



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**ANÁLISE DE FATORES QUE INFLUENCIAM A
PROLIFERAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS E ALGAS
EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO**

POLLYANA CAETANO RIBEIRO

**Campina Grande – PB
Abril/2007**

Pollyana Caetano Ribeiro

**ANÁLISE DE FATORES QUE INFLUENCIAM A
PROLIFERAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS E ALGAS
EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO**

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, em cumprimento às exigências para a obtenção do grau de Mestre no domínio da área de Engenharia Sanitária e Ambiental.

**Área de concentração: Recursos Hídricos
Sub-área: Engenharia Sanitária e Ambiental**

Annemarie Konig
Orientadora
Beatriz S. O. de Ceballos
Co-orientadora

Campina Grande – PB
Abril de 2007



R484a Ribeiro, Pollyana Caetano
 Análise de fatores que influenciam a proliferação de
 cianobactérias e algas em lagoas de estabilização /
 Pollyana Caetano Ribeiro. - Campina Grande, 2007.
 91 f. : il.

 Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) -
 Universidade Federal de Campina Grande, Centro de
 Tecnologia e Recursos Naturais.

 1. Lagoas de Estabilização 2. Cianobactérias 3. Algas 4.
 Dissertação I. König, Annemarie, Dra. II. Ceballos, Beatriz
 S. O. de, Dra. III. Universidade Federal de Campina Grande
 - Campina Grande (PB) IV. Título

CDU 628.357.1(043)

**ANÁLISE DE FATORES QUE INFLUENCIAM A
PROLIFERAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS E ALGAS
EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO**

POLLYANA CAETANO RIBEIRO

Dissertação aprovada em 18 de abril de 2007




Prof.^a. Dra. Annemarie König
Orientadora - UFCG



Prof.^a. Dra. Beatriz S. O. de Ceballos
Co-orientadora - UFCG



Prof. Dr. Rui de Oliveira
Examinador interno - UFCG



Prof. Dr. José Tavares de Sousa
Examinador externo - UEPB

Campina Grande – PB
Abril/2007

***Em memória a meu pai José G. Ribeiro
e minha avó Josefa A. Sousa.***

Agradecimentos

A Deus;

A toda a minha Família pelo incentivo e apoio ao longo do desenvolvido deste trabalho;

A Darlan pela sua paciência e atenção que sempre tem comigo;

À professora Annemarie Konig pela excelente orientação;

À professora Beatriz S. O. de Ceballos pela orientação e sugestões oferecidas;

A todos os professores da área de Engenharia Sanitária e Ambiental (AESA) pelos ensinamentos fornecidos nas disciplinas, que foram essenciais para a execução deste trabalho;

A Giselaire Medeiros pelas valiosas discussões no decorrer deste trabalho;

A CAPES pela bolsa concedida;

À Companhia de Água e Esgoto da Paraíba (CAGEPA) pelas informações indispensáveis, e em especial ao diretor de operação e manutenção – Gilberto Martins de Sousa, e ao engenheiro Sérgio da Unidade de Negócios do Alto Piranhas;

A Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA) pelas informações cedidas, nas pessoas de Carmem Becker e Alexandre;

Os alunos e funcionários do laboratório da AESA responsáveis pelas análises da CAGEPA.

Às amigas e companheiras de trabalho Fernanda Torquato, Carla Baracuhy e Yanna Derks.

Resumo

O grande problema do florescimento de cianobactérias em corpos aquáticos é o fato destes microrganismos produzirem e liberarem toxinas que podem afetar a saúde humana quando da utilização da água para atividades diversas. O fenômeno não é restrito para mananciais de abastecimento podendo ocorrer em lagoas de estabilização, um ambiente hipereutrófico, que sob certas condições climáticas e operacionais favorecem o fenômeno de floração. Diante disso, o objetivo principal deste trabalho foi estudar as possíveis causas da proliferação excessiva de cianobactérias em algumas lagoas de estabilização do estado da Paraíba, com destaque para aquelas dos municípios de Sapé, Monteiro, Sousa e Cajazeiras. A literatura enfatiza que diferentes intervalos da razão N/P propiciam essa proliferação. Neste trabalho as razões N/P foram avaliadas utilizando diferentes formas de N e P. Os efluentes finais das ETE's foram monitorados no período de agosto de 2000 a maio de 2004 com análises de amostras que foram executadas no Laboratório de Saneamento Ambiental da Unidade Acadêmica de Engenharia Civil – CTRN - UFCG. As variáveis analisadas foram temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, DBO, DQO, amônia, nitrato, ortofosfato solúvel, fósforo total e clorofila "a". Os dados climáticos dos municípios (precipitação pluviométrica, insolação e temperatura do ar) foram fornecidos pela Agência de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESPA). A análise dos dados foi feita com o auxílio do Excel[®] 2003 disponível no Microsoft Office, utilizaram-se as ferramentas de análise estatística descritiva e das matrizes de correlação. O monitoramento mostrou que as estações de seca e chuva influenciaram na variação da qualidade do efluente final. Para amostras de esgoto bruto, a predominância dos valores da razão N/P ocorreu na forma de amônia/P-total para $N/P < 10$ e na forma de amônia/P-orto no intervalo de 10–16. Já no efluente final independente das formas de nitrogênio e fósforo utilizadas, predominou a razão $N/P < 10$. Ambas as faixas propiciam condições para o florescimento de algas e cianobactérias respectivamente. Observou-se que o evento de florescimento de cianobactérias foi evidente nos municípios de Sapé, Monteiro, Sousa e Cajazeiras por apresentarem condições essenciais e suficientes para desencadear tal fenômeno, como período longo de elevada insolação e efluentes finais com temperatura média acima de 25°C e pH médio em torno de 7,5. Em relação às oito ETE's avaliadas, a proliferação excessiva de cianobactérias ocorreu naqueles sistemas que apresentam configuração de lagoa facultativa primária (com exceção da ETE de Monteiro) e a alimentação intermitente o que pode ter contribuído para o fenômeno da floração. Fica então um alerta que sistemas com estas características, e em regiões de clima tropical podem favorecer o crescimento excessivo desses microrganismos com implicações severas em corpos hídricos que recebem esses efluentes e que se destinam ao abastecimento humano.

Abstract

Cyanobacteria bloom in aquatic water bodies are main concern to the Water companies due to their production and liberation of neuro and hepatic toxins which can affect human health when water is used for several activities. This phenomenon is not restricted to clean water bodies but also happens in waste stabilization ponds, a hipereutrophic environment and is favored by certain climatic and operational conditions. This research was carried out to investigate the causes of excessive cyanobacteria growth in some stabilization ponds in Paraíba State – Northeast Brazil, particularly those of Sapé, Monteiro, Sousa and Cajazeiras municipalities. The literature emphasizes that different intervals of N/P rate allows cyanobacteria bloom. In this work N/P rate were calculated using different forms of N and P. Wastewater Treatment Plants (WTP) final effluents were monitored from August 2000 to May 2004 with samples analysis carried out at the Laboratory of Environmental Sanitation of the Academic Unit of Civil Engineering – CTRN - UFCG. The variables analyzed were water temperature, pH, dissolved oxygen, electric conductivity, BOD, COD, ammonia, nitrate, soluble orthophosphate, total phosphorous and chlorophyll "a". Municipalities climatic data (precipitation, insolation and air temperature) were supplied by Paraíba State Water Administration Agency. Data analyses were carried out using Excel® 2003 available in Microsoft Office with descriptive statistical analysis and multiple correlations. Monitoring data showed that dry and rainy seasons influenced variation of final effluent quality. For raw sewage samples, most values $N/P < 10$ occurred when ammonia/total phosphorous were used. When ammonia/ soluble orthophosphate was used to estimate N/P rate, most values were in the 10 -16 interval. In final effluent samples no matter which nitrogen and phosphorous forms used to calculate N/P rate, the prevailing rate was $N/P < 10$. Both rates favour algae and cyanobacteria intensive growth. Intensive cyanobacteria growth were evident in Sapé, Monteiro, Sousa and Cajazeiras WTP due to certain conditions such as long insolation period, final effluent, temperature above 25°C and pH around 7,5. The excessive cyanobacteria proliferation happened in those systems configurated as primary facultative pond (except Monteiro WTP) and intermittent feeding. Attention must be given to systems with these features in tropical climate as they can favour the excessive growth of those microorganisms particularly in final effluent is discharged into supply water bodies.

Sumário

Agradecimentos	v
Resumo	vi
Abstract	vii
Listas de Figuras.....	viii
Listas de Tabelas.....	x
Capítulo I - Introdução.....	01
Capítulo II - Objetivos	03
2.1 Objetivo geral.....	03
2.2 Objetivos específicos.....	03
Capítulo III - Revisão da Literatura.....	04
3.1 Lagoas de estabilização	04
3.2 Classificação de lagoas de estabilização.....	06
3.2.1 Lagoas anaeróbias.....	07
3.2.2 Lagoas facultativas	07
3.2.3 Lagoa de maturação	08
3.3 Nutrientes	09
3.3.1 Nitrogênio.....	9
3.3.2 Fósforo.....	12
3.4 Transformações do N e P em lagoas de estabilização.....	14
3.5 Remoção de DBO, N e P em lagoas de estabilização.....	16
3.5.1 DBO	16
3.5.2 Nitrogênio.....	17
3.5.3 Fósforo.....	18
3.6 Algas.....	20
3.6.1 Gêneros de algas.....	20
3.6.2 Presença de algas em lagoas de estabilização	23

3.7	Florações e ocorrências de cianobactérias.....	24
Capítulo IV - Materiais e Métodos		30
4.1	Localização das estações de tratamento.....	30
4.2	Localização geográfica dos municípios	30
4.3	Aspectos climatológicos dos municípios.....	32
4.4	As estações de tratamento de esgoto (ETE's).....	32
4.4.1	ETE's da Unidade de Negócios do Brejo.....	32
4.4.2	ETE's da Unidade de Negócios da Borborema.....	32
4.4.3	ETE's da Unidade de Negócios das Espinharas.....	33
4.4.4	ETE's da Unidade de Negócios do Rio do Peixe	33
4.4.5	ETE's da Unidade de Negócios do Alto Piranhas	33
4.5	Monitoramento dos sistemas	33
4.6	Procedimentos analíticos.....	36
4.7	Importância das variáveis	36
4.7.1	Variáveis climáticas.....	36
4.7.2	Variáveis físicos, químicos e biológico.....	37
4.8	Procedimento de coleta	38
4.9	Análises estatísticas	38
Capítulo V - Apresentação e Análise dos Resultados.....		39
5.1	Aspectos climáticos dos municípios	39
5.1.1	Análise dos dados climáticos	40
5.2	Análise das variáveis físicas, químicas e biológica.....	43
5.2.1	Temperatura da água.....	49
5.2.2	pH	49
5.2.3	Oxigênio dissolvido – OD.....	50
5.2.4	Condutividade elétrica – CE.....	51
5.2.5	Demanda bioquímica de oxigênio – DBO	52
5.2.6	Demanda química de oxigênio – DQO.....	52
5.2.7	Amônia.....	53
5.2.8	Nitrato	53
5.2.8	Ortofosfato solúvel (P-orto).....	54
5.2.9	Fósforo total (P-total)	54
5.2.10	Clorofila “a”	55
5.3	Análise das matrizes de correlação	67

5.4 Análise da relação entre N/P no esgoto bruto e no efluente final	70
5.4.1 Relações N/P no esgoto bruto	71
5.4.2 Relações N/P no efluente final.....	72
Capítulo VI - Discussão	75
7.0 Conclusões.....	79
8.0 Referências Bibliográficas	81
9.0 Anexo I.....	89

Listas de Figuras

Figura 3.1 - Ciclo do nitrogênio.....	10
Figura 3.2 - Ciclo aquático do fósforo.....	13
Figura 3.3 - Transformações cíclicas do nitrogênio em lagoas de estabilização.....	15
Figura 3.4 - Transformações cíclicas do fósforo em lagoas de estabilização.....	16
Figura 4.1 - Localização dos municípios do estado da Paraíba, onde estão as ETE's e suas respectivas regionais.....	31
Figura 5.1 - Variações mensais da insolação e precipitações pluviométrica no efluente final dos municípios de Sapé (a), Guarabira (b), Campina Grande (c), Monteiro (d), Patos (e), Itaporanga (f), Sousa (g) e Cajazeiras (h), do estado da Paraíba, no período de (ago/00 a mai/04).....	43
Figura 5.2 - Localização dos municípios contemplados com as ETE's avaliadas e as suas respectivas coordenadas geográficas.....	44
Figura 5.3 - Variações mensais da temperatura da água no efluente final nas ETE's de Sapé (a), Guarabira (b), Campina Grande (c), Monteiro (d), Patos (e), Itaporanga (f), Sousa (g) e Cajazeiras (h), do estado da Paraíba, no período de (ago/00 a mai/04).....	56
Figura 5.4 - Variações mensais do pH no efluente final nas ETE's de Sapé (a), Guarabira (b), Campina Grande (c), Monteiro (d), Patos (e), Itaporanga (f), Sousa (g) e Cajazeiras (h), estado da Paraíba, no período de (ago/00 a mai/04).....	57
Figura 5.5 - Variações mensais de OD no efluente final das ETE's de Sapé (a), Guarabira (b), Campina Grande (c), Monteiro (d), Patos (e), Itaporanga (f), Sousa (g) e Cajazeiras (h), estado da Paraíba, no período de (ago/00 a mai/04).....	58

Figura 5.6 - Variações mensais de CE no efluente final nas ETE's de Sapé (a), Guarabira (b), Campina Grande (c), Monteiro (d), Patos (e), Itaporanga (f), Sousa (g) e Cajazeiras (h) estado da Paraíba, no período de (ago/00 a mai/04).....	59
Figura 5.7 - Variações mensais de DBO no efluente final nas ETE's de Sapé (a), Guarabira (b), Campina Grande (c), Monteiro (d), Patos (e), Itaporanga (f), Sousa (g) e Cajazeiras (h), do estado da Paraíba, no período de (ago/00 a mai/04).....	60
Figura 5.8 - Variações mensais de DQO no efluente final nas ETE's de Sapé (a), Guarabira (b), Campina Grande (c), Monteiro (d), Patos (e), Itaporanga (f), Sousa (g) e Cajazeiras (h), do estado da Paraíba, no período de (ago/00 a mai/04).....	61
Figura 5.9 - Variações mensais de amônia no efluente final nas ETE's de Sapé (a), Guarabira (b), Campina Grande (c), Monteiro (d), Patos (e), Itaporanga (f), Sousa (g) e Cajazeiras (h), do estado da Paraíba, no período de (ago/00 a mai/04).....	62
Figura 5.10 - Variações mensais de nitrato no efluente final nas ETE's de Sapé (a), Guarabira (b), Campina Grande (c), Monteiro (d), Patos (e), Itaporanga (f), Sousa (g) e Cajazeiras (h), do estado da Paraíba, no período de (ago/00 a mai/04).....	63
Figura 5.11 - Variações mensais de P-orto no efluente final nas ETE's de Sapé (a), Guarabira (b), Campina Grande (c), Monteiro (d), Patos (e), Itaporanga (f), Sousa (g) e Cajazeiras (h), do estado da Paraíba, no período de (ago/00 a mai/04).....	64
Figura 5.12 - Variações mensais de P-total no efluente final nas ETE's de Sapé (a), Guarabira (b), Campina Grande (c), Monteiro (d), Patos (e), Itaporanga (f), Sousa (g) e Cajazeiras (h), do estado da Paraíba, no período de (ago/00 a mai/04).....	65
Figura 5.13 - Variações mensais de clorofila "a" no efluente final nas ETE's de Sapé (a), Guarabira (b), Campina Grande (c), Monteiro (d), Patos (e), Itaporanga (f), Sousa (g) e Cajazeiras (h), do estado da Paraíba, no período de (ago/00 a mai/04).....	66

Listas de Tabelas

Tabela 4.1 - Unidades de Negócios (U.N.) da CAGEPA e informações geográficas dos municípios.....	30
Tabela 4.2 - Aspectos climáticos dos municípios contemplados com as ETE's do estado da Paraíba.....	34
Tabela 4.3 - Configurações dos projetos, os dados físicos e operacionais das ETE's e o número de ligações de água e de esgoto dos municípios do estado da Paraíba, contemplados na pesquisa.....	35
Tabela 4.4 - Parâmetros analisados e procedimentos analíticos empregados.....	36
Tabela 5.1 - Coordenadas geográficas e dados climatológicos dos municípios.....	39
Tabela 5.2 - Divisão do período de seca, de chuva e todo o período experimental com seus respectivos valores dos dados climáticos.....	42
Tabela 5.3 - Análise estatística das variáveis físicas, químicas e biológica no efluente final das ETE's, do estado da Paraíba, no período de (ago/00 a mai/04).....	46
Tabela 5.4 - Análise estatística das variáveis físicas, químicas e biológica no efluente final das ETE's, do estado da Paraíba, no período de seca.....	47
Tabela 5.5 - Análise estatística das variáveis físicas, químicas e biológica no efluente final das ETE's, do estado da Paraíba, no período de chuva.....	48
Tabela 5.6 - Resumo das correlações significativas positivas e negativas entre o conjunto de todos os dados mensais das variáveis físicas, química e biológica analisadas no efluente final das oito ETE's com os valores de insolação e de precipitação pluviométrica.....	67

Tabela 5.7 – Relação entre a razão das diferentes formas de N/P no esgoto bruto nos intervalos sugeridos (Sawyer, 1944 citado por Branco, 1986) e (Scherus, 1992 citado por Chorus & Bartram, 1999).....73

Tabela 5.8 - Relação entre a razão das diferentes formas de N/P no efluente final nos intervalos sugeridos (Sawyer, 1944 citado por Branco, 1986) e (Scherus, 1992 citado por Chorus & Bartram, 1999).....74

Anexo I

Tabela 1 – Matriz de correlação entre o conjunto de todos os dados mensais das variáveis físicas, química e biológica analisadas no efluente final das oito ETE's com os valores de insolação e de precipitação pluviométrica, no período de (agosto de 2000 a maio de 2004).....90

Tabela 2 – Matriz de correlação entre o conjunto de todos os dados mensais das variáveis físicas, químicas e biológica analisadas no efluente final das oito ETE's com os valores de insolação e de precipitação pluviométrica, no período de seca.....90

Tabela 3 – Matriz de correlação entre o conjunto de todos os dados mensais das variáveis físicas, química e biológica analisadas no efluente final das oito ETE's com os valores de insolação e de precipitação pluviométrica, no período de chuva.....91

1.0 Introdução

O aumento da população mundial e a constante intervenção do homem no meio ambiente estão alterando a qualidade das águas superficiais e subterrâneas com descargas poluidoras e tornando cada vez mais escassos os recursos hídricos. O aumento do consumo de água nos centros urbanos gera, simultaneamente, um maior volume de esgotos sanitários. Estes, por sua vez, exigem uma destinação adequada, caso contrário haverá o risco de poluição do solo e contaminação dos ecossistemas aquáticos.

O lançamento indiscriminado de esgotos brutos ou parcialmente tratados nos corpos de água superficiais pode causar sérios problemas de natureza ambiental ou ecológica, reduzindo a diversidade da vida aquática e provocando risco à saúde pública. Para evitar esses inconvenientes, é de fundamental importância submeter as águas residuárias a um tratamento antes do seu lançamento em corpos receptores. O tratamento dos esgotos domésticos consiste, basicamente, na modificação de suas características físicas, químicas e biológicas de tal forma que possa ser lançado em corpos receptores dentro dos padrões exigidos pelos órgãos de controle de poluição ambiental.

A literatura (Silva & Mara, 1979; Silva, 1982; Von Sperling, 1996b; Kellner & Pires, 1998) consideram que o tratamento dos esgotos domésticos utilizando lagoas de estabilização é ideal para as condições brasileiras, pelo clima favorável (temperatura e insolação elevadas), pois a temperatura ambiente favorece a atividade microbiana, possibilitando atingir um alto grau de purificação, a custos baixos de execução, operação e manutenção.

Os impactos causados pelas atividades humanas nos mananciais, como as descargas de esgotos domésticos não ou parcialmente tratados, industriais e o uso excessivo de fertilizantes na agricultura, causam o aumento da concentração de nutrientes na água, principalmente compostos nitrogenados e fosfatados. Isto ocasiona o fenômeno de eutrofização, que produz mudanças na qualidade da água que inclui a redução de oxigênio dissolvido e a perda das qualidades cênicas, ou seja, das características estéticas do ambiente e o aumento da incidência de florações de cianobactérias e algas.

As cianobactérias ou cianofíceas, também conhecidas popularmente como “algas azuis”, são microrganismos aeróbios fotoautotróficos, procariontes e, portanto, muito semelhantes bioquimicamente e estruturalmente às bactérias (Azevedo, 1996). As florações de cianobactérias se caracterizam pelo intenso crescimento dos microrganismos na superfície da água, formando uma densa camada de células com vários centímetros de profundidade. A capacidade de crescimento nos mais diferentes meios é uma das características marcantes das cianobactérias. Entretanto, ambientes de água doce são os mais favoráveis para o crescimento de cianobactérias e alta concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (FUNASA, 2003). Sawyer (1944) citado por Branco (1986) sugere que em esgotos domésticos com concentrações de 15 a 35mg/L de nitrogênio para 2 a 4mg/L de fósforo numa proporção de 8:1 favorecem o fenômeno de florações de algas. O mesmo autor estudando vários lagos do estado de Wisconsin (EUA) observou que sempre que o conteúdo do fósforo se elevava a 0,01mg/L e o de nitrogênio a 0,30mg/L, portanto numa razão 30:1, ocorriam florações de algas. Já Scherus (1992) citado por Chorus & Bartram (1999) observou que as florações de cianobactérias são induzidas quando as relações entre nitrogênio e fósforo atingem a razão 10-16:1, e as florações de algas eucarióticas são favorecidas na razão 16–23:1.

A principal preocupação com o aumento da ocorrência de florações de cianobactérias em mananciais é a capacidade de esses microrganismos produzirem e liberarem para o meio líquido toxinas (cianotoxinas) que podem afetar a saúde humana, tanto pela ingestão de água como por contato em atividades de recreação no ambiente, ou ainda pelo consumo de pescado contaminado. As cianotoxinas não são removidas pelo tratamento convencional de águas, necessitando de tecnologias efetivas e de custos elevados (Chorus & Bartram, 1999).

Diante da problemática que a proliferação excessiva de cianobactérias pode causar, e tendo evidências em referências da literatura (Dinges, 1982; König, 1984; Ceballos, 1997; Lima, 2001) que constataram a presença de cianobactérias, em lagoas de estabilização, surgiu o interesse em estudar as causas que favorecem o aparecimento de florações de cianobactérias, em lagoas de estabilização do estado da Paraíba.

2.0 Objetivos

2.1 Objetivo geral

O objetivo deste trabalho foi estudar as possíveis causas da proliferação excessiva de cianobactérias e algas em algumas lagoas de estabilização do estado da Paraíba, particularmente as dos municípios de Sapé, Monteiro, Sousa e Cajazeiras.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar as condições climáticas e sua relação com a proliferação de cianobactérias e algas;
- Avaliar algumas variáveis físicas e químicas que influenciariam o fenômeno de floração de cianobactérias e algas;
 - Investigar as correlações entre essas variáveis;
 - Investigar a razão entre diferentes formas de nitrogênio (N) e de fósforo (P) que propiciam o desenvolvimento de florações de cianobactérias e algas.

3.0 Revisão da Literatura

3.1 Lagoas de estabilização

A dinâmica dos sistemas biológicos de tratamento de águas residuárias, tipo lagoas de estabilização, em regiões tropicais, acelera a disponibilidade de nutrientes eutrofizantes, por ser um ambiente hipereutrófico que sob condições especiais de insolação e temperatura elevadas criam condições que favorecem o florescimento de cianobactérias e algas.

As bactérias, fungos, algas, protozoários, rotíferos e outros microrganismos participam ativamente do tratamento biológico de águas residuárias (Dinges, 1982; Jordão & Pessoa, 1995; Kellner & Pires, 1998; Metcalf & Eddy, 2003). A matéria orgânica é estabilizada pela ação das bactérias heterotróficas, com participação de fungos e protozoários (Jordão & Pessoa, 1995). Os rotíferos são capazes de metabolizar partículas de sólidos maiores que se apresentam em flocos, e que os protozoários não podem assimilar (Silva & Mara, 1979; Kellner & Pires, 1998). As algas e cianobactérias são produtores primários fotossintetizantes que se desenvolvem a partir do gás carbônico e nutrientes, sendo estimuladas por fosfatos e amônia, os quais estão presentes em esgotos domésticos sob a catalise de luz. Contribuem para produção de oxigênio fotossintético necessário ao processo bacteriano de oxidação da matéria orgânica, para modificações do pH ao longo do ciclo diário (Konig, 2000), para a eliminação de bactérias patogênicas (Mendonça, 2000) e para remoção de nutrientes, em especial nitrogênio e fósforo (Kellner & Pires, 1998).

A eficiência da lagoa de estabilização depende de diversos fatores, classificados entre incontroláveis e controláveis. Os fatores incontroláveis independem do projeto da unidade de tratamento sendo luz, temperatura, ventos e outras características climáticas que afetam de alguma forma o desempenho do sistema. Já os fatores controláveis são os que dependem diretamente das características de projeto como tamanho, forma, profundidade, carga e área da lagoa, tempo de

detenção hidráulica, dispositivos de entrada e saída e métodos de operação (Branco, 1986).

A atividade dos microrganismos que atuam no processo biológico é influenciada por diferentes fatores que afetam o ambiente aquático em que vivem como temperatura, pH, precipitações pluviométricas e evaporação.

A temperatura é um dos principais fatores abióticos que atua no metabolismo das lagoas de estabilização o qual interfere diretamente no metabolismo bacteriano, no processo de degradação da matéria orgânica, na velocidade das reações químicas e na solubilidade dos gases na massa líquida. Além de interferir no metabolismo microbiano a temperatura permite a ocorrência de estratificação térmica. A estratificação térmica é um fenômeno físico que ocorre sob condições bem específicas durante o dia com muito sol e pouco vento, provocado pela ação direta do sol sobre as camadas mais superficiais das lagoas. Nessas camadas há uma transformação de energia radiante em energia calorífica tornando-as mais quentes do que as camadas inferiores e, conseqüentemente, ficam menos densas do que as camadas mais profundas, impossibilitando uma mistura na massa líquida (Silva & Mara, 1979). O fenômeno é mais comum em lagoas menos turvas como as facultativas e de maturação e tende, conforme a literatura (Silva & Mara, 1979; Silva, 1982), a prejudicar o desempenho dessas lagoas. Como não ocorre a mistura entre as camadas, as algas, principalmente as não flageladas, que tinham acesso à zona eufótica, pelos movimentos de convecção da massa líquida, ficam restritas à região afótica, e assim não realizam fotossíntese, passando a exercer demanda de oxigênio, acentuando o estado de anaerobiose das camadas inferiores. Também, com a ausência de mistura, porções do líquido tendem a passar pela lagoa em um tempo de detenção hidráulica menor que o desejável, caracterizando a ocorrência de curto-circuito hidráulico nas lagoas. Outras porções tendem, por outro lado, a permanecer mais tempo que a detenção hidráulica projetada contribuindo para a formação de zonas estagnadas.

A ação dos ventos sobre a superfície das lagoas é de grande importância, pois, facilita a mistura da massa líquida, contribuindo para diminuir a estratificação térmica, provocando uma melhor distribuição do oxigênio dissolvido, produzido nas camadas superficiais, e também uniformiza a temperatura das lagoas (Ellis, 1983).

O pH é outro fator muito influente em processos biológicos de tratamento de águas residuárias, pois o crescimento e desenvolvimento de microrganismos envolvidos no tratamento são bastante sensíveis à condição ácida ou básica do meio. As bactérias, por exemplo, não suportam pH acima de 9,5 ou abaixo de 4,0, sendo a faixa de pH ideal para sua existência situada entre 6,5 e 7,5 (Metcalf & Eddy, 2003).

Ao longo do dia, o pH sofre modificações ao longo da coluna d'água, sobretudo em lagoas facultativas e de maturação. Pela manhã, o pH encontra-se bastante reduzido devido ao excesso de gás carbônico produzido pela respiração à noite. Nos períodos de intensa incidência de radiação solar, entre 14 e 16 horas, sob a ação de organismos fotossintetizantes, verifica-se alta remoção de gás carbônico dissolvido com, conseqüente, dissociação de bicarbonato em gás carbônico e hidroxila, o que eleva o pH (Konig, 2000). Em condições de elevada atividade fotossintética, o pH pode subir a valores superiores a 9,0, proporcionando condições para a volatilização da amônia, enquanto que para a precipitação do fósforo o pH deve está acima de 8,0 (Von Sperling, 1996b).

Branco (1986) relata ainda que o pH pode exercer influencia sobre a toxicidade da amônia, uma vez que a amônia e o íon amônio, em equilíbrio, são extremamente dependentes do pH. Através de estudos realizados por Abeliovich & Azov (1976) em lagoas de estabilização, foi verificado que concentrações de amônia maiores ou iguais a 28mg/L em pH maior que 8,0, são tóxicas para a fotossíntese e para o crescimento das algas. Todavia, a toxicidade da amônia varia em relação às espécies de algas (Pearson & Konig, 1986). Konig *et al.*, (1987), pesquisando culturas de algas dos gêneros *Chlorella* e *Euglena* isoladas de lagoas de estabilização, mostraram que o gênero *Chlorella* é mais tolerante, pois cresce em concentrações de até 10mM de amônia em pH igual a 9,0.

Segundo Mendonça (2000), a precipitação pluviométrica e a evaporação são os fatores climáticos que mais têm influência na qualidade do efluente final da lagoa de estabilização. O autor enumera os possíveis problemas da precipitação pluviométrica:

- O tempo de detenção poderá reduzir-se durante o período de chuva;
- Chuvas intensas podem diluir o conteúdo das lagoas pouco profundas, afetando o alimento disponível para a biomassa;
- O aumento repentino da quantidade de água escoada com a chuva pode carrear para o efluente grande quantidade de sólidos e provocar arraste significativo da população de algas e materiais inorgânicos.

A evaporação excessiva pode promover o rebaixamento da lâmina líquida a níveis que interferem na operação da lagoa, visto que ela altera a concentração de sólidos, da matéria orgânica e dos elementos químicos presentes, podendo haver modificações no equilíbrio biológico (Jordão & Pessoa, 1995).

3.2 Classificação de lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são comumente classificadas em anaeróbias, facultativas e de maturação. Essa classificação é baseada na dominância relativa dos dois processos bioquímicos, oxidação aeróbia ou digestão anaeróbia, sob os quais ocorre a degradação da matéria orgânica. A predominância é condicionada pelos fatores bióticos e abióticos que caracterizam o ecossistema aquático sendo destacado o papel da carga orgânica aplicada. Assim, lagoas anaeróbias são caracterizadas pela aplicação de elevadas cargas orgânicas superficiais e volumétricas e lagoas facultativas e de maturação recebem cargas orgânicas progressivamente menores o que lhes permite operar sob condições progressivamente mais aeróbias (Silva, 1982; Mara & Pearson, 1986 e de Oliveira, 1990).

3.2.1 Lagoas anaeróbias

As lagoas anaeróbias são sistemas de tratamento que se caracterizam por receberem elevadas cargas orgânicas, que as fazem funcionar desprovidas de oxigênio (Silva & Mara, 1979), nas quais agem predominantemente os mecanismos da sedimentação de material particulado e da digestão anaeróbia da matéria orgânica (Silva, 1982). Em regiões de clima tropical a remoção média DBO_5 de se situa na faixa entre 50 – 60% (Von Sperling, 1996b) até 70% (de Oliveira, 1990) sendo sua aplicação comumente recomendada no tratamento de águas residuárias concentradas em termos de matéria orgânica biodegradável ($DBO_5 > 300\text{mg/l}$) ou que apresentem elevadas concentrações de sólidos suspensos ($SS > 300\text{mg/l}$).

A aplicação de lagoas anaeróbias é tão vantajosa que deve ser a primeira consideração em um projeto de uma série de lagoas de estabilização, mas por ser basicamente um tratamento de nível primário, com um efluente de má qualidade higiênica, deve ser seguido por unidades posteriores de tratamento, notadamente lagoas facultativas secundárias (Silva, 1982).

3.2.2 Lagoas facultativas

As lagoas facultativas são projetadas para receberem águas residuárias brutas ou efluentes de um tratamento primário entre os quais os de lagoas anaeróbias (Silva & Mara, 1979). Essas lagoas são chamadas de facultativas, porque são formadas por uma camada aeróbia superficial, e uma camada anaeróbia no fundo.

As bactérias são as responsáveis pelos processos oxidativos, ou seja, que convertem o material orgânico em dióxido de carbono, amônia e fosfatos. Os gêneros predominantes são *Achromobacter*, *Pseudomonas* spp, *Flavobacterium* spp e *Alcaligenes* spp (Dinges, 1982).

Como as lagoas contêm quantidades altas de nutrientes (NH_4^+ e PO_4^{-3}), favorecem o desenvolvimento das algas (Konig, 2000). Devido ao seu metabolismo predominantemente autótrofo, as algas utilizam luz solar para produção de oxigênio através da atividade fotossintética, suprimindo a maior parte do oxigênio requerido para a biota aquática. Ao anoitecer, a atividade fotossintética decai gradualmente até ser totalmente anulada e, com isso, passam a prevalecer condições anaeróbias na maior parte da coluna líquida (Kellner & Pires, 1998).

O pH também varia com o ciclo diário. Ceballos *et al.* (1997) afirmam que os valores elevados em lagoas facultativas resultam da atividade fotossintética das horas. Silva & Mara (1979) dizem ainda que o valor do pH pode chegar a 10. Isto ocorre porque na atividade fotossintética máxima, as algas retiram o CO_2 da solução muito antes que as bactérias consigam repô-lo pela oxidação da matéria orgânica. Então, os íons bicarbonato presentes se dissociam, para produzir CO_2 e o íon hidroxila, que é responsável pelo aumento do pH. Na escuridão, predominam os processos fermentativos do metabolismo bacteriano dos quais resultam ácidos orgânicos fracos e CO_2 e, portanto, o valor de pH tende a decrescer.

Nas camadas inferiores e no fundo das lagoas facultativas ocorre a decomposição anaeróbia, liberando sais minerais, nutrientes orgânicos solúveis e gases como o CO_2 e o CH_4 . O gás carbônico é aproveitado pelas algas na fotossíntese (Silva & Mara, 1979; Ellis, 1983). O crescimento de algas é tão intenso em lagoas facultativas que o conteúdo desta adquire uma coloração verde brilhante (Silva & Mara, 1979). A concentração de biomassa algal no efluente de uma lagoa facultativa bem projetada e operada depende da carga orgânica e da temperatura. Valores comuns de clorofila "a" nesses efluentes estão entre 500 e 2000 $\mu\text{g/L}$ (Mara *et al.*, 1992). Konig (1984) cita que a faixa de cargas superficiais variando de 170 a 230 $\text{kgDBO}_5/\text{ha.dia}$ favorece o crescimento de algas em lagoas facultativas no nordeste do Brasil.

3.2.3 Lagoa de maturação

As lagoas de maturação são projetadas para receber efluentes já tratados em nível secundário. Sua função principal é eliminar os organismos patogênicos, para adequar a qualidade sanitária dos efluentes de modo a obedecer aos padrões de lançamento ou proporcionar o reuso dos efluentes (Silva & Mara, 1979).

Silva & Mara (1979) relatam que na maioria das vezes a profundidade da lagoa de maturação é a mesma que a das lagoas facultativas. Alcançam apenas uma pequena remoção de DBO, mas a redução de nitrogênio e fósforo pode ser

significativa. A remoção de nutrientes está ligada à presença de algas e a altos valores de pH na lagoa. A remoção de amônia pelas algas ocorre pela incorporação desse nutriente em sua biomassa e os altos valores de pH favorecem a volatilização da amônia e a precipitação do fosfato (Mara *et al.*, 1992, Von Sperling, 1996b).

3.3 Nutrientes

As bactérias interagem no processo de síntese orgânica e decomposição da matéria orgânica, que constitui fonte de carbono, nitrogênio e fósforo. Os dois últimos nutrientes são absorvidos por algas e cianobactérias na forma de compostos orgânicos complexos ou participam de uma série de reações químicas essenciais às atividades metabólicas em ambientes aquáticos. Segundo Branco (1986) e Sawyer *et al.* (1994) a principal fonte de nitrogênio e fósforo são os esgotos domésticos, que levam à água receptora, compostos orgânicos complexos que, através da oxidação biológica, contribuem para a formação de quantidades relativamente elevadas de nitratos e fosfatos como produtos finais.

Aumentos consideráveis dos teores de nitrogênio (N) e de fósforo (P) em ambientes aquáticos podem determinar uma intensa floração de cianobactérias e de algas decorrente do acelerado processo de eutrofização. Segundo Andreoli & Carneiro (2005) o fósforo é considerado o maior responsável pela eutrofização artificial e concentrações superiores a 0,03mg/L (Esteves, 1998) já caracterizam um lago como eutrófico.

De acordo Sawyer (1944) citado por Branco (1986) uma relação entre o nitrogênio e o fósforo nos esgotos domésticos de apenas 8:1, ou seja, 15 a 35mg/L de nitrogênio para 2 a 4mg/L de fósforo já permite condições suficientes para as florações de algas. O mesmo autor estudando os lagos de Wisconsin (EUA) verificou que o fenômeno da floração se dava sempre que a concentração de nitrogênio se elevava a 0,30mg/L e a de fósforo a 0,01mg/L, resultando em uma razão de 30:1. Já Scherus (1992) citado por Chorus & Bartram (1999) ressalta que as florações de cianobactérias são estimuladas quando as relações entre o nitrogênio e o fósforo atingem o intervalo 10-16N:1P, enquanto para as florações de algas eucarióticas são favorecidas no intervalo 16-23N:1P.

3.3.1 Nitrogênio

O nitrogênio em ecossistemas aquáticos desempenha importante papel no metabolismo dos microrganismos devido à sua participação na formação de

compostos vitais, como, por exemplo, as proteínas que são responsáveis por inúmeras funções, entre as quais se destaca a catálise de reações bioquímicas. O mesmo apresenta-se em diversos estados de oxidação, nas formas de: N_2 (nitrogênio molecular), NH_3 (amônia), NH_4^+ (ion amônio), NO_2^- (nitrito), NO_3^- (nitrato), N_2O (óxido nitroso), nitrogênio orgânico dissolvido (peptídeos, aminas, purinas, aminoácidos e uréia) e particulado (na biomassa de bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e nos detritos) (Hammer, 1979; Barnes & Bliss, 1983; Sawyer *et al.*, 1994; Esteves 1998).

Em águas residuárias domésticas, o nitrogênio está presente principalmente como nitrogênio amoniacal (em torno de 60%) e nitrogênio orgânico (em torno de 40%). Nitrito e nitrato ocorrem em pequenas quantidades, que representam menos de 1% do nitrogênio total (Barnes & Bliss, 1983). A disponibilidade dos vários compostos de nitrogênio, num corpo d'água (Figura 3.1) pode influenciar a variedade, abundância e valor nutricional de plantas e animais aquáticos, uma vez que este nutriente é o quarto principal elemento (após carbono, oxigênio e hidrogênio) presente nos seres vivos, representando 5% do peso seco nos mesmos (Esteves, 1998; Horne & Goldman, 1994 e Metcalf & Eddy, 2003).

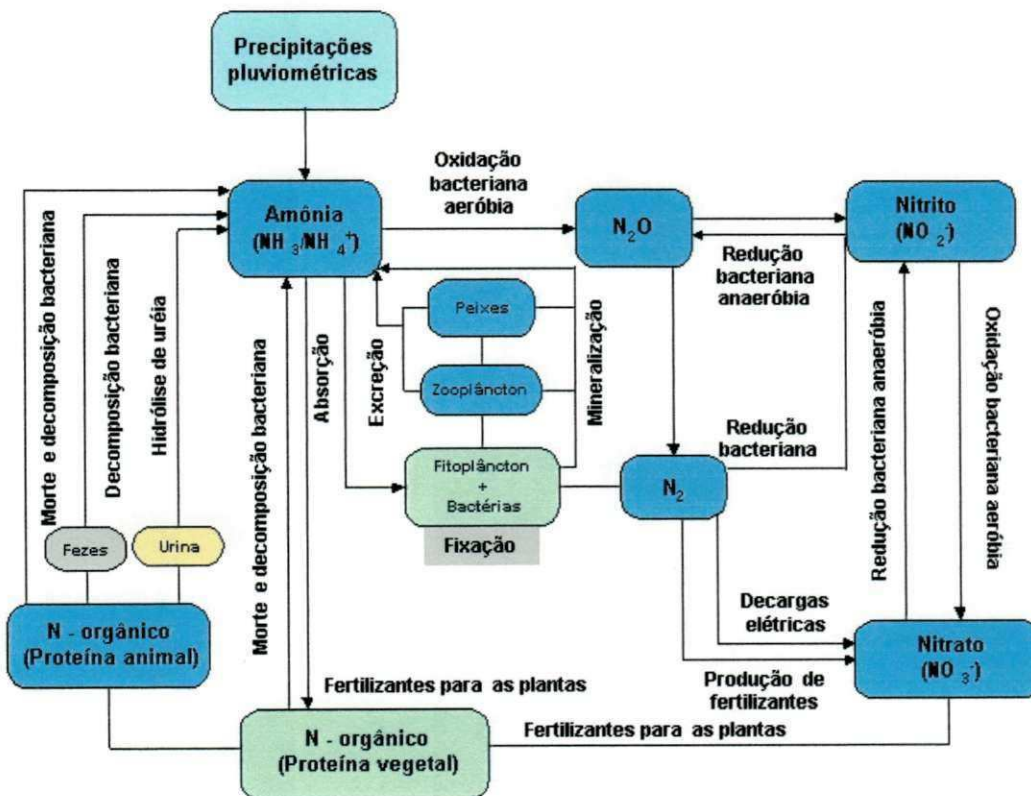


Figura 3.1 - Ciclo do nitrogênio.

Fonte: Adaptado de Barnes & Bliss (1983).

Os organismos fixadores de nitrogênio em ambientes aquáticos podem ser tanto de vida livre como viver em simbiose com plantas aquáticas superiores. Segundo

Esteves (1998), a fixação de nitrogênio molecular é caracterizada pela redução desta forma de nitrogênio por bactérias de vida livre e cianobactérias, sendo esta operação catalisada por um sistema de enzima denominada nitrogenase, extremamente sensível ao oxigênio.

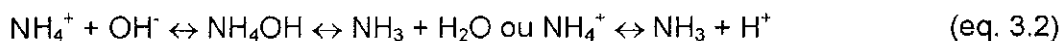
A fixação do nitrogênio realizada por cianobactérias ocorre nos heterocistos (célula especial capaz de fixar o nitrogênio molecular). Segundo Reynolds (1984), em alguns casos, a fixação desenvolvida por cianobactérias contribui com mais de 50% do nitrogênio que entra em muitos lagos. As bactérias fixadoras de nitrogênio de vida livre são o *Clostridium pasteurianum* e algumas espécies do gênero *Azotobacter*, as cianobactérias são as do gênero *Nostoc*, *Anabaena*, *Aphanizomenon* e *Gloeotrichia* (Rocha & Branco, 1985; Horne & Goldman, 1994 e Esteves, 1998) e a alga *Anabaena azollae* (cianofíceas) que vive em simbiose com a macrófita aquática do gênero *Azolla* também fixa nitrogênio molecular. Depois da fixação do nitrogênio, segue-se a cadeia alimentar pela biota no ecossistema aquático, com excreção de amônio em pequenas quantidades. Este íon também pode ser proveniente da mineralização de detritos orgânicos das bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e peixes.

A matéria orgânica dissolvida e particulada pode ser decomposta por organismos heterotróficos tanto aeróbios quanto anaeróbios, com conseqüente produção de amônia, de acordo com a Equação 3.1. Esteves (1998) cita o sedimento como principal local de realização deste processo, denominado de amonificação (Barnes & Bliss, 1983; de Oliveira, 1990).

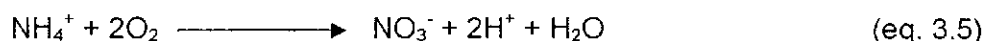
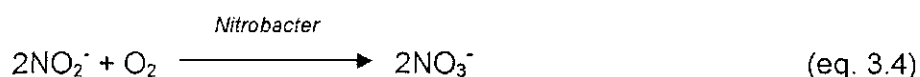
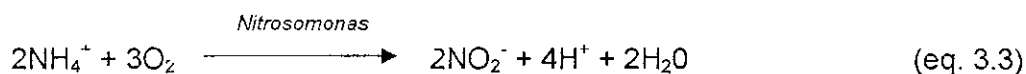


Em meio aquático e sob condições ácidas ou neutras o nitrogênio amoniacal predomina na forma iônica. Em meio básico a amônia é volatilizada para a atmosfera. A Equação 3.2 mostra o equilíbrio entre as formas do nitrogênio amoniacal, sendo o hidróxido de amônio e a amônia tóxica para peixes e algas. Concentrações maiores que 0,2mg/L de amônia livre podem causar a morte de diversas espécies de peixes (Sawyer *et al.*, 1994). Segundo Abeliovich & Azov (1976) concentrações de amônia maiores ou iguais a 28mg/L em pHs maiores que 8,0 são tóxicas às algas, inibindo sua atividade fotossintética. O potencial de toxicidade da amônia sobre as algas é atribuído principalmente à forma não ionizada.

Segundo Esteves (1998), em lagos eutróficos ocorre um aumento do pH da água, que favorece a formação de amônia, em virtude do alto consumo de dióxido de carbono. De acordo com de Oliveira (1990) e Esteves (1998), como a amônia e o íon, em equilíbrio, são extremamente dependentes do pH e da temperatura, estes fatores determinam sua toxicidade na água.



O íon amônio presente na massa líquida é diretamente absorvido pelo fitoplâncton ou poderá ser oxidado, em ambiente aeróbio, por bactérias nitrificantes gram-negativas quimioautotróficas. Nesta oxidação participam dois gêneros de bactérias, quais sejam: *Nitrosomonas* (*N. europaea*, *N. oligocarbogenes*, *Nitrosolobus*, *Nitrosospira* e *Nitrosococcus*) e *Nitrobacter* (*N. agilis* e *N. winogradski*), responsáveis pela oxidação de amônia a nitrito e este a nitrato, em conformidade com as Equações 3.3 e 3.4, respectivamente, e com a forma generalizada da Equação 3.5.



O nitrato pode ser diretamente absorvido pelo fitoplâncton e/ou macrófitas, formando proteína vegetal, ou poderá ser reduzido a nitrito, óxido nitroso e nitrogênio molecular por bactérias desnitrificantes facultativas heterotróficas, como as *Pseudomonas*, *Alcaligenes* e *Bacillus* (Barnes & Bliss, 1983) que o utilizam como aceptor de elétrons. Este processo se desenvolve na ausência de oxigênio e é chamado de desnitrificação.

3.3.2 Fósforo

O fósforo é importante no metabolismo dos seres vivos, pois, participa do armazenamento de energia (forma uma fração essencial da molécula de ATP) e estruturação da membrana celular (através de fosfolipídios). Embora ocorra em baixas porcentagens e pouca quantidade requerida pelos organismos (relações N:P é 16:1), geralmente ele é o principal limitante da produtividade primária em águas continentais (Wetzel, 1993; Andreoli & Carneiro, 2005). Segundo Hammer (1979) aproximadamente 60% do fósforo encontrado no esgoto doméstico são oriundos de detergentes sintéticos.

De acordo com Sawyer *et al.* (1994), Horne & Goldman (1994) e Esteves (1998), as várias frações que o fósforo pode se apresentar no meio aquático são:

- Fósforo inorgânico particulado: polifosfatos, apatita e fósforo adsorvido a agregados inorgânicos, como o hidróxido férrico;

- Fósforo orgânico particulado: fósforo adsorvido a agregados orgânicos e o fósforo da biota;
- Fósforo total dissolvido: ortofosfato e fósforo coloidal;
- Fósforo total: somatório de todas as formas de fósforo presentes na água.

Os ortofosfatos estão prontamente disponíveis para a biota aquática (Sawyer *et al.*, 1994; Von Sperling, 1996a; Esteves, 1998). De acordo com Horne & Goldman (1994), o fósforo pode ser introduzido em corpos aquáticos através do arraste de partículas fosfatadas, provenientes da erosão do solo, pelos rios, córregos e poeiras e ainda, pela descarga de esgotos. A Figura 3.2 representa graficamente o ciclo aquático do fósforo.

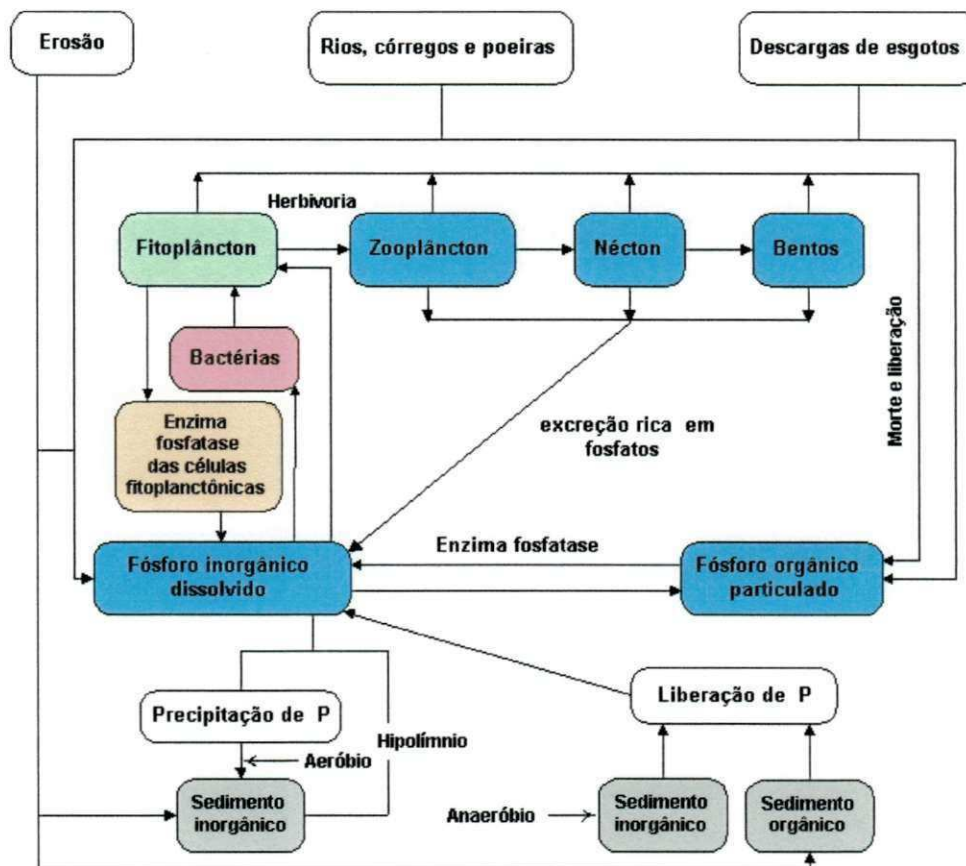


Figura 3.2 – Ciclo aquático do fósforo.

Fonte: Esteves (1998).

A degradação do fósforo pela intemperização de rochas promove a liberação do mesmo que, em seguida, é arrastado pelas águas superficiais até atingir corpos receptores. O fósforo pode estar solúvel ou adsorvido a argilas. Nas águas naturais, de 5 a 10% do fósforo são introduzido como ortofosfato, entretanto a maior parte do fósforo nestes ecossistemas está na forma orgânica como biomassa viva ou morta (Esteves, 1998).

O fósforo particulado em detritos orgânico presentes em corpos aquáticos tem sua origem por fonte externa ou na própria biomassa que forma uma teia alimentar e pode liberar, por excreção, o ortofosfato solúvel que estará prontamente disponível para novo consumo pelas bactérias e pelo fitoplâncton.

O fitoplâncton, macrófitas aquáticas, zooplâncton, nécton e bentos também liberam fosfatos após sua morte. No caso do fitoplâncton, a liberação do fosfato pode ser um fenômeno muito rápido, pois as fosfatases das próprias células fitoplanctônicas desfosforizam o fosfato particulado para solúvel, que desta maneira é mineralizado pelas bactérias até o ortofosfato solúvel. Este processo é importante para manter os níveis de fosfatos nos ecossistemas aquáticos (Esteves, 1998).

O fósforo biologicamente disponível pode provir ainda do fósforo orgânico particulado, devido à ação de enzimas, e de sedimentos orgânicos e inorgânicos desde que o ambiente seja anaeróbio, especialmente quando o íon ferro encontra-se reduzido. Caso o ambiente seja aeróbio e haja a presença de ferro férrico e cálcio, o ortofosfato precipita-se como fosfato de ferro e cálcio, respectivamente. A precipitação do íon fosfato pode representar sua exclusão, definitiva ou temporária, de circulação na coluna d'água em virtude do mesmo poder ser permanentemente imobilizado no sedimento e findar por reduzir a produtividade do sistema.

3.4 Transformações do N e P em lagoas de estabilização

Em lagoas de estabilização ocorrem as seguintes transformações cíclicas do nitrogênio ilustradas na Figura 3.3.

- O material orgânico afluyente possui consideráveis frações de nitrogênio orgânico na forma de proteínas e aminoácidos, que são decompostos por ação bacteriana, e juntamente com a uréia, que é hidrolisada, são transformados em nitrogênio amoniacal.
- As algas e cianobactérias utilizam luz solar como fonte de energia e nitrogênio amoniacal, dentre outros nutrientes, para gerar novas células. Essa comunidade fitoplanctônica poderá sofrer autooxidação e lise, fornecendo assim, nitrogênio amoniacal à massa líquida e podem sedimentar na camada de lodo.
- A massa fitoplanctônica sedimentada sofrerá decomposição bacteriana e liberará nitrogênio amoniacal novamente à massa líquida.
- O nitrogênio amoniacal presente na massa líquida e sob condições aeróbias sofrerá oxidação a nitrito e posteriormente a nitrato via atividade bacteriana.

- Sob condições anaeróbias o nitrato será reduzido a nitrito ou a nitrogênio gasoso, caso haja presença de substrato orgânico e bactérias desnitrificantes.

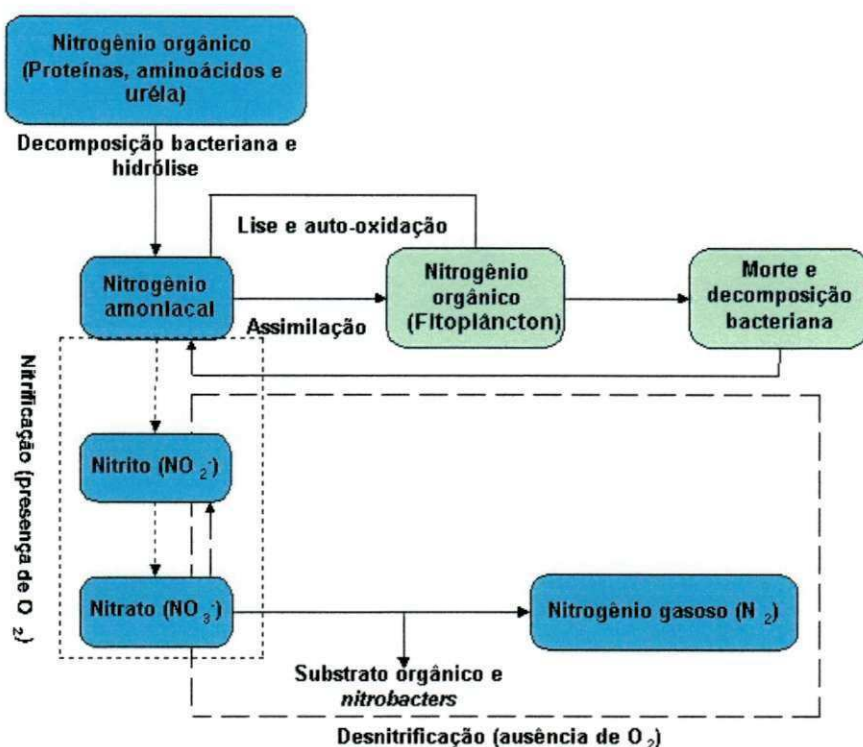


Figura 3.3 – Transformações cíclicas do nitrogênio em lagoas de estabilização.
 Fonte: Adaptado de Metcalf & Eddy (2003)

A Figura 3.4 apresenta as transformações cíclicas do fósforo, em lagoas de estabilização (Silva *et al.*, 1991).

- Inicialmente, o material orgânico sedimentável afluyente, que possui consideráveis quantidades de fósforo orgânico incorporado a partículas suspensas, sedimenta, arrastando o fósforo orgânico para a camada de lodo onde será decomposto anaerobiamente por bactérias com conseqüente produção de fósforo inorgânico. Segundo Houg & Gloyna (1984) o mecanismo da sedimentação é predominante nas lagoas anaeróbias.
- O fósforo orgânico que não sedimenta e, portanto, permanece na massa líquida, é mineralizado, pela atividade microbiana e ação de enzimas, sendo convertido a ortofosfato.
- Algas e cianobactérias absorvem diretamente o ortofosfato presente na massa líquida e, após sua morte, sedimentam-se na camada de lodo onde serão decompostas anaerobiamente.
- O ortofosfato no sedimento pode ser utilizado por microrganismos decompositores, com formação de novas células (fósforo orgânico), ou ser liberado para a massa líquida. Houg & Gloyna (1984) destacam que nas

lagoas anaeróbias e facultativas o fósforo é liberado do sedimento em proporções superiores (25 a 50 vezes) às verificadas nas lagoas de maturação.

- O ortofosfato presente na massa líquida ainda poderá formar precipitados com íons de cálcio, ferro e alumínio e sedimentar, sendo tais reações impossíveis de ocorrer na ausência de oxigênio bem como em meios que possuem baixos valores de pH.
- Por último, polifosfatos presentes na massa líquida poderão ser gradualmente hidrolisados e convertidos a ortofosfatos.

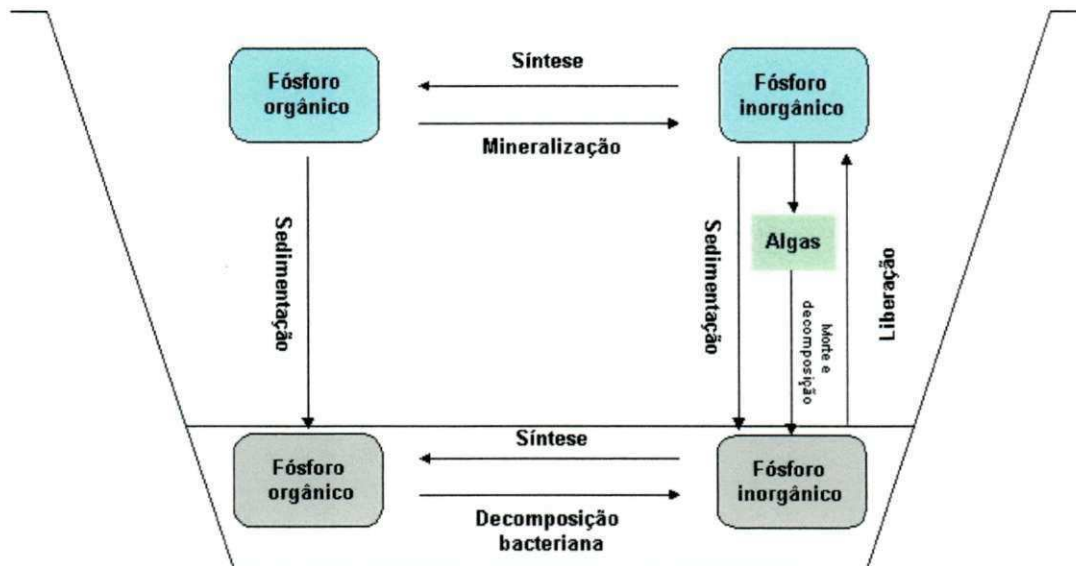


Figura 3.4 – Transformações cíclicas do fósforo em lagoas de estabilização.
Fonte: Adaptado de Houg & Gloyna (1984).

3.5 Remoção de DBO, N e P em lagoas de estabilização

3.5.1 DBO

A remoção de DBO em lagoas anaeróbias ocorre principalmente pela sedimentação dos sólidos sedimentáveis do esgoto e subsequente digestão anaeróbia que ocorre predominantemente em temperaturas acima de 15°C. No fundo da lagoa anaeróbia, onde se forma uma camada de lodo, os produtos do metabolismo anaeróbio que predomina na camada de lodo formado no fundo da lagoa anaeróbia, particularmente os gasosos, tornam-se evidentes na superfície pela formação de bolhas de biogás (70% de metano e 30% de dióxido de carbono). Nas lagoas facultativas a DBO é oxidada pelas bactérias heterotróficas, que estabelecem uma relação mutualística com as algas e cianobactérias (Mara *et al.*, 1992).

Estas algas convertem o gás carbônico em biomassa algal através da fotossíntese, como mostra a Equação 3.6 (Odum, 1971).

$13.000\text{cal de energia da radiação} + 106\text{CO}_2 + 90\text{H}_2\text{O} + 16\text{NO}_3 + 01\text{PO}_4 + \text{elementos minerais} \rightarrow 13.000\text{cal de energia potencial em } 3.258\text{g de protoplasma (106C, 180H, 46O, 16N, 1P, 815g de cinza mineral)} + 154\text{O}_2 + 1.287.000\text{cal de energia dispersa em forma de calor (99\%)}$ (eq. 3.6)

As maiores concentrações de gás carbônico e oxigênio são promovidos pela ação mutualística das algas e bactérias, porém uma quantidade menor provém da atmosfera por aeração (Mara *et al.*, 1992).

No caso das lagoas facultativas primárias em determinadas horas do dia funcionam completamente desprovidas de oxigênio (à noite) e 30% da DBO₅ afluente deixam o sistema em forma de metano. Como resultado da atividade bacteriana-algal, uma proporção grande da DBO₅ efluente que não é transformada em metano é constituída por células de algas (Mara *et al.*, 1992).

Assim, em lagoas facultativas secundárias (e nas camadas superiores de lagoas facultativas primárias) a DBO₅ remanescente é convertida em "DBO algal" e isto se manifesta na qualidade do efluente (Mara *et al.*, 1992). Os problemas mais freqüentes estão ligados às florações de algas e cianobactérias no corpo receptor com a liberação de toxinas e quando se decompõem com consumo extra de oxigênio ou pela sua demanda respiratória, causando a diminuição da disponibilidade de oxigênio, e produção de sabor e odor nas águas (Branco, 1986; Di Bernardo, 1995; Andreoli & Carneiro, 2005).

Em lagoas de maturação em série, a remoção de DBO₅ é pequena, principalmente porque a maior parte da DBO₅ já foi removida e pelas baixas concentrações de algas, resultado da baixa concentração de nutrientes. Apesar do número reduzido da biomassa algal, entre 70 e 90% da DBO₅ do efluente da lagoa de maturação são devidos à presença das algas (Mara *et al.*, 1992).

3.5.2 Nitrogênio

Os mecanismos de remoção do nitrogênio em lagoas de estabilização são: volatilização da amônia, assimilação da amônia e dos nitratos pelas algas, nitrificação, desnitrificação e a sedimentação do nitrogênio orgânico particulado. Destes mecanismos, o mais importante, segundo Mara *et al.* (1992) e Von Sperling (1996b) é a volatilização da amônia. Reis & Mendonça (1999) consideram que a amônia é um constituinte comum dos esgotos municipais como resultado direto das descargas de

efluentes industriais, da hidrólise da uréia e da degradação biológica de aminoácidos e outros compostos orgânicos nitrogenados. Segundo Von Sperling (1996a), o equilíbrio da amônia no meio líquido pode ser representado pela Equação 3.7.



A amônia livre (NH_3) pode ser volatilizada, ao passo que a amônia ionizada (NH_4^+) não pode ser removida por volatilização. O pH altera o equilíbrio da reação: com valores altos o equilíbrio se desloca para esquerda favorecendo a presença de NH_3 . Com pH próximo à neutralidade e inferiores, praticamente toda a amônia está na forma de NH_4^+ e pH acima de 11 está na forma de NH_3 .

Em lagoas anaeróbias o nitrogênio orgânico é hidrolisado para amônia. Já nas lagoas facultativas e lagoas de maturação a remoção ocorre em duas etapas; quando a alga morre, a amônia incorporada a sua biomassa se depositando no fundo da lagoa e a parte não biodegradável que é em torno de 20% retorna ao líquido e é reciclado por outras algas. O restante da amônia, em razão de elevados valores de pH deixa o sistema por volatilização. Em lagoas facultativas e de maturação, também ocorrem a nitrificação e desnitrificação, porém com menos evidência, a menos que na água residuária contenha valores altos de nitrato. Considera-se que a população das bactérias nitrificantes seja muito baixa em lagoas de estabilização devido à ausência de suportes para sua fixação na zona aeróbia, embora ocorra também sua inibição pelas algas. A remoção do nitrogênio total em sistemas de lagoas pode chegar a 80% ou mais e a remoção da amônia pode ser tão alta atingindo 95% (Mara *et al.*, 1992).

Silva (1982) relatou que o aumento da concentração de nitrogênio amoniacal, em lagoas anaeróbias, é conseqüência da atividade bacteriana na decomposição de compostos orgânicos. Segundo o autor, a remoção de nitrogênio total kjeldahl, neste tipo de reator, é baixa, justamente, devido ao aumento de nitrogênio amoniacal. Da Silva (1994) estudando lagoas facultativas primárias, em paralelo, observou que em alguns dias os valores de pH foram superiores a 8,0, o que permitiu a remoção de nitrogênio amoniacal por volatilização. Tais lagoas também apresentaram altos valores de clorofila "a", o que pode indicar a assimilação de nitrogênio pela comunidade fitoplanctônica. Reis (1995), por outro lado, estudando uma série longa de dez lagoas, observou aumento da concentração de nitrogênio amoniacal, numa lagoa facultativa secundária, em virtude da predominância da atividade bacteriana.

3.5.3 Fósforo

As principais formas de remoção de fósforo em lagoas de estabilização são: sedimentação, precipitação química e a assimilação biológica (Mara & Pearson, 1986).

Mara & Pearson (1986) afirmam que algumas algas podem utilizar o fósforo dos detergentes sintéticos, enquanto outras armazenam quantidades grandes de fosfatos e polifosfatos particulados dentro de suas células. A forma mais importante para as algas é ortofosfato, que é absorvido mais facilmente. Todavia, a assimilação não é a única forma de interferência das algas na concentração de ortofosfato na coluna líquida. König (2000) afirma que a atividade fotossintética das algas pode vir a causar a precipitação do mesmo, em função dos altos valores de pH (acima de 9), que são gerados no processo fotossintético.

Segundo Araújo (1993), muitas transformações físicas, químicas e biológicas que ocorrem com o fósforo nas lagoas de estabilização, acontecem tanto na coluna líquida como nos sedimentos. De acordo com Mara *et al.* (1992) a eficiência de remoção do fósforo total em lagoas de estabilização depende de quanto material deixa a coluna líquida e sedimenta na camada de lodo, comparado com a quantidade de fósforo que retorna para a massa líquida via mineralização e ressolubilização. A parte solúvel do fósforo orgânico presente no sobrenadante é mineralizado pelas bactérias e convertido em ortofosfato $(\text{PO}_4)_2^{-3}$ outra parte do fósforo orgânico sedimenta na camada de lodo onde é anaerobicamente degradada. Essa forma de fósforo orgânico que sedimenta é composta de biomassa algal morta que libera nutriente (Mara *et al.*, 1992).

A outra forma de sedimentação é através da precipitação de fosfatos insolúveis, tais como a apatita e a estruvita. Isto ocorre quando se têm valores altos de pH que propiciam maior concentração de $(\text{PO}_4)_2^{-3}$ e quando estão presentes os íons de cálcio e magnésio (Cavalcanti *et al.*, 2001). Já Ellis (1983) afirma que os fosfatos são removidos principalmente pela precipitação na forma de hidroxiapatita com pH em torno de 9,5. Do fósforo que é removido por sedimentação, parte pode retornar para a massa líquida e ser reciclado na mesma e parte pode continuar retido no sedimento. No entanto, sob certas condições, os sedimentos podem liberar nutrientes para a massa líquida, atuando como uma fonte de fósforo (Mara *et al.*, 1992).

Os tratamentos primários e secundários removem, apenas, entre 20 e 30%, deixando um efluente com cerca de 7mg/L de fósforo (Hammer, 1979). Araújo (1993) estudando dois sistemas de lagoas em série, obteve uma eficiência de remoção de fósforo total de 41%, atingindo a concentração de 3,2mg/L de fósforo total e de 2,5mg/L de ortofosfato solúvel, no efluente final.

3.6 Algas

As algas constituem um grupo heterogêneo de organismos clorofilados, do Reino Protista, que, distintamente das bactérias, possuem membrana nuclear (eucarióticos), com exceção das cianobactérias que são procariontes (Reino Monera). São seres tipicamente aquáticos predominando em águas pouco profundas expostas à radiação. No meio aquático, as algas são os maiores produtores primários de compostos orgânicos (Round, 1973).

Nos ambientes das lagoas de estabilização (facultativas e de maturação) as algas e cianobactérias são os principais componentes do fitoplâncton as quais se destacam por produzir oxigênio molecular necessário ao processo bacteriano. Em lagoas facultativas, o crescimento do fitoplâncton é intenso constituindo-se num bom indicador da oxigenação da massa líquida sendo, um fator essencial na manutenção de níveis satisfatórios de oxigênio nestes ambientes (Parker, 1962).

O oxigênio produzido pelo fitoplâncton, durante a fotossíntese, é consumido por bactérias e outros microrganismos da biota aquática. Simultaneamente, no processo fotossintético, o fitoplâncton respira, durante todo o dia, consumindo oxigênio e liberando dióxido de carbono. A inibição da fotossíntese pode ocorrer, devido à supersaturação de oxigênio e baixos níveis de carbono, podendo ser afetada, também, por temperaturas abaixo de 5°C e acima de 35°C. A multiplicação das algas ocorre frequentemente em pH, variando de 7,0 a 8,5, sendo essa multiplicação inibida em outras faixas (Bush *et al.*, 1961). Nas lagoas de estabilização (facultativa e maturação) em climas tropicais os fatores que contribuem para o desenvolvimento de cianobactérias e algas, são a grande disponibilidade de energia luminosa, proporcionada pela área superficial da lagoa e as concentrações elevadas de nutrientes, particularmente carbono, nitrogênio e fósforo (Mara *et al.*, 1992).

Segundo King (1970), o crescimento de "algas azuis" (cianobactérias) passa a ser limitado quando as concentrações de CO₂ no meio são inferiores a 2,5 micromoles por litro, enquanto que as algas têm seu crescimento limitado com concentrações de 7,5 e até 30 micromoles por litro. Finalmente, é importante destacar que em ambientes eutróficos a relação C:N:P exigida pelas "algas azuis" é da ordem de 160:20:1, enquanto que para algas é de 370:20:1.

3.6.1 Gêneros de algas

Em lagoas de estabilização, as algas constituem um dos mais diversificados grupos de microrganismos. Dinges (1982); König (1984); Lima (2001) e König *et al.*

(2002) citam que os tipos de algas encontradas em lagoas de estabilização variam consideravelmente, mas, de um modo geral, pertencem a quatro Phyla, Cyanobacteria (Cyanophyta), Euglenophyta, Chlorophyta e Bacillariophyta. As principais características são descritas a seguir:

1. Cyanophyta também conhecidas como esquizofíceas, mixofíceas, cianobactérias ou algas verde-azuladas. São microrganismos com características celulares procariontes (bactérias), porém com um sistema fotossintetizante semelhante ao das algas (eucariontes). Daí a dupla denominação utilizada: algas cianofíceas (ou "algas azuis") e cianobactérias. Seus processos vitais requerem somente água, dióxido de carbono, substâncias inorgânicas e luz. A fotossíntese é seu principal modo de obtenção de energia para o metabolismo, entretanto, sua organização celular demonstra que esses microrganismos são procariontes e, portanto, muito semelhantes bioquimicamente e estruturalmente às bactérias (Reynolds, 1997).

A Unidade de Pesquisa em Cianobactérias (UPC) da FURG/RS (2006) relatou que na seqüência evolutiva, apareceram as cianobactérias primitivas que passaram a utilizar a luz como fonte de energia para realização da fotossíntese, visto que fósseis de 3,5 bilhões de anos foram encontrados na África do Sul e na Austrália. Essas cianobactérias dispunham de pigmentos como clorofila "a" que as protegiam da radiação ultravioleta e geravam energia quando expostas aos raios solares. A fotossíntese realizada pelas cianobactérias primitivas, ainda não liberava o oxigênio livre, porque nessa época só utilizavam o hidrogênio disponível na atmosfera. Para enfrentar essa transformação, as cianobactérias evoluíram e começaram a utilizar o hidrogênio da água, produzindo, a partir da fotossíntese, o oxigênio na atmosfera. As cianobactérias começaram efetivamente a produzir oxigênio livre para a atmosfera entre 2,5 e 2,0 bilhões de anos atrás. No decorrer deste longo período, houve tempo suficiente para que o processo evolutivo originasse diferentes adaptações entre as espécies, gerando estratégias adaptativas eficientes, especialmente importantes em condições como nos processos de eutrofização.

As cianobactérias apresentam como pigmentos característicos clorofila a, ficobilinas (ficoeritrina, ficocianina e aloficocianina), xantofilas e carotenos (Round, 1973), que participam da fotossíntese como pigmentos acessórios e protegem a célula da fotoxidação (Reynolds, 1997). Podem ser encontradas na forma unicelular, como nos gêneros *Synechococcus* e *Aphanothece* ou em colônias de seres unicelulares como *Microcystis*, *Gomphospheria*, *Merismopedium* ou, ainda, apresentam as células

organizadas em forma de filamentos, como *Oscillatoria*, *Planktothrix*, *Anabaena*, *Cylindrospermopsis*, *Nostoc* (Branco, 1986; Di Bernardo, 1995 e Reynolds, 1997).

Os gêneros *Nostoc*, *Anabaena*, *Aphanizomenon* e *Gloeotrichia*, possuem heterocistos que são de fundamental importância na fixação biológica de nitrogênio na forma gasosa (N_2), (Horne & Goldman, 1994; Esteves, 1998), quando não há concentração mínima crítica de nitrogênio na forma iônica assimilável na água, proporcionando-lhes vantagem competitiva em relação às outras espécies algais, que não possuem esta adaptação. Várias espécies como *Anabaena spp*, *Aphanizomenon flos-aquae* são capazes de assimilar ortofosfato em excesso (luxury consumption) durante períodos de elevadas concentrações de nutrientes na água, armazenando intracelularmente na forma de polifosfatos (Andreoli & Carneiro, 2005).

As cianobactérias como *Microcystis aeruginosa* (Sihotang & Okino, 1985) apresentam aerótopos (vesículas gasosas), que permitem regular sua posição na coluna d'água, essa característica diferencial em relação a outros organismos do fitoplâncton, confere vantagem seletiva importante às espécies que as possuem e permitem a formação de espessas camadas de cianobactérias na superfície da água, quando ocorre um evento de floração na superfície. Essa capacidade de movimentação vertical na coluna de água, de acordo com a disponibilidade de luz, de nutrientes e ausência de predadores, lhes confere também proteção aos efeitos fotooxidantes e pode ser favorável para seu rápido crescimento, causando, em consequência, florações no corpo de água. As formas filamentosas apresentam menor capacidade de migração vertical e se distribuem mais homoganeamente na coluna da água (Reynolds, 1997; Moss, 2000 *apud* Ceballos *et al.*, 2006).

Dentre os gêneros identificados no Brasil em situações de florações se destacam *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Microcystis* e *Planktothrix*, *Cylindrospermopsis* e *Nodularia*, pela sua ampla distribuição, pela sua capacidade potencial de produzir toxinas e pelos efeitos que estas causam em outros organismos do ambiente aquático (Ceballos *et al.*, 2006).

Okino (1973) estudando o lago Suwa no Japão observou o aparecimento de florações de *Microcystis aeruginosa* nas seguintes condições ambientais: temperatura da água em torno de 20°C, pH de 9 a 11 na camada superficial e forte radiação solar por certo período de tempo.

A diversidade de mecanismos adaptativos em ambientes aquáticos que as cianobactérias apresentam a capacidade de fixação biológica de nitrogênio e a absorção excessiva de fósforo, quando presente em grande quantidade, faz com que tenham vantagens competitivas sobre os demais grupos algais.

2. Euglenophyta ou euglenóides todas apresentam alto grau de heterotrofia, vivendo em águas ricas em matéria orgânica. Apresentam clorofilas *a* e *b* e paramido como material de reserva. A grande maioria dos gêneros é incolor e heterotrófica. A família Euglenaceae, única com gêneros pigmentados têm representantes no plâncton de água doce em todos os seus gêneros (*Euglena*, *Phacus*, *Lepocinclis*, *Trachelomonas* e *Strombomonas*). São organismos unicelulares e flagelados (Wetzel, 1993; Di Bernardo, 1995). Frequentemente possuem uma mancha ocelar constituída por um pequeno glóbulo de pigmento fotossensível, avermelhado, cuja função é orientar a alga na procura da luz para a realização da fotossíntese (Branco, 1986).

3. Chlorophyta ou algas verdes apresentam clorofilas *a* e *b* e amido como reserva. As semelhanças nos tipos de pigmentos, produtos de assimilação e em vários processos bioquímicos e fisiológicos permitem supor as Chlorophyta representem o primeiro estágio evolutivo dos vegetais superiores. As classes de Chlorophyta mais freqüentes no fitoplâncton são: Chlorophyceae e Zygnemaphyceae (Esteves, 1998). Compreende eucariontes que podem ser unicelulares ou coloniais, apresentando filamentos ramificados ou não (Branco, 1986).

4 Bacillariophyta são algas conhecidas como diatomáceas, as quais são eucariontes unicelulares ou coloniais. Possui na parede celular a sílica, que forma uma carapaça ou frústula. As substâncias de reserva encontradas são constituídas de óleos que formam pequenos glóbulos distribuídos no interior da célula que são denominadas de crisolaminarina (Wetzel, 1993). As diatomáceas possuem clorofilas *a* e *c*, mas, também, podem ser encontradas na cor marrom devido à fucoxantina (Di Bernardo, 1995). São componentes importantíssimos do fitoplâncton, visto que são a fonte alimentar primária para a fauna aquática, tanto marinha como continental. Frequentemente podem ocorrer quantidades excepcionais de indivíduos em pequenas áreas; da mesma forma, um grande número de espécies podem estar presentes no sedimento ou sobre outras algas ou plantas (Raven *et al.*, 1996).

3.6.2 Presença de algas em lagoas de estabilização

Em uma série de lagoas de estabilização estudada por König (1984) foram identificadas algas flageladas como *Euglena* spp., *Phacus* spp., *Chlamydomonas* spp., *Eudorina* spp. e *Pandorina* spp.

Dois sistemas de lagoas de estabilização em escala piloto na EXTRABES-UFPB foram estudados e observou-se que o gênero *Euglena* e espécies móveis de Chlorophyta tenderam a predominar nas lagoas facultativas durante todo o ano (Pearson *et al.*, 1979). Florentino (1992) estudando a ETE de Guarabira - PB observou numa lagoa anaeróbia, a presença de 14 gêneros de algas no efluente, sendo os mais freqüentes: *Oscillatoria*, *Euglena*, *Chlorella* e *Navicula*. No efluente da lagoa facultativa do mesmo sistema, foram identificados 20 gêneros de algas. Os gêneros mais freqüentes foram *Euglena*, *Phacus*, *Closterium* e *Oscillatoria*. Os mesmos gêneros de algas da lagoa anaeróbia também foram observados por König *et al.* (2002) quando estudaram a população algal em efluente de lagoa de estabilização em escala real no estado da Paraíba.

Em pesquisas realizadas em lagoa facultativa primária em escala piloto na EXTRABES - Campina Grande tratando esgoto doméstico, ficou evidenciada a predominância dos gêneros *Euglena*, *Chlamydomonas*, *Pyrobotrys*, *Oscillatoria* e diatomáceas (Lima, 2001).

Em estudos realizados no Espírito Santo avaliando a influência da biomassa algal em lagoas de estabilização foram identificadas várias espécies de algas das quais as mais representativas pertencem às classes Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Cyanophyceae, Dinophyceae e Euglenophyceae (Lima *et al.*, 2004).

3.7 Florações e ocorrências de cianobactérias

Várias espécies de cianobactérias podem apresentar um crescimento exagerado conhecido como florações de cianobactérias em corpos d'água superficiais (rios, lagos e reservatórios artificiais), decorrente do acelerado processo de eutrofização.

Entre as condições propícias para que ocorra o crescimento explosivo de cianobactérias estão temperaturas médias acima de 25°C, pH do meio em torno de 7,5 (de neutro a levemente básico), exposição prolongada à radiação solar e, principalmente, a presença em excesso de compostos nitrogenados e fosfatados. Este último fator está diretamente ligado à poluição, visto que, com o grande desenvolvimento e aumento populacional das cidades a poluição tem ocupado lugar de destaque. Devido às atividades humanas, que produzem excessivas descargas de esgotos domésticos e industriais, abusiva utilização de adubos químicos, estrume e rejeitos de efluentes de agroindústrias, todos estes fatores promovem a entrada de matéria orgânica nos lagos, rios e estuários, gerando a eutrofização dos ambientes

aquáticos. Este o principal fator para o surgimento das florações de cianobactérias (Chorus & Bartram, 1999; FUNASA, 2003).

Uma rápida resposta que ocorre com a eutrofização é dada pela comunidade fitoplanctônica que passa a apresentar uma redução na diversidade de espécies, porém, com um aumento considerável da biomassa das espécies presentes. Nesses ambientes, tem sido observado um aumento da dominância de espécies de cianobactérias. Conseqüentemente, tem sido mais comum a ocorrência de florações de cianobactérias, principalmente próximo aos centros urbanos (Azevedo *et al.*, 1996).

De acordo com a FUNASA (2003) a eutrofização artificial produz mudanças na qualidade da água incluindo: a redução de oxigênio dissolvido, a perda das qualidades cênicas, ou seja, das características estéticas do ambiente e seu potencial para lazer, a morte extensiva de peixes e o aumento da incidência de florações de microalgas e cianobactérias, com conseqüências negativas sobre a eficiência e custo de tratamento da água, quando se trata de manancial de abastecimento público. As florações ou "blooms" se caracterizam pelo intenso crescimento desses microrganismos na superfície da água, formando uma densa camada de células com vários centímetros de profundidade, com conseqüências relacionadas à saúde pública.

Segundo Naturink (2006) os dados disponíveis na literatura científica indicam que as florações de cianobactérias são comuns em Portugal em águas de superfície utilizadas para consumo. Também florações de cianobactérias do tipo *Anabaena circinalis* e *Microcystis aeruginosa* foram identificadas no ano de 2000 em águas para consumo humano na Argentina (Echenique *et al.*, 2001).

No Brasil, o problema é intensificado pelo fato de que a maioria dos reservatórios de água para abastecimento apresenta as características necessárias para o crescimento intenso de cianobactérias durante o ano todo. König *et al.* (1999) estudando a diversidade algológica de 10 açudes da microrregião homogênea dos Cariris Velhos do estado da Paraíba, no período de novembro a dezembro de 1997, observou através da identificação das algas a presença de florações de cianobactérias dos gêneros *Oscillatoria*, *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Rhaphidiopsis*, *Microcystis*, *Gomphosphaeria*, *Spirulina* e *Merismopedia*. A proliferação excessiva destas algas interfere na biota prejudicando a cadeia alimentar ao inibir o desenvolvimento de outras algas, de invertebrados planctônicos, peixes e até aves e mamíferos. As toxinas produzidas por cianobactérias podem intoxicar o homem pela ingestão das águas onde elas proliferam ou através de contato direto nas atividades de recreação além de interferir nas operações de tratamento de água.

Rivelino *et al.* (2003) em seus estudos na represa Rio Grande em São Bernardo do Campo – SP, observaram a presença de florações no ano de 2001 e

concluíram que a ocorrência de chuvas com grande intensidade no mês de agosto, carregou mais matéria orgânica para as águas, e que a mudança de direção dos ventos e a ocorrência de altas temperaturas acelerou, o processo do crescimento culminando na floração de *Microcystis* spp na represa. Em se tratando de uma floração de *Microcystis* onde as colônias ficam na superfície da água, a opção foi à instalação de uma barreira física para sua contenção visando evitar o acúmulo na região da captação, minimizando com isso os problemas operacionais no tratamento.

Florações de cianobactérias têm trazido sérios problemas aos sistemas de abastecimento público, não só pela presença de toxinas na massa algal que chega às captações, mas também pela existência de compostos das cianobactérias que causam gosto e odor e pela carga de matéria orgânica que acompanha as florações (Yunes et al., 1999).

Vários gêneros e espécies de cianobactérias, como *Oscillatoria* e *Microcystis* que formam florações produzem toxinas. As toxinas de cianobactérias, que são conhecidas como cianotoxinas, constituem uma grande fonte de produtos naturais tóxicos produzidos por esses microrganismos. Algumas dessas toxinas, que são caracterizadas por sua ação rápida, causando a morte de mamíferos por parada respiratória após poucos minutos de exposição, têm sido identificadas como alcalóides ou organofosforados neurotóxicos. Outras atuam menos rapidamente e são identificadas como peptídeos ou alcalóides hepatotóxicos. De acordo com suas estruturas químicas, as cianotoxinas podem ser incluídas em três grandes grupos: os peptídeos cíclicos, os alcalóides e os lipopolissacarídeos. Entretanto, por sua ação farmacológica, as duas principais classes de cianotoxinas até agora caracterizadas são: neurotoxinas e hepatotoxinas (FUNASA, 2003).

Além dessas, alguns gêneros de cianobactérias também podem produzir toxinas irritantes ao contato. Essas toxinas têm sido identificadas como lipopolissacarídeos (LPS) que são também comumente encontrados nas membranas celulares de bactérias gram negativas. Esses LPS são endotoxinas pirogênicas, porém, os poucos estudos disponíveis indicam que os lipopolissacarídeos produzidos por cianobactérias são menos tóxicos que os de outras bactérias como, por exemplo, *Salmonella* (Chorus & Bartram, 1999).

As cianotoxinas são substâncias que se enquadram entre as mais letais aos organismos pluricelulares. São produzidas por linhagens de espécies de alguns gêneros de cianobactérias, incluindo, *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Cylindrospermopsis*, *Microcystis Nodularia*, *Nostoc* e *Oscillatoria* (Jardim et al., 1999).

As microcistinas, que são o tipo mais comum de toxinas de cianobactérias, são potentes promotoras de tumores e, portanto, este consumo continuado de pequenas

doses de hepatotoxinas pode levar a uma maior incidência de câncer hepático na população exposta. É importante que os efeitos crônicos de exposições prolongadas por ingestão oral de baixas concentrações de cianotoxinas sejam avaliados tanto do ponto de vista epidemiológico como toxicológico (FUNASA, 2003).

O primeiro caso documentado sobre a ocorrência de cianotoxinas ocorreu na Austrália em 1978. Os países onde esses casos foram registrados estão distribuídos nos diferentes continentes. Entretanto, observa-se uma grande dominância de relatos em países como Austrália e Estados Unidos e no continente europeu, certamente devido ao maior interesse e investimentos nesta linha de pesquisa e conseqüente preocupação com o potencial de intoxicação das cianobactérias (Chorus & Bartram, 1999).

De acordo com FUNASA (2003) as variações de toxicidade nas cianobactérias ainda não foram devidamente esclarecidas. Entretanto, está se tornando cada vez mais freqüente a ocorrência de florações tóxicas que apresentam os grupos comuns de cianotoxinas; tipicamente, cerca de 50% de todas as florações testadas em diferentes países mostram-se tóxicas em bioensaios.

No Brasil, os estudos que vêm sendo realizados no Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias da Universidade Federal do Rio de Janeiro (Lect-IBCCF-UFRJ), têm confirmado a ocorrência de cepas tóxicas de cianobactérias em corpos d'água (reservatórios de abastecimento público, lagos artificiais, lagoas salobras e rios) dos estados de São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Pará, Paraná, Bahia, Pernambuco e do Distrito Federal. Aproximadamente 82% das cepas isoladas pelo Lect - UFRJ se mostram tóxicas quando testadas em bioensaios de toxicidade ou por análises químicas, sendo 9,7% neurotóxicas enquanto que as demais são hepatotóxicas (FUNASA, 2003).

Além disso, tem sido relatada a ocorrência freqüente de florações tóxicas de cianobactérias na lagoa dos Patos/RS (Yunes *et al.*, 1999). Os trabalhos de Bouvy *et al.* (1999) e Jardim *et al.* (1999) já relataram a ocorrência de florações neurotóxicas de *Cylindrospermopsis* nos estados de Pernambuco e Minas Gerais, respectivamente.

As intoxicações de populações humanas pelo consumo oral de água contaminada por cepas tóxicas de cianobactérias já foram evidenciadas em países como Austrália, Inglaterra, China e África do Sul (Chorus & Bartram, 1999).

No Brasil, o trabalho de Teixeira *et al.* (1993) descreve uma forte evidência de correlação entre a ocorrência de florações de cianobactérias, no reservatório de Itaparica (Bahia) e a morte de 88 pessoas, entre as 200 intoxicadas, pelo consumo de água do reservatório, entre março e abril de 1988.

Entretanto, o primeiro caso confirmado de mortes humanas causadas por cianotoxinas ocorreu no início de 1996, quando 130 pacientes renais crônicos, após terem sido submetidos a sessões de hemodiálise em uma clínica da cidade de Caruaru (PE), passaram a apresentar um quadro clínico típico de uma grave hepatotoxicose. Desses, 60 pacientes vieram a falecer até 10 meses após o início dos sintomas. As análises confirmaram a presença de microcistinas e cilindrospermopsinas, no carvão ativado utilizado no sistema de purificação de água da clínica, e de microcistinas em amostras de sangue e fígado dos pacientes intoxicados (Azevedo, 1996).

Segundo os estudos realizados por Ceballos *et al.* (2006) não existem mecanismos viáveis de curto e médio prazo para evitar a presença de contaminantes orgânicos toxigênicos no ambiente e que podem atingir os seres vivos, em particular o humano. Existem, sim, medidas preventivas e corretivas que devem ser praticadas. Essas medidas se estendem desde a proteção do manancial, passando por modificações técnicas dos métodos de captação, tratamento, adução, reservação e distribuição da água. Políticas públicas de prevenção e controle da eutrofização, com monitoramento, registros sistemáticos da qualidade da água dos mananciais, de seu tratamento e de sua distribuição, são importantes para diminuir as possibilidades de exposição da população a essas substâncias tóxicas.

Devido ao aumento da freqüência de ocorrência de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas ao redor do mundo, houve um incremento das investigações sobre os processos tecnológicos para a remoção desses microrganismos e das cianotoxinas na água destinada ao consumo humano. Estudos sobre a remoção de cianotoxinas em processos de tratamento de água são relativamente recentes no Brasil. O uso de barreiras físicas no manancial para contenção de espumas decorrentes de microalgas e cianobactérias, assim como, a filtração em margens são alternativas que devem ser consideradas. Por outro lado, diversas pesquisas têm mostrado que o tratamento convencional, embora elimine células integras de cianobactérias, não é suficiente na remoção de cianotoxinas. O emprego da flotação, dupla filtração e separação em membranas são exemplos de outras técnicas que também devem ser consideradas na remoção de células intactas de cianobactérias no tratamento de águas para consumo humano. Em relação às cianotoxinas, algumas das tecnologias recomendadas como mais efetivas para sua remoção incluem a oxidação biológica através da filtração lenta, a adsorção em carvão ativado granular ou em pó, a oxidação com ozônio, cloro gasoso e hipoclorito de cálcio (Sá, 2006 *apud* Ceballos *et al.*, 2006).

Muitos trabalhos relatam a ocorrências de florações tóxicas de cianobactérias em águas para consumo humano. As florações tóxicas de cianobactérias também podem ocorrer em estações de tratamento de esgotos (ETE's). Segundo Gonçalves *et al.* (2004) que desenvolveram um monitoramento em três sistemas de esgotamento sanitário, um do tipo sistema australiano de lagoas (anaeróbia + facultativa) e dois do tipo lagoa facultativa primária, que estão em operação no município da Serra - Vitória/ES. O sistema australiano apresentou maior concentração de microcistinas dentre os sistemas analisados.

A prevenção e o controle da eutrofização são fundamentais para reduzir a proliferação de excessiva de cianobactérias em lagoas de estabilização. Sendo que a remoção de nutrientes só se dará, com mais eficiência, nos sistemas que atinjam um nível terciário de tratamento. Mesmo melhorando a eficiência dos sistemas de tratamento até nível terciário, utilizando lagoas de maturação em série, a eficiência de remoção de fósforo ainda não é suficiente. Como a remoção biológica de fósforo de esgoto não é suficiente para produzir um efluente com qualidade compatível àquela para lançamento em corpos receptores de água. Uma alternativa seria através da associação de um tratamento biológico a um físico-químico que pode produzir efluentes com teores baixos de fósforo. A remoção físico-química se resume na precipitação do fosfato mediante a adição de um cátion adequado que pode ser (Fe^{3+}), (Al^{3+}) ou (Ca^{+2}) com a coagulação com sais de ferro e alumínio, seguida de floculação e sedimentação. Santos (2005), estudando um sistema anaeróbio-aeróbio com tratamento químico com sais de ferro e alumínio, tratando esgoto da cidade de Campina Grande-PB em escala piloto removeu 88% e 77% de ortofosfato, quando aplicou 120mg/L de cloreto de férrico e sulfato de alumínio, respectivamente.

Com uma melhor remoção de nutrientes, menor será a quantidade lançada no corpo receptor, com isso ficaram reduzidas às chances de ocorrer a eutrofização no manancial que será provavelmente uma fonte de água para abastecimento. Convém melhorar o tratamento de esgoto, mas é importante tomar medidas preventivas e corretivas como: aumentar a cobertura de saneamento básico através de redes coletoras de esgotos; aumentar o manejo de áreas agrícolas e a proteção da mata ciliar dos mananciais. Com essas medidas ocorre o favorecimento da manutenção da qualidade da água de abastecimento, o manancial ficará sem florações de cianobactérias e conseqüentemente reduzirá os custos no tratamento de água.

4.0 Materiais e Métodos

4.1 Localização dos sistemas de tratamento

As estações de tratamento de esgoto (ETE's) avaliados na pesquisa são do tipo lagoas de estabilização e localizados num eixo de 400km de leste a oeste do estado da Paraíba, nos municípios de Sapé, Guarabira, Campina Grande, Monteiro, Patos, Itaporanga, Sousa e Cajazeiras (Figura 4.1).

4.2 Localização geográfica dos municípios

A Companhia de Água e Esgoto da Paraíba (CAGEPA) para fins de administração interna insere os municípios contemplados com as ETE's em Unidades de Negócios (U.N.). A Tabela 4.1 nomeia as diferentes U.N. da Companhia e fornece informações geográficas diversas sobre os municípios nos quais se situa os sistemas avaliados na pesquisa.

Tabela 4.1 – U. N. da CAGEPA e informações geográficas dos municípios.

Unidades de Negócios	Municípios	População urbana (hab) ⁽¹⁾	População rural (hab) ⁽¹⁾	Longitude (oeste) ⁽²⁾	Latitude (sul) ⁽²⁾	Altitude (m) ⁽²⁾
Brejo	Sapé	35.516	11.837	35°13'	7°06'	60
	Guarabira	44.068	7.414	35°29'	6°51'	98
Borborema	C. Grande	337.484	17.847	35°52'	7°13'	550
	Monteiro	16.684	11.003	37°12'	7°88'	590
Espinharas	Patos	87.949	3.812	37°17'	7° 01'	243
	Itaporanga	14.689	6.434	38°20'	7°25'	292
Rio do Peixe	Sousa	46.200	16.435	38°13'	6°45'	200
Alto Piranhas	Cajazeiras	41.964	12.751	38°25'	7° 01'	295

Fonte: ⁽¹⁾IBGE (2000); ⁽²⁾INMET (1992); ⁽³⁾GEP (2003).

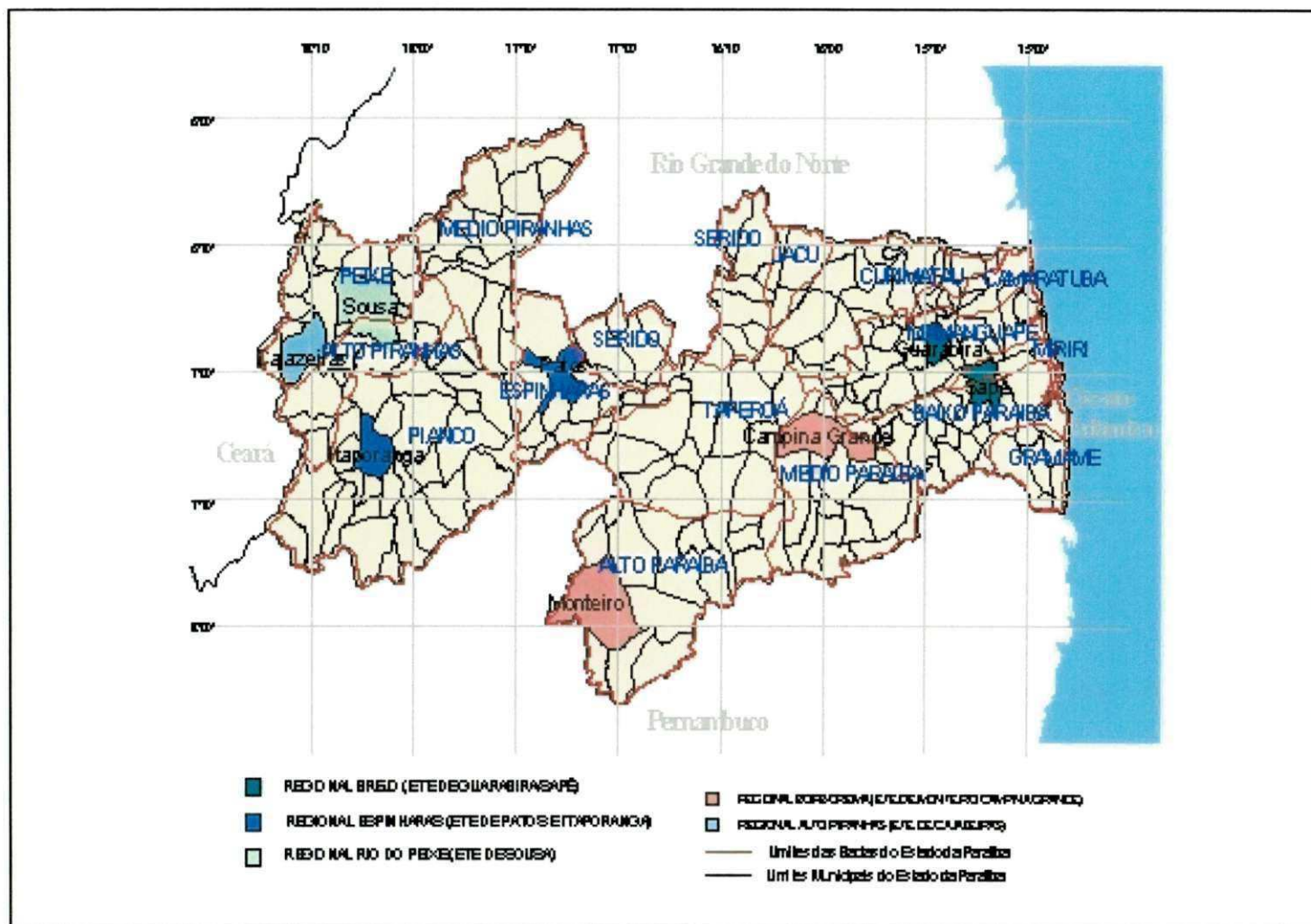


Figura 4.1 - Localização dos municípios onde estão situadas as ETE's e as suas respectivas regionais.

4.3 Aspectos climatológicos dos municípios

Os municípios onde estão localizadas as ETE's abrangem diferentes regiões geográficas e condições climáticas. Os dados climatológicos dos municípios estudados na pesquisa encontram-se na Tabela 4.2. Os tipos de clima e os períodos de seca e de chuva para todos os municípios foram obtidos do Atlas Geográfico do Estado da Paraíba (GEP, 2003). Os dados de precipitação pluviométrica foram fornecidos pela Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESAs, 2006), e enquanto que os dados de temperatura do ar e insolação pertencem a uma série histórica de 30 anos - 1961-1990 - (INMET, 1992).

4.4 As estações de tratamento de esgoto (ETE's)

A Tabela 4.3 mostra as configurações de projetos, as características físicas e operacionais das ETE's avaliadas na pesquisa além do número de ligações de água e esgoto dos municípios num levantamento realizado pela CAGEPA (2006).

4.4.1 ETE's da Unidade de Negócios do Brejo

O sistema de lagoas de estabilização de Sapé abrange uma lagoa facultativa. Atualmente a ETE não possui pré-tratamento, a alimentação é realizada por bombeamento e o Riacho São Salvador recebe o efluente final da ETE (CAGEPA, 2006).

A ETE de Guarabira é constituída por dois módulos em paralelo, cada um com tratamento preliminar (gradeamento, caixa de areia e calha Parshall) e duas lagoas em série, uma anaeróbia seguida de facultativa, sendo a alimentação do sistema por bombeamento. O efluente final é lançado no Rio Guarabira (CAGEPA, 2006).

4.4.2 ETE's da Unidade de Negócios da Borborema

O sistema de tratamento de águas residuárias de Campina Grande é constituído de pré-tratamento (grade, caixa de areia, calha Parshall) e tratamento biológico por lagoas em série, projetadas para funcionarem com aeração mecânica. Atualmente o sistema de aeração está desativado, o tratamento é executado por uma lagoa anaeróbia seguida de uma facultativa em série. O efluente final da ETE é lançado na confluência dos Riachos de Bodocongó e Depuradora (CAGEPA, 2006).

Em Monteiro o sistema de tratamento por lagoas de estabilização é composto de dois módulos em paralelo e cada um contempla tratamento preliminar (grade, caixa de areia, calha Parshall) com duas séries de lagoas, a primeira anaeróbia seguida de uma facultativa, projetadas para receberem a vazão de toda a rede coletora. Os esgotos chegam à ETE por bombeamento após seu armazenamento num poço úmido. A disposição do efluente final é no Rio São José (CAGEPA, 2006).

4.4.3 ETE's da Unidade de Negócios das Espinharas

O município de Itaporanga possui um sistema de pré-tratamento e um tratamento por lagoa de estabilização do tipo lagoa facultativa primária capaz de atender uma população prevista para o ano de 2010 de 19.617 habitantes. O efluente final é lançado no Rio Piancó. Já no município de Patos o sistema não possui tratamento preliminar, sendo composto por duas lagoas aeradas em paralelo capaz de atender uma população prevista para 2010, de 142.630 habitantes. O corpo receptor do efluente final é o Rio Espinharas (CAGEPA, 2006).

4.4.4 ETE's da Unidade de Negócios do Rio do Peixe

No município de Sousa a ETE não possui tratamento preliminar, o sistema de tratamento é alimentado de forma intermitente sendo constituído por uma lagoa de estabilização facultativa primária. O efluente final vai para o Rio do Peixe (CAGEPA, 2006).

4.4.5 ETE's da Unidade de Negócios do Alto Piranhas

Na ETE de Cajazeiras existe tratamento preliminar, com alimentação intermitente do sistema, os esgotos são tratados num sistema composto de lagoa de estabilização facultativa primária. O Riacho Belo Horizonte recebe o efluente final resultante da ETE (CAGEPA, 2006).

4.5 Monitoramento dos sistemas

As estações de tratamento de esgoto foram monitoradas no período de agosto de 2000 a maio de 2004. As amostras foram coletadas com frequência mensal num ponto localizado no efluente final (EF). As coletas foram sempre realizadas no período da manhã, em horários variando entre 7 e 10 horas.

Tabela 4.2 – Aspectos climáticos dos municípios contemplados com as ETE's do estado da Paraíba.

Municípios	Clima ⁽¹⁾	Período de chuva e seca ⁽¹⁾	Precipitação pluviométricas ⁽²⁾ (mm)	Insolação ⁽²⁾ (h/ano)	T _{média} ⁽²⁾ do ar (°C)
Sapé	Quente e úmido	Período de chuvas de fevereiro ou março, prolongando-se até julho ou agosto	1.400 a 1.600	2800 a 2900	25 a 26
Guarabira	Quente e úmido	Período de chuvas de fevereiro ou março, prolongando-se até julho ou agosto	1.000 a 1.200	2.600 a 2.700	25 a 26
Campina Grande	Quente e úmido Semi-árido	Período de chuvas de março a agosto	600 a 800	2500 a 2600	23 a 24
Monteiro	Semi-árido quente	Período de seca pode se estender por 11 meses	600 a 800	3000 a 3100	25 a 26
Itaporanga	Quente e úmido	Período de chuvas de fevereiro a abril	600 a 800	3100 a 3200	26 e 27
Patos	Quente e úmido	Período de chuvas de fevereiro a abril	600 a 800	3100 a 3200	27 e 28
Sousa	Quente e úmido	Período de chuvas de fevereiro a abril	800 a 1000	3100 a 3200	26 a 27
Cajazeiras	Semi-árido quente e seco	Período de seca de setembro a dezembro	800 a 1000	3000 a 3100	25 a 26

Fonte: ⁽¹⁾GEP (2003); ⁽²⁾AESA (2006).

Tabela 4.3 – Configurações dos projetos, os dados físicos e operacionais das ETE's e o número de ligações de água e esgoto dos municípios do estado da Paraíba contemplados na pesquisa.

Configurações dos projetos das ETE's											
Dados físicos e operacionais	U. N. do Brejo			U. N. da Borborema				U. N. das Espinharas		U. N. Rio do Peixe	U. N. do Alto Piranhas
	Sapé	Guarabira		Campina Grande		Monteiro		Patos	Itaporanga	Sousa	Cajazeiras
	Lagoa facultativa	Lagoa anaeróbia	Lagoa facultativa	Lagoa anaeróbia	Lagoa facultativa	Lagoa anaeróbia	Lagoa facultativa	Lagoa aerada	Lagoa facultativa	Lagoa facultativa	Lagoa facultativa
C. (m)	-	-	-	140	140	29	113	86	150		-
L. (m)	-	-	-	110	110	14,5	29	41	100		-
Profun. (m)	2,2	3,7	2,2	3,5	3,5	3,7	2,2	2,5	1,0	1,0	5,0
A. (m ²)	26.000	1.018	10.920	15.400	15.400	420,5	1.556	20.400	24.160	54.000	25.000
V. (m ³)	57.200	3.766,6	24.024	53.900	53.900	1.556	7.209	5.100	24.160	54.000	125.000
Q (l/s)	58,6	24	24	3,5	-	-	-	31,6	8,4	17,8	37,5
TDH (d)	11,3	1,8	11,5	-	-	1,0	6,6	3,0	20	23	20,8
λ_v (g/m ³ .d)	42	138	6,5	-	-	193	-	-	-	-	-
λ_S (kg/ha.d)	921	5.108	143	-	-	-	275	212	212	282	389
Per capita (L/hab.d)	114	-	-	250	250	160	160	74	74	74	-
nº L de água	10.383	16.458		101.812		7.008		28.280	4.703	16.756	14.616
No L de esgoto	1.762	6.708		62.466		5.135		1.505	1.420	4.688	2.082

Fonte: CAGEPA (2006).

4.6 Procedimentos analíticos

Para a análise das variáveis físicas, químicas e biológica foram considerados os meses com os conjuntos completos de valores das variáveis. As variáveis analisadas e os procedimentos analíticos empregados encontram-se na Tabela 4.4. As amostras foram analisadas no Laboratório de Saneamento Ambiental – Unidade Acadêmica de Engenharia Civil da Universidade Federal de Campina Grande, obedecendo às recomendações quanto à integridade das amostras, a sua preservação e prazo para a realização das análises.

Tabela 4.4 – Variáveis analisadas e procedimentos analíticos empregados.

Parâmetros	Métodos	Referências
T. da água (°C)	Termômetro de filamento de mercúrio	APHA <i>et al.</i> (1995)
pH	Potenciométrico	APHA <i>et al.</i> (1995)
C. Elétrica ($\mu\text{mho/cm}$)	Resistência Elétrica	APHA <i>et al.</i> (1995)
O. Dissolvido (mg/L)	Titulométrico (Winkler modificação azida)	APHA <i>et al.</i> (1995)
DBO (mg/L)	Método de diluição em frascos padrões de DBO	APHA <i>et al.</i> (1995)
DQO (mg/L)	Refluxação fechada do dicromato de potássio Método titulométrico	APHA <i>et al.</i> (1995)
Amônia (mg/L)	Nesslerização direta com leituras espectrofotométricas	APHA <i>et al.</i> (1995)
Nitrato (mg/L)	Espectrofotométrico com salicilato de sódio	Rodier (1975)
Fósforo total (mg/L)	Espectrofotométrico do ácido ascórbico com pré digestão	APHA <i>et al.</i> (1995)
Ortofosfato solúvel (mg/L)	Espectrofotométrico do ácido ascórbico	APHA <i>et al.</i> (1995)
Biomassa algal Clorofila "a" ($\mu\text{g/L}$)	Espectrofotométrico, metanol 100%, a quente.	Jones (1979)

4.7 Importância das variáveis

4.7.1 Variáveis climáticas

A insolação é a medida da quantidade de energia da radiação solar por unidade de área e por unidade de tempo que atinge a superfície terrestre num determinado lugar. É medida por registradores solares chamados solarímetros e expressa a medição em horas por ano (GEP, 2003).

A temperatura do ar exprime o grau de calor do ar atmosférico. É medida por termômetros de filamento de mercúrio, instalados em abrigos, protegidos das radiações, sendo expresso o resultado em grau Celsius (°C) (GEP, 2003).

A precipitação pluviométrica é o elemento meteorológico de maior variabilidade sendo o principal fator utilizado na subdivisão dos climas. A pluviosidade é medida com pluviômetros e os resultados são expressos em mm (GEP, 2003).

4.7.2 Variáveis físicos, químicos e biológico

O potencial de hidrogênio iônico (pH) mede a concentração ativa do íon de hidrogênio, ou seja, expressa a condição ácida ou básica de uma solução em termos do logaritmo da concentração do íon de hidrogênio ionizado na solução. No tratamento de águas residuárias empregando processos biológicos, o pH deve ser controlado dentro de uma faixa favorável aos microrganismos particulares envolvidos (Sawyer *et al.*, 1994). A faixa de pH entre 6,5 e 8,5 é considerada ideal para a maioria dos microrganismos presentes em águas residuárias (Pelczar *et al.*, 1996).

A temperatura da água é um importante parâmetro na atividade metabólica dos microrganismos, estando relacionada, em lagoas de estabilização, com a produção de oxigênio fotossintético, sua solubilidade e seu consumo nos processos biológicos. Além disso, a atividade de microrganismos na degradação da matéria orgânica é influenciada diretamente pela temperatura do meio circundante.

A condutividade elétrica (CE) é uma expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica, não determina, especificamente, quais os íons que estão presentes em determinada amostra de água (Esteves, 1998).

O fósforo em águas residuárias domésticas pode ser encontrado nas formas de ortofosfato, polifosfatos (fósforo minerais desidratado) e fósforo orgânico tendo sua origem nas águas de abastecimento, dejetos humanos e detergentes sintéticos (Sawyer *et al.*, 1994).

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos. A amônia é a forma de nitrogênio mais utilizada para caracterizar águas residuárias domésticas.

O oxigênio dissolvido (OD) é de essencial importância para os organismos aeróbios, para manterem os processos metabólicos que produzem energia para o seu crescimento e reprodução (Sawyer *et al.*, 1994).

A demanda química de oxigênio (DQO) expressa a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica através de um oxidante forte químico (dicromato de potássio). A DQO é um parâmetro indispensável nos estudos de

caracterização de esgotos sanitários por permitir avaliar a intensidade poluidora dos esgotos.

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) expressa a quantidade de oxigênio requerida pelas bactérias para estabilizar, em condições aeróbias, a matéria orgânica biodegradável (Sawyer *et al.*, 1994).

A clorofila "a" é o pigmento responsável pelo processo fotossintético. A clorofila "a" é a mais comum das clorofilas (a, b, c, e d) e representa, aproximadamente, de 1 a 2% do peso seco do material orgânico em todas as algas planctônicas. É, por isso, um parâmetro que expressa indiretamente a biomassa algal, sendo assim, considerada como a principal variável indicadora do estado trófico dos ambientes aquáticos. Embora seja a forma mais comumente utilizada para a determinação da biomassa de fitoplâncton, deve-se salientar que a concentração de clorofila "a" não é constante, variando em função tanto dos tipos de algas como pelas condições climáticas a que são submetidas no ambiente aquático.

4.8 Procedimento de coleta

Para as análises físicas, químicas e biológica, as amostras foram coletadas em frascos plásticos de polietileno tereftalato (PET) de 2 litros e acondicionadas em recipientes isolantes (caixa de isopor) com gelo. Para a determinação do oxigênio dissolvido (OD) as amostras eram coletadas diretamente em frascos de DBO com a imediata fixação do oxigênio dissolvido com álcali-iodeto-azida e sulfato manganoso. As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Unidade Acadêmica de Engenharia Civil da Universidade Federal de Campina Grande.

4.9 Análises estatísticas

A análise dos dados foi feita com o auxílio do Excel[®] 2003 disponível no Microsoft Office, utilizou-se as ferramentas de análise estatística descritiva e das matrizes de correlação. A estatística descritiva foi utilizada para obtenção dos valores médios, mínimos e máximos das variáveis físicas, químicas e biológica analisadas, enquanto as matrizes de correlação foram determinadas para o conjunto de todos os dados mensais das variáveis no efluente final das oito ETE's como as variáveis climáticas, para verificar a existência de relações significativas entre as diversas variáveis.

5.0 Apresentação e Análise dos Resultados

5.1 Aspectos climáticos dos municípios

Na Tabela 5.1 encontram-se as coordenadas geográficas (INMET, 1992) e os dados climáticos (AESA, 2006), dos municípios onde se localizam as Unidades de Negócios da CAGEPA contemplados com as ETE's avaliadas na pesquisa. Os dados de temperatura do ar e insolação pertencem a uma série histórica de 30 anos 1961 - 1990 (INMET, 1992) e os dados de precipitação pluviométrica (AESA, 2006).

Tabela 5.1 - Coordenadas geográficas e dados climatológicos dos municípios.

Municípios	Coordenadas geográficas ⁽¹⁾			Dados climatológicos ⁽²⁾ (valores médios de uma série de 30 anos).		
	Latitude (sul) ⁽¹⁾	Longitude (oeste) ⁽¹⁾	Altitude (m) ⁽¹⁾	T _{média} do ar (°C) ⁽²⁾	Insolação (h/ano) ⁽²⁾	P. pluviométrica (mm/ano) ⁽²⁾
Sapé	7°06'	35°13'	60	23,3	2548	880,6
Guarabira	6°51'	35°29'	98	23,3	1936	764,3
C. Grande	7°13'	35°52'	550	23,3	1936	1196,8
Monteiro	7°88'	37°12'	590	26,4	2548	925,5
Patos	7° 01'	37°17'	243	26,4	2214	620,4
Itaporanga	7°25'	38°20'	292	26,4	2548	715,3
Sousa	6°45'	38°13'	200	26,4	1936	1029,3
Cajazeiras	7° 01'	38°25'	295	26,4	2548	783,9

Fonte: ⁽¹⁾ INMET (1992); ⁽²⁾ AESA (2006).

Para estudar as causas que promovem o florescimento de cianobactérias e algas foi necessário se fazer uma divisão entre os períodos de seca e de chuva dos municípios. O critério da divisão foram sugerido por Ceballos (1995), ou seja, foi observado uma grande oscilação pluviométrica tanto no período de 30 anos como no período experimental, achou-se conveniente, para fins de comparação, definir o início

e o final do período de seca e de chuva, em cada município, através do mês onde se verifica a transição brusca na precipitação, aproximadamente duas vezes, ou para mais ou para menos, com relação ao mês anterior. Baseado neste critério, os dados experimentais foram divididos em até cinco períodos de seca (S1, S2, S3, S4, e S5) e até quatro períodos de chuva (C1, C2, C3, C4) (Tabela 5.2).

4.1.1 Análise dos dados climáticos

A Figura 5.1 (a-h) mostra as variações de insolação e precipitação pluviométrica nos municípios contemplados com as ETE's. Os resultados mostraram uma tendência inversa entre os valores de precipitação pluviométrica e de insolação. Essa relação ficou evidente nos municípios de Monteiro (S4), de Patos e Itaporanga (S3 e S4) e em Sousa e Cajazeiras (S2 e S3). A tendência foi relacionada com a localização geográfica de cada município cujos valores de latitude variaram entre 6 e 8° e da longitude entre 35 a 38° (Figura 5.2). A Tabela 5.2 mostra os períodos de seca e de chuva com os respectivos meses de início e término, para cada um dos períodos, bem com a duração de todo o período experimental e os valores totais de precipitação pluviométrica, de insolação e os valores médios da temperatura do ar. A duração, tanto das épocas de seca e chuva quanto os números de meses de cada época, foram diferentes para todos os municípios. Os meses que ocorreram o início dos períodos de seca apresentaram uma variação que foi desde janeiro para Sapé, Guarabira, Campina Grande, Monteiro e Patos, de junho para Itaporanga e Sousa e em maio para Cajazeiras. Sua duração também foi variável de um mês nos municípios de Campina Grande (S1), Patos (S5) e Cajazeiras (S4) atingindo até nove meses em Patos (S3).

Já os meses do início do período de chuva variaram desde janeiro para Cajazeiras, Itaporanga e Sousa, fevereiro para Monteiro e Patos, março para Sapé e Guarabira e abril em Campina Grande, com duração variável de no mínimo dois meses, destacando os municípios de Sapé (C4), Campina Grande (C4), Patos (C2) e Cajazeiras (C1) e de no máximo cinco meses nos municípios de Sapé (C1, C2 e C3), Guarabira (C1, C2 e C3), Itaporanga (C1 e C3) e Sousa (C2 e C3).

Ao longo do período chuvoso os maiores valores de precipitação pluviométrica foram em Cajazeiras, com 1016,2mm (C4: jan - abril/04) e em Itaporanga de 952,9mm (C3: jan - mai/03). Também foram registradas elevadas precipitações pluviométricas no período de seca em Guarabira (892,3mm; S4: ago - dez/03; jan - fev/04), Campina Grande (683,2mm; S4: ago - dez/03; jan - fev/04) e Sapé (675,2mm; S4: ago - dez/03; jan - fev/04). Segundo AESA (2006), os anos de 2003 e 2004 foram considerados anos atípicos, com chuvas no final do período de estiagem.

Nos períodos de seca, alguns municípios foram submetidos a elevadas insolações a exemplo de Patos nos anos de 2002 e 2003 com 2400,8 e 2137,5 horas de sol cada um; Cajazeiras em 2003 com 2137,5h; Itaporanga (2003) e Sousa (2002) com 1.883,6h. Esses municípios submetidos à insolação elevada estão localizados em coordenadas geográficas a partir de 37^oC de longitude do estado da Paraíba (Figura 5.2). Segundo Chorus & Bartram (1999) elevada insolação é um dos principais fatores que favorecem condições para o surgimento de floração de cianobactérias e de algas. Os valores elevados de insolação que ocorreram nos municípios de Cajazeiras e Sousa, particularmente nos períodos da seca, foram favoráveis para essa proliferação excessiva. Apesar dos municípios de Monteiro e de Sapé não terem sido submetido à insolação elevada no período da seca, como as observadas em Cajazeiras e Sousa. O fenômeno de floração também ocorreu na seca sob valores de insolação de 1.633,8 horas de sol (S4 - Monteiro) e de 1501,9 horas de sol (S3 e S4 – Sapé).

A temperatura do ar é relacionada com a localização geográfica (latitude e longitude) e altitude de cada município. Sapé, Guarabira (localizados entre 50 e 98m acima do nível do mar) e Campina Grande (550m acima do nível do mar), apesar dessas altitudes distintas, apresentarem uma pequena variação na temperatura do ar, cuja T_{mar} foi de 23,3^oC para o município de Campina Grande e de 23,4^oC para Sapé e Guarabira. Enquanto em Monteiro, Patos, Itaporanga, Sousa e Cajazeiras, as temperaturas do ar foram maiores com uma média acima de 26^oC durante todo o período experimental (Tabela 5.2).

Tabela 5.2 – Divisão do período de seca, de chuva e todo o período experimental com seus respectivos valores dos dados climáticos.

Municípios	Períodos de seca	n	Dados climáticos			Períodos de chuva	n	Dados climáticos			Todo período	n	Dados climáticos		
			P.p ⁽¹⁾ (mm)	Ins ⁽²⁾ (h)	T ar ⁽²⁾ (°C)			P.p ⁽¹⁾ (mm)	Ins ⁽²⁾ (h)	T ar ⁽²⁾ (°C)			P.p ⁽¹⁾ (mm)	Ins ⁽²⁾ (h)	T ar ⁽²⁾ (°C)
Sapé	S1 - nov, dez/00; jan, fev/01	4	102,2	956,8	24,4	C1 - mar - jul/01	5	496,5	822,1	23,0	nov/00 - mai/04	38	3744,1	5866,6	23,4
	S2 - ago/01; jan, fev/02	3	204,3	592,6	23,5	C2 - mar - jul/02	5	728,7	822,1	23,0					
	S3 - ago - dez/02; jan, fev/03	7	415,5	1501,9	23,5	C3 - mar - jul/03	5	859,1	822,1	23,0					
	S4 - ago - dez/03; jan, fev/04	7	675,2	1501,9	23,5	C4 - abr - mai/04	2	262,3	349,0	23,9					
	S1+S2+S3+S4	21	1397,2	3051,3		C1+C2+C3+C4	17	2346,9	2815,3						
Guarabira	S1 - ago - dez/00; jan, fev/01	6	374,0	1320,0	23,5	C1 - mar - jul/01	5	709,7	822,1	23,0	ago/00 - mai/04	41	4585,2	7934,7	23,4
	S2 - ago/01; jan, fev/02	3	287,8	592,6	23,5	C2 - mar - jul/02	5	656,0	822,1	23,0					
	S3 - ago - dez/02; jan e fev/03	7	367,7	1.501,9	23,5	C3 - mar - jul/03	5	806,5	822,1	23,0					
	S4 - ago - dez/03; - jan e fev/04	7	892,3	1501,9	23,5	C4 - mar - mai/04	3	491,3	552,0	23,0					
	S1+S2+S3+S4	23	1921,8	4616,4		C1+C2+C3+C4	18	2663,4	3018,3						
Campina Grande	S1 - mar/01	1	207,1	203,0	24,7	C1 - abr - jul/01	4	382,7	619,1	22,6	mar/01 - mai/04	35	2844,9	6614,7	23,3
	S2 - ago/01; jan - mar/02	4	361,3	795,6	23,8	C2 - abr - jul/02	4	347,8	619,1	22,6					
	S3 - ago - dez/02; jan - mar/03	8	304,0	1704,9	23,7	C3 - abr - jul/03	4	298,7	619,1	22,6					
	S4 - ago - dez/03; jan - mar/04	8	683,2	1704,9	23,7	C4 - abr - mai/04	2	223,8	349,0	23,9					
	S1+S2+S3+S4	21	1591,9	4408,4		C1+C2+C3+C4	14	1253,0	2206,3						
Monteiro	S1 - out - nov/00; jan/01	3	25,6	705,8	27,6	C1 - fev - mai/01	3	187,4	636,6	25,3	out/00 - mai/04	33	2192,7	7321,2	26,3
	S2 - jul/01; jan/02	2	292,5	432,2	26,9	C2 - fev - mai/02	4	442,5	830,7	25,5					
	S3 - jun - dez/02; jan/03	6	170,5	1420,7	26,9	C3 - fev - mai/03	4	263,1	830,7	25,5					
	S4 - jun - dez/03; jan/04	7	538,2	1633,8	26,9	C4 - fev - mai/04	4	228,4	830,7	25,5					
	S1+S2+S3+S4	18	1071,3	4192,5		C1+C2+C3+C4	15	1121,4	3128,7						
Patos	S1 - ago e nov/00; jan/01	3	124,2	848,5	27,1	C1 - fev - abr/01	3	283,3	657,1	26,3	ago/00 - mai/04	37	2023,7	9379,8	26,2
	S2 - mai - ago/01; jan/02	5	397,6	1329,0	25,7	C2 - mar - abr/02	2	224,3	438,8	26,2					
	S3 - mai - dez/02; jan/03	9	279,5	2400,8	26,5	C3 - fev - abr/03	3	357,4	657,1	26,2					
	S4 - mai - dez/03	8	68,9	2137,5	26,4	C4 - fev - abr/04	3	281,3	657,1	26,2					
	S5 - mai/04	1	7,2	253,9	23,4	C1+C2+C3+C4	11	1146,3	2410,1						
Itaporanga	S1 - ago e nov/00	2	16,2	585,2	27,1	C1 - jan - mai/01	5	424,1	1174,3	25,8	ago /00 - mai/04	36	2937,9	9079,8	26,2
	S2 - jun - ago/01	3	56,4	811,8	25,9	C2 - jan - mai/02	4	597,7	356,0	25,8					
	S3 - jun - dez/02	6	80,4	1596,0	26,6	C3 - jan - mai/03	5	952,9	1174,3	25,8					
	S4 - jun - dez/03	7	86,4	1883,6	26,8	C4 - fev - mai/04	4	720,5	911,0	25,5					
	S1+S2+S3+S4	18	242,2	4876,6		C1+C2+C3+C4	18	2695,5	4215,6						
Sousa	S1 - jun - ago/01	3	44,8	811,8	25,9	C1 - mar - mai/01	3	371,8	629,7	25,1	mar/01 - mai/04	33	2671,4	8284,5	26,1
	S2 - jun - dez/02	7	44,9	1883,6	26,8	C2 - jan - mai/02	5	1044,0	1174,3	25,8					
	S3 - jul - dez/03	6	59,9	1637,8	26,8	C3 - jan - mai/03	5	625,0	1174,3	25,8					
						C4 - fev - mai/04	4	480,7	911,0	25,5					
	S1+S2+S3	16	149,6	4333,2		C1+C2+C3+C4	17	2521,8	3952,3						
Cajazeiras	S1 - mai - ago/01	4	33,0	1065,7	25,3	C1 - mar - abr/01	2	343,8	438,8	26,0	mar/01 - mai/04	32	3368,3	8012,3	26,1
	S2 - mai - out/02	6	231,2	1573,5	25,9	C2 - jan - abr/02	3	662,9	702,1	26,5					
	S3 - mai - dez/03	8	199,7	2137,5	26,4	C3 - jan - abr/03	4	790,5	920,4	26,5					
	S4 - mai/04	1	89,0	253,9	23,4	C4 - jan - abr/04	4	1016,2	920,4	26,5					
	S1+S2+S3+S4	19	552,9	5030,6		C1+C2+C3+C4	13	2815,4	2981,7						

Fonte: ⁽¹⁾AESA(2006); ⁽²⁾INMET(1992).

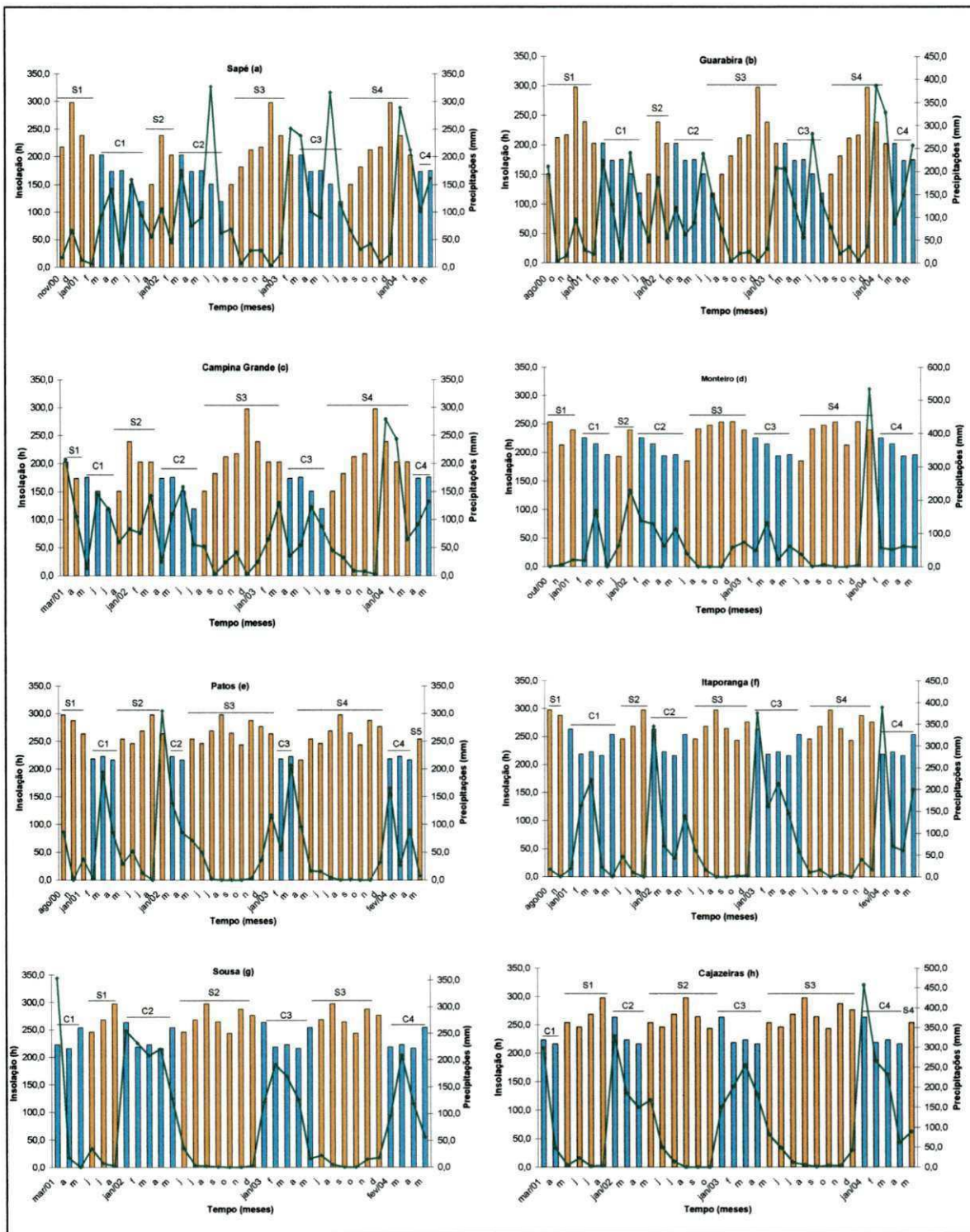


Figura 5.1 – Variações mensais da insolação e precipitação pluviométrica no efluente final dos municípios de Sapé (a), Guarabira (b), Campina Grande (c), Monteiro (d), Patos (e), Itaporanga (f), Sousa (g) e Cajazeiras (h), do estado da Paraíba, no período de (ago/00 a mai/04).

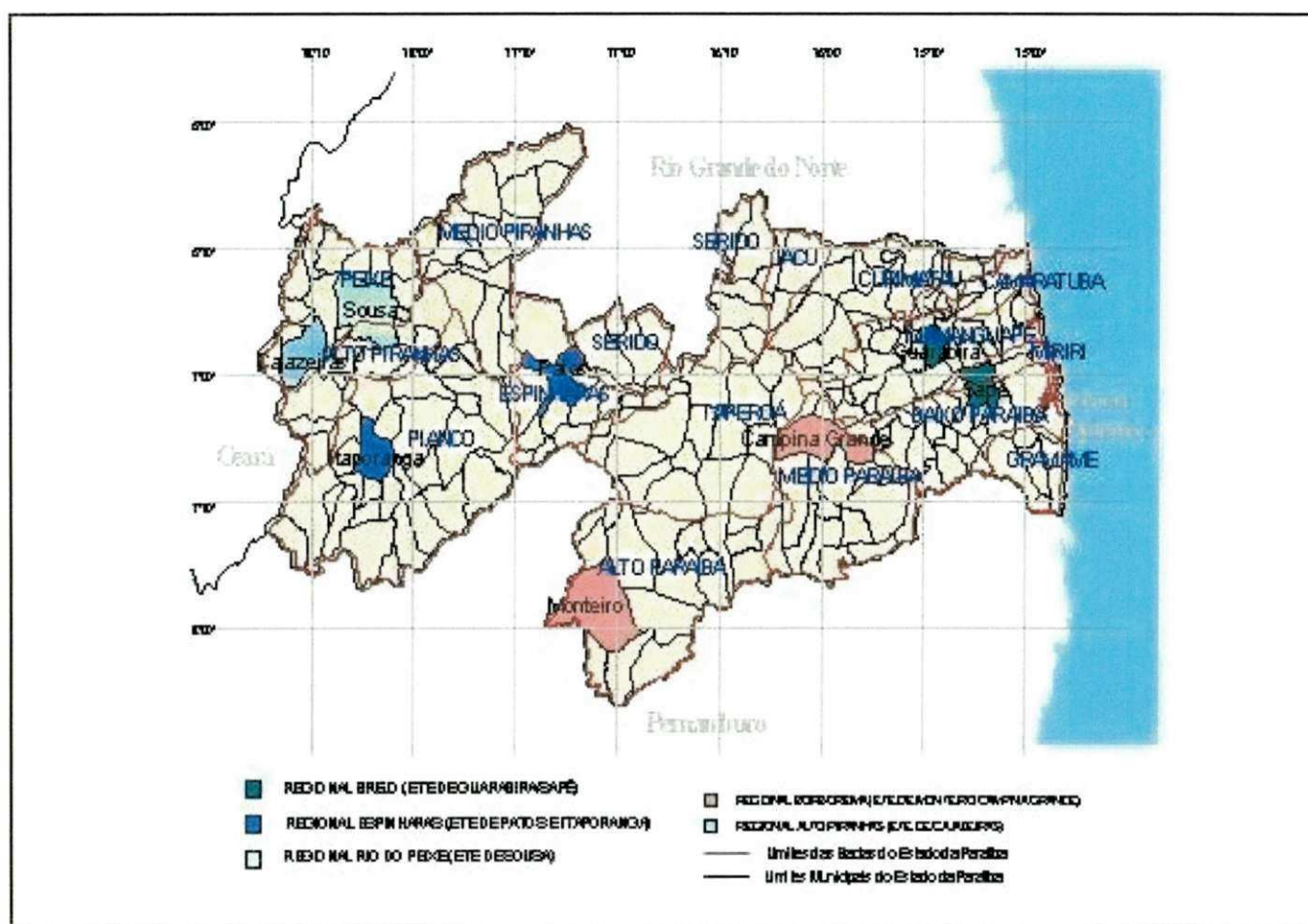


Figura 5.2 – Localização dos municípios contemplados com as ETE's avaliadas e as suas respectivas coordenadas geográficas.

5.2 Análise das variáveis físicas, químicas e biológica

Os resultados da estatística descritiva das variáveis físicas, químicas e biológica estão na Tabela 5.3 (todo período experimental), Tabela 5.4 (período de seca) e Tabela 5.5 (período de chuva). As Figuras 5.3 a 5.13 (a-h) mostram as variações mensais dos valores destas variáveis ao longo do período experimental (agosto de 2000 a maio de 2004).

Tabela 5.3 – Análise estatística das variáveis físicas, químicas e biológica no efluente final das ETE's do estado da Paraíba no período de agosto de 2000 a maio de 2004.

Parâmetros		T (°C)	pH	OD (mg/L)	CE (µmho/cm)	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrato (mg/L)	P-orto (mg/L)	P-total (mg/L)	Cl "a" (µg/L)
Sapé n=38	Méd.	29	7,7	2,7	1267	95	560	24,4	0,5	3,9	8,8	536,9
	Min.	25	6,9	0,0	871	14	76	4,8	0,0	0,0	3,0	27,3
	Max.	32	8,5	6,5	1.661	298	3448	50,4	1,9	8,2	51,1	1.304,3
	Dpadrão	2	0,4	1,4	222	61	567	10,5	0,4	1,9	7,3	274,2
Guarabira n=41	Méd.	28	7,3	0,8	1184	54	431	52,0	0,4	3,3	8,4	592,2
	Min.	22	6,6	0,0	550	16	34	22,1	0,0	0,1	1,0	10,9
	Max.	32	7,8	4,4	1505	101	1549	87,4	2,2	8,3	19,5	1288,6
	Dpadrão	2	0,3	1,1	189	19	339	12,3	0,4	2,3	3,2	328,0
C. Grande n=35	Méd.	27	7,3	1,8	1428	60	394	40,2	0,5	3,3	7,0	116,7
	Min.	21	6,8	0,0	1101	16	71	0,2	0,0	0,1	2,1	1,0
	Max.	32	7,9	12,1	1800	108	1170	67,3	2,6	5,1	25,3	286,0
	Dpadrão	3	0,3	2,5	165	22	257	16	0,6	1,5	3,7	77,1
Monteiro n=33	Méd.	27	7,7	4,7	1980	125	1080	60,2	0,7	2,5	10,3	1355,1
	Min.	24	7,2	0,0	1246	19	152	27,1	0,0	0,0	1,1	6,0
	Max.	35	8,5	23,0	2970	340	2857	101,4	3,3	8,7	20,9	3.630,8
	Dpadrão	2	0,4	5,0	400	59	705	16	0,7	2,4	3,2	930,5
Patos n=37	Méd.	26	7,4	1,1	1586	57	433	47,1	0,9	3,6	7,3	657,3
	Min.	21	6,5	0,0	930	16	109	6,0	0,0	0,0	4,8	0,0
	Max.	35	8,1	11,7	1978	120	1250	84,9	8,7	8,4	16,7	2230,6
	Dpadrão	3	0,3	2,3	230	22	315	17,2	1,5	2,3	2,7	667,3
Itaporanga n=36	Méd.	24	7,0	0,3	962	34	218	35,1	0,8	5,5	7,5	76,5
	Min.	21	6,3	0,0	647	11	29	11,5	0,0	0,7	2,0	0,0
	Max.	28	8,1	2,5	1308	130	870	68,2	3,3	9,7	13,9	920,9
	Dpadrão	2	0,3	0,6	179	23,4	172	14,6	0,8	2,0	2,6	197,7
Souza n=33	Méd.	29	7,8	3,8	866	55	517	14,6	0,5	3,2	6,9	537,3
	Min.	25	6,9	0,0	576	5	50	2,0	0,0	0,6	2,1	0,0
	Max.	38	9,5	11,5	1337	162	1179	31,5	3,9	5,8	19,9	1046,5
	Dpadrão	3	0,7	2,4	170	31	334	7,6	0,7	1,2	3,7	271,0
Cajazeiras n=32	Méd.	28	8,8	5,7	615	63	651	2,1	0,6	0,9	6,0	648,5
	Min.	25	7,0	0,0	471	12	16	0,0	0,0	0,2	1,5	30,9
	Max.	31	10,6	13,7	763	237	1560	13,7	3,0	2,9	18,2	4607,6
	Dpadrão	1	1,0	3,2	71	44	445	3,5	0,8	0,6	4,5	894,3

Nota: n - representa o número de amostras.

Tabela 5.4 – Análise estatística das variáveis físicas, químicas e biológica no efluente final das ETE's do estado da Paraíba no período de seca.

Parâmetros		T (°C)	pH	OD (mg/L)	CE (µmho/cm)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrato (mg/L)	P-orto (mg/L)	P-total (mg/L)	Cl "a" (µg/L)	
Municípios	Sapé n=21	Méd.	29	7,4	2,7	1325	90	405	26,0	0,5	3,9	9,6	537,8
		Min.	27	6,9	0,0	884	14	214	5,6	0,0	0,8	3,0	58,6
		Max.	31	8,5	6,5	1661	240	1036	44,6	1,9	8,2	51,1	1304,3
		Dpadrão	1	0,4	1,5	215	59	180	10,0	0,4	1,9	9,4	273,6
	Guarabira n=23	Méd.	28	7,2	0,9	1226	58	416	55,4	0,5	3,6	9,1	518,3
		Min.	25	6,6	0,0	550	16	40	23,3	0,0	0,1	4,9	10,9
		Max.	32	7,8	4,4	1505	97	1594	87,4	1,3	8,3	19,5	1255,8
		Dpadrão	2	0,3	1,3	226	19	351	11,4	0,4	2,2	3,5	319,1
	C. Grande n=21	Méd.	28	7,2	1,7	1472	61	439	44,3	0,5	3,2	7,9	122,8
		Min.	22	6,8	0,0	1101	16	138	0,2	0,0	0,1	4,0	1,0
		Max.	32	7,8	7,5	1800	103	1170	67,3	2,6	5,0	25,3	286,0
		Dpadrão	3	0,3	1,8	172	20	275	16,7	0,6	1,7	4,3	74,2
	Monteiro n=18	Méd.	28	7,7	4,7	2129	133	1158	66,6	0,9	2,9	9,9	1294,2
		Min.	25	7,2	0,0	1467	19	200	29,5	0,0	0,0	1,1	18,6
		Max.	35	8,5	23,0	2.970	340	2857	101,4	3,3	8,7	20,9	2.865,0
		Dpadrão	2	0,4	5,9	430	71	779	17,7	0,9	2,7	3,7	805,4
	Patos n=26	Méd.	26	7,5	0,6	1583	61	406	51,2	1,0	3,6	7,6	776,1
		Min.	23	7,1	0,0	930	16	109	28,2	0,0	0,0	5,1	0,0
		Max.	29	7,8	4,9	1884	120	1017	84,9	8,7	8,4	16,7	2230,6
		Dpadrão	2	0,2	1,2	215	24	302	14,6	1,7	2,6	2,8	719,8
	Itaporanga n=18	Méd.	24	7,0	0,3	1050	36	217	39,9	0,9	6,3	8,8	42,7
		Min.	22	6,5	0,0	664	11	66	11,5	0,0	1,2	5,4	0,0
		Max.	27	7,6	2,5	1308	97	440	63,9	3,1	9,7	13,9	363,5
		Dpadrão	1	0,3	0,6	195	20	96	15,5	0,9	1,9	2,5	93,7
Sousa n=16	Méd.	29	8,0	3,4	948	59	571	13,6	0,4	3,7	6,9	691,6	
	Min.	25	7,1	1,0	576	31	50	2,0	0,0	0,6	4,6	399,9	
	Max.	38	9,5	9,3	1337	132	1179	28,5	1,2	5,8	9,3	1046,5	
	Dpadrão	3	0,7	2,0	183	25	385	1,2	0,4	1,2	1,1	161,6	
Cajazeiras n=19	Méd.	28	9,1	6,7	627	73	714	2,6	0,5	0,8	6,7	813,8	
	Min.	25	7,3	0,0	471	12	16	0,0	0,0	0,2	2,5	112,6	
	Max.	31	10,6	13,7	763	237	1560	13,7	2,8	2,2	18,2	4607,6	
	Dpadrão	2	0,9	3,3	78	50	450	4,4	0,7	0,4	4,2	1091,4	

Nota: n - representa o número de amostras.

Tabela 5.5 – Análise estatística das variáveis físicas, químicas e biológica no efluente final das ETE's do estado da Paraíba no período de chuva.

Parâmetros		T (°C)	pH	OD (mg/L)	CE (µmho/cm)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrato (mg/L)	P-orto (mg/L)	P-total (mg/L)	Cl "a" (µg/L)	
Municípios	Sapé n=17	Méd.	29	7,6	2,6	1187	102	773	22,2	0,5	4,0	7,6	535,7
		Min.	25	7,1	0,5	871	32	76	4,8	0,0	0,0	5,4	27,3
		Max.	32	8,5	5,1	1630	298	3448	50,4	1,2	7,4	10,5	1014,7
		Dpadrão	2	0,4	1,4	206	64	800	10,8	0,4	1,9	1,6	273,2
	Guarabira n=18	Méd.	28	7,3	0,6	1130	51	450	47,5	0,4	2,8	7,4	686,8
		Min.	22	6,8	0,0	926	28	34	22,1	0,0	0,1	1,0	172,9
		Max.	31	7,5	3,1	1295	101	1358	78,4	2,2	6,6	12,7	1288,6
		Dpadrão	2	0,2	0,9	106	18	322	12,0	0,5	2,2	2,4	314,6
	C. Grande n=14	Méd.	27	7,3	1,9	1363	58	326	34,1	0,5	3,4	5,6	107,5
		Min.	21	6,8	0,0	1134	23	71	6,3	0,0	0,1	2,1	4,0
Max.		31	7,9	12,1	1574	108	929	49,3	2,2	5,1	9,1	248	
Dpadrão		3	0,3	3,3	127	26	209	13,0	0,8	1,2	1,7	79,3	
Monteiro n=15	Méd.	27	7,7	4,7	1802	115	988	52,7	0,7	2,2	10,7	1428,3	
	Min.	24	7,2	0,0	1246	35	152	27,1	0,0	0,1	6,6	6,0	
	Max.	31	8,6	10,1	2310	172	2071	83,4	1,7	6,3	15,6	3630,8	
	Dpadrão	2	0,4	3,5	267	37	593	12,2	0,5	1,9	2,5	1003,9	
Patos n=11	Méd.	27	7,4	2,2	1593	48	498	37,5	0,8	3,5	6,7	376,3	
	Min.	21	6,5	0,0	1222	25	146	6,0	0,0	1,1	4,8	0,0	
	Max.	35	8,1	11,7	1978	76	1250	74,9	2,4	6,4	12,9	1067,7	
	Dpadrão	4	0,4	3,5	262	14	336	19,0	0,8	1,3	2,4	401,2	
Itaporanga n=18	Méd.	25	7,1	0,3	875	32	220	30,4	0,8	4,8	6,4	110,3	
	Min.	21	6,3	0,0	647	11	29	13,7	0,0	0,7	2,0	0,0	
	Max.	28	8,1	2,4	1029	130	870	68,2	3,3	7,8	12,2	920,9	
	Dpadrão	2	0,4	0,6	107	26	224	12,0	0,8	1,8	2,1	259,1	
Souza n=17	Méd.	29	7,7	4,2	789	51	467	15,6	0,7	2,8	7,0	329,1	
	min	26	6,9	0,0	592	5	80	2,3	0,0	1,2	2,1	0,0	
	Max	32	8,9	11,5	1060	162	1077	31,5	3,9	4,6	19,9	832,0	
	Dpadrão	1	0,6	2,8	112	36	296	7,8	0,9	1,0	5,1	274,2	
Cajazeiras n=13	Méd.	29	8,3	4,3	598	47	559	1,4	0,7	1,0	5,0	406,9	
	Min.	27	7,0	0,0	507	19	80	0,0	0,0	0,3	1,5	30,9	
	Max.	30	9,9	10,7	666	130	1333	4,3	3,0	2,9	18,2	1474,2	
	Dpadrão	1	1,0	2,5	55	28	422	1,2	0,9	0,7	4,7	359,7	

Nota: n - representa o número de amostras.

5.2.1 Temperatura da água

A Figura 5.3 (a-h) mostra as variações mensais da temperatura da água ao longo do período experimental. A temperatura variou de 21°C, no período de chuva em Campina Grande e Patos (C2; abr/02) até 38°C no período de seca em Sousa (S3; nov/03).

Durante todo o período experimental (Tabela 5.3), as temperaturas médias da água variaram entre o mínimo de 24°C em Itaporanga (período de seca; Tabela 5.4) até no máximo de 29°C em Sapé e Sousa (período de seca; Tabela 5.4 e de chuva; Tabela 5.5).

Considerando as flutuações temporais da temperatura da água (Figura 5.3 a-h), foi observada uma tendência nítida de aumento e diminuição dos valores em função das épocas climáticas de seca e de chuva quando os municípios estão submetidos às variações de precipitações pluviométricas e de insolação (Figura 5.2 a-h). Analisando os períodos de seca e de chuva dos municípios, observou-se dentro de uma mesma época climática a ocorrência de gradientes elevados de temperatura do efluente final de algumas ETE's. Destacaram-se as ETE's dos municípios de Sousa com temperaturas mínima e máxima na S3, de 28 a 38°C, Campina Grande com temperaturas variando de 22 a 32°C na S3, enquanto na de Monteiro a mínima atingiu 26°C e a máxima 35°C na S1 e na de Patos onde as temperaturas variaram entre 25 e 35°C na C4.

Com exceção das ETE's de Campina Grande, Itaporanga e Patos a temperatura mínima da água atingida para o período de chuva foi de 21°C (C2; abr/02) e de 22°C para a ETE de Guarabira (C1; jul/01), todos os demais efluentes finais apresentaram temperatura da água acima de 25°C, confirmando os resultados de Ceballos (1995), em estudos realizados em corpos aquáticos paraibanos. Nas ETE's dos municípios de Sapé, Monteiro, Sousa e Cajazeiras as temperaturas médias da água estavam, durante o período de monitoramento (ago/00 a mai/04), acima de 25°C que segundo Chorus & Bartram (1999) é suficiente para favorecer o desenvolvimento de florações de cianobactérias e de algas.

5.2.2 pH

Na Tabela 5.3 encontram-se os valores médio, mínimo e máximo do pH em todo período experimental. Os valores médios de pH variaram entre 7,0 (Itaporanga) e

8,8 (Cajazeiras). Enquanto que o valor mensal mínimo foi de 6,3 na ETE de Itaporanga (Tabela 5.5) e de no máximo na ETE de Cajazeiras de 10,6 (Tabela 5.4).

A Figura 5.4 (a-h) mostra as variações mensais de pH ao longo do período experimental. Observou-se uma tendência dos maiores valores de pH ocorrer no período de seca (Sapé: 8,5 – nov/00, S1; Guarabira: 7,8 - jan/01, S1; Sousa: 9,5 – nov/02, S2 e Cajazeiras: 10,6 – out/03, S3). Porém esse padrão não ocorreu no ano de 2002, nas ETE's de Campina Grande (7,9; C2: mai/02); Monteiro (8,6; C2: abr/02), Patos (8,1; C2: mar/02) e Itaporanga (8,1; C2: abr/02) cujos maiores pH's foram no período de chuva.

Os maiores valores de pH para as duas épocas climáticas ocorreram nas ETE's de Cajazeiras com 10,6 (S3; out/03) e 9,9 (C2; mar, abril/02) e Sousa com 9,5 (S2; out/02) e 8,9 (C2; mar/02). Os valores elevados de pH estão associados ao processo de fotossíntese algal que ao consumirem parte do CO₂ dissolvido na massa líquida da lagoa, proveniente da oxidação da matéria orgânica, utilizou o dióxido de carbono do sistema carbônico, com a conseqüente liberação de íons hidroxila que aumenta o pH. De acordo com Chorus & Bartram (1999) valores de pH em torno de 7,5 são um dos fatores que ajudam na proliferação de cianobactérias. König (1984) em estudos do ciclo nictemeral de efluente final de lagoa de estabilização do tipo facultativa, mostrou que o valor médio de pH foi de 7,8, com valores mínimo e máximo de 7,3 e 8,9, evidenciando a variação dos valores dessa variável, porém o valor médio estava próximo a aquele ideal para o desenvolvimento do fenômeno de floração.

Na ETE de Guarabira os valores de pH praticamente se mantiveram próximos do neutro, que poderia estar relacionado à sobrecarga do sistema de tratamento. Na ETE de Itaporanga os valores de pH também estiveram próximos do neutro (7,0), com exceção do mês de abril/02 (C2) que atingiu o valor de 8,1 (Figura 5.4b).

5.2.3 Oxigênio dissolvido – OD

Os valores médios de OD ao longo do período experimental estão na Tabela 5.3. Apresentaram uma variação desde 0,3mg/L na ETE de Itaporanga até 5,7mg/L na ETE de Cajazeiras. O valor mínimo de OD foi de 0,0mg/l em praticamente todas as ETE's, com exceção da ETE de Sapé com 0,5mg/L (período de chuva: Tabela 5.5) e de 1,0mg/L (período de seca: Tabela 5.4) e máximo de 23,0mg/L na ETE de Monteiro durante o período de seca (Tabela 5.4).

A Figura 5.5 (a-h) mostra as variações mensais de OD ao longo do período experimental. Foi no efluente final da ETE de Monteiro onde ocorreu o maior valor de

OD, com 23,0mg/L (S3: jan/03), associado a uma elevada insolação nesse mês (239,3 horas de sol, Tabela 5.2), que intensificou os processos metabólicos particularmente a atividade fotossintética das algas, resultando numa produção elevada de OD.

Durante o período experimental, as lagoas de estabilização dos municípios de Patos e Itaporanga eram cobertas por macrófitas aquáticas do tipo aguapé (*Eichhornia crassipes*), dificultando a penetração de luz no ambiente aquático, reduzindo, dessa forma, o processo fotossintético resultando em valores de OD próximos de zero. Em ambas as ETE's houve, em alguns meses do período experimental, um aumento brusco nos valores de OD, principalmente no período de chuva. No efluente final da ETE de Patos, o valor de OD chegou a 11,7mg/L (C4; fev/04: com 164,4mm de precipitação pluviométrica), que foi associado a uma diluição da água residuária devido ao aumento da vazão afluyente, que também contribuiu para a remoção parcial da cobertura das macrófitas, favorecendo a penetração de luz e a atividade fotossintética. Enquanto que, na ETE de Itaporanga o valor máximo de OD foi 2,5mg/L (S3; jun/02) com uma correspondente insolação de 253,9 horas de sol (Figura 5.1f) que favoreceu o processo fotossintético, mesmo tendo o espelho superficial da lagoa coberto por aguapés (Figura 5.5f).

Os efluentes finais das ETE's de Campina Grande e de Sousa apresentaram os maiores valores de OD na época de chuva, com valores de até 12,1mg/L (C1; mai/01) e de 11,5mg/L (C3; abr/03), respectivamente, porém esses valores foram associados aos elevados valores de insolação (175,4 e 216,1 horas de sol respectivamente).

5.2.4 Condutividade elétrica – CE

A Figura 5.6 (a-h) mostra as variações dos valores mensais de CE das ETE's ao longo do período experimental. Os valores de CE variaram de 471 a 2970 μ mho/cm no período de seca enquanto para o período de chuva a variação foi de 507 a 2310 μ mho/cm para as ETE's dos municípios de Cajazeiras e Monteiro respectivamente (Tabelas 5.4 e 5.5).

Durante todo o período experimental, chamaram a atenção os valores elevados de CE nos efluentes finais das ETE's de Patos e Monteiro. Na primeira ETE com o valor no período de chuva de 1978 μ mho/cm (Tabela 5.5), e a segunda ETE, de 2970 μ mho/cm, num período de seca (Tabela 5.4). Na ETE de Patos, o aumento da vazão afluyente devido às chuvas contribuiu para que os resíduos oriundos de um matadouro municipal fossem encaminhados com mais rapidez em direção ao efluente final uma vez que a descarga pontual do matadouro é feita nas proximidades do ponto

de entrada do esgoto bruto. No caso da ETE de Monteiro, o aumento gradual da CE na S3 (jun-dez/02) foi associado à falta de água no município durante o período de seca e a necessidade dos usuários no reaproveitamento/reutilização da água de abastecimento (Figura 5.4d), culminando em dez/02, com um valor de 2970 μ mho/cm. A CE mais baixa ocorreu no efluente final da ETE de Cajazeiras para as duas épocas climáticas com valores durante o período de seca entre 471 e 763 μ mho/cm (Tabela 5.4) e para o período de chuva entre 507 e 666 μ mho/cm (Tabela 5.5).

5.2.5 Demanda bioquímica de oxigênio – DBO

A Figura 5.7 (a–h) mostra as variações da DBO em amostras mensais, durante o período experimental. O valor mínimo foi de 5mg/L (Sousa: C2; jan/02) e o máximo de 340mg/L (Monteiro: S2; nov/00). Nas Figuras 5.7a e 5.7f destacam-se alguns valores mensais elevados no período da chuva que foram associados às elevadas precipitações pluviométricas que além de elevar a vazão afluente ao sistema de tratamento também perturbam a massa líquida da lagoa, homogeneizando-a, permitindo a saída de grande quantidade de matéria orgânica através do efluente final: Sapé (C1; abr/01 - 298mg/L e precipitação pluviométrica 141,9mm), Itaporanga (C4; mar/04 - 130mg/L e precipitação pluviométrica 70,0mm).

Considerando os valores médios de todo o período experimental (Tabela 5.3), o maior valor da DBO foi de 125mg/L em Monteiro e o menor de 34mg/L em Itaporanga. Comparando-se os valores médios desta variável nos dois períodos climáticos, foi observado que durante a seca (Tabela 5.4) os valores médios de DBO foram superiores aos valores médios encontrados no período da chuva (Tabela 5.5), com exceção de Sapé (90mg/L no período de seca e 102mg/L no período de chuva).

5.2.6 Demanda química de oxigênio – DQO

Na Figura 5.8 (a-h) encontram-se os valores mensais da variável DQO no efluente final analisada ao longo do período experimental, destacando-se os períodos de seca e chuva. Os valores mínimo e máximo foram respectivamente, de 16 e 3448mg/L em Cajazeiras (S1; mai/01) e Sapé (C3; mar/03). Na ETE de Sapé, os valores de DQO no efluente final flutuavam abaixo de 1000mg/L, porém nos períodos de chuva houve um aumento considerável desta variável destacando-se na (C3; mar/03) um valor 3348mg/L que foi associado a uma elevada precipitação

pluviométrica de 238,6mm (Figura 5.1a) que provavelmente contribuiu para o arraste de material orgânico, particularmente algal, quantificado pelo teste da DQO.

Com relação ao valor médio de todo o período experimental (Tabela 5.3), foi no efluente final da ETE de Monteiro que apresentou o maior valor de DQO, com 1080mg/L enquanto que o menor valor médio foi encontrado em Itaporanga (218mg/L). Numa comparação entre o valor médio de máximo e de mínimo dos dois períodos climáticos, novamente os efluentes finais de Monteiro e Itaporanga apresentaram os maiores e menores tanto na seca (Tabela 5.4) de 1158 e 217mg/L quanto na chuva (Tabela 5.5) de 988 e 220mg/L.

5.2.7 Amônia

A Figura 5.9 (a-h) mostra as variações mensais de amônia, ocorridas ao longo do período experimental que compreendeu várias épocas climáticas de seca e chuva. No efluente final da ETE de Cajazeiras, em diversos meses durante períodos de seca e chuva, a amônia esteve ausente. Nas demais ETE's, as concentrações mínima e máxima no período da seca (Tabela 5.4), ocorreram em Campina Grande (0,2mg/L: S3; dez/02) e Monteiro (101,4mg/L: S1; out/00) respectivamente. No período da chuva, (Tabela 5.5) esses valores foram de 2,3mg/L (Sousa: C2; set/02 – Figura 5.9g) e 83,4mg/L (Monteiro: C3; fev/03 – Figura 5.9d), respectivamente. Comparando-se os valores médios desta variável nas duas épocas climáticas, foi observado que durante a seca (Tabela 5.4) os valores médios de amônia foram superiores aos encontrados no período da chuva (Tabela 5.5), com exceção do efluente final de Sousa (13,6mg/L na seca e 15,6mg/L na chuva).

Considerando os valores médios de todo o período experimental (Tabela 5.3), o maior valor médio da amônia foi de 60,2mg/L na ETE de Monteiro e o menor 2,1mg/L na ETE de Cajazeiras. Em dois períodos de seca distintos e em meses subseqüentes, os maiores gradientes na concentração de amônia foi observado nos efluentes finais das ETE's de Campina Grande (52,6 e 0,2mg/L: S3; nov - dez/02 – Figura 5.9c) e Monteiro (101,4 e 29,5mg/L: S1; out - nov/00 – Figura 5.9d).

5.2.8 Nitrato

As concentrações de nitrato em amostras mensais dos efluentes finais das ETE's avaliadas no período experimental estão na Figura 5.10 (a-h) que mostra uma

grande variabilidade nos valores e não foi observada uma tendência em relação aos períodos climáticos. Em todos os efluentes finais analisados se observou ausência de nitrato tanto para amostras no período de seca como no de chuva (Tabelas 5.4 e 5.5). Os valores mensais máximos para as duas épocas climáticas (Tabelas 5.4 e 5.5) foram de 8,7mg/L (Patos: S2; jan/02 – Figura 5.10e) e 3,9mg/L (Sousa: C3; mai/03 – Figura 5.10g). Considerando os valores médios de nitratos do efluente final durante todo o período experimental (Tabela 5.3), foi observado que o maior valor médio de 0,9mg/L ocorreu no efluente da ETE de Patos e o mínimo foi de 0,4mg/L na de Guarabira. É interessante destacar que na ETE de Campina Grande, no período da C2 (mai, jun, jul/02), em três amostras o nitrato esteve ausente (Figura 5.10c).

5.2.8 Ortofosfato solúvel (P-orto)

As variações das concentrações em amostras mensais do efluente final para a variável ortofosfato solúvel encontram-se na Figura 5.11 (a-h). Durante o período experimental, os valores mínimos 0,0mg/L (ausência de P-orto) foram observados nas ETE's de Sapé (C2 mar/02 – Figura 5.11a), de Monteiro (S3; jun/02 e jan/03 – Figura 5.11d) e de Patos (S3: dez/02 – Figura 5.11e) e máximo de 8,7mg/L (Tabela 5.4) na ETE de Monteiro (S1; nov/00 – Figura 5.11d). Com relação aos valores médios ao longo do período experimental (Tabela 5.3), estes variaram de 0,9mg/L (Cajazeiras) até 3,9mg/L (Sapé). Analisando-se os valores médios dos períodos de seca (Tabela 5.4) e chuva (Tabela 5.5), foi observada uma predominância de maiores valores na seca do que na chuva. No período da seca, as concentrações médias de P-orto (Tabela 5.4) variaram de 0,8mg/L (Cajazeiras) até 6,3mg/L (Itaporanga), enquanto que no período da chuva esses valores médios variaram de 1,0 até 4,8mg/L, nas mesmas ETE's.

5.2.9 Fósforo total (P-total)

As variações dos valores mensais do fósforo total no efluente final ao longo do período experimental são mostradas na Figura 5.12 (a-h). O valor mínimo foi de 1,1mg/L (Monteiro: S1; jan/01 – Figura 5.12d) e de no máximo 51,1mg/L (Sapé: S2; fev/02 – Figura 5.12a). O maior e o menor valor médio de P-total em todo o período experimental ocorreram em Monteiro (10,3mg/L) e em Cajazeiras (6,0mg/L) (Tabela 5.3), respectivamente. Os valores médios de P-total no período da seca (Tabela 5.4)

foram superiores aos da chuva (Tabela 5.5), com exceção de Monteiro (9,9 e 10,7mg/L) e de Sousa (6,9 e 7,0mg/L).

Nas Figuras 5.11a e 5.11c encontram-se as variações de P-total nos efluentes finais das ETE's Sapé e Campina Grande que tiveram uma variação de 0,0 a 10,0mg/L, porém apresentarem um valor pontual elevado de 51,1mg/L (S2; fev/02) e de 25,3mg/L (S2; jan/02) respectivamente. No efluente final da ETE de Cajazeiras, a concentração de 18,2mg/L ocorreu nas duas épocas climáticas (S2; jul/02 e C4; fev/04 – Figura 5.12h).

4.2.10 Clorofila “a”

A Figura 5.13 (a-h) mostra as flutuações da clorofila “a” que ocorreram ao longo do período experimental nos efluentes finais das ETE's analisadas. Em uma amostra mensal da ETE de Sousa (C2; abr/02 – Figura 5.13g), a clorofila “a” esteve ausente. Na ETE de Patos, durante o ano 2000 a 2001 nas épocas climáticas S1, S2 e C1 (Figura 4.13e) a biomassa algal estava ausente no efluente final devido à presença de aguapés na superfície da lagoa, o que dificultava a penetração de luz no ambiente aquático, e, conseqüentemente a fotossíntese. Na ETE de Itaporanga a ausência de biomassa algal no efluente final também ocorreu devido à presença de macrófitas aquáticas, porém essa ausência ocorreu em diversos meses de ambas as épocas climáticas. Entretanto, o efluente final desta ETE apresentou nos meses de mar/02 e abr/02 (C2) valores elevados de 920,9 e 800,0µg/L de clorofila “a” sem ter ocorrido o aumento de O.D. (Figura 5.5f).

Os maiores valores mensais de clorofila “a”, ocorreram em Cajazeiras (4.607,6µg/L: S4; mai/04) e Monteiro (3.630,8µg/L: C1; mai/01). Durante o período experimental os valores médios de clorofila “a” variaram de 76,5µg/L (Itaporanga) até 1.355,1µg/L (Monteiro) (Tabela 5.3). No período de seca (Tabela 5.4) a maioria dos valores médios de clorofila “a” esteve acima dos valores médios do período da chuva (Tabela 5.5).

Nas ETE's de Sapé, Monteiro, Sousa e Cajazeiras foram observadas, durante o período de monitoramento (ago/00 a mai/04), que as amostras apresentavam uma coloração esverdeada intensa, em relação às outras. A análise clorofila “a”, como parâmetro para quantificação da biomassa algal, confirmou a observação visual e os valores médios, no período todo, foram de 536,9; 1355,1; 537,3 e 648,5µg/L respectivamente (Tabela 5.3). König *et al.* (2002) em estudos realizados no efluente finais de lagoas de estabilização do estado da Paraíba no período (ago/00 a jan/01), identificaram a predominância de representantes dos Phyla: Cyanobacteria,

Euglenophyta, Chlorophyta e Bacillariophyta. A Chlorophyta (algas verdes) foi a que mais contribuiu com a riqueza de espécies dos sistemas de tratamento, seguido de Cyanobacteria principalmente nas ETE's de Sapé, Monteiro, Sousa e Cajazeiras. A predominância das algas verdes em efluentes de lagoas de estabilização já tinha sido observada nas ETE's de Guarabira e Sapé, em estudos anteriores (Florentino, 1992; Florentino 1993; Sousa 1994).

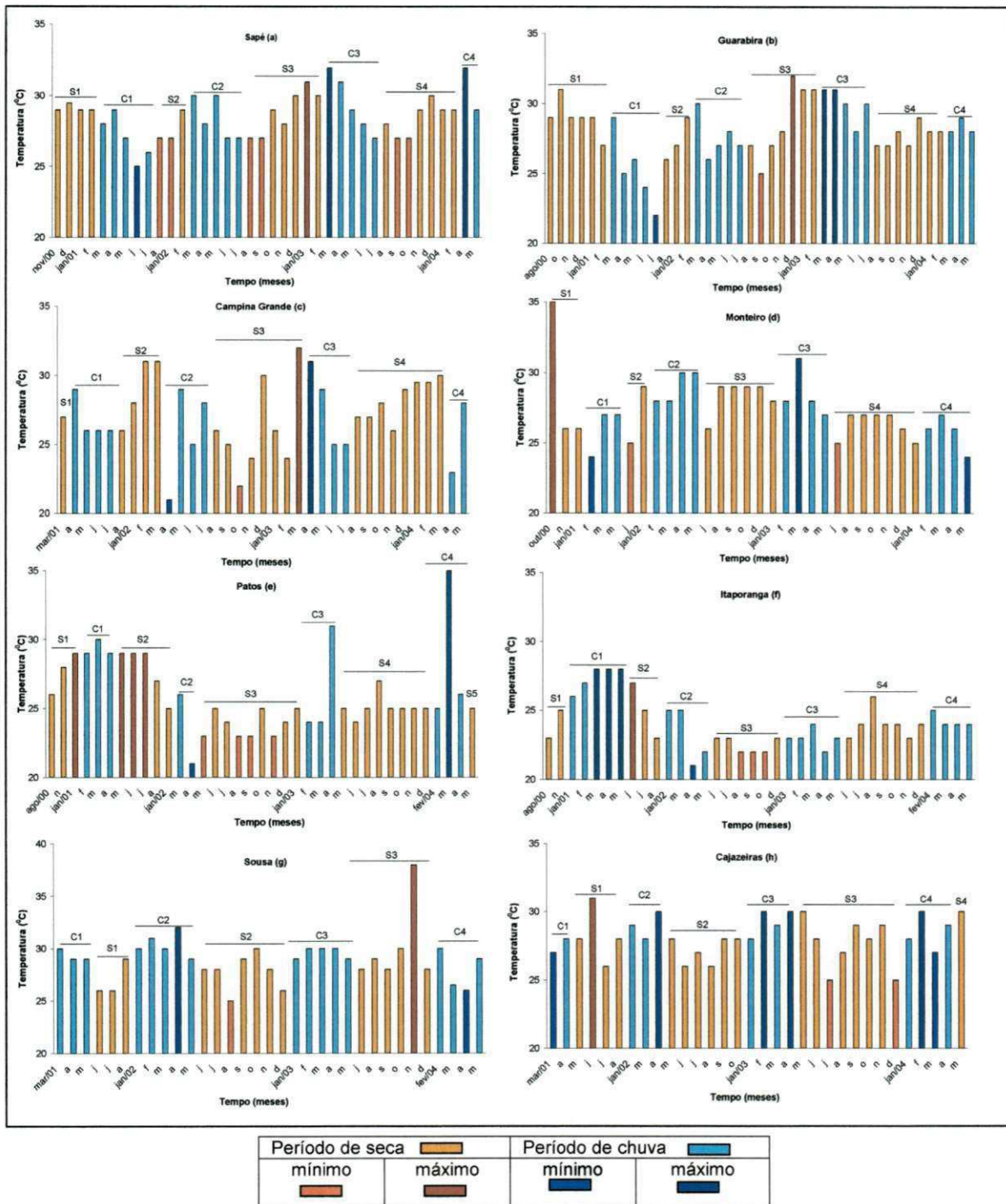


Figura 5.3 – Variações mensais da temperatura da água no efluente final nas ETE's de Sapé (a), Guarabira (b), Campina Grande (c), Monteiro (d), Patos (e), Itaporanga (f), Sousa (g) e Cajazeiras (h), do estado da Paraíba, no período de ago/00 a mai/04.

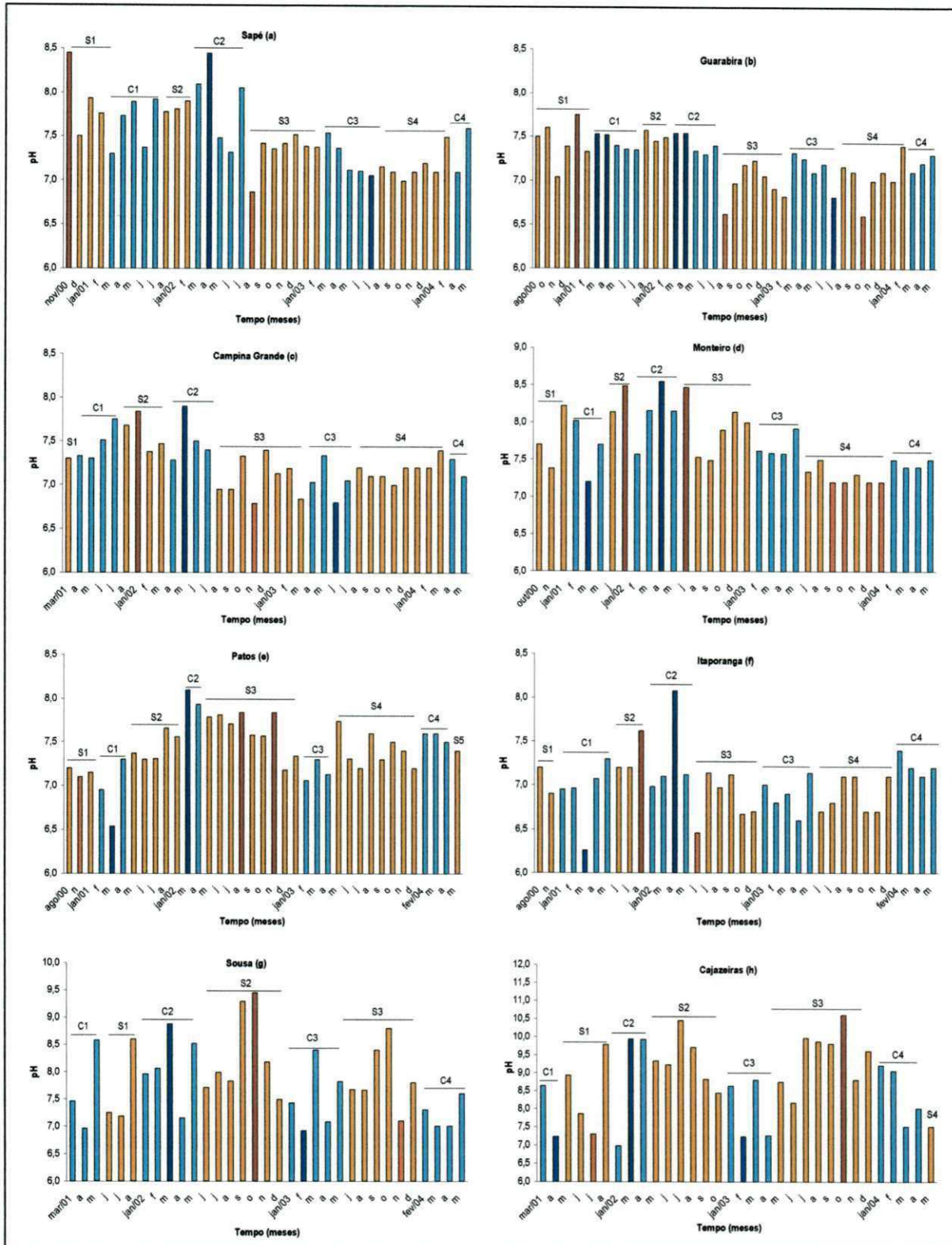


Figura 5.4 – Variações mensais do pH no efluente final nas ETE's de Sapé (a), Guarabira (b), Campina Grande (c), Monteiro (d), Patos (e), Itaporanga (f), Sousa (g) e Cajazeiras (h), estado da Paraíba, no período de (ago/00 a mai/04).

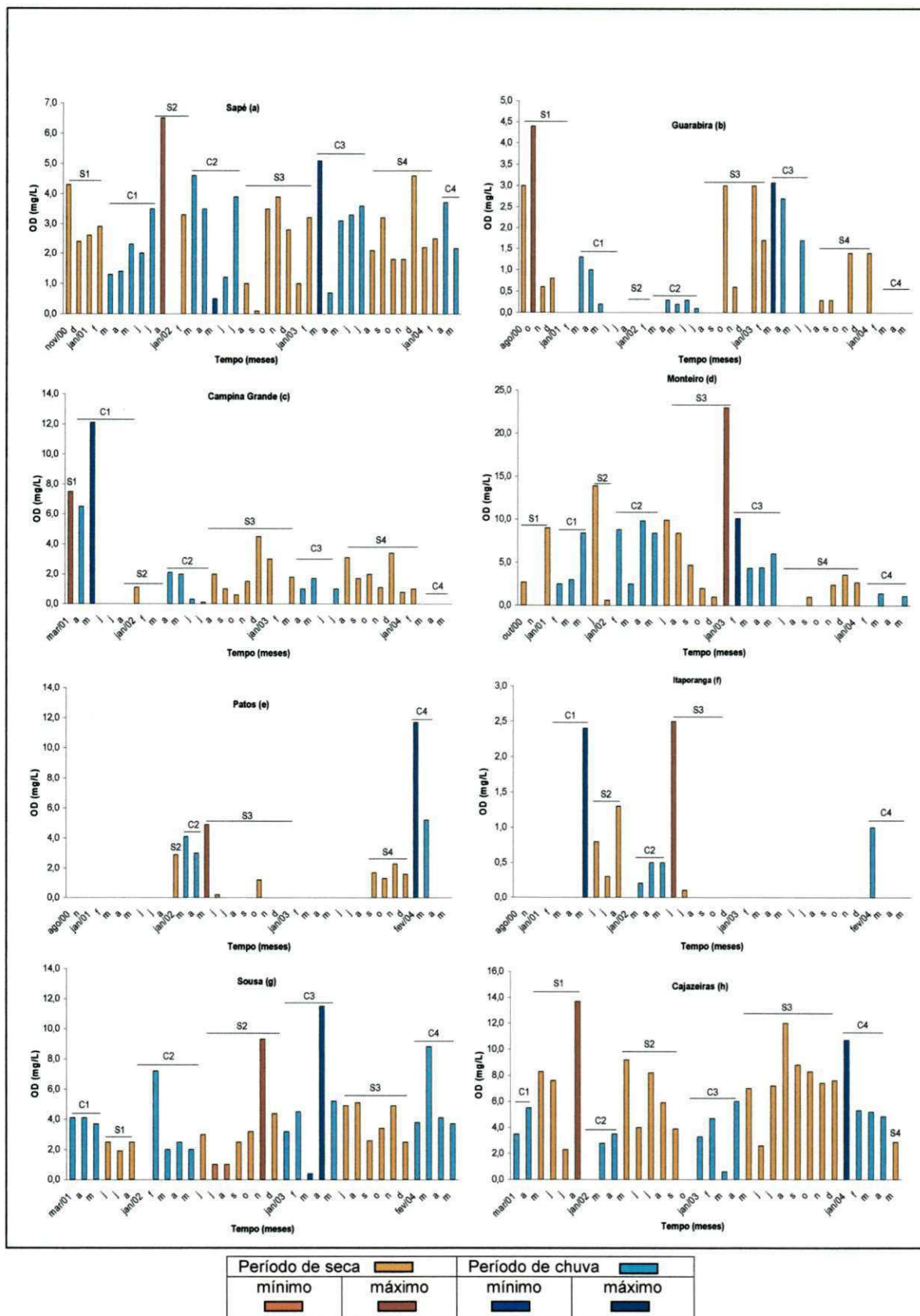


Figura 5.5 – Variações mensais de OD no efluente final nas ETE's de Sapé (a), Guarabira (b), Campina Grande (c), Monteiro (d), Patos (e), Itaporanga (f), Sousa (g) e Cajazeiras (h), estado da Paraíba, no período de (ago/00 a mai/04).

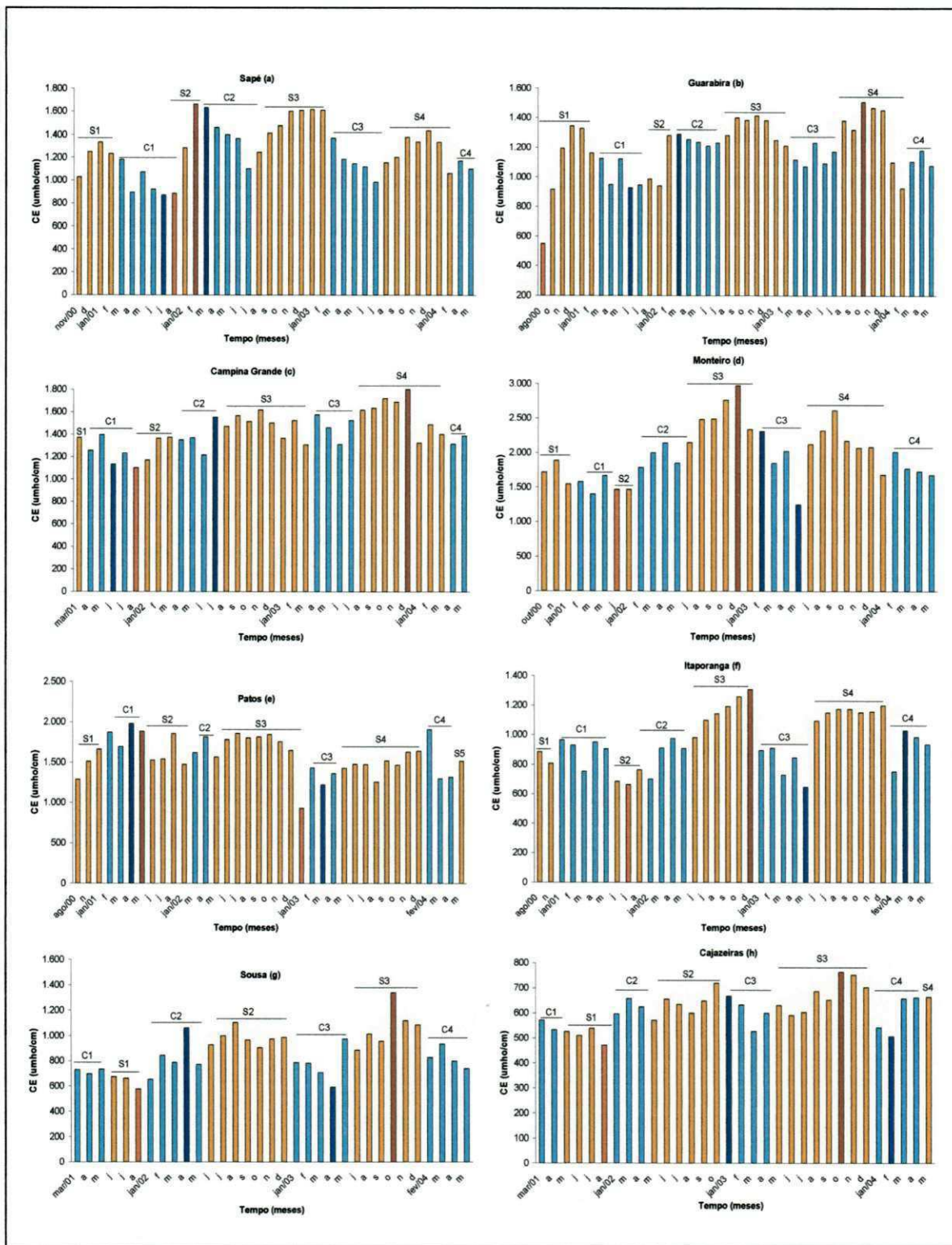
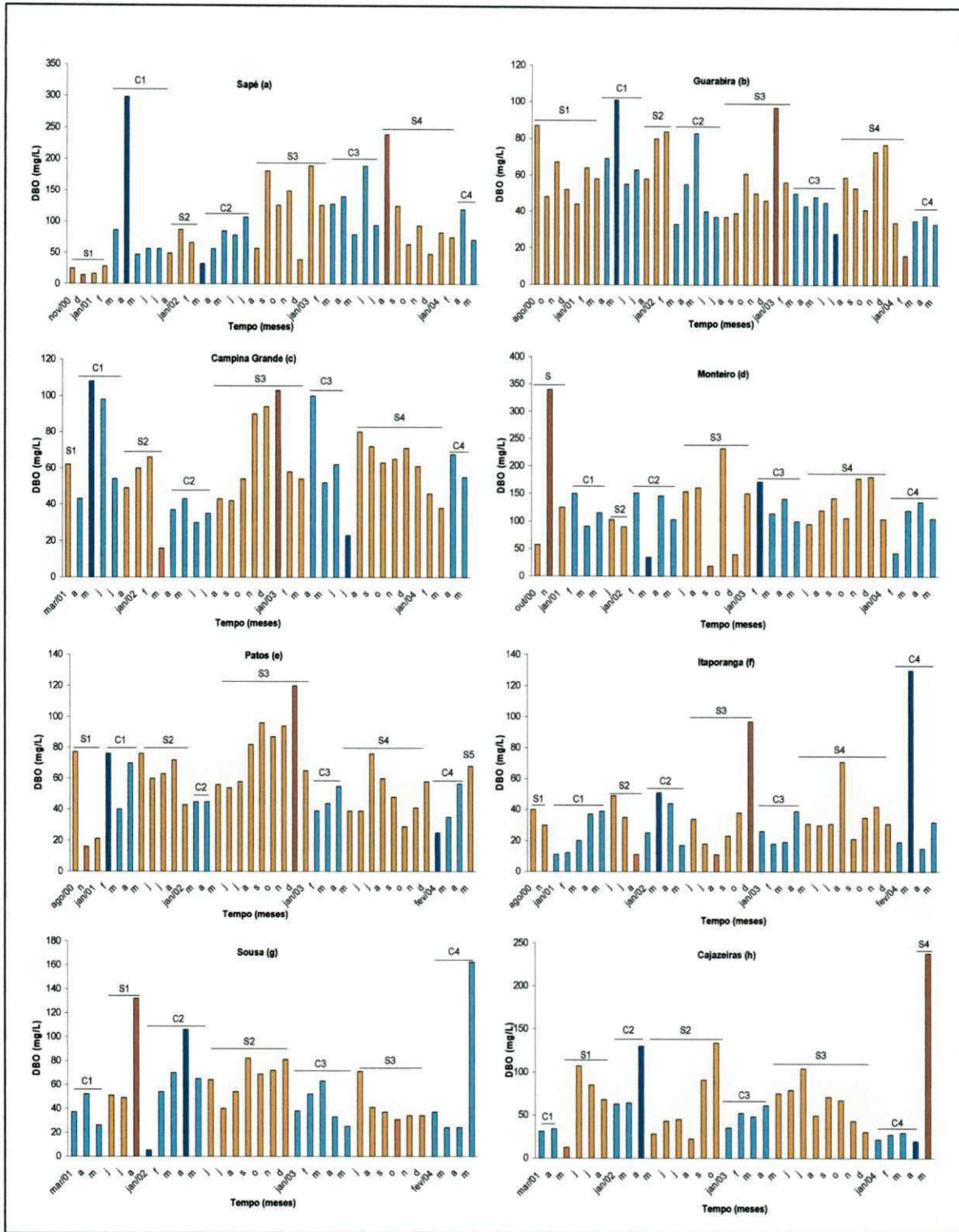


Figura 5.6 – Variações mensais de CE no efluente final nas ETE's de Sapé (a), Guarabira (b), Campina Grande (c), Monteiro (d), Patos (e), Itaporanga (f), Sousa (g) e Cajazeiras (h), do estado da Paraíba, no período de (ago/00 a mai/04).



Período de seca		Período de chuva	
mínimo		mínimo	
máximo		máximo	

Figura 5.7 – Variações mensais dos valores de DBO no efluente final nas ETE's de Sapé (a), Guarabira (b), Campina Grande (c), Monteiro (d), Patos (e), Itaporanga (f), Sousa (g) e Cajazeiras (h), do estado da Paraíba, no período de (ago/00 a mai/04).

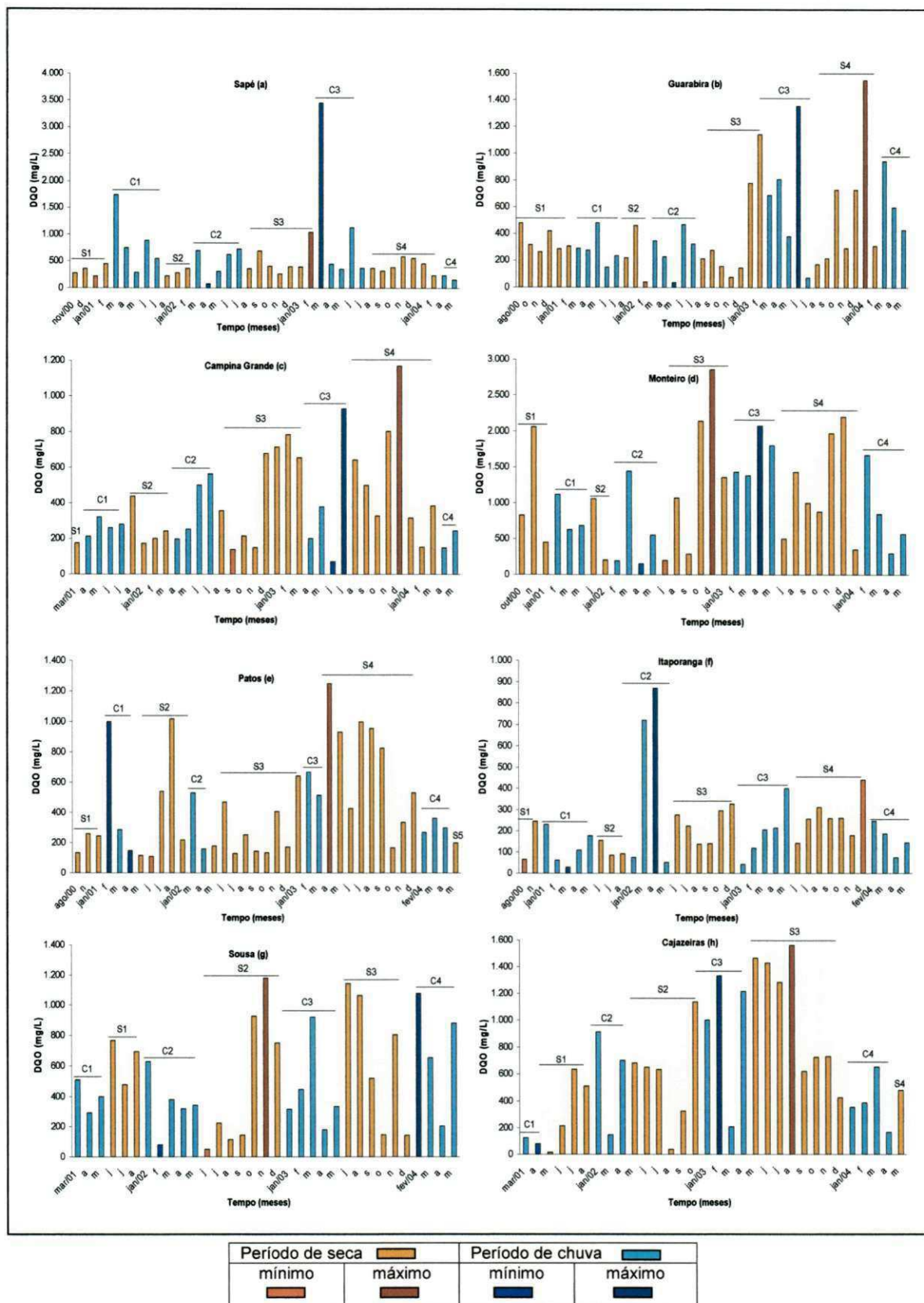


Figura 5.8 – Variações mensais de DQO no efluente final nas ETE's de Sapé (a), Guarabira (b), Campina Grande (c), Monteiro (d), Patos (e), Itaporanga (f), Sousa (g) e Cajazeiras (h), do estado da Paraíba, no período de ago/00 a mai/04.

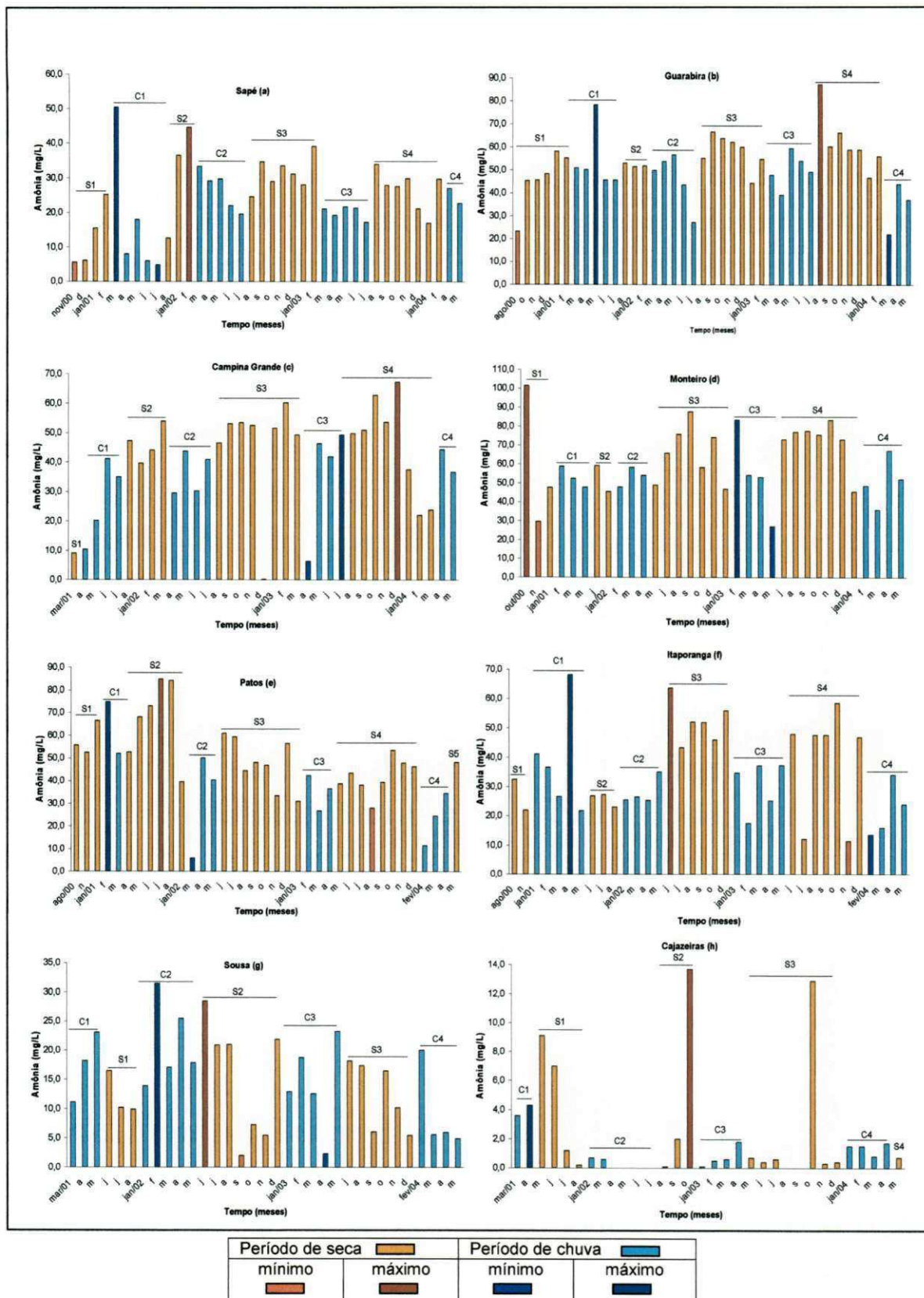


Figura 5.9 – Variações mensais de amônia no efluente final nas ETE's de Sapé (a), Guarabira (b), Campina Grande (c), Monteiro (d), Patos (e), Itaporanga (f), Sousa (g) e Cajazeiras (h), do estado da Paraíba, no período de (ago/00 a mai/04).

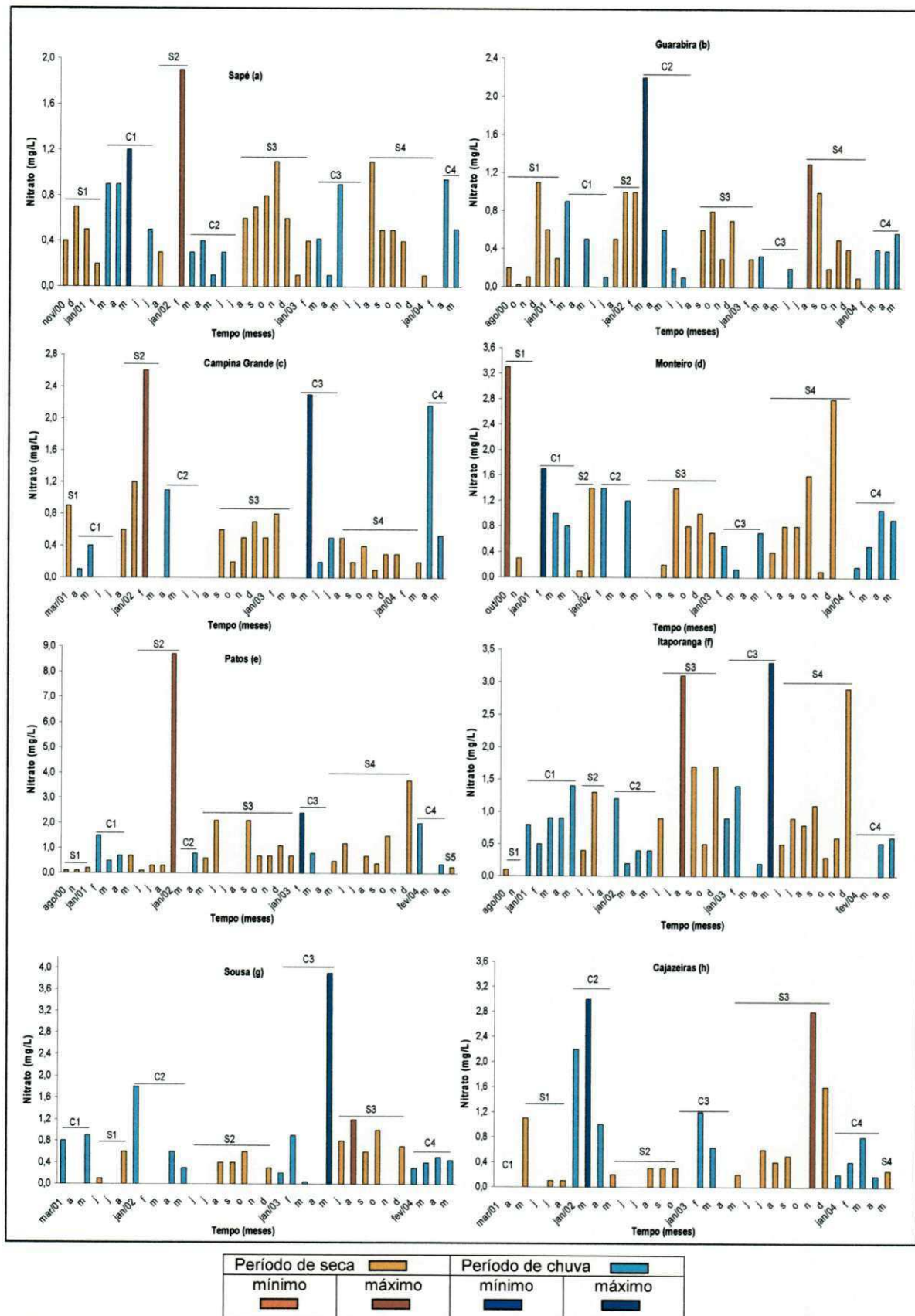
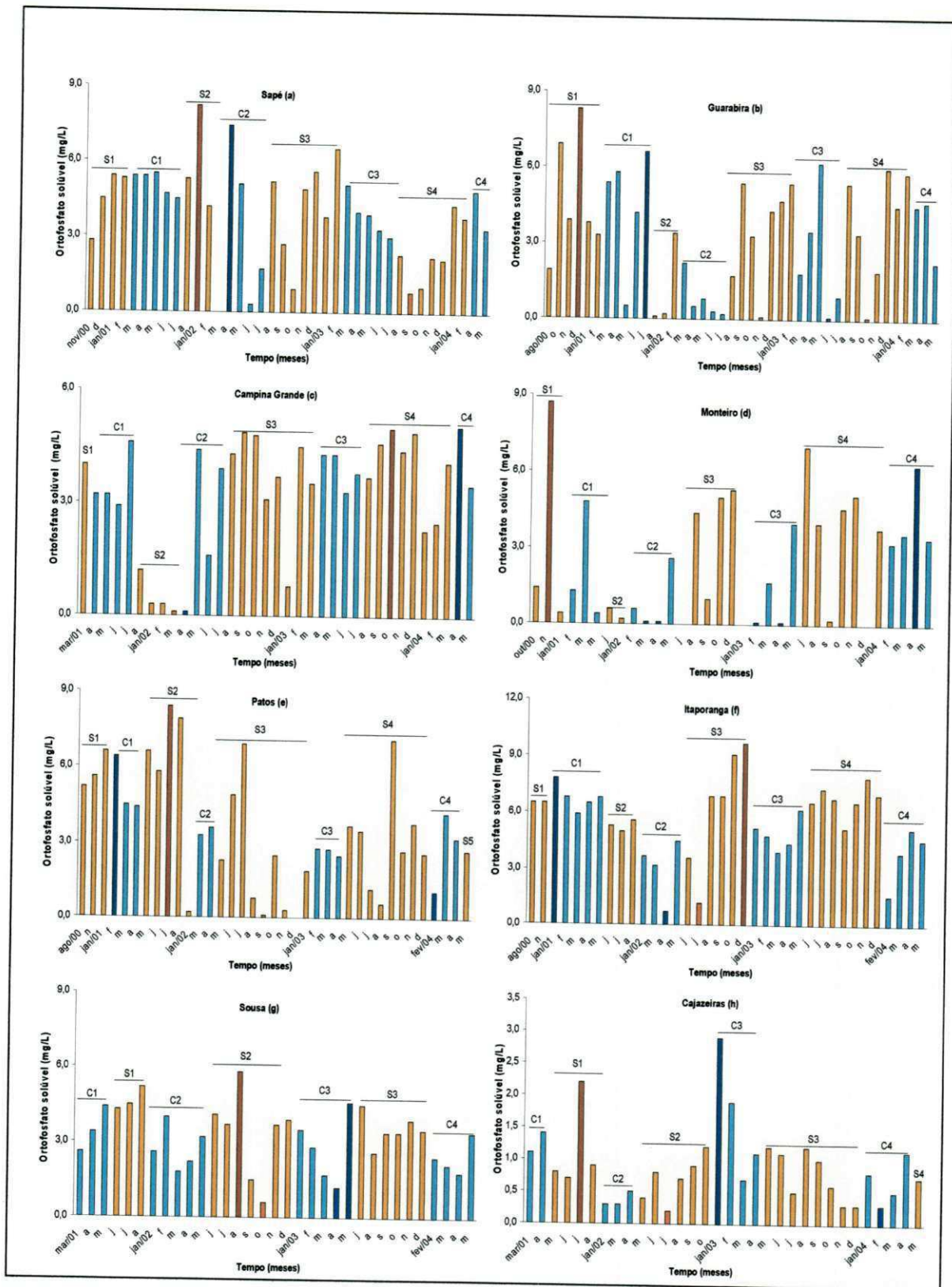


Figura 5.10 – Variações mensais de nitrato no efluente final nas ETE's de Sapé (a), Guarabira (b), Campina Grande (c), Monteiro (d), Patos (e), Itaporanga (f), Sousa (g) e Cajazeiras (h), do estado da Paraíba, no período de (ago/00 a mai/04).



Período de seca	Período de chuva
mínimo	mínimo
máximo	máximo

Figura 5.11 – Variações mensais de P-orto no efluente final nas ETE's de Sapé (a), Guarabira (b), Campina Grande (c), Monteiro (d), Patos (e), Itaporanga (f), Sousa (g) e Cajazeiras (h), do estado da Paraíba, no período de (ago/00 a mai/04).

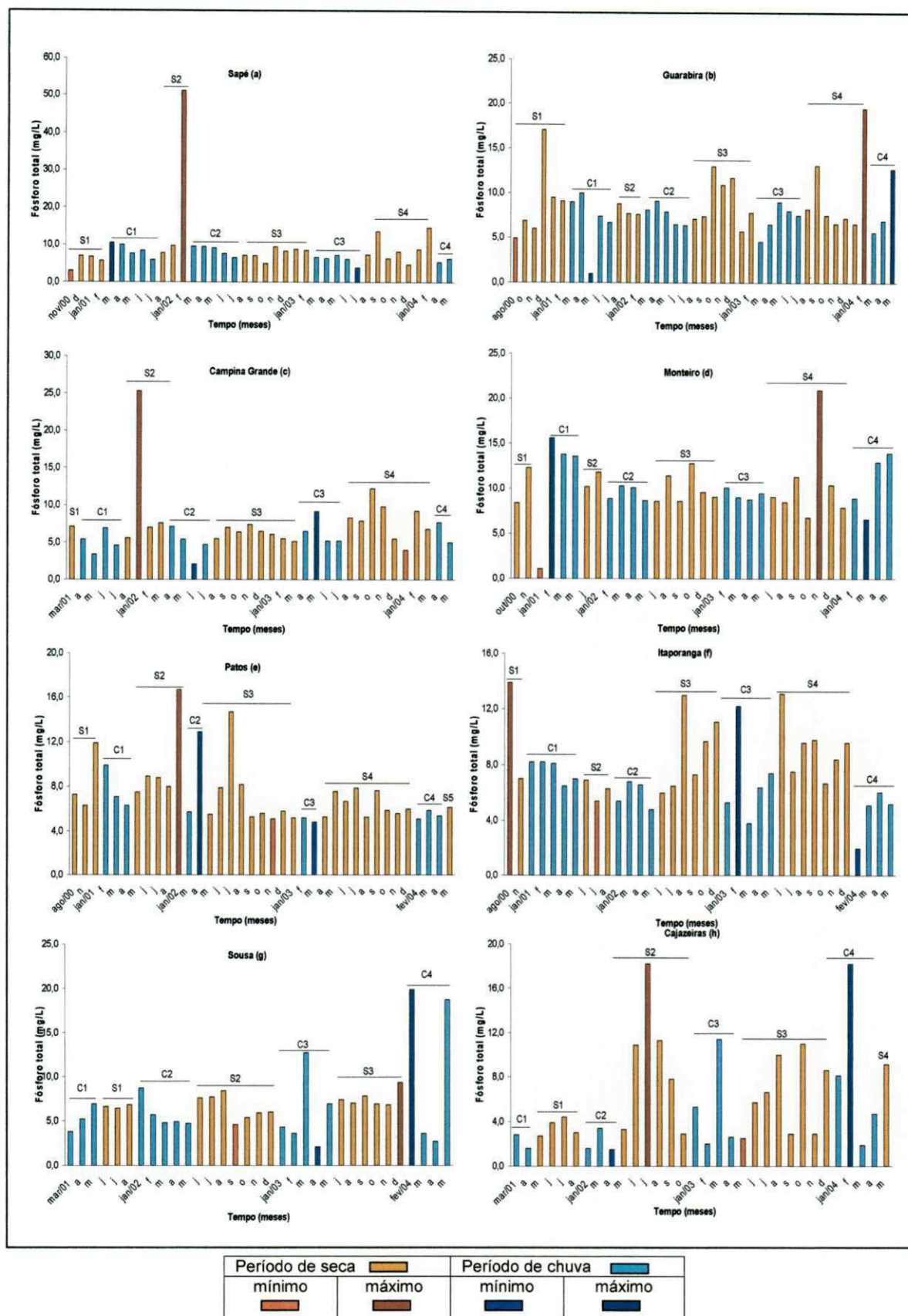


Figura 5.12 – Variações mensais de P-total no efluente final nas ETE's de Sapé (a), Guarabira (b), Campina Grande (c), Monteiro (d), Patos (e), Itaporanga (f), Sousa (g) e Cajazeiras (h), do estado da Paraíba, no período de (ago/00 a mai/04).

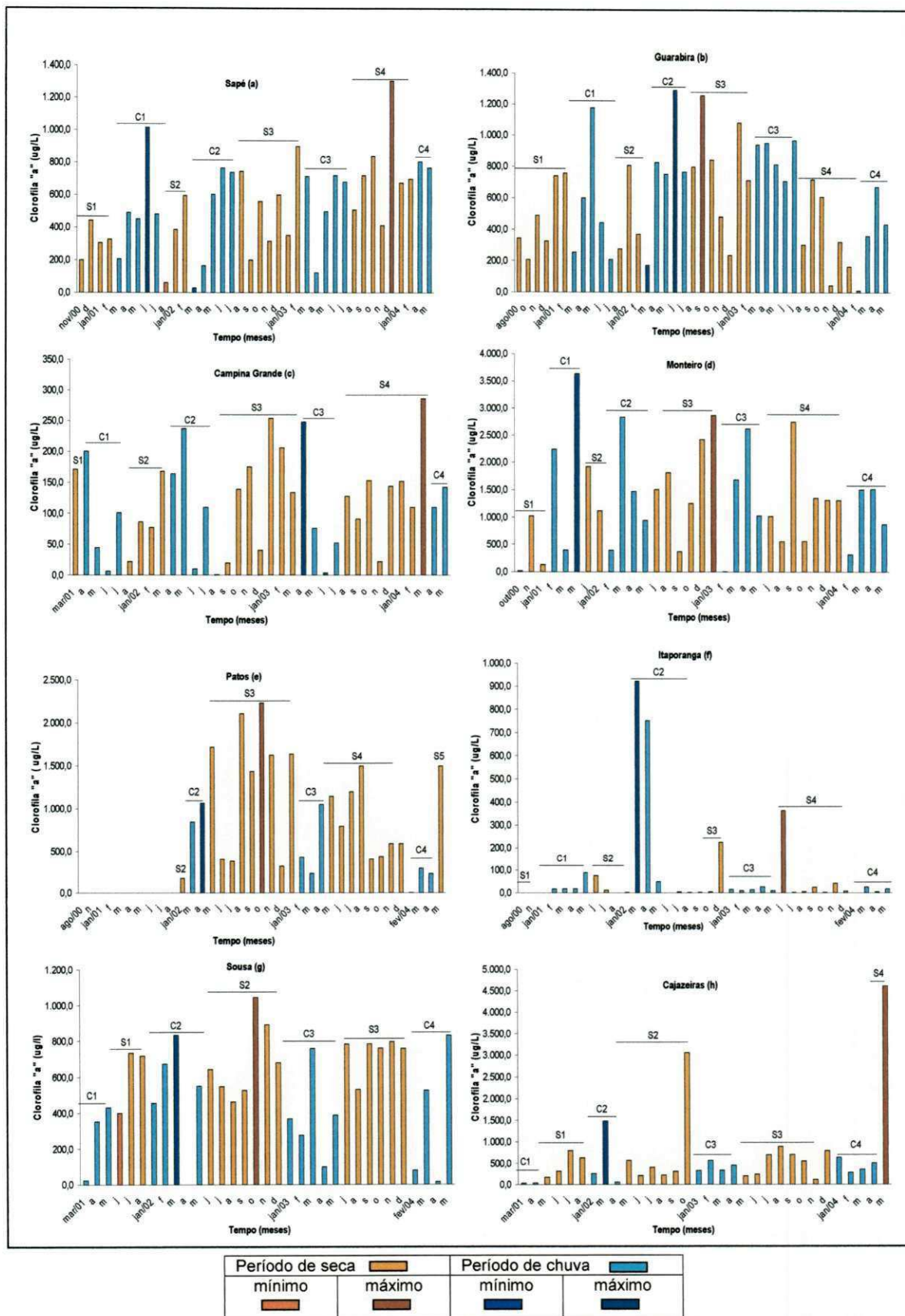


Figura 5.13 – Variações mensais de clorofila “a” no efluente final nas ETE’s de Sapé (a), Guarabira (b), Campina Grande (c), Monteiro (d), Patos (e), Itaporanga (f), Sousa (g) e Cajazeiras (h), do estado da Paraíba, no período de (ago/00 a mai/04).

5.3 Análise das matrizes de correlação

As matrizes de correlação foram utilizadas para verificar a existência ou não de correlações significativas (a nível de 5%), entre o conjunto de todos os dados mensais das variáveis físicas, químicas e biológica analisadas no efluente final das oito ETE's com os valores de insolação e de precipitação pluviométrica (Anexo I; Tabelas 1 - 3). Para facilitar a análise das correlações foi preparada uma tabela resumo para o período todo, de seca e de chuva com todos os coeficientes de correlação significativos acima e igual aos coeficientes críticos obtidos ($|r| \geq |r_{\text{crítico}}|$) (Tabela 5.6).

Tabela 5.6 - Resumo das correlações significativas positivas e negativas entre o conjunto de todos os dados mensais das variáveis físicas, química e biológica analisadas no efluente final das oito ETE's com os valores de insolação e de precipitação pluviométrica.

Correlações	Todas as ETE's (EF)		
	Período todo $r_{\text{crítico}}=0,32$	Período de seca $r_{\text{crítico}}=0,44$	Período de chuva $r_{\text{crítico}}=0,51$
OD x pH	0,4854	0,5829	
DBO x CE	0,3342		
DQO x DBO	0,3774		
Am x pH	-0,4277	-0,5303	
Am x CE	0,7076	0,7177	0,6598
P-orto x pH	-0,4083	-0,4472	
P-orto x CE	-0,3835		
Cl "a" x DBO	0,4093	0,4485	
Cl "a" x DQO	0,3552		

Nota: em azul (coeficiente significativo positivo) e em vermelho (coeficiente significativo negativo).

Pela análise de correlação múltipla foram observados quais os conjuntos de dados que variam juntos, isto é, se os maiores valores de um conjunto de dados estão associados com os maiores dos outros (correlação positiva) ou se os menores valores de um conjunto estão associados com os maiores do outro (correlação negativa).

Nas lagoas de estabilização, existe a interação mutualística entre as algas e bactérias. Quando em ambiente aeróbio, as bactérias decompõem a matéria orgânica, liberando compostos nitrogenados e fosfatados, dióxido de carbono (CO_2) e água (H_2O). As algas, por sua vez, utilizam o dióxido de carbono, água, amônia, fósforo e outros compostos inorgânicos para a síntese celular e, na presença de luz solar e clorofila "a", realizam a fotossíntese, liberando oxigênio para o ambiente aquático. Independente da presença ou não de oxigênio, as bactérias decompõem o material orgânico complexo (proteínas, carboidratos, gorduras etc.) presente nos esgotos domésticos em material solúvel, fechando o ciclo da decomposição biológica. O oxigênio produzido pela fotossíntese das algas é suficiente para, durante o dia, permitir respiração bacteriana bem como a de outros microrganismos aeróbios da biota. Além disso, as algas consomem o dióxido de carbono elevando o pH do meio durante as horas do dia. A correlação significativa e positiva entre OD e pH no período todo ($r = 0,4854$), e no período de seca ($r = 0,5829$) (Tabela 5.9) comprova que quando as algas estão presentes no ambiente aquático e, sob condições especiais de insolação elevada, particularmente durante o período de seca, na qual ocorre uma maior disponibilidade de luz que favorece a atividade fotossintética algal, com produção de oxigênio e aumento do pH.

A matéria orgânica afluenta ao sistema de tratamento quando mineralizada via atividade microbiana produz diversos compostos dentre eles a amônia e ortofosfato solúvel, cujos íons em solução aquosa elevam o valor da CE, como mostra a correlação significativa e positiva entre DBO e CE ($r = 0,3342$; Tabela 5.6), para todas as ETE's e observada no período todo que inclui a época de seca e de chuva.

Durante o período de seca, o esgoto afluenta tende a ser mais concentrado, elevando a concentração de DBO e a degradação desta matéria orgânica aumenta as concentrações de amônia e de P-orto e, esses íons em solução elevam a condutividade elétrica. No período das chuvas, as vazões afluentes tendem a aumentar nos sistemas de tratamento devido a infiltrações na rede coletora. O aumento da vazão perturba o ambiente aquático, particularmente, no que se refere à mistura da massa líquida da lagoa, com o revolvimento do sedimento no fundo do reator, elevando a concentração de DBO e juntamente a amônia e ortofosfato solúvel que se refletem nos elevados valores de condutividade elétrica. Dessa maneira se observaram correlações significativas e positivas entre amônia e CE nas ETE's (Tabela 5.6) no período todo ($r = 0,7076$), na seca ($r = 0,7177$) e na chuva ($r = 0,6598$).

Em águas residuárias de diferentes origens a matéria orgânica é normalmente quantificada pelos testes de DBO e DQO, cada um deles expressando formas particulares da matéria orgânica: biodegradável e aquela mais resistente à

degradação. Neste estudo a matéria orgânica de esgotos de origem doméstica expressas como DBO e DQO, se correlacionou de forma positiva ($r = 0,3774$) e somente quando se analisou os dados de todo período experimental considerado.

A Tabela 5.6 mostra o coeficiente da correlação significativo e negativo entre amônia e pH no período todo ($r = -0,4277$) e no período de seca ($r = -0,4277$) para o conjunto de dados das oito ETE's. Durante esses períodos climáticos, houve disponibilidade de luz solar suficiente para as algas realizarem fotossíntese que elevou o pH. Esse metabolismo intenso foi associado à redução de amônia nesse ambiente hipereutrófico, ou pela absorção desse nutriente essencial ao metabolismo do fitoplâncton, ou pela sua volatilização com a elevação do pH a valores acima de 8,0 (Mara *et al.*, 1992; Von Sperling, 1996b).

Nas ETE's foram observadas correlações significativas e negativas (Tabela 5.6) entre P-orto e pH no período todo ($r = -0,4083$) e no período de chuva ($r = -0,4472$). As condições climáticas durante os períodos climáticos foram suficientes para o estabelecimento da população fitoplanctônica, permitindo a atividade fotossintética e conseqüentemente, a absorção de nutrientes como ortofosfato solúvel, diminuindo a sua concentração no efluente final.

A correlação significativa e negativa entre P-orto e CE foi observada nas ETE's no período todo ($r = -0,3835$; Tabela 5.6). Durante o período todo, especialmente, no período das chuvas, ocorreu o aumento da vazão no sistema de tratamento que diluiu o esgoto a ser tratado, diminuindo CE no efluente final, e, também provocou uma mistura da massa líquida da lagoa, com revolvimento do sedimento do fundo, contribuindo para aumentar o ortofosfato solúvel.

No conjunto das ETE's analisadas foi verificada uma correlação significativa e positiva entre clorofila "a" e DBO durante todo o período todo ($r = 0,4093$) e no período de seca ($r = 0,4485$). A presença de biomassa algal (clorofila "a") nas oito ETE's e nos diferentes períodos climáticos analisados (Tabelas 5.3; 5.4 e 5.5), foram responsáveis pela adição de grande quantidade de matéria orgânica biodegradável, expressa como DBO. A biomassa algal exerce forte influência sobre a DBO, por ser material orgânico biodegradável e, de acordo com Mara *et al.* (1983) as algas contribuem com mais de 65% de DBO no efluente final. Também foi observada uma correlação significativa e positiva entre clorofila "a" e DQO ($r = 0,3552$) no período todo.

5.4 Análise da relação entre N/P no esgoto bruto e no efluente final

O nitrogênio e fósforo, presentes nas águas residuárias, ao serem lançados no ambiente através do efluente final, induzem a eutrofização no ambiente aquático e, conseqüentemente, podem fornecer condições suficientes para a proliferação excessiva de algas e cianobactérias. Na literatura, Sawyer (1944) citado por Branco (1986), Scherus (1992) citado por Chorus & Bartram (1999) sugerem valores diferentes de intervalos entre nitrogênio (N) e de fósforo (P) que induziriam o fenômeno das florações de algas e cianobactérias. Sawyer (1944) citado por Branco (1986) sugere que a proporção desses elementos, nos esgotos domésticos capazes de favorecer a proliferação de algas, é de apenas 8:1, ou seja, 15 a 35mg/L de nitrogênio para 2 a 4mg/L de fósforo. O mesmo autor em seus estudos verificou que as florações eram favorecidas quando as concentrações de nitrogênio se elevavam a 0,30mg/L e a de fósforo a 0,01mg/L, portanto em uma razão de 30:1. Enquanto Scherus (1992) citado por Chorus & Bartram (1999), aborda que a razão entre as concentrações de nitrogênio e de fósforo que mais favoreceu o desenvolvimento de florações de cianobactérias apresentou variação de 10 a 16N para 1P e as florações de algas eucarióticas ocorrem quando a variação foi de 16 a 23N para 1P.

A literatura consultada não identificava quais eram as formas de nitrogênio e de fósforo utilizadas em seus estudos. Entretanto, para analisar as relações N/P no esgoto bruto e no efluente final foram feitas três considerações no intuito de evidenciar quais seriam as formas de nitrogênio e de fósforo e quais os intervalos N/P que propiciariam as melhores condições para a ocorrência do florescimento de cianobactérias e algas no período experimental.

A primeira consideração da razão entre nitrogênio e fósforo foi feita utilizando os resultados das concentrações de amônia e de ortofosfato solúvel em amostras de esgoto bruto e efluente final uma vez que esses nutrientes se encontram em solução no ambiente aquático e são as formas mais fáceis de serem assimiladas pelas cianobactérias e algas. A segunda consideração foi com os valores de amônia e de fósforo total, já que esta forma de fósforo corresponde à soma de todas as frações de fósforo presentes no meio aquático e representa a medida da capacidade de suprimento deste no ambiente aquático (Silva & de Oliveira, 2001). A última consideração baseou-se na literatura de Barnes & Bliss (1983), considerando o NTK e fósforo total. O autor estudando águas residuárias domésticas evidenciou que o nitrogênio está presente principalmente como nitrogênio amoniacal (em torno de 60%)

e nitrogênio orgânico (em torno de 40%) e a soma forma o nitrogênio total kjeldahl (NTK). Sendo o NTK estimado a partir da amônia.

As Tabelas 5.7 e 5.8 apresentam as médias dos valores (período experimental, de seca e de chuva) da razão N/P para as diferentes formas e o número de eventos possíveis dentro dos intervalos sugeridos nas literaturas para as amostras no esgoto bruto e o efluente final respectivamente.

5.4.1 Relações N/P no esgoto bruto

Analisando a Tabela 5.7, foi verificado que as razões N/P entre as várias formas consideradas de nitrogênio e de fósforo no esgoto bruto permitiriam eventos de florações de cianobactérias e algas em praticamente todos os intervalos N/P sugeridos na literatura.

De acordo com Scherus (1992) citado por Chorus & Bartram (1999), o intervalo que induz florações de algas eucarióticas é de 16-23 e nas ETE's de Patos e Itaporanga quando se considerou a forma de amônia/P-orto, as concentrações desses nutrientes não resultaram numa razão nesse intervalo. O mesmo aconteceu nas ETE's de Sapé, Guarabira, Campina Grande, Monteiro, Patos, Itaporanga e Cajazeiras para amônia/P-total.

As concentrações de nitrogênio e fósforo do esgoto bruto, consideradas neste estudo, agruparam na razão $N/P < 10$ para a forma de amônia/P-total e no intervalo 10–16 na forma de amônia/P-orto que propicia condições adequadas para a ocorrência do de floração de algas e cianobactérias, respectivamente. No esgoto bruto, a razão N/P até 30, engloba todos os demais valores dos demais intervalos.

Para as formas e os intervalos das razões N/P consideradas, o maior número de eventos, ocorreu no período de seca (Tabela 5.7), para todas as ETE's. Esse esgoto bruto com estas características e a predominância de condições climáticas adequadas como insolação e temperaturas da água e do ar elevadas que favoreceria e intensificaria os processos biológicos no reator como a degradação da matéria orgânica disponibilizando elevadas concentrações de nutrientes que favorecem a atividade fotossintética algal e a floração de cianobactérias.

Os maiores e os menores valores médios para as formas e os intervalos das razões N/P consideradas, aconteceram principalmente durante o período de chuva. Esse é caracterizado por precipitações pluviométricas mais intensas do que durante o período de seca, favorecendo um aumento da vazão afluente ao sistema o que promoveria uma maior variação das concentrações dos nutrientes do esgoto bruto. Os menores valores médios observados foram nas ETE's de Sapé (razão $N/P < 10$ para

NTK/P-total de 2,9), de Itaporanga (N/P 10–16 para amônia/P-orto de 10,0), de Sousa (N/P 16–23 para amônia/P-total: 22,0) e de Cajazeiras (N/P até 30 para amônia/P-total de 3,9), enquanto que os maiores foram nas ETE's de Guarabira (N/P<10 de 9,6) e de Sousa (N/P 16–23 de 22,0) na forma da razão amônia/P-orto (Tabela 5.7).

5.4.2 Relações N/P no efluente final

A degradação da matéria orgânica em ambientes aquáticos ricos em matéria orgânica disponibiliza nitrogênio e fósforo que dependendo de sua concentração podem propiciar condições para que ocorram eventos de florações de cianobactérias e algas que, descarregadas para o ambiente via efluente final das ETE's possam prejudicar a qualidade e a utilização das águas do corpo receptor. Com isso, é importante que as concentrações de nitrogênio e fósforo que entram no sistema de tratamento não favoreçam o desenvolvimento desses microrganismos.

A Tabela 5.8 apresenta as razões N/P entre as diversas formas de nitrogênio e fósforo consideradas e os intervalos sugeridos na literatura, nas amostras de efluente final. Na maioria das ETE's, os valores das razões foram no intervalo sugerido N/P<10 promove a proliferação de florações de algas. Quando se considerou a razão N/P até 30 foi observado que a maioria dos efluentes finais das ETE's se adequou a esse valor, entretanto lagoas de estabilização podem funcionar com "reator" de cianobactérias.

A relação N/P de 16-23 quando se utilizam as formas amônia e fósforo total não foi observado a ocorrência de nenhum evento que propiciasse o fenômeno de floração de algas eucarióticas nas ETE's.

Nas ETE's dos municípios de Sapé, Sousa e Cajazeiras não se observaram razões N/P nos intervalos de 10-16 e 16-23 quando se utilizaram concentrações de amônia e P-total e NTK e P-total, possíveis de favorecerem florações de cianobactérias (procariontes) e de algas eucarióticas, respectivamente.

Da mesma forma que no esgoto bruto, no efluente final foi observada uma predominância de eventos durante o período de seca, para qualquer das formas de N e P e dos intervalos considerados. Como no esgoto bruto, o período climático exerceu sua influência, ou seja, na ETE de Cajazeiras ocorreu o menor valor (no período de chuva, no intervalo N/P<10: para amônia/P-total de 0,5) e o maior (no período de seca no intervalo N/P de 16-23, para amônia/P-total de 21,5) (Tabela 5.8).

6.0 Discussão

O crescente consumo de água tem aumentado significativamente a geração de esgotos comprometendo a disponibilidade hídrica em condições satisfatórias para utilização da população. A combinação do crescimento urbano desordenado e da significativa degradação da qualidade da água, causada principalmente pelo lançamento inadequado de esgotos nos corpos d'água, tem causado uma efetiva redução do potencial hídrico (Andreoli & Carneiro 2005). Entretanto, a preocupação mundial com a preservação dos recursos hídricos leva necessariamente a rever os mecanismos de funcionamento de diferentes sistemas de tratamento de esgotos.

No tratamento biológico existe a conversão da matéria orgânica afluyente em diversos compostos importantes na continuidade da cadeia alimentar. As cianobactérias e algas realizam a atividade fotossintética nas horas iluminadas do dia, fornecendo O_2 para as bactérias que mineralizam a matéria orgânica resultando na produção de nutrientes como nitrogênio e fósforo. Os mecanismos biológicos, físicos e químicos disponibilizam diversas formas de nitrogênio e de fósforo que dependendo das concentrações disponíveis e da razão entre eles (Sawyer, 1944 citado por Branco, 1986; Scherus, 1992, citado por Chorus & Bartram, 1999), propiciam condições necessárias e suficientes para o florescimento de cianobactérias e algas, e, assim, sistemas de lagoas de estabilização são importante já que podem funcionar como verdadeiros "reatores" de cianobactérias.

Quando se analisaram as razões entre nitrogênio (N) e fósforo (P) sugeridas pela literatura (<10, 10-16, 16-23 e até 30), utilizando diferentes formas de N e P no esgoto bruto e no efluente final, foi no esgoto bruto e no período de seca, que o maior número de eventos em cada categoria, ocorreu. O esgoto bruto ao ser descarregado na lagoa de estabilização juntamente e com as condições adequadas de insolação e temperatura da água elevada permite a intensificação de processos biológicos variados que disponibilizaram elevadas concentrações de nutrientes, que permitem a intensificação por ex. da atividade fotossintética algal e a florações de cianobactérias. Houve predominância das categorias N/P <10 e N/P entre 10-16 com as formas de amônia e de ortofosfato solúvel. Essas quando em solução no meio aquático são as mais fáceis de serem assimiladas por cianobactérias e algas facilitando sua

proliferação excessiva. A mesma predominância dessas categorias ocorreu no período da seca em amostras do efluente final, mas na forma de NTK/P-total.

As razões N/P deveriam ser monitoradas tanto no esgoto bruto, já que pode fornecer informações sobre a possibilidade do crescimento exagerado das cianobactérias e algas nas lagoas de estabilização, quanto no efluente final, uma vez concentrações elevadas de nitrogênio e de fósforo quando lançados no ambiente através do efluente final, permitem o fenômeno de eutrofização do corpo receptor, com isso disponibilizam as condições essenciais para a proliferação de algas e cianobactérias com o risco ambiental da presença de cianotoxinas.

A dinâmica dos sistemas biológicos de tratamento, tipo lagoas de estabilização, em regiões tropicais acelera a disponibilidade de nutrientes eutrofizantes que, coadjuvada por temperaturas elevadas e períodos longos de luminosidade e insolação criam condições essenciais para o desenvolvimento excessivo das populações de cianobactérias. Os efluentes ao serem lançados no corpo receptor além de disponibilizar nutrientes eutrofizantes podem adicionar as toxinas produzidas por esses microrganismos e contribuir ainda mais para sua degradação. Além disso, esses microrganismos possuem características intrínsecas de estocagem de fósforo e flutuabilidade autoregulada, que permitem seu estabelecimento nos ambientes aquáticos, reduzindo a diversidade do ecossistema.

Os problemas associados com a presença de cianobactérias na água ocorrem com mais frequência nas áreas onde o crescimento populacional é desordenado e não acompanhada de mecanismos de coleta e tratamento dos esgotos gerados pela população. Também não devem ser esquecidas as práticas agrícolas como uso de fertilizantes inorgânicos e orgânicos cujos excessos chegam até os corpos de água através de drenagem e erosão hídrica.

Neste estudo se observou que a proliferação de cianobactérias ocorreu naqueles sistemas de tratamento que apresentam uma configuração de lagoa facultativa primária - Sapé, Sousa e Cajazeiras. Porém onde o fenômeno foi mais evidente - ETE de Monteiro cuja configuração é de lagoa anaeróbia seguida de facultativa. Além da configuração do sistema também foi observada essa proliferação nos sistemas de tratamento que eram alimentados de forma intermitente (Sapé - Monteiro - Sousa e Cajazeiras), o armazenamento do esgoto bruto em poços de sucção por períodos longos de tempo (ex. 12 horas) e baixo consumo de água da população atendida, podem exercer uma forte influência sobre as características do esgoto bruto que entra no reator.

Para a execução de um projeto de lagoa de estabilização é importante considerar os fatores que são controláveis e incontroláveis para que efluente final seja

descarregado no ambiente sem prejudicar a qualidade e a utilização das águas do corpo receptor. Dentre os fatores incontrolláveis que devem ser considerados num projeto de lagoa de estabilização encontram-se os fatores climáticos como a precipitação pluviométrica, insolação e o vento. O período de chuva é caracterizado por precipitações pluviométricas elevadas, a água que cai sobre a superfície da lagoa e juntamente com as infiltrações aumenta a vazão afluente e diluem o esgoto, com isso o ambiente aquático fica perturbado que favorece a variação das concentrações dos nutrientes do esgoto bruto. A insolação/luminosidade fornece a energia radiante para o desencadeamento do processo fotossintético e suas conseqüências no tratamento biológico como aumentos do pH, do O.D., a precipitação de fósforo e a volatilização da amônia. Além disso, favorecem um grupo particular de microrganismos – as cianobactérias. Os ventos exercem uma grande influência no fluxo hidráulico das lagoas na condução do esgoto bruto até o efluente final. Já os fatores controláveis como os dispositivos de entrada e saída deveriam ser projetados de tal maneira, que evitasse o curto circuito hidráulico, conseqüentemente favorecia a mistura com o restante do conteúdo líquido da lagoa. Sabendo da ocorrência do crescimento exagerado de certos grupos de microrganismos (cianobactérias e algas), e de sua mobilidade na coluna líquida, os dispositivos de saída deveriam ser situados de forma tal que impedissem a saída dessa biomassa para o ambiente.

Apesar da enorme importância do tratamento dos esgotos domésticos para diminuir o impacto poluidor nos corpos receptores, há necessidade urgente de melhorar aspectos do funcionamento para incrementar a eficiência de remoção de nutrientes como pré-tratamento do esgoto bruto (UASB), seguido de um sistema convencional de lodo ativado com precipitação química (Santos, 2005).

Para impedir que os efluentes eutrofizantes cheguem ao corpo receptor, medidas objetivas deveriam ser implementadas como a melhoria do tratamento em si (tratamento terciário para a remoção do nitrogênio e do fósforo) e utilização desses efluentes em atividades de reuso na agricultura. São alternativas viáveis para que nos corpos receptores – mananciais de abastecimento, não sejam submetidos a condições favoráveis para o florescimento de cianobactérias gerando severas preocupações para as companhias de água.

Florescimentos exagerados de cianobactérias formam um biofilme superficial de cor verde intensa que diminui a transparência da água. Produzem toxinas que liberam substâncias que confere gosto e odor, conseqüentemente afetam a potabilidade dos reservatórios para o consumo humano. A produção e liberação de toxinas de alto potencial tóxico é a característica marcante das florações de cianobactérias, devido seus efeitos no ambiente aquático e no homem. Além disso, as

toxinas produzidas pela cianobactérias não são removidas pelo tratamento convencional de água, necessitando de tecnologias efetivas para sua remoção, como carvão ativado granular ou em pó de custos elevados.

O fenômeno de proliferação de cianobactérias não é exclusivo de lagoas de estabilização, sendo mais comum em ambientes aquáticos e muitos deles destinados ao abastecimento humano e, no Brasil, muitos deles recebem os efluentes finais de estações de tratamento de esgoto não projetados para remoção de nutrientes. Sabendo que lagoas de estabilização sob certas condições climáticas e operacionais podem funcionar como “reatores” de produção intensa de cianobactérias, maior atenção deveria ser dada a esses sistemas para impedir que tais florações aconteçam e assim preservar-se-ia o manancial de abastecimento.

7.0 Conclusões

Com base no monitoramento realizado em (agosto de 2000 a maio de 2004) nos municípios do estado da Paraíba contemplados com as estações de tratamento de esgoto e considerando as condições que favorecem o fenômeno de florações de cianobactérias e algas, pode-se concluir que:

- Os fatores climáticos contribuíram para o desenvolvimento excessivo de cianobactérias. A precipitação pluviométrica ocorrida principalmente no período de chuva, contribui para a entrada de água, a diluição do esgoto e o revolvimento nas lagoas de estabilização das ETE's, permitindo uma variação considerável nas concentrações dos nutrientes do esgoto bruto. Já a intensa insolação que ocorreu durante o período de seca facilitou o desencadeamento do processo de fotossíntese algal, com isso propiciou condições em especial para o estabelecimento das cianobactérias, principalmente por apresentarem estratégias adaptativas no ambiente aquático;
- No período de seca, as características mais estáveis do esgoto bruto juntamente com a predominância de condições climáticas adequadas intensificaram os processos biológicos nas lagoas de tratamento. Com isso, disponibilizaram-se concentrações elevadas de nutrientes para a biota das lagoas favorecendo a atividade fotossintética algal e a floração de cianobactérias;
- A temperatura média da água acima de 25⁰C, considerada suficiente para o desencadeamento da floração de cianobactérias, foi observada durante o período experimental, principalmente nas ETE's de Sapé, Monteiro, Sousa e Cajazeiras;
- Os valores médios de pH nos efluentes finais se situaram entre 7,0 e 8,8 durante o período experimental, desencadearam o fenômeno da proliferação de cianobactérias, haja vista que este é favorecido por pH próximo a 7,5;

- Durante o período de monitoramento foi observado que as amostras coletadas nas ETE's de Sapé, Monteiro, Sousa e Cajazeiras tinha coloração esverdeada intensa quando comparada com as demais, e confirmada pela elevada concentração de biomassa algal (clorofila "a");
- No esgoto bruto, a predominância dos valores da razão N/P ocorreu na forma de amônia/P-total para $N/P < 10$ e na forma de amônia/P-orto no intervalo de 10-16 que segundo a literatura, permitem florações de algas e cianobactérias, respectivamente. Já no efluente final independente das formas de nitrogênio e fósforo utilizadas, predominou a razão $N/P < 10$, que favorece o fenômeno de florescimento de algas;
- Das oito estações de tratamento de esgoto monitoradas, apenas as de Sapé, Monteiro, Sousa e Cajazeiras apresentaram o conjunto dos fatores considerados como desencadeadores do fenômeno de floração de cianobactérias: lagoa facultativa primária (exceto Monteiro) com alimentação intermitente.

8.0 Referências Bibliográficas

- ABELIOVICH, A. & AZOV, Y. (1976). *Toxicity of ammonia to algae in sewage oxidation ponds*. Appl. Environ. Microbiol. 31, 801-806.
- AESA - AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DAS ÁGUAS DO ESTADO DA PARAÍBA (2006). *Dados climatológicos oficiais*. Governo do Estado da Paraíba.
- AMARAL, F. B. W.; LINS, A. N.; SOUSA, G. C. J. (2000). *Remoção de cianobactérias e neurotoxinas em unidades de tratamento compactas pressurizadas*. Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.
- ANDREOLI, C. V. & CARNEIRO, C. (2005). *Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados*. Sanepar, FINEP – Curitiba - PR.
- APHA; AWWA; WPCF (1995). *Standard Methods for Examination of Water and Waster Water*. 19th edition, American Public Health Association, Washington D.C.
- ARAÚJO, A. C. (1993). *Comportamento das formas de fósforo em sistemas de lagoas de estabilização em escala piloto, sob diferentes configurações tratando esgoto bruto*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande - PB.
- AZEVEDO, S. M. F. O. (1996). *Toxic cyanobacteria and the Caruaru tragedy*. In: IV Simpósio da Sociedade Brasileira de Toxicologia - Livro de Resumos.
- BARNES, D. and BLISS, P. J. (1983). *Biological control of nitrogen in wastewater treatment*. 1 th edition, London: E. & F. N. Spon Ltda. 146p.
- BOUVY, M.; MOLICA, R.; OLIVEIRA, S.; MARINHO, M.; BEKER, B. (1999). *Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (Cylindrospermopsis raciborskii) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil*. Aquatic Microbial Ecology, 20:285-97.
- BRANCO, S. M. (1986). *Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária*. CETESB, 3ªed., São Paulo - SP.
- BUSH, A. F.; ISHERWOOD, J. D.; RODGERS, S. (1961). *Dissolved solids removal from wast water by algae*. J. Sani. Eng. Div. Proc. Am. Soc. Civ. Eng. 87, 39 – 57.

- CAGEPA (2006). *Informações sobre o número de ligações de água e esgoto e dados sobre as ETE's*. (Comunicação pessoal).
- CAVALCANTI, P. F.; VAN HANDELL, A.; KATO, M. T.; VON SPERLING, M. (2001). *Tratamento de efluente de reatores*. IN: Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lagoas de polimento. Projeto PROSAB. Belo Horizonte – MG.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (2000). *Censo Demográfico*. Rio de Janeiro – RJ.
- CEBALLOS, B. S. O. (1995). *Utilização de indicadores microbiológicos na tipografia de ecossistemas aquáticos do tropico semi-árido*. Tese de Doutorado – Departamento de Microbiologia. Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo – SP.
- CEBALLOS, B. S. O.; KONIG, A.; DE SOUSA, M. S. M. (1997). *Influência da biomassa algal nas flutuações da qualidade da coluna de água e do efluente final no ciclo diário de uma lagoa facultativa primária*. Anais do 19^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. Foz do Iguaçu – PR.
- CEBALLOS, B. S. O. (2000). *Microbiologia sanitaria y ambiental*. In: *Sistemas de Lagunas de Estabilización*. Mendonça, S. R. McGraw-Hill Santa Fé de Bogotá, D. C., Colômbia, Editorial Nomos S.A.
- CEBALLOS, B. S. O.; AZEVEDO, S. M. F. O.; BENDATE, M. M. A. (2006). *Fundamentos biológicos e ecológicos relacionados às cianobactérias*. In: *Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano*. Coordenador Valter Lúcio de Pádua, SERMOGRAF – Artes Gráfica e Editora LTDA – PROSAB 4, Rio de Janeiro - RJ.
- CHORUS, I. and BARTRAM, J. (1999). *Toxin cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, Monitoring and management*. WHO, E & FN London, New York.
- da SILVA, F. J. A. (1994). *Estudo do ciclo de nitrogênio em lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos no nordeste do Brasil*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande – PB.

- de OLIVEIRA, R. (1990). *The performance of deep waste stabilization ponds in northeast Brazil*. PhD. thesis. University of. Leed. U.K.
- de OLIVEIRA, R. E. (1995). *Remoção de coliformes fecais e matéria orgânica numa série de dez lagoas de estabilização, em escala-piloto, tratando esgotos domésticos em região de clima tropical*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande - PB.
- Di BERNARDO, LUIZ (1995). *Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento*. ABES Rio de Janeiro - RJ.
- DINGES, R. (1982). *Natural Systems for Water Pollution Control*. Van Nostrand Reinhold Company.
- ECHERIQUE, R.; FERRANI, L.; MASTRANTONIO, D.; GIANNUZZI, L.; BOCH, A.; NARDO, C.; COLANGENO, C.; ARADO, M.; NIELO, R. (2001). *Cyanobacteria y compuestos de relevância toxicológica em águas de consumo em Bahia Blanca, Argentina*. Livro de resumos: Cianobactérias tóxicas – I Seminário Latino – Americano sobre Cianobactérias Tóxicas.
- ELLIS, K. V. (1983). *Stabilization ponds: Design and operation*. Vol.13.
- ESTEVES, F. A. (1998). *Fundamentos da Limnologia*. 2ª edição, Editora Interciência/FINEP, Rio de Janeiro - RJ.
- FERREIRA, A. C. S.; PÁDUA, V. L. (2004). *Persistente floração da cianobactérias Planktothrix agardhii (gomont) anagnostidis & komárek no açude Gavião, Pacatuba/CE, e suas implicações para o abastecimento da cidade de Fortaleza*. XI SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Natal - RN.
- FLORENTINO, I. Q. (1992). *Caracterização do sistema de lagoas de estabilização do município de Guarabira*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande - PB.
- FLORENTINO, E. R. (1993). *Caracterização dos esgotos domésticos e efluentes das ETE's de Campina Grande, Guarabira e Sapé – PB*. . Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande - PB.

- FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE – FUNASA (2003). *Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano*. Ministério da Saúde. Brasília - BR.
- GEP - GOVERNO DO ESTADO DA PARAÍBA (2003), *Atlas Geográfico do Estado da Paraíba*, 1ª edição, SEPLAN/IDEME, João Pessoa - PB.
- GONÇALVES, R. F.; CRUZ, L. S.; KELLER, R.; CASSINI, S. T. A. (2004). *Cianobactérias em efluentes de lagoas de estabilização facultativas*. XI SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Natal - RN.
- HAMMER, M. J. (1979). *Sistemas de abastecimento de água e esgotos*. Livros Técnicos e Científicos, Editora S. A. Rio de Janeiro – RJ.
- HOUNG, H. J. S. & GLOYNA, E. F. (1984). *Phosphorus models for waste stabilization ponds*. J. of Environ. Engineer. 110 (3), pp. 550-561.
- HORNE, A. J. & GOLDMAN, C. R. (1994). *Limnology*. 2. ed. McGraw-Hill.
- INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA DA AGRICULTURA E REFORMA AGRÁRIA (1992). *Normas climáticas (1961/1990)*. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. Secretaria Nacional de Irrigação. Departamento Nacional de Meteorologia.
- JONES, J. G. (1979). *A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in fresh water*. London, freshwater. Freshwater Biological Association - F.B.A., Scientific Publication, nº 39. UK.
- JORDÃO, P. & PESSÔA, A. C. (1995). *Tratamento de esgotos domésticos*. 3ªed., CETESB. São Paulo – SP.
- JARDIM F. A.; MOREIRA A. A.; BRAGA J. M. S.; AZEVEDO S. M. F. O. (1999). *Avaliação preliminar da ocorrência e toxicidade de cianobactérias em amostras de séston*. In: Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro - RJ.
- KING, D. L. (1970). *The role of carbon in eutrophication*. Journal of water pollution control Fed. EUA.

- KELLNER, E. & PIRES, E. C. (1998). *Lagoas de Estabilização. Projeto e operação*. ABES, Rio de Janeiro - RJ.
- KONIG, A. (1984). *Ecophysiological studies on some algae and bacteria of waste stabilization ponds*. Tese de Doutorado. Liverpool. Inglaterra.
- KONIG, A.; PEARSON, H. W. and SILVA, S. A. (1987). *Ammonia toxicity to algal growth in waste stabilization ponds*. *Wat. Res. Tech.*, 19 (12), p.p 115 -122.
- KONIG, A. (2000). *Biología de lãs lagunas de estabilización: algas*. In: *Sistemas de Lagunas de Estabilización*. Mendonça, S. R., McGraw-Hill Santa Fé de Bogotá, D. C., Colômbia, Editorial Nomos S.A.
- KONIG, A.; CEBALLOS, B. S. O.; SILVA, P. N. (1999). *Ocorrência de algas potencialmente toxigênicas em mananciais do Cariri Paraibano*. Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES. Rio de Janeiro - RJ.
- KONIG, A.; CEBALLOS, B. S. O.; ALMEIDA, M. V. A. (2002). *Observações sobre a população algal em efluentes de lagoas de estabilização em escala real no estado da Paraíba*. Anais do XXVIII Congresso Internacional de Engenharia Sanitária y Ambiental. Cancun-México.
- LIMA, M. G. S. (2001). *Estudo da variação cíclica diária de fósforo sedimentável numa lagoa facultativa primária profunda, provida de chicanas do tipo vai e vem*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Federal da Paraíba.
- LIMA, M. F.; MOTTA FILHO, J. M.; FIOCRUZ. (2004). *Influência da biomassa algal do efluente de uma estação de tratamento de esgoto no corpo receptor do canal da passagem*. XI SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Natal - RN.
- MARA, D. D.; PEARSON, H. W. and SILVA (1983). *Brazilian stabilization pond research suggests low – coast urban applications*. *Worlds Water* 6, p.p 20 -24.
- MARA, D. D. & PEARSON, H. W. (1986). *Artificial freshwater environments; Waste stabilization ponds*. IN: *Biotechnology – a comprehensive treatise*. vol 8, Chapter 4. Weinheim: verlagsgesellshart.

- MARA, D. D.; ALABSTER, G. P.; PERSON, H. W. MILLS, S. W. (1992). *Water stabilization ponds – A design manual for eastern African*. Lagoon Technology. International Leeds. England. O.D.A. Overseas Development Administration.
- MENDONÇA, S. R. (2000). *Sistemas de lagunas de estabilización*. In: *Cómo utilizar aguas residuales en sistemas de regadío*. Colombia: Editorial Nomos S. A.
- METCALF & EDDY (2003). Inc. *Wastewater Engineering – Treatment and reuse*, 4ªed. New York, McGraw – Hill Book.
- NATURINK, *Blooms de cianobactérias*. <www.naturink.pt>. Acessado em 20 de abril de 2006.
- OKINO, T. (1973). *Studies on the blooming of Microcystis aeruginosa. II. Rapid accumulation of phosphate by Microcystis aeruginosa*. J., Fac. Sci., Shnshu Univ., vol. 8, p. 135 - 145.
- ODUM, P. E. (1971). *Fundamentos de Ecologia*. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa, 4ªed., 927p.
- PARKER, C. D. (1962). *Biological Mechanisms in Lagoons*. Wat. Tech., 11 (4/5).
- PEARSON, H. W. & KONIG, A. (1986). *The biology of waste stabilization pond systems*. Seminario Regional de Investigación sobre Lagunas de Estabilización. CEPIS, Lima – Peru, 3 – 4 marzo.
- PELCZAR, MICHAEL J.; CHAN, E.C. S.; KRIEG, NOEL, R.(1996) *Microbiologia – Conceitos e Aplicações*. 2 ed. vol. 2. MAKRON Books, São Paulo – SP.
- RAVEN, H. P.; EVERT, F. R.; EICHHORN, E. S. (1996) *Biologia Vegetal*. 5ª edição, Editora Guanabara Koogan S. A., Rio de Janeiro - RJ.
- REIS, R. N. N. (1995). *Estudo da remoção de nitrogênio amoniacal em uma série longa de lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos em região de clima tropical*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal da Paraíba.
- REIS, J. A. T. & MENDONÇA, A. S. F. (1999). *Influência dos valores de pH e temperatura sobre a toxicidade da amônia e sua importância na definição de*

- padrões ambientais para corpos d'água* . Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES. Rio de Janeiro - RJ.
- REYNOLDS, C. S. (1984). *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge Studies in Ecology, Cambridge – London New York.
- REYNOLDS, C. (1997). *Vegetation process in the pelagic: a model for ecosystem theory*. In: Kinne, O. (Ed.). *Excellence in Ecology*, Ecology Institute, Oldendorf/Luhe.
- RIVELINO, O.; SOUZA, W.F.R.; MERILLO, H. F. (2003) *Barreira de contenção para algas do gênero Microcystis spp.* Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES. Rio de Janeiro - RJ.
- RODIER, J. (1975) *l'analyse de L'éaux; naturelles, eaux residuais, eaux de mer*, 5º ed. Paris, Ed. Dumond, vol.1, 629p.
- ROUND, F. E. (1973). *The Biology of the Algae*. Second Edition. Edward Arnold (publishers) Ltd.
- SAWYER, C. N., MCCARTY, P. L. & PARKIN. G .F (1994). *Chemistry for Environmental Engineering*. 4 Th editions. New York: McGraw-Hill. Inc.
- SIHOTANG, C. & OKINO, T. (1985). *The role of mixing in the mechanisms of water bloom by Microcystis spp.* J., Fac. Sci., Shnshu Univ., vol. 20, nº 1.
- SILVA, S. A. (1982). *On the treatment of domestic sewage in waster stabilization ponds in northeast Brazil*. PhD Thesis, University of Dundee, U.K.
- SILVA, S. A. & MARA, D. D. (1979). *Tratamento Biológicos de Águas Residuárias. Lagoa de estabilização*. 1ºed. ABES Rio de Janeiro – RJ, 140p.
- SILVA, S. A.; de OLIVEIRA, R.; MARA, D. D. (1991). *Lagoas de estabilização profundas II: remoção de nutrientes*. Anais do 16º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Goiânia – GO.
- SILVA. S. A. & de OLIVEIRA, R. (2001). *Manual de Análises Físico-Químicas de Águas de Abastecimento e Residuárias*. Campina Grande – PB.

- SOUSA, M. do S. (1994). *Variações no ciclo nictemeral da qualidade do efluente final da ETE do município de Guarabira*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande - PB.
- SANTOS, J. C. S. (2005). *Remoção físico-química de fósforo de efluentes de sistemas anaeróbios-aeróbios de tratamento de esgoto doméstico*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Campina Grande, PB.
- TEIXEIRA, M. G. L. C.; COSTA M. C. N.; CARVALHO, V. L. P.; PEREIRA, M. S.; HAGE, E. (1993). *Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica, Bahia, Brazil*. Bulletin of Paho, 27(3): 244-53.
- UNIDADE DE PESQUISA EM CIANOBACTÉRIAS (UPC/FURG/RS). *Origem de todos os seres*. <www.cianobacterias.furg.br/news.html>. Acessado em 01 de maio de 2006.
- VON SPERLING, M. (1996a). *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*, 2º ed. volume 2, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, Belo Horizonte - BH.
- VON SPERLING, M. (1996b). *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – lagoa de estabilização*, volume 3, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, Belo Horizonte - BH.
- WETZEL, G. R. (1993). *Limnologia*. Fundação Calouste Gulbenkian, 2ª edição, Lisboa.
- YUNES, J. S.; MATTHIENSEN, A.; CODD, G. A. (1999) *Ocorrência, distribuição e toxicidade de cianobactérias no estuário da lagoa dos Patos, RS*. Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES. Rio de Janeiro – RJ.

9.0 Anexo I

10-0007

10-0005 10-0008

10-0003

10-0002

Tabela 1 – Matriz de correlação entre o conjunto de todos os dados mensais das variáveis físicas, química e biológica analisadas no efluente final das oito ETE's com os valores de insolação e de precipitação pluviométrica, no período de (agosto de 2000 a maio de 2004).

	<i>insol</i>	<i>Pluv</i>	<i>Temp</i>	<i>pH</i>	<i>OD</i>	<i>CE</i>	<i>DBO</i>	<i>DQO</i>	<i>Cl "a"</i>	<i>Amônia</i>	<i>Nitrato</i>	<i>P-orto</i>	<i>P-total</i>
<i>insol</i>	1												
<i>Pluv</i>	-0,2666	1											
<i>Temp</i>	-0,0589	0,1231	1										
<i>pH</i>	0,2026	-0,0594	0,1550	1									
<i>OD</i>	0,0801	-0,0057	0,2351	0,4854	1								
<i>CE</i>	-0,0676	-0,2482	-0,0286	-0,2532	-0,0609	1							
<i>DBO</i>	-0,1248	-0,1238	0,1243	0,0471	0,1484	0,3342	1						
<i>DQO</i>	0,0478	-0,0180	0,2005	0,1247	0,1987	0,2625	0,3774	1					
<i>Cl "a"</i>	0,0163	-0,0982	0,0503	0,1851	0,2029	0,2909	0,4093	0,3552	1				
<i>Amônia</i>	-0,1199	-0,2039	-0,1323	-0,4277	-0,3293	0,7076	0,1154	0,0623	0,0831	1			
<i>Nitrato</i>	0,1797	-0,0154	-0,1223	-0,0097	-0,0492	0,1035	-0,0396	-0,0488	-0,0706	0,1261	1		
<i>P-orto</i>	0,0998	-0,1572	-0,1390	-0,4083	-0,3835	0,0976	-0,0831	-0,0943	-0,3227	0,2269	-0,0353	1	
<i>P-total</i>	0,0307	-0,0772	-0,0115	0,0286	-0,0613	0,2421	0,1332	0,0648	0,1064	0,2589	0,1588	0,146204	1

$r_{\text{critico}}=0,32$

Tabela 2 – Matriz de correlação entre o conjunto de todos os dados mensais das variáveis físicas, químicas e biológica analisadas no efluente final das oito ETE's com os valores de insolação e de precipitação pluviométrica, no período de seca.

	<i>insol</i>	<i>Pluv</i>	<i>Temp</i>	<i>pH</i>	<i>OD</i>	<i>CE</i>	<i>DBO</i>	<i>DQO</i>	<i>Cl "a"</i>	<i>Amônia</i>	<i>Nitrato</i>	<i>P-orto</i>	<i>P-total</i>
<i>insol</i>	1												
<i>Pluv</i>	-0,2530	1											
<i>Temp</i>	-0,0881	0,1394	1										
<i>pH</i>	0,2266	-0,1194	0,1495	1									
<i>OD</i>	0,0638	-0,0155	0,2013	0,5829	1								
<i>CE</i>	-0,1292	-0,0380	-0,0211	-0,3552	-0,1530	1							
<i>DBO</i>	-0,1793	-0,0206	0,0980	-0,0004	0,1255	0,3157	1						
<i>DQO</i>	0,0837	-0,0224	0,1870	0,1679	0,2434	0,2840	0,4255	1					
<i>Cl "a"</i>	0,0375	-0,0040	0,0277	0,1470	0,2273	0,2519	0,4485	0,3567	1				
<i>Amônia</i>	-0,2482	-0,0004	-0,1137	-0,5303	-0,3724	0,7177	0,0738	0,0540	-0,0211	1			
<i>Nitrato</i>	0,1104	0,0642	-0,1232	-0,0403	-0,0649	0,1501	-0,0487	-0,0283	-0,0750	0,1584	1		
<i>P-orto</i>	0,0964	-0,0590	-0,1492	-0,4472	-0,3981	0,1436	-0,1111	-0,0504	-0,3242	0,2429	-0,1064	1	
<i>P-total</i>	-0,0832	0,0867	-0,0038	-0,0230	-0,0767	0,1939	0,0630	0,0064	-0,0025	0,2094	0,1846	0,1528	1

$r_{\text{critico}}=0,44$

Tabela 3 – Matriz de correlação entre o conjunto de todos os dados mensais das variáveis físicas, química e biológica analisadas no efluente final das oito ETE's com os valores de insolação e de precipitação pluviométrica, no período de chuva.

	<i>insol</i>	<i>Pluv</i>	<i>Temp</i>	<i>pH</i>	<i>OD</i>	<i>CE</i>	<i>DBO</i>	<i>DQO</i>	<i>Cl "a"</i>	<i>Amônia</i>	<i>Nitrato</i>	<i>P-orto</i>	<i>P-total</i>
<i>insol</i>	1												
<i>Pluv</i>	0,1441	1											
<i>Temp</i>	0,0438	0,0676	1										
<i>pH</i>	0,1469	0,0840	0,1804	1									
<i>OD</i>	0,1440	-0,0036	0,2851	0,3065	1								
<i>CE</i>	-0,2560	-0,3928	-0,0107	-0,1035	0,0985	1							
<i>DBO</i>	-0,1930	-0,1961	0,1752	0,1209	0,1884	0,3430	1						
<i>DQO</i>	0,0158	-0,0183	0,2175	0,0603	0,1379	0,2464	0,3179	1					
<i>Cl "a"</i>	-0,1039	-0,1734	0,0944	0,2494	0,1644	0,3400	0,3377	0,3588	1				
<i>Amônia</i>	-0,2210	-0,3359	-0,1383	-0,2772	-0,2638	0,6598	0,1532	0,0792	0,2435	1			
<i>Nitrato</i>	0,3282	-0,0994	-0,1198	0,0509	-0,0187	-0,0003	-0,0309	-0,0834	-0,0692	0,0472	1		
<i>P-orto</i>	0,0206	-0,2455	-0,1137	-0,3500	-0,3598	-0,0287	-0,0548	-0,1644	-0,3421	0,1617	0,1059	1	
<i>P-total</i>	0,0316	-0,1722	0,0016	0,1203	-0,0288	0,2807	0,2442	0,1710	0,3081	0,3040	0,0881	0,0978	1

$r_{\text{crítico}}=0,51$

Nota: em azul (coeficiente significativo positivo) e em vermelho (coeficiente significativo negativo)