



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA

CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

CURSO DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

CAMPUS II - CAMPINA GRANDE

**OBSERVAÇÕES SOBRE O DESEMPENHO DAS ETE'S DE
CAMPINA GRANDE E MONTEIRO(PB)**

ALESSANDRA DE SOUZA OLIVEIRA

CAMPINA GRANDE

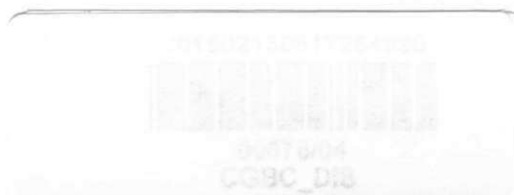
MARÇO - 2002

**OBSERVAÇÕES SOBRE O DESEMPENHO DAS ETE'S DE
CAMPINA GRANDE E MONTEIRO (PB)**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
CURSO DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM ENGENHARIA CIVIL**

**OBSERVAÇÕES SOBRE O DESEMPENHO DAS ETE'S DE CAMPINA GRANDE
E MONTEIRO (PB)**

**ALESSANDRA DE SOUZA OLIVEIRA
CAMPINA GRANDE-PB
2002**



ALESSANDRA DE SOUZA OLIVEIRA

**OBSERVAÇÕES SOBRE O DESEMPENHO DAS ETE'S DE CAMPINA GRANDE
E MONTEIRO (PB)**

Dissertação apresentada ao curso de mestrado
em Engenharia Civil da Universidade Federal
da Paraíba, em cumprimento às exigências
para obtenção de grau de Mestre.

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO :

RECURSOS HÍDRICOS

SUB-ÁREA :

ENGENHARIA SANITÁRIA

CAMPINA GRANDE -PB

2002



048o Oliveira, Alessandra de Souza.
Observações sobre o desempenho das ETE'S de Campina Grande e Monteiro (PB) / Alessandra de Souza Oliveira. - Campina Grande, 2002.
93 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2002.
"Orientação : Profa. Dra. Annemarie Konig, Profa. Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos".
Referências.

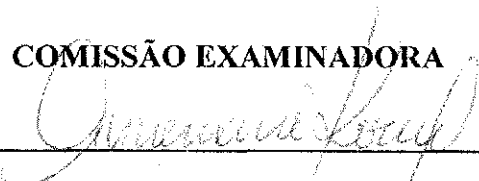
1. Esgotos - Tratamento - Monteiro. 2. Lagoas de Estabilização - Esgotos - Tratamento. 3. ETE (Estação Elevatória) - Campina Grande (PB). 4. ETE (Estação Elevatória) - Monteiro (PB). 5. Dissertação - Engenharia Civil. I. Konig, Annemarie. II. Ceballos, Beatriz Susana Ovruski de. III. Universidade Federal da Paraíba - Campina Grande (PB). IV. Título CDU 628.32(813.3)(043)

**OBSERVAÇÕES SOBRE O DESEMPENHO DAS ETE'S DE CAMPINA GRANDE
E MONTEIRO (PB)**

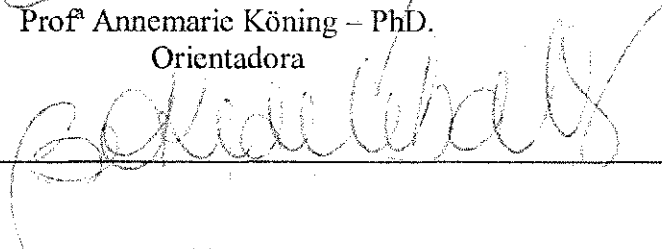
ALESSANDRA DE SOUZA OLIVEIRA

Dissertação aprovada em: ___/___/___

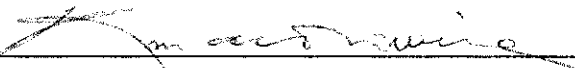
COMISSÃO EXAMINADORA



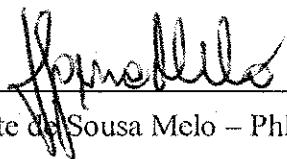
Profª Annemarie Köning – PhD.
Orientadora



Profª Beatriz Susana Ovruski de Ceballos – M.Sc. e Doutora
Orientadora



Prof. Rui de Oliveira – M. Eng., PhD.
Examinador Interno



Profª Josete de Sousa Melo – PhD.
Examinador Externo

CAMPINA GRANDE –PB

MARÇO DE 2002

“Que os nossos esforços desafiem as impossibilidades. Lembrai-vos de que as grandes proezas da história, foram conquistadas do que parecia impossível”.

Charles Chaplin

AGRADECIMENTOS

Às professoras Annemarie König e Beatriz S. O. de Ceballos pela orientação deste trabalho.

Ao professor Rui de Oliveira pela atenção dispensada.

À minha mãe , meu noivo e meus tios Benedito Coelho e Maria Lina Coelho Oliveira pelo apoio e incentivo.

A todos os meus amigos em especial Rosa Santos, Rosa Medeiros, Alysson Oliveira, Luciana Eugenia e Nivson Freire pelo companheirismo.

À equipe do laboratório da AESA responsável pelas análises da CAGEPA .

À CAPES pela bolsa concedida.

À Companhia de Água e Esgoto da Paraíba –CAGEPA, Regional Borborema.

Ao Laboratório de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto da Paraíba na pessoa de Petrônio Bezerra.

A todos aqueles que, de alguma maneira contribuíram para a realização deste trabalho.

LISTA DE ABREVIÇÕES

EB- Esgoto bruto

ETE- Estação elevatória

T- Temperatura

pH- Potencial Hidrogeniônico

CE- Condutividade Elétrica

Clor.- Cloretos

Pot. - Potássio

DBO₅- Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO- Demanda Química de Oxigênio

OD- Oxigênio Dissolvido

ST- Sólidos Totais

STF- Sólidos Totais Fixos

STV- Sólidos Totais Voláteis

SS- Sólidos Suspensos

SSF- Sólidos Suspensos Fixos

SSV- Sólidos Suspensos Voláteis

P-tot. - Fósforo Total

P-sol. – Ortofosfato solúvel

N-NH₄⁺ - Amônia

CF- Coliformes Fecais

Hel. - Helmintos

gl – grau de liberdade

ÍNDICE

1- INTRODUÇÃO E OBJETIVOS.....	001
2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	003
2.1 – Característica e composição do esgoto.....	003
2.2 – Lagoas de estabilização.....	005
2.2.1 – Considerações gerais.....	005
2.2.2 – Lagoas anaeróbias.....	008
2.2.3 – Lagoas facultativas.....	011
2.2.4 – Lagoas de maturação.....	012
2.3 – Desempenho e eficiência das lagoas.....	013
2.3.1 – Remoção de DBO e sólidos suspensos em lagoas de estabilização.....	014
2.3.2 – Remoção do fósforo em lagoas de estabilização.....	015
2.3.3 – Remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização.....	018
2.3.4 – Remoção de microrganismos indicadores de contaminação fecal e patógenos em lagoas de estabilização.....	020
2.4 – Fatores intervenientes no funcionamento das lagoas de estabilização.....	021
2.4.1 – Ação dos ventos.....	021
2.4.2 – Temperatura	022
2.4.3 – Radiação solar.....	023
2.4.4 – Precipitação pluviométricas.....	024
2.4.5 – Evaporação.....	024
2.5 Reutilização dos efluentes.....	025
3 - MATERIAIS E MÉTODOS.....	030
3.1 – Descrição dos sistemas	030
3.1.1 – Aspectos gerais do município de Campina Grande.....	030
3.1.2 – ETE de Campina Grande.....	031
3.1.3 – Aspectos Gerais do município de Monteiro.....	031
3.1.4 – ETE de Monteiro.....	032

3.2 – Alimentação dos sistemas.....	033
3.3 – Monitoração dos sistemas.....	034
3.4 – Procedimentos analíticos.....	034
3.5 – Procedimento de coleta.....	034
3.6 – Análises estatísticas.....	036
4 – APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	041
4.1 Apresentação dos dados climatológicos das ETE’S de Campina Grande e Monteiro	041
4.2 Apresentação e análises dos dados obtidos na monitoração do esgoto bruto e efluente das ETE’s de Campina Grande (PB) e Monteiro (PB).	045
4.2.1 Temperatura	045
4.2.2 pH.....	045
4.2.3 Oxigênio dissolvido.....	046
4.2.4 Clorofila“a”.....	047
4.2.5 Condutividade elétrica, cloreto, sódio e potássio.....	048
4.2.6 Sólidos totais, sólidos suspensos e frações.....	048
4.2.7 Demanda bioquímica de oxigênio.....	049
4.2.8 Demanda química de oxigênio.....	049
4.2.9 Nutrientes.....	049
4.2.10 Coliformes fecais.....	050
4.2.11 Helmintos.....	051
4.3 Tratamento estatísticos dos dados.....	059
4.3.1 Estudo das matrizes de correlação.....	059
4.3.2 Test- t	066
5- DISCUSSÃO.....	081
6-CONCLUSÕES.....	085
7 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	087

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 – Composição das águas residuárias domésticas	004
Figura 2.2 – Processos de remoção de DBO em lagoas facultativas primárias.....	016
Figura 2.3 – Transformações e perdas de nitrogênio em lagoas facultativas.....	019
Figura 3.1 – Microregiões geográficas do estado da Paraíba.....	037
Figura 3.2 – Microregiões homogêneas do Estado da Paraíba.....	038
Figura 3.3 – Representação esquemática da ETE de Campina Grande (PB).....	039
Figura 3.4 – Representação esquemática da ETE de Monteiro (PB).....	040
Figura 4.1 Dados de pluviosidade (a), insolação (c), evaporação (d), umidade relativa (e) do período de 1961 a 1990 e dados de pluviosidade (b) do período de janeiro de 2000 a janeiro de 2001, enquadrando também o período experimental de agosto de 2000 a agosto de 2001 para o município de Campina Grande (PB).	043
Figura 4.2 Dados de pluviosidade (a), insolação (c), evaporação (d), umidade relativa (e) do período de 1961 a 1990 e dados de pluviosidade (b) do período de janeiro de 2000 a janeiro de 2001, enquadrando também o período experimental de agosto de 2000 a agosto de 2001 para o município de Monteiro (PB).....	044
Figura 4.3 – Variações temporais no esgoto bruto (EB) e efluente final (EF) nas ETE's de Campina Grande e Monteiro (PB) para temperatura (a, b), pH (c, d), OD (e, f) e clorofila "a" (g, h), respectivamente, no período de agosto de 2000 a agosto de 2001.....	053
Figura 4.4 – Variações temporais no esgoto bruto (EB) e efluente final nas ETE's de Campina Grande e Monteiro (PB) para CE (a, b), cloretos (c, d) sódio (e, f) e potássio (g, h), respectivamente, no período de agosto de 2000 a agosto de 2001.....	054
Figura 4.5 – Variações temporais de ST (a, b) e SS (e, f) no esgoto bruto (EB) e de ST (c, d) e SS (g, h) no efluente final (EF) nas ETE's de Campina Grande e Monteiro (PB) respectivamente, no período de agosto de 2000 a agosto de 2001.....	055
Figura 4.6 – Variações temporais no esgoto bruto (EB) e efluente final (EF) nas ETE's de Campina Grande e Monteiro (PB) para DBO (a, b) e DQO (c, d) respectivamente, no período de agosto de 2000 a agosto de 2001.....	056

Figura 4.7 – Variações temporais, esgoto bruto (EB) e efluente final (EF) nas ETE's de Campina Grande e Monteiro (PB) para fósforo total (a, b), ortofosfato solúvel (c, d) e amônia (e, f), respectivamente, no período de agosto de 2000 a agosto de 2001.....057

Figura 4.8 – Variações temporais no esgoto bruto (EB) e efluente final (EF) nas ETE's de Campina Grande e Monteiro (PB) para CF (a, b) e helmintos (c, d), respectivamente, no período de agosto de 2000 a agosto de 2001.....058

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1 – ..Concentrações típicas de DBO ₅ e DQO para regiões temperadas e tropicais	005
Tabela 2.2 Influência do tempo de detenção na redução de DBO ₅ para temperaturas acima de 20°C.	009
Tabela 2.3– Diretrizes microbiológicas revisadas e recomendadas para águas residuária tratadas utilizadas na agricultura.....	028
Tabela 3.1 – Características físicas e operacionais das lagoas de estabilização da ETE de Campina Grande e Monteiro –PB.....	032
Tabela 3.2 – Parâmetros analisados e métodos empregados	035
Tabela 4.1 – Valores médios e faixa de variação dos parâmetros analisados no esgoto bruto (EB) e efluente final (EF) da ETE de Campina Grande (PB) e Monteiro (PB)	052
Tabela 4.2 – Matriz - correlação do esgoto bruto da ETE de Campina Grande	062
Tabela 4.3 – Matriz - correlação do efluente final da ETE de Campina Grande	063
Tabela 4.4 – Matriz - correlação do esgoto bruto da ETE de Monteiro.....	064
Tabela 4.5 – Matriz - correlação do efluente final da ETE de Monteiro.....	065
Tabela 4.6 – Resumo do Test-t para variâncias equivalentes para os dados de temperatura (a), pH (b), CE (c), sódio (d) e potássio para a ETE de Campina Grande (PB)	071
Tabela 4.7 Resumo do Test-t para variâncias equivalentes para os dados de cloretos (a), DBO ₅ (b), DQO (c), ST (d), STF (e) para a ETE de Campina Grande (PB)	072
Tabela 4.8 – Resumo do Test-t para variâncias equivalentes para os dados de STV (a), SST (b), SSF (c), SSV (d), fósforo (e), para a ETE de Campina Grande (PB)	073
Tabela 4.9 – Resumo do Test-t para variâncias equivalentes para os dados de ortofosfato solúvel (a), amônia (b), CF (c), para a ETE de Campina Grande (PB)	074
Tabela 4.10 – Tabela 4.10 Resumo do Test-t para variâncias equivalentes para os dados de temperatura (a), pH (b), CE (c), sódio (d) para a ETE de Monteiro (PB)	75
Tabela 4.11 – Resumo do Test-t para variâncias equivalentes para os dados de cloretos (a), DBO ₅ (b), DQO (c), ST (d), STF (e) para a ETE de Monteiro (PB)	076
Tabela 4.12 – Resumo do Test-t para variâncias equivalentes para os dados de STV (a), SST (b), SSF (c), SSV (d), fósforo (e), para a ETE de Monteiro (PB)	077

Tabela 4.13 – Resumo do Test-t para variâncias equivalentes para os dados de ortofosfato solúvel (a), amônia (b), CF (c), para a ETE de Monteiro (PB)078

Tabela 4.14 – Tabela 4.14 Eficiência mensal e eficiência de remoção do período de agosto de 2000 a agosto de 2001 para vários parâmetros da ETE de Campina Grande expressa em porcentagem de remoção079

Tabela 4.15 –Eficiência mensal e eficiência de remoção do período de agosto de 2000 a agosto de 2001 para vários parâmetros da ETE de Monteiro expressa em porcentagem de remoção080

RESUMO

A presente pesquisa foi realizada em duas estações de tratamento de esgotos por lagoas de estabilização, situadas nos municípios de Campina Grande e Monteiro (PB), com o objetivo de avaliar seu desempenho através do monitoramento sistemático de parâmetros físicos, químicos biológicos e microbiológicos. Amostras de esgoto bruto (EB) e efluente final (EF) foram coletadas mensalmente no período de agosto/2000 a agosto/2001 e analisadas para os parâmetros: temperatura, pH, condutividade elétrica, sódio, potássio, cloretos, oxigênio dissolvido, DBO₅, DQO, sólidos totais, suspensos e suas frações, amônia, fósforo total, ortofosfato solúvel e coliformes fecais. Também foram quantificados os ovos de helmintos e a biomassa algal (clorofila "a"). Os resultados da DBO₅ e DQO classificaram os esgotos brutos afluentes das duas ETE's como de concentração média e forte respectivamente. Os resultados do monitoramento mostraram que alguns parâmetros não foram removidos significativamente ao longo do sistema de tratamento e dentre esses parâmetros se destacaram os sólidos totais voláteis (-135; 84%) e o fósforo total (-116; 37%) na ETE de Campina Grande. Na ETE de Monteiro, podem-se destacar os seguintes parâmetros: a DQO (-227; 95%), os sólidos suspensos totais (-319; 84%), sólidos suspensos fixos (-700; 88%), sólidos suspensos voláteis (-251; 93%) e o fósforo total (-300; 90%) que não sofreu remoção no período, mas sim um acréscimo na concentração do efluente final. Essa ausência de remoção pode ser atribuída às flutuações expressivas de alguns parâmetros, particularmente no efluente final. Os resultados, quando submetidos à análise estatística (teste-t) mostraram que, os macronutrientes P e N em suas diferentes formas, no EB e no EF da ETE de Monteiro não apresentaram diferenças significativas nas concentrações médias de fósforo total e amônia, revelando baixa remoção (média de 17%). A concentração média efluente de amônia foi extremamente alta (55,7 mg/l) e além do valor máximo permitido pela resolução CONAMA 20/86 para lançamento em corpo receptor. Na ETE de Campina Grande, a concentração de nitrogênio amoniacal também ultrapassou esse limite embora a remoção tenha sido de 42%. Entretanto, os valores médios destes parâmetros no EB e no EF não diferiram entre si. Nas duas ETE's as concentrações médias de CF nos EB's e nos EF's apresentaram diferenças significativas havendo uma redução de 99,55% e 92,82% no efluente final na ETE de Campina Grande e Monteiro, respectivamente, embora o sistema de Monteiro não tenha produzido um efluente com qualidade bacteriológica adequada (remanescente de $2,0 \times 10^6$ UFC/100 ml) conforme o esperado pela configuração do sistema de lagoas de estabilização (anaeróbia seguida de facultativa). A ETE de Campina Grande produziu um efluente final com até 10^5 UFC/100ml, que segundo a Organização Mundial da Saúde seria adequado para culturas de classe B (culturas de cereais, cultura de cereais para indústria, culturas forrageiras, pastos e para a arborização) As duas ETE's removeram totalmente os ovos de helmintos presentes no esgoto bruto. A ETE de Monteiro se destacou pela excelente remoção de ortofosfato solúvel (valor médio 65%) associado ao exuberante crescimento da cianobactéria do gênero *Microcystis* spp. Entretanto, a presença desta cianobactéria poderia estar representando um novo inconveniente para a qualidade desse efluente visto que, pelo menos teoricamente, poderia estar contribuindo com a presença de toxinas no corpo receptor.

ABSTRACT

This present research was carried out in two waste stabilization ponds (WSP) systems treating domestic sewage, located in Campina Grande and Monteiro municipalities (Paraíba State - Brazil), with the aim to evaluate their performance using data from systematic monitoring programs of physical, chemical, biological and microbiological parameters. Samples of raw sewage (RS) and final effluent (FE) were collected monthly from aug/2000 to aug/2001 and analyzed for: temperature, pH, electric conductivity, sodium, potassium, chlorides, dissolved oxygen (DO), BOD, COD, total and suspended solids and their fractions, ammonia, total and soluble phosphorous and faecal coliforms. Also helminth eggs and algae biomass (chlorophyll "a") were quantified. The results of BOD₅ and COD classified the raw sewage of both WSP systems as medium and strong concentration, respectively. The results showed that some parameters were not removed significantly along the treatment systems and among those parameters stood out: volatile total solids (-135; 84%) and the total phosphorus (-116; 37%) in Campina Grande WSP. In Monteiro WSP, it can stand out the following parameters: DQO (-227; 95%), total suspended solids (-319; 84%), fixed suspended solids (-700; 88%), volatile suspended solids (-251; 93%) and total phosphorus (-300; 90%) that didn't suffer removal in the period, but an increment in concentration in the final effluent. This absence of removal can be attributed to the expressive fluctuations of some parameters, particularly in the final effluent. The results submitted to a statistical analysis (test-t) showed that macronutrients of P and N in RS and FE of Monteiro's WSP did not present significant differences for mean values of total phosphorous and ammonia, revealing low removal (average of 17%). The mean effluent concentration of ammonia was high (55,7 mg/l), above the maximum values allowed by CONAMA resolution 20/86 for release in receiving water body. In Campina Grande WSP the ammoniacal nitrogen concentration also surpassed those limits, although the removal was of 42%. The mean values of RS and FE did not differ to each other significantly. In these two WSP systems the mean concentrations of FC in raw sewage and final effluent presented significant differences with reduction of 99,55% and 92,82% in the final effluent in Campina Grande WSP and Monteiro WSP, respectively. Although Monteiro's system did not produced an effluent with appropriate bacteriological quality (remanescente of $2,0 \times 10^6$ CFU/100ml) according to the expected waste stabilization pond configuration (serie of anaerobic followed by facultative). Campina Grande WSP system produced a final effluent with up to 10^5 CFU/100ml, appropriate for cultures class B (cereal crops, industrial crops, fodder crops, pasture and trees) accordingly to the World Health Organization. Both WSP removed all helminth eggs from in the raw sewage. Monteiro's WSP system stood out for the excellent removal of soluble orthophosphate, with a mean value of 65%, associated with the exuberant growth of the cyanobacteria *Microcystis* spp. However the presence of this cyanobacteria could be represent a new inconvenience for the final effluent quality at least theoretically, since they could contribute with the presence of toxins in the receiving water body.

1 – INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

Os recursos hídricos disponíveis no planeta vêm sofrendo degradação antropogênica a níveis alarmantes, e grande parte deles já se encontram impróprios para consumo humano. Por serem escassos e até serem inexistentes em algumas regiões do mundo, há necessidade a nível mundial de buscar alternativas para a preservação desses recursos.

O uso de águas superficiais contaminadas com esgoto ocorrem pela falta de saneamento básico e pela alta concentração populacional nas zonas urbanas. A maior parte dos recursos hídricos brasileiros são receptores de esgoto sem tratamento, propiciando transmissão de doenças de veiculação hídrica como a febre tifóide, as salmoneloses, cólera, hepatite, poliomielite, ascaridíase, entre outras.

Na região semi-árida do nordeste brasileiro, onde a qualidade e escassez de água são problemas constantes devido às irregularidades nas precipitações e o uso indiscriminado dos recursos hídricos, tem-se observado essa situação. Os resultados de estudos em corpos aquáticos realizados no estado da Paraíba por Ceballos (1995) e Ceballos *et al.* (1993a) detectaram até 10^7 UFC/100ml de coliformes fecais e 10^5 UFC/100ml de estreptococos fecais.

Um dos passos utilizados para diminuir a poluição de corpos aquáticos seria o tratamento das águas residuárias antes do seu lançamento nos corpos hídricos. Dentre as alternativas adotadas para o tratamento dos esgotos, as lagoas de estabilização têm se mostrado apropriadas para países de climas tropicais. Por se tratar de um método de tratamento de baixo custo, de fácil construção, manutenção e operação, em particular para cidades de pequeno e médio porte (Silva e Mara, 1979). Após tratamento, essas águas podem ser empregadas em diversas atividades, como agricultura, indústria e aquicultura, desde que satisfaçam os padrões estabelecidos pela legislação vigente.

Por volta de 1940, Campina Grande já era beneficiada por uma rede coletora de esgotos domésticos e uma estação de tratamento de esgotos foi implantada pela empresa "Saneamento de Campina Grande S.A (SANESA)", mas tarde monitorada pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA). No final da década de 70 foram construídas duas lagoas com aeradores que tratariam os esgotos advindos da estação de tratamento. As lagoas, atualmente não funcionam com os aeradores.

O sistema de Monteiro opera desde a década de 80 e é composto por dois módulos cada um com uma lagoa anaeróbia e facultativa. Ambos sistemas não são monitorados sistematicamente embora seus efluentes sejam lançados em rios e córregos usados, a jusante, para diferentes atividades, destacando-se irrigação irrestrita e lavagem de roupas.

O objetivo deste trabalho foi observar o comportamento desses dois sistemas através das análises de parâmetros físico-químicos e biológicos e avaliar seu desempenho.

2-REVISÃO BIBLIOGRAFICA

2.1 Características e composição do esgoto

As águas residuárias são as águas servidas de uma comunidade, provenientes da água de abastecimento, depois de ter sido utilizada e descartada sofrendo modificações pelos diversos usos em atividades domésticas, industriais ou agrícolas (Mara, 1976). Elas são compostas por 99,9% de água e 0,1% de substâncias orgânicas e inorgânicas, denominadas de sólidos suspensos, coloidais e dissolvidos, dos quais 70% são orgânicos e 30% inorgânicos. Uma grande parte da matéria orgânica é constituída por restos de alimentos, fezes, matéria vegetal, materiais orgânicos e outra parte por uma variedade de substâncias químicas, detergentes, sabões, gorduras, graxas e até pesticidas (Dacach, 1990; Silva e Mara, 1979; Mendonça, 2000).

A Figura 2.1 apresenta a composição das águas residuárias domésticas.

A matéria orgânica contida no esgoto, é normalmente avaliada pela DBO e DQO (Silva e Mara, 1979; Mendonça, 2000). A concentração da matéria orgânica (DBO) pode classificar uma água residual em fraca, média, forte e muito forte. As concentrações típicas de DBO e DQO para esgoto de regiões temperadas e tropicais estudadas por Silva e Mara (1979) são apresentadas na Tabela 2.1.

As concentrações da DBO₅ e da DQO são reguladas pelo consumo de água da população contribuinte. Em países onde esse consumo é alto, as águas residuárias apresentam fraca concentração de matéria orgânica. Nos países tropicais, onde o consumo de água é menor, em virtude de fatores como escassez, racionamento de água, índice de industrialização e renda da população, as águas residuárias apresentam um maior poder de poluição (Magalhães *et al.*, 2001). Outro fator é a DBO produzida por pessoa, por dia a qual varia de país para país. Em países tropicais em desenvolvimento, a DBO por pessoa situa-se entre 40g/hab.dia e 50g/hab.dia. No Brasil, em áreas mais desenvolvidas, é utilizado o valor de 50g/hab.dia (Silva e Mara, 1979). Já Mendonça (2000) menciona, valores entre 39 g/hab.dia e 54 g/hab.dia.

A introdução da matéria orgânica em águas naturais oriundas do lançamento de esgotos domésticos ou de esgotos mal tratados, é responsável pela fertilização dessas

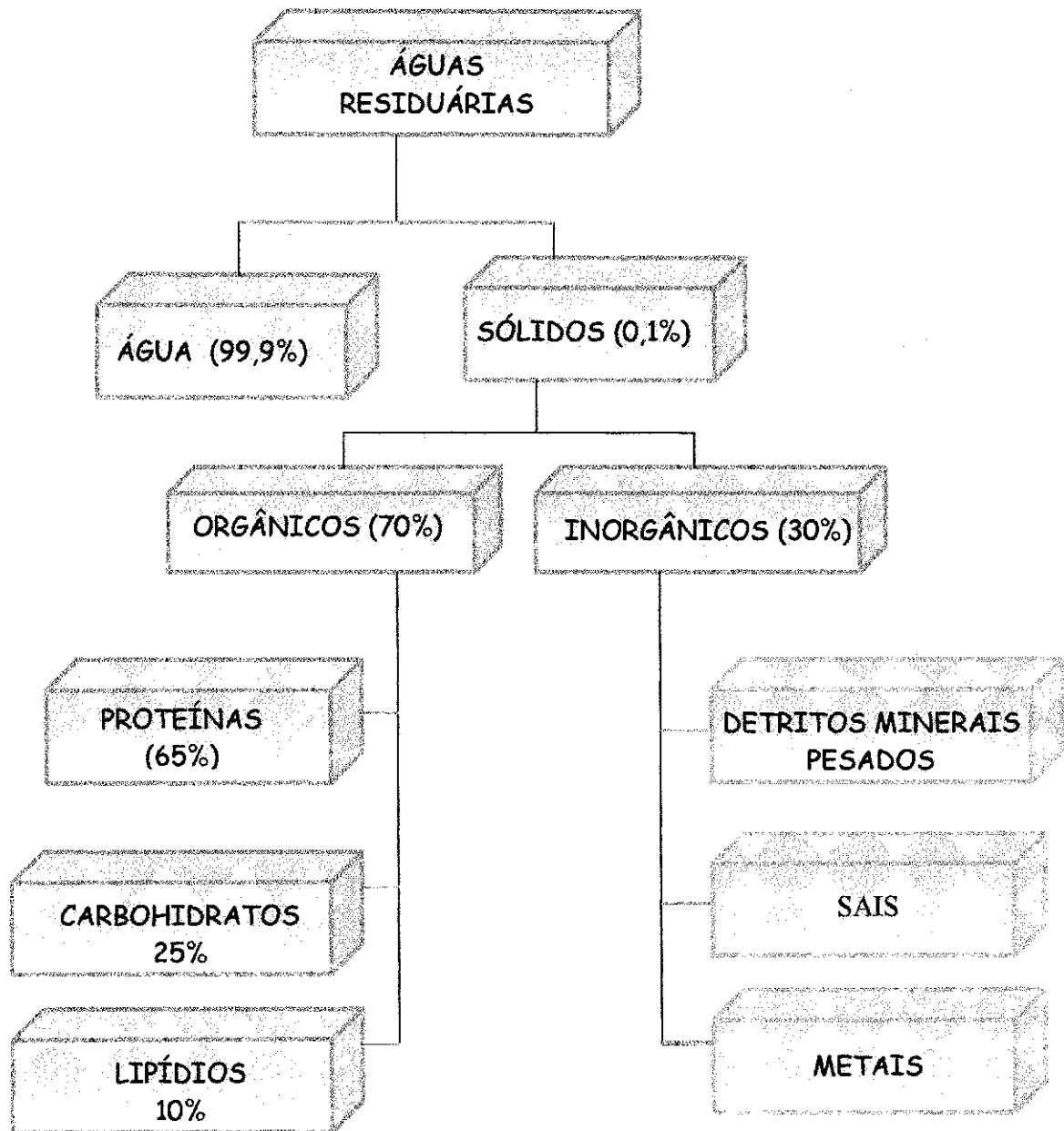


Figura 2.1 - Composição das águas residuárias domésticas
 Fonte : Tebbutt (1977) *apud* Mendonça (2000)

Tabela 2.1 - Concentrações típicas de DBO₅ e DQO para regiões temperadas e tropicais.

CONCENTRAÇÃO	DBO ₅ (mg/l)	DQO (mg/l)
FRACA	200	400
MÉDIA	350	700
FORTE	500	1000
MUITO FORTE	750	1.500

Fonte : modificado de Silva e Mara (1979)

águas e esse fenômeno é denominado de eutrofização artificial. Essa fertilização é produzida especialmente por compostos de nitrogênio e fósforo, tais como fosfatos e nitratos (Branco, 1986). A eutrofização é responsável por modificações químicas e físicas do meio e pelo enriquecimento da biota aquática, sendo uma forma de poluição. Esteves (1998) menciona que a eutrofização artificial pode ser irreversível e que pode tornar o corpo d'água impróprio para diversos usos, tais como o abastecimento doméstico em função da proliferação de algas que causarão problemas operacionais no sistema de tratamento (entupimento das filtros, sabor e odor na água, e até a presença de toxinas). Afetam também o manancial e os banhistas, caso sejam produzidas substâncias tóxicas que causam irritações na pele.

Para minimizar o problema da eutrofização, é necessário tratar as águas residuárias por métodos eficientes que eliminem ou diminuam os nutrientes. Um dos métodos sugeridos para tratar os esgotos é o de lagoas de estabilização, chegando-se a incluir no sistema de lagoas a de maturação, que segundo Ellis (1983), tem sucesso na remoção de nitratos e fosfatos.

2.2 Lagoas de estabilização

2.1.1 Considerações gerais

O tratamento de água residuária por lagoa de estabilização é considerado o método mais simples de tratamento biológico e o mais adequado para regiões tropicais

(Silva e Mara, 1979). Estas lagoas podem ser construídas por escavações com profundidades que variam entre 1 a 4 m cercadas por taludes de terra ou de concreto. Geralmente tem forma retangular ou quadrada (Mara, 1976; Mendonça, 2000). As lagoas de estabilização são lagoas quer naturais quer artificiais, em que prevalecem condições adequadas ao desenvolvimento de processos físicos, químicos e biológicos que caracterizam a autodepuração (Jordão e Pessoa, 1995).

Nas lagoas de estabilização os esgotos permanecem por períodos de retenção relativamente longos (Dacach,1990), sendo que nenhuma energia externa, além da luz solar é requerida para sua operação (Mara *et al.*,1992).

As lagoas apresentam uma excelente eficiência de remoção da matéria orgânica a qual é estabilizada, pela ação das bactérias heterotróficas, com participação de fungos e protozoários (Jordão e Pessoa, 1995). Também são encontrados rotíferos, capazes de metabolizar partículas de sólidos maiores que se apresentam em flocos, e que os protozoários não podem assimilar (Silva e Mara, 1979).

As algas, segundo Silva e Mara (1979), não contribuem para a estabilização da matéria orgânica nas lagoas, porém contribuem para a produção de oxigênio fotossintético e nas modificações do pH ao longo do ciclo diário, contribuindo na eliminação de bactérias patogênicas. Nas lagoas, existe a interação mutualística entre as algas e bactérias, na qual as bactérias decompõem a matéria orgânica liberando nitrogênio inorgânico (NH_3 , NO^{3-}), fosfatos (PO^{3-}_4) e dióxido de carbono (CO_2), entre outros produtos metabólicos, que são utilizados pelas algas na presença de luz solar e clorofila, realizando fotossíntese, a qual libera oxigênio molecular para o ambiente aquático. Esse oxigênio, por sua vez é assimilado pelas bactérias aeróbias que degradam a matéria orgânica, fechando o ciclo de decomposição biológica. O efluente de uma lagoa de estabilização contém bastante algas, e o excesso dos produtos finais da decomposição bacteriana que não podem ser assimilados pelos outros organismos (Mendonça, 2000)

A velocidade de oxidação da matéria orgânica em uma lagoa de estabilização é baixa, e por isso o tempo de detenção hidráulica necessário para uma boa remoção de DBO é longo, entre 10 e 50 dias. Dependendo do tipo de sistema, os organismos patogênicos e os nutrientes (fósforo e nitrogênio) são também eliminados ou reduzidos nas lagoas de estabilização (Silva e Mara, 1979).

Quanto ao funcionamento, elas podem ser em série ou em paralelo. As lagoas em série produzem um efluente final de melhor qualidade, porém em paralelo permitem maior flexibilidade de operação (Dacach, 1990). Segundo Marais (1966) a qualidade do efluente de um sistema de lagoas de estabilização em série é superior em relação aos parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos que a qualidade do efluente de uma única lagoa com área e tempo de detenção equivalente. Marais (1974) acrescenta que se o tempo de detenção dos reatores em série for o mesmo, a eficiência de remoção de bactérias nesses reatores será máxima. Silva e Mara (1979) mencionam que um sistema composto de uma lagoa anaeróbia, seguida por uma facultativa e três de maturação, cada uma com um tempo de detenção de 5 dias fornece o tratamento mínimo necessário para utilização do efluente final na irrigação irrestrita. As lagoas em série podem, favorecer uma melhor mistura reduzindo os curto-circuitos hidráulicos (Parker, 1962). Essa mistura é favorecida pelo regime hidráulico de carga não dispersa que é característico de sistemas em série (Mara, 1975 *apud* Silva e Mara, 1979).

A maioria dos países de clima tropical oferece condições ideais para o tratamento de águas residuárias por processos naturais, como as lagoas de estabilização. A temperatura ambiente é o fator que mais contribui para seu bom desempenho (Mendonça, 2000). O uso de lagoas, entretanto, não está restrito somente aos climas tropicais, sendo utilizadas em todas as latitudes, mesmo no Alasca (Silva e Mara, 1979).

Conforme Silva e Mara (1979), as lagoas apresentam vantagens significativas principalmente de custos de manutenção e operação além da remoção de bactérias fecais em comparação com outros métodos de tratamento de águas residuárias para comunidades de mais de 100 habitantes. Dentre essas vantagens podem ser citadas outras:

- (a) necessitam pouco ou nenhum componente mecânico;
- (b) nenhum consumo de energia elétrica é requerido;
- (c) são simples de construir e operar;
- (d) confiáveis e de fácil manutenção;
- (e) podem absorver aumentos bruscos de cargas hidráulicas ou orgânicas;
- (f) possibilitam o uso dos efluentes em irrigação e aquicultura;

- (g) fácil adaptação às variações climáticas;
- (h) possibilitam o tratamento de despejos facilmente biodegradáveis;

Os sistemas de lagoas de estabilização possuem diversas variantes que diferem pelo nível de simplicidade operacional, requisitos de área e pela forma predominante pela qual ocorre a estabilização (Jordão e Pessôa., 1995; von Sperling, 1996). Segundo Mara e Pearson (1986) existem três tipos principais de lagoas de estabilização com capacidade de tratar qualquer água residuária biodegradável, atendendo a critérios e normas atualmente exigidos: lagoas anaeróbias, lagoas facultativas e lagoas de maturação. Além dessas, existem outros tipos como as lagoas aeradas facultativas e as lagoas de alta taxa, que podem ser usadas vantajosamente dependendo da qualidade que se pretende do efluente (von Sperling, 1996; Silva e Mara, 1979).

2.1.2 Lagoas anaeróbias

As lagoas anaeróbias podem ter de 2 a 5m de profundidade e sua área não deve exceder 5ha, e recebem cargas orgânicas altas, normalmente entre 100 e 400gDBO/m³.dia (Mara *et al.*, 1992).

Devido à carga orgânica elevada a lagoa anaeróbia não contém oxigênio dissolvido nem algas, embora ocasionalmente possa aparecer uma película fina superficial de *Chlamydomonas* (Mara *et al.*,1992), entre outras algas que suportam valores elevados de DBO₅ (Palmer, 1969). Um outro fator que pode favorecer sua presença é a fotoassimilação anaeróbia do acetato: foi verificado que *Chlamydomonas* crescem na presença de luz e acetato quase sem produção de oxigênio, salvo em pequenas concentrações (Pringshein e Wiessner, 1960 *apud* Eppley e Macias R ,1962).

Muitas espécies de algas que possuem vacúolos gasosos como *Microcystis aeruginosa* e *Oscillatoria rubescens*, são capazes de crescer e reproduzir-se na superfície da água, devido à capacidade fornecida por esses vacúolos para se desviar da radiação solar, protegendo-se da foto-oxidação (Prescott,1969 *apud* Esteves, 1998).

Por não dependerem da ação fotossintética das algas, as lagoas anaeróbias podem ter profundidades maiores que as outras lagoas (Mendonça, 2000). Alguns autores afirmam que o funcionamento das lagoas anaeróbias é semelhante à dos tanques sépticos e que a remoção que elas promovem está ligada ao tempo de detenção

hidráulica. O tempo de detenção dessas lagoas é relativamente curto, entre 2 e 5 dias e produzem uma redução de 60 a 70% de material orgânico quando a temperatura ambiente é superior a 20°C (Mara,1975 *apud* Cavalcanti *et al.*, 2001). Entretanto, Silva e Mara (1979) relatam que para temperaturas superiores a 20°C, o tempo de detenção terá grande influência. A Tabela 2.2 apresenta alguns valores de remoção da DBO₅ em função do tempo de detenção.

Tabela 2.2 Influência do tempo de detenção na redução de DBO₅ para temperaturas acima de 20°C.

TEMPO DE DETENÇÃO (dias)	DBO ₅ REDUÇÃO (%)
1	50%
2,5	60%
5	70%

Fonte : Silva e Mara (1979).

Em Campina Grande (PB), no nordeste do Brasil, estudos realizados por Silva (1982) em lagoas anaeróbias em escala piloto, com tempos de detenção variam entre 0,8 a 6,8 dias e temperaturas entre 25 e 27°C mostram reduções de DBO₅ entre 70 e 80%.

As lagoas anaeróbias podem exalar maus odores, devido à geração de sulfeto, por esse motivo, no passado, havia resistência de incorporar nos projetos essas lagoas. O odor é causado pela saída de moléculas de sulfeto de hidrogênio, formado na massa líquida, principalmente pela redução anaeróbia do sulfato através das bactérias do gênero *Desulfovibrio* (Mara *et al.*, 1992).

Normalmente, o valor de pH em lagoas anaeróbias bem projetadas é em torno de 7,5 e a maioria do sulfeto presente está na forma de bissulfeto (HS⁻) que apresenta odor menos agressivo (Mara *et al.*, 1992).

Alguns autores atribuem a geração de odores à cargas volumétricas altas, sendo assim Mara *et al.* (1992) sugerem que para ter uma margem adequada de segurança e para evitar odores, o limite superior da carga volumétrica deveria ser de 300g/m³ dia. Gloyna (1971) e Meiring *et al.* (1968) *apud* Mara e Pearson (1986) afirmam que mesmos cargas menores ou iguais a 400g/m³ dia (carga máxima sugerida pelos mesmos)

podem provocar odores se a concentração de sulfato (SO_4^{2-}) for maior que 500mg/l. Neste contexto, Silva e Mara (1979) mencionam que mesmo com cargas superiores a 400 g/m³ dia e com águas residuárias com alta concentração de $\text{DBO}_5=1000\text{mg/l}$, por exemplo, o problema de odores provavelmente não ocorrerá se for empregado um tempo de detenção de 5 dias.

Os fatores que contribuem para a produção de maus odores segundo Silva *et al.* (1997) são:

- construção de unidades de tratamento preliminar para prevenir o assoreamento da lagoa;
- cargas orgânicas excessivamente baixas ou altas que aumentam a produção de sulfeto;
- ocorrência de condições desfavoráveis ao tratamento (e.g. elementos tóxicos e pH ácido);
- manutenção deficiente, sem limpeza regular dos taludes, sem remoção de espuma na superfície da lagoa;
- assoreamento da lagoa, que diminui a profundidade útil da mesma, aumentando a transferência de gás sulfídrico para a atmosfera.

Para que o funcionamento de uma lagoa anaeróbia seja bem sucedido, deve haver equilíbrio entre as bactérias formadoras de ácidos e as formadoras de metano, em temperaturas acima de 15°C e com pH acima de 6 (Silva e Mara, 1979).

O processo de digestão anaeróbia da matéria orgânica (proteínas, carboidratos e lipídios) ocorre em quatro estágios: primeiramente, o material orgânico particulado é degradado pela ação das exo-enzimas excretadas pelas bactérias facultativas hidrolíticas e são convertidos em compostos dissolvidos de menor peso molecular, este processo é denominado de hidrólise. Esses compostos são usados pelas bactérias fermentativas, com produção de ácidos, no processo conhecido como acidogênese. Os compostos excretados pelas células na acidogênese são ácidos voláteis, álcoois, ácido láctico e compostos minerais como CO_2 , H_2 , NH_3 , H_2S , etc. O grupo de bactérias que participam desse processo são anaeróbias estritas e facultativas. O terceiro processo é conhecido como acetogênese e é responsável pela conversão dos compostos produzidos na acidogênese em substratos que produzem o metano: acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. No último estágio, que é chamado de metanogênese, as bactérias redutoras de

ácido acético (acetotróficas) e as bactérias redutoras de dióxido de carbono (hidrogenotróficas), todas elas anaeróbias estritas, irão produzir o metano pela redução desses compostos. No entanto, esses processos ocorrem se o pH estiver próximo ao neutro (van Haandell e Lettinga, 1994).

2.1.3 Lagoas facultativas

As lagoas facultativas têm de 1 a 2m de profundidade e são projetadas para remover cargas relativamente baixas entre 100 e 400 kg DBO/ha.d e podem receber águas residuárias brutas ou que já sofreram tratamento preliminar, usualmente lagoas anaeróbias (Mara *et al.*, 1992).

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. As predominantes são as *Pseudomonas* spp., *Flavobacterium* spp. e *Alcaligenes* spp. Como estas lagoas contêm quantidades altas de nutrientes (NH_4^+ e PO_4^{3-}), favorecem condições para o desenvolvimento das algas (König, 2000). Devido ao seu metabolismo predominantemente autótrofo, as algas utilizam luz solar para produção de oxigênio através da atividade fotossintética. Este oxigênio acaba suprindo as necessidades da respiração aeróbia de toda a biota da lagoa (König, 1990).

A produção de oxigênio em lagoas facultativas ocorre pela ação das algas. Uma outra fonte de O_2 é a reaeração. Ao anoitecer, a atividade fotossintética decai gradualmente até ser totalmente anulada e com isso passam a prevalecer as condições anaeróbicas na maior parte da coluna líquida (Kellner e Pires, 1998).

O pH também varia com o ciclo diário. Ceballos *et al.* (1997) afirmam que os valores elevados em lagoas facultativas coincidem com as horas mais iluminadas do dia, como sendo produto da atividade fotossintética. Silva e Mara (1979) dizem ainda que esses valores podem chegar a 10. Isto ocorre porque na demanda fotossintética máxima, as algas retiram o CO_2 da solução 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 o responsável pelo aumento do pH. Na escuridão, predominam os processos fermentativos por ocasião do metabolismo bacteriano que

liberam ácidos orgânicos fracos e CO₂, portanto o valor de pH tende a descer (Ceballos, *et al.*, 1997).

Nas camadas inferiores e no lodo das lagoas facultativas ocorre a decomposição anaeróbia, liberando sais minerais, nutrientes orgânicos solúveis e gases como o CO₂ e o CH₄. O gás carbônico produzido pela decomposição anaeróbica é aproveitado pelas algas na fotossíntese desde que dele necessitem numa quantidade maior do que a quantidade conseguida através da atmosfera. Compostos mal cheirosos, como gás sulfídrico, que se formam na camada de lodo, são oxidados no meio aeróbio e, via de regra não alcançam a superfície. Assim não há presença de maus odores, a não ser quando ocorrem variações bruscas de temperaturas ou sobrecarga no sistema (Mara *et al.*, 1992; Silva e Mara, 1979; Ellis, 1983).

O material biodegradável que não sedimentou e a matéria orgânica solúvel, são oxidados pelas bactérias da zona aeróbia das camadas superficiais da lagoa (Kellner e Pires, 1998).

Segundo Mara *et al.* (1992), nas camadas superiores das lagoas facultativas a presença de algas conferem uma cor verde escura a estas lagoas. Embora estes reatores possam apresentar coloração vermelha ou rosa púrpura (especialmente se o sistema estiver sobrecarregado) devido a presença de bactérias púrpuras fotossintetizantes que oxidam o sulfeto a sulfato.

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 µg/l (Mara *et al.*, 1992).

2.1.4 Lagoas de maturação

As lagoas de maturação recebem efluentes de lagoas facultativas ou de outros processos de tratamento, objetivando principalmente a destruição de organismos patogênicos. A remoção de patogênicos ocorre pela exposição daqueles a condições adversas como temperatura elevada, radiação ultravioleta, condições aeróbias extremas, redução da concentração de substrato, pH muito alto e a combinação de todos esses fatores (Curtis e Mara, 1994). Estes mecanismos de remoção de patogênicos tornam-se mais efetivos com menores profundidades na lagoa, justificando as menores profundidades que estas lagoas têm em relação às outras (von Sperling, 1995). Silva e

Mara (1979) relatam que na maioria das vezes a profundidade da lagoa de maturação é a mesma que das lagoas facultativas (1-1,5m), entretanto não devem ser mais profundas.

As cargas orgânicas aplicadas nas lagoas de maturação são baixas e com isso a demanda de oxigênio molecular também é baixa, prevalecendo as condições aeróbias. Isto ocorre porque nessas lagoas a turbidez é pequena, havendo maior penetração da luz solar favorece o aparecimento de algas e cianobactérias em toda a massa líquida, que liberam o oxigênio molecular (de Oliveira, 1990).

As lagoas de maturação alcançam apenas uma pequena remoção de DBO, mas redução de nitrogênio e fósforo podem ser significantes. A remoção de nutrientes está ligada à atividade algológica e aos altos valores de pH nessas lagoas. A remoção de amônia pelas algas ocorre pela incorporação desse nutriente dentro de sua biomassa e os altos valores de pH favorece a volatilização da amônia e a precipitação do fosfato (Mara *et al.*, 1992).

Segundo Silva e Mara (1979) as lagoas de maturação quando bem dimensionadas chegam a remover mais de 99,99% de coliformes fecais e praticamente todos os patógenos, especialmente se há uma série de lagoas de maturação corretamente projetada (Mara *et al.*, 1992).

2.3 Desempenho e eficiência das lagoas

O desempenho das lagoas de estabilização se avalia através da qualidade do efluente produzido (König, 2000). As normas referentes à qualidade de efluentes de ETE's se concentravam em parâmetros como a DBO₅, sólidos suspensos e coliformes fecais, porém a necessidade dos corpos receptores tem voltado a atenção para a remoção de nutrientes a fim de diminuir os problemas de eutrofização (Mara *et al.*, 1992). Nesse caso, a remoção de nutrientes deve ser máxima, para evitar o crescimento exacerbado de algas e macrófitas. É importante salientar que nem sempre a remoção de nutrientes é conveniente: no caso em que os efluentes são destinados para reuso em agricultura não é necessário a sua eliminação, visto que irão substituir os fertilizantes químicos ou nutrientes artificiais que aumentam os custos e aceleram a eutrofização dos corpos de água (Cavalcanti *et al.*, 2001).

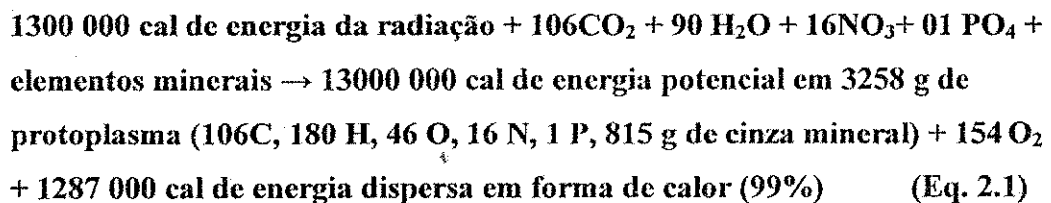
2.3.1 Remoção de DBO e sólidos suspensos em lagoas de estabilização

A remoção de DBO₅ em lagoas anaeróbias ocorre principalmente pela sedimentação dos sólidos sedimentáveis do esgoto e subsequente digestão anaeróbia, resultando em uma camada de lodo. Esse processo ocorre mais facilmente com temperaturas acima de 15°C (Mara *et al.*, 1992).

No fundo da lagoa anaeróbia, onde se forma o lodo, os produtos do metabolismo anaeróbio como os gases se tornam evidentes na superfície pela formação de bolhas de biogás (70% de metano e 30% de dióxido de carbono). A produção de metano é intensificada com o aumento da temperatura a cada 5°C (Marais, 1970 *apud* Mara *et al.*, 1992); outros gases também desprendem como o H₂S.

Nas lagoas facultativas que recebem águas residuárias brutas ou de lagoas anaeróbias ou de outros tratamentos, a DBO remanescente é oxidada pelas bactérias heterotróficas, que exercem uma relação mutualística com as algas, também abundantes nas lagoas facultativas, conferindo-lhes sua cor verde escura (Mara *et al.*, 1992).

As algas convertem o gás carbônico liberado pelas bactérias em biomassa através da fotossíntese, como mostra equação que representa a fotossíntese, conforme Odum (1988).



As maiores concentrações de gás carbônico e oxigênio são promovidos pela ação mutualística alga-bactéria, porém uma quantidade menor provém da atmosfera por reaeração (Mara *et al.*, 1992).

No caso das lagoas facultativas primárias que assumem funções de lagoas anaeróbias e facultativas, em torno de 30% da DBO₅ afluenta deixa o sistema em forma de metano (Marais, 1970 *apud* Mara *et al.*, 1992). 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).

A Figura 2.2 apresenta o processo biológico das lagoas facultativas primárias, destacando a simbiose algas-bactérias, assim como o fluxo de sólidos e produtos gasosos.

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 frequentes estão ligados à floração de algas no corpo receptor: liberação de toxinas quando as algas se decompõem, consumo extra de oxigênio na sua biodegração ou pela sua demanda respiratória, causando a morte de peixe, e produção de sabor e odor nas águas (Branco, 1996).

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. Também ocorre predação de alga pelos protozoários e microinvertebrados como *Daphnia*, que estão presentes nesses ambientes. Apesar do número reduzido da biomassa algal, entre 70 – 90% da DBO₅ do efluente da lagoa de maturação é devida à presença das algas (Mara *et al.*,1992).

2.3.2 Remoção do fósforo em lagoas de estabilização

A água residuária possui fósforo orgânico e fosfatos, sendo os fosfatos predominantes (Arceivala,1981 *apud* von Sperling, 1996; van Haandell e Lettinga,1994). O fósforo inorgânico deve-se à contribuição de despejos orgânicos como resultado da quebra metabólica de fosfolipídios e ácidos nucleicos e liberação dos fosfatos eliminados com a urina. A quantidade de fosfatos na água residuária é originada dos detergentes sintéticos, visto que muitos deles contêm de 12 a 13% de fósforo e mais de 50% de polifosfatos (Sawyer e McCarty,1987).

Mara e 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. O fósforo é um elemento indispensável

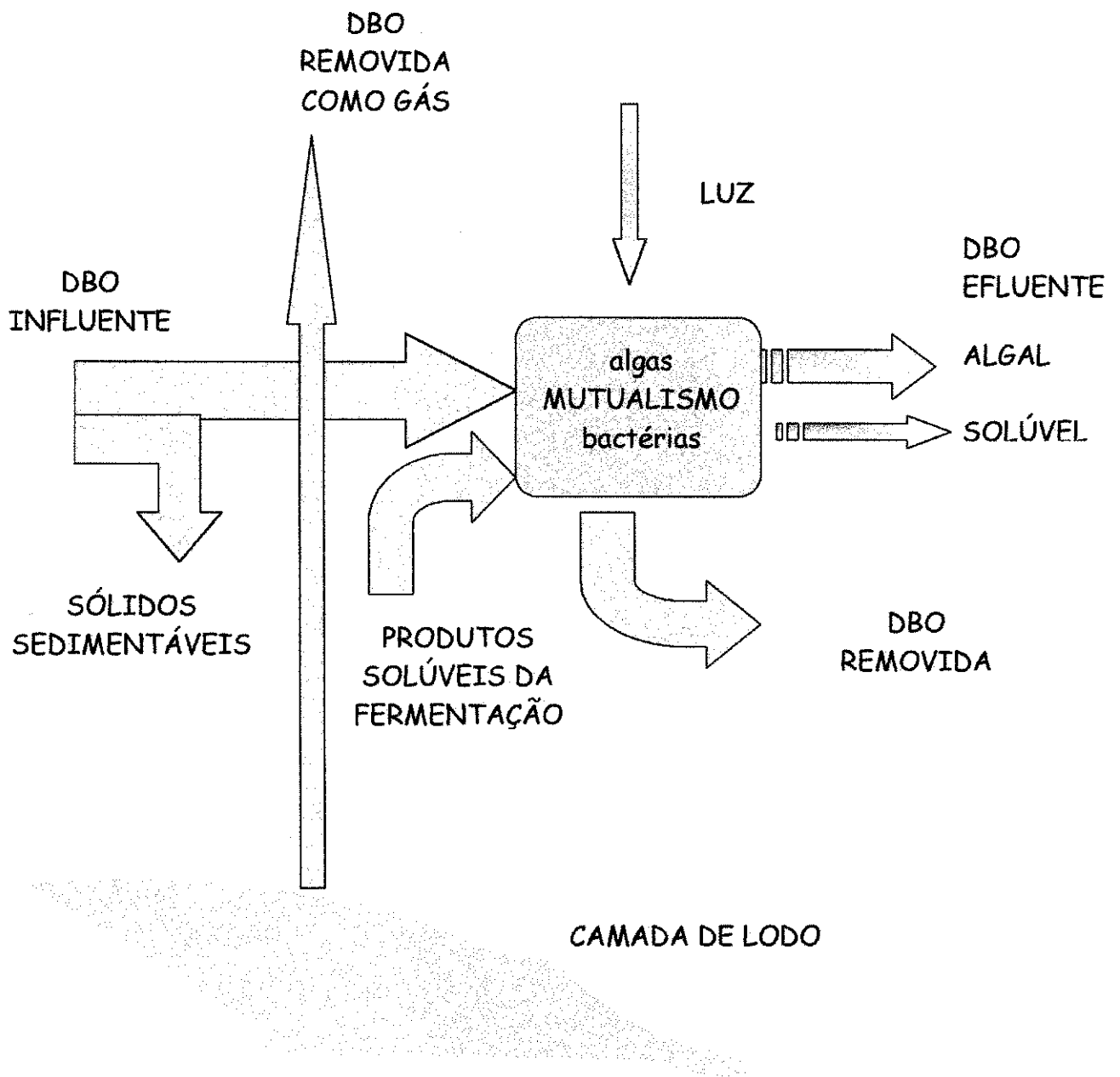


Figura 2.2 – Processos de remoção de DBO em lagoas facultativas primárias.
 Fonte : Mara *et al.* (1992).

ao crescimento das algas e de todos os seres vivos, pois faz parte da composição química dos componentes celulares ligados ao armazenamento de energia (Esteves, 1998). A forma mais importante para as algas é o ortofosfato, que é absorvido mais facilmente (Galloway e Kraus, 1963 *apud* Esteves, 1998). 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 pH (acima de 9), que são gerados no processo fotossintético.

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

Segundo Araújo (2000), 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 mineralizada 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 (Silva *et al.*, 1991). Essa forma de fósforo orgânico que sedimenta é composta de biomassa algal morta que libera nutrientes (Mara *et al.*, 1992). A outra forma de sedimentação é através da precipitação de fosfatos insolúveis, tais como a apatita ($\text{Ca}_{10}(\text{OH})_2(\text{PO}_4)_6$) e a estruvita ($(\text{Mg}(\text{NH}_4)\text{PO}_4)$). Isto ocorre quando se tem valores altos de pH que propiciam maior concentração de PO_4^{3-} e quando estão presentes os íons de cálcio ou magnésio (Cavalcanti *et al.*, 2001). Já Ellis (1983) afirma que os fosfatos são removidos principalmente pela precipitação na forma de hidroxiapatita ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$), 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 interna de fósforo, dificultando, por exemplo, a recuperação de um ambiente aquático após o corte do aporte externo (Mara *et al.*, 1992). Para solucionar o problema da imobilização do fósforo no sedimento, Mara *et al.* (1992) sugerem que seja

aumentando o número de lagoas de maturação, de forma que cada vez mais fósforo seja eliminado do sistema.

2.3.3 Remoção do nitrogênio em lagoas de estabilização

Os mecanismos de remoção do nitrogênio em lagoas de estabilização são: volatilização da amônia, assimilação da amônia e dos nitratos pelas algas, nitrificação e desnitrificação e a sedimentação do nitrogênio orgânico particulado (Arceivala, 1981; EPA, 1983; Soares *et al.*, 1995 *apud* von Sperling, 1996). Destes mecanismos, o mais importante, segundo von Sperling (1996) é a volatilização da amônia. Ruffier (1981) *apud* Reis (1999) considera 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 amino-ácidos e outros compostos orgânicos nitrogenados. Segundo von Sperling (1996), a amônia no meio líquido apresenta a seguinte reação, dependendo do pH :



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's próximos à neutralidade e inferiores, praticamente toda a amônia encontra-se na forma de NH_4^+ . Com valores de pH acima de 11, praticamente toda a amônia está na forma de NH_3 . Mara e Pearson (1986), resumem o processo ocorrido em lagoas facultativas segundo a Figura 2.3.

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 incorporado a sua biomassa se deposita 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. No sistema, também ocorre a nitrificação e desnitrificação, porém com menos evidência, a menos que a água residuária contenha valores altos de nitrato. Considera-se que a população das bactérias nitrificantes é muito baixa em lagoas de estabilização devido à ausência de suportes para sua fixação na zona aeróbica, embora

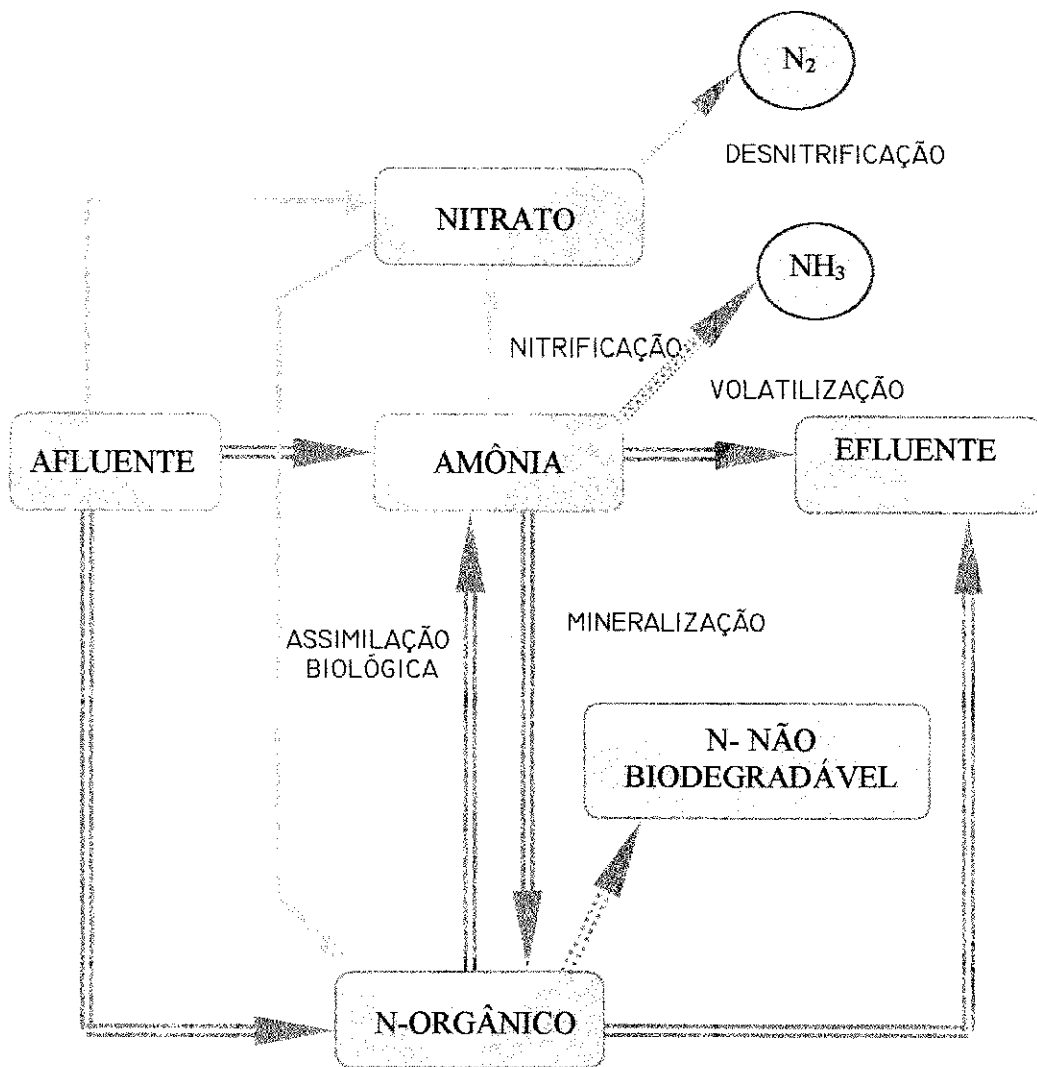


Figura 2.3 - Transformações e perdas de nitrogênio em lagoas facultativas primárias.
 Fonte : Mara e Pearson. (1986)

- As espessura das setas indica a importância quantitativa relativa do mecanismo envolvido. As setas tracejadas mostram os mecanismos de remoção líquida do nitrogênio.

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 quanto 95% (Mara *et al.*, 1992).

2.3.4 Remoção dos microrganismos indicadores de contaminação fecal e patógenos em lagoas de estabilização.

O processo de remoção dos microrganismos ocorre principalmente nas lagoas de maturação, embora também ocorra em lagoas anaeróbias, principalmente pela sedimentação e em lagoas facultativas pelos processos semelhantes aos que ocorrem nas de maturação (Mara *et al.*, 1992).

A remoção de microrganismo por sedimentação que ocorre nas anaeróbias é simples e se verifica através da decantação de ovos de helmintos pelo seu próprio peso, da sedimentação de vírus, bactérias e protozoários aderidos ou adsorvidos às partículas inertes ou orgânicas, ou ainda arrastados pelos sólidos decantáveis. No lodo ocorre decomposição anaeróbia e a ação dos predadores acaba eliminando os microrganismos patogênicos e os indicadores (Ceballos, 2000).

Segundo Curtis e Mara (1994) os principais mecanismos de remoção de bactérias fecais em lagoa facultativa e de maturação são o tempo de detenção hidráulica, a temperatura, o pH elevado e alta intensidade luminosa. Esta, de comprimentos de onda 400 a 700nm, pode danificar bactérias, porque são absorvidas pelas substâncias húmicas que agem como “quenchers” que entram em estado de excitação suficiente para formar radicais livres que danificam a célula. A morte completa e imediata das bactérias depende dos elevados valores de pH (>9) fornecidos através da fotossíntese algal (Mara *et al.*, 1992). Observações feitas por Parhard e Rao (1974) *apud* Ceballos (2000) evidenciaram que valores de pH superiores a 9,2 são inibidores do crescimento de *E.coli*. A inibição estaria associada à ionização da membrana celular e alterações do pH intracelular que poderia até suprir o metabolismo bacteriano.

Mara *et al.* (1992), afirmam que os valores de pH em lagoas facultativas ficam acima de 9 quando a capacidade das algas consumirem o CO₂ é superior ao CO₂ produzido no metabolismo das bactérias, e o resultado é que os íons de carbonato e bicarbonato se dissociam de acordo com as seguintes equações:



As algas produtoras de toxinas podem contribuir para a eliminação de patógenos quando tais toxinas possuem efeito bactericida. A mais comum são as toxinas de *Microcystis aeruginosa*, seguida das de *Anabaena* e de *Chlorella. ssp.* Outros fatores como predação, consumo dos nutrientes por macrófitas e baixas concentrações de nutrientes devido à precipitação ou volatilização ($\text{pH} > 9$) podem debilitar e até destruir as bactérias (Sukenik *et al.*, 1985 *apud* Ceballos, 2000; Sawyer *et al.*, 1994; Ceballos, 2000).

2.4 Fatores intervenientes no funcionamento das lagoas de estabilização

2.4.1 Ação dos ventos

Os ventos agem na homogeneização da massa líquida, levando oxigênio do ar e da superfície às camadas inferiores da lagoa. Atua no efluente e sobre os microrganismos fazendo com que estes se dispersem em toda a massa líquida; auxiliam no deslocamento das algas, principalmente daquelas espécies desprovidas de movimento e consideradas grandes produtoras de oxigênio, como as algas verdes do gênero *Chlorella* (Mendonça, 2000).

O vento deve circular livre em toda a superfície da lagoa, deste modo obstáculos naturais e artificiais devem ser evitados. Segundo von Sperling (1996) para que a lagoa não sofra influência negativa do vento deve ter contornos regulares, de modo que não dificulte a homogeneização da massa líquida, principalmente nas áreas periféricas. Segundo Mendonça (2000), ventos fortes promovem a formação de ondas que podem provocar erosão nos taludes internos. Normalmente isto ocorre em lagoas com espelhos de água superiores a 10 ha. A maneira mais adequada de prevenir esses efeitos é reforçar os taludes das lagoas que deverão receber proteção 30cm abaixo e acima dos níveis mínimo e máximo da água. Os dispositivos de entrada e saída da água devem estar construídos a favor do vento de modo que a direção dos ventos predominantes ocorra do efluente em direção ao afluente. Isto dificultará os curto-circuitos, e evitará a saída do sobrenadante no efluente.

2.4.2 Temperatura

As reações físicas, químicas e bioquímicas que ocorrem nas lagoas de estabilização são influenciadas pela temperatura ambiente, uma vez que esta interage com outros fatores, como a radiação solar, taxa fotossintética e com o metabolismo das bactérias responsáveis pela depuração das águas residuárias (Jordão e Pessoa, 1985; Mendonça, 2000).

O aumento da atividade metabólica dos microrganismos em geral é função da temperatura e contribui para o decréscimo bacteriano por causa da susceptibilidade às substâncias tóxicas e pelo aumento do número de predadores (Pearson *et al.*, 1987; Gloyna, 1971).

Temperaturas baixas retardam a velocidade da fotossíntese e do metabolismo dos microrganismos em geral. Uma queda de 10°C reduzirá a atividade microbiana em aproximadamente 50%, assim como a fermentação dos lodos não ocorre significativamente em temperaturas abaixo de 17°C (Mendonça, 2000).

Com temperaturas próximas a 35°C a atividade fotossintética tende a decair, porque as algas fogem da superfície quente, e normalmente formam uma camada, cerca de 300mm a 500mm abaixo da superfície (Silva e Mara, 1979). Além disso, lagoas com temperaturas mais altas são mais sensíveis a choques hidráulicos ou a repentinos aumentos de carga orgânica, conseqüentemente há menor eficiência na redução de DBO. Nos meses mais frios há um aumento na concentração de amônia e fósforo e uma diminuição dos sólidos suspensos (Mendonça, 2000).

O processo de estratificação térmica ocorre quando a temperatura ambiente supera a temperatura média da água, e esta absorve energia (Mendonça, 2000). Quando não ocorre mistura, a qual é provocada principalmente pelo vento, a estratificação térmica diária se desenvolve rapidamente numa lagoa. Este processo reflete-se diretamente na distribuição das algas, principalmente nas não motoras que acabam decantando, passando através da termoclina (fina camada com grande mudança de temperatura) para a região escura e mais fria da lagoa onde exercem uma demanda de oxigênio (Silva e Mara, 1979).

2.4.3 Radiação solar

As variações anuais da radiação solar se devem principalmente à latitude, à transparência da atmosfera, à cobertura das nuvens e um pouco, à altitude (Towne *et al.*, 1957).

A profundidade da penetração de luz nas lagoas de estabilização determina quanto do volume da lagoa participará da produção de oxigênio e isto está diretamente associado com a concentração de algas que é notavelmente menor que na maioria dos corpos d'água naturais (Towne *et al.*, 1957).

A temperatura e a intensidade luminosa, controlam e regulam a dispersão e a distribuição das algas na massa líquida. O maior movimento das algas ocorre nas regiões tropicais quando há aumento na intensidade luminosa, entre 6 e 8 horas da manhã. É neste horário que elas aparecem nas camadas mais superficiais. Entre 10 e 14 horas, quando a intensidade luminosa é maior, as algas mudam-se da superfície para outra profundidade, mais adequada para sua atividade fotossintética. A partir das 16 horas, as algas flageladas se deslocam em direção ao fundo das lagoas, onde permanecem até o dia seguinte quando recomeça o processo (König, 2000).

Segundo Mendonça (2000), a energia utilizada pelas algas (de 400 a 700 nm) é de apenas 2 a 7% de radiação visível para acelerar a fotossíntese, sem haver necessidade de se exporem a uma radiação solar contínua. Uma intensidade maior que 20.000 ergs/cm².s, para muitas algas é inviável, pois afeta seu crescimento. Tanto a difusão de oxigênio como um crescimento satisfatório das algas ocorrem nos primeiros 60cm da camada de água.

Para as bactérias, a radiação solar pode ter um efeito negativo, pelas formas tóxicas de oxigênio estimuladas pela luz solar. As substâncias húmicas, comuns em águas residuárias e nas lagoas de estabilização podem absorver essa luz e passam a energia para as moléculas de oxigênio que originam (radicais livres, peróxido de hidrogênio e superóxido e radicais hidroxilas). Esses radicais destroem as bactérias e outros microrganismos. O dano aos coliformes fecais associado à luz solar, é denominado de fotoxidação. Este mecanismo atua sinergicamente com o pH elevado, junto às formas tóxicas do oxigênio, que atingem a membrana das bactérias (Curtis e Mara, 1994).

Ceballos (2000) observa que os maiores efeitos bactericidas causados pela radiação solar ocorrem em lagoas de maturação, porque nelas a transparência da água contribui para a completa penetração da luz que, pode chegar até o fundo da lagoa.

2.4.4. Precipitações pluviométricas

As precipitações pluviais podem ter influência na eficiência da lagoa de estabilização. Mendonça (2000) enumera os possíveis problemas da precipitação pluviométrica:

- o tempo de detenção poderá reduzir-se durante o período de chuva;
- chuvas intensas podem diminuir 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 quantidades de sólidos, arraste significativo da população de algas e materiais inorgânicos, principalmente argila;

Mendonça (2000) destaca que para minimizar esses problemas, as lagoas devem estar providas de uma caixa de alimentação, com transbordamento lateral para desviar da direção do corpo receptor, as contribuições das chuvas, assim como as lagoas devem ser dotadas de valas desviadoras de água da chuva, e estas valas deverão manter-se limpas e conservadas.

2.4.5 Evaporação

A evaporação combinada com a infiltração em uma lagoa com fundo permeável determina a redução da qualidade do efluente e, em casos extremos, podem determinar que a qualidade e a eficiência seja nula (Mendonça, 2000).

A evaporação excessiva pode promover o rebaixamento da lâmina líquida a níveis que interfiram 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. Um exemplo de desequilíbrio biológico são as modificações da pressão osmótica bacteriana (Jordão e Pessôa, 1995).

2.5 Reutilização dos efluentes

O problema da escassez de recursos hídricos e o crescimento explosivo das grandes cidades, tornou obrigatória a utilização de águas superficiais para abastecimento público e geração de energia elétrica. Como consequência, a atividade agrícola foi afetada. Neste cenário, a opção pelo uso de águas residuárias é muito importante e em algumas regiões pode ser uma única alternativa de sobrevivência (Moscoso e León, 1995). Segundo Silva *et al.* (2000) nas capitais nordestinas, o racionamento de água limita a higiene e, na área rural, dificulta a atividade agrícola.

Mota *et al.* (1997) enumeram várias razões pelas quais o reuso deve ser uma prática comum no nordeste do Brasil:

- constitui um suprimento de água na região, proporcionando a liberação de água de boa qualidade para outras finalidades mais nobres, como consumo humano;
- evita o lançamento de efluentes das ETE'S para os corpos d'água, e com isso a eutrofização do corpo receptor;
- os esgotos contêm nutrientes que podem ser reutilizados na agricultura, diminuindo os custos com fertilizantes inorgânicos;

Muitos autores defendem o reuso de efluentes tratados para fins agrícolas. Entretanto o problema do reuso está vinculado com os riscos à saúde da população. Várias doenças de veiculação hídrica como a febre tifóide, as salmoneloses em geral, a cólera, hepatite e a poliomielite, podem ocorrer pela utilização dessas águas. Em alguns lugares os riscos são bastante elevados como no México, onde em torno de 350.000 ha de terra são irrigados com água residuária bruta; na costa peruana existem mais de 4000 ha irrigados com essas águas (Moscoso e León, 1995).

As principais medidas para a proteção da saúde do trabalhador que aproveita essas águas residuárias, é seu tratamento adequado, outras medidas são restrições dos cultivos, controle das classes de emprego de águas residuárias e pouca exposição dos indivíduos que trabalham nas terras, além do fomento à higiene. Destas, o tratamento de água residuária e a restrição dos cultivos são as mais adotadas em sistemas de aproveitamentos controlados (OMS, 1989).

A tecnologia mais adequada para tratamento de esgotos cujos efluentes terão uso agrícola, são as lagoas de estabilização. No entanto, é imprescindível que se sigam as

diretrizes microbiológicas, como as sugeridas pela Organização Mundial de Saúde (Tsutiya, 2001).

Segundo a OMS (1989) os grupos de indivíduos, que podem estar expostos aos riscos de saúde que acarretam o emprego de água residuária na agricultura, são os agricultores e suas famílias, as pessoas que manejam os produtos cultivados, os consumidores desses produtos e as pessoas que vivem perto dos campos irrigados.

A eliminação dos agentes patogênicos é o principal objetivo do tratamento de água residuária para aproveitamento na agricultura. Assim, as águas residuárias para uso agrícola são classificadas em três categorias: as categorias são A, B, C (Tabela 2.5).

Os parâmetros químicos, mais utilizados para a avaliação da qualidade das águas para irrigação são: condutividade elétrica, razão de adsorção de sódio (RAS) e teor de boro. A condutividade se relaciona com salinização do solo, porque quando em excesso, a salinidade reduz a atividade osmótica da planta. Em relação ao sódio, águas de irrigação com altas concentrações de sódio causam no solo substituição dos íons de cálcio e magnésio, que têm efeitos nutricionais nas plantas, pelos íons de sódio, e provocam problemas na drenagem do solo. A qualidade da água com relação ao Na^+ , é avaliada através da RAS. Com relação ao boro, este é um elemento essencial ao crescimento das plantas, no entanto pode-se acumular no solo até níveis tóxicos às culturas (Ayers e Westcot, 1991).

Na aquicultura, que refere-se ao crescimento de plantas e animais em meio aquático para eventual consumo alimentar do homem e/ou de animais (Silva e Mara, 1979), o risco de contaminação humana através da água residuária bruta, reside em que algumas espécie de peixes são hospedeiros de helmintos como os da espécie *Clonorchis* (tremátodos). A transmissão ocorre quando se consome pescado cru ou mal cozido e os cistos contidos na carne do pescado se incubam no intestino humano. Já a contaminação do alimento por vírus e bactérias ocorre através das escamas, guelras, no líquido intraperitoneal, nas vias digestivas e nos músculos (OMS, 1989). Em Calcutá, Índia, existem mais de 10.000 ha de tanques alimentados com água residuária bruta, o que significa alto risco sanitário (Moscoso e León, 1995). No entanto, existem muitos casos de sucesso de aquicultura com efluentes de lagoas. Silva e Mara (1979) relatam que em Papua, Nova Guiné, desenvolveu-se um sistema combinado de agricultura e aquicultura. Em lagoas de maturação foram criados peixes e patos e o efluente final dessa lagoa

servia para irrigação de culturas de vegetais, desenvolvidos sobre leitos de pedra em lugar do solo. Em casos de efluentes não tratados, Moscoso e León (1995) relataram que em países desenvolvidos utiliza-se a criação de peixes como forma de melhorar a remoção da matéria orgânica, sendo que estes peixes não são destinados a consumo humano direto.

Na indústria, a reutilização de água residuárias é adotada para minimizar os gastos com água, sendo mais comum a utilização dessas águas efluentes no processo de refrigeração, para um outro processo diferente. Também são utilizados os efluentes tratados, mas existem problemas quanto ao desenvolvimento de organismos no limo que se deposita na tubulação e nas torres de resfriamento (Silva e Mara, 1979).

Tabela 2.3 Diretrizes microbiológicas revisadas e recomendadas para águas residuárias tratadas utilizadas na agricultura^a

CATEGORIA	CONDIÇÕES DE REUSO	GRUPO EXPOSTO	TÉCNICA DE IRRIGAÇÃO	NEMATÓIDES INTESTINAIS ^b (MÉDIA ARITMÉTICA N°ovos/ l ^c)	COLIFORMES FECALIS (MÉDIA GEOMÉTRICA N°/100ml ^d)	EXPECTATIVA DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS PARA ALCANÇAR A QUALIDADE MICROBIOLÓGICA EXIGIDA
A	Irrigação irrestrita A1 Para legume e verduras consumidas cruas, campos desportivos, parques públicos, ^e	Trabalhadores, consumidores e o público em geral.	Qualquer	≤0,1 ^f	≤10 ³	Lagoas de estabilização em série bem projetadas, alimentadas com água residuária e reservatórios profundos ou tratamento equivalente (e.g., seguido de tratamento convencional secundário)
B	Irrigação restrita Cultura de cereais, culturas de cereais para indústria, cultura forrageiras de pastos e para arborização ^g	B1 Trabalhadores (mas não crianças ≤15 anos), comunidades próximas.	Irrigação por aspersão	≤1	≤10 ⁵	Retenção em lagoas de estabilização em série, incluindo uma lagoa de maturação ou seqüência de reservatórios profundos ou tratamento equivalente (e.g., tratamento convencional secundário complementado por outras lagoas de polimento ou filtração) Como para a categoria A Como para a categoria A
		B2 como B1	Inundação/sulco no solo.	≤1	≤10 ³	
		B3 trabalhadores incluindo crianças < 15 anos, comunidades próximas	qualquer	≤0,1	≤10 ³	
C	Irrigação localizada de culturas na categoria B se não ocorrer a exposição de trabalhadores e público	Nenhum	Gotejamento, gotejador ou borbulhador	Não aplicável	Não aplicável	Pré tratamento como requer a tecnologia de irrigação, mas com sedimentação primária.

Fonte: Blumenthal *et al.* (2000)

- ^a Em casos específicos, os fatores epidemiológicos, socioculturais e ambientais locais devem ser levados em conta e, conseqüentemente, as recomendações modificadas.
- ^b Espécies de *Áscaris*, *Trichuris*, *Necatos* e *Ancilóstomo*, a recomendação tem a intenção de proteger dos ricos de cistos de protozoários parasitas.
- ^c Durante a irrigação (se a água residuária é tratada com lagoas de estabilização ou reservatórios profundos, e foram projetados para alcançar estes números de helmintos, então o monitoramento rotineiro não se faz necessário).
- ^d Durante o período de irrigação (a contagem de coliformes devem ser preferencialmente realizadas semanalmente, ou pelo menos uma vez por mês).
- ^e O limite recomendável mais restritivo (≤ 200 coliformes fecais/ 100ml) é adequado para parques públicos e jardins de hotéis, nos quais o público tem contato direto.
- ^f O limite recomendado pode ser aumentado para ≤ 1 ovo/l se as condições ambientais são quentes e secas e se usa a irrigação superficial, ou se o tratamento de água residuária é suplementado com campanhas para tratamento com helmintos.
- ^g No caso de árvores frutíferas, a irrigação deve ocorrer duas semanas antes das frutas serem colhidas, e nenhuma fruta caída no chão deve ser colhida. Irrigação por aspersão não deve ser utilizada.

3.0 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Descrição do Sistema

Os sistemas de lagoas de estabilização monitorados estão localizados nos municípios de Campina Grande e Monteiro, ambos no estado da Paraíba.

3.1.1 Aspectos gerais do município de Campina Grande

Campina Grande, em termos de desenvolvimento econômico e social, é a segunda maior cidade da Paraíba depois da capital João Pessoa. Está situada no chamado Agreste da Borborema nas coordenadas 7°13'11" ao sul e 35°52'31" a oeste a 550m acima do nível do mar (Figuras 3.1 e 3.2). O clima é quente e úmido apresentando chuvas de março a agosto (denominado inverno) e estiagem de setembro a fevereiro (denominado verão) (Koppen, 1948 *apud* GEP, 1987). As temperaturas médias variam de 17°C a 30°C e a pluviosidade média é de 802,70mm (INMET, 1992), valor este correspondente aos últimos 30 anos, iniciados em 1961. Os dados meteorológicos mais detalhados referentes ao período de 1961 a 1990 são apresentados na Tabela 3.1.

A cidade de Campina Grande situa-se na bacia do Rio Paraíba, na sub-bacia do Médio Paraíba (IBGE, 1999). Esta separa as áreas das águas fluviais, dos afluentes do Rio Paraíba do Norte (nas direções sul e sudeste) dos afluentes do Rio Mamanguape (direções norte e nordeste).

A vegetação predominante (Brasil, 1972) é do tipo floresta caducifólia, que apresenta-se com porte arbóreo (8-10m) do tipo clara, pouco densa, com árvores muito ramificadas, apresentando estrato arbustivo. Todas essas formas de vegetação apresentam-se hoje bastante modificadas pelas interferências antropogênicas.

Os solos da região são do tipo solonetz solodizado textura média, vertissolo, regossolo distrófico, solos litólicos eutróficos (Carvalho, 1982).

3.1.2 ETE de Campina Grande

Em 1940, Campina Grande já era beneficiada com rede coletora de esgotos sanitários e uma ETE. Desde esse período até 1969, quando foi proposta a instalação de uma nova ETE, houve um grande crescimento urbano, assim como a introdução de indústrias (Sanesa, 1969). A nova ETE foi projetada para atuar em duas etapas: a primeira teria capacidade para depurar os efluentes da cidade até 1980, com uma população estimada de 210.000 habitantes; na segunda etapa haveria uma duplicação da capacidade da primeira ETE. De acordo com os dados preliminares do IBGE (2000), a população atual residente na zona rural é de 17.843 habitantes e na zona urbana de 336.681 habitantes, e portanto não é compatível com a população referida no projeto. O número atual de ligações de água é de 90.616 e as de esgoto em torno de 50.609 (CAGEPA, 2001¹).

O sistema de tratamento é constituído de pré tratamento (grade, caixa de areia, calha Parshal) e tratamento biológico por lagoas em série, projetadas para funcionarem com aeração mecânica. Atualmente o sistema de aeração está desativado. A forma das lagoas da ETE de Campina Grande é retangular com os vértices arredondados e os taludes estão revestidos com pedras. O coroamento é composto pela associação de terra mais brita (Figura 3.3). A Tabela 3.2 mostra as características físicas e operacionais dessa ETE,

3.1.3 Aspectos gerais do município de Monteiro

O município de Monteiro está situado na zona fisiográfica dos Cariris Velhos, com coordenadas 7° 88' 69" ao sul e 37° 12' 50" oeste a 590m acima do nível do mar (Figuras 3.1 e 3.2). O clima é semi-árido quente, com precipitações pluviométricas baixas (valores médios de 838,60mm, 1961-1990) e uma estação seca que pode se estender por 11 meses (Köppen, 1948 *apud* GEP, 1987; INMET 1992). As temperaturas médias variam de 18°C a 30°C.

A vegetação identificada na área corresponde a caatinga hiperxerófila, que compreende as formações xerófilas lenhosas, em geral espinhosas entremeadas de plantas suculentas, com tapete herbáceo estacional. As principais características são as

folhas pequenas (Brasil, 1972). O solo é do tipo podzólico vermelho amarelo, textura média cascalhenta, bruno não cálcico, solos litólicos eutróficos (Carvalho, 1982).

3.1.4 ETE de Monteiro

O projeto de lagoas de estabilização para o município de Monteiro está datado em 1986. Foi pensado para atuar em duas etapas: a primeira, para uma população urbana de 10.000 habitantes e a segunda de 15.000 habitantes, tendo-se em vista a expansão do município. O IBGE (2000) declara uma população residente na zona rural na ordem de 11.012 e na zona urbana de 16.673 habitantes. Desta forma a população urbana atual não é condizente com a população prevista no projeto, estando então subdimensionada. O número de ligações de água atualmente em funcionamento é de 6.081 e as de esgotos é de 4.538 (CAGEPA, 2001¹).

O sistema de lagoas de estabilização de Monteiro é constituído por dois módulos em paralelo e cada um deles contempla o tratamento preliminar (grade, caixa de areia, calha Parshal) e duas séries de lagoas de estabilização: a primeira anaeróbia seguida de uma facultativa (Figura 3.4). Essas lagoas são retangulares, com taludes formados em placas pré moldadas de cimento e com coroamento de brita.

A Tabela 3.1 apresenta as características físicas e operacionais desta ETE.

Tabela 3.1 – Características físicas e operacionais das lagoas de estabilização da ETE de Campina Grande e Monteiro – PB.

Componentes	Campina Grande				Monteiro			
	Lagoa anaeróbia		Lagoa facultativa		Lagoa anaeróbia		Lagoa facultativa	
	Projeto	Real	Projeto	Real	Projeto	Real	Projeto	Real
Comprimento (m)	140		140		29		113,0	
Largura (m)	110		110		14,50		29,0	
Profundidade (m)	3,5		3,5		3,70		2,20	
Área (m ²)	15.400		15.400		420,5		1556,0	
Volume (m ³)	53.900		53.900		1.556		7.209	
Vazão (l/s)		*350						
TDH (dias)	*3,5	*1,6	-	-	1,3	-	6,0	
λ_v (g/m ³ d)					193		-	
λ_s (Kg/ha.d)					-		275	
Percapita (l/hab dia)	250		250		160		160	

Fontes : SANESA (1969); Mendonça (1986)

*Dados fornecidos pela CAGEPA (2001²)

3.2 Alimentação dos sistemas

3.2.1 Campina Grande

Os esgotos da cidade de Campina Grande chegam à estação por gravidade, através de dois interceptores, denominados Depuradora e Bodocongó. O interceptor da Depuradora conduz os esgotos das bacias nordeste, sudoeste e central e o de Bodocongó os esgotos da bacia oeste e leste da cidade. A bacia nordeste abrange os bairros de Lauritzen, Alto Branco, Santo Antônio, José Tavares, Conceição e Palmeira. Já Sudoeste engloba os bairros Catolé, Tambor, parte da liberdade, Paulistano, Itararé, Sandra Cavalcanti, Distrito Industrial e Aeroporto. A bacia Central os bairros incluídos são os da Prata, Centro, Bela Vista, Parte da Liberdade, Parte do Quarenta, São José, parte do Centenário, Estação Velha. A bacia oeste abrange os bairros de Monte Santo, Jeremias, Araxá, Universidade, Bodocongó, Dinamérica, Pedregal, Parque Centenário, Santa Rosa, parte do Quarenta, Cruzeiro, Santa Cruz, Presidente Médice, Malvinas e Três Irmãs e a bacia Leste inclui os bairros José Pinheiro, Monte Castelo, Nova Brasília (CAGEPA, 2001³).

O efluente da ETE é lançado no rio Bodocongó.

3.2.2 Monteiro

O sistema de Monteiro foi projetado para receber a vazão de toda a rede coletora. A cidade é esgotada através de três coletores tronco para uma estação elevatória, de onde os esgotos são recalcados para a ETE, que possui um poço úmido onde chegam os esgotos e um poço seco no qual se encontram instalados os conjuntos elevatórios.

O efluente da lagoa facultativa, conforme mostra o projeto da estação de tratamento, seria lançado no Rio do Meio, a 2km a jusante do município de Monteiro, entretanto, o rio foi represado formando um açude, que funciona como corpo receptor desse efluente final.

3.3 Monitoração dos sistemas

Os dois sistemas foram monitorados mensalmente no período de agosto de 2000 a agosto de 2001, com coletas nos pontos denominados esgoto bruto (EB) e efluente final (EF). As coletas eram realizadas às quintas feiras e, na medida do possível, sempre no mesmo horário, no entanto não foi possível realizar todas as coletas planejadas por problemas operacionais nas ETE'S.

Vale salientar que a monitoração do sistema, não coincidiu com o período de racionamento de água determinado pela órgãos competentes, visto que o primeiro teve início no mês de outubro de 1998 e o último teve início no mês de setembro de 2001(Divisão de Manutenção- CAGEPA).

3.4 Procedimentos analíticos

Para a avaliação do desempenho dos sistemas foram analisados parâmetros físicos, químicos e microbiológicos nos afluentes e efluentes. Estes e os procedimentos analíticos são apresentados Tabela 3.2.

As amostras foram analisadas no Laboratório de Saneamento do Departamento de Engenharia Civil Campus II UFPB (Campina Grande-PB), obedecendo às recomendações quanto à integridade das amostras, a sua preservação e prazo para a realização das análises.

3.5 Procedimento de coleta

Para as análises físicas, químicas, algológicas (clorofila "a", identificação e contagem de algas) e enumeração de ovos de helmintos as amostras foram coletadas em frascos plásticos não esterilizados tipo PET de 2 litros e acondicionadas em recipientes isolantes (caixa isopor) até chegar ao laboratório onde eram imediatamente processadas.

Para a determinação do OD as amostras eram coletadas nos frascos de DBO e imediatamente procedia-se à fixação do oxigênio dissolvido com alcali-iodeto- azida e sulfato manganoso

Para as análises microbiológicas, foram utilizados frascos de vidro âmbar de boca larga protegida com papel metálico, com capacidade para 1 litro previamente esterilizados a 170°C em estufa durante 2 horas. As amostras após coletadas eram

Tabela 3.2 - Parâmetros analisados e métodos empregados

PARÂMETRO	UNIDADES	MÉTODO	REFERÊNCIA
Temperatura	°C	Termômetro de filamento de mercúrio, marca INCOTHERM, com escala externa de temperatura variando de 10°C a 60°C	APHA <i>et al.</i> , 1995
pH		Potenciométrico, utilizando o pH-metro, marca ORION RESEARCH, mod. AS 210, com precisão de 10 ⁻² unidades de pH.	APHA <i>et al.</i> , 1995
Condutividade elétrica	µmho/cm	Resistência elétrica utilizando o condutivímetro marca ANALYSER, mod. 600.	APHA <i>et al.</i> , 1995
Sódio	mgNa/l	Fotométrico, utilizando fotômetro de chama, marca ANALYSER, modelo 910 NR	APHA <i>et al.</i> , 1995
Potássio	mgK/l	Fotométrico, com fotômetro de chama, marca ANALYSER, modelo 910 NR	APHA <i>et al.</i> , 1995
Oxigênio Dissolvido	mg/l	Titulométrico de Winkler, modificação azida	APHA <i>et al.</i> , 1995
Cloretos	mgCl/l	Argentométrico	APHA <i>et al.</i> , 1995
DBO ₅	mgO ₂ /l	Frascos padrões de DBO	APHA <i>et al.</i> , 1995
DQO	mgO ₂ /l	Refluxação fechada do dicromato de potássio; utilizando o bloco de digestão PRI-BLOCK DB-3H	Alabaster Mills, 1989
Sólidos Totais	mg/l	Gravimétrico, utilizando cápsulas de porcelana e balança analítica marca OHAUS- As200 (precisão de 10 ⁻⁴ g)	APHA <i>et al.</i> , 1995
SS	mg/l	Gravimétrico, utilizando papéis de filtro em fibra de vidro SCHLEICHER & SCHUELL GF 52-C (Ø7.00± 0.05CM) e balança analítica marca OHAUS- As200 (precisão de 10 ⁻⁴ g)	APHA <i>et al.</i> , 1995
Amônia	mgNH ₃ /l	Nesslerização Direta com leituras espectrofotométricas à 450 nm, marca COLEMAN, modelo SP 395-D (Digital UV- VIS)	APHA <i>et al.</i> , 1995
Fósforo total	mgP/l	Espectrofotométrico do ácido ascórbico com pré digestão pelo persulfato de amônio e leituras em espectrofotômetro à 880 nm, marca COLEMAN SP, modelo 395-D (Digital UV- VIS)	APHA <i>et al.</i> , 1995
Ortofósforo solúvel	mgP/l	Espectrofotométrico do ácido ascórbico e leituras em espectrofotômetro à 880 nm, marca COLEMAN SP, modelo 395-D (Digital UV- VIS).	APHA <i>et al.</i> , 1995
Coliformes Fecais	UFC/100ml	Membrana filtrante (filtros de éster de celulose com poros de 0,45 µm), utilizando meio mFC da Difco, incubados a 44,5°C durante 24 horas	APHA <i>et al.</i> , 1995
Helmintos	Ovos/l	Sedimentação por 24h e identificação em microscópio óptico, marca NIKON.	WHO, 1989 e Konig, 2001
Clorofila "a"	µg/l	Filtração em papéis de filtro em fibra de vidro GF 52-c, extração da clorofila "a" à quente com metanol 100%, e leituras em espectrofotômetro à 665 nm e 775 nm, marca COLEMAN, modelo SP 395-D (Digital UV- VIS)	JONES, 1979

conservadas em recipientes isolantes (caixas de isopor) com gelo, até o momento da análise, que não excedeu as 4 horas após a coleta. Todos os recipientes foram devidamente identificados com o nome da amostra, local, data e hora de coleta.

No campo, logo após cada coleta, foi feita a medição da temperatura mergulhando-se o termômetro na amostra destinada para as análises físicas e químicas.

3.6 Análises estatísticas

A análise dos dados foi feita utilizando-se da estatística descritiva para obtenção da média, o valor mínimo e máximo para indicar a dispersão ocorrida. Para avaliar a correlação dos dados do esgoto bruto e do efluente foi utilizado o programa SPSS for Windows e para verificar a existência ou não de diferenças significativas entre o esgoto bruto e o efluente foi utilizado o Test-t, para um nível de significância de 5%.

Microregiões Geográficas do Estado da Paraíba

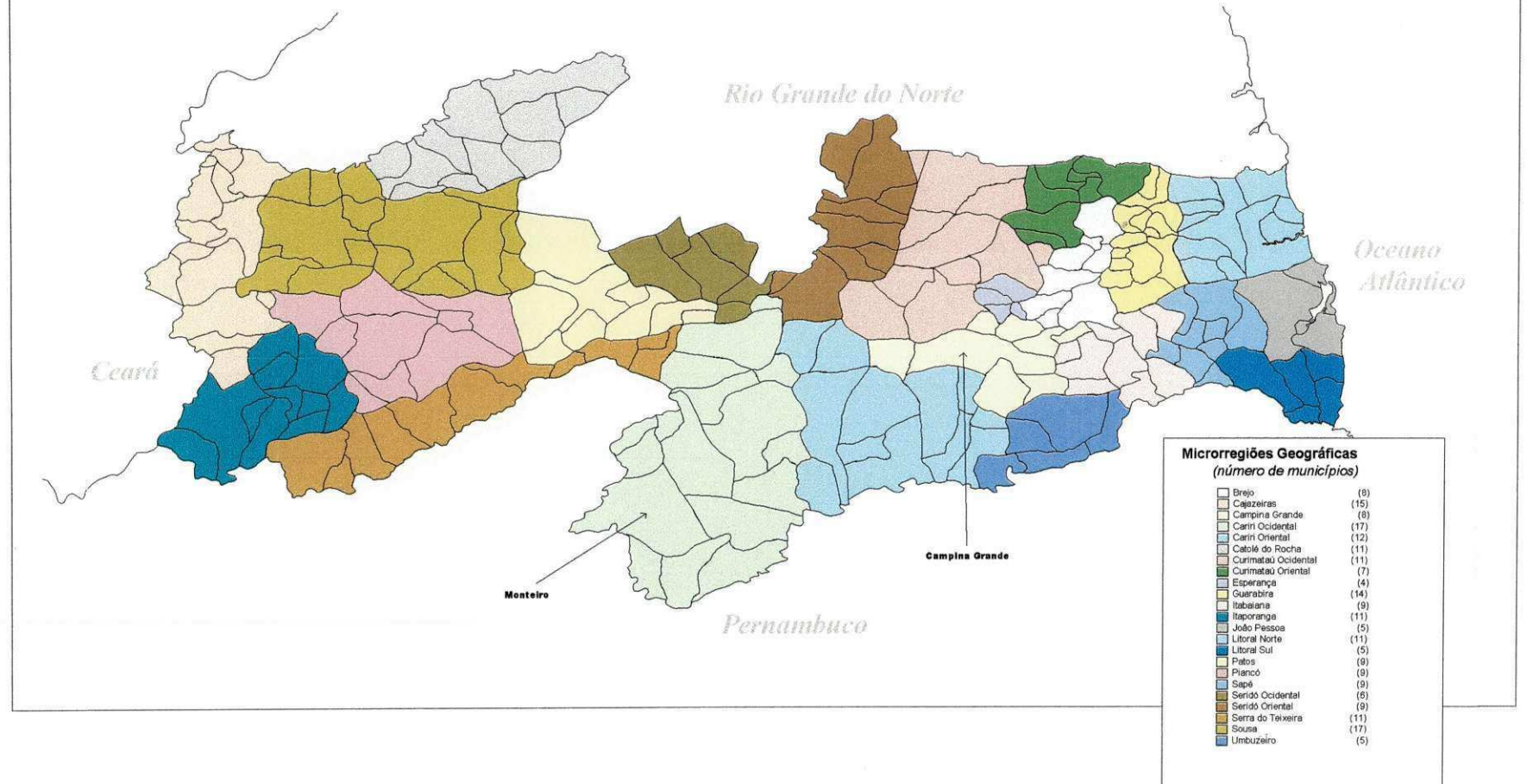


Figura 3.1 Microregiões geográficas do Estado da Paraíba
 Fonte: LMRS- PB (2001)

Microregiões Homogêneas do Estado da Paraíba

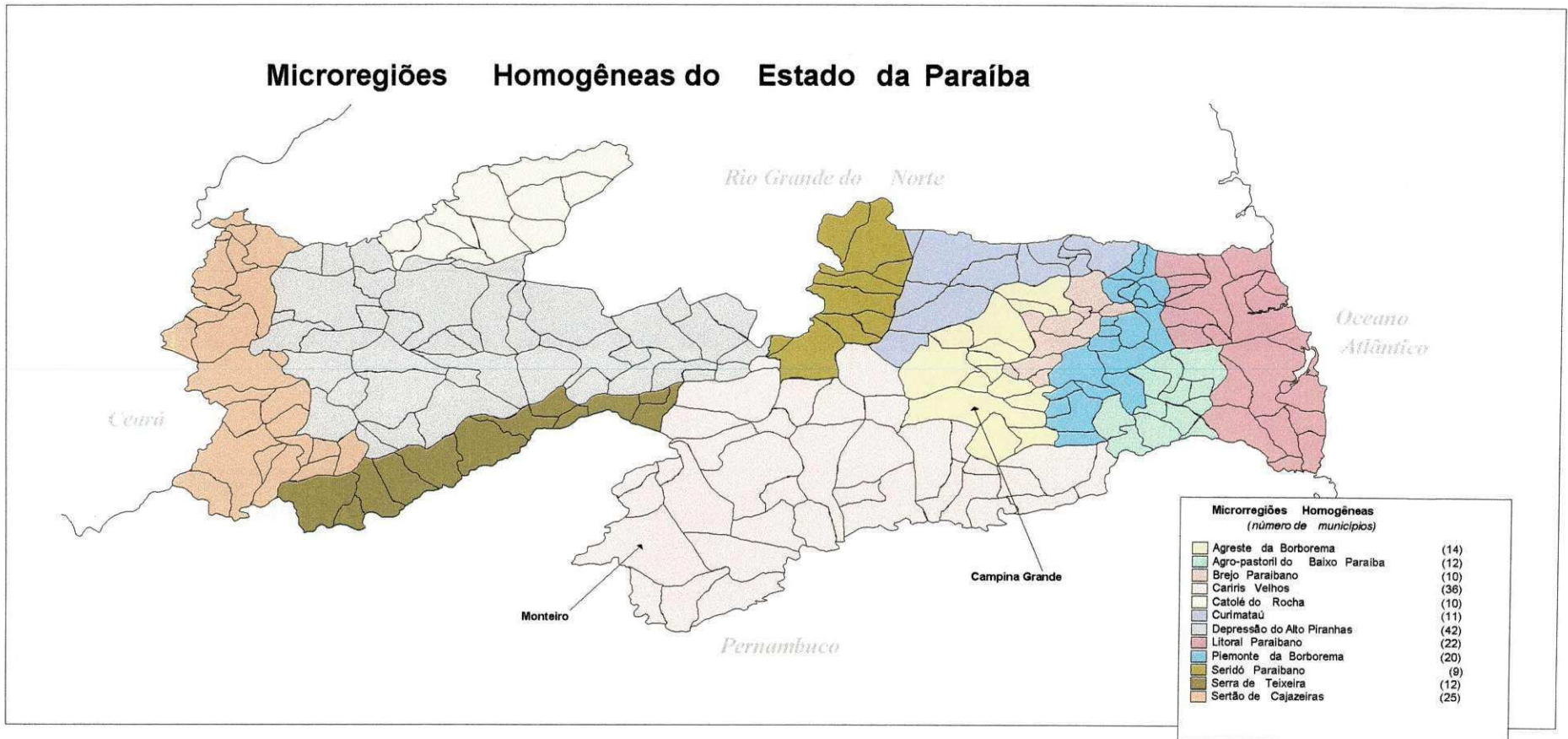


Figura 3.2 Microregiões homogêneas do estado da Paraíba
 Fonte: LMRS- PB (2001)

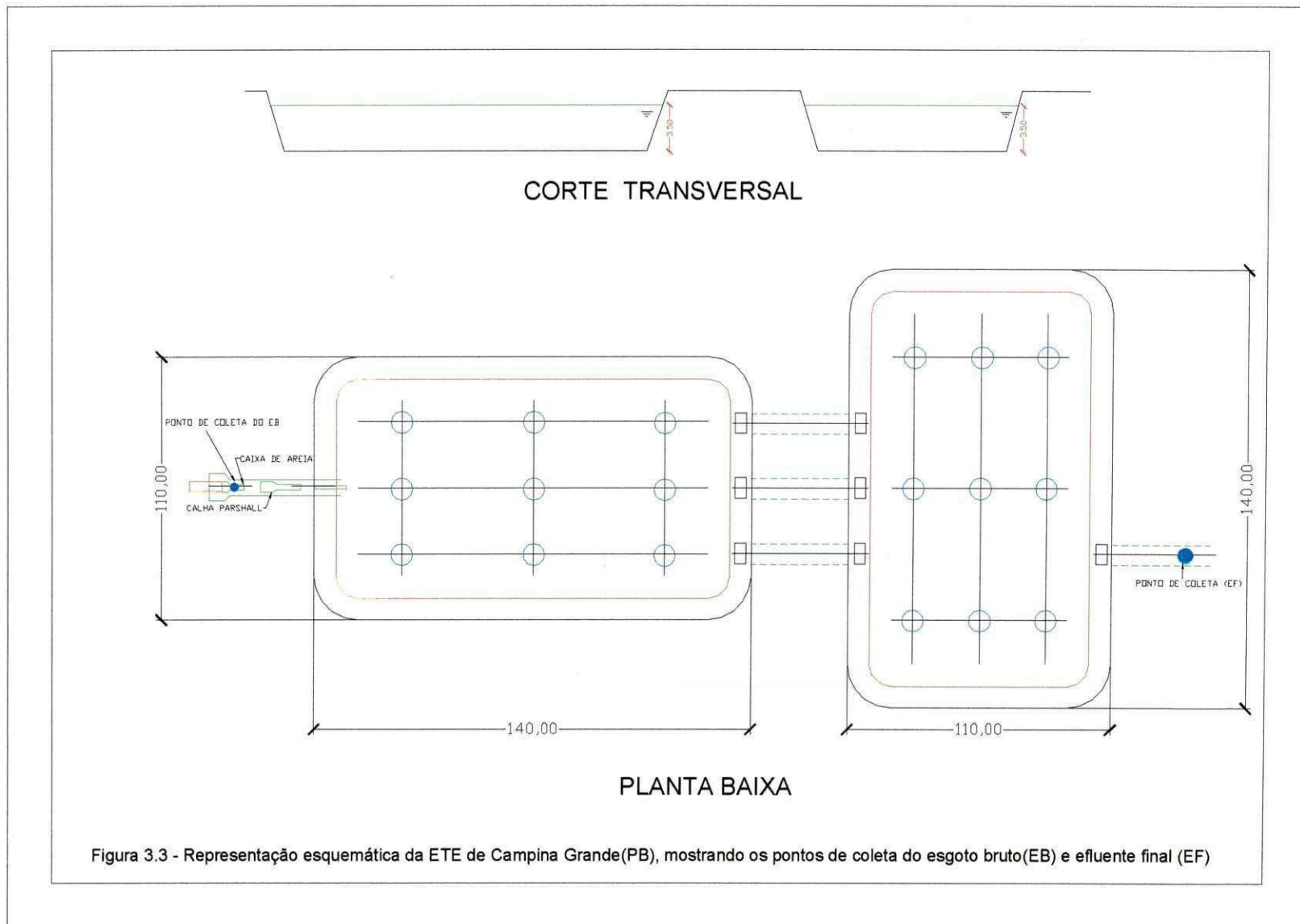


Figura 3.3 - Representação esquemática da ETE de Campina Grande(PB), mostrando os pontos de coleta do esgoto bruto(EB) e efluente final (EF)

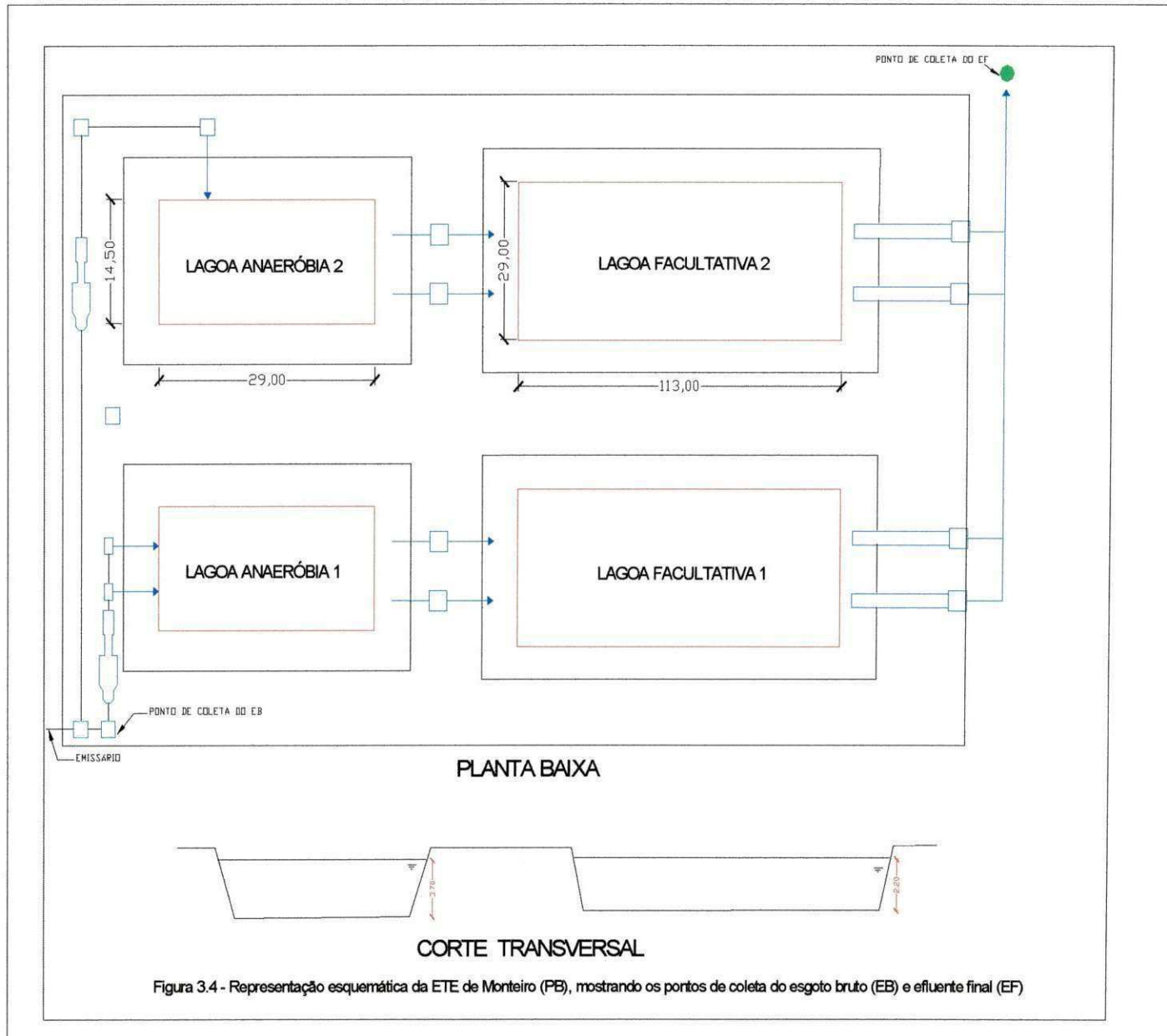


Figura 3.4 - Representação esquemática da ETE de Monteiro (PB), mostrando os pontos de coleta do esgoto bruto (EB) e efluente final (EF)

4.0 APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

4.1 Apresentação dos dados climatológicos nas regiões das ETE's de Campina Grande e Monteiro - (PB).

As Figuras 4.1 e 4.2 mostram o comportamento dos dados climatológicos de pluviosidade, insolação, evaporação e umidade relativa nos municípios de Campina Grande e Monteiro no período de 1961 a 1990 bem como a precipitação pluviométrica no período experimental (agosto de 2000 a agosto de 2001). O critério utilizado para definir o início e o final das épocas de chuva e seca, nos municípios de Campina Grande e Monteiro, foi baseado na classificação climática de Koeppen (1948) *apud* GEP (1987) que usa principalmente dois critérios : precipitação e temperatura. No entanto, como se verificou 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 de chuvas, em cada município, através do mês onde se verificava a transição brusca na precipitação, aproximadamente duas vezes, ou para mais o para menos, comparada com leitura do mês anterior.

Pela distribuição mensal dos últimos 30 anos, observou-se que a intensidade de chuvas ao longo dos anos nos dois municípios é complementemente diferente, com as chuvas se concentrando no período de maio e setembro em Campina Grande e entre janeiro e maio em Monteiro. Também pode-se observar que nos últimos 30 anos as chuvas foram mais abundantes em Monteiro, com um total anual de 838,60mm e de 802,70 mm em Campina Grande. Estes resultados não refletem a realidade atual: em Monteiro a pluviosidade foi de 793,10mm para 2000 e de 556,7mm para 2001, chegando a apresentar ausência de precipitação, nos meses de outubro de 2000 e maio de 2001. Em Campina Grande, a pluviosidade total anual para 2000 foi de 1.365,1mm diminuindo para 743,5 mm em 2001, ou seja as médias anuais em Campina Grande foram superiores as de Monteiro. Quando se compara estas médias pluviométricas mensais de 30 anos com as médias mensais encontradas no período experimental (Figura 4.1 “a” e 4.1 “b”; 4.2 “a” e 4.2 “b”) tem-se mais uma indicação que o padrão de 30 anos não

ocorreu, visto que houve uma alternância de chuvas no período atual (com precipitação e sem precipitação) naquele período considerado chuvoso.

O município de Monteiro tem sido alvo de desmatamento intensificando o fenômeno de desertificação (Quintans, 2002 *apud* Suene H., 2002), o que certamente contribui para modificação dos padrões de precipitação.

Com relação aos demais parâmetros meteorológicos, observa-se que para os dados de 30 anos, as chuvas reduzem a evaporação para 50mm/mês (Figura 4.1 e 4.2 “d”), elevam discretamente a umidade relativa do ar para próximo de 91% em Campina Grande e 80% em Monteiro. As nuvens carregadas com chuva reduzem a insolação (Fig 4.1 e 4.2 “e”).

Na época de estiagem, o clima se caracterizou por intensa evaporação, com valores máximos em dezembro (até 165mm/mês) para Campina Grande e (272,5 mm/mês) para Monteiro. Nos dois municípios, as maiores insolações no período da seca também interferiram na umidade relativa do ar, reduzindo-a. Este fato pode ser verificado especialmente nos meses de novembro em Campina Grande, onde os valores de umidade do ar chegaram a 70% e no município de Monteiro no mês de dezembro, a redução foi de até 60% (Figuras 4.1e; 4.2 e).

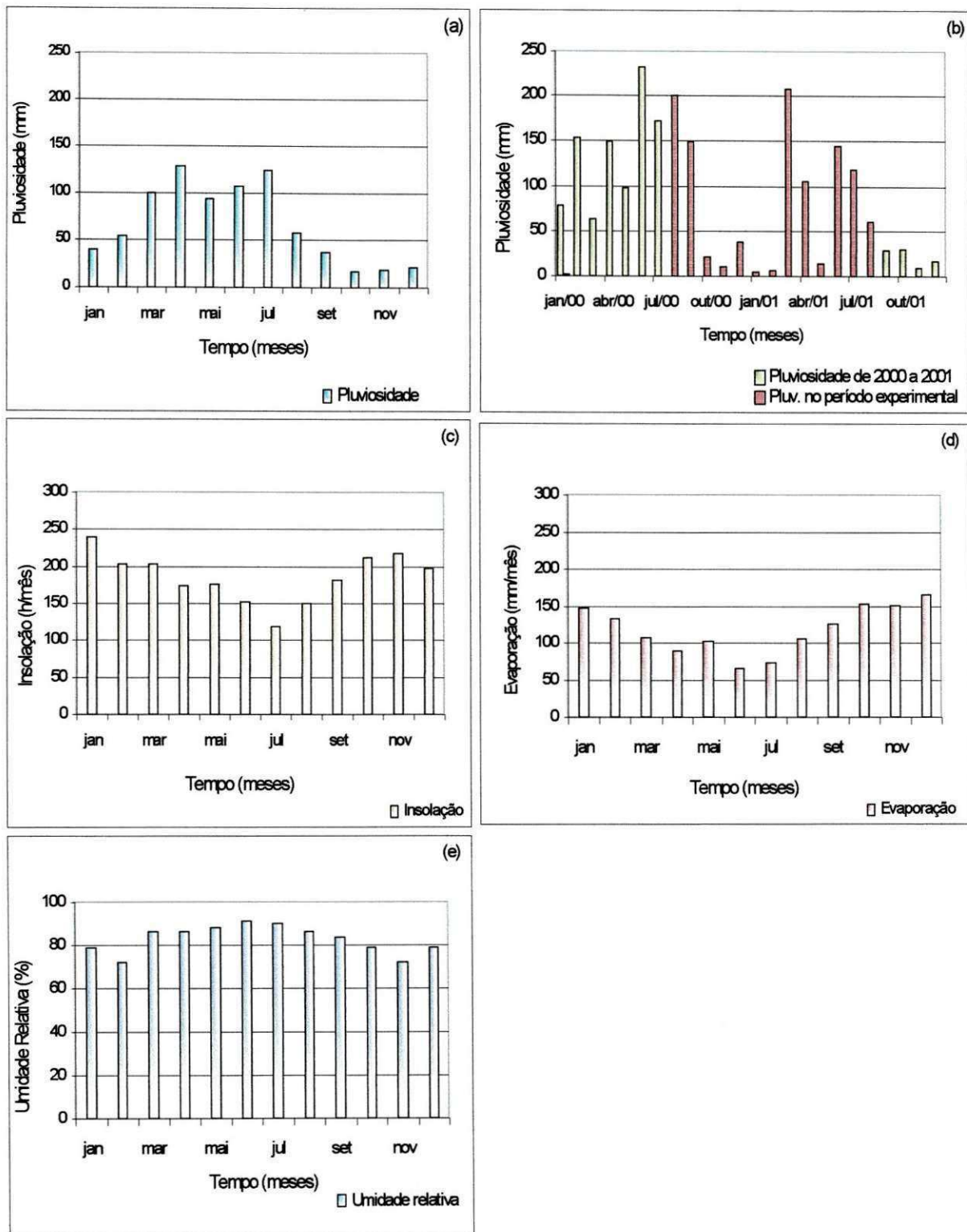


Figura 4.1 Dados de pluviosidade (a), insolação (c), evaporação (d), umidade relativa (e) do período de 1961 a 1990 e dados de pluviosidade (b) do período de janeiro de 2000 a janeiro de 2001, enquadrando também o período experimental de agosto de 2000 a agosto de 2001 para o município de Campina Grande (PB).

Fonte : INMET (1992) e LMRS (2000)

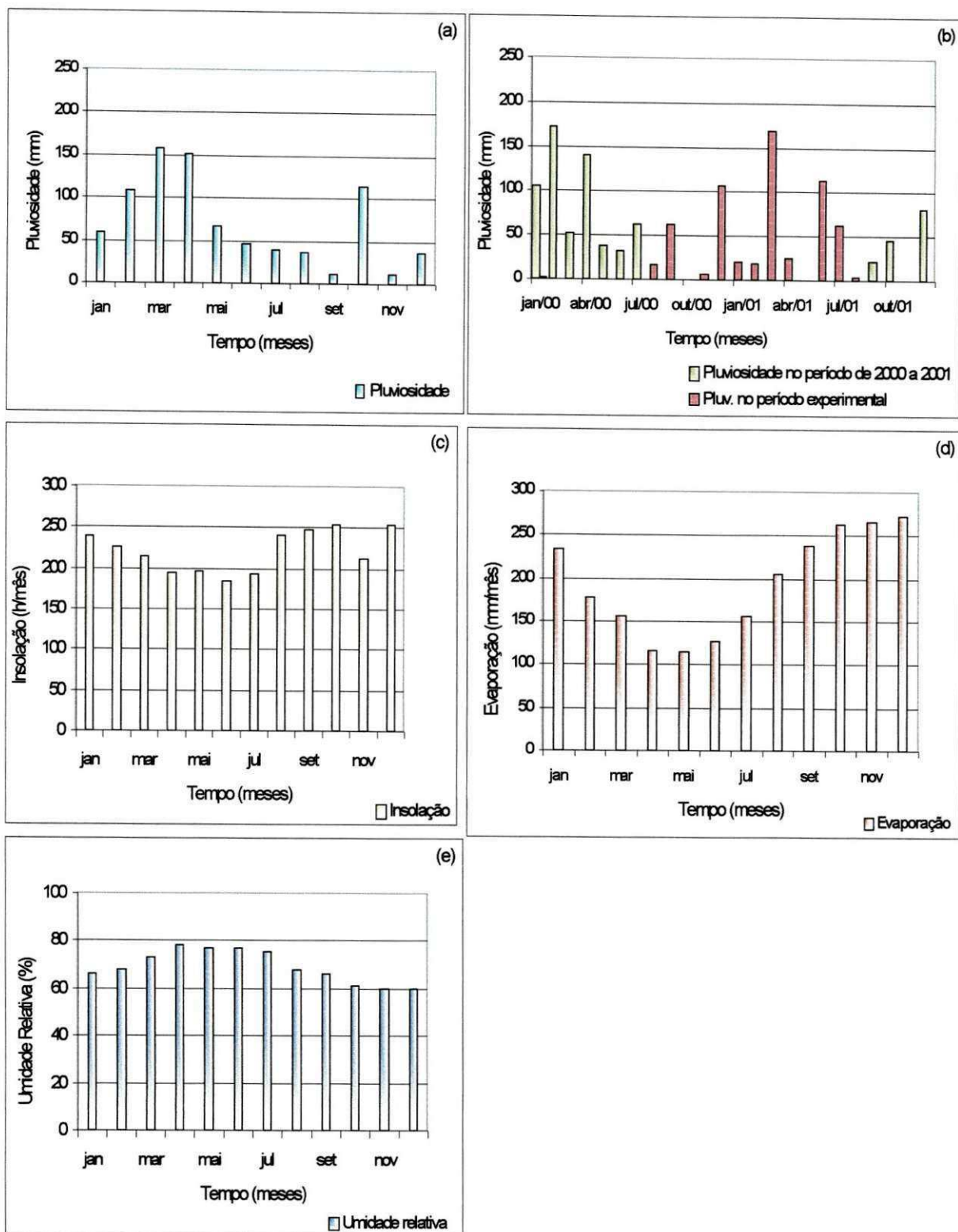


figura 4.2 Dados de pluviosidade (a), insolação (c), evaporação (d), umidade relativa (e) do período de 1961 a 1990 e dados de pluviosidade (b) do período de janeiro de 2000 a janeiro de 2001, enquadrando também o período experimental de agosto de 2000 a agosto de 2001 para o município de Monteiro (PB).

Fonte : INMET (1992) e LMRS (2000).

4.2 Apresentação e análise dos dados obtidos na monitoração do esgoto bruto e efluente nas ETE's de Campina Grande (PB) e Monteiro (PB).

A Tabela 4.1 apresenta as médias e as faixas de variação no esgoto bruto e efluente final das duas ETE's. As Figuras 4.3 a 4.7 apresentam as variações temporais dos diferentes parâmetros no mesmo período.

4.2.1 Temperatura

A temperatura média do esgoto bruto e do efluente final da ETE de Campina Grande foi de 27°C com valores mínimos e máximos no EB de 24°C e 26°C e no EF de 26 e 29°C (Figura 4.3 a). Não foram observadas alterações da temperatura nos períodos de seca e de chuva.

No esgoto bruto e no efluente final da ETE de Monteiro (Figura 4.3 b) as temperaturas médias oscilaram entre 24°C e 35°C, com mínimos de 26°C no esgoto bruto e 24°C no efluente, os máximos foram de 34°C e 35°C no esgoto bruto e efluente respectivamente. As temperaturas mais elevadas ocorreram nos meses de novembro de 2000 (32°C para o EB e 26°C para o EF) e janeiro de 2001 (34°C para EB e 26°C para EF), ou seja no período do verão. As temperaturas mais baixas ocorreram nos meses de maio de 2001 (28°C para o EB e 27°C para o EF) a julho de 2001 (26°C para EB e 25 para EF), referente ao período chuvoso. Pode ser dito que, as temperaturas do EB e do EF sofreram alguma influência da temperatura ambiental e da precipitação pluviométrica que, em junho, atingiu 112,6mm (Figura 4.2 "b").

4.2.2 pH

O esgoto bruto da ETE de Campina Grande e o da ETE de Monteiro foi básico com valor máximo pontual de 7,9 em Campina Grande e 8,5 em Monteiro, passando à neutralidade na medida que aproximava-se a estação chuvosa. O decréscimo no valor de pH nas duas estações ocorreu até maio de 2001 quando houve aumentos, porém ficaram abaixo de 8 (Figuras 4.3 c e 4.3 d).

O comportamento do pH no efluente final de Campina Grande e Monteiro também sofreu alguma influencia do clima da região, visto que ao se aproximar o

período chuvoso, o pH teve um decaimento em relação ao período seco, voltando a apresentar um crescimento no mês de julho de 2001.

Os valores de pH nos efluentes finais das duas ETE'S foram sempre superiores às do esgoto bruto, e relacionados ao processo fotossintético que nos horários de luz intensa, entre 10 a 16 horas, remove o dióxido de carbono com maior velocidade do que o suprido pela atividade bacteriana. Então o gás carbônico necessário para a fotossíntese das algas, é fornecido pela dissociação do íon bicarbonato que ao ser liberado produz os íons hidroxila, responsáveis pelo aumento de pH (Konig *et al.*,1991).

4.2.3 Oxigênio dissolvido

No esgoto bruto, não foram registrados valores de oxigênio dissolvido nas ETE'S em estudo, pela sua elevada septicidade. Florentino (1993) encontrou valores de até 5,60 mg/l no esgoto bruto da ETE de Campina Grande, atribuindo-os à turbulência da água residuária dentro da rede coletora.

A concentração de OD no efluente da ETE de Campina Grande, variou de 0 a 12,1mg/l e no efluente da ETE Monteiro foi de 0 a 13,9mg/l (Tabela 4.1). Os valores nulos de OD no efluente final encontrados na ETE de Campina Grande, coincidiram com os períodos chuvosos (agosto 2000, junho e julho 2001). Provavelmente, a chuva desestabilizou a camada de algas junto à superfície, que se redistribuíram pela massa líquida; também com a chuva houve menor radiação solar fotossintética ativa e mesmo havendo uma considerável biomassa algal no mês de julho (101,0 µg/l), essa radiação não estimulou a produção de OD. Este fenômeno da redistribuição das algas na massa líquida em função da chuva, também foi observado por Ceballos *et al.* (1997) na coluna d'água da lagoa facultativa primária na ETE de Sapé. As altas concentrações de OD foram associadas a presença de biomassa algal . Apenas nos meses de junho a agosto de 2001 as algas estiveram presentes no efluente final, porém não geraram OD para elevar a concentração no mesmo (Figura 4.3 e), ou seja o OD produzido não foi suficiente para suprir a demanda bacteriana. No efluente final da ETE de Monteiro, o OD sempre esteve presente com exceção do mês de novembro de 2000 onde valor apresentou-se nulo (Figura 4.3 f). Deve-se lembrar que a concentração de OD e a biomassa algal do efluente estão fortemente influenciadas pelo ciclo nictemeral da coluna de água e do

efluente e portanto, seus valores nas amostras dependem da hora de coleta das mesmas (Ceballos, et al.,1997).

4.2.4 Clorofila “a”

Os valores de clorofila “a” no efluente final da ETE de Campina Grande, flutuaram entre 0 e 200µg/l, com um valor médio de 60,5µg/l. König *et al.* (1991) verificaram concentração máxima de 423,2µg/l na ETE de Guarabira (PB), considerada baixa para lagoas facultativas tratando esgoto doméstico na região nordeste. Na ETE de Campina Grande, essa pequena biomassa de algas, se deve em parte, à profundidade elevada da lagoa (3,5m). Esse parâmetro de projeto, não estabelece condições propícias para o desenvolvimento de algas. Apenas no período chuvoso de março a julho de 2001, observou-se elevada biomassa algal no efluente. Talvez, neste período as condições de insolação foram melhores e a turbidez menor, propiciando uma maior penetração da luz solar que, por sua vez, favoreceu o desenvolvimento das algas. As chuvas também promoveram uma diluição dos esgotos, propiciando um ambiente com concentrações de nutrientes menores amenizando os problemas relacionados com a toxidez de alguns compostos favorecendo o estabelecimento da população destes organismos autótrofos.

Na ETE de Monteiro foi constatado valores entre 18,6 e 4.461µg/l com média de 1.652,2 µg/l (Figura 4.3 h). Estudos realizados por Ceballos *et al.* (1987) na ETE de Sapé (PB), foram constatados valores de até 2.123µg/l, considerados elevados. Na ETE de Monteiro a concentração de biomassa algal elevada foi resultado do intenso crescimento de algas adaptadas a ambientes hipereutróficos, como são as lagoas deste sistema. Mara *et al.* (1992) mencionam valores entre 500 a 2000µg/l como comuns nos efluentes de lagoas facultativas. Esta faixa foi evidenciada em estudos realizados por Nogueira (1999) na ETE do Parque Fluminense (CE), onde foram encontrados valores entre 861 e 1792,4 µg/l.

Foram feitos estudos sobre a diversidade de espécies nas duas ETE’s, de agosto de 2000 a novembro de 2000, havendo predominância de Chlorophyta na ETE de Campina Grande e de cianobactérias do gênero *Microcystis* spp. na ETE de Monteiro.

4.2.5 Condutividade elétrica, cloreto, sódio e potássio

Os valores médios da CE nos EB's das ETE's de Campina Grande e Monteiro (Tabela 4.1) foram de 1.636 e 1688 $\mu\text{mho/cm}$ e no EF's foram de 1312 e 1600 $\mu\text{mho/cm}$, respectivamente.

Dentre os íons analisados e responsáveis pela CE elevada, são citados cloreto, sódio e potássio. No EB de Campina Grande, a concentração total desses sais analisados foi de 553mg/l, e desse valor, em torno de 56% correspondeu ao íon cloreto, 39% ao sódio e 5% ao potássio.

No EB de Monteiro, a concentração total de sais foi de 543 mg/l, e as percentagens foram: 52% de cloreto, 41% de sódio e 7% de potássio.

Nas duas ETE's, cloreto e sódio, foram os de maiores concentrações, possivelmente pelos altos valores desses íons na água de abastecimento.

4.2.6 Sólidos totais, sólidos suspensos e frações

No EB de Campina Grande os valores médios foram de 1337mg/l, 830mg/l e 507mg/l para ST, STF e STV respectivamente. Dentre os ST, 62% corresponderam aos STF. Leite *et al.* (1999) apresentaram valores médios de 60% de sólidos totais fixos no EB de Campina Grande e eles atribuíram essa percentagem a descargas clandestinas nos emissários. A remoção dessas frações no efluente foi mais significativa nos meses de agosto a outubro de 2000, como mostram as Figuras 4.5 "c".

Os sólidos suspensos desse EB apresentaram valores médios de 244,71 e 173mg/l para SST, SSF, SSV respectivamente; já os valores médios no EF foram de 65mg/l para SST, 12mg/l para SSF e 53mg/l para STV. A redução dessas concentrações foi muito variada, ou seja não puderam ser associadas a nenhuma época climática.

Os valor médio de ST no EB da ETE de Monteiro foi de 1555mg/l e no EF de 1122mg/l . Os STF tiveram como valor médio 853mg/l no EB e foram reduzidos para 741mg/l no EF. A fração volátil no EB teve um valor médio de 702mg/l, atingindo no efluente final a concentração média de 381mg/l.

4.2.7 Demanda bioquímica de oxigênio

A concentração média do material orgânico biodegradável presente no EB da ETE de Campina Grande (Tabela 4.1) foi de 334mg/l com grandes flutuações (entre 76 e 597mg/l). Esse esgoto foi classificado como de concentração média, segundo a classificação de Silva e Mara (1979).

Em Monteiro o EB que chega à ETE foi classificado como de concentração forte e também apresentou consideráveis flutuações (entre 380 e 762mg/l), como mostra a Tabela 4.1.

As águas residuárias, após terem sido tratadas nas lagoas de estabilização, apresentaram valor médio da DBO₅ nos EF's das ETE's de Campina e Monteiro de 54mg/l e 121mg/l respectivamente. No caso particular de Monteiro, este valor foi elevado devido à presença maciça de algas no efluente que apresentaram valores acima de 4000µg/l, como mostra a Figura 4.3h.

4.2.8 Demanda química de oxigênio

No EB da ETE de Campina Grande (Tabela 4.1) o valor médio da DQO bruto foi de 898mg/l, com variações entre 420 e 1955mg/l e o sistema produziu um efluente final com DQO média de 238mg/l e grandes flutuações entre o mínimo e o máximo de 105mg/l e 438mg/l, respectivamente.

Na ETE de Monteiro (Tabela 4.1) a DQO média de do EB foi de 1103mg/l e os valores mensais variaram entre 584 e 3285 mg/l. Esses valores tão distintos são resultantes da alimentação intermitente do sistema, que permite a acumulação de matéria orgânica no poço de sucção. No efluente, essa variação também foi elevada, com valores entre 45 e 2059 mg/l, e média de 760mg/l, associada à presença de algas.

4.2.9 Nutrientes

A concentração média de amônia no esgoto bruto na ETE de Campina Grande foi de 45,6mg/l e na de Monteiro foi de 66,70mgN/l, caracterizando uma água residuária bastante concentrada, particularmente em Monteiro, onde o baixo consumo de água da população contribuinte pode ter colaborado para concentrar o esgoto. As variações entre as concentrações máximas e mínimas na ETE de Campina Grande ficaram entre 15,9 a

76,4mgN/l no EB e entre 9,1 e 47,3mg/l no EF. Na ETE de Monteiro, as concentrações de amônia variaram entre 39,10 a 100,4mgN/l para o EB e 29,5 a 101,4mgN/l para o EF.

Para o fósforo total, a concentração média no esgoto bruto da ETE de Campina Grande foi de 7,3mgP/l e para a ETE de Monteiro foi de 11,10mgP/l. As variações do EB na ETE de Campina Grande foram de 1,9 a 12,3mgP/l e na ETE de Monteiro foi de 1,1 e 15,6mgP/l. No efluente final da ETE de Campina Grande a concentração média de fósforo total foi de 5,0mg/l, com valores mínimo e máximo de 3,4 e 7,1mg/l. Na ETE de Monteiro a concentração média de fósforo total no efluente final foi de 11,1mg/l, com valor mínimo de 1,1mg/l e máximo de 15,6mg/l.

As variações de ortofosfato solúvel no esgoto bruto de Campina foi entre 2,8 e 7,2mgP/l e no efluente dessa ETE a variação ficou entre 0,2 e 4,6mgP/l. As médias nesta estação foram de 4,8 e 2,6mgP/l para o EB e EF respectivamente. Na ETE de Monteiro a variação do EB foi de 4,8 a 10,10mgP/l com média de 7,3mgP/l e para o EF a variação ficou entre 0,4 a 8,7mgP/l com valor médio de 2,4mgP/l.

A concentração elevada de amônia de 101,4 mg/l na ETE de Monteiro no mês de outubro de 2000, parece ter influenciado na população de algas, haja vista que nesse mês a concentração de clorofila "a" foi a mais baixa. No entanto a concentração de amônia de até 60mg/l verificada, por exemplo, no mês de setembro de 2000, não parece ter afetado a população algal.

4.2.10 Coliformes fecais

No EB de Campina Grande a concentração média de CF foi de $6,04 \times 10^7$ UFC/100ml, com variações mensais, entre $4,0 \times 10^6$ e $2,7 \times 10^8$ UFC/100ml. As variações no EF ficaram entre $3,0 \times 10^4$ e $8,9 \times 10^6$ UFC/100ml, com média de $2,9 \times 10^5$ UFC/100ml. No estudo de Florentino (1993) a média e as flutuações do esgoto bruto de Campina Grande foram menores: média de $1,3 \times 10^7$ UFC/100ml e mínimo e máximo de $1,2 \times 10^6$ e $4,0 \times 10^7$ UFC/100ml. No presente trabalho o valor médio para o efluente final foi de $8,3 \times 10^6$ UFC/100ml, apresentando média similar à atualmente observada.

Para ETE de Monteiro as flutuações do EB ficaram entre $3,2 \times 10^6$ e $1,0 \times 10^8$ UFC/100ml, considerada também elevada, com média de $2,8 \times 10^7$ UFC/100ml. Para o efluente final a média foi de $2,0 \times 10^6$ UFC/100ml, com valores mínimo e máximo de

$1,6 \times 10^6$ e $5,5 \times 10^6$ UFC/100ml.

Ceballos (2000) menciona que os sistema de lagoas de estabilização removem os coliformes fecais em uma ordem logarítmica (\log_{10}) em cada lagoa. Para a ETE de Campina Grande esta situação realmente ocorreu (10^7 para 10^5), após duas lagoas em série. Esta redução de CF no efluente na ETE de Campina Grande com uma lagoa anaeróbia seguida de uma facultativa, atingiu a expectativa de tratamento de águas residuárias para, segundo a Blumenthal (2000), alcançar a qualidade microbiológica exigida de até 10^5 UFC/ 100ml, para irrigação de culturas de classe B1 (culturas de cereais, culturas de cereais para indústria, cultura forrageiras de pastos e para arborização).

Para a ETE de Monteiro a remoção foi apenas uma ordem logarítmica (de 10^7 para 10^6) para as duas lagoas, indicando o mau funcionamento deste sistema.

4.2.11 Helmintos

Na ETE de Campina Grande (Tabela 4.1) o número de helmintos no EB variou desde ausente até 147 ovos/l, com média ao longo do período de 45 ovos/l.

Na ETE de Monteiro, o valor médio foi de 18 ovos/l com valores mínimo e máximo de 0 e 67 ovos/l. A menor quantidade de ovos no EB do sistema de Monteiro pode estar associado ao menor tamanho da população contribuinte com esgotos.

Nas duas ETE's, a quantidade de ovos no efluente final foi nula, ou seja a remoção de ovos de helmintos (*A. lumbricoides*) foi de 100%. Florentino (1992) constatou a remoção total de helmintos no sistema de lagoas de estabilização em escala real na ETE de Guarabira (PB). Em estudos realizados por Silva (1983) na Paraíba com sistemas de lagoas de estabilização em escala piloto, constituído por cinco lagoas em série: anaeróbia, seguida de facultativa e três de maturação, mostraram a completa remoção de helmintos já na segunda lagoa da série.

Tabela 4.1 – Valores médios e faixa de variação dos parâmetros analisados no esgoto bruto (EB) e no efluente final (EF) da ETE de Campina Grande (PB) e Monteiro (PB)

Parâmetros		T (°C)	pH	CE (µmho/cm)	Clor. (mg/l)	Sódio (mg/l)	Pot. (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	DQO (mg/l)	SST (mg/l)	SSF (mg/l)	SSV (mg/l)	ST (mg/l)	STF (mg/l)	STV (mg/l)	OD (mg/l)	CL _a (µg/l)	P-tot (mgP/l)	P-sol (mgP/l)	N-NH ₄ ⁺ (mgN/l)	Hel. (ovos/l)	CF (UFC/100ml)
CG (EB)	med	27	7,2	1.636	311	216,1	25,7	334	898	244	71	173	1337	830	507	-	-	7,3	4,8	45,6	45	*6,04E ⁺⁰⁷
	min	24	6,5	1.126	196	76,7	18,3	76	420	129	25	62	932	561	243	-	-	1,9	2,8	15,9	0	4,0E ⁺⁰⁶
	max	30	7,9	3.180	516	416,2	39,4	597	1955	440	296	370	1903	1180	1010	-	-	12,3	7,2	76,4	147	2,7E ⁺⁰⁸
CG (EF)	med	27	7,7	1.312	283	210,2	20,1	54	238	65	12	53	1185	714	471	3,7	60,5	5,0	2,6	26,3		*2,9E ⁺⁰⁵
	min	26	7,3	1.101	214	172	18,3	16	105	7	1	6	746	514	82	0	0	3,4	0,2	9,1		3,0E ⁺⁰⁴
	max	29	8,4	1.499	342	241,7	21,7	108	438	108	35	76	1879	810	1069	12,1	200,2	7,1	4,6	47,3	0	8,9E ⁺⁰⁶
Mont. (EB)	med	29	7,2	1.688	285	219,9	38,4	540	1103	432	97	335	1555	853	702	-	-	10,7	7,3	66,7	18	*2,8E ⁺⁰⁷
	min	26	6,6	1.381	175	74,8	27,7	380	584	106	16	90	1006	582	309	-	-	3,9	4,8	39,1	0	3,2E ⁺⁰⁶
	max	34	8,5	2.060	616	319,2	49,6	762	3285	1232	360	872	2405	1049	1446	-	-	17,9	10,10	100,4	67	1,0E ⁺⁰⁸
Mont. (EF)	med	27	7,9	1.600	244	234	43,2	121	760	257	63	194	1122	741	381	6,1	1652,	11,1	2,4	55,7		*2,0E ⁺⁰⁶
	min	24	7,2	1.399	191	69,1	24,6	30	45	139	10	12	960	559	310	0	2	1,1	0,4	29,5		1,6E ⁺⁰⁵
	max	35	8,4	1.884	295	369,8	81,9	340	2059	444	230	316	1234	871	511	13,9	18,6 4461	15,6	8,7	101,4	0	5,5E ⁺⁰⁶

* média geométrica

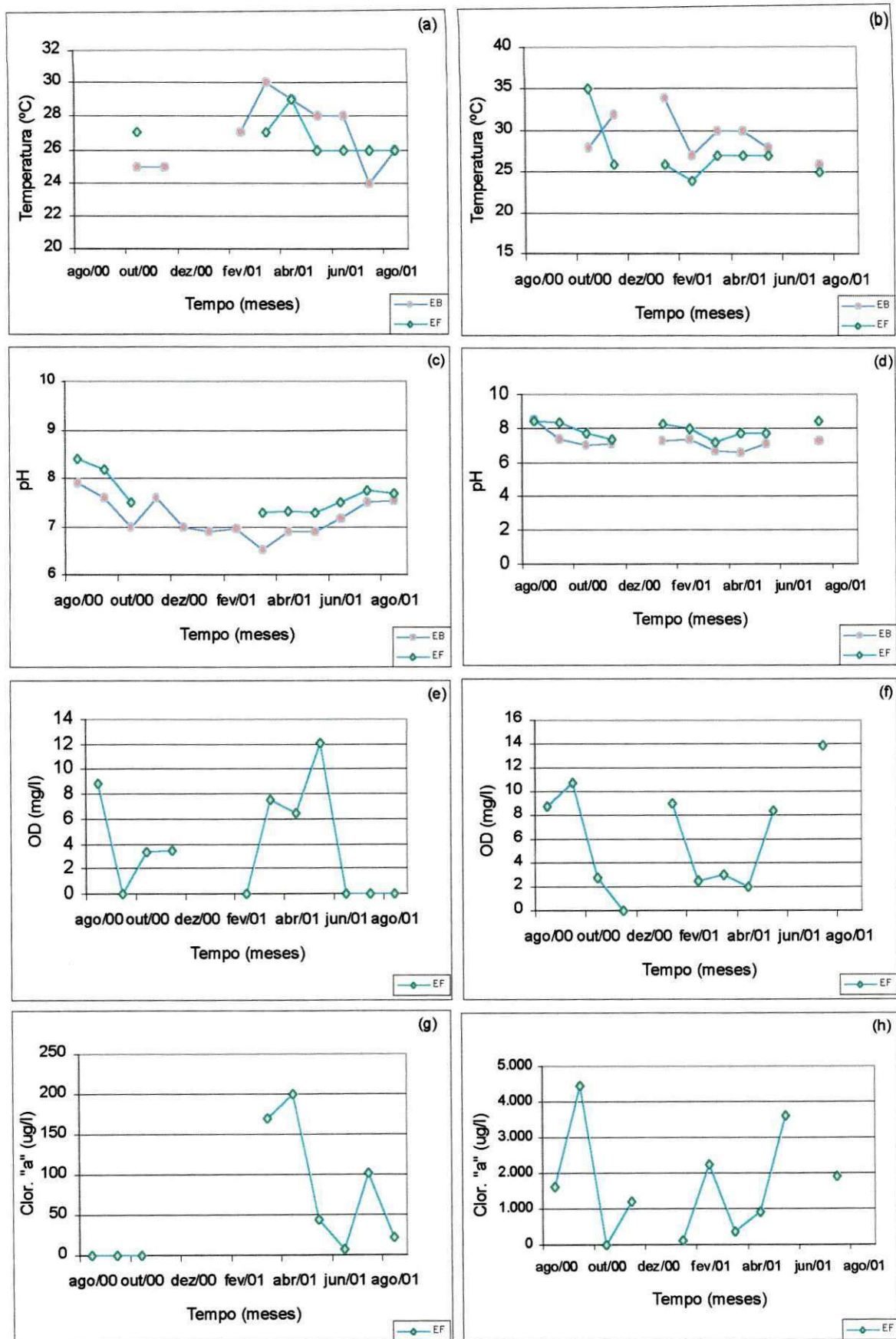


Fig 4.3 – Variações temporais no esgoto bruto (EB) e efluente final (EF) nas ETE's de Campina Grande e Monteiro (PB) para temperatura (a, b), pH (c, d), OD (e, f) e clorofila "a" (g, h), respectivamente, no período de agosto de 2000 a agosto de 2001.

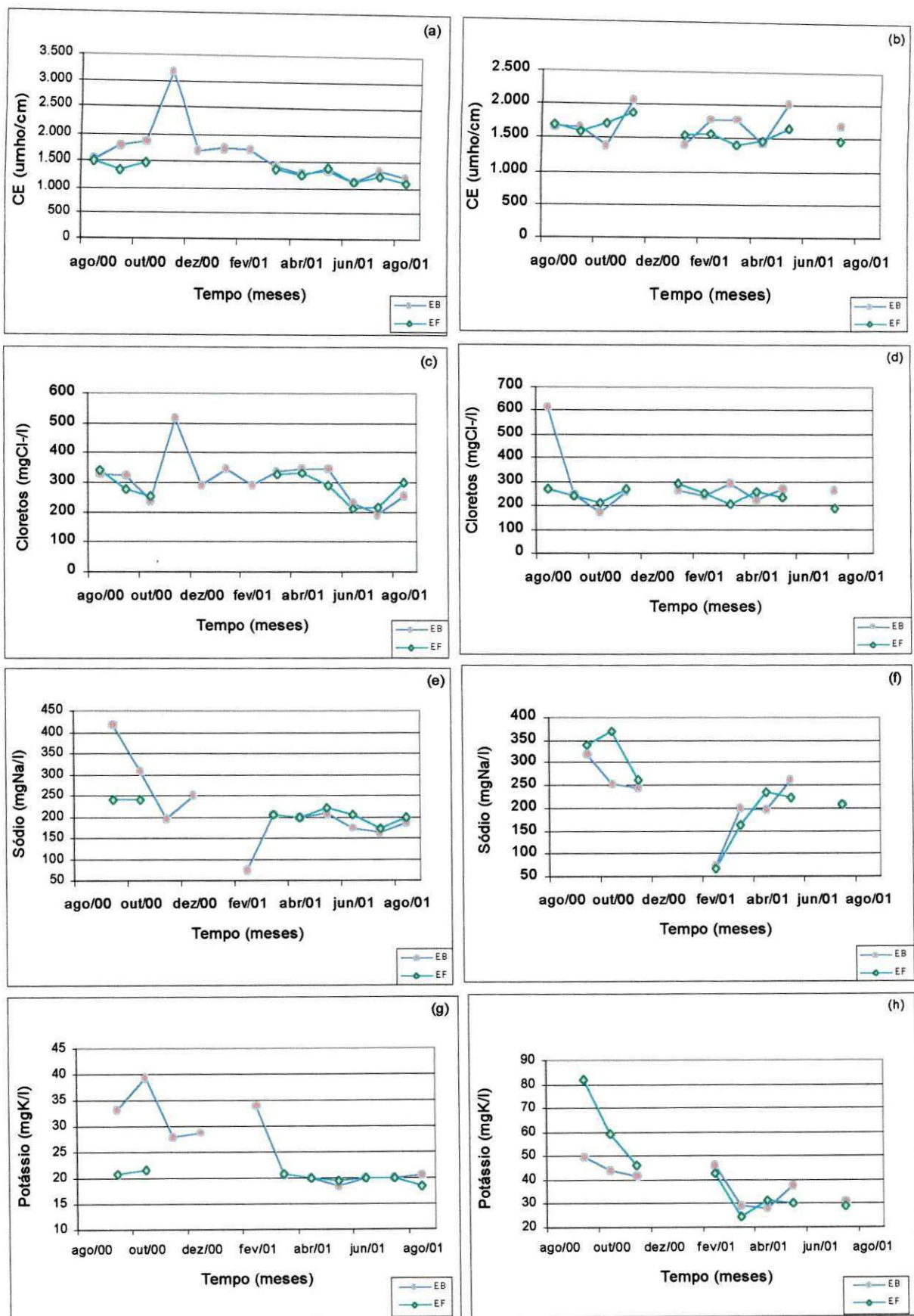


Fig 4.4 – Variações temporais no esgoto bruto (EB) e efluente final nas ETE's de Campina Grande e Monteiro (PB) para CE (a, b), cloretos (c, d) sódio (e, f) e potássio (g, h), respectivamente, no período de agosto de 2000 a agosto de 2001.

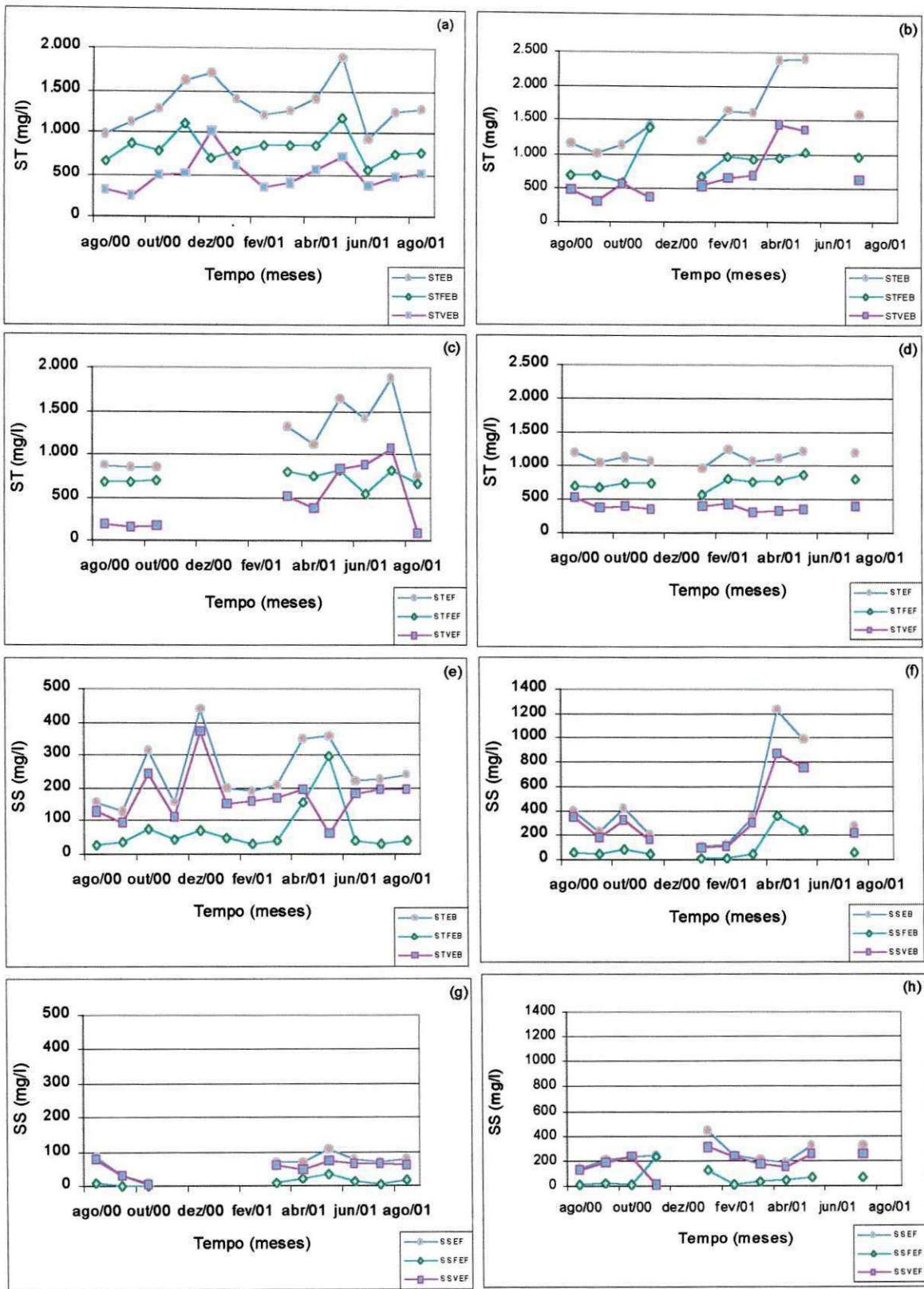


Fig 4.5 – Variações temporais de ST (a, b) e SS (e, f) no esgoto bruto (EB) e de ST (c, d) e SS (g, h) no efluente final (EF) nas ETE's de Campina Grande e Monteiro (PB) respectivamente, no período de agosto de 2000 a agosto de 2001.

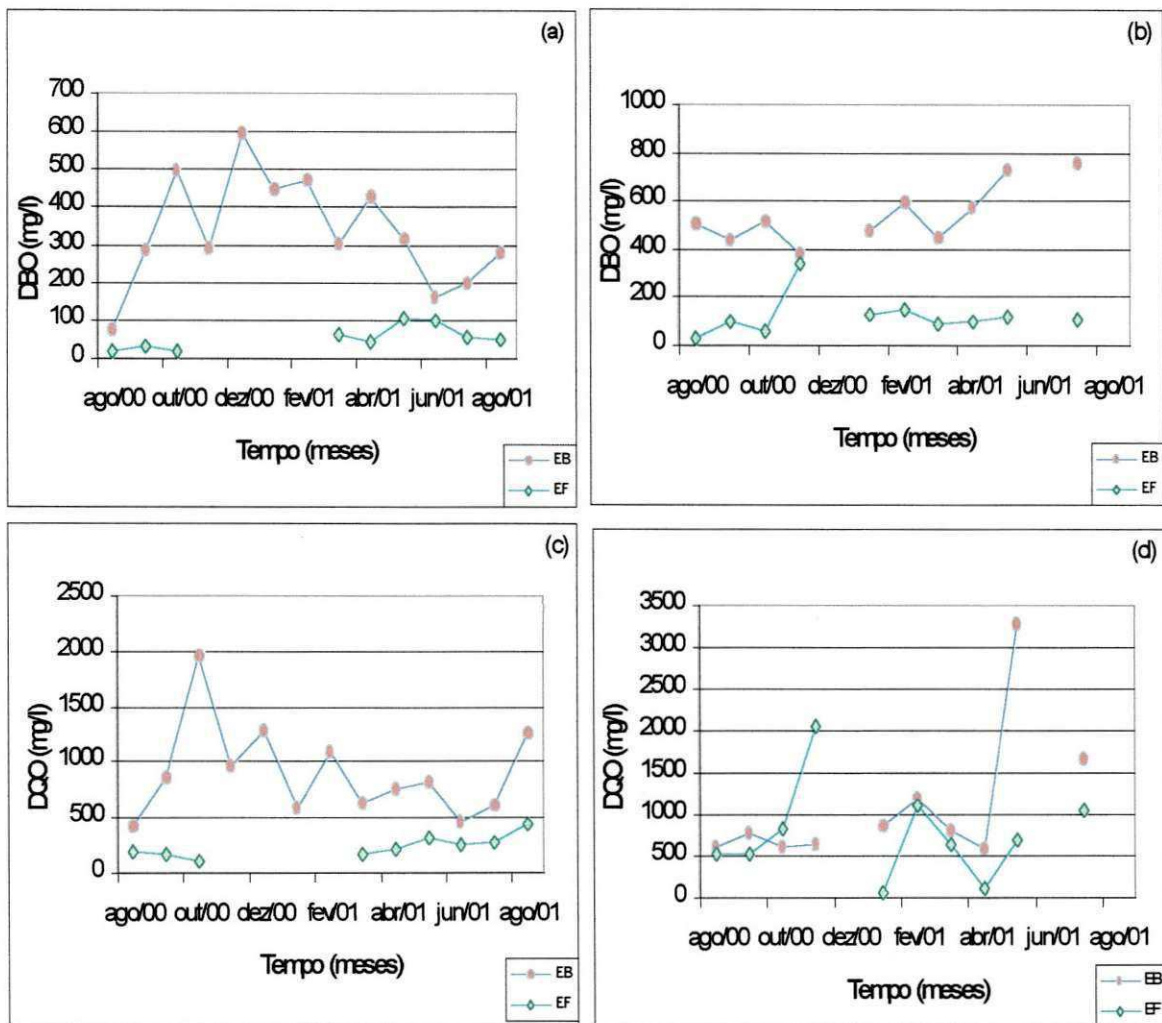


Fig 4.6 – Variações temporais no esgoto bruto (EB) e efluente final (EF) nas ETE's de Campina Grande e Monteiro (PB) para DBO (a, b) e DCO (c, d) respectivamente, no período de agosto de 2000 a agosto de 2001.

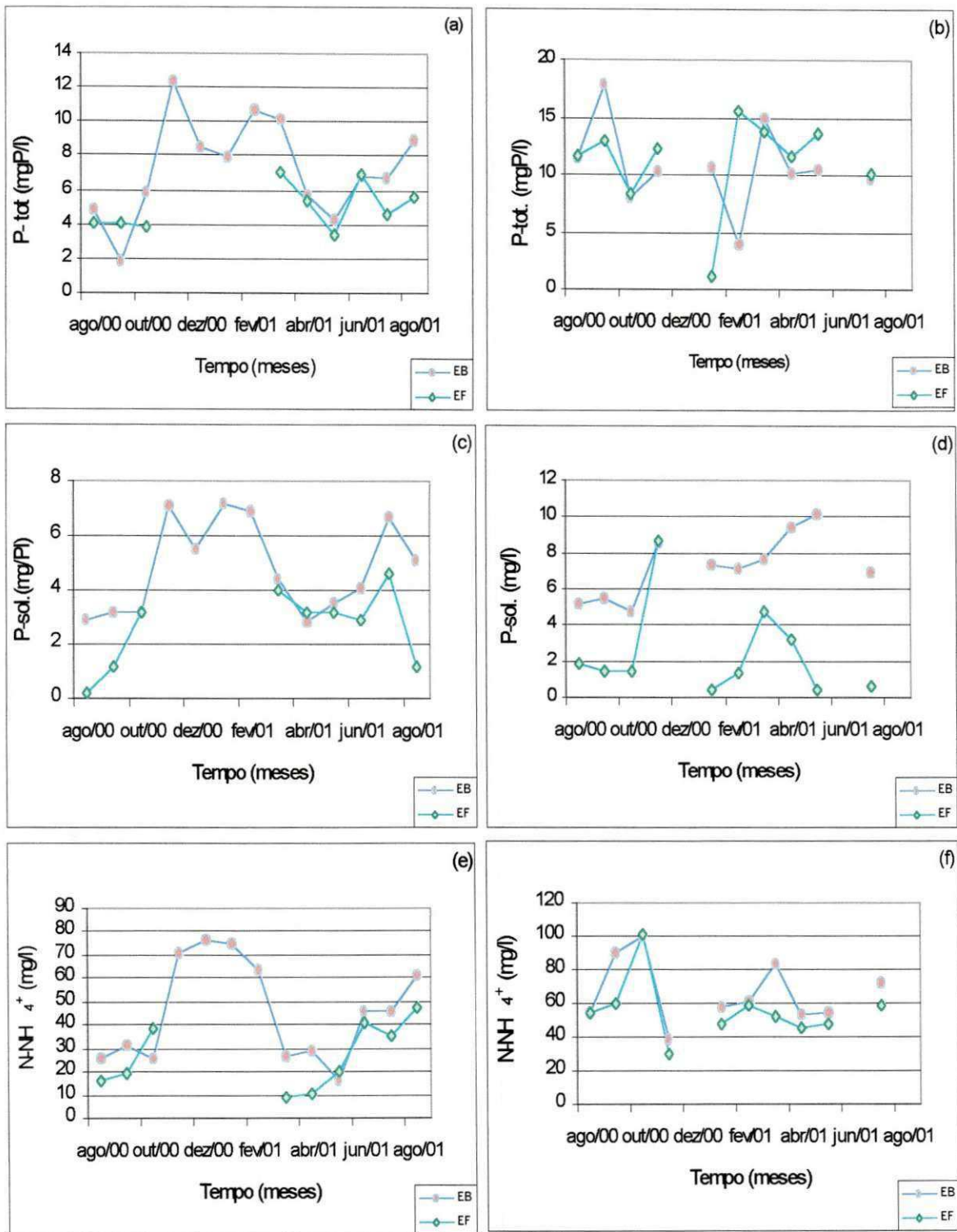


Fig 4.7 – Variações temporais, esgoto bruto (EB) e efluente final (EF) nas ETE's de Campina Grande e Monteiro (PB) para fósforo total (a, b), ortofosfato solúvel (c, d) e amônia (e, f), respectivamente, no período de agosto de 2000 a agosto de 2001.

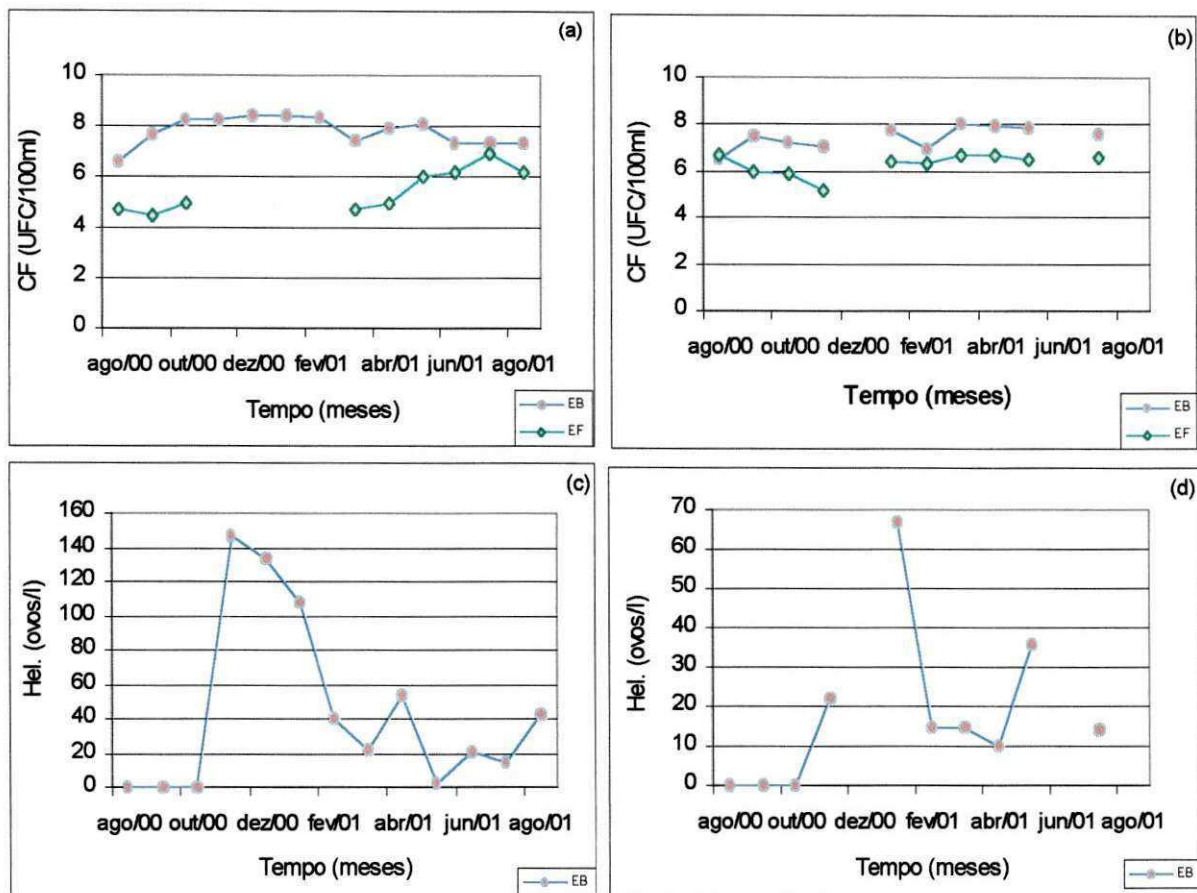


Fig 4.8 – Variações temporais no esgoto bruto (EB) e efluente final (EF) nas ETE's de Campina Grande e Monteiro (PB) para CF (a, b) e helmintos (c, d), respectivamente, no período de agosto de 2000 a agosto de 2001.

4.3.3 Tratamento estatístico dos dados amostrais.

4.3.1 Estudo das matrizes de correlação

Para verificar a existência ou não de correlação significativa entre variáveis analisadas do EB e do EF nas duas estações de tratamento, foi feito um estudo de matrizes de correlação construídas pelo programa SPSS for Windows, admitindo um nível de significância de 5%. As matrizes de correlação estão nas Tabela 4.3 a 4.6.

Pela análise de correlação múltipla foi detectado quais os conjuntos de dados que variam juntos, isto é, se os maiores valores de um conjunto de dados estão associados com os maiores valores dos outros (correlação positiva) ou se os menores valores de um conjunto estão associados com os maiores valores do outro (correlação negativa). Dentro dessa ótica, foram selecionadas para uma análise mais detalhada, o conteúdo de matéria orgânica e os nutrientes, para explicar o seu comportamento nos sistemas de lagoas de estabilização.

Na época chuvosa a contribuição das águas pluviais nos sistemas coletores de esgoto bruto, promoveram a diluição da água residuária e a conseqüente redução dos valores de algumas variáveis na ETE de Campina Grande. Isto foi evidenciado pela correlação negativa entre pluviosidade e as variáveis DBO ($r = -0,6486$; $p = 0,016$); DQO ($r = -0,5565$; $p = 0,048$), ST ($r = -0,6354$; $p = 0,020$), CF ($r = -0,803$; $p = 0,001$). No município de Monteiro, com índices pluviométricos inferiores aos registrados em Campina Grande, as correlações entre estas variáveis não foram significativas. Além disso, o esgoto bruto de Monteiro foi considerado como de concentração forte e, mesmo nos períodos chuvosos, a pequena diluição poderia não ter alterado significativamente a concentração dos parâmetros considerados.

O conteúdo de ST do EB de Campina Grande correlacionou-se positiva e significativamente com suas frações fixa ($r = 0,7014$; $p = 0,008$) e volátil ($r = 0,8043$; $p = 0,001$), o que parece ser óbvio, visto que é esperado que a concentração de ST varie conjuntamente com a concentração de suas frações. Os SST são parte integrante dos ST e o seu conteúdo no EB foi sempre elevado e neste caso em particular representado pela sua forma inorgânica (SSF), constatou-se então, a correlação significativa positiva entre ST e SST ($r = 0,6156$; $p = 0,025$), entre ST e SSF ($r = 0,6935$; $p = 0,009$). Na ETE de Monteiro no esgoto bruto, as correlações foram significativas e positivas entre ST e STF

($r = 0,7114$, $p = 0,021$), entre ST e STV ($r = 0,9490$; $p = 0,000$) e entre ST e SST ($r = 0,8267$; $p = 0,003$), ST e SSF ($r = 0,8251$; $p = 0,003$) e entre ST e SSV ($r = 0,8187$, $p = 0,004$).

As correlações positivas nos EB's entre DBO₅ e DQO tanto na ETE de Campina Grande ($r = 0,6428$; $p = 0,018$) como na ETE de Monteiro ($r = 0,7519$; $p = 0,012$), foram explicadas pelo fato de que estes parâmetros representam a matéria orgânica dos esgotos, por isso variam de forma interrelacionada.

A DBO₅ do EB de Campina Grande apresentou correlação positiva com CF ($r = 0,8373$; $p = 0,000$) evidenciando uma associação típica de esgotos domésticos. Cairncross (1992) *apud* Ceballos (2000) destaca que no intestino do homem existem entre outros bactérias, CF termotolerantes e helmintos, que podem sobreviver e multiplicarem-se nesse ambiente, e partindo-se desse princípio, poderia ser explicado também a correlação positiva entre helmintos e DBO. No entanto essa última correlação não foi significativa, possivelmente devido à intermitência dos helmintos nas descargas fecais e o baixo número desses parasitas em águas residuárias, somente portadores sintomáticos e assintomáticos excretam parasitas nas fezes. (Geldreich, 1991; Pessoa e Martins, 1978; Ceballos, 2000).

Os CF estão sempre presentes nas fezes numa concentração bastante constante que é em torno de 10^9 UFC/g, por isso devem estar presentes quando a matéria orgânica estiver presente. Todavia, não houve correlação significativa entre DBO₅ e CF na ETE de Monteiro, o que poderia ser explicado pelas flutuações expressivas das concentrações de CF (entre $3,2 \times 10^6$ e 1×10^8 UFC/100ml) e de DBO₅ (entre 380 e 762mg/l) no EB, provavelmente responsáveis pela ausência de correlação significativa entre esses parâmetros. Essas flutuações de DBO (76 a 597mg/l) e CF ($4,0 \times 10^6$ e $2,7 \times 10^6$ UFC/100ml) também existiram no EB da ETE de Campina Grande, embora as mesmas não tenham interferido na correlação que foi significativa. Estas flutuações de DBO₅ foram equivalentes, ou seja as variações de DBO₅ foram acompanhadas pelas de CF, o que não ocorreu no EB da ETE de Monteiro.

Foi verificado que no EB da ETE de Campina Grande, houve correlação entre os nutrientes. Esta correlação foi significativa e positiva entre amônia e fósforo total ($r = 0,6567$; $p = 0,015$) e amônia e ortofosfato solúvel ($r = 0,8342$; $p = 0,000$)

Segundo Mara *et al.* (1983), as algas contribuem com 80% de sólidos suspensos, 60 a 75% de DQO e mais de 65% da DBO no efluente das lagoas facultativas. Oswald e Gotaas, 1955 *apud* Silva (1984) afirmam que as algas utilizam a amônia como principal fonte de nitrogênio para construir o material celular, no entanto uma combinação entre altos níveis de amônia (acima de 28mg/l) e pH maiores que 7,9 podem ser tóxicos as mesmas ou podem inibir seu crescimento (Albeliovich e Azov, 1976 *apud* Silva, 1984). A correlação entre amônia e clorofila "a" a nível de 5% não ocorreu no efluente da ETE de Campina Grande. No entanto foi verificado, que o valor da amônia aumentou e o da clorofila baixou ($r = -0,5513$; $p = 0,124$), portanto pode ter ocorrido a inibição das algas pela toxidez da amônia, visto que o valor médio da amônia no sistema foi de 45,6mg N/l (Tabela 4.1), sobretudo nos meses secos, onde o pH chegou até 8,4.

O valor médio do pH do efluente da ETE de Campina Grande foi de 7,2, embora tenham sido observados valores acima de 8 nos meses de agosto e setembro de 2000. Ainda que esta não seja a faixa adequada para que ocorra a precipitação química do fósforo na forma de hidroxiapatita, fixada no limite mínimo de 8 (Moutin *et al.*, 1992 *apud* Araújo, 1993), essa precipitação pode ter ocorrido de maneira discreta, em vista do aparecimento de uma correlação significativa e negativa entre pH e ortofosfato solúvel ($r = -0,7466$; $0,021$). O mesmo ocorreu no efluente da ETE de Monteiro com pH e ortofosfato solúvel ($r = -0,7852$; $0,007$), com pH médio de 7,9 e com valores pontuais acima de 8, sugerindo a existência do fenômeno de precipitação química.

A quantidade de sais presentes no esgoto foi influenciada pelo teores salinos da água de abastecimento. No EB da ETE de Campina Grande a CE apresentou correlação positiva com cloretos ($r = 0,7405$; $0,004$), já no efluente a correlação positiva foi entre CE e potássio ($r = 0,7498$; $p = 0,032$).

Tabela 4.2 - Matriz - correlação do esgoto bruto da ETE de Campina Grande.

	<i>Pluv.</i>	<i>T</i>	<i>pH</i>	<i>CE</i>	<i>Clor.</i>	<i>DBO</i>	<i>DQO</i>	<i>Pot.</i>	<i>Sódio</i>	<i>SST</i>	<i>SSF</i>	<i>SSV</i>	<i>ST</i>	<i>STF</i>	<i>STV</i>	<i>N-NH₄⁺</i>	<i>P-tot</i>	<i>P-sol</i>	<i>Hel</i>	<i>CF</i>
Pluv.	1																			
T	0,5050	1																		
pH	0,2082	-0,8034	1																	
CE	-0,4145	-0,4312	0,2466	1																
Clor.	-0,2028	0,1534	0,0514	0,7405	1															
DBO	-0,6486	0,0679	-0,6097	0,1774	0,0377	1														
DQO	-0,5565	-0,4444	-0,1299	0,2621	-0,1482	0,6428	1													
Pot.	-0,3875	-0,4065	0,0925	0,4962	0,0209	0,5656	0,7300	1												
Sódio	0,2236	-0,1003	0,2230	0,1298	0,0492	0,0942	0,2880	0,4043	1											
SST	-0,3504	0,2519	-0,4908	-0,2912	-0,2170	0,6015	0,4131	-0,1329	-0,0092	1										
SSF	-0,3146	0,3303	-0,3660	-0,2102	0,1701	0,1744	0,0434	-0,3489	0,0153	0,6059	1									
SSV	-0,1166	-0,2103	-0,2369	-0,1475	-0,4320	0,5606	0,4603	0,1879	-0,0258	0,6206	-0,2478	1								
ST	-0,6354	0,0120	-0,3490	0,3009	0,4573	0,5205	0,2645	-0,1381	-0,0314	0,6156	0,6935	0,0661	1							
STF	-0,4280	0,0265	-0,1415	0,4696	0,6650	0,1344	0,1087	-0,0273	0,0207	0,0263	0,6044	-0,5637	0,7014	1						
STV	-0,5258	-0,0144	-0,3668	0,0265	0,0808	0,6110	0,2768	-0,1644	-0,0600	0,8332	0,4595	0,5618	0,8043	0,1406	1					
<i>N-NH₄⁺</i>	-0,5149	-0,4775	0,0704	0,4012	0,1514	0,3719	0,1077	0,1636	-0,3616	-0,0423	-0,4469	0,3890	0,1616	-0,1651	0,3621	1				
<i>P-tot</i>	-0,3270	-0,1026	-0,2109	0,4462	0,3207	0,2335	0,1132	-0,0089	-0,6617	-0,0926	-0,3500	0,2322	0,1819	0,0990	0,1701	0,6567	1			
<i>P-sol</i>	-0,4977	-0,5371	-0,0144	0,4258	0,1564	0,2143	-0,0394	0,0458	-0,5901	-0,2196	-0,3757	0,1028	0,1985	0,0905	0,2003	0,8342	0,7231	1		
Hel.	-0,5052	-0,2044	-0,0756	0,6013	0,5519	0,4642	0,0825	0,0547	-0,1942	0,1622	-0,1470	0,3425	0,4939	0,1293	0,5783	0,8255	0,6374	0,6384	1	
CF	-0,8063	-0,2480	-0,3982	0,4791	0,2717	0,8373	0,4649	0,6157	-0,0599	0,3662	0,0977	0,3497	0,5508	0,2112	0,5890	0,5798	0,3613	0,4841	0,6578	1

Em negrito- significativo ao nível $\alpha = 0,05$

Tabela 4.3 - Matriz - correlação do efluente final da ETE de Campina Grande.

	Pluv.	T	pH	CE	Clor	OD	DBO	DQO	Pot.	Sódio	SST	SSF	SSV	ST	STF	STV	N-NH ₄ ⁺	P-tot.	P-sol.	CL _a	CF	
Pluv.	1																					
T	0,1371	1																				
pH	0,4371	-0,5044	1																			
CE	0,0490	0,2283	0,2321	1																		
Clor.	0,2593	0,6084	0,0970	0,3896	1																	
OD	-0,3131	0,2988	-0,5881	0,3669	0,3658	1																
DBO	-0,1731	-0,4697	-0,5525	-0,4043	-0,3113	0,4124	1															
DQO	-0,3312	-0,5075	-0,1672	-0,7030	-0,1010	-0,1000	0,4990	1														
Pot.	0,2362	0,3194	0,0852	0,7498	-0,0891	0,1296	-0,4652	-0,9756	1													
Sódio	-0,2585	0,0779	0,2198	0,6385	0,1072	0,3106	-0,2430	-0,5351	0,5656	1												
SST	0,1134	-0,2934	-0,1392	-0,2319	0,2523	0,2370	0,6600	0,6254	-0,7480	-0,5347	1											
SSF	-0,3984	0,0321	-0,5012	-0,0924	0,3253	0,6687	0,6654	0,5244	-0,5886	-0,1383	0,7647	1										
SSV	0,3397	-0,4108	0,0561	-0,2613	0,1768	-0,0075	0,5511	0,5730	-0,7267	-0,6643	0,9514	0,5291	1									
ST	-0,0298	-0,3220	-0,4209	-0,1753	-0,4637	0,2663	0,6776	0,2031	-0,1372	-0,5599	0,4618	0,3189	0,4557	1								
STF	-0,1023	0,2009	-0,2858	0,3326	0,3033	0,5980	0,0272	-0,0149	0,0453	-0,2736	0,1980	0,3019	0,1164	0,4590	1							
STV	-0,0080	-0,4010	-0,3893	-0,2698	-0,5762	0,1469	0,7299	0,2243	-0,1601	-0,5399	0,4547	0,2746	0,4675	0,9773	0,2605	1						
N-NH ₄ ⁺	-0,4633	-0,6342	-0,0219	-0,5279	-0,6916	-0,5863	0,0871	0,4754	-0,3322	-0,1245	-0,1824	-0,2240	-0,1332	-0,0416	-0,5211	0,0790	1					
P-tot.	0,4919	0,0894	-0,3785	-0,5588	-0,0241	-0,1816	0,2894	0,1253	-0,1146	-0,4257	0,1483	-0,0876	0,2371	0,0898	-0,2789	0,1640	0,0502	1				
P-sol.	-0,1868	0,1236	-0,7466	-0,1197	-0,4203	0,3593	0,3964	-0,0765	0,2771	-0,4666	-0,0307	0,0914	-0,0841	0,7594	0,5032	0,7053	-0,0140	0,2539	1			
CL _a	0,2151	0,7053	-0,5493	-0,1249	0,3486	0,4162	0,0953	-0,0551	-0,0027	-0,5372	0,1850	0,2446	0,1267	0,3618	0,6217	0,2450	-0,5513	0,4183	0,5963	1		
CF	-0,0487	-0,4245	0,0216	-0,3688	-0,6172	-0,3559	0,1515	0,3377	-0,2475	-0,7101	0,1255	-0,1758	0,2493	0,6824	0,3060	0,6687	0,3791	-0,0521	0,4926	0,1190	1	

Em negrito- significativo ao nível $\alpha = 0,05$

Tabela 4.4 Matriz - correlação do esgoto bruto da ETE de Monteiro.

	Pluv.	T	pH	CE	Clor.	DBO	DQO	Pot.	Sódio	SST	SSF	SSV	ST	STF	STV	N-NH ₄ ⁺	P-tot.	P-sol.	Hel.	CF
Pluv.	1																			
T	0,0779	1																		
PH	-0,2981	-0,2107	1																	
CE	0,0423	-0,1395	0,0721	1																
Clor.	0,0099	0,2341	0,8373	0,1372	1															
DBO	-0,3679	-0,7353	0,0041	0,0870	-0,0753	1														
DQO	-0,2094	-0,4241	-0,0629	0,5127	-0,1128	0,7519	1													
Pot.	-0,4121	-0,1205	0,7128	0,1127	-0,3524	-0,3357	-0,0799	1												
Sódio	-0,0303	0,3092	0,0545	0,0093	-0,0748	-0,2157	0,0764	0,1860	1											
SST	-0,1553	-0,1420	-0,3500	-0,0476	-0,0742	0,3937	0,3459	-0,5200	0,1375	1										
SSF	-0,2048	-0,0921	-0,4216	-0,1054	-0,1844	0,3623	0,2779	-0,4924	0,1121	0,9822	1									
SSV	-0,1330	-0,1617	-0,3164	-0,0230	-0,0275	0,4027	0,3706	-0,5275	0,1471	0,9969	0,9645	1								
ST	-0,0748	-0,2555	-0,4900	0,2559	-0,2278	0,5722	0,5785	-0,6161	-0,2587	0,8267	0,8251	0,8187	1							
STF	0,0715	-0,2476	-0,3628	0,7315	-0,1775	0,3619	0,4819	-0,4386	-0,4047	0,2987	0,3123	0,2898	0,7114	1						
STV	-0,1265	-0,2012	-0,4587	-0,0036	-0,2093	0,5633	0,5174	-0,5716	-0,1530	0,9144	0,9062	0,9082	0,9490	0,4536	1					
N-NH ₄ ⁺	0,4060	-0,3993	-0,1747	-0,4436	-0,3265	-0,0716	-0,1765	0,2338	0,2810	-0,2144	-0,2418	-0,2007	-0,4175	-0,5570	-0,2797	1				
P-tot.	0,5803	0,4296	-0,0057	0,0292	0,1502	-0,3970	-0,1351	-0,0489	0,7299	0,0097	-0,0229	0,0231	-0,2412	-0,2229	-0,2059	0,3024	1			
p-sol.	-0,0320	0,2074	-0,5453	0,4562	-0,2783	0,2880	0,5170	-0,5284	-0,1456	0,5876	0,6138	0,5705	0,8639	0,8031	0,7353	-0,6262	-0,1108	1		
Hel.	-0,1389	0,6475	-0,1891	0,0407	-0,1799	0,0681	0,3350	-0,2658	-0,1330	-0,0974	-0,0674	-0,1089	0,1649	0,1146	0,1577	-0,4206	-0,1295	0,4728	1	
CF	0,5330	0,2041	-0,6679	-0,1055	-0,2911	0,1757	0,2531	-0,7884	0,0772	0,5637	0,5564	0,5609	0,6223	0,2896	0,6592	0,0302	0,3569	0,6132	0,3270	1

Em negrito- significante ao nível $\alpha = 0,05$

Tabela 4.5 Matriz - correlação do efluente final da ETE de Monteiro.

	Pluv.	T	pH	CE	Clor.	OD	DBO	DQO	Pot.	Sódio	SST	SSF	SSV	ST	STF	STV	N-NH ₄ ⁺	P-tot.	P-sol.	CL _a	CF	
Pluv.	1																					
T	-0,1438	1																				
pH	-0,3766	-0,2782	1																			
CE	-0,6516	0,2834	-0,1050	1																		
Clor.	-0,5015	-0,2978	0,1542	0,3640	1																	
OD	-0,0334	-0,2514	0,7852	-0,2780	-0,1966	1																
DBO	-0,1913	-0,3909	-0,4081	0,5227	0,3196	-0,4363	1															
DQO	-0,1784	-0,1188	-0,3095	0,6203	-0,1423	-0,3302	0,7509	1														
Pot.	-0,2135	0,6230	0,3865	0,4235	0,2023	0,1160	-0,0043	0,0357	1													
Sódio	-0,2472	0,8259	0,0647	0,4237	-0,0855	0,1328	-0,1140	-0,0901	0,6315	1												
SST	-0,2241	-0,2323	0,1670	-0,1178	0,1427	0,3481	0,1745	-0,1275	-0,3621	-0,1786	1											
SSF	-0,2410	-0,3027	-0,2822	0,4767	0,4189	-0,2011	0,8661	0,5219	-0,1390	0,0730	0,4111	1										
SSV	-0,0235	0,0350	0,3966	-0,5044	-0,1951	0,5135	-0,5248	-0,5508	-0,0985	-0,1751	0,6754	-0,3947	1									
ST	-0,3072	-0,0834	0,1516	0,0714	-0,3561	0,0704	-0,2248	0,2683	-0,4362	-0,5359	-0,3068	-0,4145	0,0261	1								
STF	-0,0401	-0,0268	-0,3500	-0,0512	-0,5802	-0,1674	0,0158	0,3352	-0,7393	-0,5258	-0,2430	-0,2313	-0,0578	0,7693	1							
STV	-0,3878	-0,1207	0,7291	0,1808	0,2934	0,3455	-0,3612	-0,0753	0,2393	-0,2418	-0,1145	-0,2935	0,1220	0,4060	-0,2715	1						
N-NH ₄ ⁺	-0,0803	0,7842	0,1558	-0,0229	-0,4998	0,0642	-0,5949	-0,1670	0,3772	0,4079	-0,1082	-0,6377	0,4068	0,2043	0,0578	0,2251	1					
P-tot.	0,2423	-0,2281	-0,3020	0,0359	-0,3441	-0,2691	0,1159	0,4054	-0,1537	-0,7206	-0,6611	-0,2892	-0,4323	0,5859	0,7251	-0,1545	-0,1344	1				
P-sol.	0,2321	-0,0819	-0,6784	0,3792	0,1450	-0,6657	0,7259	0,6129	-0,0936	0,0166	-0,3705	0,6127	-0,8692	-0,2692	0,0090	-0,4184	-0,4835	0,2854	1			
CL _a	-0,1040	-0,4498	0,3539	0,1026	-0,0918	0,4645	0,0025	0,0754	0,3989	0,0231	-0,1147	-0,1908	0,0388	0,2905	0,3038	0,0030	-0,1619	0,5163	-0,2718	1		
CF	0,4018	-0,3118	0,0428	-0,7031	-0,1416	0,1725	-0,5334	-0,5369	-0,7591	-0,4747	-0,1933	-0,3765	0,1098	0,2417	0,1942	0,0864	-0,2076	0,0963	-0,1798	-0,1895	1	

Em negrito - significativo ao nível $\alpha = 0,05$

4.3.2 Test t

O teste “t” foi feito no programa EXCEL for Windows e empregado com um nível de significância de 5% para amostras independentes, ou seja amostras onde os dados são coletados de tal maneira que as observações não são relacionadas umas às outras. Como se trata de um teste de hipótese para variâncias desconhecidas, foi admitido que as variâncias seriam equivalentes e que existiria igualdade entre as médias. Através do valor da estatística T (Stat t) e do t crítico uni-caudal foi verificado a existência ou não de diferenças significativas entre as médias (EB e EF). Quando o valor de (Stat t) foi \geq t crítico uni-caudal, existiu então a diferença entre médias ao nível de 5% (Tabelas 4.6 a 4.13). Para melhor compreender as diferenças das médias do EB e do EF e, ao mesmo tempo verificar a porcentagem de remoção, foram elaboradas as Tabelas 4.14 e 4.15, que mostram a eficiência de remoção mês a mês e a remoção durante o período de estudo.

O teste aplicado revelou que as temperaturas médias do EB e do EF nas duas ETE's são diferentes. Isto pode ser atribuído às altas temperaturas e a pouca variação anual nos horários de coleta, típicas de regiões tropicais.

Os valores de pH nos EF's foram superiores aos dos EB's como mostram as médias da Tabela 4.10. Em função disso, o teste aplicado mostrou diferença significativa entre as médias nestes dois pontos. Essa elevação no efluente é explicada pelo metabolismo das algas que aumentam os valores de pH, como foi explicado.

O test t não reconheceu diferenças significativas ($\alpha = 0,05$) entre as médias do EB e EF para sódio e cloreto na ETE de Campina Grande (Tabela 4.6 d e 4.7 a), mas para o potássio, houve diferenças (Tabela 4.6 e). Isto pode ser explicado pelo comportamento das concentrações durante o período, pois o potássio somente sofreu acréscimo no mês de maio de 2001, o que não ocorreu com o sódio e o cloreto, que apresentaram acréscimos no efluente final em quatro dos nove meses estudados. Esses acréscimos influenciaram na existência de igualdade estatística entre as médias e ao mesmo tempo contribuíram para as remoções baixas no período (3 % para sódio e 9% para cloretos). A questão da baixa remoção do potássio (22%) também poderia ser atribuída ao mês de maio de 2001 (Tabela 4.14).

Na ETE de Monteiro, todos os íons analisados não apresentaram diferenças significativas entre as médias. Observou-se também que o cloreto foi o único íon que

teve uma pequena remoção de 15%, já que a concentração de sódio e a de potássio subiram no efluente final (Tabela 4.15). Assim como na ETE de Campina Grande, esses fenômenos estão relacionados com a não uniformidade dos dados, ou seja, ora as remoções são positivas ora são negativas e no caso de sódio e potássio esses acréscimos foram altíssimos: 46% para sódio em outubro de 2000 e 65% para o potássio em setembro de 2000. Para o cloreto, o maior acréscimo foi de 22% no mês de outubro, acréscimo este menor que os dos demais íons.

O teste aplicado a DBO_5 mostrou as diferenças significativas entre as médias para EB e EF nas duas ETE's em estudo. A remoção foi estável, ou seja não apareceram valores negativos ao longo dos meses. Os valores de remoção no período foram de 84% para a ETE de Campina Grande e 78 % para a ETE de Monteiro (Tabela 4.14 e 4.15).

Para os valores de DQO, o teste-t apresentou diferença significativa para as médias de EB e EF para a ETE de Campina Grande. A remoção no período foi de 74%, acompanhando a remoção de DBO (Tabela 4.14). Para a ETE de Monteiro, foi observado a igualdade entre as médias, que foi atribuída às flutuações na remoção de DQO ao longo do período que foi entre -227 e 95 %. Esta variabilidade acentuada foi devida à presença de cianobactérias na lagoa facultativa que promoveu um crescimento exagerado do gênero *Microcystis* cujo material celular é de difícil degradação.

Na ETE de Campina Grande, somente os sólidos totais fixos apresentaram diferença entre as médias ao nível de significância de 5% (Tabela 4.7 e), o que não ocorreu para os ST e os STV. Também para ST e STV a ETE não promoveu um boa remoção haja vista que, em alguns meses, houve acréscimo dessas concentrações no EF, sobretudo para STV que chegou a apresentar flutuações (junho de 2001 e agosto de 2001 respectivamente), entre -135 % (371 mg/l no EB e 873mg/l no EF) e 84% (Tabela 4.14).

No mês de junho de 2001, a pluviosidade elevada (145mm) foi uma das maiores observadas no período de estudo (Figura 4.1), que pode ter contribuído para o aumento do volume de esgoto na ETE devido às infiltrações na rede, além do volume adicional de água de chuva que cai sobre a área da lagoa, gerando considerável turbulência, a qual promoveu o deslocamento de boa parte do material sólido de uma lagoa para a outra, contribuindo para o movimento do material sedimentado na segunda lagoa e aumentando os STV no efluente final neste mês em particular. A remoção do STF foi

observada embora tenha sido baixa, em torno de 4% (Tabela 4.1) neste mesmo mês, possivelmente por se tratar de partículas mais pesadas para serem removidas. Uma outra questão deve ser considerada nesta análise dos resultados de sólidos: no mês de março de 2001, a pluviosidade foi mais elevada do que aquela observada no mês de junho de 2001 (em torno de 207mm; Figura 4.1), porém o efeito perturbador das chuvas de março não foi tão intenso como o de junho. Este fenômeno pode ser entendido à luz dos dados diários de precipitação, relacionado aos dias de coleta, ou seja a amostragem de junho foram feitas num dia sob influência das chuvas ocorridas no dia ou em dias anteriores. Esta situação particular talvez não tenha sido observada no mês de março de 2001. Na ETE de Monteiro houve diferença significativa entre as médias para os ST, STF, STV (Tabela 4.11d, 4.11 e, 4.12 a), embora as remoções tenham sido baixas, com valores de 13%, 46% e 17% respectivamente.

O teste de hipótese, mostrou que as frações dos sólidos suspensos da ETE de Campina Grande apresentaram diferenças significativas entre as médias e, avaliando a remoção no período (Tabela 4.14) foi constatado que as eficiências foram de 74% para SST, 82% para SSF e 70% para SSV, com pouca variação mensal excetuando uma remoção negativa (-18%) para SSV em maio de 2001 (Tabela 4.14). Para a ETE de Monteiro, houve igualdade entre as médias de sólidos suspensos e suas frações (Tabelas 4.12b, 4.12c e 4.12d). Isto pode ser explicado pela grande variabilidade nas remoções deste parâmetro mês a mês (Tabela 4.15). Para SST a flutuação foi de -319 a 84% entre -700 a 88% para SSF e de -251 até 93% para SSV. Apesar desta grande variação nas remoções mensais, os valores médios de remoção observados para o período experimental dos SST e suas frações foram maiores que os valores de ST e suas frações. Os valores elevados de SS no efluente final foram atribuídos a presença de algas em concentrações elevadíssimas de até 2.238 μ g/L.

O teste de hipóteses apontou para a ETE de Campina Grande, diferenças significativas entre as médias do EB e EF para valores de fósforo total e ortofosfato solúvel. A remoção para fósforo total no período foi de 31% e para ortofosfato foi de 45%. A remoção de fósforo total sofreu influência da flutuação na remoção mês a mês que ficou entre -116 a 37%. Já para o ortofosfato esta influência foi menor, pois somente no mês de outubro de 2000 a remoção foi nula e no mês de abril onde houve um acréscimo de 14% (Tabela 4.14). Na ETE de Monteiro, o teste de hipótese revelou

igualdade entre médias para fósforo total e diferença entre elas para ortofosfato solúvel. Através da Tabela 4.15, foi verificado que a remoção de fósforo total no período foi negativa (-3%) explicada principalmente pelas flutuações mês a mês (entre - 300 e 90%) devido à capacidade que a lagoa facultativa teve em converter os nutrientes inorgânicos em biomassa algal com predominância de *Microcystis* spp. evidenciada pelas altas concentrações de clorofila “a”. A remoção de ortofosfato no mesmo período ficou em 67%, o que foi considerado um desempenho excepcional para lagoas de estabilização, tendo os meses de setembro 2000 e janeiro de 2001 contribuído com 73 e 95% respectivamente. Essa remoção elevada de ortofosfato solúvel foi atribuída à população de cianobactérias que se desenvolveu na lagoa facultativa, cuja habilidade em assimilar ortofosfato solúvel em sua biomassa, quando este nutriente está em excesso, é uma de suas vantagens competitivas em relação a outros gêneros de algas, uma vez que este nutriente é considerado como limitante para o desenvolvimento dos microrganismos autótrofos nos ambientes aquáticos. Este fenômeno foi descrito por Okino (1973), que ressalta em estudos realizados no Japão, esta característica de assimilar na camada mucilaginosa este ortofosfato que será utilizado nos tempos de falta, o que provavelmente não ocorre em ambientes de lagoas de estabilização. Esta elevada capacidade de remoção de ortofosfato pelas cianobactérias e em particular da *Microcystis* também foi observado por Ceballos *et al.* (1997) estudando lagoas de estabilização no estado da Paraíba.

As concentrações de amônia monitoradas na ETE de Campina Grande, apresentaram diferenças entre as médias do EB e do EF. A remoção no período experimental foi de 42%, possivelmente influenciada pelos valores negativos observados em outubro de 2000 (-49%) e maio de 2001 (-27%) (Tabela 4.14), devido ao funcionamento precário do sistema. Já na ETE de Monteiro as diferenças entre as médias do EB e do EF não foram significativas, sugerindo que as cianobactérias presentes na lagoa tiveram pouca afinidade com a amônia como fonte de nitrogênio. O test-t revelou diferenças significativas entre as médias de CF tanto no EB como no EF para ambas as ETE's. A remoção no período foi de 99,55% para a ETE de Campina e 92,81% para ETE de Monteiro, sugerindo baixa eficiência comparada a remoções de até 99,999 % mencionada na literatura, talvez devido as possíveis falhas na hidrodinâmica das lagoas. Porém é preciso salientar que a remoção de 99% de CF na ETE de Campina

Grande seriam esperadas para sistemas de tratamento com duas lagoas em série haja vista que cada reator tem a perspectiva de remover uma unidade log de organismos indicadores. No caso da ETE de Monteiro os altos valores encontrados no efluente, expressados pela baixa eficiência poderiam estar associados à predominância do gênero *Microcystis* spp., cuja espessa camada mucilaginosa poderia ser um possível microambiente para a sobrevivência dos CF (Ceballos *et al.*, 1997).

O teste- t não foi aplicado para ovos de helmintos, porque de antemão foi observado que os sistemas de tratamento foram capazes de remover 100% dos ovos de *Áscaris lumbricoides*, confirmando dados da literatura que lagoas de estabilização são muito eficientes na remoção deste parâmetro devido à capacidade de sedimentação destes ovos nos reatores.

Tabela 4.6 Resumo do Test-t para variâncias equivalentes para os dados de temperatura (a), pH (b), CE (c), sódio (d) e Potássio (e) para a ETE de Campina Grande (PB). Os valores em negrito indicam a existência da diferença entre médias.

Temperatura (a)	<i>EB</i>	<i>EF</i>
Média	26,89	26,71
Observações	9	7
Hipótese da diferença de média	0	
gl	14	
Stat t	0,20	
t crítico uni-caudal	1,76	
pH (b)	<i>EB</i>	<i>EF</i>
Média	7,2	7,7
Observações	13	9
Hipótese da diferença de média	0	
gl	20	
Stat t	-2,73	
t crítico uni-caudal	1,72	
CE (c)	<i>EB</i>	<i>EF</i>
Média	1.635,92	1.312,33
Observações	13	9
Hipótese da diferença de média	0	
gl	20	
Stat t	1,80	
t crítico uni-caudal	1,72	
Sódio (d)	<i>EB</i>	<i>EF</i>
Média	216,13	210,20
Observações	11	8
Hipótese da diferença de média	0	
gl	17	
Stat t	0,19	
t crítico uni-caudal	1,74	
Potássio (e)	<i>EB</i>	<i>EF</i>
Média	25,70	20,11
Observações	11	8
Hipótese da diferença de média	0	
gl	17	
Stat t	2,14	
t crítico uni-caudal	1,74	

Tabela 4.7 Resumo do Test-t para variâncias equivalentes para os dados de cloretos (a), DBO₅ (b), DQO (c), ST (d), STF (e) para a ETE de Campina Grande (PB). Os valores em negrito indicam a existência da diferença entre médias.

Cloretos (a)	<i>EB</i>	<i>EF</i>
Média	311,38	283,11
Observações	13	9
Hipótese da diferença de média	0	
gl	20	
Stat t	0,95	
t crítico uni-caudal	1,72	
DBO ₅ (b)	<i>EB</i>	<i>EF</i>
Média	334,23	53,67
Observações	13	9
Hipótese da diferença de média	0	
gl	20	
Stat t	5,60	
t crítico uni-caudal	1,72	
DQO (c)	<i>EB</i>	<i>EF</i>
Média	897,92	237,78
Observações	13	9
Hipótese da diferença de média	0	
Gl	20	
Stat t	4,591	
t crítico uni-caudal	1,72	
ST (d)	<i>EB</i>	<i>EF</i>
Média	1337	1185
Observações	13	9
Hipótese da diferença de média	0	
gl	20	
Stat t	1,05	
t crítico uni-caudal	1,72	
STF (e)	<i>EB</i>	<i>EF</i>
Média	830	714
Observações	13	9
Hipótese da diferença de média	0	
gl	20	
Stat t	1,90	
t crítico uni-caudal	1,72	

Tabela 4.8 Resumo do Test-t para variâncias equivalentes para os dados de STV (a), SST (b), SSF (c), SSV (d), fósforo (e), para a ETE de Campina Grande (PB). Os valores em negrito indicam a existência da diferença entre médias.

STV (a)	EB	EF
Média	507	471
Observações	13	9
Hipótese da diferença de média	0	
gl	20	
Stat t	0,29	
t crítico uni-caudal	1,72	
SST (b)	EB	EF
Média	244	65
Observações	13	9
Hipótese da diferença de média	0	
Gl	20	
Stat t	5,53	
t crítico uni-caudal	1,72	
SSF (c)	EB	EF
Média	71	12
Observações	13	9
Hipótese da diferença de média	0	
gl	20	
Stat t	2,33	
t crítico uni-caudal	1,72	
SSV (d)	EB	EF
Média	173	53
Observações	13	9
Hipótese da diferença de média	0	
gl	20	
Stat t	4,51	
t crítico uni-caudal	1,72	
Fósforo (e)	EB	EF
Média	7,27	5,01
Observações	13	9
Hipótese da diferença de média	0	
gl	20	
Stat t	2,20	
t crítico uni-caudal	1,72	

Tabela 4.9 Resumo do Test-t para variâncias equivalentes para os dados de ortofosfato solúvel (a), amônia (b), CF (c), para a ETE de Campina Grande (PB). Os valores em **negrito** indicam a existência da diferença entre médias.

Ortofosfato (a)	<i>EB</i>	<i>EF</i>
Média	4,82	2,63
Observações	13	9
Hipótese da diferença de média	0	
gl	20	
Stat t	3,14	
t crítico uni-caudal	1,72	
Amônia (b)	<i>EB</i>	<i>EF</i>
Média	45,57	26,27
Observações	13	9
Hipótese da diferença de média	0	
gl	20	
Stat t	2,36	
t crítico uni-caudal	1,72	
CF (c)	<i>EB</i>	<i>EF</i>
Média	1E+08	1,5E+06
Observações	13	9
Hipótese da diferença de média	0	
gl	20	
Stat t	3,37	
t crítico uni-caudal	1,72	

Tabela 4.10 Resumo do Test-t para variâncias equivalentes para os dados de temperatura(a), pH (b), CE (c), sódio (d) e potássio (c) para a ETE de Monteiro (PB). Os valores em **negrito** indicam a existência da diferença entre médias.

Temperatura (a)	EB	EF
Média	29,4	27,1
Observações	8	8
Hipótese da diferença de média	0	
gl	14	
Stat t	1,48	
t crítico uni-caudal	1,76	
pH (b)	EB	EF
Média	7,2	7,9
Observações	10	10
Hipótese da diferença de média	0	
gl	18	
Stat t	-3,16	
t crítico uni-caudal	1,73	
CE (c)	EB	EF
Média	1.687,60	1.599,90
Observações	10	10
Hipótese da diferença de média	0	
gl	18	
Stat t	0,99	
t crítico uni-caudal	1,73	
Sódio (d)	EB	EF
Média	219,96	233,89
Observações	8	8
Hipótese da diferença de média	0	
gl	14	
Stat t	-0,33	
t crítico uni-caudal	1,76	
Potássio	EB	EF
Média	38,36	43,15
Observações	8	8
Hipótese da diferença de média	0	
gl	14	
Stat t	-0,64	
t crítico uni-caudal	1,76	

Tabela 4.11 Resumo do Test-t para variâncias equivalentes para os dados de cloretos (a), DBO₅ (b), DQO (c), ST (d), STF (e) para a ETE de Monteiro (PB). Os valores em negrito indicam a existência da diferença entre médias.

Cloretos (a)	<i>EB</i>	<i>EF</i>
Média	285	243,50
Observações	10	10
Hipótese da diferença de média	0	
gl	18	
Stat t	1,05	
t crítico uni-caudal	1,73	
DBO ₅ (b)	<i>EB</i>	<i>EF</i>
Média	540,4	121,1
Observações	10	10
Hipótese da diferença de média	0	
gl	18	
Stat t	8,83	
t crítico uni-caudal	1,73	
DQO (c)	<i>EB</i>	<i>EF</i>
Média	1103	759,7
Observações	10	10
Hipótese da diferença de média	0	
gl	18	
Stat t	1,07	
t crítico uni-caudal	1,73	
ST (d)	<i>EB</i>	<i>EF</i>
Média	1555	1122
Observações	10	10
Hipótese da diferença de média	0	
gl	18	
Stat t	2,73	
t crítico uni-caudal	1,73	
STF (e)	<i>EB</i>	<i>EF</i>
Média	853	741
Observações	10	10
Hipótese da diferença de média	0	
gl	18	
Stat t	1,82	
t crítico uni-caudal	1,73	

Tabela 4.12 Resumo do Test-t para variâncias equivalentes para os dados de STV (a), SST (b), SSF (c), SSV (d), fósforo (e), para a ETE de Monteiro (PB). Os valores em negrito indicam a existência da diferença entre médias.

STV	EB	EF
Média	702	381
Observações	10	10
Hipótese da diferença de média	0	
gl	18	
Stat t	2,59	
t crítico uni-caudal	1,73	
SST	EB	EF
Média	432	257
Observações	10	10
Hipótese da diferença de média	0	
gl	18	
Stat t	1,43	
t crítico uni-caudal	1,73	
SSF	EB	EF
Média	97	63
Observações	10	10
Hipótese da diferença de média	0	
gl	18	
Stat t	0,83	
t crítico uni-caudal	1,73	
SSV	EB	EF
Média	335	194
Observações	10	10
Hipótese da diferença de média	0	
gl	18	
Stat t	1,59	
t crítico uni-caudal	1,73	
Fósforo	EB	EF
Média	10,74	11,11
Observações	10	10
Hipótese da diferença de média	0	
gl	18	
Stat t	-0,21	
t crítico uni-caudal	1,73	

Tabela 4.13 Resumo do Test-t para variâncias equivalentes para os dados de ortofosfato solúvel (a), amônia (b), CF (c), para a ETE de Monteiro (PB). Os valores em negrito indicam a existência da diferença entre médias.

Ortofosfato solúvel (a)	EB	EF
Média	7,26	2,42
Observações	10	10
Hipótese da diferença de média	0	
gl	18	
Stat t	4,87	
t crítico uni-caudal	1,73	
Amônia (b)	EB	EF
Média	66,72	55,69
Observações	10	10
Hipótese da diferença de média	0	
gl	18	
Stat t	1,31	
t crítico uni-caudal	1,73	
CF (c)	EB	EF
Média	4,4E+07	3,0E+06
Observações	10	10
Hipótese da diferença de média	0	
gl	18	
Stat t	3,66	
t crítico uni-caudal	1,73	

Tabela 4.14 Eficiência mensal e eficiência do período de agosto de 2000 a agosto de 2001 para vários parâmetros da ETE de Campina Grande expressa em porcentagem de remoção.

	ago-00	set-00	out-00	mar-01	abr-01	mai-01	jun-01	jul-01	ago-01	Remoção no período
CE	2	25	21	4	3	-5	-1	9	10	20
CLORETOS	-5	15	-7	3	5	17	8	-10	-17	9
DBO	75	88	97	80	90	65	39	73	83	84
DQO	56	81	95	72	72	60	43	54	65	74
POTÁSSIO	-	37	45	0	0	-6	0	0	11	22
SÓDIO	-	42	21	0	1	-6	-19	-5	-6	3
SST	44	75	98	66	81	70	65	70	68	73
SSF	64	97	99	74	87	88	73	87	64	83
SSV	41	67	98	64	76	-18	64	68	69	69
ST	12	25	34	-4	22	14	-52	-51	41	11
STF	-2	22	13	7	13	32	4	-6	13	14
STV	42	34	67	-26	35	-15	-135	-123	84	7
AMÔNIA	38	39	-49	66	64	-27	10	24	22	42
P-tot.	16	-116	33	30	5	21	-1	31	37	31
P-sol.	93	63	0	9	-14	9	29	31	76	45
CF	98,60	99,94	99,95	99,81	99,89	99,17	93,75	59,55	92,86	*99,55
HELMINTOS	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

- Média geométrica; cor vermelha indica acréscimo das concentrações no efluente; cor azul indica maior porcentagem de remoção.

4.15 Eficiência mensal e eficiência do período de agosto de 2000 a agosto de 2001 para vários parâmetros da ETE de Monteiro expressa em porcentagem de remoção.

	ago-00	set-00	out-00	nov-00	jan-01	fev-01	mar-01	abr-01	mai-01	jul-01	Remoção no período
CE	0	3	-24	9	-10	11	21	-3	18	13	5
CLORETOS	56	2	-22	-4	-12	-5	29	-14	12	27	15
DBO	94	77	89	11	74	74	79	83	84	86	78
DQO	13	32	-37	-227	95	6	22	83	79	36	31
POTÁSSIO	-	-65	-34	-10	-	7	16	-14	21	5	-12
SÓDIO	-	-6	-46	-8	-	8	18	-19	15	1	-6
SST	65	10	43	-17	-319	-102	40	84	67	-19	41
SSF	72	60	88	-389	-700	29	33	88	72	-26	35
SSV	64	-4	30	93	-251	-123	41	83	66	-18	42
ST	-4	-3	1	25	21	24	33	54	50	24	28
STF	0	3	-29	30	16	18	18	18	16	17	13
STV	-10	-17	32	8	27	34	55	77	75	36	46
AMÔNIA	-1	34	-1	25	18	5	37	15	12	18	17
P-tot.	-2	28	-4	-19	90	-300	7	-14	-30	-6	-3
P-sol.	63	73	71	-1	95	82	38	66	96	91	67
CF	-56,25	97,35	95,00	98,67	95,67	75,56	94,80	94,09	95,68	90,47	*92,81
HELMINTOS	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

* Média geométrica; cor vermelha indica acréscimo das concentrações no efluente; cor verde indica maior porcentagem de remoção.

5 DISCUSSÃO

Nos países em desenvolvimento, o grau de tratamento do esgoto obtido quer seja pelo uso de lagoas de estabilização ou por qualquer outro tipo de tratamento é de fundamental importância na questão da preservação dos corpos receptores. Essa preservação deve contemplar a qualidade dos efluentes lançados do ponto de vista da necessidade do corpo receptor e não apenas para alcançar os padrões de lançamento, pois a aplicação de técnicas de tratamento podem implicar custos elevados em função da complexidade do tratamento (von Sperling, 1996).

O comportamento dos dois sistemas estudados foi avaliado através do conhecimento da operação e funcionamento dos mesmos. Desta maneira puderam ser apontados aspectos críticos dos seus projetos e sugestões para melhoria do desempenho das ETE's.

As análises físico-químicas e microbiológicas foram fundamentais para a explicação do comportamento das duas ETE's. No entanto, as falhas ocorridas no funcionamento dos sistemas ocasionaram baixa eficiência de remoção de alguns parâmetros que poderiam ser detectadas e/ou explicadas se fosse conhecido o comportamento hidrodinâmico das lagoas, já que estas funcionam como reatores de fluxo disperso e fatores como zonas mortas, ventos, forma da lagoa, velocidade de escoamentos e outros podem influenciar a hidrodinâmica das mesmas e consequentemente o seu comportamento (Kellner *et al.*, 1998).

Segundo Kellner e Pires (1998) esse comportamento pode ser observado e avaliado através do emprego de traçadores. No entanto Yánez (2000) diz que a implementação de traçadores exige uma série de precauções pela influência de muitas variáveis existentes que podem afetar o resultado como dimensões e forma das lagoas, variáveis meteorológicas entre outros. Além disso o tipo de traçador também é importante visto que ele deve ter uma associação direta com líquido, não ser biodegradável e não ser afetado pelos altos valores de pH, ser de fácil manuseio e ser de baixo custo.

Um outro fator dentro da dinâmica dos sistemas em estudo foi a cor aparente das lagoas. Na ETE de Monteiro foi verificado que a lagoa facultativa apresentava coloração azul esverdeada que segundo a CETESB (1989) *apud* von Sperling (1996)

era característica da excessiva proliferação de cianobactérias, o que pode ser comprovado com a presença significativa de *Microcystis spp.*. Na literatura a ocorrência de cianobactérias em algumas regiões do planeta, estão associadas à intoxicações de humanos e animais que se utilizam desses corpos d'água. Esta questão vem sendo portanto, foco de preocupações por parte dos órgãos ambientais, institutos de pesquisas e companhias de saneamento. As cianotoxinas produzidas por algumas cianobactérias são classificadas em hepatoxinas, neurotoxinas, endotoxinas e dermatoxinas, esta classificação é realizada de acordo com o modo de ação das mesmas nos órgão humanos e tecidos animais (Jardim *et al.*, 2000). Na ETE de Monteiro a presença significativa cianobactérias do gênero de *Microcystis spp.*, sugere que a segunda lagoa se comportou como um reator capaz de maximizar a produção de cianobactérias. Estudos realizados em mananciais e no efluente dos sistema de tratamento por lagoas de estabilização no estado de Minas Gerais por Jardim *et al.* (2000) constataram mais de 50 compostos tóxicos produzidos por cianobactérias inclusive do gênero *Microcystis*. Portanto se faz necessário estudos mais detalhados sobre os fatores que permitiram o aparecimento destas cianobactérias no efluente da ETE de Monteiro, além de se verificar a presença ou não de cianotoxinas, visto que ele é lançado em um corpo d'água que é utilizado, entre outros usos, para dessedentação de animais e para atividade agrícola.

Através do monitoramento da ETE de Campina Grande foi possível demonstrar também que mesmo com os possíveis problemas com a hidrodinâmica da lagoa o sistema apresentou um efluente final adequado com a qualidade microbiológica compatível com a configuração existente, o que não ocorreu com a ETE de Monteiro, cujo o sistema não foi capaz de reduzir uma unidade de log de CF em cada lagoa, portanto inadequado para o lançamento em corpos receptores. Do ponto de vista do poder eutrofizante, os efluentes das duas ETE's foram inadequados para o lançamento nos corpos d'água receptores.

Por esta razão a reutilização desses efluentes na agricultura é bastante atrativa, principalmente no nordeste brasileiro onde a escassez de água limita o desenvolvimento da atividade agrícola (Silva *et al.*, 2000). No entanto é necessário cautela, pois apesar da presença dos macronutrientes constituir uma das grandes vantagens do uso de água residuária na agricultura (Mara *et al.*, 1992). As altas concentrações do nitrogênio,

característico de efluentes das lagoas de estabilização, podem proporcionar por exemplo o desenvolvimento vegetativo excessivo da cultura, em detrimento da produção de frutos (Léon e Cavallini, 1996). A maioria das culturas é tolerante a concentrações de nitrogênio total até 30mg N/l (Ayers e Westcot, 1991). Assim embora não tenha sido determinado o teor de nitrogênio total no efluente das duas ETE's, a concentração média de amônia foi de 55,2 mg/l na ETE de Monteiro, sugere estar acima do limite citado para nitrogênio total. A ETE de Campina Grande apresentou concentração média de amônia de 26,3 mg/l, portanto estaria dentro do limite de 30mgN/l. Os valores médios de fósforo total (5,0 mg/l) e potássio (20,1mg/l) no efluente da ETE de Campina Grande estão dentro da faixa de variação desses elementos em efluentes secundários (6-7 mgP/l e 10-40mgK/l), mencionadas por Feigin *et al.* (1991) *apud* Nogueira (1999). Já na ETE de Monteiro os valores de fósforo total e potássio foram de 11,10 mg/l e 43,29 mg/l, ambos acima da faixa recomendada.

Para minimizar os problemas ocorridos nas duas ETE's principalmente com relação as concentrações de CF e de nutrientes, a inclusão de lagoas de maturação nos dois sistemas pode ser extremamente benéfica, visto que a principal função dessas lagoas é a destruição de organismos patogênicos além de promoverem uma remoção significativa de nutrientes como fósforo e nitrogênio. Portanto a implantação de uma lagoa de maturação nas duas ETE's poderia resultar em reduções consideráveis destes parâmetros. Na da ETE de Campina Grande em particular, a instalação da lagoa de maturação seria necessário para proporcionar melhor reutilização do efluente final na agricultura, pois reduziria o número de coliformes de 10^5 para 10^3 UCF/100ml. Esta melhoria na qualidade microbiológica permitirá a irrigação de culturas mais restritivas como as de legumes e verduras a serem consumidas cruas, pertencentes a categoria A (Blumenthal *et al.*, 2000).

O sistema de tratamento de Campina Grande, foi projetado para funcionar com aeradores e durante algum tempo esses foram mantidos em funcionamento, porém ao serem retirados, as lagoas passaram a funcionar como lagoa anacróbia seguida de uma facultativa. Apesar da literatura mencionar que as lagoas aeradas tem suas vantagens dentre os sistemas de lagoas, como: necessitar de menores áreas, ter boa eficiência na remoção da matéria orgânica, menor tempo de detenção para a estabilização da matéria

orgânica (von Sperling, 1996; Mendonça, 2000). Os equipamentos eletromecânicos como os aeradores tem um consumo anual elevado de energia elétrica, além de problemas relacionados com sua manutenção, sendo estas maiores desvantagens das lagoas aeradas (Mara *et al.*,1992). Além disso Silva e Mara (1979) afirmam que as lagoas que tratam as águas residuárias brutas inteiramente por processos naturais são as mais viáveis para regiões de clima tropical, onde normalmente se dispõe de terreno suficiente e onde as altas temperaturas são favoráveis ao seu bom funcionamento. Portanto, não existem vantagens nos projetos de estações complexas quando não é viável ou possível a continuidade de operação e manutenção.

Apesar da eficiência desses dois sistemas ter sido comprometida por aspectos relacionados com o mal funcionamento dos mesmos, as lagoas de estabilização ainda são o melhor tipo de tratamento para a região semi-árida do nordeste brasileiro. Os problemas apresentados nos sistemas podem ser detectados e as soluções devem ser apontadas sem inviabilizar o uso dessas lagoas. A substituição desses reatores por um outro tipo de tratamento convencional, como por exemplo lodos ativados, filtros biológicos etc., não deve ser pensado como solução satisfatória para tais problemas, principalmente por causa dos custos de implantação e operação.

6.0 CONCLUSÕES

As análises dos resultados permitiram obter as seguintes conclusões:

- Os valores médios de DBO₅ e DQO caracterizaram o esgoto bruto de Campina Grande como médio e o esgoto de Monteiro como forte.
- A concentração média de amônia no efluente (26,3mg/l) da ETE de Campina ultrapassou o limite estabelecido pela resolução CONAMA 20/86 de 5,0mg/l para o lançamento no meio ambiente.
- A ETE de Monteiro apresentou baixa remoção em termos de amônia (17%) com média de 55,7mg/l no efluente final. Concentração esta extremamente alta comparada com o valor máximo permitido pela resolução CONAMA 20/86.
- Houveram excepcional desempenho na remoção de ortofosfato solúvel na ETE de Monteiro, provavelmente associado à grande quantidade de algas.
- As lagoas facultativas da ETE de Monteiro proporcionaram condições ideais para o desenvolvimento de algas, observada pela concentração de clorofila "a" e principalmente as cianobactérias do gênero *Microcystis* spp. se desenvolveram bastante.
- A ETE de Campina Grande, em termos de CF (média de $6,04 \times 10^{+07}$ UFC/100ml no EB e $2,9 \times 10^{+05}$ UFC/100ml no EF), atingiu as expectativas de remoção para o tratamento de águas residuárias, para alcançar a qualidade microbiológica segundo Blumenthal (2000) que é de até 10^5 CF para culturas de classe B (culturas de cereais, cultura de cereais para indústria, culturas forrageiras para pastos e para arborização).
- A remoção de CF (média de $2,8 \times 10^{+07}$ UFC/100ml para EB e $2,0 \times 10^{+06}$ UFC/100ml) na ETE de Monteiro foi precária, removendo apenas uma ordem logarítmica (\log_{10}) na série de lagoas.
- As duas ETE's apresentaram boa remoção de helmintos (100%), estando ausentes no efluente final.

- O test-t aplicado de um modo geral, teve uma boa representatividade diante do objetivo do trabalho que era observar o comportamento do sistema. Por meio do teste foi possível observar claramente o comportamento no período de estudo e juntamente com percentual de remoção foi possível destacar os seguintes pontos:
- Igualdade entre as médias EB e de EF para ETE de Campina Grande para os parâmetros cloretos, ST, STV, atribuída aos acréscimos de suas concentração no efluente ao longo dos meses e das grandes flutuações, como é o caso dos STV (84% no mês de abril de 2001 e de -135% no mês de junho de 2001), comprometendo as porcentagens de remoções no período.
- Na ETE de Monteiro os parâmetros que apresentaram igualdade entre médias foram CE, sódio, potássio, cloretos, DQO, SST, SSF, SSV, fósforo total. Os que comprometeram a remoção no período por causa dos acréscimos mensais das suas concentrações foram CE e cloretos e os que sofreram maiores flutuações foram:
 - SST (84% no mês de abril de 2001 e -319% no mês de janeiro de 2001);
 - SSF (88% no mês de outubro de 2000 e abril de 2001 e -700% no mês de janeiro de 2001);
 - SSV (83% no mês de abril de 2001 e -251%no mês de janeiro de 2001);
 - DQO (95% no mês de janeiro de 2001 e -227% no mês de novembro de 2000);
 - fósforo total (90% no mês de janeiro de 2001 a -300% no mês de fevereiro de 2001).

Outra consideração seria a favor da ETE de Campina Grande, que hoje opera da seguinte maneira: a primeira lagoa, que recebe o esgoto bruto, funciona como uma lagoa anaeróbia e a segunda como facultativa. O sistema não é operado como foi projetado (aeradores) e ainda, apresenta todos os problemas de um sistema antigo. Mesmo assim, o sistema demonstra uma melhor eficiência do que a ETE de Monteiro, que não tem aparentemente, problemas operacionais.

6.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALABASTER.G.P.; MILLS.S.W. (1989). *A practical guide to the monitoring of waste stabilisation pond performance*. ODA. Research on waste stabilisation ponds in Kenya.
- ANUÁRIO ESTATÍSTICO 97. (1999). *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE 1997). João Pessoa (PB)*.
- APHA - AWWA - WPCF (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Association. 19th. Ed. Washington, D.C. 953p.
- ARAÚJO, A.C. (1993). *Comportamento das Formas de Fósforo em Sistemas de Lagoas de Estabilização, em Escala Piloto, Sob Diferentes Configurações Tratando Esgoto Doméstico*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.
- ARAÚJO, A. C.; de OLIVEIRA, R.; SILVA, S. A. (2000) – *Reservatórios profundos tratando esgoto Doméstico bruto no nordeste do Brasil . Ciclo do fósforo*. Anais do Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. Porto Alegre – RS.
- AYERS,R. S.; WESTCOT, D.W. (1991). *A qualidade da água na agricultura. "Water Quality for Agriculture"*. Tradução H.R. Ghery e J.F. de Medeiros, UFPB. Campina Grande – PB, 217p.
- BICUDO, C. M.M.; BICUDO, R.M.T.(1970). *Algas de águas continentais brasileiras*. Fundação Brasileira para o desenvolvimento da ciência. São Paulo.
- BLUMENTHAL, U. J.; MARA, D. D.; PEASEY, A.; PALACIOS, G. R.; STOOT, R. (2000). *Guidelines for the Microbiological Quality of Treated Wastewater Used in Agriculture: Recommendations for Revising WHO Guidelines*. Bulletin of the health Organization,2000 , pp. 1104- 116.
- BRANCO, S. M. (1986). *Hidrobiologia Aplicada a Engenharia Sanitária*. CETESB 3ºd, 640p.
- BRASIL. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA (1972). *I – Levantamento Exploratório Reconhecimento de solos do estado da Paraíba. II – Interpretação para uso agrícola dos solos do estado da paraíba*. Boletim DPFS. EPE, MA, 15 – Pedologia, 8. Rio de Janeiro, 683p.
- CAGEPA (2001¹). *Informações sobre o número de ligações de água e esgoto nos municípios de Campina Grande e Monteiro (PB)*. Comunicação pessoal.

- CAGEPA (2001²). *Dados sobre a ETE de Campina Grande. Comunicação pessoal.*
- CAGEPA (2001³). *Informações sobre as bacias e os bairros atendidos pelo sistema de esgoto da ETE de Campina Grande –PB. Comunicação pessoal.*
- CARVALHO, M. G. R. F. dc. (1982) “*Estado da Paraíba*”; *Classificação Geomorfológica*. João Pessoa, Editora Universitária/UFPb. 72p. 551.4(813.3). C331e.
- CAVALCANTI, P. F. F.; van HANDELL, A.; KATO, M. T.; von SPERLING, M., (2001). *Tratamento de Efluentes de Reatores. In: Pós tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Lagos de Polimento*. Projeto PROSAB. Belo Horizonte. MG, 544 p.
- CEBALLOS, B.S.O.; GARCIA,D.; PAZ, M.C.F.; CASTRO, L.; KÖNIG, A. (1993a). *Aspectos sanitários de um sistema de drenagem urbana e a disseminação de V. Choleare*. Resumos XVII Congresso de Microbiologia Sanitária. Fortaleza – CE.
- CEBALLOS, B. S. (1995) . *Utilização de indicadores microbiológicos na tipologia de ecossistemas aquáticos do trópico semi-árido*. Tese de Doutorado – Departamento de Microbiologia. Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo (SP).195p.
- CEBALLOS, B. S. O.; KÖNIG, 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 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. Foz do Iguaçu-PR.
- CEBALLOS, B. S. O. (2000). *Eliminación de microorganismo por medio del tratamiento de las aguas residuales* . Sistemas de lagunas de estabilización. In: *Cómo utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío*. Capítulo 4. Colombia: Editorial Nomos S.A.
- CENSO DEMOGRÁFICO (2000) *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Rio de Janeiro.*
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA (1986). Resolução nº 20- 18 de junho de 1986. IN : *Legislação de Conservação da Natureza*. 4ªed. São Paulo. FNCN/ CESP,720p.
- CURTIS, T.P.; MARA, D. D. (1994). *The effect of sunlight on mechanisms for the die- off of faecal coliform bacterial in waste stabilization ponds*. Research monograf nº1.University of Leeds.
- DACACH, N. G. (1990). *Saneamento básico*. Editora didática e científica Ltda. Rio de Janeiro, 293p.
- de OLIVEIRA, R. (1990). *The Performace of Deep Ponds in Northeast Brazil*. Ph D. Thesis, University of Leeds, U.K.

- ELLIS, K.V. (1983). Stabilization Ponds: Design and Operation. Vol. 13. Capítulo 2.
- EPPLEY, R. W.; MACIAS R, .M. F. (1962). *Rapid growth of sewage lagoon Chlamydomonas with acetate*. Physiologia plantarum. Vol. 15. Bioastronautics laboratory . Northrop Corporation/ Norair division Hawthorne, California.
- ESTEVEZ, F. DE A. (1998). Fundamentos de Limnologia. 2ª ed. Rio de Janeiro. Ed. Interciência/ Finep, 620p.
- FLORENTINO, I. Q. de B. (1992). *Caracterização do Sistema de lagoas de Estabilização no Município de Guarabira - PB*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. PB.
- FLORENTINO, E. R. (1993). *Caracterização dos Esgotos Domésticos e Efluentes das ETE's de Campina Grande, Guarabira e Sapé - PB*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. PB.
- GELDREICH, E. E. (1991). *Microbiological water quality concerns for supply use. Environ. Toxicol.* Water Qual./ Toxicity Assessment, 6, pp 209-223.
- GLOYNA, E. F. (1971). *Waste stabilization ponds. Geneva, Switzerland: Who. World Health Organization* (Monograph series nº 60).
- GOVERNO DO ESTADO DA PARAÍBA - GEP (1987) . *Atlas Geográfico do Estado da Paraíba*. João Pessoa (PB). Secretaria do Estado da Paraíba/ UFPB.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA DA AGRICULTURA E REFORMA AGRÁRIA - INMET. (1992). *Normais climáticas (1961/1990)* Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. Secretaria Nacional de Irrigação. Departamento Nacional de Meteorologia.
- JARDIM, F. A.; FONSECA, Y. M. de F.; VIANNA, L. N. L. (2000). *Cianobactérias Tóxicas: A implantação de um banco de culturas no laboratório metropolitano da COPASA – MG. Anais do 9º Simpósio Luso- Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. SILUBESA. Porto Seguro- BA.
- JONES, J. G. (1979). *A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in freshwaters*. FBA- Freshwater Biological Association. Scientific publication, nº 39. UK. 112p.
- JORDÃO. P.; PESSÔA, A. C. (1995). *Tratamento de esgotos domésticos*. CETESB. 3ª ed, 720p.
- KELLNER, E.; PIRES. E. C. (1998). *Lagoas de Estabilização. Projeto e Operação*. ABES. Capítulo Nacional da AIDS, 244p.
- KÖNIG, A. (1990). *Biologia das lagoas : algas. In: Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente : Novos Conceitos*. Capítulo 2. Editora Universitária UFPB, pp. 58-88.

- KÖNIG, A.; CEBALLOS, B. S. O.; FLORENTINO, I. Q. de BARROS; FREITAS, V. L. B. (1991). *Avaliações do ciclo diário de parâmetros físico-químicos e microbiológicos em um sistema de lagoas de estabilização em escala real.*
- KÖNIG, A. (2000). *Biología de las Lagunas de Estabilización : algas.* Sistemas de Lagunas de Estabilización. In: Cómo utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío. Capítulo 2. Colombia. Editorial Nomos S.A.
- KONIG, A. (2001). *O tempo de decantação influenciando no aumento do número de ovos de helmintos em amostras de esgoto bruto.* Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental- ABES. João Pessoa. PB.
- LEITE, D. V.; DE OLIVEIRA, R.; SILVA, S. A. (1999). *Comportamento da fração sólida de esgotos domésticos tratada em lagoas de estabilização anaeróbias primárias.* Engenharia sanitária e ambiental (ABES). Vol 4 –nº3-jul/set 1999 e nº4 out/dez 1999.
- LÉON, S. C.; CAVALLINI, M. J. (1996) *Tratamento e Uso de Águas Residuárias.* Cepis-OPS-OMS, Lima. Peru,109p.
- MAGALHÃES, C. A.; MORENO, J.; GALVÃO. A. de C. (2001). *Estimativa do consumo per capita em comunidades atendidas pela unidade de negócio do Médio Tietê.* Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. João Pessoa-PB.
- MARA, D. (1976). *Sewage Treatment in Hot Climates.* Chichester : Jonh Wiley.
- MARA, D. D.; PEARSON, H. W. AND SILVA (1983). *Brazilian stabilization pond research suggests low- coast urban applications.* *World Water* 6, pp. 20-24. Coletânea de Trabalhos Técnicos resultantes das Pesquisas Realizadas na EXTRABES – 1977- 1988.
- MARA, D. D.; PEARSON, H. (1986). *Artificial Freshwater Environmental : Waste Stabilization Ponds.* In : *Biotechnology.* Vol 8. Chapter 4. (Ed. H. J. Rehm and G. Reed. Weinheim: Verlagsgesellschaft, pp. 177-206.
- MARA. D. D.; ALABSTER, G. P.; PERSON, H. W.; MILLS, S. W. (1992). *Water Stabilisation Ponds- A desing manual for eastern Africa.* *Lagoon Tecnology* International Leeds. England. ODA. Overseas Development Administration.
- MARAIS, G. v. R. (1966). *New Factors in the Design, Operation and Performace of Waste Stabilization Ponds.* Bull. WHO 34.
- MARAIS, G. v . R. (1974). *Faecal Bacterial Kinetics in Stabilization Ponds.* J. Environ. Eng. Div. Am. Soc. Civ. Eng.100, (EE1), pp 119-139.
- MENDONÇA. S.R. (1986). *Projeto do Sistema de Lagoas de Estabilização da ETE de Monteiro (PB).*

- MENDONÇA, S. R. (2000). *Sistemas de Lagunas de Estabilização. In: Como Utilizar Aguas Residuales Tratadas en Sistemas de Regadío. Colombia: Editorial Nomos S.A.*
- MOSCOSO, J.; LÉON, G. (1995). *Uso de aguas residuales.* Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS). N° 53. División de Salud y Ambiente.
- MOTA, S.; BEZERRA, F. C.; TOMÉ, L. M. (1997) . *Avaliação do desempenho de culturas irrigadas com esgoto tratado.* Anais do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. Foz do Iguaçu-PR.
- NOGUEIRA, V. L. M. (1999). *Caracterização do Sistema de Lagoas de Estabilização da Estação de Tratamento de Esgotos do Parque Fluminense, em Fortaleza, Ceará.* Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. PB.
- ODUM, P. E. (1988). *Fundamentos de ecologia.* Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa .4ºed.
- OKINO, T. (1973). *Studies on the blooming of Microcystis aeruginosa. II. Rapid Accumulation of phosphate by Microcystis aeruginosa.* J. Fac. Sci. Shinshu Univ.8, pp. 135-145.
- OMS (1989). *Diretrizes sanitarias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura.* Informe de un grupo científico de la OMS. Organización Mundial de la Salud. Serie de Informes Técnicos 778. Ginebra.
- PALMER, C. M. (1969). *A composite rating of algae tolerating organic pollution.* J.Physicol. 5, pp. 78-82.
- PARKER, C. D. (1962) . *Microbiological Aspects of lagoon Treatment.* J. Water Pollut. Control Fed 34, pp. 149-161
- PEARSON, H. W.; MARA, D. D; MILLS, S. W.; SMALLMAN, D. J. (1987). *Factors determining algal population in waste stabilization ponds and the influence of algae and pond performace.* Warter science and technology. Vol.19. nº12, pp. 131-140.
- PESSOA, S. B.; MARTINS, A. V. (1978). *Parasitologia Humana.* 10ª Ed. Guanabara Koogam,. RJ, 986 p.
- 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.
- SANEAMENTO DE CAMPINA GRANDE - S.A – SANESA. (1969). *Projeto da ETE de Campina Grande (PB).*

- SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L. (1987). *Chemistry for Environmental Engineering*. 3 th. Ed., McGraw – Hill Book Company, 532 p.
- SAWYER, C. L.; McCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. (1994). *Chemistry for Environmental Engineering*. 4 th. Ed., McGraw – Hill Book Company, 658 p.
- SILVA, S.A; MARA, D. D. (1979). *Tratamentos Biológicos de Águas Residuárias. Lagoas de Estabilização*. Rio de Janeiro : ABES, 140p.
- SILVA, S.A. (1982). *On the Treatment of Domestic Sewage in Waster Stabilization Ponds in Northeast Brazil*. Ph.D Thesis, University of Dundee, U.K.
- SILVA, S. A. (1983). *Remoção de parasitos em lagoas de estabilização tratando esgotos doméstico no nordeste do Brasil*. Coletânea de Trabalhos Técnicos resultantes das Pesquisas Realizadas na EXTRABES – 1977- 1988.
- SILVA, S. A. (1984). *Influência da carga orgânica na concentração de algas em lagoas de estabilização tratando esgotos doméstico no nordeste do Brasil*. Coletânea de Trabalhos Técnicos resultantes das Pesquisas Realizadas na EXTRABES – 1977- 1988.
- 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; da SILVA, F. J. A. (1997) . *Geração de odores em lagoas anaeróbias: um estudo de caso* . Anais do 19º Congresso Brasileiro de engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. Foz do Iguaçu- PR .
- SILVA, S. A; de Oliveira, R.; Araújo, A. L. C. (2000). *Reservatórios profundos tratando esgoto doméstico bruto no nordeste do Brasil : Ciclo do enxofre*. Anais do 27º Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental. AIDIS. Porto Alegre-RS.
- SUENE. H (2002). *Monteiro está ameaçada pela desertificação*. Jornal da Paraíba. Paraíba, 03 de fevereiro de 2002. Cidades, p.4.
- TOWNE, W. W.; ASCE, M.; DAVIS, W. H. (1957). *Sewage Treatment by Raw Sewage Stabilization Ponds*. J. Sanit Eng. Div. Proc. Am. Soc. Civ. Eng. 83. 1377-1 to pp. 1377-11.
- TSUTIYA, M. T. (2001). *Uso Agrícola dos Efluentes das Lagous de Estabilização do Estado de São Paulo*. Anais 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária - ABES. João Pessoa - PB.
- van Haandel, A. C.; Lettinga, G. (1994). *Tratamento Anaeróbio de Esgotos em Regiões de Clima Quente*. Campina Grande- PB, 198p.

- VON SPERLING, M. (1996). *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Lagoas de Estabilização*. Volume 3. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais.
- WHO (1989). *Health guidelines for the use of water in agriculture and quaculture. Report of a Who Scientife Group..* World Health Organization Tecnical report Series 778.
- YÁNEZ, F. (2000). *Aspectos destacados en la tecnología de lagunas de estabilizacion*. Seminário Internacional de Tratamiento de Aguas Servidas. Divisão de Aguas Servidas (DIASE) e Asociacion Internacional de Ingenieria sanitaria Y Ambiental (AIDIS). Porto Alegre- RS.