

Em alguns lagos, onde a taxa de fixação de nitrogênio no hipolímnio é alta, pode ocorrer redução de concentração do nitrogênio molecular nesta região.

O óxido nitroso (N_2O) é formado durante a redução do nitrato (desnitrificação) e .oxidação de amônio e nitrito por bactérias nitrificadoras.

2.6.3 Fixação biológica de nitrogênio em águas continentais

Os organismos procariontes (bactérias e algas cianofíceas) possuem a capacidade de transformar o nitrogênio protéico, isto é, são capazes de fixá-lo.

Em ambientes aquáticos, estes organismos podem ser tanto de vida livre, como podem viver em simbiose, ou semi-simbiose com plantas aquáticas superiores.

Na maioria dos ecossistemas aquáticos, além de alguns gêneros de bactérias (os gêneros *Clostridium* e *Azotobacter*), vários gêneros de algas cianofíceas dispõem do sistema enzimático necessário para a fixação no nitrogênio molecular.

Dentre as algas cianofíceas, destacam-se várias espécies planctônicas e perifíticas do gênero *Nostoc*, *Anabaena* e *Aphanizomenon* e a espécie *Anabaena azollae*, que vive em simbiose com macrófitas aquáticas do gênero *Azolla*.

2.6.4 Princípio fisiológico da fixação do nitrogênio

A fixação do nitrogênio molecular, tanto por bactérias como por algas, é um processo tipicamente redutor, no qual a amônia é o primeiro produto formado.

Todo o processo de fixação do nitrogênio molecular é catalisado por um sistema de enzimas denominado nitrogenase.

A fixação de nitrogênio molecular é um processo extremamente sensível ao oxigênio. Em consequência, os organismos aeróbios fixadores de nitrogênio dispõem de mecanismos especiais que protegem o sistema nitrogenase do oxigênio.

A energia e os elétrons necessários para os processos de fixação de nitrogênio são obtidos pela fotossíntese, fermentação ou respiração. Nestes organismos, incluindo as cianofíceas, a energia (ATP) necessária é obtida do sistema de transporte de elétrons.

Para os organismos não fotossintetizantes, atuam outros mecanismos, como por exemplo, a ferredoxina-que fornece hidrogenase- e o ATP, pode se originar mediante a respiração. Para estes organismos, a disponibilidade de carboidratos exógenos desempenha importante papel na fixação do nitrogênio, uma vez que, com o aumento de concentração destes compostos, observa-se também o aumento na taxa de fixação de nitrogênio.

2.6.4.1 Fixação de nitrogênio por bactérias de vida livre

Embora quantitativamente o papel das bactérias na fixação do nitrogênio não seja tão importante quanto o das algas, estes organismos podem, em certos compartimentos do sistema (sedimento), ser relevantes para a fixação total de nitrogênio.

As bactérias heterotróficas fixadoras de nitrogênio mais comuns em ambientes límnicos são *Clostridium pasteurianum* e algumas espécies do gênero *Azotobacter*. Estes organismos podem ser encontrados na coluna d'água (menor densidade) e em maior densidade sobre macrófitas aquáticas e no sedimento.

A distribuição de bactérias fixadoras de nitrogênio em águas continentais é fortemente influenciada pela concentração de oxigênio do meio.

Assim, as bactérias do gênero *Azotobacter* (*A. agile* e *A. chroococum*) habitam, preferencialmente, estratos oxigenados, enquanto as bactérias do gênero *Clostridium* habitam estratos anaeróbios. Por esta razão, em lagos estratificados, o gênero *Azotobacter* é encontrado mais freqüentemente no epilímnio, enquanto o gênero *Clostridium* encontra-se no hipolímnio.

Segundo Kusnetzow (1959), *apud* Esteves (1998) o número de bactérias fixadoras de nitrogênio no sedimento aumenta significativamente com o estado trófico do lago, sendo *Clostridium pasteurianum* a mais abundante, especialmente nos lagos eutróficos. Comumente, na coluna d'água, a fixação de nitrogênio por bactérias é realizada predominantemente por bactérias fotossintetizantes fixadoras de nitrogênio.

2.6.4.2 Fixação de nitrogênio por bactérias semi-simbiontes

Bactérias fixadoras de nitrogênio de vida livre que habitam o sedimento e a coluna d'água podem, em determinados habitats do ecossistema aquático, apresentar uma relação semi-simbiótica ou associativa com macrófitas aquáticas, vivendo associadas à rizosfera destas plantas.

A contribuição da fixação de nitrogênio por bactérias semi-simbiontes para a economia deste elemento em lagos depende de vários fatores. Dentre estes, o mais importantes é a extensão da área do lago que é coberta por macrófitas aquáticas. Assim, em lagos com pouco desenvolvimento de margem, a contribuição de bactérias semi-simbiontes, para a economia do nitrogênio, é normalmente pequena.

Por outro lado, em lagos com região litorânea bem desenvolvida e colonizada por macrófitas aquáticas, a fixação de nitrogênio por bactérias semi-simbiontes pode compreender a maior parte do nitrogênio fixado, sendo, portanto, fundamental na economia de nitrogênio do ecossistema (SANTOS et al, 1986 *apud* ESTEVES, 1998).

2.6.4.3 Fixação de nitrogênio por algas planctônicas

Em ecossistemas aquáticos continentais, as algas cianofíceas são consideradas como os principais organismos fixadores de nitrogênio.

Dentre estas algas, destacam-se os gêneros *Nostoc*, *Anabaena*, *Aphanizomenon* e *Gloeotrichia*. Estudos recentes mostram que outras cianofíceas unicelulares também são capazes de fixar nitrogênio, como algumas representantes do grupo das hormogonales (HORNE e GOLDMAN, 1972; HORNE et al, 1979 *apud* ESTEVES, 1998).

Somente as algas possuidoras de heterocistos, no entanto, quantitativamente, são importantes na fixação de nitrogênio. Os heterocistos são células de paredes espessas, pobres em pigmentos fotossintetizantes e sem o fotossistema II. Estas células possibilitam a formação de um microambiente anaeróbio de fundamental importância para a realização do processo.

A fixação de nitrogênio pelas cianofíceas não é primeiramente determinada pelo número de heterocistos, mas sim pela oferta do meio em compostos inorgânicos nitrogenados. Estes compostos atuam como elementos inibidores da nitrogenase. Granhall e Luwdgren (1971), Kellar e Goldman (1979), *apud* Esteves(1998) observaram, no entanto, fixação de nitrogênio por cianofíceas em presença de nitrato e amônia.

A fixação de nitrogênio molecular pelas algas é um processo que requer muita energia, o que explica a sua grande dependência da radiação solar.

2.6.4.4 Fixação de nitrogênio por algas simbiontes

A alga *Anabaena azollae* (cianofíceas), que vive em simbiose com a macrófita aquática do gênero *Azolla*, fixa nitrogênio molecular. A macrófita aquática abriga a alga na cavidade foliar, fornecendo-lhe proteção e nutrientes, enquanto a alga fixa o nitrogênio molecular que é fornecido pela planta.

2.7 Aspectos quantitativos da fixação biológica de nitrogênio em ecossistemas aquáticos continentais

São poucos os estudos que possibilitaram estabelecer um balanço da quantidade total de nitrogênio fixado mediante a atividade de microorganismos em ecossistemas aquáticos, e vários estudos mostram que a fixação de nitrogênio está diretamente relacionada com a produtividade do sistema.

Nos lagos as algas cianofíceas planctônicas podem ser consideradas como organismos responsáveis pela fixação da maior parte do nitrogênio, por serem mais abundantes e ocuparem maior volume no sistema.

2.8 Papel dos microorganismos na ciclagem do nitrogênio

Em nenhum ciclo biogeoquímico os microorganismos têm maior participação do que no ciclo do nitrogênio. Neste, podemos encontrar representantes de praticamente todos os grupos fisiológicos (autotróficos, heterotróficos, aeróbios, anaeróbios), que tomam parte em quatro processos básicos: amonificação, nitrificação, desnitrificação e amonificação do nitrato.

2.8.1 Amonificação

É a formação de amônia (NH₃) durante a decomposição da matéria orgânica dissolvida e particulada.

A amônia formada é resultante da decomposição tanto aeróbia quanto anaeróbia da parte nitrogenada da matéria orgânica por organismos heterotróficos.

O sedimento é o principal sítio de realização deste processo. A liberação de amônia a partir da decomposição de um composto nitrogenado como, por exemplo, uréia, pode ser representada como:



No meio aquático, especialmente em valores de pH ácido e neutro, a amônia formada é instável, sendo convertida por hidratação a íon amônio (NH₃ + H₂O ⇌ NH₄⁺ + OH⁻). Já em meio alcalino, a possibilidade de ocorrência deste processo é muito reduzida e a parte da amônia formada pode difundir-se para a atmosfera.

A amonificação e a excreção de amônia por animais aquáticos são as principais fontes deste composto para o ambiente aquático; no entanto, comparando os dois processos, nota-se que a excreção por animais é quantitativamente insignificante, como fonte de amônia para estes ambientes.

Levando-se em consideração o fato de a assimilação de íon amônio pelos produtores primários em lagos é superior à assimilação de nitrato, pode-se concluir que o processo de amonificação nesta zona é de fundamental importância para o metabolismo de todo o ecossistema.

Segundo Rugani (1980), *apud* Esteves (1998) a distribuição das bactérias amonificantes ao longo da coluna d'água é fortemente influenciada pela estratificação térmica.

2.8.2 Nitrificação

Em decorrência da decomposição aeróbia e anaeróbia da matéria orgânica, há formação de compostos nitrogenados reduzidos, como, por exemplo, a amônia. A oxidação biológica destes compostos a nitrato é denominada nitrificação.

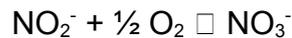
A nitrificação é, na realidade, um processo caracterizado pela utilização de compostos inorgânicos reduzidos, e.g. amônio como doadores de hidrogênio e, através da oxidação destes compostos, os microorganismos obtêm os equivalentes de redução para o processo de síntese.

Na transformação de íon amônio para nitrato (nitrificação) participam dois gêneros de bactérias:

a) Nitrossomonas – que oxidam amônio a nitrito:



b) Nitrobacter – que oxidam o nitrito a nitrato.



As bactérias nitrificantes são Gram-negativas, pertencentes à família *Nitrobacteraceae*. A nitrificação é um processo predominantemente aeróbio e, como tal, ocorre somente nas regiões onde há oxigênio disponível (comumente na coluna d'água e na superfície do sedimento).

2.8.3 Respiração de nitrato (desnitrificação e amonificação do nitrato)

Muitas bactérias em condições anaeróbias são capazes de utilizar (anaeróbias facultativas) nitrato como acceptor de hidrogênio. Neste caso, estes organismos utilizam nitrato como “transportador” de oxigênio, reduzindo-o a nitrogênio molecular ou a amônia. Este fenômeno possibilita que as bactérias oxidem o substrato, mesmo na ausência de oxigênio molecular.

A capacidade de algumas bactérias em utilizarem nitrato como acceptor de elétrons na cadeia respiratória, em vez de oxigênio, é conhecida também como respiração de nitrato Schlegel (1976) *apud* Esteves, (1998). Este nome decorre do

fato de que este processo corresponde em seus aspectos principais à respiração aeróbia, que utiliza oxigênio como acceptor de elétrons. A respiração de nitrato apresenta duas variações:

a) Desnitrificação, que consta da redução do nitrato a nitrogênio molecular:



b) Amonificação do nitrato, que consta da redução do nitrato a amônio



A desnitrificação ocorre principalmente em condições anaeróbias. Nos ecossistemas aquáticos, o principal local de sua ocorrência é o sedimento, pois, além das baixas condições de oxigênio, há disponibilidade de grande quantidade de substrato orgânico.

Nitrificação e desnitrificação são processos aclopados. Assim, no hipolímnio, no final de um período em condições anaeróbias, ocorre, em geral, grande quantidade de nitrogênio amoniacal. Com a oxigenação do meio, dá-se início a um intenso processo de nitrificação, que resulta no consumo de grande parte da amônia acumulada.

Quando o meio se torna anaeróbio, observa-se o fenômeno inverso, com forte redução da concentração de nitrato, em virtude da sua utilização na desnitrificação e amonificação do nitrato. A desnitrificação é um fenômeno de grande significado ecológico, pois, a partir dele, grande parte do nitrogênio molecular, fixado e incorporado ao “pool” de nitrogênio do ecossistema lacustre, pode ser eliminada do sistema de acordo com Brezonik e Lee (1968) *apud* Esteves (1998). A outra variação da respiração de nitrato, a amonificação do nitrato, é realizada por bactérias, como *Enterobacter* e *Escherichia coli* que, em condições anaeróbias, reduzem o nitrato a amônia.

A amonificação do nitrato é, em muitos lagos, responsável pelo grande aumento do íon amônio do hipolímnio no início do período de estratificação térmica, quando ainda há nitrato disponível.

2.9 Distribuição vertical de nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito

2.9.1 Em lagos de regiões de clima temperado

Nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito são compostos que estão diretamente relacionados com produção e decomposição. Em conseqüência, sua distribuição na coluna d'água é função destes processos que, por sua vez, são influenciados pelo comportamento térmico da massa d'água.

Em lagos oligotróficos de regiões de clima temperado, observam-se baixas concentrações de nitrogênio amoniacal em toda a coluna d'água. Em conseqüência das condições favoráveis para a nitrificação nestes lagos, toda a amônia formada a partir da decomposição da matéria orgânica (amonificação) é oxidada a nitrato (nitrificação). Este fato é o principal responsável pelo aumento da concentração de nitrato no hipolímnio de lagos oligotróficos. Este aumento fica ainda mais acentuado quando (epilímio) densas populações fitoplanctônicas absorvem ativamente o nitrato, causando a redução de sua concentração nesta parte da coluna d'água.

Em lagos eutróficos, embora a concentração de nitrogênio amoniacal seja superior à encontrada em lagos oligotróficos, é significativamente inferior à concentração de nitrato. Durante o período de estratificação térmica da coluna d'água, o hipolímnio destes lagos apresenta altas concentrações de nitrogênio amoniacal. Isto ocorre porque há acúmulo destes compostos oriundos da amonificação e também da redução de nitrato em ambientes anaeróbios (amonificação de nitrato).

2.9.2 Em lagos de regiões tropicais

Na maioria dos lagos de regiões tropicais até agora estudados, parece não haver relação muito forte entre a concentração de nitrogênio amoniacal e a produtividade, mas sim com duração do período da estratificação térmica.

Durante o período de estratificação térmica, no entanto, observa-se baixas concentrações no epilímnio e altas no hipolímnio, sugerindo o consumo do íon amônio no epilímnio pelo fitoplâncton e altas taxas de amonificação de nitrato no hipolímnio.

Quanto à distribuição de nitrato na coluna d'água de lagoas tropicais, os estudos não evidenciam nenhum padrão definido. De um modo geral, observam-se que durante o período de estratificação térmica da massa d'água, as concentrações de nitrato são mais baixas do que durante o período de circulação, tanto no epilímnio como hipolímnio.

Isto porque no epilímnio, que fica isolado das camadas inferiores, o nitrato é assimilado pelo fitoplâncton e no hipolímnio com baixas concentrações de oxigênio, ocorre a amonificação de nitrato.

Como salientado por Barbosa (1981) *apud* Esteves, (1998) a distribuição de nitrato na coluna d'água em lagos tropicais é fortemente influenciada pela atividade de bactérias nitrificantes e desnitrificantes que atuam simultaneamente na coluna d'água.

Em lagos tropicais, a concentração e a distribuição de nitrato parecem estar diretamente relacionadas com o grau de oxigenação da coluna d'água.

Em lagos, a concentração de nitrito, comparada com as concentrações de nitrogênio amoniacal e de nitrato, é baixa. Somente em lagos poluídos, a concentração de nitrito pode assumir valores significativos. Em lagos oligotróficos durante todo o ano não se observa, via de regra, qualquer estratificação de nitrito.

Ao contrário, em lagos eutróficos, durante o período de estratificação térmica ocorre no hipolímnio aumento de concentração deste íon. Este aumento de concentração é conseqüência, principalmente, da desnitrificação ocorrente durante o período de anoxia do hipolímnio. Nestes, a decomposição da biomassa vegetal, na parte inferior da coluna d'água, é responsável pelo acúmulo de nitrato, nitrito e, sobretudo nitrogênio amoniacal.

Convém salientar que a distribuição vertical destes compostos, não foi estudada nesta pesquisa, no entanto foi citada com o objetivo de melhor compreensão da dinâmica desses compostos.

Para avaliar e caracterizar a dinâmica desses compostos inorgânicos nitrogenados, foi estudado nesta pesquisa a ocorrência de gradientes longitudinais ao longo da superfície da coluna d'água desde a entrada de afluentes até a barragem. Este gradiente longitudinal resulta no estabelecimento de três zonas bem distintas que possuem propriedades físicas, químicas e biológicas próprias. Estas zonas são: zona fluvial, zona de transição e zona lacustre.

2.10 Tipologia de lagos com base na concentração de compostos nitrogenados

A importância dos compostos nitrogenados para a tipologia de lagos foi reconhecida muito cedo por Thienemann (1928) e Naumann (1930). Em regiões de clima temperado, a concentração de compostos nitrogenados é muito importante para a tipologia de lagos.

Sakamoto (1966) *apud* Esteves, (1998), estudando um grande número de lagos japoneses, classificou-os quanto ao teor de nitrogênio total da seguinte maneira: lagos oligotróficos 20-200, lagos mesotróficos 100-700 e lagos eutróficos 500-1330 N-total (mg. m⁻³).

Para os lagos europeus, Vollenweider, (1968) *apud* Esteves, (1998), sugere a classificação apresentada na tabela:

TABELA 2.1 - Classificação de lagos segundo as diferentes formas de compostos nitrogenados

Tipos de Lagos	Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (mg/L)
Oligotrófico	0,0 – 0,3	0,0 – 1,0	0,0 – 0,5
Mesotrófico	0,3 – 2,0	1,0 – 5,0	0,5 – 5,0
Eutrófico	2,0 – 15,0	5,0 – 50,0	5,0 – 15,0

FONTE: VOLLENWEEIDER, 1968

2.11 Ciclo do fósforo

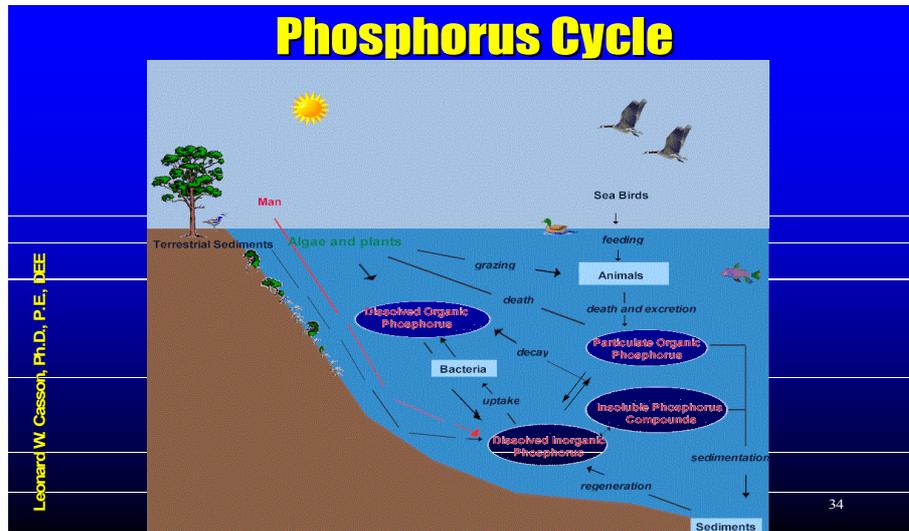


FIGURA 2.10 – Ciclo do fósforo

Fonte: www.universia.net, 2006.

A figura 2.10 esquematiza a dinâmica do fósforo. O grande reservatório de fósforo são as rochas fosfatadas, formadas em remotas eras geológicas de onde é liberado pela ação erosiva da chuva e do vento.

Os fosfatos são dissolvidos na água, ficando no solo ou sendo carreados para os rios, oceanos e lençóis subterrâneos. Grande parte do fósforo que alcança os oceanos é arrastada para regiões muito profundas, onde não é aproveitada, em virtude da ausência de luz e, conseqüentemente, da fotossíntese.

Os organismos aquáticos consomem fósforo, retornando-o ao ambiente terrestre através de seus consumidores ou por meio dos dejetos, como é o caso das aves marinhas, as quais depositam excrementos riquíssimos desse nutriente, sobre ilhas e continentes.

O fósforo do solo e do meio aquático pode ser absorvido pelos organismos produtores, que servem de alimentos aos consumidores. As excreções dos organismos consumidores, bem como os produtos resultantes da decomposição da matéria orgânica (restos de vegetais e animais), contêm fósforo, que é absorvido no meio, completando-se o ciclo. Dejetos humanos, detergentes, fertilizantes e alguns esgotos industriais são responsáveis pelo aumento do teor de fósforo nas águas, provocando desequilíbrios ecológicos.

O fósforo, embora essencial para a flora aquática, é geralmente encontrado em pequenas quantidades em rios e lagos, sendo considerado o fator limitante mais importante. O aumento do teor de fósforo, em consequência da poluição causada pelas fontes há pouco enumeradas causa a eutrofização da água, com proliferação excessiva de algas e vegetação, resultando em sérios prejuízos à vida aquática.

2.11.1 Dinâmica do fósforo em ambientes aquáticos

Segundo Esteves (1998), todo fósforo encontrado na água, quer ionicamente ou complexado, está na forma de fosfato, por isso, em limnologia é comum usar o termo fosfato para designar teor de fósforo na água.

Reynolds (1978) acentua que o fósforo é um dos principais elementos reconhecidos como essenciais para o crescimento de todas as plantas, inclusive algas. Este elemento é um componente dos ácidos nucleicos e do ATP (adenosina tri-fosfato), base da síntese enzimática e da transferência de energia, em todos os níveis celulares.

Atualmente, o fósforo é classificado em cinco formas: o fosfato particulado, orgânico dissolvido, inorgânico dissolvido ou ortofosfato ou fósforo reativo, fósforo total dissolvido e o fosfato total. Na maioria das águas continentais, o fósforo é o principal fator limitante da produtividade da biomassa aquática. Além disso, é apontado como principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas. A forma mais importante de fosfato no ambiente aquático é o ortofosfato, pois é esta a forma mais facilmente assimilada pelos vegetais aquáticos. A quantidade de ortofosfato na água depende, também, da densidade e da atividade de organismos, especialmente fitoplânctons e macrófitas aquáticas, os quais, durante a fotossíntese, podem assimilar grandes quantidades destes íons (ESTEVEZ, 1988).

Como nos demais ciclos biogeoquímicos, no ciclo do fósforo, as bactérias têm papel fundamental, pois são responsáveis pela decomposição da matéria orgânica. Nesse processo, existe liberação de fosfato para o meio, sob a forma inorgânica. Estas bactérias podem ser aeróbias ou anaeróbias. O primeiro grupo está ligado às populações fitoplanctônicas e sua distribuição no lago está associada a essas populações. O segundo grupo de bactérias, associado ao sedimento,

localiza-se principalmente no fundo do lago, isto é, na região hipolimnética, pois, em muitos casos, esta região fica comumente com baixíssimo teor de oxigênio dissolvido.

Em lagos tropicais não eutrofizados artificialmente, a quantidade de ortofosfato na água é muito pequena, via de regra, abaixo do teor de detecção pela maioria dos métodos analíticos. Estes íons são rapidamente assimilados pelos microrganismos do lago em função das altas temperaturas e, conseqüentemente, ocorrendo um aumento de metabolismo dos organismos.

Grande parte do fosfato que entra no ecossistema aquático é precipitada no sedimento e geralmente ordinariamente não retorna ao metabolismo límnico. Sendo assim, são de grande importância as condições físicas e químicas do meio e da taxa de decomposição da matéria orgânica. O ciclo do fósforo no sedimento é diretamente influenciado pela concentração de oxigênio da água de contato (água sobre o sedimento). Desta maneira, em hipolímnio aeróbico, o fosfato é precipitado, enquanto que em hipolímnio anaeróbico este é liberado para a coluna d'água.

Alguns estudos foram realizados sobre o armazenamento de fosfatos no interior de células sob a forma de polifosfatos, representando mais uma fonte de fosfato. Algumas algas cianofitas podem absorver estas formas de fosfatos. Estas algas são capazes de migrar para o hipolímnio e absorver mais fosfato, contribuindo para a concorrência com outros tipos de algas. Este fenômeno pode causar floração destas algas em lagos e reservatórios, afetando a qualidade da água para consumo. Foi mediante a análise do ciclo do fósforo em ambientes límnicos que muitos autores definiram modelos matemáticos para quantificá-los.

Von Sperling (1996) classifica os reservatórios de água, em função da concentração de fósforo total, da seguinte forma:

TABELA 2.2- Classificação da trofia em função da concentração do fósforo

Classe de trofia	Concentração de fósforo total (mg/m³)
Ultraoligotrófico	< 5
Oligotrófico	10 - 20
Mesotrófico	10 - 50
Eutrófico	25 - 100
Hipereutrófico	> 100

FONTE: VON SPERLING (1996).

2.12 Estado trófico de lagos e reservatórios

O estado trófico de um corpo d'água pode ser expresso como a condição nutricional do corpo trófico e nenhum simples indicador trófico ou parâmetro é completamente adequado para descrever e/ou quantificar este conceito. Apesar disto, alguns autores classificam os lagos em função de parâmetros que refletem a produtividade do corpo d'água, ou seja, floração de algas, presença de macrófitas, oxigênio dissolvido.

Por meio de observações feitas em lagos de clima temperado e frio, os lagos podem ser classificados em três tipos principais, segundo as condições de sua produtividade: lagos oligotróficos (produtividade baixa), eutróficos (produtividade alta) e distróficos (produtividade intermediária).

A partir do século XX, os limnólogos sugerem vários critérios para a classificação do estado trófico de um lago, conforme a concentração de alguns parâmetros, tais como: fosfato total, clorofila a, nitrogênio, profundidade Secchi e oxigênio dissolvido. Para Volenweider, (1968) *apud* Esteves, (1998), esta classificação pode ser feita em função do nitrogênio inorgânico e do fósforo total, como mostra a tabela 2.3 ou apenas em função dos compostos nitrogenados, conforme tabela 2.2 como já foi mencionada.

TABELA 2.3 – Concentração de fósforo e nitrogênio inorgânico relacionada ao estado trófico de lagos

Estado trófico	Fosfato total (ug/L)	Nitrogênio Inorgânico (ug/L)
Ultra-Oligotrófico	< 5	-
Oligo-Mesotrófico	5 - 10	312 (228 – 392)
Meso-Eutrófico	10 – 30	470 (342 618)
Eu-Politrófico	30 - 100	-
Politrófico	> 100	1.170(420-2.370)

FONTE: VOLLENWEIDER (1968)

2.13 A eutrofização dos ambientes lacustres

A eutrofização dos ecossistemas aquáticos é caracterizada pelo aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, resultando um aumento de suas produtividades. Este processo pode ser natural, correspondendo ao envelhecimento lento e natural do corpo d'água, e artificial, também conhecido como cultural ou antrópico, provocando envelhecimento precoce destes (MASON, 1981 e ESTEVES, 1988 *apud* ESTEVES 1998).

O perigo do fenômeno da eutrofização decorre do fato de que esta é seguida pela transformação profunda do ecossistema aquático do reservatório, provocando conseqüências negativas no que diz respeito à qualidade da água para abastecimento humano. Alguns componentes do fitoplâncton podem afetar potencialmente a qualidade sanitária das águas, seja pela produção do odor e gosto desagradável ou de substâncias tóxicas a outros organismos, inclusive aos seres humanos (ROCHA, 1992).

Em geral, a produção primária é limitado por três fatores: temperatura da água, iluminação necessária para a fotossíntese e alimentação de algas (nutrientes). Os primeiros dois fatores submetem-se à sazonalidade geográfica e não podem ser controlados pelo homem, no entanto, todos estes fatores podem ser influenciados pelas características de uso e ocupação da bacia de drenagem de um reservatório ou lago, pois o aumento da turbidez, em decorrência do período chuvoso e processos erosivos, afeta a penetração da luz no ambiente aquático e aumenta a concentração de nutrientes nos sedimentos, influenciando diretamente a biomassa fitoplanctônica (AMORIM, 2001).

A eutrofização artificial de lagos e reservatórios decorre , principalmente, da ação antrópica. Materiais de origem alóctone são depositados nesses ambientes, principalmente advindos de esgotos domésticos, efluentes industriais e atividades agrícolas, provocando acréscimo de nutrientes e, conseqüentemente, crescimento excessivo da biomassa (AMORIM, 2001).

Segundo Esteves, (1998), a atividade agrícola é, sem dúvida, a principal fonte de fosfatos e nitratos para os ecossistemas lacustres. Seu grau de interferência aumentou consideravelmente a partir de 1942, com a introdução de

superfosfatos utilizados como fertilizantes. As perdas de nutrientes, a partir de terras cultivadas, podem ocorrer pelo escoamento superficial, após as primeiras chuvas, e por percolação de nutrientes solúveis, principalmente nitrogênio, que atingem o lençol freático. Estas perdas dependem da quantidade adicionada ao solo, do tipo e uso do solo, da topografia da região, da natureza da drenagem e da precipitação.

As chuvas podem ser consideradas como fonte significativa de fosfatos e nitratos em locais onde a poluição atmosférica é intensa. O aporte de nutrientes varia de região para região e é fortemente influenciado pelas condições meteorológicas, sendo que, em regiões industrializadas, podem apresentar valores médios elevados de fosfato (aproximadamente 100 mgP/m³) de água de chuva, conforme (ESTEVES,1988).

A eutrofização artificial, envelhecimento precoce do lago, apresenta conseqüências drásticas, principalmente em relação à qualidade da água. A biomassa aumenta e com isto o processo de decomposição utiliza mais oxigênio, provocando anaerobiose. Assim, organismos de metabolismo anaeróbico irão decompor detritos orgânicos no fundo do lago, produzindo gás carbônico, metano e gás sulfídrico. Estes gases prejudicam o desenvolvimento da flora e fauna aquáticas, além de comprometer o uso da água para fins específicos.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Amostragem

A figura 3.1 mostra as coletas das amostras nas águas do açude Gavião, a bordo de uma embarcação pertencente a Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará (COGERH).



FIGURA 3.1 – Coleta de amostras na superfície da coluna d'água do açude Gavião.

Foram coletadas amostras de água do açude Gavião em 4 pontos distintos com periodicidade mensal, durante o período de janeiro de 2005 a dezembro de 2005 ao longo do nível d'água na profundidade de 0,3 m extensão-limite da zona fótica. A escolha dos pontos de coletas nesta zona decorre do fato de que na região superficial da coluna d'água existir luz suficiente para a realização da fotossíntese e por tal razão predominam o fitoplâncton (algas microscópicas e cianobactérias), graças à incidência da luz solar.

Também na superfície d'água, as condições climáticas têm maior influência sobre o aporte de nutrientes que adentram as águas do açude, favorecendo o crescimento intenso de algas. A fixação de nitrogênio é determinada pela presença de compostos inorgânicos nitrogenados, compostos estes resultantes da decomposição da matéria orgânica introduzida no açude pelas fontes internas e externas. Como este processo de fixação requer muita energia para se realizar, tem

grande dependência da radiação solar. Então, procurou-se caracterizar o comportamento deles ao longo da superfície da água.

Além destas razões, foram levados em consideração o interesse e a sugestão da COGERH no monitoramento do nível d'água para fazer o diagnóstico do atual estado trófico do açude Gavião, já que a eutrofização causa prejuízos para os usos a que se destina a água bruta do açude, no caso, abastecimento humano e industrial.

Os pontos foram monitorados durante a estação chuvosa, que permitiu conhecer a carga poluidora, o que proporcionou maior consistência no gerenciamento da qualidade da água do referido açude, e durante a estação seca, período em que o fitoplâncton é incrementado rapidamente, em razão do grande aporte de nutrientes ocorrido no período de chuvas, pelas temperaturas mais altas e pela disponibilidade de luz.

A determinação do número de pontos a serem monitorados foi feita com base na área da bacia hidráulica e importância estratégica de cada um em particular.



FIGURA 3.2 – Embarcação para coleta de amostras

As coletas foram realizadas a bordo de uma pequena embarcação, como mostra a FIGURA 3.2, motorizada e adaptada para este tipo de trabalho, pertencente a COGERH.

3.2 Pontos de Amostragem

A localização dos pontos amostrados levou em consideração a zona de entrada do principal afluente, além de procurar-se distribuir os pontos ao longo dos eixos longitudinais e foram disponibilizados através do mapa georeferenciado do açude Gavião, conforme mostrado na figura 3.3.

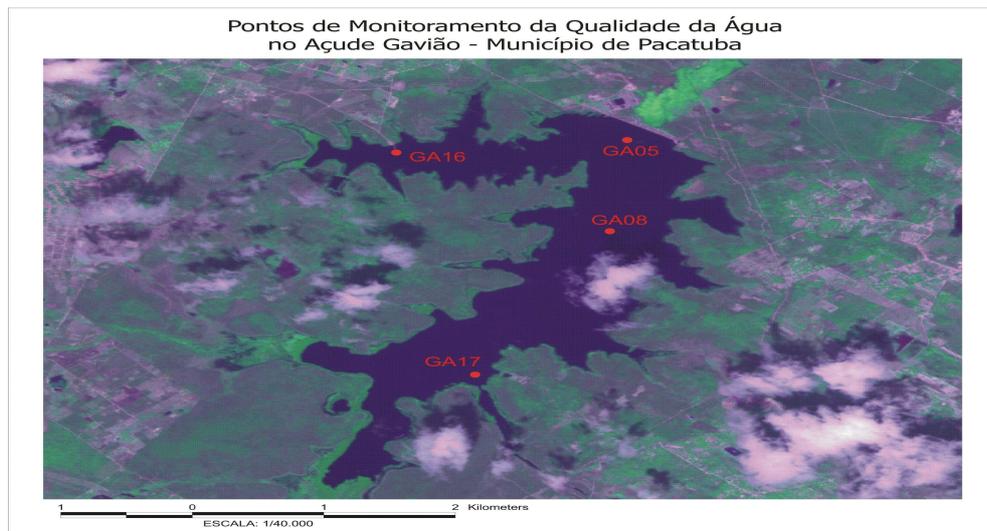


FIGURA 3.3 – Pontos de monitoramento da qualidade da água do açude Gavião, Município de Pacatuba-CE

TABELA 3.1 – Localização dos pontos de coleta

PONTOS DE COLETA	COORDENADAS (UTM)	LOCALIZAÇÃO
 GA 05	X 0549176 (LAT) e Y 9568158 (LOG)	Próximo à estação de tratamento de água da CAGECE
 GA 08	X 05490446 (LAT) e Y 9566976 (LOG)	Meio do açude
 GA 16	X 0547423 (LAT) e Y 9567995 (LOG)	Próximo às bombas de distribuição de água para as indústrias do Distrito industrial de Maracanaú
 GA 17	X 0548020 (LAT) e Y 9565117 (LOG)	Entrada do canal do açude Riachão

A tabela 3.1 ilustra os pontos de monitoramento efetuados no açude Gavião, assim como as coordenadas de identificação e localização.

A figura 3.4 mostra o equipamento de rastreamento de satélite, modelo Garmin 12 chanel, pertencente à COGERH e que foram utilizados para localização dos pontos de coleta.



FIGURA 3.4 – GPS usados para a localização dos pontos de coleta

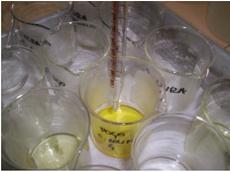
3.3 Metodologia

Todos os frascos utilizados foram de vidro e previamente lavados para coleta de amostras. Os destinados às amostras de fósforo total (P) foram descontaminados por imersão em ácido clorídrico (HCL) 10%, no mínimo por duas horas, enxaguados com água destilada, reservados e bem tampados para serem levados a campo. Para os demais parâmetros, a lavagem foi feita com o enxágue, repetidas vezes, com água destilada. Em todas as amostragens, os frascos foram lavados com a própria amostra e etiquetados. Após coleta, os frascos foram levados contendo as amostras para análise de nutrientes, foram refrigerados em uma caixa térmica (-4°C), existente na embarcação. No desembarque, foram mantidas refrigeradas até a chegada ao Laboratório de Química Ambiental, onde foram congeladas em um freezer (-18°C), na Divisão de Química do Núcleo de tecnologia do Ceará (NUTEC), onde permaneceram neste estado até o momento da análise.

Para a realização das análises, utilizou-se água destilada ou deionizada. Foram empregados reagentes P.A., para preparo de soluções e utilização direta, em todas as análises dos parâmetros citados, guardando-se o máximo cuidado com o manejo e descontaminação de toda a vidraria utilizada.

A tabela 3.2 apresenta os métodos e as referências para as análises dos parâmetros estudados.

TABELA 3.2 – Métodos utilizados para determinação dos parâmetros considerados para o açude gavião.

Figura	Parâmetros	Métodos	Referências
	Amônia (NH ₄ -N mg/L)	4500 NH ₃ – C colorimétrico Nessler	APHA-AWWA-WPCF
	Nitrito (NO ₂ -N mg/L)	4500 NO ₂ – B colorimétrico N- naftil	APHA-AWWA-WPCF
	Nitrato (NO ₃ -N mg/L)	Colorimétrico salicilato sódico	J.RODIER
	Fósforo total (P mg/L)	4500 P – E colorimétrico ácido ascórbico	APHA-AWWA-WPCF
	pH (25°C)	4500 H ₊ B eletrométrico	APHA-AWWA-WPCF
	Cloretos (mgCl ⁻ /L)	4500 Cl ⁻ B titulometria	APHA-AWWA-WPCF
	NitrogênioTotal (mgNT/L)	HACH DR/2500 nitrogen, total spectrophotometer persulfate digestion method	APHA-AWWA-WPCF

3.4 Análise estatística

As amostras foram analisadas, sempre com amostras em duplicata no lote, e uma curva de calibração sempre acompanhava o lote de amostra a ser analisado, quando do método espectrofotométrico.

Em todos os parâmetros estudados, foram feitos uma estatística descritiva e o teste One-Way ANOVA para auxiliar na caracterização do efeito da sazonalidade e homogeneidade do açude, quanto aos valores de concentrações desses parâmetros, verificando-se se havia diferenças estatísticas significativas entre as médias das concentrações, para cada variável, num mesmo ponto (homogeneidade) e, entre as várias coletas (sazonalidade), ao nível de significância de 0,05 (VIEIRA, 1999). Os programas de computador usados na estatística foram o origin para o teste One-Way Anova, para os dendogramas foi utilizado o Statística 6.0 e para as matrizes de correlações o SPSS 10.0 for windows.

Os resultados obtidos neste trabalho, também foram tratados por intermédio de análises estatísticas de agrupamento, método de Ward, que tem como medida de similaridade a distância euclidiana, com o objetivo de identificar possíveis grupos homogêneos de amostras, para detectar variáveis semelhantes (MELO JÚNIOR, 1997).

Para Light (1998), este tipo de análise se inicia com o processo de encontrar pares de amostras semelhantes entre si, na qual forma-se um grupo inicial e todas as outras serão comparadas com este grupo. Se alguma amostra for semelhante a aquela já agrupada, ela será adicionada ao grupo inicial; caso contrário, um novo grupo será formado. Esse processo continuará até que todas as amostras seja incluídas em um só grupo. Essa medida de similaridade será mostrada graficamente, em agrupamentos, através de dendogramas, dos resultados.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A região em estudo limita-se ao açude Gavião, Município de Pacatuba, na região semi-árida do Nordeste do Brasil, Estado do Ceará, onde o regime hidrológico é caracterizado por um balanço hídrico negativo. A situação torna-se mais crítica quando da ocorrência de períodos secos prolongados.

O comprometimento dos recursos hídricos do Estado adquire caráter ainda mais dramático, quando se considera a natureza intermitente da maioria dos seus rios e, conseqüentemente, suas pequenas capacidades de assimilação. No caso dos reservatórios, a necessidade de se conhecer a magnitude e natureza dos impactos antrópicos negativos sobre a qualidade de suas águas torna-se ainda mais crucial e urgente, já que o regime lântico é propulsor de fenômenos como eutrofização e salinização (FREIRE PAULINO, 2001a).

Esta situação foi avaliada por meio da determinação das concentrações médias mensais e semestrais dos compostos inorgânicos nitrogenados, amônia, nitrato, nitrito, nitrogênio total e fósforo total, ao longo da superfície da coluna d'água do açude Gavião durante o ano de 2005, durante o período chuvoso, nos meses de janeiro a junho de 2005 e durante o período seco, de julho a dezembro de 2005, em quatro diferentes pontos de coleta. Também foram determinados os valores médios semestrais de pH e salinidade. Os resultados médios mensais obtidos foram interpretados de acordo com as variações das condições climáticas ocorridas durante o mês.

A análise das condições climáticas tem como base referencial os parâmetros meteorológicos a partir de dados da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME).

A tabela 4.1 apresenta os valores das concentrações médias mensais dos parâmetros investigados e suas variações como conseqüência das mudanças das condições climáticas durante os dois períodos estudados durante o ano de 2005.

TABELA 4.1 – gráficos dos fatores climáticos por período

FATOR CLIMÁTICO	PERÍODO CHUVOSO	PERÍODO SECO
PRECIPITAÇÃO	<p>PRECIPITAÇÃO NO PERÍODO CHUVOSO</p> <p>mm</p> <p>MESES</p> <p>← PRECIPITAÇÃO CH</p>	<p>PRECIPITAÇÃO NO PERÍODO SECO</p> <p>mm</p> <p>MESES</p> <p>← PRECIPITAÇÃO SC</p>
TEMPERATURA	<p>TEMPERATURA NO PERÍODO CHUVOSO</p> <p>°C</p> <p>MESES</p> <p>← TEMPERATURA CH</p>	<p>TEMPERATURA NO PERÍODO SECO</p> <p>°C</p> <p>MESES</p> <p>← TEMPERATURA SC</p>
VELOCIDADE DOS VENTOS	<p>VEL.DOS VENTOS NO PERÍODO CHUVOSO</p> <p>m/s</p> <p>MESES</p> <p>← VEL.DOS VENTOS CH</p>	<p>VEL.DOS VENTOS NO PERÍODO SECO</p> <p>m/s</p> <p>MESES</p> <p>← VEL.DOS VENTOS SC</p>
RADIAÇÃO	<p>RADIAÇÃO SOLAR NO PERÍODO CHUVOSO</p> <p>Kj/m²</p> <p>MESES</p> <p>← RADIAÇÃO SOLAR CH</p>	<p>RADIAÇÃO SOLAR NO PERÍODO SECO</p> <p>Kj/m²</p> <p>MESES</p> <p>← RADIAÇÃO SOLAR SC</p>

No período chuvoso, de alta pluviosidade e primeiro período (janeiro/05 a junho/05) das coletas de amostras, ocorre um incremento de nutrientes, a superfície da água esfria, ocasionando menor estratificação térmica e, em consequência, um revolvimento da massa d'água (inversão térmica).

No período seco, de ventos fortes e ausência de chuvas, inclui a segunda fase de coletas das amostras de julho de 2005 a dezembro de 2005. Nesse tempo, em virtude da elevação da temperatura, ocorre uma estratificação térmica.

As concentrações médias mensais e semestrais dos parâmetros em estudo, amônia, nitrito, nitrato, nitrogênio total e fósforo total obtidas nos quatro pontos de coletas considerados, constam nas tabelas e nas figuras seguintes para

serem mais bem interpretados com a distribuição de cada parâmetro. Com as informações geradas, foi possível comparar os resultados com os valores máximos permitidos pela Resolução do Conama nº 357 (BRASIL, 2005), órgão que rege os níveis aceitáveis de qualidade da água e também com a Portaria nº 518 (BRASIL, 2004).

Na figura 4.1 pode-se observar algumas das atividades antrópicas que contribuem para degradação da qualidade da água do açude Gavião, localizado no estado do Ceará.



Presença de animais nas margens do açude



Presença de pescadores nas margens do açude



Várias são as atividades exercidas dentro da área de domínio do açude, sendo a principal a exploração agropecuária. A degradação da qualidade da água do açude inclui o carreamento do aporte dos nutrientes oriundos destas atividades. A avaliação destes parâmetros tornou-se um dos pontos mais importantes deste trabalho, com a determinação e comparação das concentrações médias mensais e semestrais dos compostos inorgânicos nitrogenados nitrato, nitrito, amônia e do fósforo total ao longo da superfície da coluna d'água.

4.1 Salinidade da água

Para classificação da água do açude segundo a salinidade e conforme Resolução Conama nº 357 (BRASIL, 2005) que adota a definição de águas doces para águas com salinidade igual ou inferior a 0,5 ‰, concluiu-se que a água do açude Gavião é definida como água doce, segundo cálculo da salinidade por intermédio da média anual da concentração dos íons cloretos. Os resultados para os dois períodos de estudo estão apresentados na tabela 4.2.

TABELA 4.2 – Concentrações de sais nas águas do açude Gavião.

Período	Salinidade (‰)	Cloretos (mg de Cl/L)
Chuvoso	0,1437	80,28
Seco	0,1885	105,58

A concentração de sais minerais dissolvidos na água é expressa como salinidade, que corresponde ao peso, em gramas, dos sais presentes em 1000 g de água. Entre os principais íons responsáveis pela formação de sais em água interiores, destacam-se os cátions cálcio, magnésio, sódio e potássio e os ânions bicarbonato, cloreto e sulfato. A maneira mais correta de se determinar a salinidade da água é quantificar a concentração de cada sal, separadamente, e então efetuar o somatório final. Em razão de inúmeras dificuldades deste procedimento, na prática, a salinidade é determinada por meio de aparelhos (condutivímetros) ou por fórmulas, que consideram, sobretudo, a concentração de cloretos. Os resultados de salinidade são expressos em unidade de peso por volume (mgL^{-1}). Recentemente, o símbolo (‰) foi substituído por 10^{-3} (KNUDSEN; STRICKLAND; PARSONS, 1960 *apud* ESTEVES, 1998).

A grande diferença entre os valores de salinidade nos ecossistemas aquáticos continentais é resultante de vários fatores, dentre eles a composição das rochas e dos solos das bacias de drenagem; a influência das águas subterrâneas e marinhas (lençol freático, aerossol marinho) e o balanço entre a evaporação e a precipitação (ESTEVES, 1998), podendo, então, a concentração natural de sais ser fortemente influenciada pela formação geológica em que o corpo d'água está suportado (ROCHA, 2006).

Nem sempre a salinidade dos corpos d'água é decorre de concentrações elevadas de sódio e cloreto. Em regiões áridas ou semi-áridas, onde a precipitação não é suficiente para formar um sistema hidrográfico superficial para carrear os sais

para o mar, pode haver a salinização de rios e lagos (ESTEVEES, 1998). No período chuvoso, observa-se uma redução da salinidade, em virtude do efeito de diluição das chuvas.

4.2 Estudos dos nutrientes

Os nutrientes mais importantes são o nitrogênio e o fósforo total, incorporados aos organismos e envolvidos na nutrição. Além desses compostos, ressaltam-se o silício (não mensurado), que faz parte da construção das carapaças das diatomáceas, principais constituintes de fitoplâncton. Foram mensurados, dentre os nutrientes o fósforo total e os compostos inorgânicos nitrogenados - nitrato, nitrito e amônia, que fazem parte do ciclo do nitrogênio.

A amônia, o nitrito e o nitrato são compostos diretamente relacionados com os processos de produção e decomposição. Em consequência, sua distribuição na coluna d'água é função destes processos que, por sua vez, são influenciados pelo comportamento térmico da massa d'água.

A fonte de nitrogênio é interna, quando os nutrientes são reciclados em função de condições climatológicas locais, hidrodinâmica e físico-química da água armazenada. A fonte de nitrogênio pode ser a atmosfera.

As fontes de nutrientes dependem de períodos, anos, localização e formas construtivas dos reservatórios. Para a biota aquática, os mais importantes nutrientes são amônia e fósforo alóctone.

As cianófitas são as principais excretoras de compostos nitrogenados. A fixação de nitrogênio por algas cianófitas (principais fixadoras de N) depende da oferta, pelo meio de compostos inorgânicos nitrogenados (fixam N em presença de nitrato e amônia). O processo requer muita energia e tem grande dependência da radiação solar. As bactérias também podem fixar nitrogênio e em certos compartimentos do sistema podem ser relevantes. As fotossintetizantes habitam a coluna d'água.

As condições climáticas têm grande influência na concentração dos compostos inorgânicos nitrogenados (ESTEVEES, 1998). O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos. Esta relevância decorre, principalmente, da sua participação na formação de proteínas,

um dos componentes básicos da biomassa. Quando presente em baixas concentrações, pode atuar como fator limitante na produção primária de ecossistemas aquáticos.

A chuva, o material orgânico e inorgânico, de origem alóctone, e a fixação de nitrogênio molecular dentro do próprio lago são as principais fontes naturais de nitrogênio (ESTEVEZ, 1998).

No meio aquático, o nitrogênio pode ser encontrado nas seguintes formas: nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão), amônia (NH_4), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) (SILVA, 2003).

Na figura 4.2 está ilustrado as variações das concentrações médias mensais do nitrogênio total ao longo da superfície da coluna d'água durante o período seco.

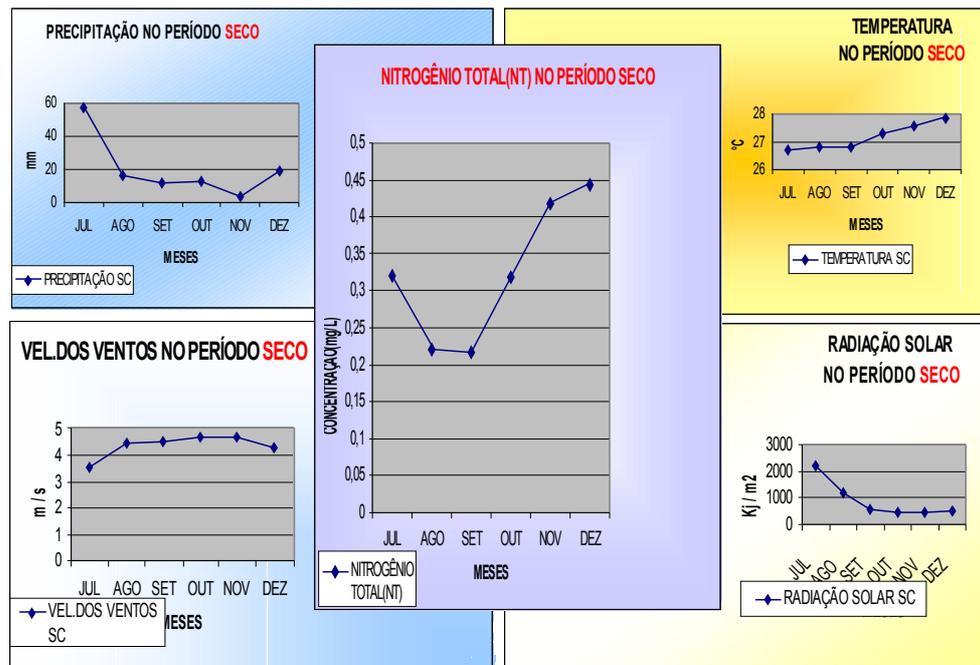


FIGURA 4.2 – Gráfico das concentrações médias mensais de nitrogênio total x condições climáticas durante o período seco.

Observa-se que durante o período seco, ocorre um incremento nos níveis de nitrogênio total na superfície da coluna d'água, enquanto durante o período chuvoso, ocorre uma redução, como é mostrado na figura 4.3.

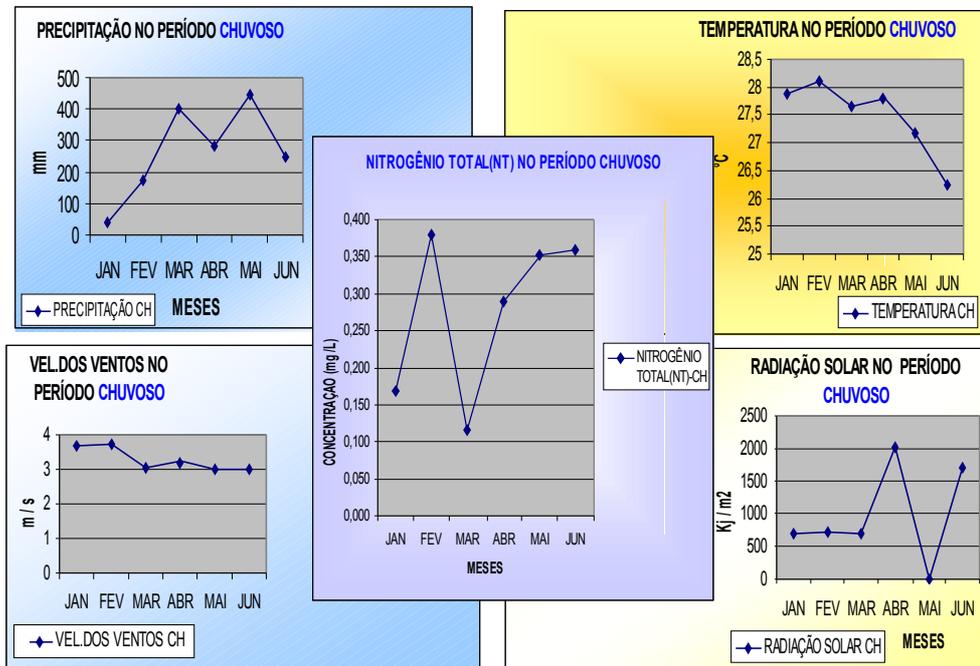


FIGURA 4.3 - Gráfico das concentrações médias semestrais de nitrogênio total x condições climáticas no período chuvoso.

O nitrogênio está presente nos ambientes aquáticos sob várias formas: nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+). As principais fontes de nitrogênio nos corpos hídricos podem ser de origem natural - como chuvas, erosão, excrementos de animais, vegetais e animais em decomposição etc, e artificial como o uso de fertilizantes no solo, que podem ser arrastados pelas enxurradas para um corpo hídrico, sendo este um dos mais perigosos e significativos (ESTEVES, 1998).

4.2.1 Avaliação do nitrato (NO_3^-)

Dentro do ciclo do nitrogênio na biosfera, o nitrato é uma das formas do nitrogênio encontrado no meio aquático, composto final da oxidação de materiais orgânicos. O íon nitrato é absorvido, em ambientes aeróbicos, por plantas, algas e bactérias e, uma vez dentro das células, é reduzido por intermédio de um processo

que envolve enzimas, entre elas, o nitrato redutase, as formas aminadas, que são, pois usadas em processos metabólicos (ESTEVES, 1992).

Além da assimilação do íon nitrato, via redução do amônio, quando este é utilizado em sínteses orgânicas, existe outra forma em que o nitrato funciona como receptor de elétrons, obtendo-se na primeira etapa óxidos de nitrogênio (N_2O e NO) e finalmente nitrogênio gasoso (N_2). Este processo chama-se desnitrificação, e requer um suplemento de compostos orgânicos, oxidados durante a redução do nitrogênio do íon nitrato (ESTEVES, 1992).

Estudos realizados por Reddy e Patrick (1976) *apud* Esteves (1998) comprovaram que a reação de desnitrificação em ambientes aquáticos requer condições anóxicas e é mais ativa em pH entre 5,8 e 9,2, de acordo com (DELWICHE e BRYAN, 1976 *apud* ESTEVES, 1998).

O aumento da concentração desse elemento na água decorre principalmente, os esgotos de origem doméstica. Para a água doce, classe 1, a Resolução Conama nº 357 (BRASIL, 2005) admite a presença de nitratos em concentração de até 10,0 mg/L. Teores elevados de nitrato estão associados à doenças como a meta-hemoglobinemia (síndrome do bebê azul), doença infantil que provoca a descoloração da pele, no entanto, esses teores elevados podem ser úteis na irrigação, fornecendo o nitrogênio aos vegetais.

A figura 4.4 mostra os valores das concentrações médias mensais do nitrato na superfície da coluna d'água do açude Gavião e suas variações com as condições climáticas durante o período chuvoso.

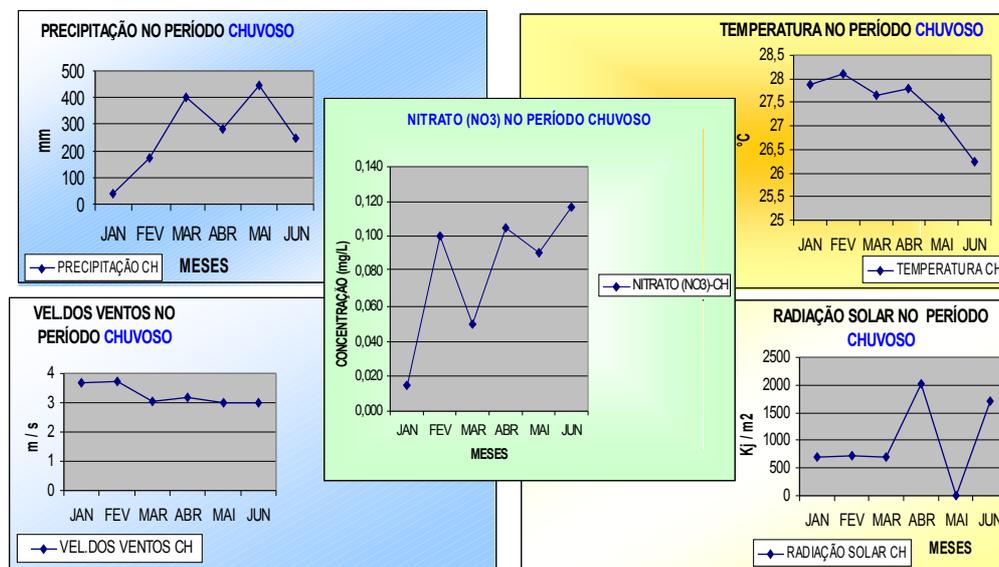


FIGURA 4.4 - Gráfico das concentrações médias mensais de nitrato x condições climáticas no período chuvoso.

As variações das concentrações médias mensais na superfície da coluna d'água de nitrato durante o período seco, em consequência das mudanças das condições climáticas estão ilustradas na figura 4.5.

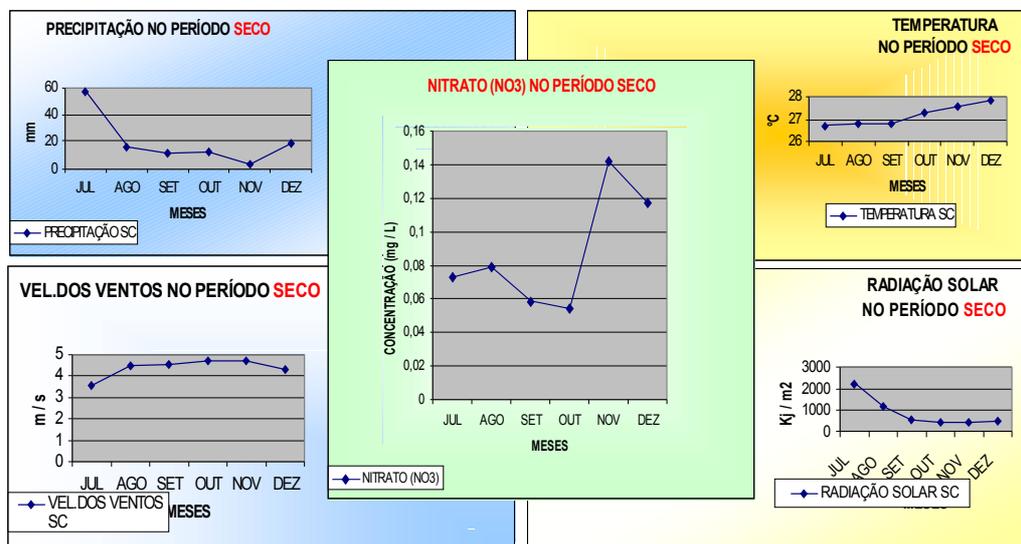


FIGURA 4.5 - Gráfico das concentrações médias mensais ao longo da coluna d'água de nitrato x condições climáticas durante o período seco.

A tabela 4.3 ilustra as concentrações médias mensais e as concentrações médias semestrais do nitrato nos dois períodos de coleta.

TABELA 4.3 – Concentrações médias mensais e semestrais de nitrato no açude Gavião, determinado no período de janeiro a dezembro de 2005.

Período	MESES						MÉDIA
	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	
chuvoso	0,015	0,100	0,05	0,105	0,091	0,117	0,080
seco	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.	0,087
	0,073	0,079	0,058	0,054	0,142	0,117	

Nesta pesquisa, embora todos os resultados estejam dentro do limite estabelecido pela Resolução Conama nº 357 (BRASIL,2005) isto não assegura a ausência de degradação da qualidade da água do açude. Nesta pesquisa, verificou-se que a concentração média mensal é maior no período seco em virtude da maior velocidade dos ventos, favorecendo a oxidação das fontes de nitrogênio a nitrato. Observou-se inclusive a formação de ondas no açude Gavião.

Em estudos desenvolvidos por Ferreira (2004), no período chuvoso, as concentrações de nitrato reduziram pelo menor teor de oxigênio dissolvido (não

mensurado nesta pesquisa) nas águas do açude, período considerado de ventos fracos. Enquanto isso, segundo a mesma autora, no período seco, os ventos fortes e constantes propiciam a mescla e oxigenação de toda a coluna d'água e, conseqüentemente, a oxidação total das fontes de nitrogênio a nitratos, também em concordância com esta pesquisa.

4.2.2 Avaliação do nitrito (mg de $\text{NO}_2\text{-N/L}$)

O nitrito é a forma intermediária de oxidação do nitrogênio e se encontra na fase entre a amônia (forma mais reduzida) e o nitrato (forma mais oxidada) (ESTEVES, 1998). Este composto, constituído essencialmente de proteína, é, principalmente, encontrado em fezes, esgotos e restos de alimentos. O nitrogênio é um elemento indispensável para o crescimento da algas e, quando em elevadas concentrações, pode conduzir a um crescimento exagerado desses organismos, processo chamado de eutrofização (COSTA, 1998). A figura 4.6 apresenta as concentrações médias mensais de nitrito ao longo da superfície da coluna d'água do açude Gavião e suas alterações com as mudanças das condições climáticas.

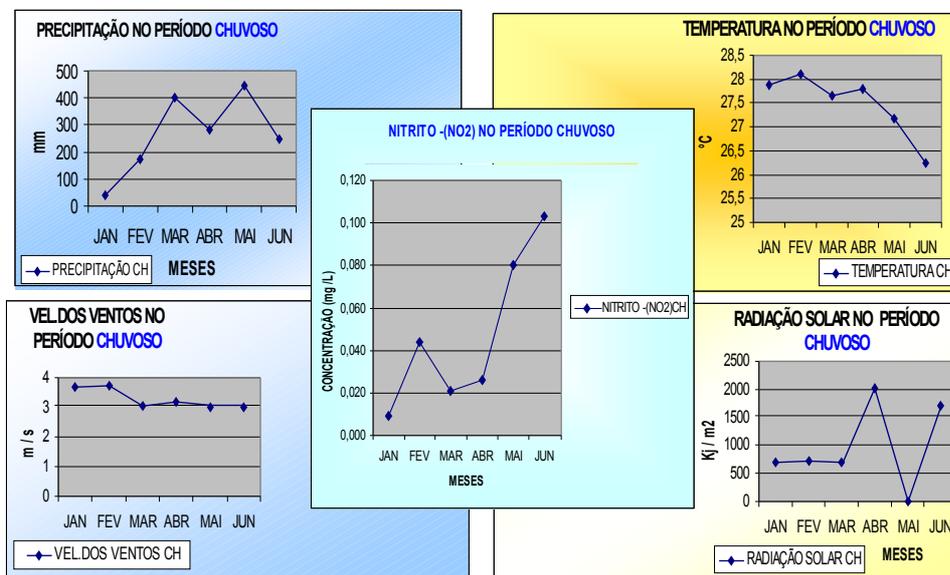


FIGURA 4.6 - Gráfico das concentrações médias mensais de nitrito x condições climáticas durante o período chuvoso.

As concentrações médias mensais e semestrais de nitrito obtidas ao longo da superfície da coluna d'água, durante os dois períodos estudados, estão apresentados na Tabela 4.4.

TABELA 4.4 – Concentrações médias mensais e semestrais de nitrito no açude Gavião determinadas no período de janeiro a dezembro de 2005.

CONCENTRAÇÃO (mg de NO ₂ -N/L)	MESES						MÉDIA
	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	
Período chuvoso	0,009	0,044	0,021	0,026	0,080	0,103	0,047
Período seco	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.	0,042
	0,046	0,042	0,030	0,046	0,050	0,040	

Observa-se que, no período chuvoso, a concentração média semestral de nitrito é maior do que a concentração média semestral de nitrito no período seco. Este fato pode ser explicado pelo aporte de nutrientes carregados pelas chuvas e pelas reações de decomposição da matéria orgânica, atestando a existência de poluição orgânica recente, que foi verificado nesta pesquisa, por ocasião das coletas nas proximidades do canal do Riachão. Neste ponto, GA-17, a cor da água torna-se escura e há aumento da turbidez (não mensurada). O nitrito presente na água é considerado como produto intermediário dos processos microbiológicos da redução do nitrato em baixos níveis de oxigenação ou da oxidação da amônia. Em águas naturais e condições favoráveis, as concentrações de nitrito podem ser superiores a 0,092 mgN-NO₂⁻/L (CRA, 2000). Nesta pesquisa no mês de junho foi encontrado um valor médio mensal de 0,103 mgN-NO₂⁻/L, período chuvoso, confirmando poluição recente ocasionada pelas chuvas. Em ambientes oxigenados, o nitrito é encontrado em baixas concentrações. Ainda, segundo Esteves (1998), o nitrito é encontrado em baixas concentrações, notadamente em ambientes oxigenados, como coluna d'água e superfície do sedimento. Altas concentrações deste íon são encontradas em ambientes anaeróbicos, como o hipolímnio (camada inferior da coluna d'água e que não foi estudada nesta pesquisa) de lagos eutróficos em períodos de estratificação térmica. Nesta pesquisa os estudos foram investigados horizontalmente ao longo da superfície da coluna d'água (epilímnio).

O fitoplâncton pode assimilar nitrito, em caso de escassez de íon amônio e nitrato. Em altas concentrações, o nitrito é extremamente tóxico à maioria dos organismos aquáticos (McCARTHY & GOLDMAN *apud* ESTEVES 1998).

De acordo com a Resolução Conama nº 357 (BRASIL, 2005) o limite tolerável para taxa de nitrito é de 1,0 mgN-NO₂-/L para todas as classificações de águas doces. Tanto no período chuvoso, como no seco, as concentrações médias mensais e semestrais estão dentro do limite permitido pela referida resolução e de acordo com a Portaria nº 518 (BRASIL, 2004) que estabelece o mesmo valor para águas potáveis. A figura 4.7 mostra os valores das concentrações médias mensais durante o período seco.

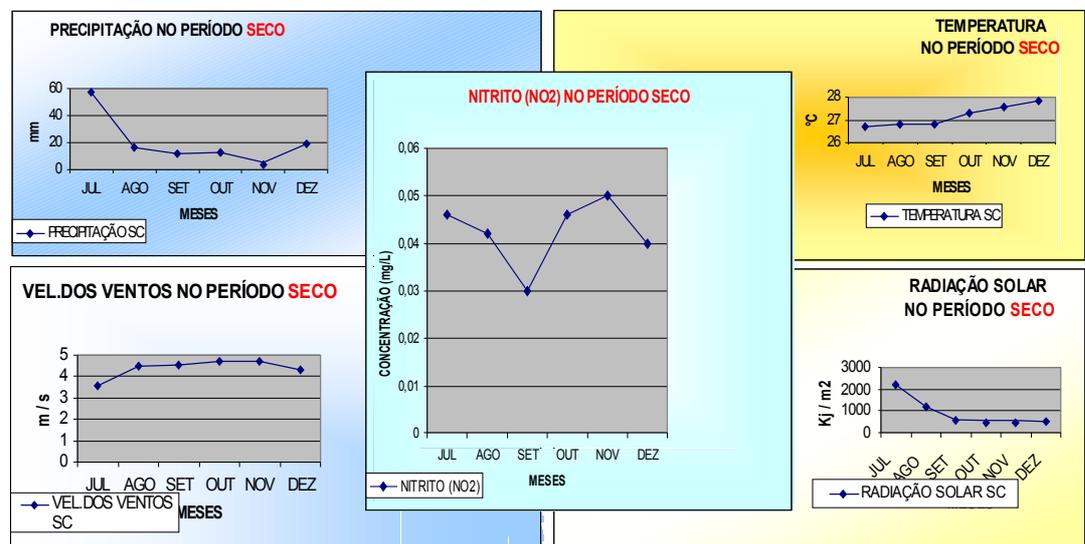


FIGURA 4.7 - Gráfico das concentrações médias mensais de nitrito x condições climáticas durante o período seco.

No entanto, Logan (1965) afirma que a presença de íons nitrito, mesmo em quantidades muito pequenas, indica indício de um processo biológico ativo, levantando suspeita de poluição por matéria orgânica.

4.2.3 Estudo do nitrogênio amoniacal (NH_3)

O nitrogênio amoniacal (NH_3) é uma forma instável de nitrogênio. Tanto pode ser de origem natural, sendo constituinte de proteínas e clorofila, como de procedência antropogênica dos despejos domésticos e industriais, excrementos de animais e fertilizantes (DERISIO, 2000). Sua presença pode ser constatada em águas com pouco oxigênio dissolvido, onde bactérias especializadas transformam nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) em amônia (NH_3) e, posteriormente, em sais que serão aproveitados por fungos e vegetais superiores (COSTA, 1998). A figura 4.8 ilustra as concentrações médias mensais de amônia ao longo da superfície da coluna d'água e suas variações com as mudanças climáticas durante o período chuvoso.

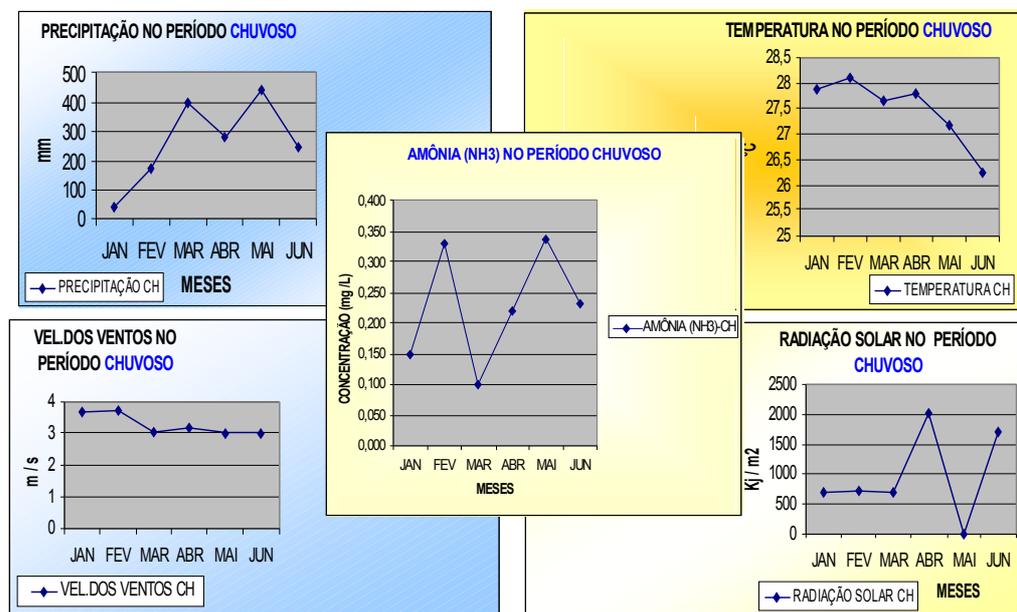


FIGURA 4.8 - Gráfico das concentrações médias mensais de amônia x condições climáticas durante o período chuvoso.

Na tabela 4.5 são apresentadas as concentrações médias mensais e semestrais da amônia nos dois períodos em estudo.

TABELA 4.5 – Concentrações médias mensais e semestrais de nitrogênio amoniacal no açude Gavião determinado no período de janeiro a dezembro de 2005.

CONCENTRAÇÃO (mg de NH ₃ -N/L)	MESES						MÉDIA
	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	
Período chuvoso	0,150	0,532	0,100	0,222	0,339	0,233	0,229
Período seco	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.	0,226
	0,293	0,146	0,200	0,197	0,320	0,400	

Comparando-se as concentrações médias semestrais, observa-se que concentração média semestral de amônia é maior no período chuvoso. Este fato decorre da entrada de nutrientes no açude pelas chuvas e da amonificação que é a formação de amônia (NH₃) durante o processo de decomposição da matéria orgânica particulada e dissolvida. A amônia formada resulta da decomposição tanto aeróbia como anaeróbia da parte nitrogenada da matéria orgânica por organismos heterotróficos (ESTEVES, 1998). Ainda no período chuvoso, especialmente em valores de pH de ácido a neutro, em meio aquático, a amônia formada é instável, sendo convertida por hidratação a íon amônio ($\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$).

Na figura 4.9 pode-se ver as concentrações médias mensais de amônia ao longo da superfície da coluna d'água e suas variações com as condições climáticas durante o período seco.

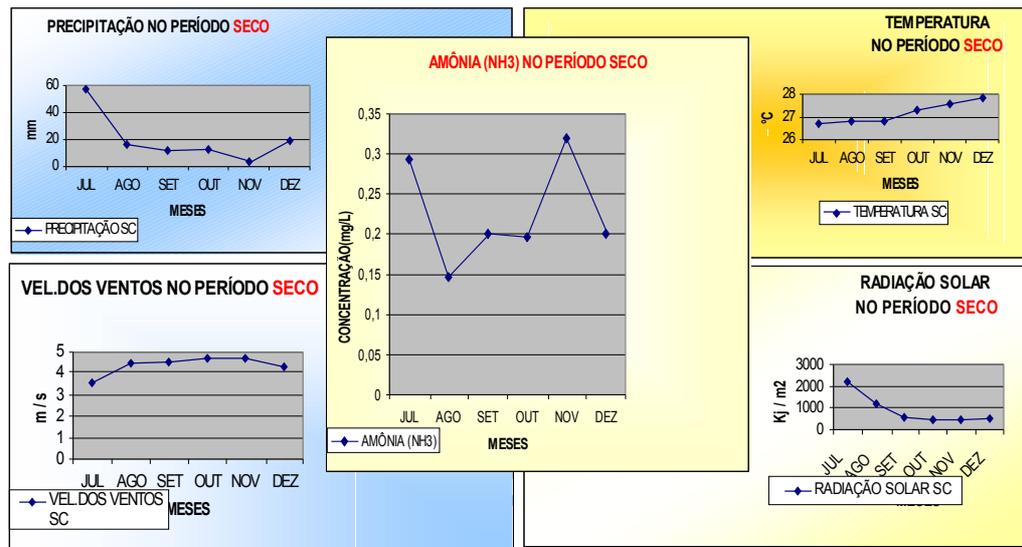


FIGURA 4.9 - Gráfico das concentrações médias mensais de amônia x condições climáticas durante o período seco.

Durante o período seco, quando os ventos fortes favorecem a oxigenação da massa de água, a amônia é oxidada a nitrato. Também é a principal fonte de nitrogênio para as algas *P. agardhii* (FERREIRA, 2004). No meio aquático, durante o período seco e quando o pH fica alcalino, uma parte da amônia formada difunde-se para a atmosfera (ESTEVES, 1998). Nesta pesquisa, de acordo com o valor da média semestral do pH, durante o período seco foi alcalino, o que favoreceu a perda de amônia para atmosfera, pela transformação em amônia gasosa.

4.3 Resultados do potencial hidrogeniônico (pH)

Os valores médios semestrais ao longo da superfície da coluna d'água de pH observados nas águas do açude Gavião, durante os períodos chuvoso e seco, estão demonstrados na tabela 4.6. Nesta pesquisa, o valor do pH torna-se menos alcalino pela influência das chuvas carreando nutrientes para o açude Gavião.

TABELA 4.6 – Potencial hidrogeniônico (pH)

PERÍODOS	VALORES DE pH
Chuvoso	7,81
Seco	8,24

Estudos realizados por Ferreira (2004), também estão de acordo com estes resultados. A mesma autora concluiu que durante o período de chuvas, o pH varia de levemente alcalino a levemente ácido, em virtude das reações de decomposição da matéria orgânica em decorrência da grande liberação de nutrientes.

O pH expressa o equilíbrio entre os íons H^+ e íons OH^- , apresenta uma variação de 0 a 14, sendo 7,0 o valor considerado como neutro, em que de a concentração de H^+ é igual à concentração de OH^- . Quando ocorre predominância de íons H^+ , há valores menores do que 7,0, sendo assim chamado de pH ácido. No caso de predominar íons OH^- o pH será maior que 7,0 e tem-se o pH básico (DERISIO, 2000).

Via de regra, valores baixos de pH estão associados à contribuição do solo e rochas vulcânicas, enquanto valores elevados estão associados à eutrofização e proliferação de algas. O valor máximo estabelecido pela Resolução nº 357 do Conama (BRASIL, 2005) é de $6,0 \leq pH \leq 9,0$. Enquanto que o valor máximo permitido pela Portaria nº518 (BRASIL, 2004) estabelece $6,0 \leq pH \leq 9,5$.

Em lagos de regiões tropicais, parece não haver relação muito forte entre a concentração de amônia e a produtividade, mas sim com a duração da estratificação térmica. Durante a estratificação térmica da massa d'água, as concentrações são mais baixas do que no decursado período de circulação, tanto no epilímnio como no hipolímnio. No hipolímnio, no final de um período em condições anaeróbicas, ocorre grande quantidade de amônia. Com a oxigenação do meio, dá-se início a intensa nitrificação. Observa-se um declínio da biomassa e o pH torna-se de alcalino a levemente ácido. Em pH ácido e neutro, está presente íon amônio (NH_4^+) e, em pH alcalino, amônia (NH_3).

Se o pH é maior do que 9,0 a temperatura é maior do que $26^\circ C$ e o potencial de oxi-redução é baixo, haverá formação de amônia gasosa, que se expande para a atmosfera. Nesse caso, a concentração de amônia será menor.

Conforme estudos realizados por Esteves (1998), em limnologia, quando se encontram referências sobre a concentração de amônia, na maioria dos casos, estão englobadas as concentrações das duas formas de nitrogênio amoniacal (NH_3 e NH_4^+). O íon NH_4^+ é muito importante para os organismos produtores, especialmente porque sua absorção é mais viável. Para este íon, não há necessidade de redução no interior da célula, como ocorre com o nitrato, que é

reduzido pelo nitrato-redutase até amônia. Sua concentração nas camadas onde se encontra o fitoplâncton é, geralmente, muito baixa.

Altas concentrações do íon amônio podem ter grandes implicações ecológicas, como, por exemplo, influenciando fortemente a dinâmica de oxigênio dissolvido do meio. Dentro do ciclo do nitrogênio, a amônia é tóxica aos peixes, sendo produzida como primeiro estágio da decomposição do nitrogênio orgânico (COSTA, 1998).

De acordo com os limites estabelecidos pela Resolução Conama nº 357 (BRASIL, 2005), as concentrações de amônia em diferentes valores de pH, para os períodos chuvoso e seco, não excedem os padrões permitidos para as quatro classes de água doce. Mas, em um corpo d'água, a determinação da forma predominante do nitrogênio fornece informações sobre o estágio de poluição orgânica, indicando que esta é recente (SEMACE, 2003).

4.4 Avaliação do fósforo total

O fósforo apresenta-se na água, principalmente, nas formas de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico. Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico, sem necessidade de conversões à forma mais simples. As formas em que os ortofosfatos se apresentam na água são (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , $\text{H}_2\text{PO}_4^{+}$ e H_3PO_4 , dependendo do pH, sendo mais comum na faixa usual de pH, o HPO_4^{2-} . Os polifosfatos são moléculas mais complexas, com dois ou mais átomos de fósforo. O fósforo orgânico é, normalmente, de menor importância (COSTA, 1998). Na maioria das águas continentais o fósforo é o principal fator limitante de sua produtividade, Além disso, tem sido apontado como principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas (ESTEVEZ, 1998).

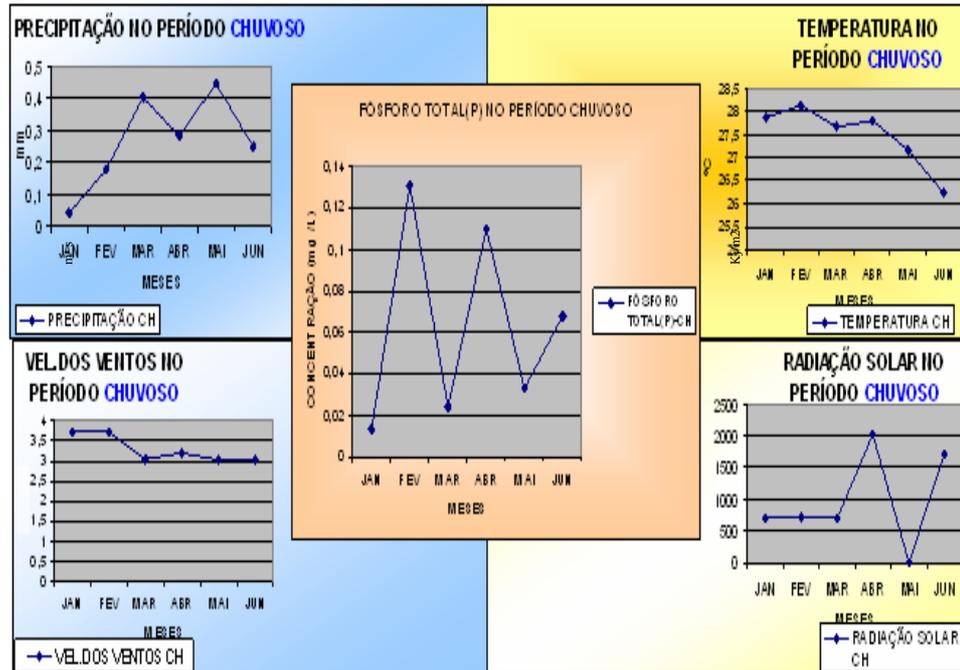


FIGURA 4.10 - Gráfico das Concentrações médias mensais de fósforo total x condições climáticas durante o período chuvoso.

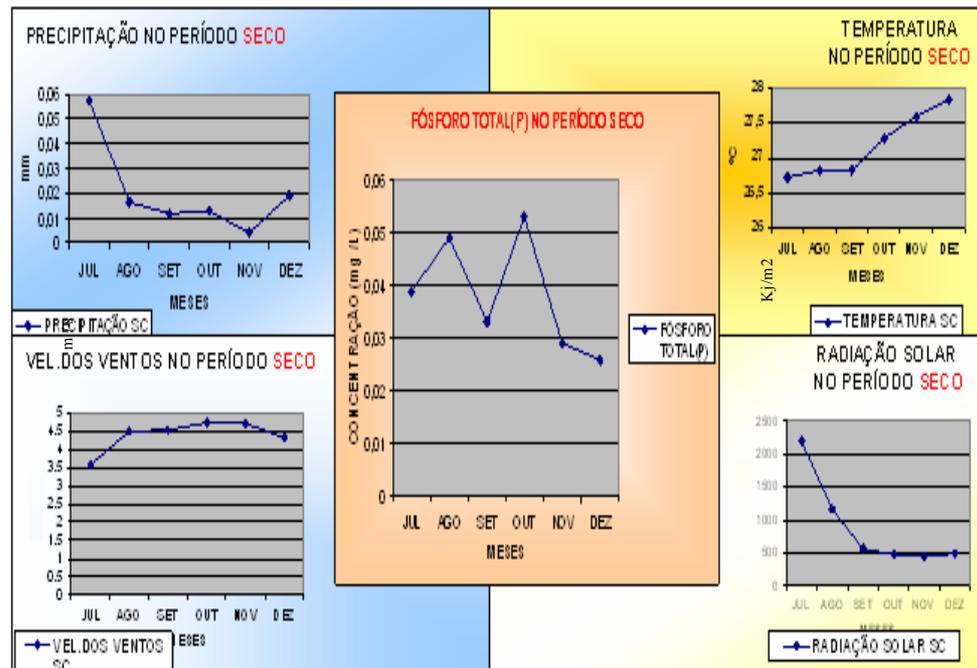


FIGURA 4.11 - Gráfico das concentrações médias mensais de fósforo total x variáveis climáticas durante o período seco

A origem do fósforo pode ocorrer pela dissolução de compostos do solo e pela decomposição da matéria orgânica. A origem antropogênica do fósforo pode se

dar por despejos domésticos, despejos industriais, detergentes, excrementos de animais, fertilizantes entre outras.(ESTEVEES, 1992).

A Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) estabelece um limite de 0,020 mg de PT/L para fósforo total (ambiente lêntico) para águas doces de classe 1. A Portaria do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004) não estabelece limites para o fósforo total.

As concentrações médias mensais e semestrais ao longo da superfície da coluna d'água de fósforo para os dois períodos da pesquisa, são apresentadas na tabela 4.7.

TABELA 4.7 – Concentrações médias mensais e semestrais de fósforo total no açude Gavião determinado no período de janeiro a dezembro de 2005.

CONCENTRAÇÃO (mg de PT/L)	MESES						MÉDIA
	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	
Período chuvoso	0,013	0,131	0,024	0,110	0,028	0,068	0,062
Período seco	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.	0,038
	0,039	0,049	0,033	0,053	0,029	0,026	

A concentração média do período chuvoso do Fósforo total encontrada de 0,062 mg P/L, excede o limite permitido pela Resolução nº 357 (BRASIL, 2005) para águas doces de classe 1, de onde pode-se concluir que o fósforo está contribuindo para eutrofização do açude Gavião. No período chuvoso, a concentração de fósforo é incrementada pelo aporte de nutrientes e pela inversão térmica verificada neste período, o que torna o hipolímnio anóxico e o ambiente propenso à liberação do fosfato a partir do sedimento (FERREIRA, 2004). No período seco, com a oxigenação da massa d'água pelo ação de ventos fortes e a manutenção de um ambiente oxidante, inibe a liberação do fosfato a partir do sedimento e ainda promove sua sedimentação pela presença do íon férrico (FERREIRA, 2004).

A produtividade das águas naturais, em termos de crescimento de algas, está relacionada com os nutrientes que recebe, principalmente fósforo e nitrogênio. O aporte desses elementos pode ocasionar a eutrofização do meio, pois eles são indispensáveis para o crescimento de algas e microrganismos, responsáveis pela estabilização da matéria orgânica.

4.5 Razão Nitrogênio/Fósforo

A tabela 4.8 mostra as concentrações médias semestrais da Razão Nitrogênio/Fósforo.

TABELA 4.8 - Razão Nitrogênio/Fósforo

Períodos	Razão Nitrogênio/ Fósforo
Chuvoso	4,48
Seco	8,55

Observa-se que durante o período seco, a concentração média semestral da razão Nitrogênio/Fósforo tem um maior valor, confirmando que o nutriente limitante neste açude está sendo o nitrogênio, como sugerido por Thomann e Mueller (1978) com base na relação entre as concentrações de nitrogênio e fósforo (N/P), para se estimar preliminarmente se o crescimento de algas em um lago está sendo controlado pelo fósforo ou nitrogênio:

- grandes lagos, com predominância de fontes não pontuais: $N/P > 10$: limitação por fósforo;
- pequenos lagos, com predominância de fontes pontuais: $N/P < 10$: limitação por nitrogênio.

Quando no meio a razão N/P é maior do que 30, o fitoplancton sofre carência em fósforo (P) e, quando a razão N/P é menor que 10, o nitrogênio (N) se torna o elemento biogênico limitante (ATKINSON, 1983).

De acordo com os dados da pesquisa obtidas por Ferreira (2004) as águas do açude Gavião podem ser definidas como: mesotróficas a eutróficas; em geral, de altas razões nitrogênio/fósforo $N/P > 7$, em massa, que sugere o estudo da dinâmica deste nutriente no açude, podendo significar um ponto de controle da floração. Ressalta, ainda, que no período seco, de altas biomassas, a razão N/P é maior que no período chuvoso comprovando que o nitrogênio está sendo o nutriente limitante no açude Gavião.

Uma vez que o fósforo e o nitrogênio são fixados pelo fitoplancton a uma taxa de produção de biomassa de 7,2 : 1, pode –se calcular a relação N:P para determinar qual o reagente limitante.

Na figura 4.12 são apresentadas as variações das concentrações médias mensais da razão N/P ao longo da superfície da coluna d'água durante o período seco.

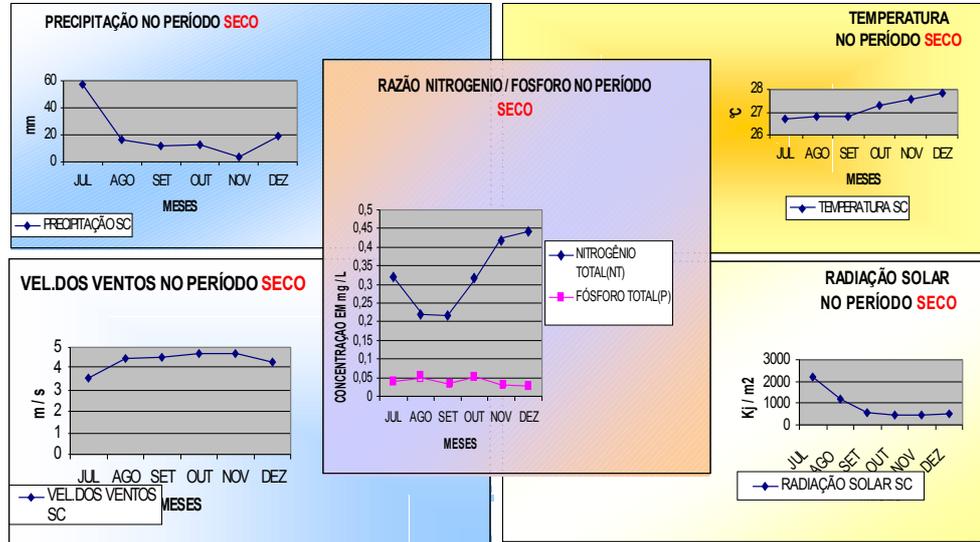


FIGURA 4.12 FIGURA 4.12 - Gráfico das concentrações médias mensais da Razão Nitrogênio / Fósforo total x condições climáticas durante o período seco.

Na figura 4.13 são apresentados os valores das concentrações médias mensais da razão N/P ao longo da superfície da coluna d'água durante o período chuvoso.

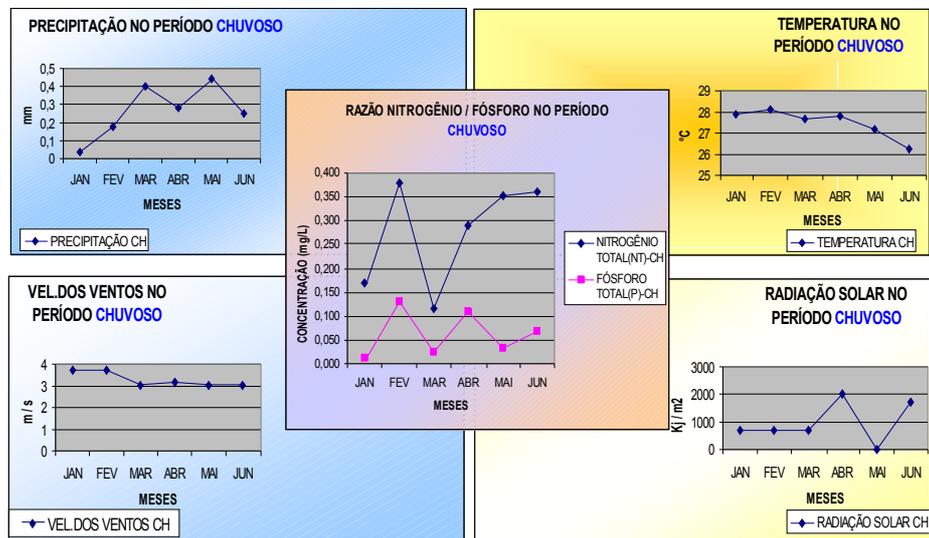


FIGURA 4.13 - Gráfico das concentrações da Razão Nitrogênio / Fósforo total x condições climáticas durante o período chuvoso

Nutriente limitante é aquele que, sendo essencial para uma determinada população, limita seu crescimento. Em baixas concentrações do nutriente limitante, o crescimento populacional é baixo. Com a elevação da concentração do nutriente limitante, o crescimento populacional também aumenta. Essa situação persiste até o ponto em que a concentração desse nutriente passa a ser tão elevada no meio, que um outro nutriente passa a ser o fator limitante, por não se apresentar em concentrações suficientes para suprir os elevados requisitos da grande população. Esse novo nutriente passa a ser o novo nutriente limitante, pois nada adianta aumentar a concentração do primeiro nutriente, que a população não crescerá, pois estará limitada pela insuficiência do novo nutriente (VON SPERLING, 1996).

Os resultados obtidos nesta pesquisa também estão de acordo com os cálculos propostos por Jorgensen e Vollenweider, (1989) apud Xavier, (2005) onde diz que se N/P estiver entre 7 – 12, o reagente limitante é o nitrogênio. Nesta pesquisa esse resultado foi obtido durante o período seco.

4.6 Análise Estatística

4.6.1 Estatística: Box-plot com auxílio da one-way ANOVA. A figura 4.14 abaixo mostra os limites máximos e mínimos e a média dos valores da concentração de nitrato para os pontos de coleta ao longo da coluna d'água no açude Gavião para os meses do período chuvoso e meses do período seco do ano de 2005.

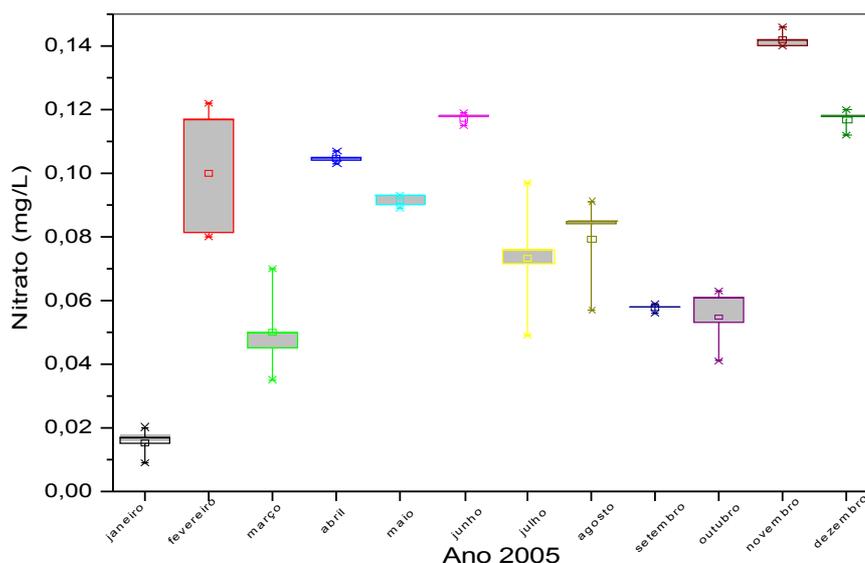


FIGURA 4.14. Gráfico tipo caixa das concentrações de nitrato em amostras de água do açude Gavião no período de janeiro a dezembro de 2005.

As linhas horizontais da caixa expressam os valores de 25, 50 e 75%. A barra de erro inclui os valores entre 5 e 95%; (x) os valores correspondentes a 1 a 99% e o sinal (-) os valores mínimo e máximo do conjunto de dados. A média aritmética corresponde ao □ dentro da caixa.

Através da ilustração da FIGURA 4.14 e com base no teste da One-Way ANOVA, observamos que os valores das concentrações de nitrato, as suas médias entre os meses foram consideradas estatisticamente diferentes caracterizando o efeito da sazonalidade, isso devido às variações das condições climáticas ocorridas em cada mês de coleta.

Observamos que no mês de fevereiro ocorreu uma maior variação entre as concentrações médias mensais de nitrato. De acordo com os dados das condições climáticas fornecidos pela FUNCEME e, levando-se em consideração que

em lagos tropicais o fator determinante para a dinâmica dos compostos inorgânicos nitrogenados a ação dos ventos, pois as chuvas são irregulares e a temperatura das águas superficiais se apresenta sempre elevada, situada entre 20° e 30°C, com pequenas variações anuais e pequeno gradiente térmico a qualquer profundidade (BRANCO,1978), todas as formas de nitrogênio foram oxidadas a nitrato.

No entanto, a maior concentração média mensal, foi determinada no mês de novembro do período seco, comprovando que a distribuição dos compostos inorgânicos nitrogenados, é diretamente influenciados pelo comportamento da massa térmica.

4.6.2 Estatística: Box-plot com auxílio da one-way ANOVA. A figura 4.15 mostra os limites máximos e mínimos e a média dos valores das concentrações de amônia ao longo da coluna d'água para os pontos de coleta no açude Gavião, durante os meses do período chuvoso e meses dos períodos seco do ano de 2005.

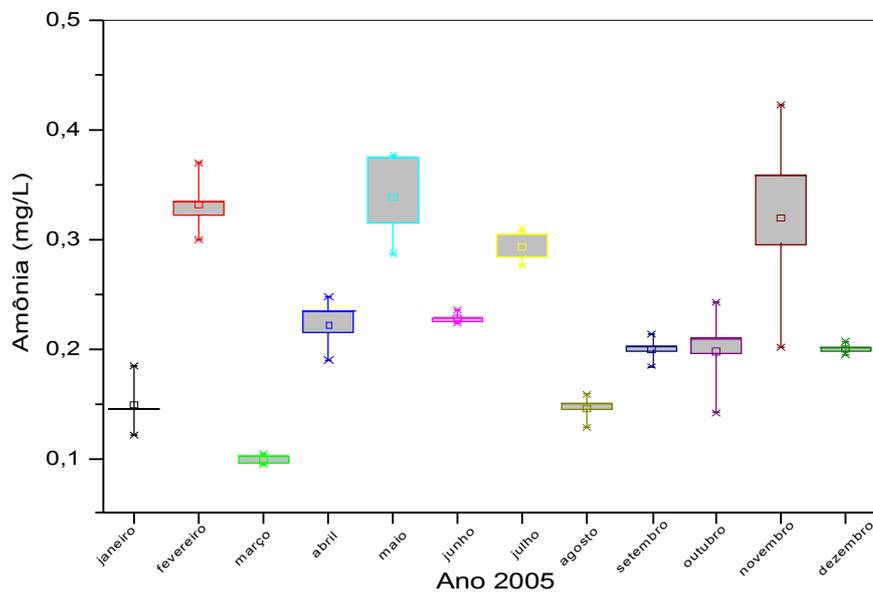


FIGURA 4.15. Gráfico tipo caixa das concentrações de amônia em amostras de água do açude Gavião no período de janeiro a dezembro de 2005.

As linhas horizontais da caixa expressam os valores de 25, 50 e 75%. A barra de erro inclui os valores entre 5 e 95%; (x) os valores correspondentes a 1 a

99% e o sinal (-) os valores mínimo e máximo do conjunto de dados. A média aritmética corresponde ao dentro da caixa.

Através da ilustração da FIGURA 4.15 e com base no teste da One-Way ANOVA, observamos que os valores das concentrações de amônia, as suas médias entre os meses foram consideradas estatisticamente diferentes caracterizando o efeito da sazonalidade.

Observamos que a maior variação entre as concentrações médias mensais de amônia ocorreu durante o mês de maio do período chuvoso, caracterizando que as chuvas provocam um maior aporte de nutrientes. Em conformidade com os dados climatológicos fornecidos pela FUNCEME para as águas do açude Gavião.

Por ocasião das coletas, foi verificado que esta maior contribuição de nutrientes é devido à entrada de matéria orgânica introduzida nas águas do açude Gavião através do canal do Riachão. Neste ponto de coleta as águas tornam-se mais turvas e escuras e foi constante a presença de macrófitas aquáticas.

Em discordância com a literatura, uma máxima concentração média mensal foi determinada durante o mês de novembro do período seco. Explica-se este fato pela ocorrência de dias de chuvas atípicos, provocando um resfriamento repentino da camada superficial do açude Gavião, fazendo com que compostos da camada inferior do açude fossem introduzidos na camada superior, superfície da coluna d'água do açude.

4.6.3 Estatística: Box-plot com auxílio da one-way ANOVA. A figura 4.16 mostra os limites máximos e mínimos e a média dos valores das concentrações de fósforo total ao longo da coluna d'água para os pontos de coleta no açude Gavião, durante os meses do período chuvoso e meses dos períodos seco do ano de 2005.

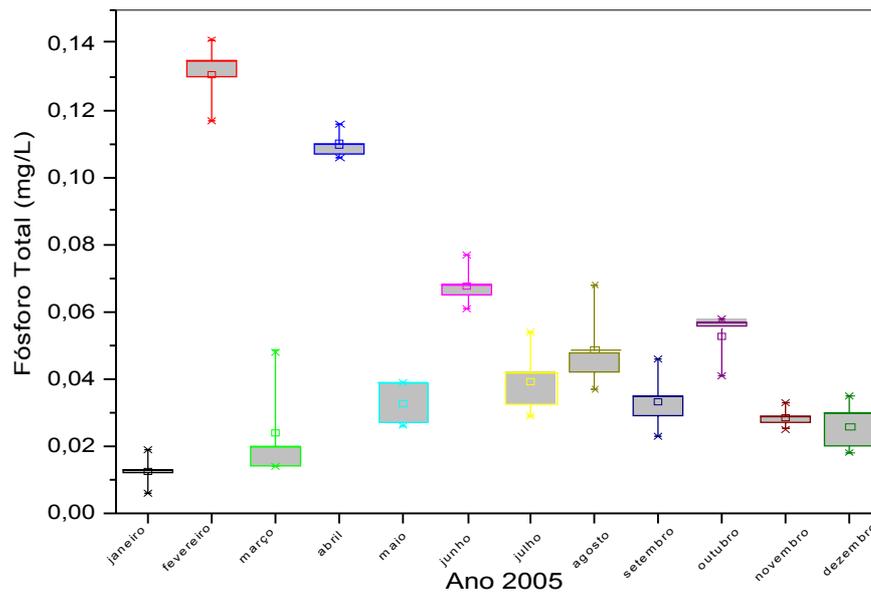


FIGURA 4.16. Gráfico tipo caixa das concentrações de fósforo total em amostras de água do açude Gavião no período de janeiro a dezembro de 2005.

As linhas horizontais da caixa expressam os valores de 25, 50 e 75%. A barra de erro inclui os valores entre 5 e 95%; (x) os valores correspondentes a 1 a 99% e o sinal (-) os valores mínimo e máximo do conjunto de dados. A média aritmética corresponde ao □ dentro da caixa.

Através da ilustração da FIGURA 4.16 e com base no teste One-Way ANOVA, observamos que os valores de concentração de fósforo total para os meses de coleta na superfície apresentaram médias estatisticamente diferentes caracterizando o efeito da sazonalidade.

Observamos que a maior concentração média mensal de fósforo total ocorreu durante o mês de fevereiro do período chuvoso. Além da concentração de fósforo total ser incrementada pelo aporte de nutrientes carreados pelas chuvas, também pode ser incrementada durante o período de inversão térmica, ocasião em que ele é liberado da camada inferior do açude para a camada superior, superfície da coluna d'água do açude. Correlacionando os dados climatológicos fornecidos pela FUNCEME, ocorreram chuvas ocasionais de maior intensidade, em alguns dias, durante o mês de fevereiro, apesar de não ter sido o mês com maior índice de precipitação.

4.6.4 Estatística: Box-plot com auxílio da one-way ANOVA. A figura 4.17 mostra os limites máximos e mínimos e a média dos valores das concentrações de nitrogênio total ao longo da coluna d'água para os pontos de coleta no açude Gavião, durante os meses do período chuvoso e meses dos períodos seco do ano de 2005.

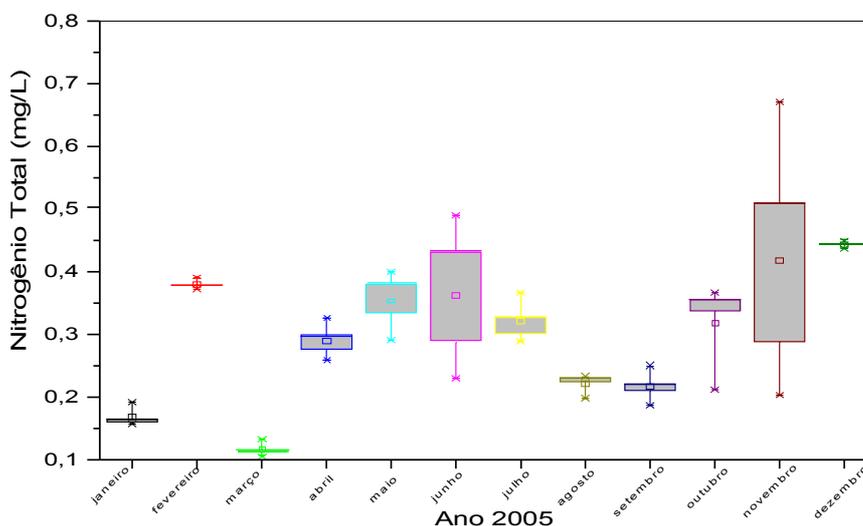


FIGURA 4.17. Gráfico tipo caixa das concentrações de nitrogênio total em amostras de água do açude Gavião no período de janeiro a dezembro de 2005.

As linhas horizontais da caixa expressam os valores de 25, 50 e 75%. A barra de erro inclui os valores entre 5 e 95%; (x) os valores correspondentes a 1 a 99% e o sinal (-) os valores mínimo e máximo do conjunto de dados. A média aritmética corresponde ao □ dentro da caixa.

Através da ilustração da FIGURA 4.17 e com base no teste da One-Way ANOVA, observamos que os valores das concentrações de nitrogênio total, as médias entre os meses foram consideradas estatisticamente diferentes caracterizando o efeito da sazonalidade.

Observamos que a maior variação entre as concentrações médias mensais de nitrogênio total ocorreu durante o mês de novembro do período seco, assim, como também a maior concentração média mensal, devido ao incremento do nitrogênio inorgânico dissolvido. O nitrogênio total engloba as formas orgânicas e inorgânicas.

4.6.5 Estatística: Box-plot com auxílio da one-way ANOVA. A figura 4.18 mostra os limites máximos e mínimos e a média dos valores das concentrações de nitrito ao

longo da superfície da água para os pontos de coleta no açude Gavião, durante os meses do período chuvoso e meses dos períodos seco do ano de 2005.

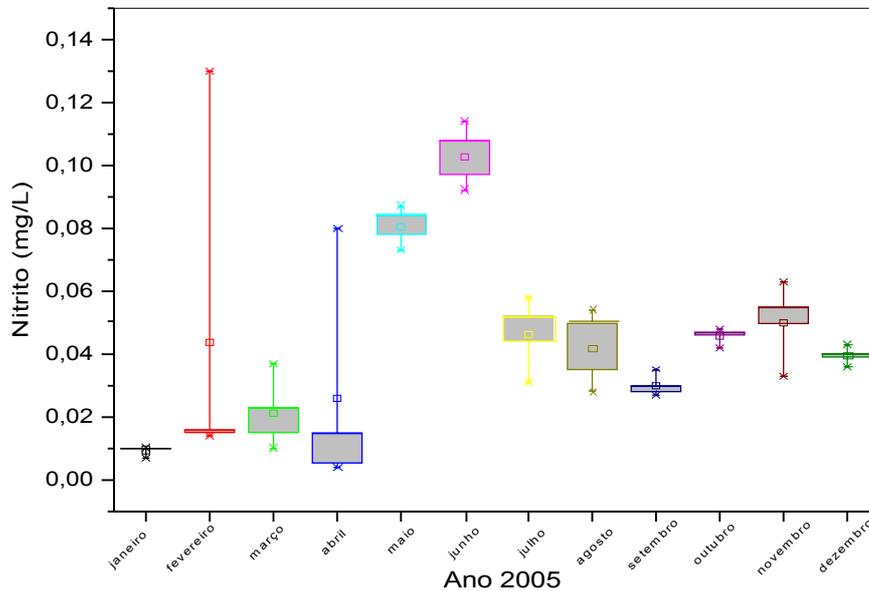


FIGURA 4.18. Gráfico tipo caixa das concentrações de nitrito em amostras de água do açude Gavião no período de janeiro a dezembro de 2005.

As linhas horizontais da caixa expressam os valores de 25, 50 e 75%. A barra de erro inclui os valores entre 5 e 95%; (x) os valores correspondentes a 1 a 99% e o sinal (-) os valores mínimo e máximo do conjunto de dados. A média aritmética corresponde ao □ dentro da caixa.

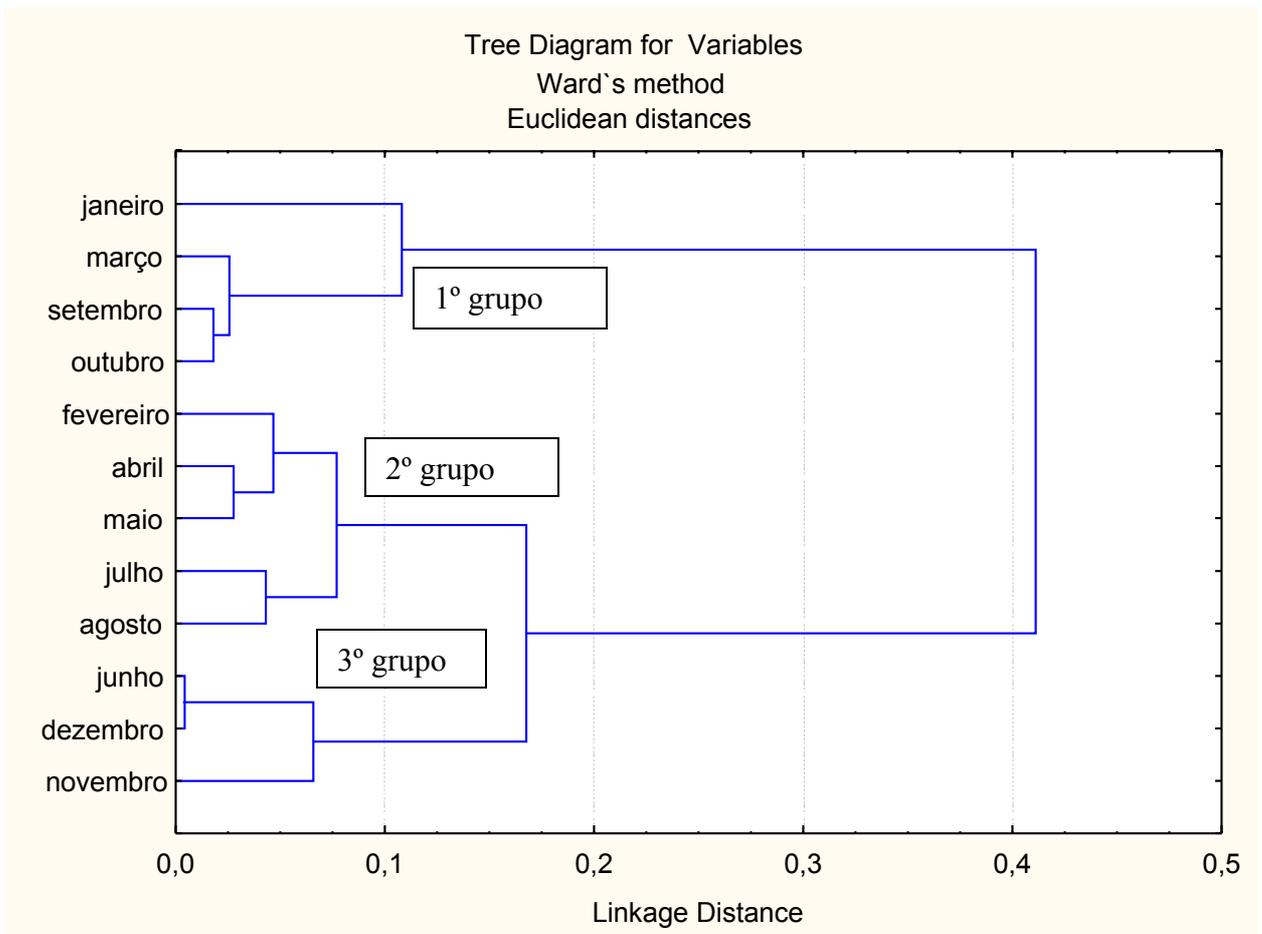
Através da ilustração da FIGURA 4.18 e com base no teste One-Way ANOVA, observamos que os valores de concentração de nitrito para os meses de coleta na superfície apresentaram médias estatisticamente diferentes caracterizando o efeito da sazonalidade.

Observamos que as maiores concentrações médias mensais de nitrito ocorreram durante todo o período chuvoso, caracterizando um incremento de nutrientes pelas chuvas e decomposição de matéria orgânica recente. Esse comportamento é semelhante ao da amônia, já que a amônia é o primeiro composto formado pela decomposição da matéria orgânica. O ponto de coleta, GA -17, entrada do canal do Riachão, provavelmente é o principal responsável pela degradação da qualidade da água do açude Gavião.

Este fato foi evidenciado também por ocasião das coletas, pela presença acentuada de macrófitas aquáticas, tanto emersas, submersas e filamentosas e a coloração esverdeada da água.

4.7 Dendogramas

4.7.1 Nitrato

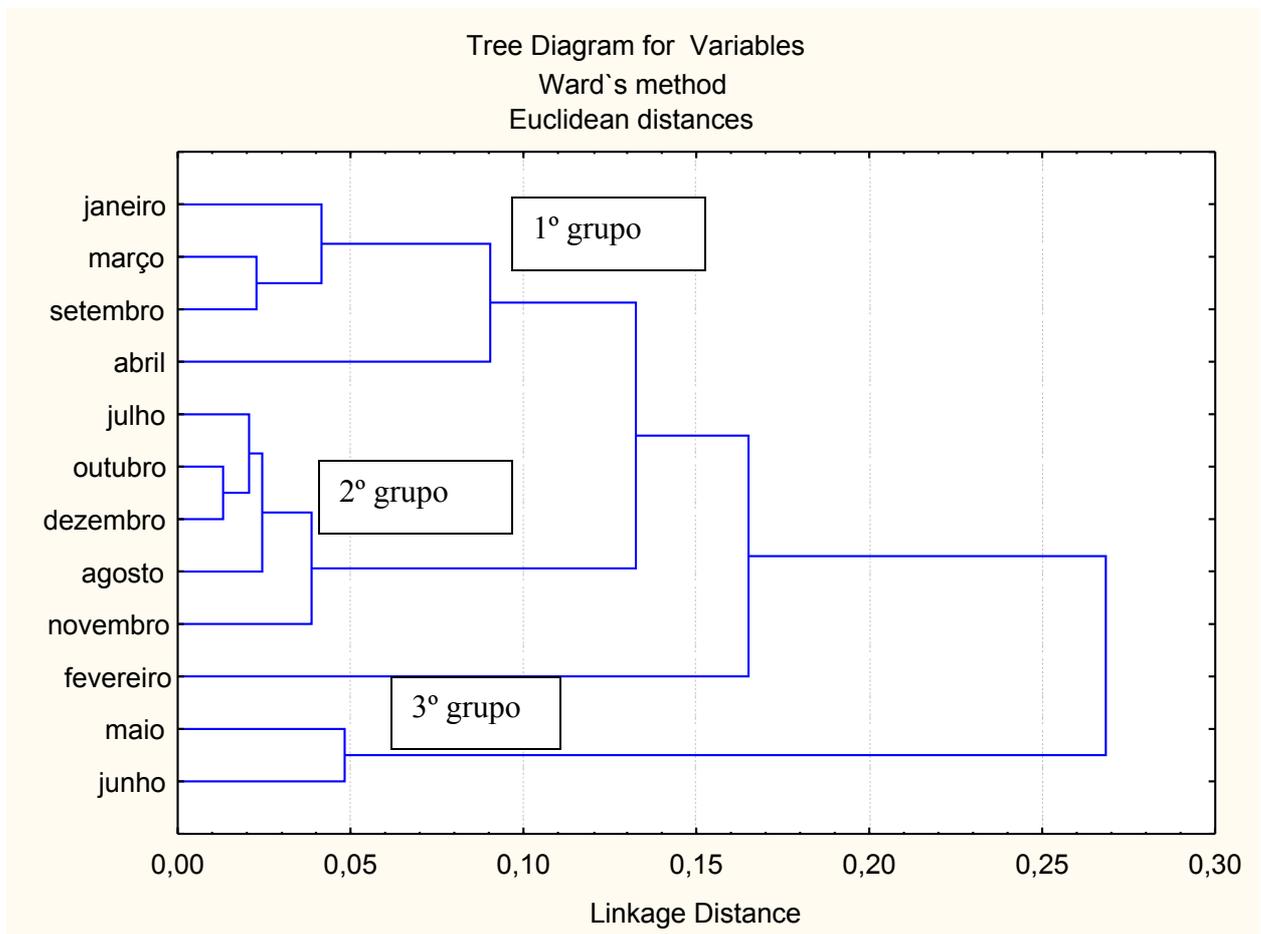


A figura 4.19 mostra o dendograma obtido a partir das análises de água tendo como objetivo analisar as concentrações de nitrato durante 12 meses do ano de 2005, no açude Gavião.

A partir desses resultados foram identificados três grupos considerados principais, de variáveis com comportamentos semelhantes quanto à distribuição da concentração do nitrato durante a escala temporal de 1 ano (12 meses) do ano de 2005. Esses grupos têm como medida de similaridade a distância euclidiana, conforme a metodologia item 3.4.

O primeiro grupo formado pelos meses janeiro, março, setembro e outubro. O segundo grupo principal é formado pelos meses fevereiro, abril, maio, julho e agosto. Nota-se que esse grupo tem uma ligação direta como terceiro grupo indicando um comportamento semelhante em termos de distribuição. O terceiro grupo, formado pelos meses junho e dezembro, apresenta uma ligação direta com o mês de novembro, embora com distância euclidiana maior, porém com distribuição semelhante.

4.7.2 Nitrito



A figura 4.20 mostra o dendrograma obtido a partir das análises de água tendo como objetivo analisar as concentrações de nitrito durante 12 meses do ano de 2005, no açude Gavião.

A partir desses resultados foram identificados três grupos considerados principais, de variáveis com comportamentos semelhantes quanto à distribuição da

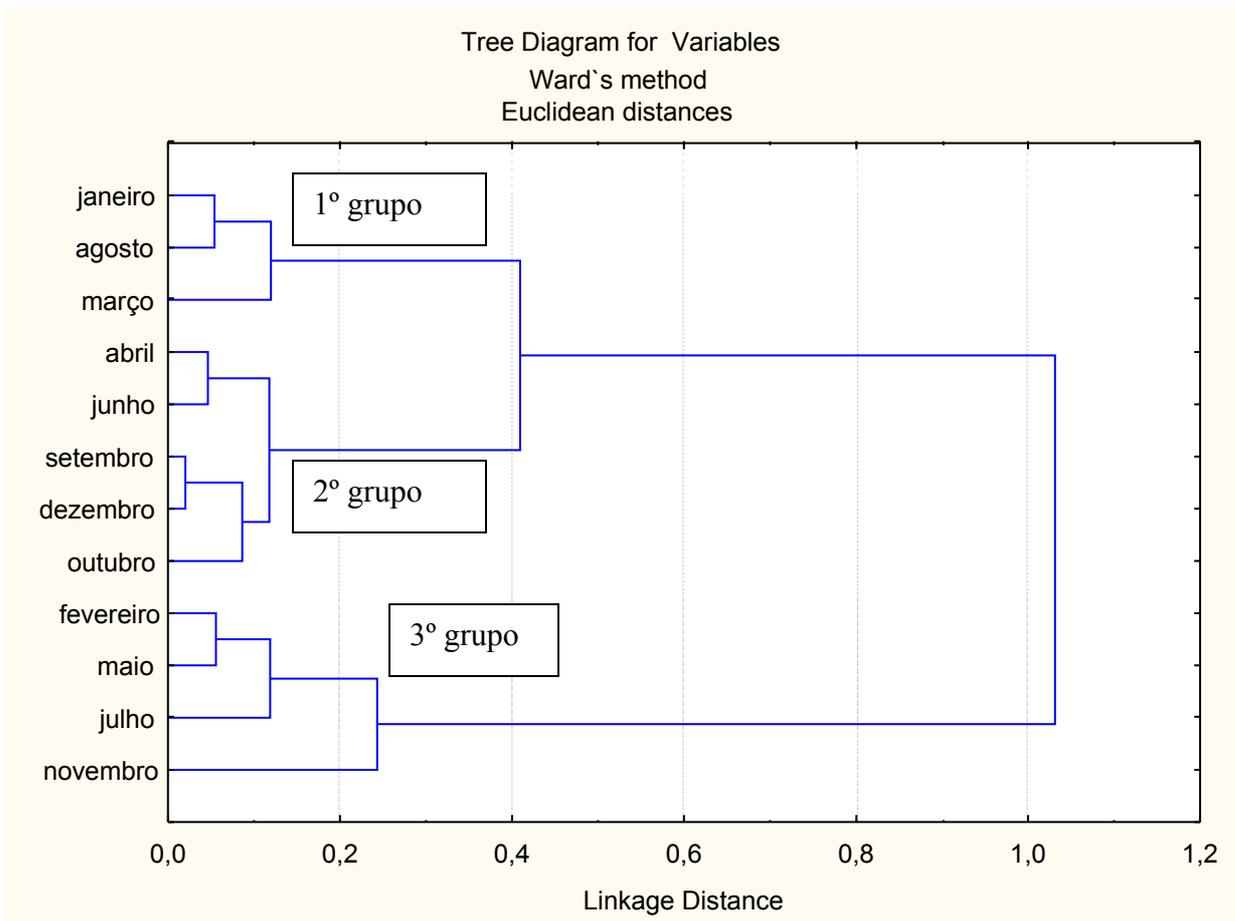
concentração do nitrito durante a escala temporal de 1 ano (12 meses) do ano de 2005.

O primeiro grupo formado pelos meses janeiro, março, setembro e abril.

O segundo grupo principal é formado pelos meses julho, outubro, dezembro, agosto, novembro. Nota-se que o mês de fevereiro apresenta uma distância euclidiana maior que se liga diretamente ao 1º e 2º grupo.

O terceiro grupo, formado pelos meses maio e junho com distribuição semelhante.

4.7.3 Amônia



A figura 4.21 mostra o dendrograma obtido a partir das análises de água tendo como objetivo analisar as concentrações de amônia durante 12 meses do ano de 2005, no açude Gavião.

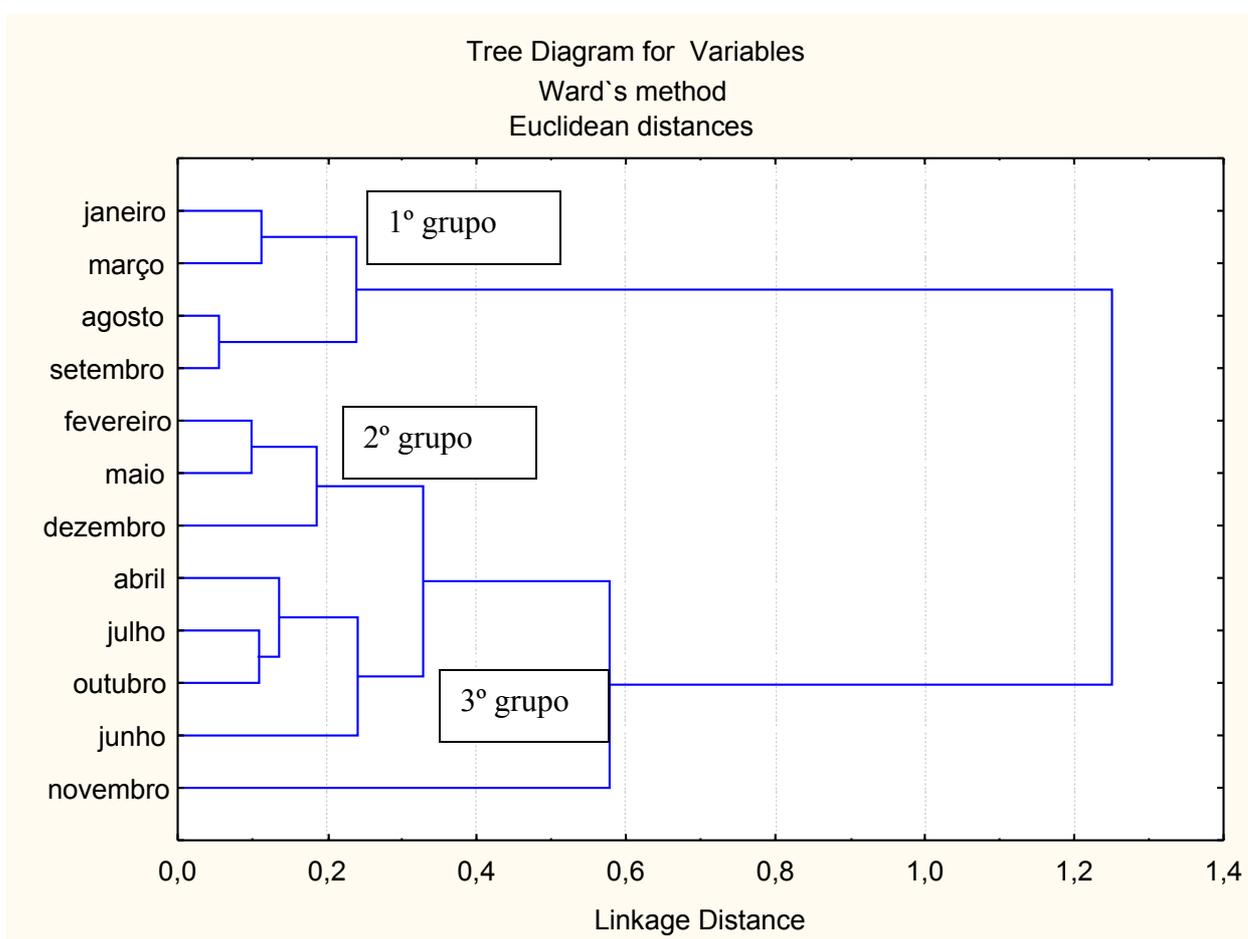
A partir desses resultados foram identificados três grupos considerados principais, de variáveis com comportamentos semelhantes quanto à distribuição da

concentração de amônia durante a escala temporal de 1 ano (12 meses) do ano de 2005. O primeiro grupo formado pelos parâmetros formado pelos meses janeiro, março e agosto.

O segundo grupo principal é formado pelos meses abril, junho, setembro, dezembro, e outubro.

O terceiro grupo, formado pelos meses fevereiro e maio, julho e novembro embora este último apresenta uma distância euclidiana maior, porém com distribuição semelhante.

4.7.4 Nitrogênio Total



A figura 4.22 mostra o dendrograma obtido a partir das análises de água tendo como objetivo analisar as concentrações de nitrogênio total durante 12 meses do ano de 2005, no açude Gavião.

A partir desses resultados foram identificados três grupos considerados principais, de variáveis com comportamentos semelhantes quanto à distribuição da

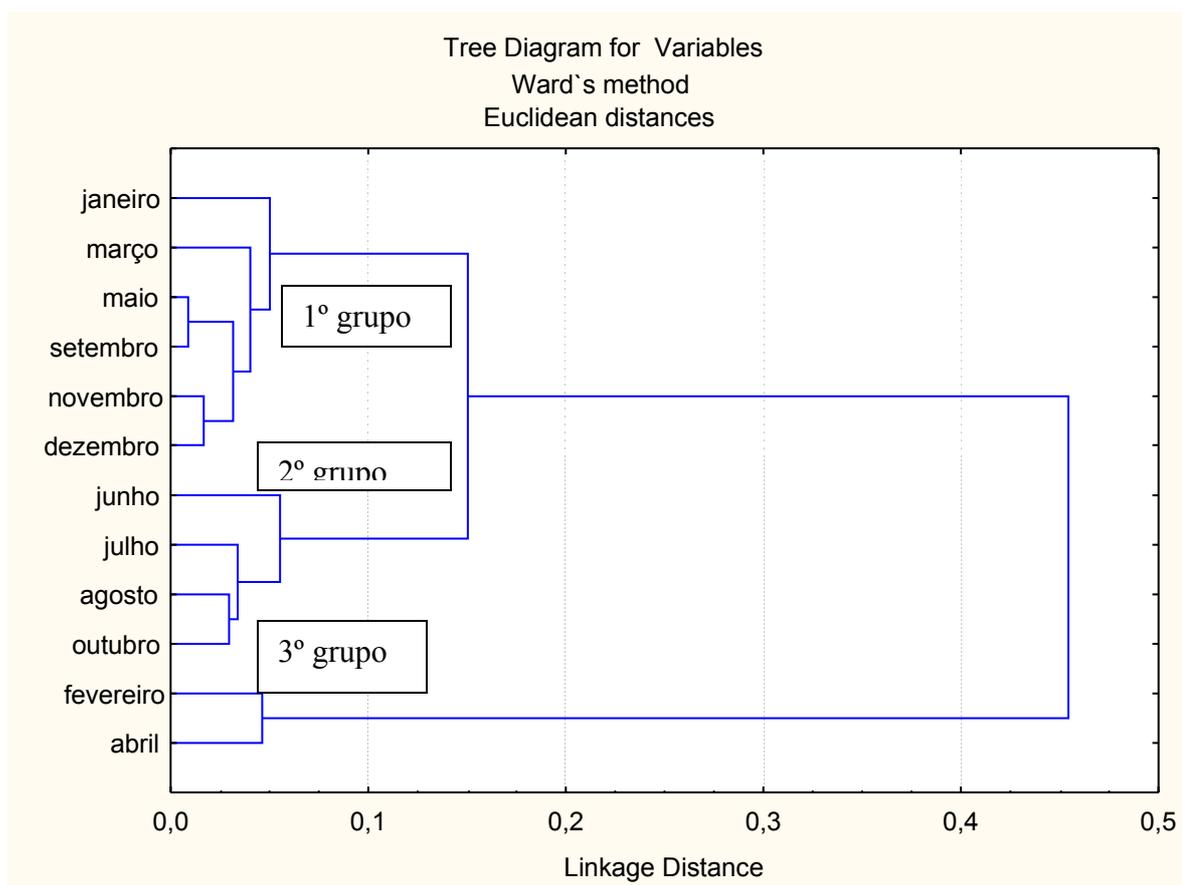
concentração de nitrogênio total durante a escala temporal de 1 ano (12 meses) do ano de 2005.

O primeiro grupo formado pelos parâmetros formado pelos meses janeiro, março, agosto e setembro.

O segundo grupo principal é formado pelos meses fevereiro, maio e dezembro.

O terceiro grupo, formado pelos meses abril, julho, outubro, junho. Nota-se que o mês de novembro apresenta uma distância euclidiana maior que se liga diretamente ao 2º e 3º grupo embora com distância euclidiana maior, porém com distribuição semelhante.

4.7.5 Fósforo Total



A figura 4.23 mostra o dendrograma obtido a partir das análises de água tendo como objetivo analisar as concentrações de fósforo total durante 12 meses do ano de 2005, no açude Gavião.

A partir desses resultados foram identificados três grupos considerados principais, de variáveis com comportamentos semelhantes quanto à distribuição da concentração de fósforo total durante a escala temporal de 1 ano (12 meses) do ano de 2005.

O primeiro grupo formado pelos parâmetros formado pelos meses janeiro, março, maio, setembro, novembro e dezembro.

O segundo grupo principal é formado pelos meses junho, julho, agosto e outubro. O terceiro grupo, formado pelos meses fevereiro e abril com mesma distância euclidiana.

As figuras 4.24 e 4.25 mostram a grande densidade de macrófitas na entrada do canal do Riachão o que caracteriza o aporte dos nutrientes mostrados nos gráficos anteriores.



FIGURA 4.24 – Entrada do canal do Riachão



FIGURA 4.25 – Entrada do canal do Riachão

5 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

5.1 Conclusão

Os resultados deste estudo permitiram que se pudesse avaliar a qualidade das águas do açude Gavião, por meio das determinações das concentrações médias mensais e semestrais dos nutrientes mais importantes para a eutrofização, no período de um ano, dos meses de janeiro a dezembro de 2005.

A avaliação dos dados obtidos em 2005 para os pontos de coleta caracterizou um ambiente poluído em relação aos padrões estabelecidos pela Resolução nº 357/2005 Conama (BRASIL, 2005) e Portaria nº518, do Ministério da Saúde (2004).

Considerando a Resolução Nº 357/2005 Conama (BRASIL, 2005), para águas de classe 1, no que se refere a demanda relativa ao consumo humano e ao abastecimento industrial, está em desacordo o parâmetro fósforo total. A Portaria nº518 do Ministério da Saúde (2004), não estabelece valores para o fósforo total.

Quando se avalia a variação espaciotemporal dos parâmetros estudados, observa-se que os parâmetros nitrato, nitrito e amônia não excedem os limites estabelecidos pela Resolução Nº 357/2005 CONAMA, entretanto sua incorporação ao sistema aquático é crescente.

Este acréscimo pode ser comprovado, quando se comparam os resultados das concentrações médias semestrais, durante o período chuvoso, obtidos atualmente nesta pesquisa para os compostos inorgânicos nitrogenados (nitrato, nitrito, amônia) com os resultados obtidos por (FERREIRA, 2004), como mostra a tabela 5.1. Neste trabalho as concentrações de nutrientes apresentaram maiores valores para amônia, comprovando à entrada nas águas do açude de matéria orgânica advinda de atividades antrópicas.

Tabela 5.1 - Comparação dos resultados médios semestrais dos compostos inorgânicos nitrogenados

Período chuvoso	Resultados Braga (2006)	Resultados Ferreira (2004)
Nitrato	0,080	0,016
Nitrito	0,047	0,003
Amônia	0,263	0,085

Já na atualidade estes índices são um alerta. Considerando uma projeção, a potencialização deste aporte apresentará elevada carga poluidora. Espera-se que estes dados possam ser utilizados para implantação de medidas preventivas e que não sejam necessárias medidas repadoras mais onerosas.

Estes dados configuram um processo de degradação ambiental potencializado durante o período chuvoso, quando o aporte de nutrientes é carregado pelas chuvas.

Por ocasião das coletas das amostras de água no açude Gavião, foi observado neste trabalho que a região litorânea está coberta por extensos “stands” de macrófitas submersas, emergentes e de folhas flutuantes.

Também pôde-se notar que na entrada do canal do Riachão, além das macrófitas citadas, existem as macrófitas filamentosas e há um aumento da turbidez da água e a coloração torna-se bastante esverdeada.

Os organismos procariotes, bactérias e algas cianofíceas, vivem em simbiose, semi-simbiose ou em vida livre com plantas aquáticas superiores (macrófitas) no ambiente aquático. As cianobactérias ou cianofíceas (algas azuis) são microrganismos aeróbios fotoautótrofos, requerendo, portanto, somente água, dióxido de carbono, substâncias inorgânicas e luz para a realização de fotossíntese – seu principal processo de obtenção de energia para o metabolismo.

Sob condições extremas de crescimento ou “bloom”, as cianobactérias podem produzir toxinas capazes de causar intoxicações de natureza crônica ou aguda. Ações de gerenciamento devem focar, além dos aspectos relacionados à saúde pública, a natureza e as possíveis causas de ocorrência de “blooms” de cianobactérias, a efetividade de remoção de toxinas pelos processos de tratamento de água bruta e estratégias de prevenção de ocorrência de “blooms”.

Além dos aspectos relacionados à saúde pública, a presença de algas e cianobactérias na água bruta aduzida às estações de tratamento pode causar problemas operacionais em várias etapas de tratamento, tais como dificuldade de coagulação e floculação, baixa eficiência do processo de sedimentação, colmatação dos filtros e aumento da necessidade de produtos para desinfecção. Como consequência desses problemas operacionais, verificam-se de ordinário, a redução

na eficiência nos processos de tratamento e o surgimento de problemas na água tratada, associados à presença de algas, cianobactérias e seus produtos extracelulares.

De acordo com a OMS (WHO, 1999) a maior rota de exposição do homem às cianotoxinas é a ingestão de água. O tratamento de águas com elevadas concentrações de cianobactérias, quando realizado de forma inadequada, pode não ser eficiente na remoção dessas toxinas ou mesmo favorecer sua liberação para a massa d'água. Algumas pessoas podem estar expostas às cianotoxinas por meio do consumo de pescados ou de alimentos à base de microalgas.

Como citado por (Xavier, 2005), de acordo com Harper (1992), a eutrofização artificial passou a ser considerada um problema de poluição no contexto mundial, desde a década de 1940, quando pesquisas revelaram que o processo que normalmente ocorria ao longo de séculos passou a suceder em poucas décadas.

Como conseqüências da poluição, entrada excessiva de nutrientes em corpos d'água, ocorrem perda da biodiversidade e eutrofização, que pode levar a extensas florações de algas. A diminuição da qualidade da água, quando as águas do açude Riachão adentraram o açude Gavião, via canal do Riachão pode ser visto na figura 5.1.



FIGURA 5.1 – Início da entrada do canal do Riachão.

A presença de grande densidade de macrófitas submersas e emersas foi uma constante durante todo o período das coletas nas águas do açude Gavião. Além de macrófitas flutuantes, foram observadas as filamentosas, as submersas com folhas flutuantes como retrata a figura 5.2.



FIGURA 5.2 – Diversos tipos de macrófitas existentes no açude Gavião

As florações de algas promovem aumento considerável na concentração de oxigênio dissolvido nas camadas superficiais durante o dia. À noite, quando não há produção fototrófica, a tendência é de uma depleção acentuada de oxigênio em toda a coluna d'água. À medida que a floração se intensifica, pode ocorrer completa anoxia da coluna d'água, especialmente nas primeiras horas da manhã, o que pode acarretar extensa mortandade de peixes. Portanto, além de ser prejudicial aos usos da água do açude Gavião destinada ao abastecimento humano e industrial, a floração de algas altera toda a cadeia trófica, prejudicando também a comunidade de peixes.

Apesar da atividade de pesca não ser permitida no açude, também foi verificada na ocasião das coletas, a presença de pescadores em suas águas. Em função de proliferação de macrófitas, o pescado poderá não apresentar condições sanitárias pela bioacumulação de poluentes e eventuais cianotoxinas. Conforme mostra a figura 5.3 foi notada a presença de pescadores nas margens do açude.



FIGURA 5.3 – presença de pescadores no açude Gavião

Considerando-se os dados obtidos e a forma como foram obtidos constituindo-se, portanto, em uma avaliação do crescente aumento das concentrações dos parâmetros há pouco citados na acelerada degradação da qualidade da água do açude em estudo, no intervalo de 1 ano, período de janeiro a dezembro de 2005-um programa de monitoramento torna-se, nesse contexto, essencial para subsidiar medidas e estratégias de conservação e preservação dos recursos hídricos para que sejam assegurados os usos a que são destinados.

Na figura 5.4 pode ser visto uma variedade de macrófitas aquáticas, ocupando grandes áreas do açude Gavião, comprovando a degradação da qualidade da água do açude Gavião durante o ano de 2005.



FIGURA 5.4 – Situação atual das águas do açude Gavião

Outra fonte de matéria orgânica para as águas do açude, é também a presença de animais pastando em suas margens, como ilustrado na figura 5.5.



FIGURA 5.5 – Animais pastando nas margens do açude Gavião.

5.2 Recomendações

Recomenda-se uma ação mais intensiva por parte dos órgãos ambientais e fiscalizadores no que diz respeito às atividades exercidas em relação ao uso do solo, uma vez que as fontes não pontuais de nutrientes advindas destas atividades carregam principalmente o fósforo, elemento chave para a eutrofização. Baseado nestas informações, sugere-se:

- a recomposição da mata ciliar, para as fontes não pontuais de matéria orgânica;
- uma ação mais efetiva no controle e na manutenção dentro de determinados padrões, da qualidade hídrica dos corpos d'água;
- gerar boletins informativos que retratem a situação do açude Gavião;
- avaliar a progressão do estado trófico em função de futuros impactos;
- ampliar a informação sobre eutrofização para o grande público e autoridades.

6 BIBLIOGRAFIAS CONSULTADAS

AEROFOTO NORDESTE. **Descrição do ponto de cota do sangradouro.** Fortaleza. 2004.

AMORIM, B. **Análise comparativa de processos de eutrofização da área em reservatórios do Estado do Ceará e sua relação com as características morfológicas, hidrológicas e climáticas.** 2001. 170 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil – área de concentração Recursos Hídricos) – Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Fortaleza, 2001.

APHA. **Standard methods for examination of water and wastewater.** 18. ed. Washington: American Public Health Association, 1992.

APHA-AWWA-WPCF. **Métodos normalizados para el analisis de aguas potables y residuales.** 3. ed. Madrid (Espanã): Ediciones Diaz de Santos S.A., 1992; Juan Bravo, 2006.

ARAÚJO, L. S. A. **Caracterização limnológica do Rio Maranguapinho.** 2005. 140 f. Relatório (Graduação) – UFC. Fortaleza. 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E CIÊNCIAS DO AMBIENTE – CEPIS. **Guia de trabalho sobre a água.** Lima, Peru, 2000.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS NBR 6023: informação e documentação: referências: elaboração. Rio de Janeiro, 2002. 24 p.

_____. **NBR 6024:** numeração progressiva das seções de um documento. Rio de Janeiro, 1989. 2 p.

_____. **NBR 6027:** sumário. Rio de Janeiro, 1989. 2 p.

_____. **NBR 10520** informação e documentação: citações em documentos: apresentação. Rio de Janeiro, 2002. 7 p.

_____. **NBR 14724:** informação e documentação: trabalhos acadêmicos: apresentação. Rio de Janeiro, 2002. 6 p.

AVKYAN, A. B. Status of global reservoirs: the position in the late twentieth century. **Lakes and reservoirs: research and management**, n. 3, p. 45-52, 1998.

BABBIT, H. E.; DOLAND, J.; E. CLEASBY, J. **Abastecimento de água**. 2. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 1973. 592 p.

BAIRD, Colin. **Química ambiental**. 2. ed. Trad. Maria Angeles Lobo Recio e Luiz Carlos Marques Carrera. Porto Alegre: Ed. Bookman, 2000. 622 p.

BARBOSA, F. A. R. **Variações diurnas (24 horas) de parâmetros limnológicos básicos e da produtividade Primária do fitoplâncton na Lagoa Carioca – Parque Florestal do Rio Doce – MG – Brasil**. 1981. Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1981.

BATALHA, B. L.; PARLATORE, A. C. **Controle da qualidade da água para consumo humano: bases conceituais e operacionais**. São Paulo: CETESB, 1993.

BAUMGARTEN, Maria da Graça Zepka; NIENCHESKI, Luís Felipe Hax; VEECK, Luciano. **Nutrientes na coluna da água e na água intersticial de sedimentos de uma enseada rasa estuarina com aportes de origem antrópica (RS-BRASIL)**.

BERNHARDT, H. Reservoirs and drinking water supply – a global perspective. **J. Water SRT – Aqua.**, v. 44, n. 1, p. 2–17. 1995.

BEZERRA, Nizomar Falcão (Org.). **Legislação dos recursos hídricos do Nordeste do Brasil**. Fortaleza: Konrad Adenauer, 2003. 170 p.

BRANCO, S. M. et al. **Hidrologia ambiental**. São Paulo: Edusp, 1991. 411 p.

BRANCO, S. M.; **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 2. ed. São Paulo: Companhia de Tecnologia Ambiental, 1978. 620 p.

BRANDÃO, R. L. **Sistema de informações para gestão e administração territorial da Região Metropolitana de Fortaleza – Projeto SINFOR: diagnóstico geoambiental e os principais problemas de ocupação do meio físico da Região Metropolitana de Fortaleza**. Fortaleza: CPRM, 1995.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357/2005 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas, em todo o Território Nacional, bem como determina os padrões de lançamento. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em: 20 mar. 2006.

BRASIL. Decreto nº 24.643, de 19 de julho de 1934. Dispõe sobre o Código de Águas

BRASIL. Ministério da Saúde. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano**. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2003. 56 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 518, de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 26 mar. 2004. Disponível em: <<http://www.anvisa.gov.Br/legis/portarias>>. Acesso em: 20 mar. 2006.

BREZONICK PL, 1972, Nitrogen: sources and Transformations in natural waters. In: I, Morris (ed.), The physiological ecology of phytoplankton. Blackwell Scientific Publications, London, 625p.

BUBEL, A. N. M.; CALIJURI, M. C. Relações hidrológicas na zona hiporrêica em pequenos cursos de água. In: HENRY, R. (Org.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Paulo: RiMa, 2004. p. 301–312.

CAMARGO, Julio A.; ALONSO, Alvaro; SALAMANCA, Annabella. **Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates**.

CARMOUZE, J. P. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos**: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análise química. São Paulo: Fapesp, 1994. 253 p.

COMPANHIA DE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS DO CEARÁ - COGERH **Diagnóstico e projeto de recuperação da infra-estrutura hídrica de água bruta do sistema metropolitano, fase A – diagnóstico**: identificação do nível de ocupação das bacias hidráulicas dos açudes integrantes do sistema. Fortaleza: Cogerh, 1998.

CEARÁ. Superintendência Estadual do Meio Ambiente. Portaria nº 154/2002. Dispõe sobre padrões e condições para lançamentos de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras.

CENTRO DE RECURSOS AMBIENTAIS. **Saneamento ambiental da Baía de todos os Santos – BA**. Salvador: CRA, 2000.

CETESB. São Paulo, 2005. Disponível em: <<http://www.cetesb.com.br>>. Acesso em: 12 mai. 2005.

COMPANHIA DE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS DO CEARÁ - COGERH. **Plano de gerenciamento das águas das bacias metropolitanas**. Fortaleza, 2000.

COSTA, O. O. **Perfil sanitário do Rio Maranguapinho, no Estado do Ceará**. 1998. 148 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Ceará, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Fortaleza, 1998.

D'ASSUMPÇÃO, A. L. G.; AMORIM, B. Caracterização da qualidade da água em reservatórios das bacias metropolitanas, Ceará – Brasil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 7., 1997, Vitória. **Anais...** Vitória: ABRH, 1997. p. 257-264.

DATSENKO, Y. S. **Estudo da qualidade da água dos reservatórios do Estado do Ceará**. Fortaleza. 1999.

DATSENKO, Y. S.; SANTAELLA, S. T.; ARAÚJO, J. C. Peculiaridades do processo de eutrofização dos açudes do Semi-Árido. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 2220-2226.

DERÍSIO, J, C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. São Paulo: CETESB, 1992.

DI BERNARDO, L. **Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento**. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 140 p.

DI BERNARDO, L. Qualidade das águas. In: _____. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. Rio de Janeiro: ABES, 1993. v. 1, cap. 2, p. 6-25.

EATON, D.; CLESCERI, L. S.; GREENBERG, E. (Ed.). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington: APHA; AWWA; EF; 1999. 1 CD-ROM.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro. Interciência/Finep, 1998. 602 p.

_____. **Fundamentos de limnologia**. São Paulo: Interciência/Finep, 1988 575 p.

ESTUDO das variações sazonais e espaciais dos íons dominantes na água e no sedimento da represa de Ibitinga (São Paulo, Brasil – 21°45” S E 48°50’W).

Disponível

em:

<http://www.pacatuba.ce.gov.br/secao.php?secao=dadosgerais/secao_dados>.

Acesso em 04 abr. 2006.

FEITOSA, A. C.; MANOEL FILHO, J. **Hidrologia: conceitos e aplicações**. 2. ed. Fortaleza: CPRM, 2000. Paginação irregular.

FERREIRA, A. C. S. Persistente floração da cianobactéria *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis & Komárek no açude Gavião, Pacatuba/CE, e suas implicações para o abastecimento da cidade de Fortaleza. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 11., 2004, Natal. **Anais...Natal: ABES, 2004. Ref.I-012.**

FONTENELE, N. M. B. **Caracterização física e química das águas do açude Pacoti, no Estado do Ceará**. 1999. 108 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Hidráulica Ambiental, Fortaleza. 1999.

FREIRE, R. H. F. 2000. **Aspectos limnológicos de três reservatórios que abastecem a região metropolitana de Fortaleza - Açudes Pacajus, Pacoti e Gavião**. 2000. 310 f. Dissertação (Mestrado) – UFC, Fortaleza, 2000.

FREIRE, Paulino. **Rede de monitoramento da qualidade de água para o gerenciamento dos recursos hídricos**. Fortaleza: Cogeh, 2004.

FUNCEME. **Análise das chuvas de 2005 no Ceará**. Fortaleza, 2005.

GERALDES, A. M.; BOAVIDA, M. J. Limnological comparison of a new reservoir with one almost 40 years old which had been totally emptied and refilled. **Lakes and Reservoirs: Research and Management**, n. 4, p. 15-22, 1999.

GOMES, D. F. **Caracterização limnológica de um ecossistema lacustre tropical – Lagoa de Uruaú – planície costeira do município de Beberibe – Ceará**. 1998. Dissertação (Mestrado) – UFC. Fortaleza, 1998.

GROBBELAAR, J. U. Nutrients versus factors in determining the primary productivity of waters with high inorganic turbidity. **Hydrobiologia**, Bélgica, n. 238, p. 177-182, 1992.

HELMER, R. News from the waterfront. Ed. World health, 992.

HARDY, R. N. **Temperatura e vida animal**. São Paulo: EPU/EDUSP 1981. 91 p.

HARPER, D. **Eutrofication of freshwaters: principles, problems and restoration**. Great Britain: Chapman & Hall, 1992. 327 p.

HUTCHINSON, G. E. **A treatise on limnology**: I. geography, physics and chemistry. New York: John Wiley, 1957. 1015 p.

HUTCHINSON, G. E. Eutrophication, Past and Present. In: **Eutrophication**: causes, consequences, correctives. Washington, D. C.: Natl. Acad. Sei., 1969. p. 17-26.

JORGENSEN, S. E.; VOLLENWEIDER, R. A. (Ed.). **Guidelines of lake: management**. v. 1. Principles of Lake Management. Japan: ILEC/UNEP, 1989. 199 p.

LEWIS, W. M. Jr. Tropical Lakes: How Latitude Makes a difference. In: **Perspectives in tropical limnology**. Amsterdam: SPB Academic Publishers; Schiemer F. & Boland K. T., 1996. p 43-64.

LICHT, O. A. B. **Prospecção geoquímica: princípios, técnicas e métodos**. Rio de Janeiro: CPRM – Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. 1998, 236p.

LIMA, W. P. Relações hidrológicas em matas ciliares. In: HENRY, R. (Org). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Paulo: RiMa, 2003. p. 293-300.

LIMA, L. C. (Org.). **Diagnóstico Ambiental (preliminar) Caucaia e São Gonçalo do Amarante**. Fortaleza. 1995. 146 p.

LOGAN, J. **Interpretação das análises químicas da água**. Recife: SUDENE, 1965. 75 p.

MANAHAN, S. E. **Environmental Science and Tecnology**. New York: Lewis Publishers, 1997.

MANAHAM, S. E. **Fundamentos of Environmental Chemistry**. 1993. 844 p.

MANUAL de saneamento. 3. ed. Brasília: Funasa, 1999. 374 p.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Omega, 1983. 1010 p.

MAROTTA, H. et al. **A razão nitrogênio/fósforo como um instrumento para avaliar a degradação de ecossistemas aquáticos**: um estudo de caso na Lagoa Imboáçica (Macaé, RJ)..Rio de Janeiro: UERJ 2003. 653 p.

MEYBECK, M. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by word rivers. **Am. J. Sci**, v. 282, p. 401-450. 1982.

MEYBECK, M.; KIMSTACH, V.; HELMER, R. Strategies for water quality assessment. In: CHAPMAN, D. (Ed.) **Water Quality assessment**: aguide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. Cambrige: UNESCO/WHO/UNEP, 1992. 585 p.

MEYBECK, M.; Helmer, R. An introduction to water quality. In: CHAPMAN, D. (Ed.) **Water Quality assessment**: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. Cambridge: UNESCO/WHO/UNEP, 1992. p. 1-17.

McKEE, H. S. **Nitrogen metabolism in plants**. Oxford: Claredon Press, 1962.

MOREIRA, M. M. M.; GATO, L. C. S. Geomorfologia. In: BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Secretaria Geral. **Projeto RADAMBRASIL**. Folha AS. 24-Fortaleza. v. 21, p. 213-252. 1981. Rio de Janeiro.

MOTA, Suetônio. **Introdução à Engenharia Ambiental**. Fortaleza: ABES, 2000. 280 p.

MUCHOVEJ, R. M. C.; REHCIGL, J. E. Impact of nitrogen fertilization of pastures and turgrasses on Water Quality. In: LAL, R.; STEWART, B. A. **Soil process and Water quality: advances in soil science**. Boca Raton: Lewis publishers, 1994. 398 p.

NEWMAN, E. I. Phosphorus input to terrestrial ecosytems. **Journal of ecology**, v. 83, p. 713-726. 1995.

ODUM, E. P. **Fundamentals of ecology**. 3. ed. Philadelphia: W. B-Saunders Company, 1971. 574 p.

OWENS, L. B. Impacts of soil N management on the quality of surface and subsurface water. In: LAL, R.; STEWART, B. A. **Soil processes and water quality: advances in soil science**. 9. ed. Boca Raton: Lewis Publishes, 1994. p. 137-162.

PAERL, H. W. et al. Harmful freshwater algal bloom, with an emplasis on cyanobacteria. **The Scientific Word**, v. 1, p. 76-113.

PERRY, J.; VANDERKLEIN, E. **Water quality: management of a natural resource**. USA: Blackwell Science, 1996. 639 p.

PINTO, A. R. **Poluição: controle e monitoramento ambiental**. Curso sobre... Fortaleza: UECE, 2002. 223 p. il. (Apostila nota de aula).

PITELLI, R. A. Macrófitas aquáticas no Brasil, na condição de problemáticas In: WORKSHOP CONTROLE DE PLANTAS AQUÁTICAS. **Anais...** Brasília: IBAMA, 1998. p. 12-15.

PORTO, M. F. A.; BRANCO, S, M.; LUCA, S. J. de. Caracterização da qualidade da água. In: PORTO, R. L. L. (Org). **Hidrologia ambiental**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo/Associação Brasileira de recursos Hídricos, 1991. p. 27-66. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos, v. 3).

RAMIREZ, J. J.; BICUDO, C. E. M. **Diurnal and spatial (vertical) dynamics of nutrients (N, P, Si) in four sampling days (Summer, fall, winter, and spring) in a tropical Shallow Reservoir and their relationships with the Phytoplankton Community**. Braz. J. Biol., 65(1):141-157, 2005.

RAMIREZ, R. J. J. Variación y estacional del contenido calórico, la estabilidad y el trabajo Del viento em uma laguna tropical. **Acta limnológica Brasiliensia**, Botucatu: SBL, 2000. v. 12, n. 1, p. 39 -54.

REBOUÇAS, A. C. Água doce no mundo e no Brasil. In: REBOUÇAS, A.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Uso e conservação**. 2. ed. São Paulo: Academia Brasileira de Ciências; Instituto de Estudos Avançados, USP, 2002. p. 1-37.

REYNOLDS, CS, 1984, The Ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge, 384p.

ROCHA, A. A. Algae as biological indicators of water pollution. In: CORDEIRO MARINO M. et al. **Algae and environment: a general approach**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Ficologia, 1992. 131 p.

ROCHA, M. S. **Aspectos hidroquímicos e balanço dos principais nutrientes do Estuário do Rio Choró – Estado do Ceará**. 2006. 217 f. Dissertação (Mestrado) - UFC, Fortaleza, 2006.

RODIER, J. **Análisis de las aguas: aguas naturales, aguas residuales, agua de mar**. Barcelona: Omega, 1990. 1059 p.

RUGANI, CA. **Bactérias amonificantes e fatores ecológicos nos lagos Carioca e Dom Hévelcio (Vale do Rio Doce, MG)**. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 117 p.

SCHÄFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia da águas continentais**. Porto Alegre, EDUNI-SUL, 1985. 532 p.

SHARPLEY, A. N. et al. **Agricultural phosphorus and eutrophication**. Ohio: Departamento of Agriculture, 1999. 36 p.

STANDARD methods for the examinations of water and wastewater: 4500-N nitrogen. 4-103 a 4-135. 21. ed. Disponível em: <www.funceme.br>. Acesso em 17 jun. 2005.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. 1993. **State-of-art of reservoir limnology and water quality management**. In “Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management” ed. M. Straskraba., J.G. Tundisi, A. Duncan, - Kluwer: Academic Publishers. - p. 213-289.

TELLES, D. A. Água na agricultura e pecuária. In: REBOUÇAS, A.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Uso e conservação**. 2. ed. São Paulo: Academia Brasileira de Ciências, Instituto de Estudos Avançados, USP, 2002. p. 305-337.

THOMAS, R.; MEYBECK, M.; M.; BEIN, A. Lakes and reservoirs. In: CHAPMAN, D. (Ed.). **Water quality assessment: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. Cambridge: UNESCO/WHO/UNEP, 1992. 585 p.

THORNTON J. A. Aspects of eutrophication management in tropical/subtropical regions. **J. Limnol. Soc. S. Afr.** v.13, p. 25-43. 1987.

TRUSSEL, R. P. The percent un-ionized ammonian aqueous ammonia solutions at differentes pH levels and temperature. **J. fish. Res. Board. Can.** v. 29, p. 1905-1507. 1972.

TUNDISI, J. G. A review of basic ecological process interacting with production and standing stock of phytoplankton in lakes and reservoirs in Brasil. **Hydrobiology**, v. 100, p. 223-243, 1983.

TUNDISI, J. G. **Limnologia de represas artificiais**. São Paulo: Escola de Engenharia de São Carlos, 1986. (Boletim de Hidráulica e Saneamento).

TUNDISI, J. G. Man-Made Lakes – Theoretical basis for reservoir management. **Verh, Internat. Limnol., Stuttgart**, n. 25, p. 1153-1156, dez. 1993.

TUNDISI, J. G. **Limnologia e manejo de represas**. Monografias em Limnologia. São Carlos, 1988. v.1. 506 p.

UNESCO/WHO/UNEO. **Water quality assessment: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. 2. ed. Cambridge: Charpman and Hall, 1996. 613 p.

VOLLENWEIDER, R, A. **Scientific Fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication**. Paris: OECD, 1968. 220 p.

VON SPERLING, E. **Morfologia de lagos e represas**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1999. 138 p.

VON SPERLING, E. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Editora do Departamento de Eng. Sanitária UFMG, 1996. 243 p.

VIANA, F. L.; FILHO, J. G. **Utilização de previsões climatológicas no gerenciamento dos recursos hídricos do Ceará: o caso do abastecimento de água da Região Metropolitana de Fortaleza**. Fortaleza. 1999.

VIEIRA, S. **Estatística experimental**. São Paulo: Atlas, 1999.

WETZEL, R. G., **Limnologia**. Barcelona: Omega, 1981. 619 p.

_____. _____. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1993. 919 p.

XAVIER, C. F. **Avaliação da influência do uso e ocupação do solo e de características geomorfológicas sobre a qualidade das águas de dois reservatórios da Região Metropolitana de Curitiba – Paraná.** 2005. 150 f
Dissertação (Mestrado) – UFPR, Paraná, 2005.