



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA**  
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA  
**CURSO DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**  
CAMPUS II - CAMPINA GRANDE

ANÁLISE CAUSAL DAS TRANSFORMAÇÕES  
CÍCLICAS DE ESPÉCIES DE NUTRIENTES EM  
SÉRIES DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO  
GUSTAVO ADOLFO BATISTA NOGUEIRA

CAMPINA GRANDE

ABRIL - 2004

**GUSTAVO ADOLFO BATISTA NOGUEIRA**

**ANÁLISE CAUSAL DAS TRANSFORMAÇÕES  
CÍCLICAS DE ESPÉCIES DE NUTRIENTES EM  
SÉRIES DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO**

---

**CAMPINA GRANDE - PB  
ABRIL DE 2004**



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE**

**CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA**

**PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**Área de Engenharia Sanitária e Ambiental**

**ANÁLISE CAUSAL DAS TRANSFORMAÇÕES  
CÍCLICAS DE ESPÉCIES DE NUTRIENTES EM  
SÉRIES DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO**

**GUSTAVO ADOLFO BATISTA NOGUEIRA**

Campina Grande – PB  
Abril de 2004

# **ANÁLISE CAUSAL DAS TRANSFORMAÇÕES CÍCLICAS DE ESPÉCIES DE NUTRIENTES EM SÉRIES DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO**

**GUSTAVO ADOLFO BATISTA NOGUEIRA**  
Engenheiro Civil

Orientadores:

Prof. RUI DE OLIVEIRA, M.Eng., PhD.

Prof. SALOMÃO ANSELMO SILVA, M.Eng., PhD.

Dissertação submetida ao curso de Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, em cumprimento às exigências requeridas para a obtenção do título de Mestre em Engenharia (M.Eng.), Área de Concentração: Recursos Hídricos, Sub-Área: Engenharia Sanitária e Ambiental.

Campina Grande - PB  
Abril de 2004



N778a Nogueira, Gustavo Adolfo Batista.  
Análise causal das transformações cíclicas de espécies de nutrientes em séries de lagoas de estabilização / Gustavo Adolfo Batista Nogueira. - Campina Grande, 2004. 100 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia, 2004.  
"Orientação : Prof. Dr. Rui de Oliveira, Prof. Dr. Salomão Anselmo Silva".  
Referências.

1. Lagoas de Estabilização - Engenharia Sanitária. 2. Modelo Causal. 3. Nutrientes. 4. Dissertação - Engenharia Civil. I. Oliveira, Rui de. II. Silva, Salomão Anselmo. III. Universidade Federal de Campina Grande - Campina Grande (PB). IV. Título

CDU 658.357(043)

## **Dados Internacionais de Catalogação da Publicação (CIP).**

Divisão de Biblioteca e Documentação – UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE

Nogueira, Gustavo Adolfo Batista

Análise causal das transformações cíclicas de espécies de nutrientes em séries de lagoas de estabilização / Gustavo A. B. Nogueira. – Campina Grande, 2004.

117p. : il.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, 2004.

Bibliografia.

1. Engenharia Sanitária 2. Modelo Causal 3. Nutrientes 4. Lagoas de Estabilização

I. Título

CDD \_\_\_\_\_

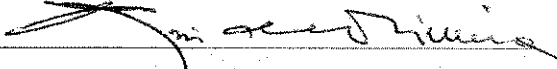
# ANÁLISE CAUSAL DAS TRANSFORMAÇÕES CÍCLICAS DE ESPÉCIES DE NUTRIENTES EM SÉRIES DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

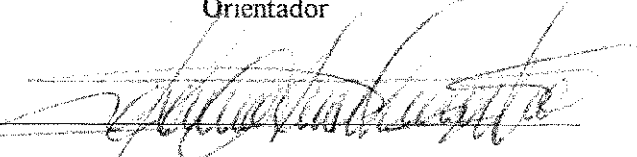
GUSTAVO ADOLFO BATISTA NOGUEIRA

“Esta Dissertação foi julgada adequada para obtenção do Título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental, Área de Concentração em *Recursos Hídricos*, Sub-Área *Engenharia Sanitária e Ambiental*, e aprovada em sua forma final pelo Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande”.

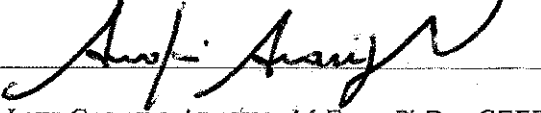
Aprovada em 23.05.2004

Banca Examinadora:

  
Prof. RUI DE OLIVEIRA, M.Eng., PhD. - UFCG  
Orientador

  
Prof. SALOMÃO ANSELMO SILVA, M.Eng., PhD. - UFCG  
Orientador

  
Prof. ANNEMARIE KÖNIG, PhD. - UFCG  
Examinador Interno

  
Prof. ANDRÉ LUIS CALADO ARAÚJO, M.Eng., PhD. - CEFET-RN  
Examinador Externo

## **DEDICATÓRIA**

A meus muito amados avós, Severino Pereira de Melo, fazendeiro, e Antônio Batista de Moraes, industriário, homens extremamente sábios, que despertaram em mim o gosto pela natureza e pela tecnologia.

A minha filha, Anna Beatriz de Oliveira Nogueira, presente divino e motivo de minha existência.



## **AGRADECIMENTOS**

A Deus, o Grande Arquiteto do Universo, Senhor e razão de tudo, meu grande amigo e fonte de luz em todos os meus momentos, por permitir através do dom da ciência que o homem possa conhecer e admirar Sua obra.

A meus pais, exemplos de amor, dedicação e renúncia, por me apoiarem de todas as formas durante a realização desta pesquisa.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior -CAPES- órgão que forneceu suporte financeiro durante a realização desta pesquisa. À Universidade Federal de Campina Grande -UFCG- onde também fui graduado, especialmente aos professores e funcionários da Área de Engenharia Sanitária e Ambiental.

Ao professor Rui de Oliveira, exemplo de dedicação à docência e à pesquisa, cujo incentivo e orientação foram muito preciosos para a conclusão desta pesquisa.

Ao professor Salomão Anselmo Silva cuja luta incessante em favor da ciência, resultou em março de 1977, na criação da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal da Paraíba, atualmente Universidade Federal de Campina Grande, de onde são provenientes inúmeros artigos, dissertações e teses.

A meus irmãos, tios, primos e amigos, pela alegria que vejo em seus olhos por dividirem comigo esta conquista.

Resumo da Dissertação apresentada à UFCG como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil.

# **ANÁLISE CAUSAL DAS TRANSFORMAÇÕES CÍCLICAS DE ESPÉCIES DE NUTRIENTES EM SÉRIES DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO**

**Gustavo Adolfo Batista Nogueira**

Abril de 2004

Orientadores:

Prof. Rui de Oliveira, MEng., PhD.

Prof. Salomão Anselmo Silva, MEng., PhD.

Área de Concentração:

Recursos Hídricos.

Sub-Área:

Engenharia Sanitária e Ambiental.

Palavras-chave:

Análise de Trajetória; Modelo Causal; Nutrientes; Nitrogênio; Fósforo; Lagoas de Estabilização em Série.

Dados de monitoramento de duas séries de lagoas de estabilização operadas na EXTRABES - UFCG, na cidade de Campina Grande (7° 13' 11" sul e 35° 52' 31" oeste, 550m acima do nível do mar), no Estado da Paraíba, Nordeste do Brasil, descritas previamente por Silva (1982) e de Oliveira (1990), foram submetidos à análise de trajetória para a elaboração de um modelo causal dos relacionamentos entre variáveis físicas, químicas e biológicas envolvidas na remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo).

A análise dos resultados demonstrou que lagoas rasas são mais eficazes na remoção de nutrientes, sendo o pH e a biomassa algal as principais variáveis que atuam no processo. As lagoas profundas tiveram um comportamento diferente, conservando mais os nutrientes e estando mais sujeitas à concentração afluyente de nutrientes e à temperatura.

Abstract of Dissertation presented to UFCG as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master in Civil Engineering.

**PATH ANALYSIS APPLIED TO THE CYCLIC  
TRANSFORMATIONS OF NUTRIENT SPECIES IN WASTE  
STABILIZATION POND SERIES**

**Gustavo Adolfo Batista Nogueira**

April - 2004

Advisors:

Prof. Rui de Oliveira, MEng., PhD.

Prof. Salomão Anselmo Silva, MEng., PhD.

Area of Concentration:

Water Resources

Sub Area:

Environmental Engineering

Keywords:

Path Analysis; Causal Models, Nutrients; Nitrogen; Phosphorus; Stabilization Ponds Series.

Monitoring data from two series of waste stabilization ponds operated at EXTRABES - UFCG, in the city of Campina Grande (7° 13' 11" south and 35° 52' 31" west, 550m above mean sea level), in the State of Paraíba, Northeast Brazil, previously described by Silva (1982) and de Oliveira (1990), were submitted to the path analysis for a causal model elaboration of the relationships among physical, chemical and biological variables involved in the removal of nutrients (nitrogen and phosphorus).

The results demonstrated that shallow ponds are more effective in nutrients removal, being pH and algal biomass the main variables acting in the process. Deep ponds had a different behavior, maintaining more the nutrients and being more affected by both nutrient influent concentration and temperature.

# SUMÁRIO

DEDICATÓRIA.....	iv
AGRADECIMENTOS.....	v
RESUMO.....	vi
ABSTRACT.....	vii
LISTA DE FIGURAS.....	xi
LISTA DE EQUAÇÕES.....	xiii
LISTA DE TABELAS.....	xiv
1 - INTRODUÇÃO.....	2
2 - REVISÃO DE LITERATURA.....	6
2.1    LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO.....	6
2.1.1    Histórico.....	6
2.1.2    Tipos de Lagoas.....	8
2.1.2.1    Lagoas Anacróbias.....	8
2.1.2.2    Lagoas Facultativas.....	9
2.1.2.3    Lagoas de Maturação.....	10
2.1.2.4    Lagoas de Alta Taxa de Degradação.....	11
2.1.2.5    Lagoas de Estabilização em Série.....	11
2.1.3    Operações e Processos Unitários.....	13
2.1.3.1    Digestão Anaeróbia.....	13
2.1.3.1.1    Hidrólise.....	14
2.1.3.1.2    Acidogênese.....	14
2.1.3.1.3    Acetogênese.....	15
2.1.3.1.4    Metanogênese.....	15
2.1.3.2    Oxidação Aeróbia.....	16
2.1.3.3    Fotossíntese.....	17
2.1.3.4    Sedimentação.....	19
2.1.3.5    Mistura.....	20
2.1.4    Mecanismos Básicos do Tratamento em Lagoas de Estabilização.....	21
2.2    NUTRIENTES.....	22
2.2.1    Nitrogênio.....	22

2.2.2	<i>Fósforo</i> .....	25
2.2.3	<i>Eutroficação</i> .....	26
2.3	<b>ANÁLISE CAUSAL</b> .....	28
2.3.1	<i>Análise de Correlação</i> .....	28
2.3.2	<i>Análise de Regressão</i> .....	29
2.3.2.1	<i>A Regressão Ridge</i> .....	30
2.3.3	<i>Análise de Trajetória</i> .....	31
2.3.4	<i>Pressupostos para a Análise de Regressão</i> .....	32
2.3.5	<i>Teste de Normalidade (Kolmogorov-Smirnov)</i> .....	33
2.3.6	<i>Transformações (Box-Cox)</i> .....	34
<b>3</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>36</b>
3.1	<b>DADOS EXPERIMENTAIS ANALISADOS</b> .....	36
3.2	<b>O SISTEMA DE LAGOAS</b> .....	36
3.3	<b>SISTEMA DE AMOSTRAGEM</b> .....	38
3.4	<b>MÉTODOS ANALÍTICOS</b> .....	39
3.5	<b>ANÁLISE DE TRAJETÓRIA</b> .....	39
3.5.1	<i>Estação de Trabalho</i> .....	40
3.5.2	<i>Fase Conceitual</i> .....	40
3.5.3	<i>Preparação do Banco de Dados</i> .....	43
3.5.4	<i>Análise Estatística</i> .....	43
<b>4</b>	<b>APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS</b> .....	<b>47</b>
4.1	<b>ANÁLISE ESTATÍSTICA DESCRITIVA</b> .....	47
4.2	<b>ESTUDO DA DISTRIBUIÇÃO DAS AMOSTRAS</b> .....	54
4.3	<b>ANÁLISE CAUSAL</b> .....	70
4.3.1	<i>Modelo Causal Para a Remoção de Nitrogênio</i> .....	71
4.3.1.1	<i>Lagoas Rasas (Sistema I)</i> .....	71
4.3.1.2	<i>Lagoas Profundas (Sistema IX)</i> .....	75
4.3.2	<i>Modelo Causal Para a Remoção de Fósforo</i> .....	79
4.3.2.1	<i>Lagoas Rasas (Sistema I)</i> .....	79
4.3.2.2	<i>Lagoas Profundas (Sistema IX)</i> .....	82
<b>5</b>	<b>DISCUSSÃO</b> .....	<b>87</b>
5.1	<b>ASPECTOS GERAIS DO ECOSISTEMA</b> .....	87
5.2	<b>NUTRIENTES</b> .....	88
5.3	<b>AVALIAÇÃO DA APLICAÇÃO DA ANÁLISE DE TRAJETÓRIA</b> .....	89

<b>6- CONCLUSÕES.....</b>	<b>93</b>
<b>7- SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....</b>	<b>95</b>
<b>8- BIBLIOGRAFIA .....</b>	<b>97</b>

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 2.1 - MUTUALISMO ENTRE ALGAS E BACTÉRIAS EM LAGOAS FACULTATIVAS. ....	10
FIGURA 2.2 - SÉRIE DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO. ....	11
FIGURA 2.3 - SÉRIE ALTERNATIVA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO.....	11
FIGURA 2.4 - ESQUEMA DO ESTÁGIO DOIS DA FOTOSÍNTESE.....	18
FIGURA 2.5 - CICLO BIOGEOQUÍMICO DO NITROGÊNIO.....	24
FIGURA 2.6 - TRANSFORMAÇÕES CÍCLICAS DO FÓSFORO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO. ....	26
FIGURA 3.1 - PLANTA DE SITUAÇÃO DO COMPLEXO EXPERIMENTAL DA EXTRABES EM 1986. ....	37
FIGURA 3.2 - BALANÇO DE MASSA PARA NUTRIENTES NA FORMA ORGÂNICA E INORGÂNICA. ....	41
FIGURA 3.3 - DIAGRAMA DE RELAÇÕES CAUSAIS PARA REMOÇÃO DE NUTRIENTES EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO EM SÉRIE.....	43
FIGURA 4.1 - HISTOGRAMAS DE DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA DAS VARIÁVEIS DA LAGOA F1 (EXTRABES).....	55
FIGURA 4.2 - HISTOGRAMAS DE DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA DAS VARIÁVEIS DA LAGOA M1 (EXTRABES).....	56
FIGURA 4.3 - HISTOGRAMAS DE DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA DAS VARIÁVEIS DA LAGOA M2 (EXTRABES).....	57
FIGURA 4.4 - HISTOGRAMAS DE DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA DAS VARIÁVEIS DA LAGOA M3 (EXTRABES).....	58
FIGURA 4.5 - HISTOGRAMAS DE DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA DAS VARIÁVEIS DA LAGOA F9 (EXTRABES).....	59
FIGURA 4.6 - HISTOGRAMAS DE DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA DAS VARIÁVEIS DA LAGOA M7 (EXTRABES).....	60
FIGURA 4.7 - HISTOGRAMAS DE DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA DAS VARIÁVEIS DA LAGOA M8 (EXTRABES).....	61
FIGURA 4.8 - HISTOGRAMAS DE DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA DAS VARIÁVEIS DA LAGOA M9 (EXTRABES).....	62
FIGURA 4.9 - HISTOGRAMAS DE DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA DAS VARIÁVEIS TRANSFORMADAS DA LAGOA F1 (EXTRABES).....	63
FIGURA 4.10 - HISTOGRAMAS DE DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA DAS VARIÁVEIS TRANSFORMADAS DA LAGOA M1 (EXTRABES).....	64
FIGURA 4.11 - HISTOGRAMAS DE DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA DAS VARIÁVEIS TRANSFORMADAS DA LAGOA M2 (EXTRABES).....	65
FIGURA 4.12 - HISTOGRAMAS DE DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA DAS VARIÁVEIS TRANSFORMADAS DA LAGOA M3 (EXTRABES).....	66

FIGURA 4.13 - HISTOGRAMAS DE DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA DAS VARIÁVEIS TRANSFORMADAS DA LAGOA F9 (EXTRABES).....	67
FIGURA 4.14 - HISTOGRAMAS DE DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA DAS VARIÁVEIS TRANSFORMADAS DA LAGOA M7 (EXTRABES).....	68
FIGURA 4.15 - HISTOGRAMAS DE DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA DAS VARIÁVEIS TRANSFORMADAS DA LAGOA M8 (EXTRABES).....	69
FIGURA 4.16 - HISTOGRAMAS DE DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA DAS VARIÁVEIS TRANSFORMADAS DA LAGOA M9 (EXTRABES).....	70
FIGURA 4.17 - PERCENTUAL DE EXPLICAÇÃO DA VARIABILIDADE DA CONSTANTE DE REMOÇÃO DO NITROGÊNIO PARA LAGOAS RASAS NAS DIFERENTES LAGOAS DO SISTEMA I (EXTRABES).	78
FIGURA 4.18 - PERCENTUAL DE EXPLICAÇÃO DA VARIABILIDADE DA CONSTANTE DE REMOÇÃO DO NITROGÊNIO PARA LAGOAS PROFUNDAS NAS DIFERENTES LAGOAS DO SISTEMA IX (EXTRABES).....	78
FIGURA 4.19 - PERCENTUAL DE EXPLICAÇÃO DA VARIABILIDADE DA CONSTANTE DE REMOÇÃO DO FÓSFORO PARA LAGOAS RASAS NAS DIFERENTES LAGOAS DO SISTEMA I (EXTRABES).....	85
FIGURA 4.20 - PERCENTUAL DE EXPLICAÇÃO DA VARIABILIDADE DA CONSTANTE DE REMOÇÃO DO FÓSFORO PARA LAGOAS PROFUNDAS NAS DIFERENTES LAGOAS DO SISTEMA IX (EXTRABES).....	85



## LISTA DE EQUAÇÕES

EQUAÇÃO 2.1 - REAÇÃO DE ACETOGÊNESE .....	15
EQUAÇÃO 2.2 - REAÇÃO DE ACETOGÊNESE .....	15
EQUAÇÃO 2.3 - REAÇÃO DE ACETOGÊNESE .....	15
EQUAÇÃO 2.4 - REAÇÃO DE ACETOGÊNESE .....	15
EQUAÇÃO 2.5 - REAÇÃO DE ACETOGÊNESE .....	15
EQUAÇÃO 2.6 - METANOGÊNESE ACETOTRÓFICA. ....	16
EQUAÇÃO 2.7 - METANOGÊNESE HIDROGENOTRÓFICA. ....	16
EQUAÇÃO 2.8 - CATABOLISMO. ....	16
EQUAÇÃO 2.9 - ANABOLISMO. ....	16
EQUAÇÃO 2.10 - RESPIRAÇÃO ENDÓGENA. ....	16
EQUAÇÃO 2.11 - FOTOFOSFORILAÇÃO CÍCLICA. ....	18
EQUAÇÃO 2.12 - FOTOFOSFORILAÇÃO NÃO CÍCLICA. ....	18
EQUAÇÃO 2.13 - FASE ESCURA. ....	18
EQUAÇÃO 2.14 - EQUAÇÃO BÁSICA DA FOTOSÍNTESE. ....	18
EQUAÇÃO 3.1 - BALANÇO DE MASSA DOS NUTRIENTES EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO .....	41
EQUAÇÃO 3.2 - EQUAÇÃO DA CONSTANTE DE PRIMEIRA ORDEM PARA REMOÇÃO DE NUTRIENTES .....	42
EQUAÇÃO 4.1 - EQUAÇÃO DE BOX-COX PARA A MELHOR TRANSFORMAÇÃO PARA A NORMALIDADE. ....	54
EQUAÇÃO 4.2 - FUNÇÃO LOGARÍTMICA MAIS PROVÁVEL ONDE “S <sup>22</sup> ” É A VARIÂNCIA, “V” O GRAU DE LIBERDADE E “N” O TAMANHO DA AMOSTRA. ....	54

## LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1 - CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DO SISTEMA I E SISTEMA IX.....	38
TABELA 3.2 - CARACTERÍSTICAS OPERACIONAIS DO SISTEMA I E SISTEMA IX.....	38
TABELA 3.3 - MÉTODOS EMPREGADOS NAS DETERMINAÇÕES DAS VARIÁVEIS UTILIZADAS NA ANÁLISE CAUSAL.....	39
TABELA 4.1 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS VARIÁVEIS DA LAGOA ANAERÓBIA (A1) DO SISTEMA I (EXTRABES).....	49
TABELA 4.2 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS VARIÁVEIS DA LAGOA FACULTATIVA SECUNDÁRIA (F1) DO SISTEMA I (EXTRABES).....	49
TABELA 4.3 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS VARIÁVEIS DA LAGOA DE MATURAÇÃO (M1) DO SISTEMA I (EXTRABES).....	50
TABELA 4.4 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS VARIÁVEIS DA LAGOA DE MATURAÇÃO (M2) DO SISTEMA I (EXTRABES).....	50
TABELA 4.5 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS VARIÁVEIS DA LAGOA DE MATURAÇÃO (M3) DO SISTEMA I (EXTRABES).....	51
TABELA 4.6 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS VARIÁVEIS DA LAGOA ANAERÓBIA (A7) DO SISTEMA IX (EXTRABES).....	51
TABELA 4.7 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS VARIÁVEIS DA LAGOA FACULTATIVA SECUNDÁRIA (F9) DO SISTEMA IX (EXTRABES).....	52
TABELA 4.8 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS VARIÁVEIS DA LAGOA DE MATURAÇÃO (M7) DO SISTEMA IX (EXTRABES).....	52
TABELA 4.9 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS VARIÁVEIS DA LAGOA DE MATURAÇÃO (M8) DO SISTEMA IX (EXTRABES).....	53
TABELA 4.10 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS VARIÁVEIS DA LAGOA DE MATURAÇÃO (M9) DO SISTEMA IX (EXTRABES).....	53
TABELA 4.11 - VALORES DAS COVARIÂNCIAS ENTRE AS VARIÁVEIS DA LAGOA F1 DO SISTEMA I (EXTRABES).....	73
TABELA 4.12 - VALORES DAS COVARIÂNCIAS ENTRE AS VARIÁVEIS DA LAGOA M1 DO SISTEMA I (EXTRABES) (DESTAQUE PARA $A \leq 0,1$ ).....	73
TABELA 4.13 - VALORES DAS COVARIÂNCIAS ENTRE AS VARIÁVEIS DA LAGOA M2 DO SISTEMA I (EXTRABES) (DESTAQUE PARA $A \leq 0,1$ ).....	74
TABELA 4.14 - VALORES DAS COVARIÂNCIAS ENTRE AS VARIÁVEIS DA LAGOA M3 DO SISTEMA I (EXTRABES) (DESTAQUE PARA $A \leq 0,1$ ).....	74
TABELA 4.15 - VALORES DAS COVARIÂNCIAS ENTRE AS VARIÁVEIS DA LAGOA F9 DO SISTEMA IX (EXTRABES) (DESTAQUE PARA $A \leq 0,1$ ).....	76

TABELA 4.16 - VALORES DAS COVARIÂNCIAS ENTRE AS VARIÁVEIS DA LAGOA M7 DO SISTEMA IX (EXTRABES).....	76
TABELA 4.17 - VALORES DAS COVARIÂNCIAS ENTRE AS VARIÁVEIS DA LAGOA M8 DO SISTEMA IX (EXTRABES) (DESTAQUE PARA $A \leq 0,1$ ).....	77
TABELA 4.18 - VALORES DAS COVARIÂNCIAS ENTRE AS VARIÁVEIS DA LAGOA M9 DO SISTEMA IX (EXTRABES) (DESTAQUE PARA $A \leq 0,1$ ).....	77
TABELA 4.19 - VALORES DAS COVARIÂNCIAS ENTRE AS VARIÁVEIS DA LAGOA F1 DO SISTEMA I (EXTRABES) (DESTAQUE PARA $A \leq 0,1$ ).....	80
TABELA 4.20 - VALORES DAS COVARIÂNCIAS ENTRE AS VARIÁVEIS DA LAGOA M1 DO SISTEMA I (EXTRABES) (DESTAQUE PARA $A \leq 0,1$ ).....	80
TABELA 4.21 - VALORES DAS COVARIÂNCIAS ENTRE AS VARIÁVEIS DA LAGOA M2 DO SISTEMA I (EXTRABES).....	81
TABELA 4.22 - VALORES DAS COVARIÂNCIAS ENTRE AS VARIÁVEIS DA LAGOA M3 DO SISTEMA I (EXTRABES) (DESTAQUE PARA $A \leq 0,1$ ).....	81
TABELA 4.23 - VALORES DAS COVARIÂNCIAS ENTRE AS VARIÁVEIS DA LAGOA F9 DO SISTEMA IX (EXTRABES) (DESTAQUE PARA $A \leq 0,1$ ).....	83
TABELA 4.24 - VALORES DAS COVARIÂNCIAS ENTRE AS VARIÁVEIS DA LAGOA M7 DO SISTEMA IX (EXTRABES).....	83
TABELA 4.25 - VALORES DAS COVARIÂNCIAS ENTRE AS VARIÁVEIS DA LAGOA M8 DO SISTEMA IX (EXTRABES).....	84
TABELA 4.26 - VALORES DAS COVARIÂNCIAS ENTRE AS VARIÁVEIS DA LAGOA M9 DO SISTEMA IX (EXTRABES) (DESTAQUE PARA $A \leq 0,1$ ).....	84

# INTRODUÇÃO

*"Felix qui potuit rerum cognoscere causas".*  
(Felizes os que podem conhecer as causas das coisas).

Virgílio

---

## 1 - INTRODUÇÃO

Cada vez mais, à medida que os reservatórios naturais estão se extinguindo ou sendo poluídos pela atividade antrópica sempre crescente, aumenta a necessidade da proteção dos mananciais hídricos, do reuso e da reciclagem de águas residuárias. A necessidade de desenvolvimento e aplicação de técnicas que permitam o tratamento de águas residuárias é proporcional à necessidade da devolução deste recurso à natureza de modo a não prejudicar o meio ambiente.

No fim do século XIX, o tratamento primário de águas residuárias tinha como objetivo remover os sólidos sedimentáveis através de decantação simples, porém logo no início do século XX, ficou claro que desse modo a água residuária só poderia ser tratada parcialmente, pois grande parte do material orgânico nas águas residuárias não é sedimentável ou encontra-se dissolvida, não sendo, portanto, removida pelo tratamento primário. As primeiras décadas do século XX caracterizaram-se pelo desenvolvimento do tratamento secundário, notadamente aqueles que envolviam processos biológicos, para obtenção de uma remoção mais completa da matéria orgânica.

Na segunda metade do século XX foi percebido que o tratamento secundário ainda não era suficiente para uma proteção eficaz dos mananciais, uma vez que a descarga de grandes quantidades de nutrientes (especialmente nitrogênio e fósforo) causava sérios desequilíbrios ecológicos nos corpos d'água receptores. Surgiram novas pesquisas e desenvolvimento que resultaram nos sistemas de tratamento terciário, ou seja, sistemas que, além dos sólidos sedimentáveis (tratamento primário) e do material orgânico (tratamento secundário), propiciassem a remoção dos nutrientes, nitrogênio e fósforo. Porém, ainda remanesce nas águas que sofriam tratamento terciário, um quarto elemento indesejado, constituído pelos organismos patogênicos. Com o intuito de resolver este problema podem ser aplicados métodos químicos (desinfecção), físico-químicos (irradiação ultravioleta) e físicos (filtração).

---

Para que o reuso ou a disposição final possa ocorrer de acordo com as regras e critérios definidos pelos órgãos reguladores, o tratamento deve incluir a redução de pelo menos um dos quatro constituintes indesejáveis mais importantes das águas residuárias: Sólidos em Suspensão (tratamento primário); Material Orgânico Biodegradável (tratamento secundário); Nutrientes (tratamento terciário) e Organismos Patogênicos (van Haandel & Lettinga, 1994).

Especificamente no tratamento de águas residuárias domésticas, há que se considerar as peculiaridades regionais, os recursos financeiros e as facilidades operativas que os processos de tratamento podem oferecer. Dentre as técnicas empregadas com esta finalidade, destaca-se o tratamento de água residuária em sistemas de lagoas de estabilização.

As lagoas de estabilização tanto podem ser utilizadas no tratamento de águas residuárias domésticas de pequenas e grandes comunidades (Allum & Carl, 1970 *apud* Silva, 1982), como para uma grande variedade de águas residuárias produzidas por atividades industriais e agrícolas (Novak, 1976 *apud* Silva, 1982).

As lagoas de estabilização podem ser classificadas como ecossistemas aquáticos eutróficos, e como tais, são de fundamental interesse para pesquisas, pois tornam possível o estudo, em pequenas escalas de espaço e tempo, do comportamento de ecossistemas naturais que recebam grandes quantidades de poluentes orgânicos (Troussellier *et al.*, 1986).

Os dados de monitoração dos sistemas de tratamento são muito freqüentemente limitados a uma avaliação do desempenho do sistema. Pesquisas mais detalhadas são necessárias para a compreensão dos processos de tratamento de águas residuárias através do espaço (o curso da água na estação de tratamento) e do tempo. A Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal da Paraíba, atual Universidade Federal de Campina Grande, vem estudando, há 27 anos, sistemas de lagoas de estabilização com as mais diversas configurações físicas e operacionais, contribuindo para a compreensão dos fenômenos envolvidos e para a definição de critérios de projeto.

---

Técnicas modernas para o tratamento dos dados obtidos nas pesquisas relacionadas com águas residuárias são necessárias para permitir o desenvolvimento de métodos avançados de tratamento de águas residuárias que possam produzir uma qualidade de efluente final mais elevada, suprimindo a crescente demanda pela qualidade da água. Tratamentos intensivos para reduzir poluentes não convencionais, como nitrogênio e fósforo, estão se tornando cada vez mais utilizados. Esta é a razão por que esta pesquisa foi realizada, focada no desenvolvimento de um modelo (causal) que possa melhor descrever os fenômenos envolvidos na remoção de nutrientes (N e P) em lagoas de estabilização.

Nos últimos anos poderosas ferramentas estatísticas vêm sendo desenvolvidas e popularizadas na comunidade científica graças também ao desenvolvimento da informática, facilitando o acesso a análises mais elaboradas que promovem um melhor entendimento das informações disponíveis.

Com base no banco de dados da EXTRABES - UFCG foi possível desenvolver um modelo matemático cujo objetivo é avaliar a influência dos fatores físicos, químicos, biológicos e operacionais e sua variação sazonal no comportamento das transformações cíclicas de espécies de nutrientes em séries de lagoas de estabilização rasas e profundas tratando águas residuárias domésticas com o emprego da análise de trajetória.

---

# REVISÃO DE LITERATURA

*“Os conceitos mais simples são os mais abstratos”.*

Wilhelm Ostwald

---



## **2 - REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1 LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO**

As lagoas de estabilização são grandes reservatórios com pequenas profundidades, geralmente delimitados por diques de terra ou, ocasionalmente, por paredes de contenção, projetados para o tratamento de águas residuárias brutas ou efluentes de um tratamento prévio, através de processos naturais envolvendo principalmente bactérias e/ou algas (Silva, 1982; de Oliveira, 1990).

A estabilização biológica que ocorre nas lagoas de estabilização é, na verdade, uma complexa interação de processos físicos e bioquímicos, constituindo, portanto, um ecossistema auto-suficiente, que não recebe qualquer interferência direta do homem, além da construção dos reservatórios onde eles se desenvolvem (de Oliveira, 1995).

As lagoas de estabilização podem ser utilizadas no tratamento de quaisquer águas residuárias passíveis de serem biodegradadas, oferecendo a flexibilidade de poder produzir um efluente final com o grau de purificação desejado, permitindo a adequação do efluente à capacidade de absorção do corpo receptor sem causar danos ao meio ambiente, ou utilizá-lo para irrigação agrícola ou na aquicultura (Silva, 1982).

#### **2.1.1 HISTÓRICO**

Acredita-se que o uso de lagoas de estabilização teve início no começo do século XX (1901) nos Estados Unidos, quando a cidade de San Antonio, no Texas, tornou-se a primeira comunidade a utilizar lagoas para a destinação de águas residuárias.

---

Mais tarde, em 1911, já havia o uso de lagoas no estado de Montana atendendo a uma comunidade de 2730 pessoas e na Califórnia tratando águas residuárias de estações de bombeamento de petróleo, de unidades geradoras de vapor e domésticas.

Outros sistemas, como o da cidade de Santa Rosa, em 1924, e o da cidade de Fesseden, no estado de Dakota do Norte em 1928, embora não tenham sido projetados utilizando critérios técnicos e, em alguns casos mesmo por acaso, promoveram o tratamento de águas residuárias durante várias décadas.

Foi o bom desempenho apresentado que deu aos engenheiros um mais alto grau de confiança na possibilidade de uma lagoa ser projetada e construída perto de uma comunidade, sem que a mesma sentisse algum incômodo decorrente de sua operação. Só a partir de meados do século XX é que começou uma abordagem mais científica do problema.

Muitos engenheiros que preconizavam o uso de lagoas no tratamento de águas residuárias foram ridicularizados, mas não havia como negar a eficiência obtida no tratamento com o uso de lagoas de estabilização. Assim em 1956, já havia cerca de 345 instalações nos EUA.

A Austrália iniciou estudos que usaram lagoas em escala piloto próximas à cidade de Melbourne e logo (1957) as pesquisas resultaram na utilização em larga escala, naquele país, de lagoas de estabilização para tratamento de águas residuárias. A Nova Zelândia construiu uma lagoa com 445 hectares para receber uma vazão de 125400 metros cúbicos de águas residuárias por dia.

No Brasil, a primeira lagoa construída dentro dos critérios técnicos foi a de São José dos Campos, no estado de São Paulo. Porém até 1964 prevalecia a tendência de se optar pela utilização de processos convencionais no tratamento de águas residuárias.

Principalmente durante a década de 60, as lagoas de estabilização despertaram mais interesse, quando então foram usadas largamente, tanto no tratamento de águas residuárias domésticas como industriais, e despertaram a atenção dos estudiosos em várias partes do mundo, os quais passaram a aprofundar (através de pesquisas) o conhecimento sobre o processo em questão.

---

Para isso muito contribuiu a Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal de Campina Grande (EXTRABES - UFCG), que vem estudando, ao longo dos seus 27 anos de existência, sistemas de lagoas de estabilização com as mais diferentes configurações físicas e operacionais, contribuindo, assim, para uma melhor compreensão dos fenômenos envolvidos, bem como para a definição de critérios de projeto que mais se ajustem às características da região nordeste do Brasil ou daquelas que possuam comportamento climático semelhante.

### 2.1.2 TIPOS DE LAGOAS

As lagoas de estabilização podem ser classificadas em quatro categorias: Lagoas Anaeróbias, Lagoas Facultativas, Lagoas de Maturação e Lagoas de Alta Taxa de Degradação (Silva, 1982).

A escolha do tipo de lagoa de estabilização a ser empregada, bem como sua localização depende da água residuária a ser tratada e de diversas variáveis ambientais como: temperatura ambiente, altitude, velocidade e direção dos ventos, radiação solar, nebulosidade e temperatura da água (Lumbers, 1979 *apud* Silva, 1982).

#### 2.1.2.1 LAGOAS ANAERÓBIAS

São lagoas dimensionadas para tratar água residuária bruta (Silva, 1982), operadas com uma carga orgânica superficial tão grande que, conseqüentemente, não apresentam oxigênio dissolvido na massa líquida (Silva & Mara, 1979; de Oliveira, 1990), propiciando o desenvolvimento da digestão anaeróbia da matéria orgânica (Silva, 1982).

São unidades empregadas como lagoas primárias, utilizadas com grandes vantagens no tratamento prévio de águas residuárias com cargas orgânicas concentradas (DBO > 300mg/l) e elevado teor de sólidos em suspensão (SST > 300mg/l) (Silva & Mara, 1979; Silva, 1982; Barros, 1999 *apud* Moreira, 2001). O seu uso, iniciando uma série de lagoas, é uma alternativa que reduz consideravelmente a área ocupada por uma série de lagoas de estabilização iniciada por uma lagoa facultativa primária.

---

O efluente produzido pelas lagoas anaeróbias necessita de tratamento posterior. Geralmente, para o tratamento desses efluentes, são utilizadas lagoas facultativas e de maturação, operando em série com as mesmas (Silva, 1982).

O principal problema que ocorre nas lagoas anaeróbias é associado à geração de odores causados pela liberação de gás sulfídrico ( $H_2S$ ), por isso, este tipo de lagoa foi durante algum tempo impopular entre os engenheiros projetistas, por temerem os odores e também a necessária manutenção extra (*Ibid.*). Este inconveniente pode ser superado, ainda na fase de projeto, com a utilização de cargas orgânicas compatíveis, de até  $400gDBO_5/m^3d$ , desde que a concentração de sulfato no afluente não exceda  $500mg SO_4^{2-}/l$  (Mara, 1976).

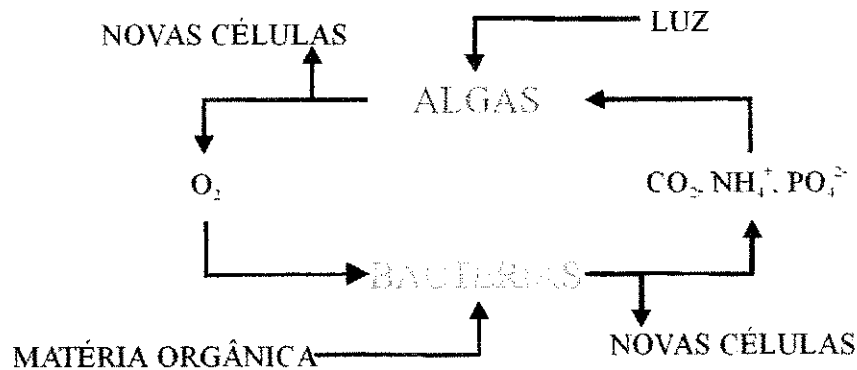
### 2.1.2.2 LAGOAS FACULTATIVAS

As lagoas facultativas são as mais comumente usadas e, normalmente, recebem águas residuárias brutas; obtendo a nomenclatura de lagoa facultativa primária; ou então, efluentes de um tratamento primário; sendo classificadas, neste caso, como uma lagoa facultativa secundária.

O termo “facultativa” refere-se à existência de condições aeróbias e anaeróbias (Silva & Mara, 1979), pois ao longo da profundidade da lagoa ocorrem, simultaneamente, os processos anaeróbio e aeróbio de degradação da matéria orgânica. Na camada aeróbia, o oxigênio requerido para que as bactérias metabolizem a matéria orgânica presente é, principalmente, fornecido pela fotossíntese de algas e cianobactérias que, em contrapartida, utilizam para o seu metabolismo o gás carbônico e os sais minerais liberados do metabolismo bacteriano. Essa relação simbiótica (Figura 2.1) é denominada de mutualismo e só ocorre na zona fótica da lagoa cuja profundidade varia entre 30 e 50cm (Pearson, 1987). Nas camadas inferiores do reator, onde há acúmulo de lodo sedimentado, ocorre a digestão anaeróbia do material sedimentado.

König (1984) observou que lagoas facultativas são propícias ao desenvolvimento de grande quantidade de algas e que sua biomassa (quantificada em termos de clorofila “a”) é inversamente proporcional à carga orgânica aplicada. De fato, o crescimento de algas é tão

profuso que o conteúdo da lagoa adquire uma coloração verde brilhante (Silva & Mara, 1979).



Adaptado de Mara (1974).

Figura 2.1 - Mutualismo entre algas e bactérias em Lagoas Facultativas.

### 2.1.2.3 LAGOAS DE MATURAÇÃO

As lagoas de maturação são projetadas para receber efluentes já tratados em nível secundário. Sua função principal é a de destruição de organismos patogênicos (*Ibid.*), para adequar a qualidade sanitária dos efluentes de modo a obedecer aos padrões de lançamento ou proporcionar o reuso desses efluentes. Lagoas de maturação são de baixa eficiência na remoção de matéria orgânica, sendo amplamente reconhecido que sua finalidade é a remoção de patógenos.

Os principais fatores que influenciam no decaimento bacteriano nesse tipo de reator são: temperatura, radiação solar, escassez de alimentos, organismos predadores, competição, componentes tóxicos, pH e oxigênio dissolvido (James, 1978; de Oliveira, 1990), sendo assim, as bactérias fecais e os vírus morrem em razoável espaço de tempo, devido ao que é para eles um meio inóspito e um ambiente estressante (Silva & Mara, 1979).

A água na lagoa de maturação, parcialmente clarificada, mantém condições de baixa turbidez, permitindo a penetração da luz em camadas mais profundas e, conseqüentemente, associado à baixa concentração de matéria orgânica, assegura condições aeróbias (Silva, 1982).

### 2.1.2.4 LAGOAS DE ALTA TAXA DE DEGRADAÇÃO

Lagoas de alta taxa de degradação são lagoas de estabilização pouco profundas, projetadas para o tratamento de águas residuárias decantadas, visando uma produção máxima de algas (Silva & Mara, 1979).

Como a produção de algas é enorme, o efluente possuirá alta turbidez, sendo então necessária a remoção das algas do efluente. Por este motivo deve ser empregada como método de tratamento apenas quando houver a viabilidade do reaproveitamento da produção de algas. As algas removidas podem ser secadas e usadas como alimentação suplementar na pecuária, ovinocultura, suinocultura, avicultura e piscicultura.

### 2.1.2.5 LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO EM SÉRIE

Um sistema de lagoas de estabilização em série geralmente é constituído de uma lagoa anaeróbia, seguida de uma facultativa secundária e um número de lagoas de maturação necessário para garantir a qualidade final do efluente requerida (Figura 2.2). Uma configuração alternativa é a série constituída de uma lagoa facultativa primária seguida das lagoas de maturação (Figura 2.3). Lagoas de estabilização também podem ser usadas em combinação com outros processos de tratamento de águas residuárias (Middlebrooks, 1987).

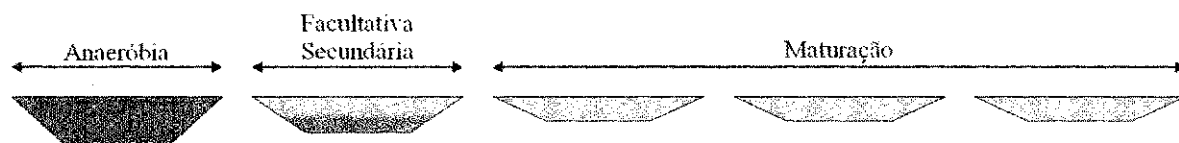


Figura 2.2 - Série de Lagoas de Estabilização.

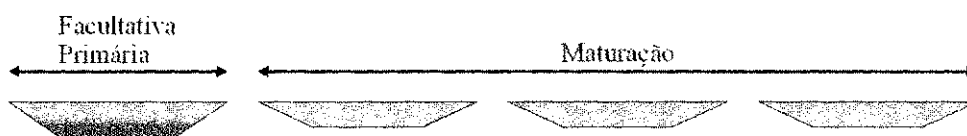


Figura 2.3 - Série alternativa de Lagoas de Estabilização.

Lagoas operadas em regiões diferentes, com as mesmas dimensões e recebendo a mesma carga orgânica, terão a qualidade de seus efluentes afetada não só pela variação no tempo de detenção hidráulica, mas também por fatores ambientais tais como temperatura, insolação e ventos. Por outro lado, a qualidade do efluente variará conforme as águas residuárias sejam tratados em uma só lagoa ou em uma série de lagoas com área e tempo de detenção hidráulica iguais. De fato, foi observado que o efluente final de uma série de lagoas apresenta melhor qualidade do que o de uma única lagoa de área equivalente ao do sistema (Gloyna & Herman, 1956).

Isto ocorre porque as séries de lagoas foram desenvolvidas com o objetivo de diminuir a dispersão longitudinal existente nesses reatores, melhorando seu desempenho hidráulico e, por conseguinte, promovendo uma melhor realização dos processos físicos e bioquímicos, contribuindo, assim para a melhor eficiência operacional do sistema.

A medida da dispersão está relacionada com o desvio do fluxo em relação ao escoamento de carga não dispersa. Quando a dispersão é nula, não há mistura (Fluxo Pistão), quando é máxima, ocorre outro tipo de escoamento ideal (Mistura Completa). Os reatores nunca seguem completamente os padrões de escoamento ideal (Levenspiel, 1994 *apud* Moreira, 2001) e seu fluxo é chamado de "Mistura Parcial".

Embora o regime hidráulico em lagoas individuais se aproxime mais do escoamento com carga completamente dispersa do que com carga não dispersa, o desempenho global de um sistema de lagoas se aproxima daquela de um reator com carga não dispersa (Silva & Mara, 1979).

Essa vantagem se torna mais importante na remoção de indicadores fecais e patógenos, pois a flexibilidade oferecida pelo uso de várias lagoas em série garante um decaimento ao nível exigido para a disposição final do efluente ou seu reuso.

Outro ponto positivo é que cada reator acaba adquirindo características ecológicas próprias (o biótopo adequado ao desenvolvimento de uma determinada biocenose) que favorecem o processo como um todo.

Assim, enquanto se processa a remoção de organismos fecais em sistemas de lagoas de estabilização em série, também é observada uma contínua estabilização da matéria orgânica, de modo que um sistema que reduz consideravelmente a concentração de coliformes fecais é capaz de reduzir, também, eficientemente, a matéria orgânica afluyente (de Oliveira, 1995).

### **2.1.3 OPERAÇÕES E PROCESSOS UNITÁRIOS**

No mecanismo de tratamento das lagoas de estabilização ocorrem diferentes operações e processos que, envolvendo de forças físicas até processos químicos e biológicos, atuam na remoção das propriedades indesejáveis das águas residuárias, sejam elas a presença de sólidos em suspensão, matéria orgânica, organismos patogênicos e nutrientes.

Quando o tratamento envolve fenômenos físicos é chamado de “operação unitária”, quando envolve fenômenos químicos ou biológicos é chamado “processo unitário”. Operações unitárias incluem, por exemplo, gradeamento, sedimentação, filtração e flotação, por sua vez, processos unitários químicos incluem desinfecção, adsorção e precipitação, e processos unitários biológicos incluem a atividade microbiana que é responsável pela degradação da matéria orgânica e remoção de nutrientes (Metcalf & Eddy *apud* Bitton, 1994).

#### **2.1.3.1 DIGESTÃO ANAERÓBIA**

Na digestão anaeróbia, as reações do processo ocorrem de forma seqüencial, isto é, as etapas acontecem consecutivamente e uma vez estabelecida a cadeia de reações elas passam a ocorrer simultaneamente, ou seja, para que ocorra a metanogênese é necessário que tenha ocorrido anteriormente acidogênese, mas desde que haja substrato para ambas, elas podem ocorrer simultaneamente.

---



Sendo assim, a matéria orgânica presente em um sistema de tratamento poderá ser utilizada como substrato por um grupo de bactérias, assim considerada reagente para esse grupo de microrganismos, mas esta mesma matéria orgânica pode ter sido gerada por outro grupo microbiano, sendo, para estes, considerada produto.

Os produtos de maior interesse na aplicação do processo anaeróbio, em sistemas de tratamento de efluentes, são aqueles resultantes da reação anaeróbia completa, isto é, estáveis (como os gases metano, hidrogênio, dióxido de carbono), pois não sofrem alterações quando lançados ao meio ambiente.

A digestão anaeróbia pode ser descrita em quatro etapas (van Haandel & Lettinga, 1994): hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

#### **2.1.3.1.1 Hidrólise**

Neste processo, o material orgânico particulado é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular. O processo requer a interferência das chamadas exoenzimas que são excretadas pelas bactérias fermentativas.

As proteínas se degradam para aminoácidos, os carboidratos se transformam em açúcares solúveis e lipídeos são convertidos em ácidos graxos de longa cadeia e glicerina.

#### **2.1.3.1.2 Acidogênese**

Os compostos dissolvidos, gerados no processo de hidrólise ou liquefação, são absorvidos nas células das bactérias fermentativas e, após a acidogênese, excretados como substâncias simples como ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido lático e compostos minerais como  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ . A maioria das bactérias acidogênicas é anaeróbia obrigatória, entretanto algumas espécies são facultativas e podem metabolizar o material orgânico pela via oxidativa. Isto é importante nos sistemas de tratamento anaeróbio, porque o oxigênio dissolvido ocasionalmente presente poderia se tornar tóxico, se não fosse removido pela acidogênese facultativa.

---

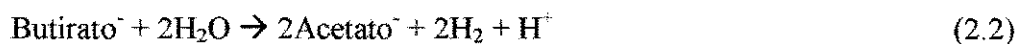
### 2.1.3.1.3 Acetogênese

A acetogênese é a conversão dos produtos da acidogênese em compostos que formam os substratos para produção de metano: acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Algumas reações da etapa da acetogênese são apresentadas a seguir (equações 2.1 a 2.5). A atividade das bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio está muito associada à atividade das metanogênicas consumidoras de hidrogênio, pois estas últimas garantem a manutenção da pressão parcial de H<sub>2</sub> extremamente baixa, capaz de permitir o catabolismo do substrato e o crescimento de bactérias acetogênicas.

#### Equação 2.1 - Reação de acetogênese



#### Equação 2.2 - Reação de acetogênese



#### Equação 2.3 - Reação de acetogênese



#### Equação 2.4 - Reação de acetogênese



#### Equação 2.5 - Reação de acetogênese



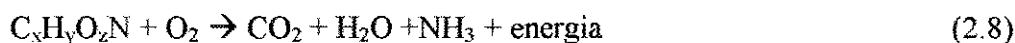
### 2.1.3.1.4 Metanogênese

A metanogênese, em geral, é o processo que limita a velocidade do processo de digestão anaeróbia como um todo, embora abaixo dos 20°C, a hidrólise possa se tornar limitante (Gujer & Zehnder, 1983 *apud* van Haandel & Lettinga, 1994). Metano é produzido pelas bactérias acetotróficas a partir da redução de ácido acético ou pelas bactérias hidrogenotróficas a partir da redução de dióxido de carbono de acordo com as seguintes reações catabólicas (equações 2.6 e 2.7):

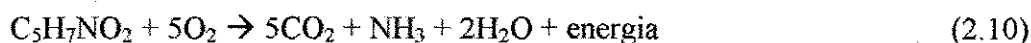
**Equação 2.6 - Metanogênese Acetotrófica.****Equação 2.7 - Metanogênese Hidrogenotrófica.****2.1.3.2 OXIDAÇÃO AERÓBIA**

A oxidação aeróbia, levada a efeito por bactérias aeróbias e facultativas, é um processo bioquímico em que a matéria orgânica é metabolizada, tendo como agente oxidante o oxigênio molecular solubilizado na massa líquida, introduzido no reator a partir da interface líquido/ar ou pela atividade fotossintética de algas e cianobactérias.

O metabolismo oxidativo é composto por dois processos simultâneos, denominados catabolismo (oxidação da molécula orgânica para liberação de energia) e anabolismo (síntese de material celular) conforme as equações 2.8 e 2.9:

**Equação 2.8 - Catabolismo.****Equação 2.9 - Anabolismo.**

A respiração endógena representa a biodegradação do material intracelular e é descrita pela equação 2.10:

**Equação 2.10 - Respiração Endógena.**

### 2.1.3.3 FOTOSSÍNTESE

O surgimento da fotossíntese ocorreu, de acordo com os defensores da hipótese heterotrófica, depois de alguns milhões de anos quando o alimento disponível para os seres heterotróficos teria acabado. Na atmosfera, a formação de moléculas orgânicas teria cessado com a redução dos gases metano e amônia disponíveis, porém, antes que isso ocorresse, algumas linhagens de seres vivos já teriam se diferenciado, adquirindo a capacidade de captar a energia solar, fabricando ou sintetizando seu próprio alimento.

A fotossíntese (do grego *photós*, luz) significa “síntese de substâncias orgânicas pela luz”, ou seja, é o processo de captação de energia luminosa e produção de matéria orgânica a partir da luz. A fotossíntese dá origem à quase totalidade das moléculas orgânicas de nosso planeta e a praticamente todo o gás oxigênio presente na atmosfera.

No processo de fotossíntese, realizado pelas algas, plantas e algumas bactérias, moléculas de águas e de gás carbônico reagem formando moléculas orgânicas (geralmente glicose) e gás oxigênio (Amabis & Martho, 1997). A fotossíntese pode ser dividida em três estágios:

- i. Absorção da energia luminosa pelo pigmento fotossintético localizado nos cromoplastos.
- ii. A transferência desta energia, parcialmente para a energia de ligação pirofosfato do ATP, no processo de “fosforilação fotossintética” e parcialmente para a energia de oxidação/redução, onde o NADPH<sub>2</sub> é formado e o oxigênio é liberado.
- iii. A assimilação de carbono em uma série de reações escuras envolvendo a ribose-5-fosfato, ribulase difosfato e utilizando a energia de redução do NADPH<sub>2</sub> e a ação de fosforilação do ATP.

O primeiro estágio, de absorção da luz, já foi discutido acima. Dois caminhos cíclicos para a fotofosforilação foram descobertos, catalisados pela vitamina K ou pela riboflavina fosfato juntos com trifosforopiridina nucleotídeo (NADP- Nicotinamida Adenina Dinucleotídeo Fosfato), estes dois caminhos para a fotofosforilação são mostrados na Figura 2.4.



A plantas e algas usam o dióxido de carbono como sua única fonte de carbono e a água como doadora de elétrons. São os átomos de oxigênio das moléculas de água que produzem o gás oxigênio e não os do dióxido de carbono (Figura 2.4).

Com exceção das cianobactérias, a fotossíntese realizada pelas bactérias nunca resulta na produção de oxigênio livre (fotossíntese anoxigênica) pois a água não é usada como doadora de elétrons, para este propósito, a fotossíntese bacteriana utiliza o hidrogênio molecular, compostos reduzidos do enxofre ou compostos orgânicos.

A fotossíntese anoxigênica realizada pelas bactérias é um processo anaeróbio e muitas bactérias fotossintetizantes são anaeróbias obrigatórias, todas reduzem o  $\text{CO}_2$ , algumas são autotróficas e outras usam compostos orgânicos tanto como fonte de carbono celular como doadores de elétrons. Existem três grupos principais de bactérias fotossintetizantes (Mara, 1974):

- i. Bactérias verdes do enxofre (Chlorobiaceae);
- ii. Bactérias púrpuras do enxofre (Chromatiaceae);
- iii. Bactérias púrpuras não sulfurosas (Rhodospirillaceae).

#### **2.1.3.4 SEDIMENTAÇÃO**

A operação de sedimentação para a remoção de partículas sólidas em suspensão é uma das mais comuns no tratamento da água. Consiste na utilização das forças gravitacionais para separar partículas de densidade superior à da água, depositando-as em uma superfície ou zona de armazenamento.

Normalmente, em lagoas de estabilização ocorre a sedimentação de partículas individuais ou sedimentação discreta e tem a função de clarificação, isto é, a separação das fases sólida e líquida da água residuária bruta.

Ao promover a sedimentação, graças ao seu fluxo sem turbulência, as lagoas de estabilização também removem, fisicamente, a matéria orgânica depositando-a na camada de lodo onde se processa a degradação bacteriana notadamente nas lagoas anaeróbias e facultativas.

### 2.1.3.5 MISTURA

A mistura da massa líquida na lagoa se processa naturalmente através da ação dos ventos e do ciclo diário de estratificação e mistura (Silva, 1982). O vento e o calor são os dois mais importantes fatores que influenciam o grau de mistura que ocorre dentro de uma lagoa de estabilização (Silva & Mara, 1979).

Durante o dia, as camadas superiores estão mais quentes devido à ação direta da insolação, portanto, ocorre uma diferença de temperatura entre a superfície e o fundo da lagoa, o que resulta em uma estratificação térmica impedindo a mistura.

Durante a noite, as camadas superficiais da lagoa perdem calor mais rapidamente do que as do fundo, tornando-se mais densas e afundando, provocando desse modo a mistura vertical através das chamadas correntes de convecção.

A mistura realiza algumas funções que são vitais numa lagoa: minimiza a possibilidade de ocorrência de curtos circuitos hidráulicos, a formação de zonas estagnadas e assegura uma razoável e uniforme distribuição no sentido vertical da DBO, algas e oxigênio.

A mistura é o único meio pelo qual o grande número de algas não motoras pode ser transportado para dentro da zona de penetração da luz. A mistura também é responsável pelo transporte do oxigênio produzido na zona fótica para as camadas inferiores da lagoa.

O vento também induz mistura no sentido vertical. A profundidade da sua ação depende basicamente da distância em que o mesmo está em contato com a água. Um contato sem obstruções, da ordem de 100m de comprimento, é necessário para se conseguir uma mistura máxima provocada pela ação do vento. Uma boa mistura, por conseguinte, aumenta a carga de DBO que pode ser tratada em uma lagoa (*Ibid.*).

---

#### 2.1.4 MECANISMOS BÁSICOS DO TRATAMENTO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

De acordo com Arthur (1983), e de Oliveira (1990), os principais mecanismos de tratamento de águas residuárias em sistemas de lagoas de estabilização são:

- i. O efeito reservatório que permite uma grande absorção de choques de cargas orgânica e hidráulica;
- ii. A sedimentação primária que permite a deposição dos sólidos sedimentáveis nas camadas mais profundas;
- iii. Biodegradação dos componentes orgânicos tanto pela oxidação aeróbia quanto pela digestão anaeróbia.

As operações e processos unitários que promovem o tratamento nas lagoas anaeróbias são a sedimentação e a digestão anaeróbia. Parte da DBO afluente sedimenta para formar uma camada de lodo no fundo da lagoa, onde ocorre então a digestão anaeróbia.

Nas lagoas facultativas, as operações e processos que compõem o tratamento são a sedimentação, a oxidação aeróbia, a fotossíntese, a digestão anaeróbia e a mistura. Uma fração da DBO afluente sedimenta para formar uma camada de lodo no fundo da lagoa, onde ocorre então a digestão anaeróbia. Nas camadas superiores da lagoa, algas se desenvolvem utilizando os nutrientes existentes no substrato e a energia solar incidente, fornecendo oxigênio para as bactérias aeróbias e utilizando o dióxido de carbono dissolvido na massa líquida.

Para as lagoas de maturação, os principais processos são aqueles que compõem o mecanismo de remoção de patógenos. Existem várias teorias com referência às altas taxas de remoção de patógenos em lagoas de estabilização. A principal hipótese inclui a presença de substâncias antibacterianas produzidas pelas algas, os altos níveis de pH, altas concentrações de oxigênio dissolvido, altas temperaturas e longos tempos de detenção, a diminuição do teor de nutrientes e a competição por parte de bactérias saprófitas não fecais (Dissanayake, 1981 *apud* Silva, 1982). Sabe-se hoje que o pH é a variável abiótica que mais exerce efeito bactericida (Moreira, 2001).



## 2.2 NUTRIENTES

Existem basicamente duas formas de nutrição: a autotrófica, na qual os organismos sintetizam seus próprios compostos orgânicos a partir de compostos inorgânicos, em sua maioria condensando a energia que obtêm da luz solar, e a heterotrófica, na qual os organismos se alimentam de compostos orgânicos já existentes. Os seres vivos utilizam-se do processo de nutrição para obtenção de matéria para a formação celular e de energia para as suas atividades (anabolismo e catabolismo).

Na manutenção dos ecossistemas, enquanto a energia é continuamente repostada pelo Sol e flui de forma unidirecional, a matéria é reciclada e cada elemento químico apresenta um ciclo característico. Os elementos químicos não se perdem jamais na natureza, ora estão participando da estrutura de moléculas inorgânicas, na água, no solo ou no ar, ora estão na composição de complexas substâncias orgânicas, nos corpos dos seres vivos.

Estando em constante transformação, os elementos fazem um perene ciclo pelo meio ambiente e pelas estruturas dos seres vivos, reafirmando a antiga conclusão, apoiada nas observações de Lavoisier, de que “na natureza, nada se cria, nada se perde, tudo se transforma”. Os ciclos biogeoquímicos possuem esse nome pelo fato de representarem os caminhos da contínua circulação dos elementos químicos através de componentes vivos (bios) e de componentes geológicos (geo), como a atmosfera, o solo e o ambiente aquático.

### 2.2.1 NITROGÊNIO

Os compostos nitrogenados são de grande interesse para os engenheiros ambientais devido à sua importância na atmosfera e nos processos que envolvem a vida de plantas e animais. O nitrogênio é imprescindível à formação das proteínas e ácidos nucleicos nas células de plantas, animais e micróbios, uma vez que as proteínas são constituídas de aminoácidos que possuem, por sua vez, além de uma carboxila (função ácida) um agrupamento de amina ( $\text{NH}_2$ ) (Bitton, 1994; Soares, 1988).

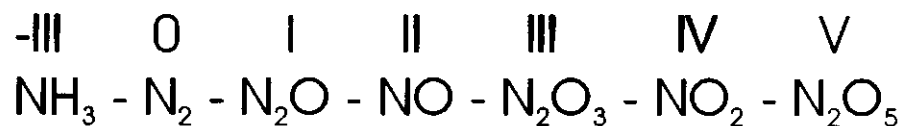
---

O nitrogênio é o gás mais abundante, chegando a constituir 79% da atmosfera terrestre, mas ironicamente é um nutriente limitante nos ambientes aquáticos e nos campos agrícolas, levando à deficiência protéica de milhões de pessoas nos países subdesenvolvidos ou em desenvolvimento.

Isto ocorre porque o nitrogênio gasoso ( $N_2$ ) não pode ser utilizado pela grande maioria dos organismos, a menos que, antes, seja convertido para amônia, pois o  $N_2$  é uma molécula muito estável só sofrendo mudanças em condições extremas, por exemplo, descargas elétricas, altas temperaturas e pressões (Barnes & Bliss, 1983).

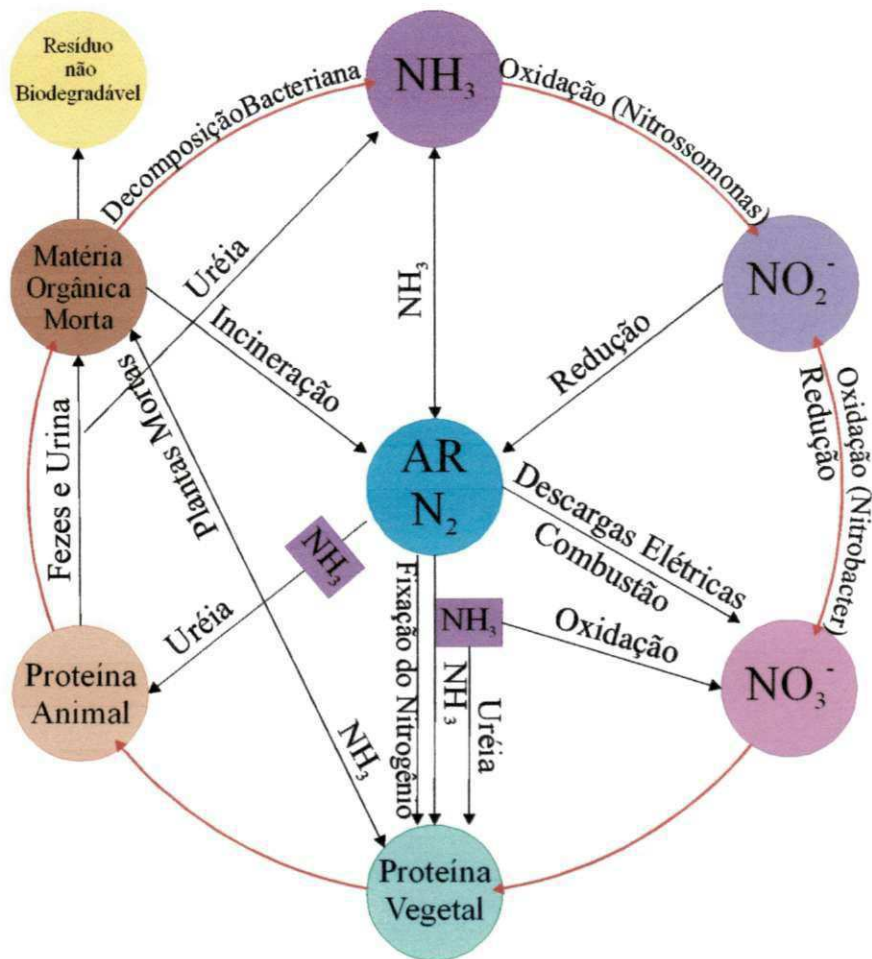
Existem muitos estados de oxidação que o nitrogênio pode assumir, e organismos vivos podem provocar mudanças no estado de oxidação do nitrogênio, tanto positivas como negativas, dependendo das condições prevalentes do meio apresentarem-se aeróbias ou anaeróbias.

Segundo Sawyer *et al.* (1994), do ponto de vista da química inorgânica, o nitrogênio pode existir em sete estados de oxidação:



Em águas residuárias domésticas o nitrogênio é encontrado mais comumente na forma orgânica e de amônia. A concentração total de nitrogênio em águas residuárias domésticas é de aproximadamente 35mgN/l.

A Figura 2.5 mostra os relacionamentos entre as diversas formas do nitrogênio na natureza e é conhecida como ciclo do nitrogênio.



Adaptado de Sawyer *et al.* (1994).

**Figura 2.5 - Ciclo Biogeoquímico do Nitrogênio.**

Desde que o homem observou que a água era um veículo para transmissão de doenças, a análise do nitrogênio, em suas várias formas, tornou-se corriqueira. Sua determinação serviu como única base de julgamento da qualidade sanitária da água por muitos anos, mas hoje a análise do nitrogênio é realizada por outras razões (Sawyer *et al.*, 1994).

## 2.2.2 FÓSFORO

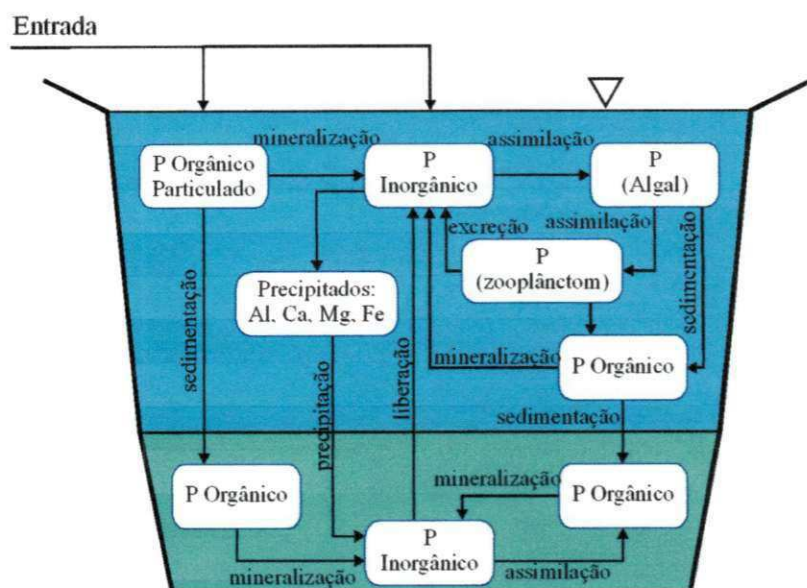
A importância da determinação do fósforo tem crescido rapidamente desde que os engenheiros ambientais perceberam os diversos modos que o fósforo afeta fenômenos ambientais. O fósforo é um macronutriente necessário a todas as células vivas, constitui um importante componente do Trifosfato de Adenosina (ATP), ácidos nucleicos (DNA e RNA) e fosfolípidos da membrana celular. É essencial ao crescimento de vegetais e a limitação nas quantidades deste nutriente, no meio aquático, é frequentemente o fator (limitante) que controla a taxa de crescimento de algas, a decomposição da matéria orgânica e a produtividade de lagos (Bitton, 1994).

Compostos fosfatados são amplamente encontrados na prática da Engenharia Ambiental. As formas mais comuns de fósforo em águas residuárias são:

- i. Os ortofosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), compreendem de 50% a 70%, chegando até 90%, do fósforo total em águas tratadas biologicamente (Meganck & Faup, 1988 *apud* Bitton, 1994);
- ii. Polifosfatos, são moléculas de fosfatos desidratadas que se hidrolizam gradualmente em solução aquosa retornando a ortofosfatos;
- iii. Fósforo Orgânico, aquele ligado a componentes orgânicos.

A concentração média de fósforo total em águas residuárias está na faixa entre 10 e 20mgP/l, grande parte proveniente dos detergentes de uso na limpeza doméstica.

A Figura 2.6 mostra as transformações que o fósforo sofre através do seu ciclo no ambiente aquático, podendo ser observadas a mineralização, assimilação, precipitação química e solubilização das formas insolúveis de fósforo através da ação microbiana.



Adaptado de Araújo (1999).

**Figura 2.6 - Transformações cíclicas do fósforo em lagoas de estabilização.**

No passado, a determinação das concentrações de fósforo servia principalmente para controlar as dosagens de fosfatos como meio de prevenção contra a corrosão nos sistemas de abastecimento d'água e incrustações em caldeiras. Hoje, determinações de fósforo são de extrema importância na avaliação do potencial de produtividade biológica de águas superficiais e na manutenção de estações de tratamento biológico de águas residuárias, principalmente industriais. Atualmente, limitações nas quantidades de fósforo que podem ser lançadas em corpos receptores (principalmente lagos e reservatórios) estão sendo estabelecidas.

### 2.2.3 EUTROFICAÇÃO

O termo eutroficação é atribuído ao processo de origem natural, desencadeado pelo escoamento das águas de chuva nos solos, que arrastam consigo nutrientes para os corpos d'água. Quando o processo é resultante da fertilização das águas pela atividade humana, seja ela por despejos de resíduos orgânicos domésticos, industriais, de atividades agrícolas, poluição do ar ou por afogamento da vegetação em represas, o processo denomina-se eutroficação antrópica. Tanto na eutroficação natural como na antrópica, o processo caracteriza-se pelo envelhecimento precoce do corpo d'água, devido à grande quantidade de nutrientes.

O aporte de nitrogênio e fósforo (fatores limitantes) no corpo aquático gera um aumento exacerbado na produtividade do fitoplâncton, havendo uma verdadeira explosão na quantidade de algas (florescimento das algas). Inicialmente, devido ao crescimento da atividade fotossintética das algas, há um aumento na concentração do oxigênio dissolvido na água e também na produtividade do zooplâncton, que inclui rotíferos e pequenos crustáceos que se alimentam das algas. Esse aumento de produtividade segue todos os níveis tróficos da cadeia alimentar do sistema aquático, porém gera mais substâncias orgânicas do que o sistema pode assimilar e reciclar.

A mudança quantitativa das algas é acompanhada também por uma mudança qualitativa inversa, isto é, o aumento da concentração de algas é acompanhado de uma diminuição do número de espécies. Isto ocorre porque as espécies mais adaptadas às novas condições tróficas do sistema, competindo em situação vantajosa pelos nutrientes, se proliferam mais rapidamente, em detrimento das menos aptas.

Em ambientes lacustres, a zona litorânea é invadida por plantas superiores enraizadas no sedimento e que proporcionam um local adequado à proteção, alimentação e desova de peixes, anfíbios e insetos. A diminuição da penetração de luz na água, devida à enorme presença de algas na superfície, faz com que as macrófitas morram introduzindo mais matéria orgânica no corpo hidrico.

Devido ao aumento de substâncias orgânicas, há uma grande proliferação de microrganismos decompositores (bactérias) que utilizam tais substâncias como fonte de alimentação para suas atividades metabólicas (anabolismo e catabolismo) e que consomem oxigênio em suas atividades. Poderia haver aí um equilíbrio entre a atividade das algas (consumidoras de carbono inorgânico e produtoras de oxigênio) e a atividade das bactérias (consumidoras de oxigênio e produtoras de carbono inorgânico), no entanto, à noite, devido à ausência de luz, cessa a atividade fotossintética das algas e estas passam a consumir oxigênio pela respiração, levando rapidamente a condição aeróbia do corpo aquático para a condição anaeróbia.

Neste ambiente a maioria dos organismos aquáticos morre, aumentando a carga orgânica do meio, pois não resiste à falta de oxigênio, à variação do pH (causada pela atividade algal que ao remover o CO<sub>2</sub> modifica o equilíbrio do sistema carbônico na água) e à produção de gases tóxicos, entre os quais o gás sulfídrico, o metano e a amônia (extremamente letal ao plâncton, particularmente em associação com pH elevado). Ao término do processo, o ecossistema aquático encontra-se assoreado, com déficit de oxigênio, organismos mortos flutuando e colchões de algas à deriva.

O processo de eutroficação ocorre como uma reação em cadeia, de causas e efeitos característicos que, devido a uma produção de matéria orgânica maior do que o sistema é capaz de assimilar e reciclar, culmina em desequilíbrio ecológico.

## 2.3 ANÁLISE CAUSAL

### 2.3.1 ANÁLISE DE CORRELAÇÃO

O propósito da análise de correlação é medir a intensidade da associação observada entre qualquer par de variáveis (Sokal & Rohlf, 1981), ou seja, estimar em que grau, duas variáveis mudam conjuntamente.

A correlação entre duas variáveis informa muito pouco a respeito das relações causais entre elas. Isto ocorre porque a correlação entre duas variáveis pode ser devida a:

- i. Efeito direto de uma variável sobre a outra ( $X \rightarrow Y$ );
  - ii. Efeitos indiretos; uma variável afeta outra que, por sua vez, afeta uma terceira variável ( $X \rightarrow Y \rightarrow Z$ );
  - iii. Causas comuns, por exemplo, X afeta Y e Z. Isto gera uma associação espúria entre Y e Z ( $Y \leftarrow X \rightarrow Z$ );
  - iv. Causas correlatas, por exemplo, X é causa de Z e X está correlacionado com Y ( $Y \leftrightarrow X \rightarrow Z$ );
  - v. Causa recíproca; cada variável é causa da outra.
-

Desse modo o coeficiente de correlação pode refletir muitas influências não causais e sendo assim, não pode informar nada sobre as direções causais.

Há ainda muita confusão no que diz respeito ao uso das análises de correlação e de regressão, de modo que muitos problemas de correlação freqüentemente são tratados como problemas de regressão e vice-versa (*Ibid.*).

Esta confusão existe por diversas causas: a primeira, devido às relações matemáticas entre as duas análises serem muito próximas e uma pode, matematicamente, ser facilmente convertida em outra. A segunda causa é devida ao fato de muitos textos não fazerem uma distinção suficientemente clara entre os dois métodos. Finalmente, há confusão também no que diz respeito à intenção do pesquisador o qual nem sempre, tem os dados bem acondicionados para aplicação de uma ou outra técnica.

### 2.3.2 ANÁLISE DE REGRESSÃO

A análise de regressão tem por objetivo estimar o relacionamento de uma variável com outra pela expressão de uma em termos de uma função (linear ou mais complexa) da outra, ou ainda, predizer valores de uma variável em termos de outra (*Ibid.*). Em outras palavras, a análise de regressão é o procedimento que leva a encontrar a função matemática que melhor estabeleça o relacionamento entre variáveis, permitindo predizer que valores da variável Y corresponderão a valores fornecidos de X, ou seja, encontrar  $Y = f(X)$ .

Uma regressão linear simples encontra uma linha ( $y' = a + bx$ ) que minimiza a soma dos quadrados dos desvios entre os valores preditos e observados ( $\sum(y' - y)^2$ ). No entanto, em diversas análises, a variável dependente deve sua variação a mais de uma variável independente, sendo então necessário recorrer a regressões múltiplas.

A regressão linear múltipla encontra um plano ( $y' = b_1x_1 + \dots + b_kx_k + a$ ) que fornece o "mínimo quadrado" para mais de uma variável preditora. A interpretação da função do plano encontrado é que uma mudança unitária na variável X produz uma variação de b mudanças unitárias na variável dependente Y'. Então, é fácil perceber que, os coeficientes de regressão dependem das unidades de medida das variáveis predictoras; por exemplo, se X é medido em centímetros, b será 100 vezes maior do que se X estivesse em metros.



Por esta razão, os modelos de regressão são freqüentemente construídos com variáveis padronizadas. Uma variável padronizada é aquela que se obtém subtraindo da variável sua média e dividindo-se por seu desvio padrão, desse modo ao calcularmos a média e o desvio padrão da variável padronizada obteremos 0 e 1 respectivamente.

No modelo de predição,  $Y' = B_1X_1 + B_2X_2 + B_3X_3$ , (variáveis padronizadas estão denotadas por letras maiúsculas) a interpretação é que a mudança em  $X_1$  de um desvio padrão, produz uma mudança em  $Y'$  de  $B_1$  desvios padrões. Desse modo é possível comparar os coeficientes, se  $B_1 = 0,3$  e  $B_2 = 0,6$ , então a mudança de um desvio padrão em  $X_2$  tem duas vezes a influência de uma mudança de um desvio padrão em  $X_1$ .

Os coeficientes  $B$  são coeficientes parciais de regressão padronizados e representam o efeito de uma variável preditora em  $Y$  quando todas as outras variáveis predictoras são fixas. Pode-se interpretar  $B_1$  como o que acontece a  $Y'$  quando somente  $X_1$  é sistematicamente variada.

Ao mesmo tempo, analisar exclusivamente o efeito direto de uma variável sobre outra pode não ser suficiente. Efeitos diretos revelam quanto uma mudança de uma unidade em  $X$  irá afetar  $Y$ , mantendo-se todas as outras variáveis constantes. Entretanto, pode ser que outras variáveis possam não permanecer constantes se  $X$  muda; por exemplo, uma mudança em  $X_1$  pode produzir uma mudança em  $X_2$  que por sua vez produz uma mudança em  $Y$ , ou seja, ambos os efeitos diretos e indiretos de  $X_1$  sobre  $Y$  devem ser considerados caso se deseje saber que efeito uma mudança em  $X$  irá ter sobre  $Y$ , ou seja, saber o efeito total (direto + indireto). Isto é desejado quando se desenvolve um sistema de equações, ou um modelo, que especifica todas as ligações causais entre um grupo de variáveis.

### **2.3.2.1 A REGRESSÃO RIDGE**

A regressão ridge é utilizada quando as variáveis independentes estão altamente intercorrelacionadas e a estimativa de coeficientes de regressão estáveis não pode ser realizada pelo método dos mínimos quadrados.

---

O método consiste em especificar uma constante ( $\lambda$ ) que será adicionada à diagonal da matriz de correlação. A matriz é então re-padronizada de modo que todos os elementos da diagonal sejam iguais a 1,0 (e os outros elementos serão divididos pela constante). Em outras palavras, a regressão ridge diminui artificialmente os coeficientes de correlação de modo a poder calcular coeficientes ( $\beta$ ) mais estáveis.

A regressão ridge é mais conservadora, pois coeficientes de regressão significantes na regressão múltipla são algumas vezes não significantes na regressão ridge, porém nunca o inverso.

### 2.3.3 ANÁLISE DE TRAJETÓRIA

A Análise de Trajetória (Path Analysis) é uma generalização da Regressão Múltipla Linear que constrói modelos com interpretação causal. É um procedimento exploratório para busca de uma estrutura causal em dados correlacionados (Cohen *et al.*, 1993).

Sendo um subconjunto da Modelagem de Equações Estruturadas (SEM), o procedimento multivariado que, como define Ullman (1996), “permite o exame de um conjunto de relacionamentos entre uma ou mais variáveis independentes, contínuas ou discretas, e uma ou mais variáveis dependentes, contínuas ou discretas”. Constitui uma técnica estatística usada para examinar as relações causais entre duas ou mais variáveis.

Foi desenvolvida inicialmente por Sewall Wright na década de 30 para uso em seus estudos filogenéticos. Mais tarde na década de 60, o uso da Análise de Trajetória foi adotado pelas Ciências Sociais e, recentemente, estudos ecológicos têm frequentemente feito uso desta técnica. Nestes estudos, a Análise de Trajetória é usada principalmente na tentativa de compreender e comparar a força dos relacionamentos diretos e indiretos do conjunto de variáveis em estudo.

### 2.3.4 PRESSUPOSTOS PARA A ANÁLISE DE REGRESSÃO

Métodos rigorosos de tratamento matemático necessitam de pressupostos que devem ser verificados antes do tratamento que será usado, ou seja, a aplicação apropriada de um determinado procedimento estatístico depende do bom cumprimento de um conjunto de pressupostos (Levine *et al.*, 1998 *apud* Moreira, 2001).

Quando transformações são insuficientes para fazer com que os dados fiquem em conformidade com os pressupostos da análise, outras técnicas de análise devem ser empregadas. Tais técnicas são chamadas não-paramétricas ou livres de distribuição, que são muitas vezes usadas mesmo quando métodos paramétricos podem ser empregados (Sokal & Rohlf, 1981).

O pressuposto fundamental é de que todas as amostras devem ser aleatórias. Medidas adequadas para garantir a aleatoriedade da amostragem ainda durante a fase de planejamento do experimento, ou quando amostrando populações, são essenciais.

O pressuposto da normalidade requer que as variáveis se comportem segundo a distribuição de frequência normal, pois as análises de regressão podem sofrer grandes alterações devido ao afastamento deste pressuposto; o uso de transformações na tentativa da obtenção da distribuição normal é bastante comum.

Outro pressuposto estabelece a independência dos erros, isto é, requer que a diferença residual entre valores observados e preditos da variável dependente deva ser independente, aleatória e possua a mesma distribuição da amostra. Este pressuposto também é conhecido como fechamento causal.

O quarto pressuposto requer que as variações em torno da linha (regressão linear simples) ou plano (regressão linear múltipla) de regressão sejam constantes para todos os valores das variáveis explicativas. Este pressuposto é importante para a determinação dos coeficientes de regressão pelo método dos mínimos quadrados.

---

Finalmente o pressuposto de que a relação entre as variáveis é linear, conhecido como princípio da linearidade. Para modelos não lineares existem análises de regressão apropriadas ou é permitido fazer o uso de transformações nas variáveis envolvidas para obtenção de relações lineares.

### 2.3.5 TESTE DE NORMALIDADE (KOLMOGOROV-SMIRNOV)

Para qualquer conjunto de dados é possível levantar a hipótese de que seja uma amostra da população cujas frequências das várias classes representam certas proporções paramétricas da frequência total. É preciso um teste que compare a frequência de distribuição observada e a frequência de distribuição esperada que representa essa hipótese (*Ibid.*).

Para propósitos preditivos é freqüentemente desejável compreender a forma como se distribui a população. Para determinar-se a forma de distribuição, normalmente se sobrepõe a distribuição observada e a distribuição teórica comparando-se as frequências observadas nos dados com a frequência esperada da distribuição teórica.

Existe um poderoso teste não paramétrico que pode ser aplicado a frequências de distribuição contínua, o teste Kolmogorov-Smirnov para normalidade, que usado em amostras de pequeno tamanho se torna especialmente vantajoso.

O teste de Kolmogorov-Smirnov é baseado na máxima diferença entre a distribuição cumulativa da amostra e a distribuição cumulativa hipotética. Se o coeficiente estatístico  $D$  for significativo, então a hipótese de que a respectiva distribuição seja normal deve ser rejeitada.

### 2.3.6 TRANSFORMAÇÕES (BOX-COX)

Se as evidências indicam que os pressupostos necessários à análise que será feita não podem ser mantidos, então dois cursos de ação podem ser tomados: mudar para um método de análise diferente que não requeira os pressupostos rejeitados ou transformar a variável a ser analisada de modo que a variável transformada resultante encaixe-se nos pressupostos da análise (*Ibid.*).

Para uma melhor compreensão do conceito de transformação é preciso entender que não há realmente nenhuma necessidade científica de se empregar uma escala linear comum ou escala aritmética com as quais estamos acostumados. Com um pouco mais de experiência em ciências e na manipulação de dados estatísticos, rapidamente se percebe o fato de que a escala linear, tão familiar para todos desde as primeiras experiências na matemática, ocupa uma posição similar com relação a outras escalas de medida assim como o sistema decimal de números com respeito ao sistema numeral binário ou octogonal. Se uma relação é multiplicativa em uma escala linear, podemos mais facilmente transformá-la em uma escala logarítmica e raciocinar em termos somatórios.

Não existe, a priori, uma razão na escolha de uma transformação específica. Então em vez de simplesmente tentar várias transformações até encontrar a que forneça o melhor resultado, Box e Cox (1964) desenvolveram um procedimento para estimar a melhor transformação para normalidade (Sokal & Rohlf, 1981). Ao encontrar o valor conhecido como a função logarítmica provável a técnica Box-Cox fornece a melhor transformação para a normalidade.

## MATERIAIS E MÉTODOS

*“... Porque ter a mente boa não é o bastante; o principal é aplicá-la bem. As maiores almas são capazes tanto das maiores virtudes quanto dos maiores vícios, e aqueles que marcham lentamente podem avançar muito mais, se seguirem o caminho certo, do que os que correm porém dele se afastam”.*

Descartes, Discurso Sobre o Método, parte I.

---

### **3 - MATERIAIS E MÉTODOS**

Detalhes sobre a série de lagoas de estabilização do Sistema I e Sistema IX, a metodologia de amostragem, métodos analíticos e especificações dos equipamentos usados nas determinações das variáveis usadas nesta análise causal podem ser encontrados em Silva (1982) e de Oliveira (1990).

#### **3.1 DADOS EXPERIMENTAIS ANALISADOS**

Os dados utilizados nesta pesquisa fazem parte do banco de dados iniciado em 1977 na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), situada na cidade de Campina Grande (latitude 7°13'11" sul e longitude 35°52'31" oeste, 550 metros acima do nível do mar), estado da Paraíba, nordeste do Brasil.

O primeiro conjunto de dados escolhido para a análise causal é referente ao ciclo hidrológico entre fevereiro de 1978 e janeiro de 1979 do Sistema I, experimento 01, cujos estudos prévios foram realizados por Silva em 1982. O segundo conjunto de dados, previamente estudado por de Oliveira em 1990, pertence ao Sistema IX, experimento 01, durante o ciclo hidrológico entre janeiro e dezembro de 1986. Os dados escolhidos incluem parâmetros físicos, químicos e biológicos, são eles: Radiação solar (Rad), Temperatura média da água (Temp), Clorofila "a" (Cl"a"), Potencial hidrogeniônico (pH), Nitrogênio amoniacal afluente (Na) (e efluente) e Fósforo total afluente (Pa) (e efluente).

#### **3.2 O SISTEMA DE LAGOAS**

Os sistemas experimentais utilizados neste estudo são compostos por uma série de cinco lagoas de estabilização rasas e uma série de cinco lagoas de estabilização profundas,

---

em escala piloto, sendo a primeira anaeróbia, seguida de uma facultativa secundária e três de maturação.

A alimentação do sistema provinha do sistema de esgotamento sanitário municipal, cuja água residuária, predominantemente doméstica, era captada de um Interceptor de 900mm (Interceptor Leste ou da Depuradora) que atravessa as dependências da EXTRABES.

A água residuária era bombeada de um poço úmido, localizado em um poço de visita do Interceptor, por bombas centrífugas de eixo vertical para um tanque de nível constante localizado no interior da casa de bombas; a partir desse tanque a água residuária era bombeada para a lagoa anaeróbia por bombas peristálticas dosadoras e daí o efluente seguia por gravidade para as lagoas consecutivas. O efluente final da série de lagoas era vertido num riacho que corria paralelamente ao interceptor, pois a diferença de nível entre a saída da lagoa e o fundo do interceptor não permitia o retorno do efluente para o sistema de esgotamento.

Na Figura 3.1, é possível observar a planta baixa das instalações da EXTRABES e a distribuição dos sistemas estudados.

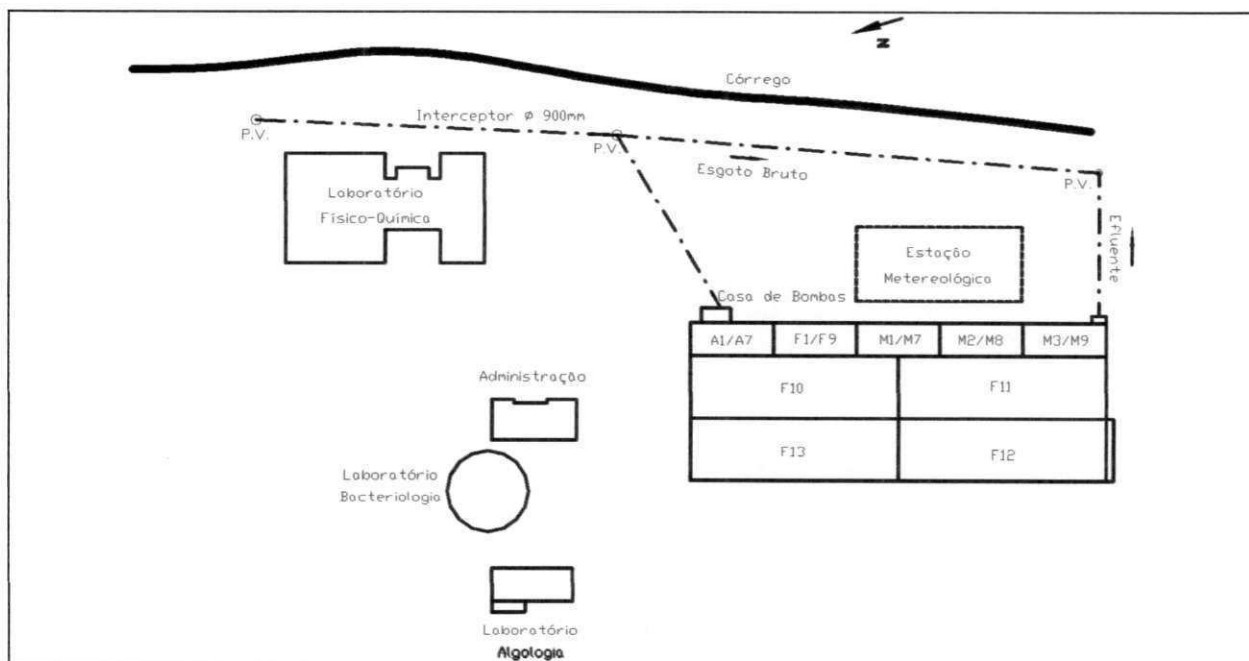


Figura 3.1 - Planta de situação do complexo experimental da EXTRABES em 1986.



As características físicas e operacionais dos sistemas estão apresentadas nas Tabelas 3.1 e 3.2.

**Tabela 3.1 - Características físicas do Sistema I e Sistema IX.**

Sistema	Lagoa	Dimensões (m)			Área (m <sup>2</sup> )	Vol. (m <sup>3</sup> )
		Comp.	Larg.	Prof.		
I	A1	10,00	3,35	1,25	33,50	41,88
	F1	10,00	3,35	1,00	33,50	33,50
	M1	10,00	3,35	1,00	33,50	33,50
	M2	10,00	3,35	1,00	33,50	33,50
	M3	10,70	3,35	1,00	35,85	35,85
IX	A7	10,00	3,35	2,20	33,50	73,70
	F9	10,00	3,35	2,20	33,50	73,70
	M7	10,00	3,35	2,20	33,50	73,70
	M8	10,00	3,35	2,20	33,50	73,70
	M9	10,00	3,35	2,20	33,50	73,70

**Tabela 3.2 - Características operacionais do Sistema I e Sistema IX.**

Sistema	Lagoa	Vazão de Alimentação (m <sup>3</sup> /d)	T.D.H. (d)	Carga	Carga
				Superficial (KgDBO <sub>5</sub> /had)	Volumétrica (KgDBO <sub>5</sub> /had)
I	A1	6,17	6,80	544,00	45,00
	F1	6,17	5,50		
	M1	6,17	5,50		
	M2	6,17	5,50		
	M3	6,17	5,80		
IX	A7	14,74	5,00	880,00	40,00
	F9	14,74	5,00		
	M7	14,74	5,00		
	M8	14,74	5,00		
	M9	14,74	5,00		

### 3.3 SISTEMA DE AMOSTRAGEM

Toda a amostragem foi feita no período entre 8 e 9h da manhã. Este horário foi escolhido após a análise de vários experimentos de 24h, quando foi constatado que este horário era o mais representativo das médias diárias das variáveis estudadas. A amostra de água residuária bruta era coletada no tanque de nível constante e a do efluente de cada lagoa era coletada na canalização de saída do efluente. As análises físicas, químicas e de clorofila "a" eram realizadas semanalmente e os dados de temperatura média da água e radiação solar eram obtidos diariamente.

### 3.4 MÉTODOS ANALÍTICOS

Para todas as variáveis determinadas em laboratório foram adotados os procedimentos descritos em APHA *et al.* (1975) para o Sistema I e em APHA *et al.* (1980) para o Sistema IX, exceto na determinação de clorofila "a" na qual foi empregado o método utilizado por Silva (1982) e König (1984). Um integrador de radiação Gunn-Bellani, instalado de acordo com os padrões do Instituto Nacional de Meteorologia, foi usado nas determinações da radiação solar.

A Tabela 3.3 resume os métodos de análises empregados na determinação das variáveis.

Tabela 3.3 - Métodos empregados nas determinações das variáveis utilizadas na análise causal.

Variável	Método
Radiação Solar	Integrador de radiação solar Gunn-Belanni.
Temperatura	Termômetro de filamento de mercúrio.
Clorofila "a"	Extração com acetona a 90%.
pH	Potenciométrico.
Amônia	Eletrodo para íons específico.
Fósforo Total	Digestão com Persulfato.

### 3.5 ANÁLISE DE TRAJETÓRIA

A análise de trajetória é uma extensão do modelo da regressão linear múltipla que torna possível avaliar os relacionamentos lineares entre variáveis incluídas no modelo causal e fragmentar estas relações em efeitos diretos, indiretos e efeitos não causais. Os efeitos diretos são também chamados coeficientes de trajetória. Muitos conjuntos possíveis de hipóteses de relacionamentos entre as variáveis do modelo podem ser formulados (fase conceitual) e a análise de trajetória determina aquele que melhor é suportado pelo conjunto de dados.

### 3.5.1 ESTAÇÃO DE TRABALHO

Para a realização de todas as análises, cálculos e transformações matemáticas foram utilizados o programa Statistica 6.0 e a planilha eletrônica Microsoft Excel 2002 instalados em um PC, executando o sistema operacional Microsoft Windows Millennium Edition com a seguinte configuração:

Placa Mãe:	Asus P-99
Processador:	Pentium III 700MHz
Mem. RAM:	256 MB
Mem. Vídeo:	32MB
Placa de Vídeo:	Diamond Viper 770
Disco Rígido:	20GB
Multimídia:	CD- ROM Creative 52x
Drives de Mídia:	CD- RW Creative 8-4-32x Drive de disco flexível 3½"
Monitor:	Daewoo 17"

### 3.5.2 FASE CONCEITUAL

Nesta etapa, foi criado um “diagrama de trajetória” (Path Diagram) (será adotado o termo “Diagrama de Relações Causais”). O diagrama de relações causais é normalmente elaborado com base na experiência e conhecimento do pesquisador, incluindo suas intuições sobre potenciais inter-relações entre as variáveis em estudo. Este fato resulta em um retorno positivo do processo de raciocínio, que considera alternativamente o conhecimento sobre o fenômeno envolvido unindo os vários componentes do ecossistema aquático e os dados considerados.

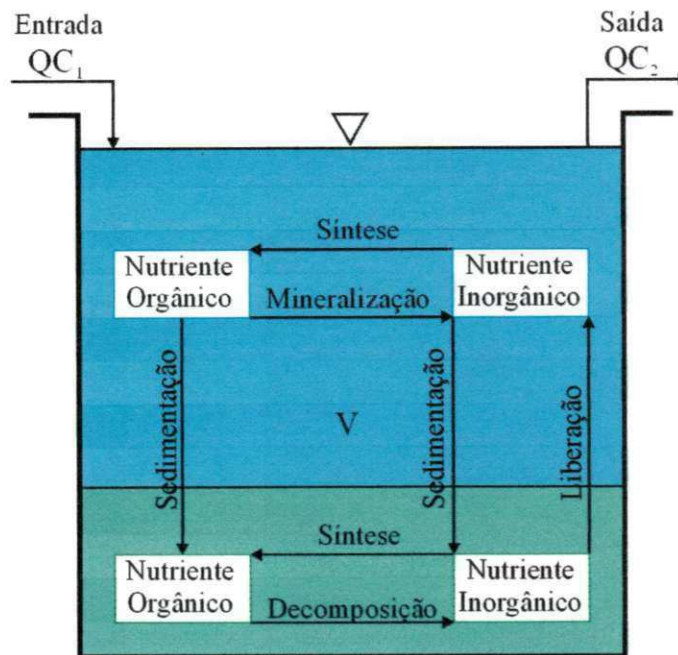


Figura 3.2 - Balanço de massa para nutrientes na forma orgânica e inorgânica.

A partir da observação da Figura 3.2, é possível fazer o balanço de massa com relação aos nutrientes (N e P) e chegar à equação 3.1 para um padrão de fluxo que se aproxime da mistura completa:

Equação 3.1 - Balanço de massa dos nutrientes em lagoas de estabilização

$$\frac{d(VC)}{dt} = Q_1 C_1 - Q_2 C_2 - K_a A C_2 \quad (3.1)$$

Onde:

$d(VC)/dt$  é a variação da concentração do nutriente no tempo e no volume do reator, g/d;

$Q_1$  e  $Q_2$  são as vazões de entrada e saída respectivamente,  $m^3/d$ ;

$C_1$  e  $C_2$  são as concentrações de nutrientes no afluente e efluente,  $g/m^3$ ;

$K_a$  é a constante de primeira ordem da taxa de remoção de nutrientes,  $m/d$ ;

$A$  é a área superficial da lagoa,  $m^2$ .

Considerando:

- i. Quando a lagoa atinge o estado de equilíbrio  $d(VC)/dt = 0$ ;
- ii. Desprezando as perdas por evaporação e infiltração as vazões afluente e efluente são iguais  $Q_1 = Q_2$ ;
- iii. Devido ao longo tempo de detenção hidráulica nas lagoas que favorece a decomposição dos nutrientes, é possível utilizar em  $C_1$  as concentrações de “Fósforo Total” ou “Nitrogênio Amoniacal” (Nurdogan & Oswald, 1995 *apud* Garcia *et al.*, 2002).

Assim a Equação 3.1 torna possível estimar os valores observados de  $K_a$  por meio da manipulação matemática feita ao se considerar as proposições anteriormente mencionadas (equação 3.2):

**Equação 3.2 - Equação da Constante de Primeira Ordem para remoção de nutrientes**

$$K_a = \frac{Q_1}{A} \left( \frac{C_1}{C_2} - 1 \right) \quad (3.2)$$

A constante de primeira ordem  $K_a$  foi escolhida como variável endógena para a análise causal. As variáveis exógenas foram escolhidas levando em consideração os fatores chave para remoção de nutrientes em lagoas de estabilização.

Considerando-se a importância que o pH exerce na volatilização da amônia e também na precipitação do ortofosfato, é possível especular que o pH será um importante fator atuante na remoção dos nutrientes. Um segundo fator importante na remoção de nutrientes seria a biomassa algal (quantificada pela determinação da concentração da clorofila “a”), tanto por sua ação direta devido à assimilação, quanto por sua ação indireta através da alteração no pH causada pela modificação do equilíbrio do sistema carbônico da água devido à fotossíntese.

Logo, qualquer outro fator que possa influenciar a biomassa algal, também deve ser considerado, assim foram incluídas no modelo, como variáveis exógenas, a Radiação Solar e a Temperatura da água, resultando no Diagrama de Relações Causais exibido na Figura 3.3.

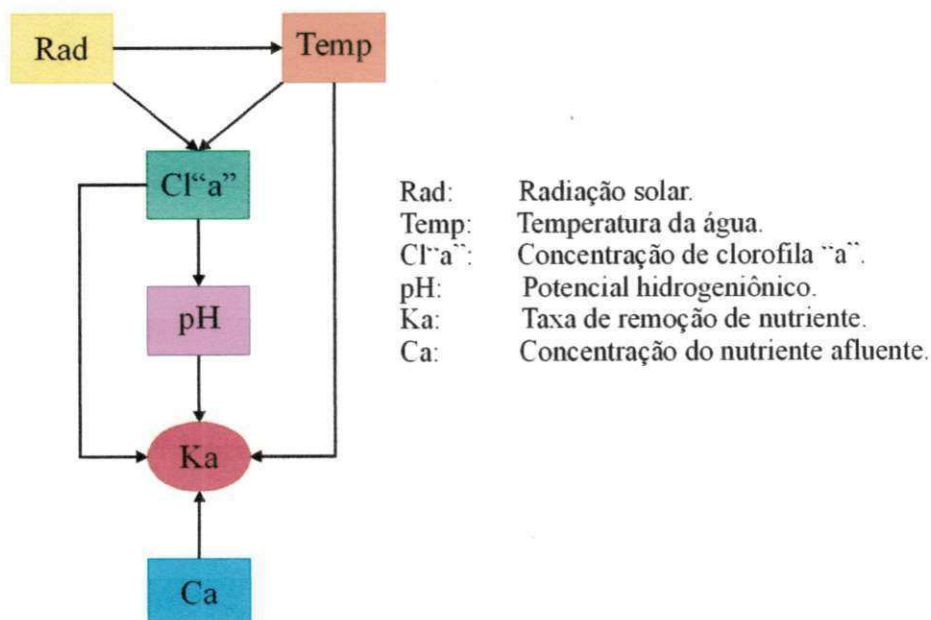


Figura 3.3 - Diagrama de Relações Causais para remoção de nutrientes em lagoas de estabilização em série.

### 3.5.3 PREPARAÇÃO DO BANCO DE DADOS

Os dados da EXTRABES estão armazenados em arquivos do tipo ASCII separados por variável, experimento e sistema, de modo que, a primeira providência foi a importação destes dados para o formato ".xls" do Excel para, em seguida, acondicionar estes dados em uma única pasta de trabalho do Excel, contendo uma planilha com todas as variáveis utilizadas para cada lagoa da série. Para este fim foi utilizada a função "consolidar dados".

A variável Ka foi calculada automaticamente pela inserção da fórmula expressa na Equação 3.2 na planilha eletrônica, após isso, a planilha foi importada pelo software Statistica 6.0, onde foi dada seqüência aos procedimentos de análise estatística dos dados.

### 3.5.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Moreira (2001) ao elaborar um modelo causal da variação de coliformes fecais em séries de lagoas de estabilização usando o mesmo banco de dados, calculou médias mensais para homogeneizar o número de dados de cada variável, visto que, durante a realização dos experimentos, as diversas variáveis não seguiam a mesma escala de amostragem, como também, para tentar fazer com que a amostra de dados apresentasse uma distribuição mais próxima da normal.

A utilização deste recurso pode ter feito com que a análise tenha perdido precisão no cálculo dos coeficientes de regressão e correlação, visto que as variações que as variáveis sofrem temporalmente podem ter sido amortizadas pelo cálculo das médias mensais.

Para resolver esse problema, optou-se aqui, pelo uso da técnica chamada "Pairwise Missing Data Deletion" (será adotado o termo "Seleção de Pares Válidos"). Quando a Seleção de Pares Válidos é utilizada, os casos envolvendo variáveis para as quais não hajam dados serão excluídos de quaisquer cálculos. No caso de correlações, por exemplo, os coeficientes de correlação entre cada par de variáveis são calculados a partir de todos os casos que tenham dados válidos para aquelas duas variáveis. Posto de outra forma, a Seleção de Pares Válidos desconsidera nos cálculos que envolvem duas variáveis os casos onde há ausência de pelo menos uma delas.

O passo seguinte foi o de realizar uma análise estatística descritiva incluindo o número de dados válidos, média, mediana, moda, frequência da moda, valores mínimo e máximo, 1º e 3º quartis e desvio padrão.

O pressuposto da normalidade foi testado através do teste de Kolmogorov-Smirnov e quando as variáveis apresentaram desvio da normalidade, transformações foram aplicadas a partir da técnica de Box-Cox.

Os coeficientes de correlação R de Pearson e os de Kendall Tau foram calculados e a seguir, para testar o pressuposto da linearidade entre os pares de variáveis, os valores significantes nas matrizes de correlação R de Pearson foram comparados com os valores obtidos nas matrizes de Kendall Tau.

Ao contrário do que realizaram Moreira (2001), Troussellier *et al.* (1986) e Bahlaoui *et al.* (1998), não foi necessária a padronização prévia das variáveis, haja vista que os coeficientes de correlação são os mesmos para as variáveis padronizadas ou não e durante a regressão múltipla o programa utilizado já fornece os coeficientes de regressão padronizados (Beta).

Em seguida as correlações foram decompostas em efeitos diretos, indiretos e não causais, seguindo as trajetórias indicadas no Diagrama de Relações Causais de acordo com as regras de multiplicação de Sewell Wright:

- i. Inicie em  $X_j$  e retroceda para  $X_h$  ao longo de cada caminho distinto direto e indireto, formando o produto dos coeficientes ao longo do caminho;
  - ii. Depois de retroceder, avance (se necessário), mas somente um avanço é permitido;
  - iii. Uma seta dupla pode ser lida tanto para frente como para trás, mas só é permitida a passagem através de uma única seta dupla em cada trânsito;
  - iv. No caso de passar através de uma variável, não é possível retornar para ela no mesmo trânsito;
  - v. Somar os produtos obtidos para todas as ligações entre  $X_j$  e  $X_h$ .
-



## APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

*“A Matemática é como um moinho de café que mói admiravelmente o que se lhe dá para moer, mas não devolve outra coisa senão o que se lhe deu”.*

Michael Faraday

---

## 4 - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

### 4.1 ANÁLISE ESTATÍSTICA DESCRITIVA

A análise estatística descritiva dos dados utilizados na análise de trajetória é apresentada nas Tabelas de 4.1 a 4.10, nestas tabelas é possível observar o tamanho da amostra de cada variável (N Válidos), a média aritmética (Média), o desvio padrão, o valor mais comumente encontrado (Moda) bem como sua frequência na amostra (Frequência da Moda), os valores mínimos e máximos e os valores sob os quais encontram-se 25%, 50% e 75% do tamanho da amostra, ou seja, o primeiro quartil (Q1), a mediana e o terceiro quartil (Q3) respectivamente.

A maior incidência de radiação solar média (583,75 gcal/cm<sup>2</sup>d) ocorreu durante o ciclo hidrológico entre fevereiro de 1978 e janeiro de 1979 (Sistema I), ligeiramente superior à encontrada durante o ciclo hidrológico entre janeiro e dezembro de 1986 (Sistema IX). O grande desvio padrão encontrado nos dois experimentos ( $s = 141,35$  e  $s = 142,32$ ) é atribuído à variação que sofre a radiação solar durante as diversas estações do ciclo hidrológico.

A maior temperatura (30,5 °C) ocorreu na lagoa M3 do Sistema I, que possui maior temperatura média que o Sistema IX devido à maior incidência solar durante o experimento e à menor profundidade de suas lagoas.

A diferença de profundidade das lagoas entre os experimentos (Tabela 3.1) provocou nas lagoas rasas (Sistema I) uma produção de biomassa algal, quantificada em termos da concentração de clorofila "a", da ordem de 10 (dez) vezes superior à produção das lagoas profundas (Sistema IX). O grande desvio padrão encontrado nos dois

---

experimentos foi devido provavelmente, não às variações na temperatura, que apresentam desvios padrões pequenos, mas às grandes variações na incidência da radiação solar.

O potencial hidrogeniônico seguiu o crescimento da atividade algal, à medida que o efluente passava pelo tratamento, em ambos os experimentos, atingindo o valor máximo (8,80) na lagoa M3 do Sistema I.

Através da observação das concentrações de Amônia e Fósforo Total, é possível constatar a maior eficiência na remoção desses elementos durante o tratamento realizado no Sistema I. Há também uma curiosidade que ocorreu nos dois sistemas, a concentração de fósforo total no efluente aumentou na passagem da lagoa facultativa para a de maturação, chegando mesmo a tornar negativa a constante de remoção de fósforo (-0,04 m/d) na lagoa F1 do Sistema I e praticamente anulá-la (-0,0013 m/d) na lagoa F9 do Sistema IX.

Tabela 4.1 - Estatística descritiva das variáveis da lagoa anaeróbia (A1) do Sistema I (EXTRABES).

Variável (Lagoa A1)	N Válidos	Média	Desvio Padrão	Moda	Frequência da Moda	Mínimo	Máximo	Q1 (25%)	Mediana	Q3 (75%)
<b>Rad</b> (Kcal/cm <sup>2</sup> d)	360	583,75	141,35	Múltipla		207,60	1086,00	474,00	592,80	682,80
<b>Temp</b> (C°)	361	24,75	0,95	25,50	60	22,70	26,70	23,80	25,00	25,50
<b>Cl<sup>-</sup>a</b> (µg/l)	0			Múltipla						
<b>pH</b>	50	7,09	0,18	7,00	8	6,70	7,50	7,00	7,10	7,20
<b>Ka(N)</b> (m/d)	51	0,10	0,04	0,14	3	0,03	0,21	0,07	0,09	0,13
<b>Ka(P)</b> (m/d)	25	0,14	0,07	0,00	3	0,00	0,28	0,12	0,15	0,18
<b>Na</b> (mgN/l)	51	50,92	5,90	50,00	6	37,00	62,00	46,00	50,00	56,00
<b>Pa</b> (mgP/l)	28	8,28	1,49	Múltipla		5,48	11,09	7,37	8,88	9,40

Tabela 4.2 - Estatística descritiva das variáveis da lagoa facultativa secundária (F1) do Sistema I (EXTRABES).

Variável (Lagoa F1)	N Válidos	Média	Desvio Padrão	Moda	Frequência da Moda	Mínimo	Máximo	Q1 (25%)	Mediana	Q3 (75%)
<b>Rad</b> (Kcal/cm <sup>2</sup> d)	360	583,75	141,35	Múltipla		207,60	1086,00	474,00	592,80	682,80
<b>Temp</b> (C°)	361	24,39	0,98	25,00	50	20,50	26,70	23,50	24,70	25,20
<b>Cl<sup>-</sup>a</b> (µg/l)	52	534,42	272,51	706,00	2	73,00	1313,00	309,50	546,50	705,00
<b>pH</b>	50	7,51	0,14	7,50	10	7,20	7,80	7,40	7,50	7,60
<b>Ka(N)</b> (m/d)	51	0,04	0,02	Múltipla		-0,01	0,08	0,02	0,04	0,05
<b>Ka(P)</b> (m/d)	29	-0,04	0,08	-0,18	5	-0,18	0,11	-0,05	-0,02	-0,01
<b>Na</b> (mgN/l)	51	33,31	5,14	Múltipla		24,00	43,00	28,50	33,00	37,00
<b>Pa</b> (mgP/l)	25	4,79	1,52	Múltipla		2,22	9,44	4,16	4,82	4,98

Tabela 4.3 -Estatística descritiva das variáveis da lagoa de maturação (M1) do Sistema I (EXTRABES).

Variável (Lagoa M1)	N Válidos	Média	Desvio Padrão	Moda	Frequência da Moda	Mínimo	Máximo	Q1 (25%)	Mediana	Q3 (75%)
Rad (Kcal/cm <sup>2</sup> d)	360	583,75	141,35	Múltipla		207,60	1086,00	474,00	592,80	682,80
Temp (C°)	362	25,67	0,98	26,00	55	23,00	27,70	25,00	25,70	26,30
Cl <sup>-</sup> a <sup>-</sup> (µg/l)	52	368,00	210,10	Múltipla		0,00	874,00	189,00	339,00	512,50
pH	50	7,86	0,22	7,90	8	7,25	8,30	7,75	7,88	8,00
Ka(N) (m/d)	51	0,07	0,10	Múltipla		-0,03	0,73	0,04	0,06	0,07
Ka(P) (m/d)	27	0,05	0,05	Múltipla		0,01	0,23	0,01	0,04	0,09
Na (mgN/l)	51	28,03	4,53	31,00	9	19,00	35,00	24,00	29,00	31,00
Pa (mgP/l)	29	4,93	1,03	Múltipla		3,26	7,71	4,16	4,92	5,56

Tabela 4.4 -Estatística descritiva das variáveis da lagoa de maturação (M2) do Sistema I (EXTRABES).

Variável (Lagoa M2)	N Válidos	Média	Desvio Padrão	Moda	Frequência da Moda	Mínimo	Máximo	Q1 (25%)	Mediana	Q3 (75%)
Rad (Kcal/cm <sup>2</sup> d)	360	583,75	141,35	Múltipla		207,60	1086,00	474,00	592,80	682,80
Temp (C°)	362	26,15	1,00	27,00	44	23,80	28,20	25,50	26,30	27,00
Cl <sup>-</sup> a <sup>-</sup> (µg/l)	53	252,47	221,81	Múltipla		0,00	905,00	73,00	171,00	428,00
pH	50	7,92	0,18	8,00	11	7,55	8,30	7,80	7,93	8,00
Ka(N) (m/d)	51	0,07	0,04	0,09	3	0,01	0,18	0,04	0,07	0,10
Ka(P) (m/d)	27	0,00	0,04	Múltipla		-0,18	0,05	0,00	0,02	0,03
Na (mgN/l)	51	21,62	4,42	Múltipla		4,00	29,50	19,00	22,00	24,00
Pa (mgP/l)	27	4,01	0,90	Múltipla		1,66	5,02	3,59	4,29	4,72

Tabela 4.5 - Estatística descritiva das variáveis da lagoa de maturação (M3) do Sistema I (EXTRABES).

Variável (Lagoa M3)	N Válidos	Média	Desvio Padrão	Moda	Frequência da Moda	Mínimo	Máximo	Q1 (25%)	Mediana	Q3 (75%)
<b>Rad</b> (Kcal/cm <sup>2</sup> d)	360	583,75	141,35	Múltipla		207,60	1086,00	474,00	592,80	682,80
<b>Temp</b> (C°)	361	25,97	1,10	26,00	47	23,20	30,50	25,20	26,00	26,70
<b>Cl<sup>-</sup>a</b> (µg/l)	52	325,13	168,99	Múltipla		6,00	797,00	211,00	333,00	392,50
<b>pH</b>	50	8,38	0,25	8,60	9	7,70	8,80	8,20	8,45	8,60
<b>Ka(N)</b> (m/d)	51	0,22	0,59	0,11	3	-0,10	4,28	0,09	0,12	0,18
<b>Ka(P)</b> (m/d)	27	0,05	0,05	0,03	2	-0,03	0,23	0,02	0,04	0,07
<b>Na</b> (mgN/l)	51	15,87	3,82	Múltipla		2,00	25,50	13,50	16,00	18,00
<b>Pa</b> (mgP/l)	27	3,80	0,61	Múltipla		2,56	4,94	3,54	3,84	4,22

Tabela 4.6 - Estatística descritiva das variáveis da lagoa anaeróbia (A7) do Sistema IX (EXTRABES).

Variável (Lagoa A7)	N Válidos	Média	Desvio Padrão	Moda	Frequência da Moda	Mínimo	Máximo	Q1 (25%)	Mediana	Q3 (75%)
<b>Rad</b> (Kcal/cm <sup>2</sup> d)	355	581,79	142,32	672,00	16	186,00	945,60	474,00	600,00	686,40
<b>Temp</b> (C°)	328	25,25	1,05	Múltipla		23,00	26,70	24,10	25,70	26,00
<b>Cl<sup>-</sup>a</b> (µg/l)	0			Múltipla						
<b>pH</b>	46	6,99	0,25	7,00	10	6,50	7,70	6,80	7,00	7,10
<b>Ka(N)</b> (m/d)	46	0,01	0,14	0,00	3	-0,20	0,33	-0,11	-0,02	0,12
<b>Ka(P)</b> (m/d)	44	0,10	0,15	Múltipla		-0,14	0,39	-0,04	0,10	0,21
<b>Na</b> (mgN/l)	49	28,78	8,44	Múltipla		11,00	48,00	24,00	29,00	35,00
<b>Pa</b> (mgP/l)	47	4,97	1,51	7,20	4	2,60	7,60	3,50	5,00	6,30

Tabela 4.7 - Estatística descritiva das variáveis da lagoa facultativa secundária (F9) do Sistema IX (EXTRABES).

Variável (Lagoa F9)	N Válidos	Média	Desvio Padrão	Moda	Frequência da Moda	Mínimo	Máximo	Q1 (25%)	Mediana	Q3 (75%)
Rad (Kcal/cm <sup>2</sup> d)	355	581,79	142,32	672,00	16	186,00	945,60	474,00	600,00	686,40
Temp (C°)	293	24,88	1,24	23,20	59	22,50	27,20	23,50	25,20	26,00
Cl <sup>-</sup> a <sup>-</sup> (µg/l)	46	51,00	56,00	Múltipla		0,00	377,00	28,00	43,50	56,00
pH	46	7,17	0,28	7,10	7	6,60	7,80	7,00	7,15	7,40
Ka(N) (m/d)	46	0,00	0,03	0,00	9	-0,07	0,07	-0,03	0,00	0,02
Ka(P) (m/d)	44	0,00	0,03	0,00	8	-0,06	0,07	-0,02	0,00	0,02
Na (mgN/l)	46	28,11	5,48	25,00	7	16,00	42,00	25,00	27,00	31,00
Pa (mgP/l)	44	4,10	0,75	4,00	8	2,80	6,00	3,60	4,00	4,60

Tabela 4.8 - Estatística descritiva das variáveis da lagoa de maturação (M7) do Sistema IX (EXTRABES).

Variável (Lagoa M7)	N Válidos	Média	Desvio Padrão	Moda	Frequência da Moda	Mínimo	Máximo	Q1 (25%)	Mediana	Q3 (75%)
Rad (Kcal/cm <sup>2</sup> d)	355	581,79	142,32	672,00	16	186,00	945,60	474,00	600,00	686,40
Temp (C°)	331	25,41	1,12	26,50	54	23,00	27,50	24,50	25,70	26,30
Cl <sup>-</sup> a <sup>-</sup> (µg/l)	46	58,52	33,95	Múltipla		0,00	144,00	37,00	55,00	77,00
pH	46	7,37	0,27	7,60	8	6,90	8,20	7,10	7,40	7,60
Ka(N) (m/d)	46	0,01	0,05	0,00	10	-0,11	0,16	0,00	0,02	0,03
Ka(P) (m/d)	44	0,00	0,04	0,00	3	-0,04	0,19	-0,01	0,00	0,02
Na (mgN/l)	46	28,20	5,10	28,00	7	17,00	42,00	25,00	27,50	32,00
Pa (mgP/l)	44	4,11	0,70	3,70	8	3,20	5,80	3,70	3,90	4,70

Tabela 4.9 - Estatística descritiva das variáveis da lagoa de maturação (M8) do Sistema IX (EXTRABES).

Variável (Lagoa M8)	N Válidos	Média	Desvio Padrão	Moda	Frequência da Moda	Mínimo	Máximo	Q1 (25%)	Mediana	Q3 (75%)
Rad (Kcal/cm <sup>2</sup> d)	355	581,79	142,32	672,00	16	186,00	945,60	474,00	600,00	686,40
Temp (C°)	324	25,40	1,05	25,20	51	23,20	27,50	24,70	25,20	26,00
Cl <sup>-</sup> a <sup>-</sup> (µg/l)	46	58,67	37,22	Múltipla		0,00	171,00	33,00	54,50	89,00
pH	45	7,46	0,30	7,60	10	6,90	8,40	7,20	7,50	7,60
Ka(N) (m/d)	46	0,03	0,04	0,00	8	-0,06	0,11	0,00	0,02	0,06
Ka(P) (m/d)	44	0,01	0,02	0,00	6	-0,03	0,08	-0,01	0,01	0,01
Na (mgN/l)	46	27,78	4,42	23,00	6	19,00	40,00	24,00	27,00	31,00
Pa (mgP/l)	44	4,09	0,70	Múltipla		2,80	5,60	3,60	3,90	4,50

Tabela 4.10 - Estatística descritiva das variáveis da lagoa de maturação (M9) do Sistema IX (EXTRABES).

Variável (Lagoa M9)	N Válidos	Média	Desvio Padrão	Moda	Frequência da Moda	Mínimo	Máximo	Q1 (25%)	Mediana	Q3 (75%)
Rad (Kcal/cm <sup>2</sup> d)	355	581,79	142,32	672,00	16	186,00	945,60	474,00	600,00	686,40
Temp (C°)	332	25,50	1,04	25,50	48	22,70	27,50	24,50	25,50	26,50
Cl <sup>-</sup> a <sup>-</sup> (µg/l)	46	92,39	55,29	Múltipla		3,00	223,00	51,00	90,50	119,00
pH	46	7,53	0,30	Múltipla		6,90	8,10	7,40	7,55	7,70
Ka(N) (m/d)	46	0,02	0,03	0,00	8	-0,04	0,10	0,00	0,02	0,04
Ka(P) (m/d)	44	0,01	0,02	0,00	6	-0,04	0,05	-0,01	0,01	0,02
Na (mgN/l)	46	26,30	4,41	23,00	8	20,00	39,00	23,00	25,00	29,00
Pa (mgP/l)	44	4,03	0,70	3,50	7	2,80	5,50	3,50	3,80	4,35



## 4.2 ESTUDO DA DISTRIBUIÇÃO DAS AMOSTRAS

As Figuras de 4.1 a 4.8 mostram os histogramas de distribuição de frequência com a curva da distribuição normal sobreposta. A análise da normalidade foi feita com base no teste de Kolmogorov-Smirnov (K-S tabulado por Massey em 1951 para a hipótese extrínseca e tabulado por Lilliefors em 1967 para a hipótese intrínseca). As figuras também exibem o teste de Shapiro-Wilk (teste W de 1968) que tem sido o teste de normalidade preferido nos últimos anos, devido a suas propriedades poderosas quando comparado à grande variedade de testes alternativos. O nível de significância ( $p$ ) encontrado é exibido para cada teste acima mencionado.

Quando a distribuição da amostra apresentou desvio da normalidade ( $\alpha = 0,1$ ) foram aplicadas transformações segundo a técnica de Box-Cox, para a qual o valor de  $\lambda$  é aquele que maximiza a função logarítmica mais provável.

**Equação 4.1 - Equação de Box-Cox para a melhor transformação para a normalidade.**

$$Y' = \frac{(Y^\lambda - 1)}{\lambda} \quad (\text{para } \lambda \neq 0) \quad (4.1)$$

$$Y' = \ln Y \quad (\text{para } \lambda = 0) \quad (4.2)$$

**Equação 4.2 - Função logarítmica mais provável onde "s<sup>2</sup>" é a variância, "v" o grau de liberdade e "n" o tamanho da amostra.**

$$L = -\frac{v}{2} \ln s^2 + (\lambda - 1) \frac{v}{n} \sum \ln Y \quad (4.3)$$

As Figuras de 4.9 a 4.16 exibem os histogramas de distribuição de frequência das variáveis transformadas, com a curva da distribuição normal sobreposta e a equação usada na transformação Box-Cox.

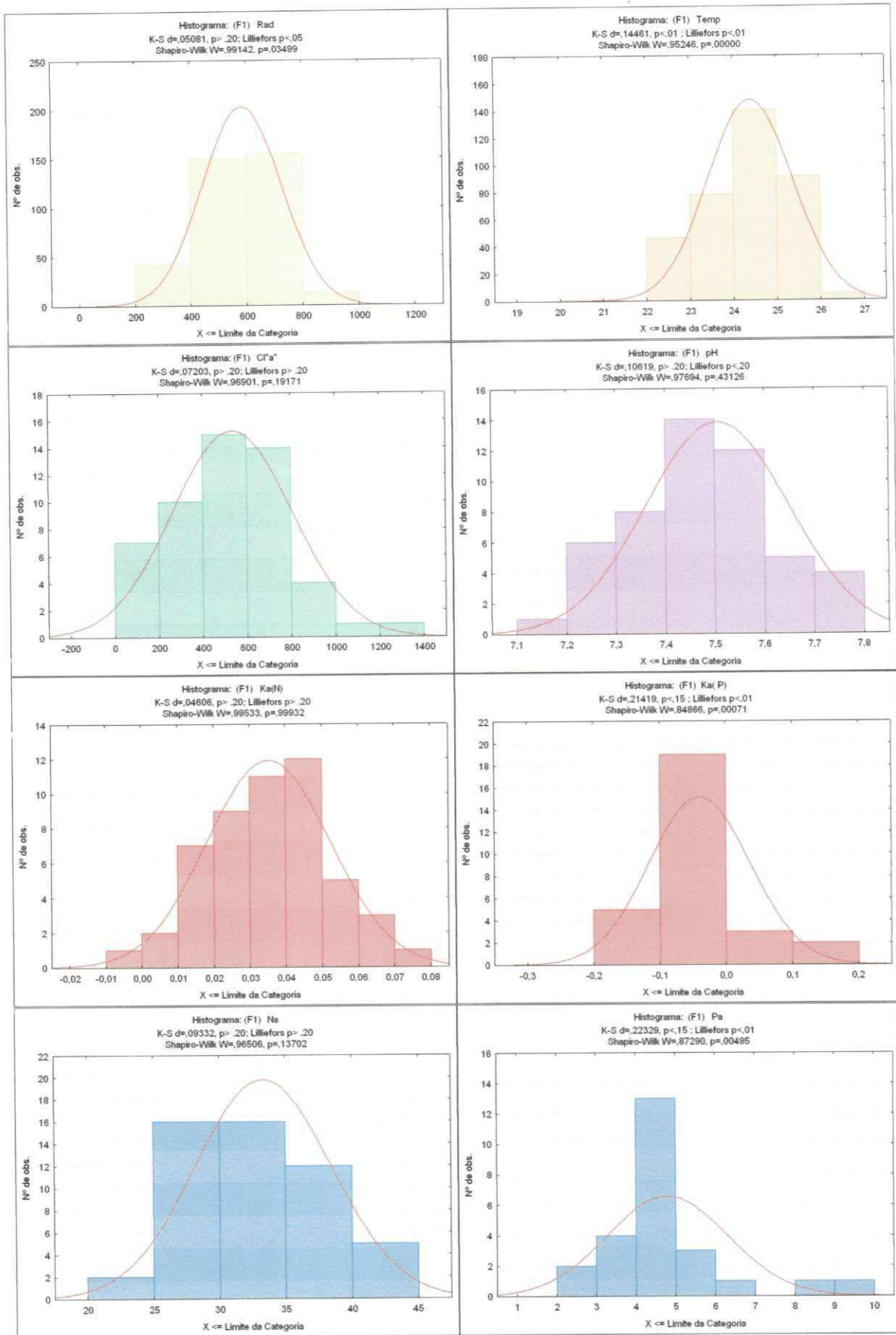


Figura 4.1 - Histogramas de distribuição de frequência das variáveis da lagoa F1 (EXTRABES).

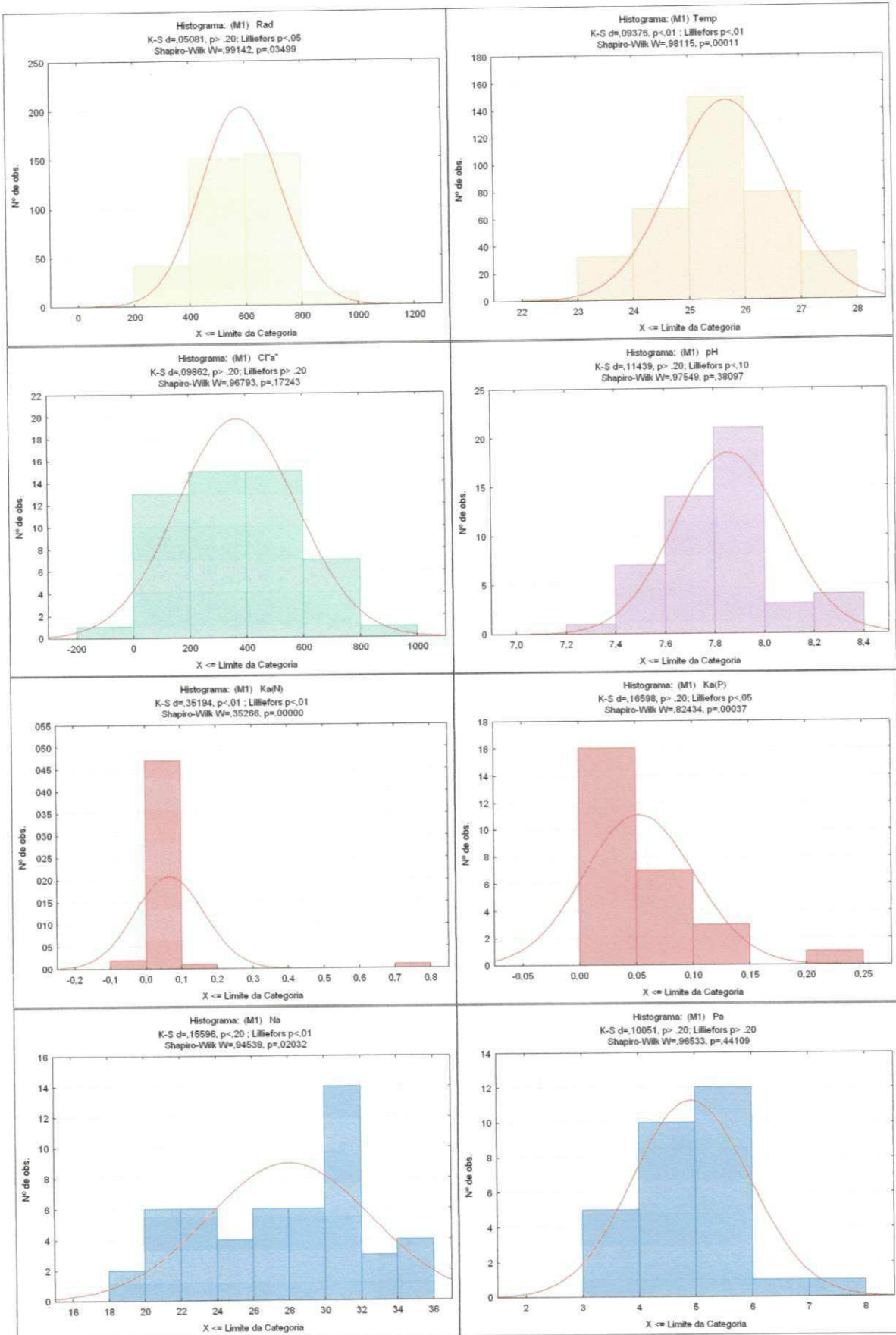


Figura 4.2 - Histogramas de distribuição de freqüência das variáveis da lagoa M1 (EXTRABES).

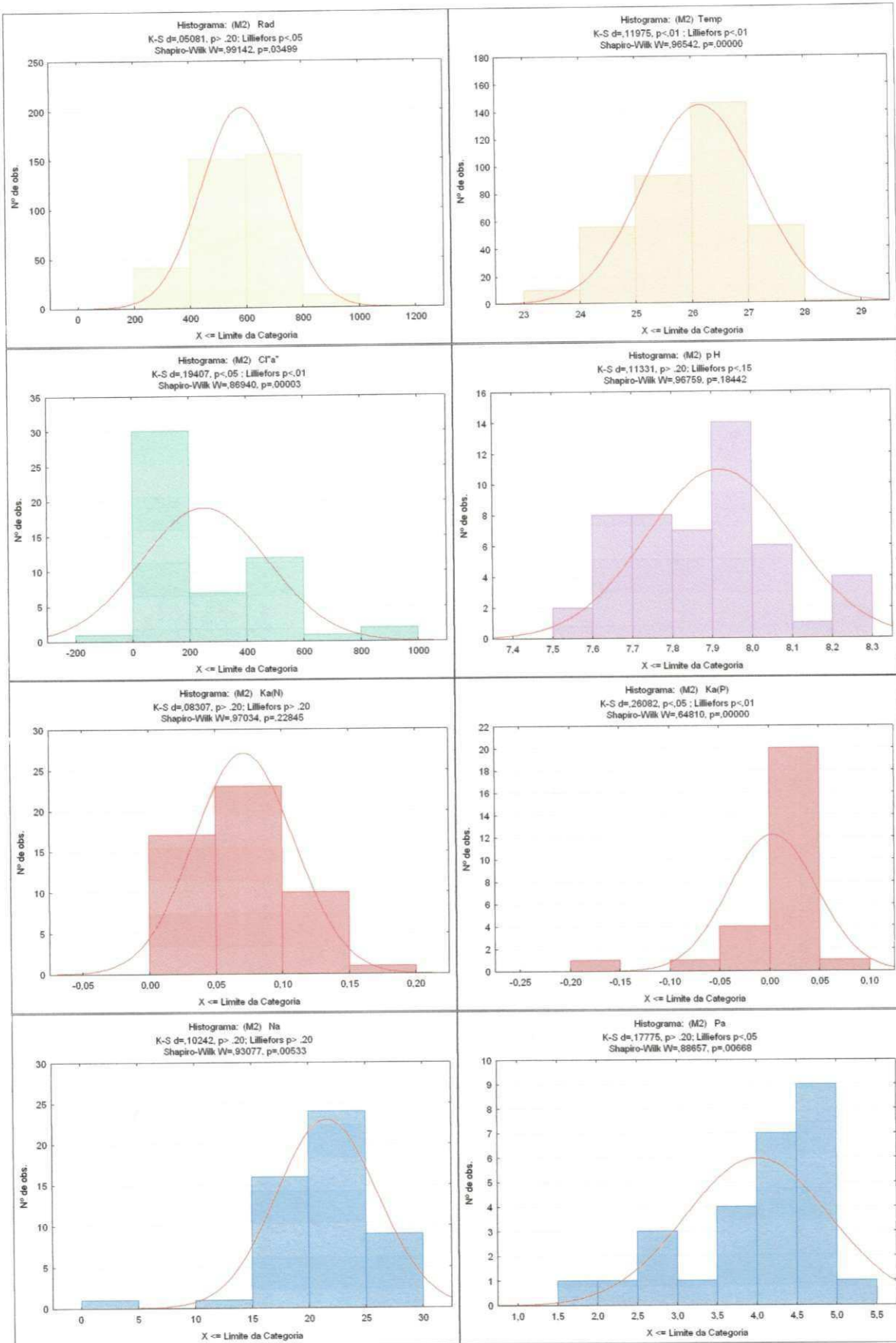


Figura 4.3 - Histogramas de distribuição de frequência das variáveis da lagoa M2 (EXTRABES).

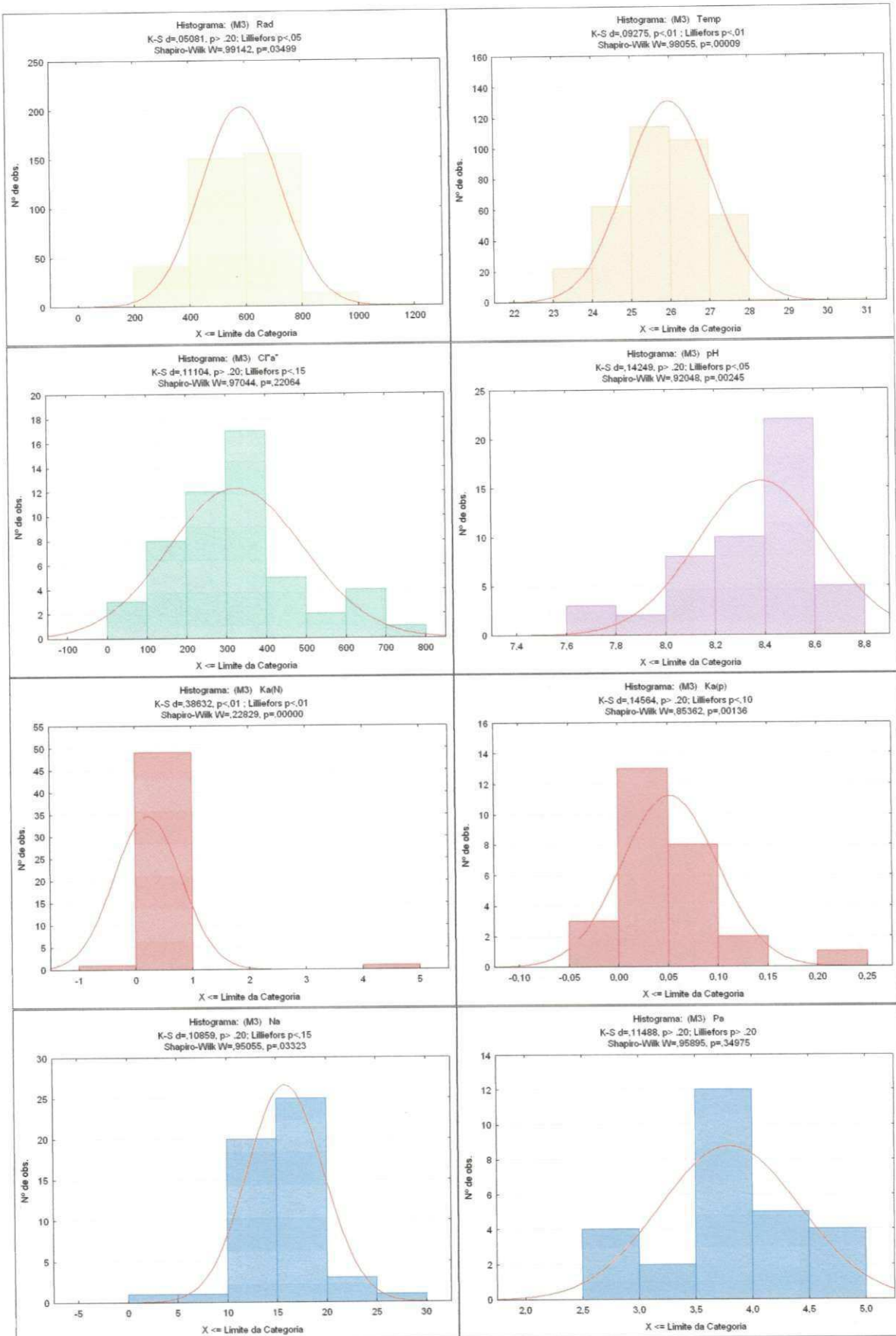


Figura 4.4 - Histogramas de distribuição de freqüência das variáveis da lagoa M3 (EXTRABES).

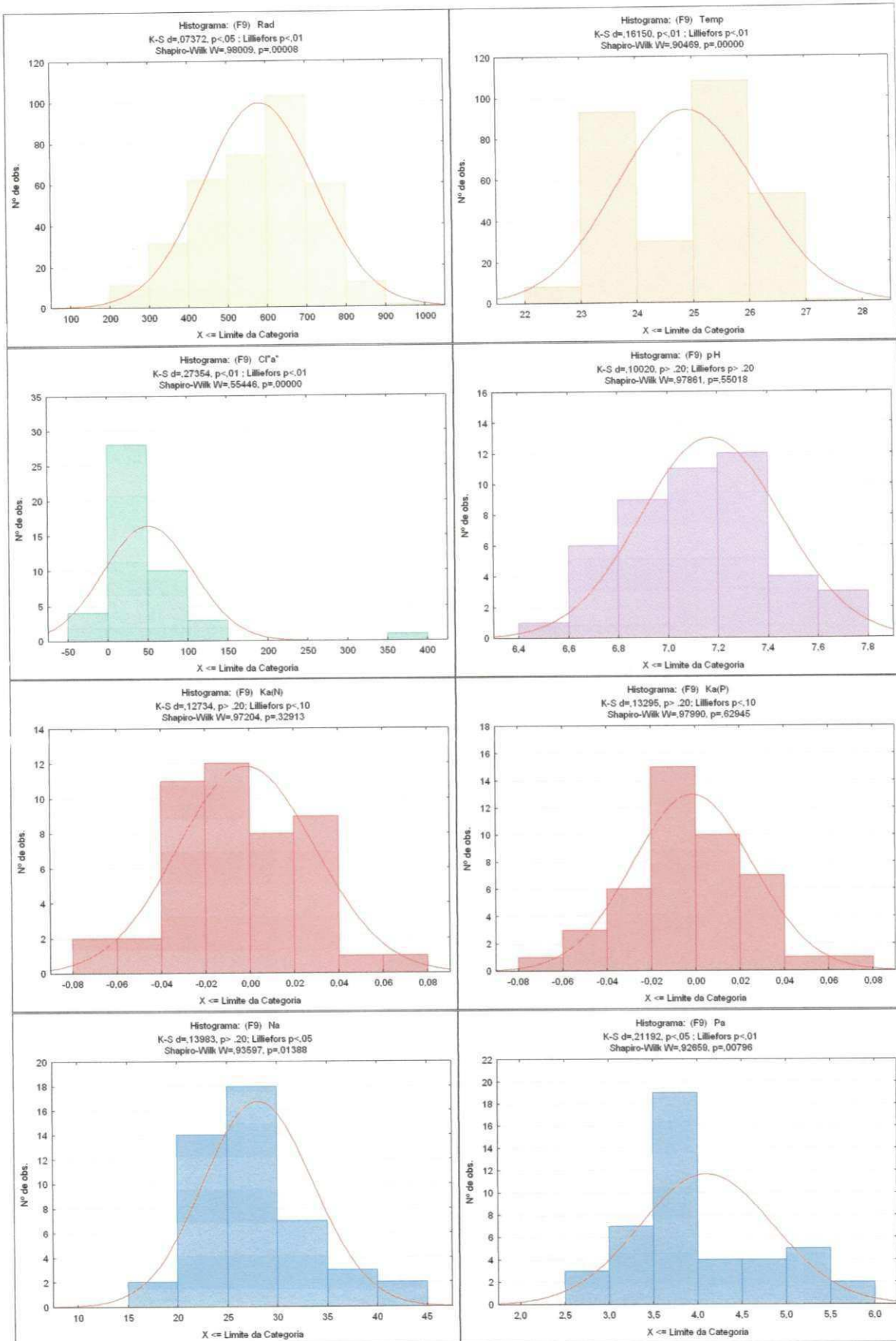


Figura 4.5 - Histogramas de distribuição de frequência das variáveis da lagoa F9 (EXTRABES).

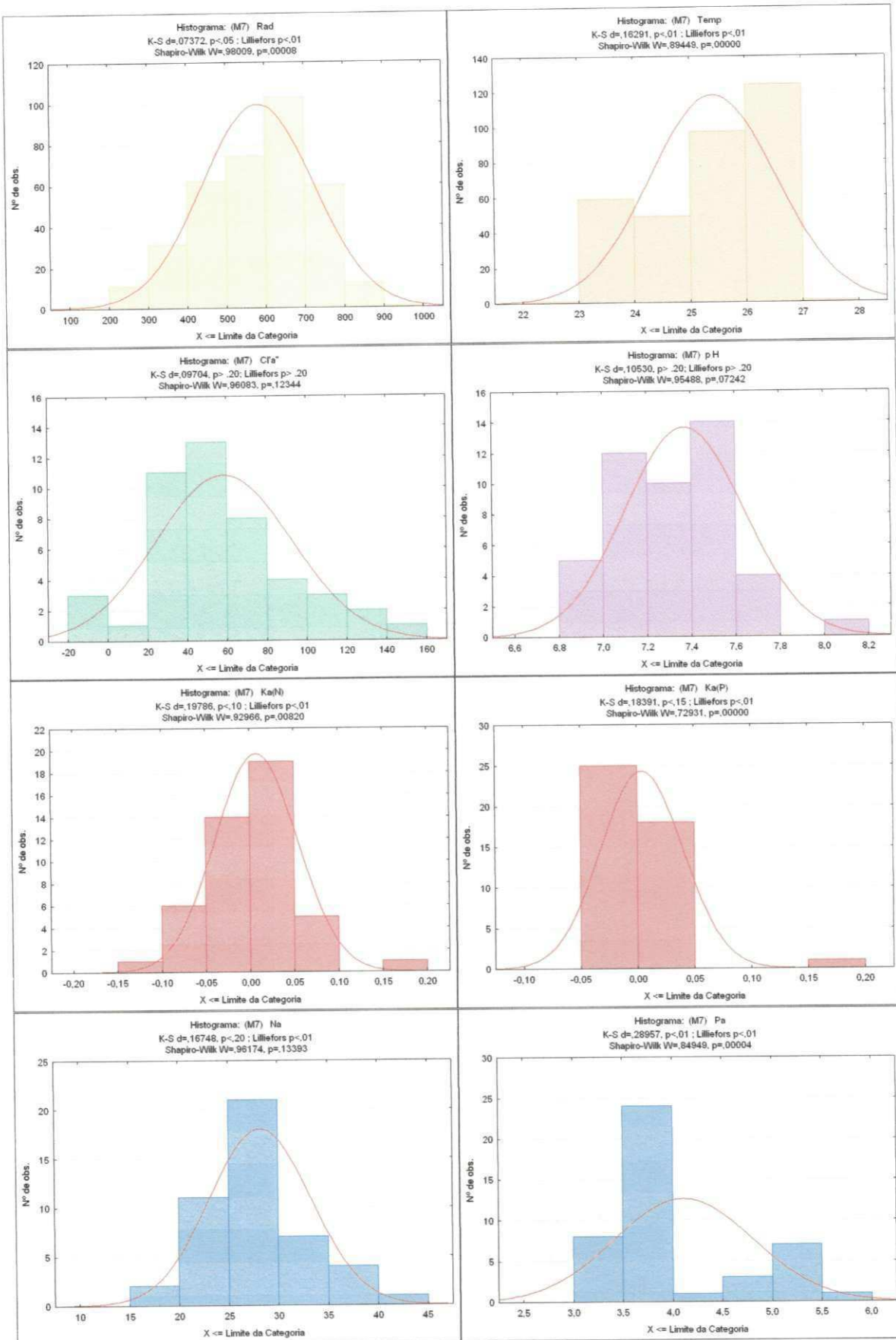


Figura 4.6 - Histogramas de distribuição de freqüência das variáveis da lagoa M7 (EXTRABES).

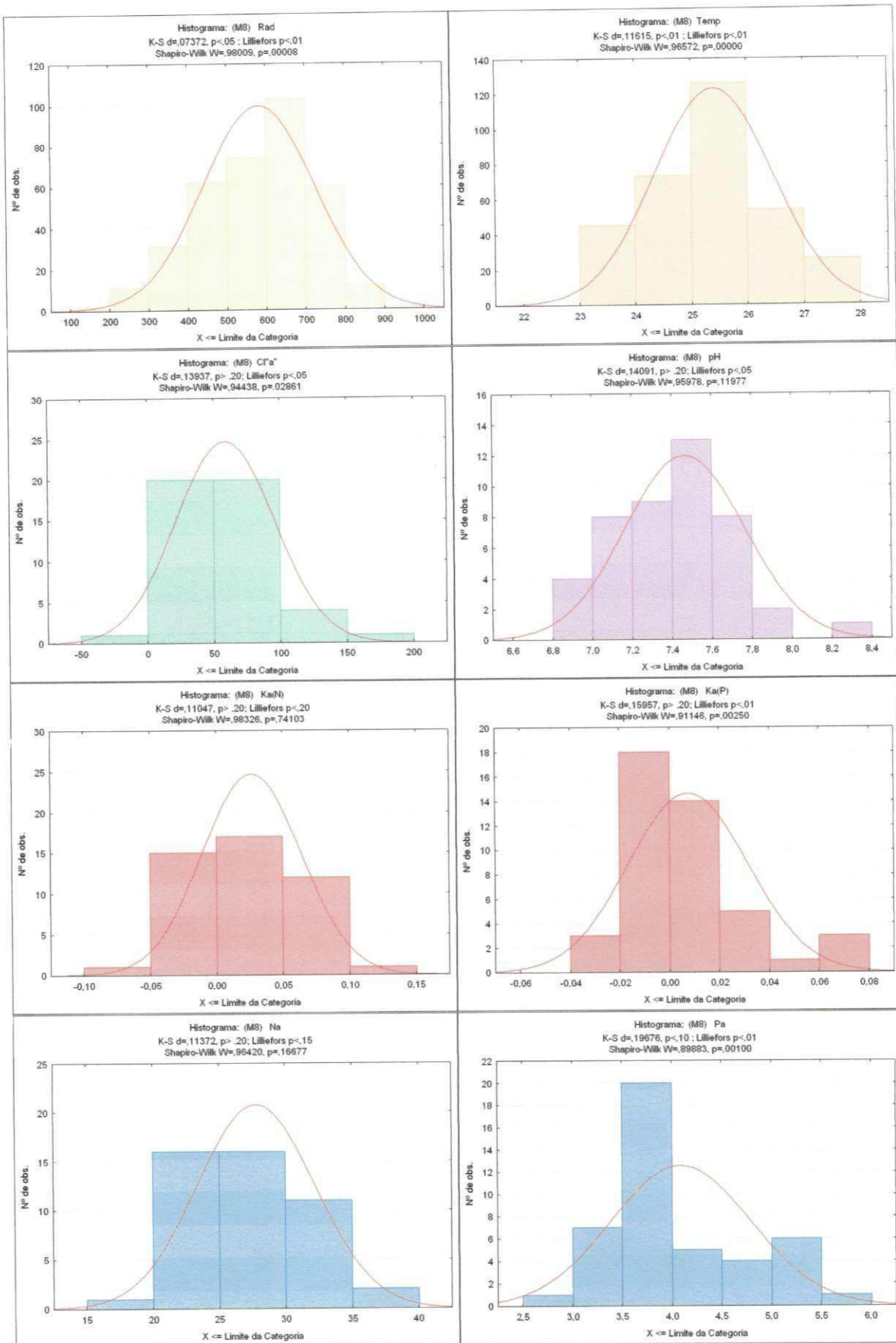
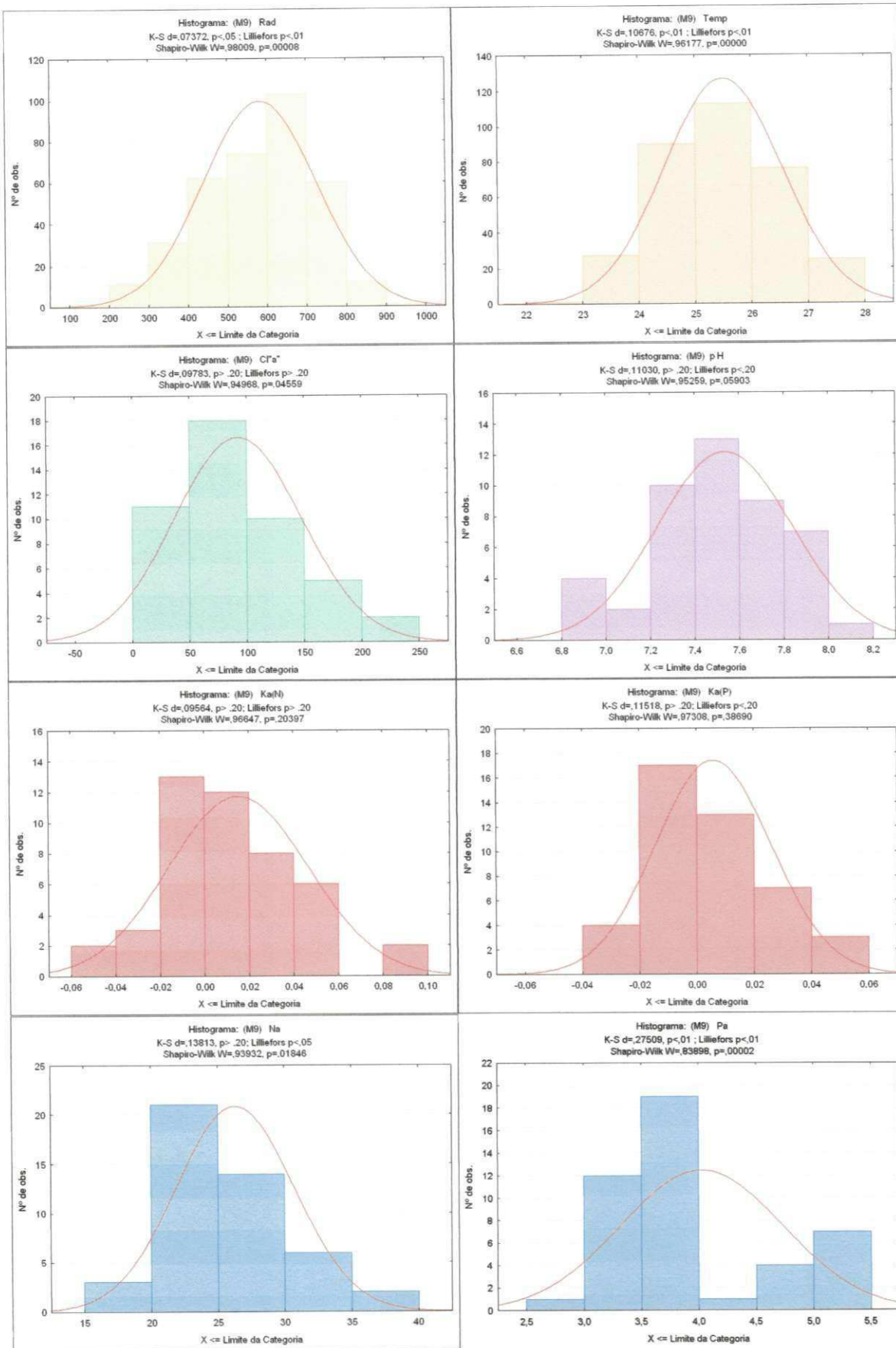
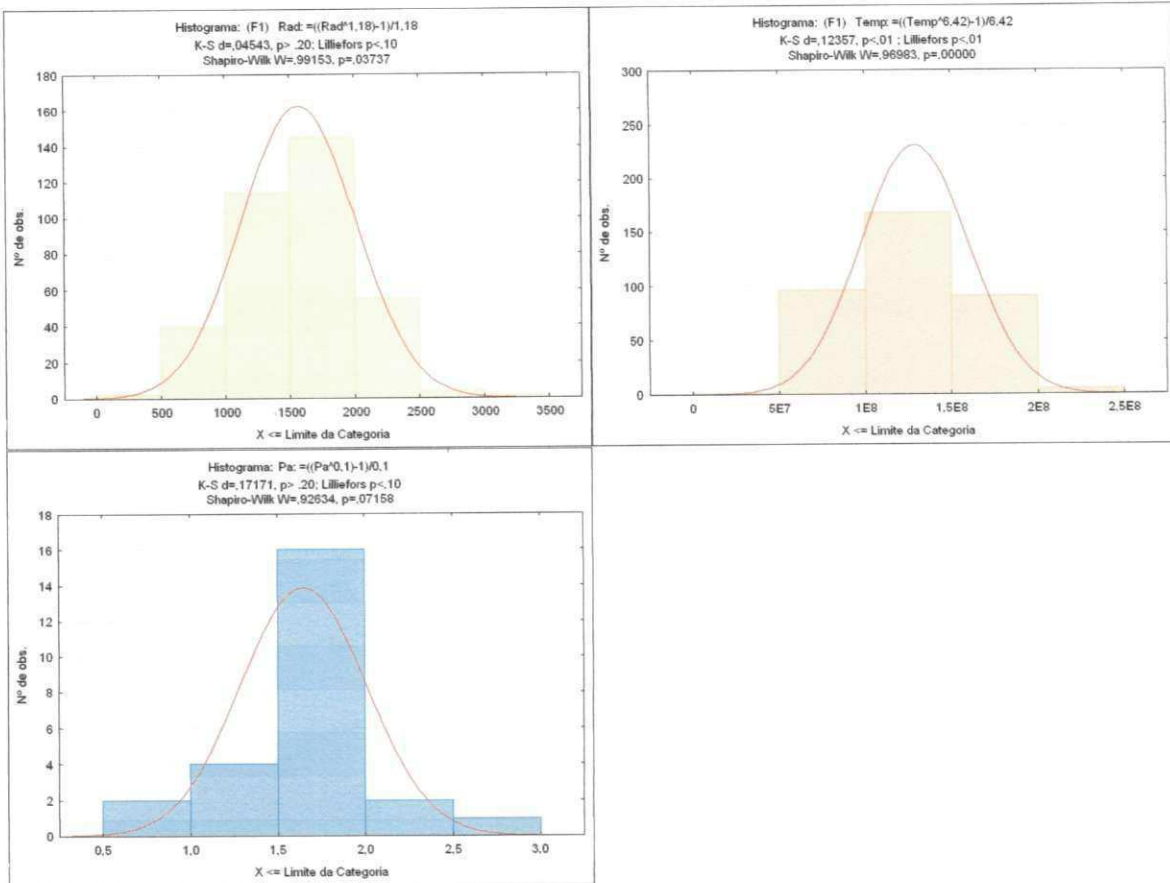


Figura 4.7 - Histogramas de distribuição de frequência das variáveis da lagoa M8 (EXTRABES).

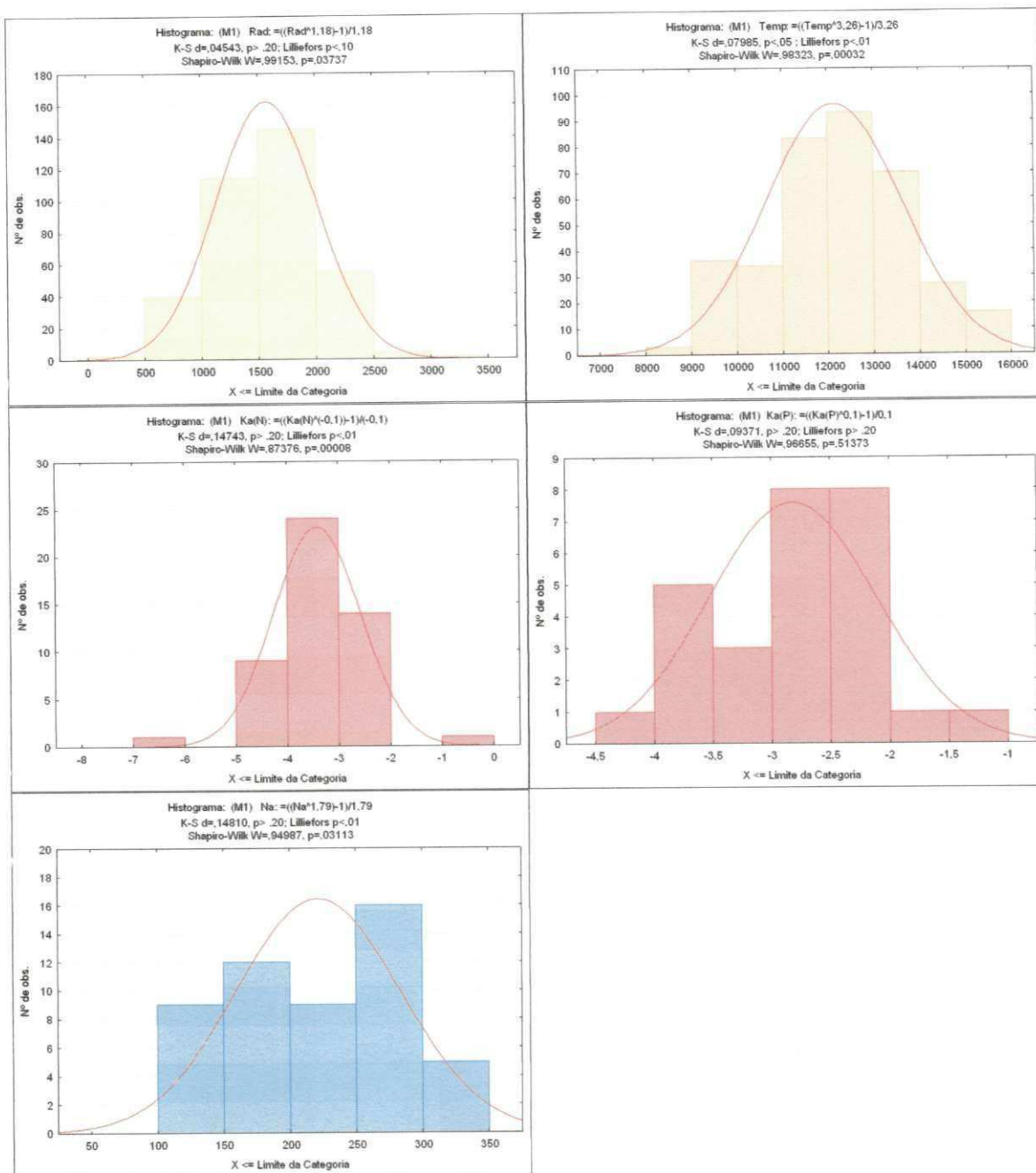




**Figura 4.8 - Histogramas de distribuição de frequência das variáveis da lagoa M9 (EXTRABES).**



**Figura 4.9 - Histogramas de distribuição de freqüência das variáveis transformadas da lagoa F1 (EXTRABES).**



**Figura 4.10 - Histogramas de distribuição de frequência das variáveis transformadas da lagoa M1 (EXTRABES).**

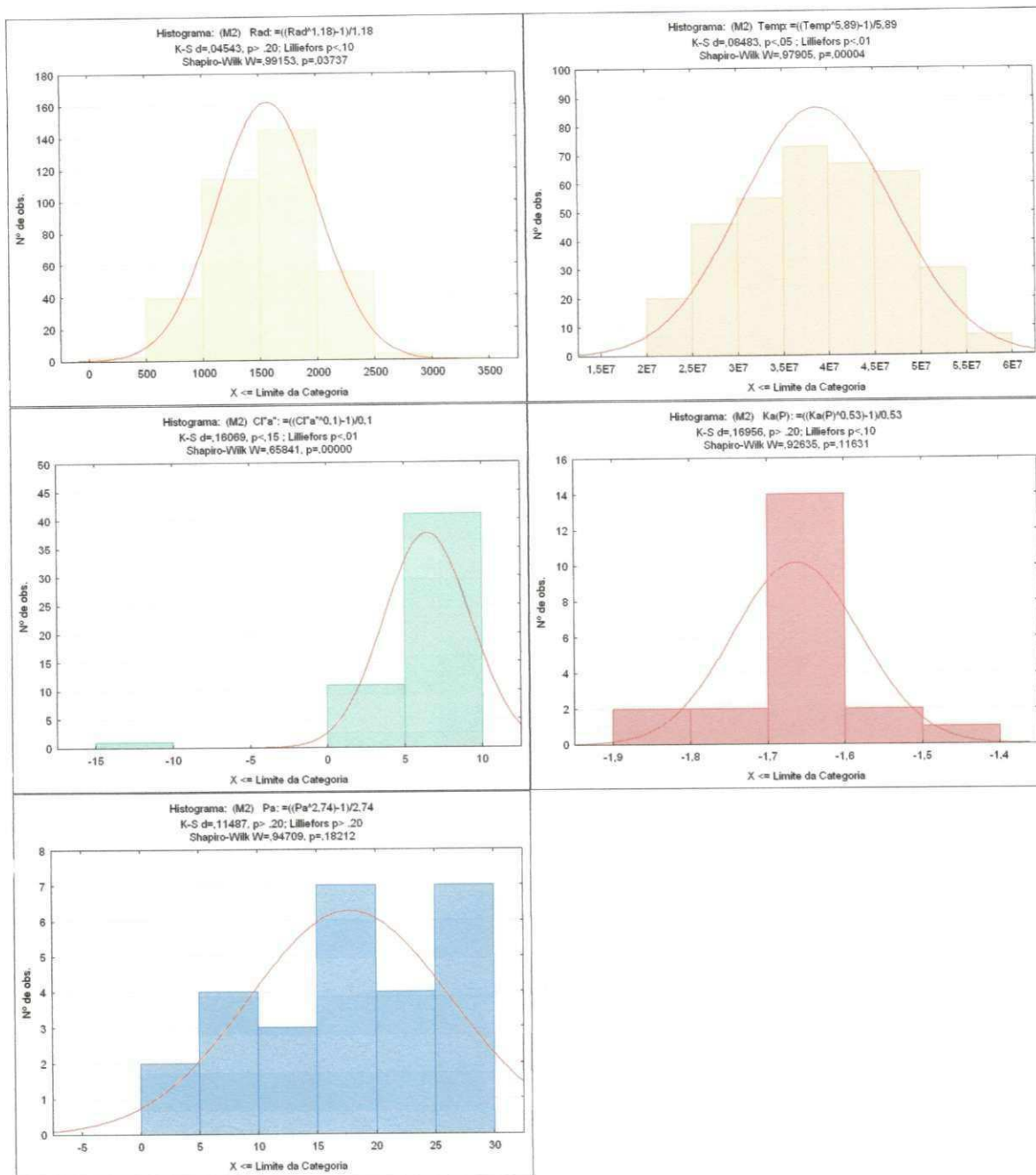
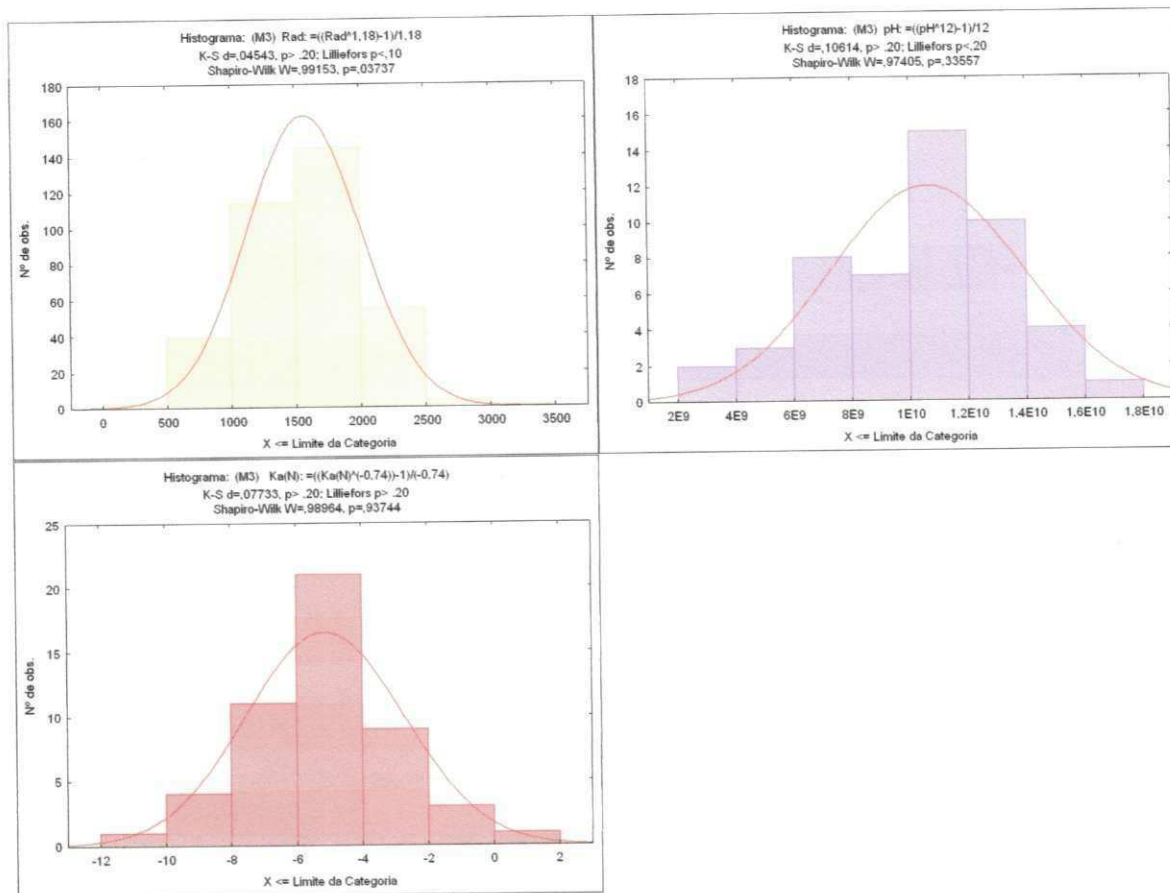
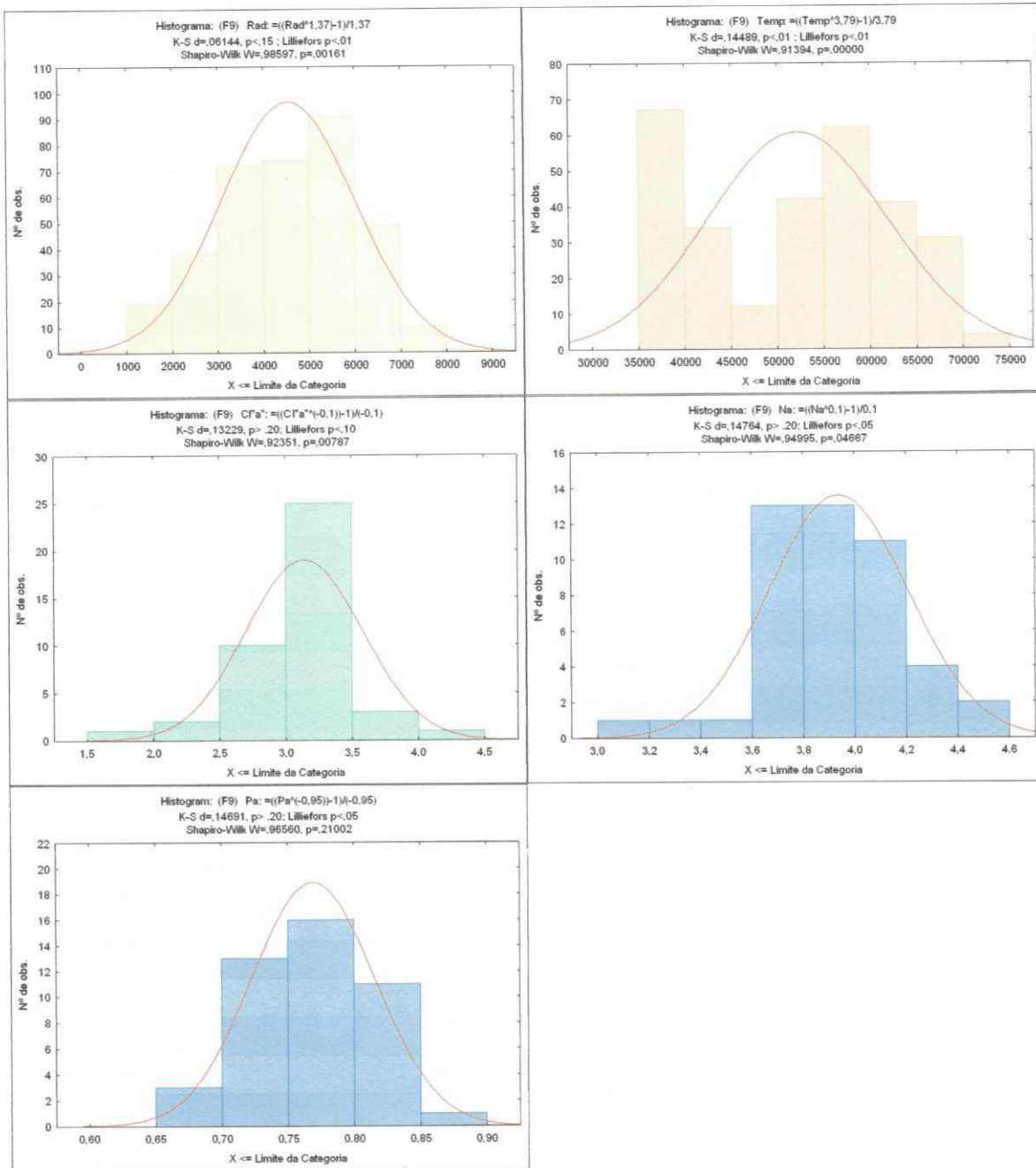


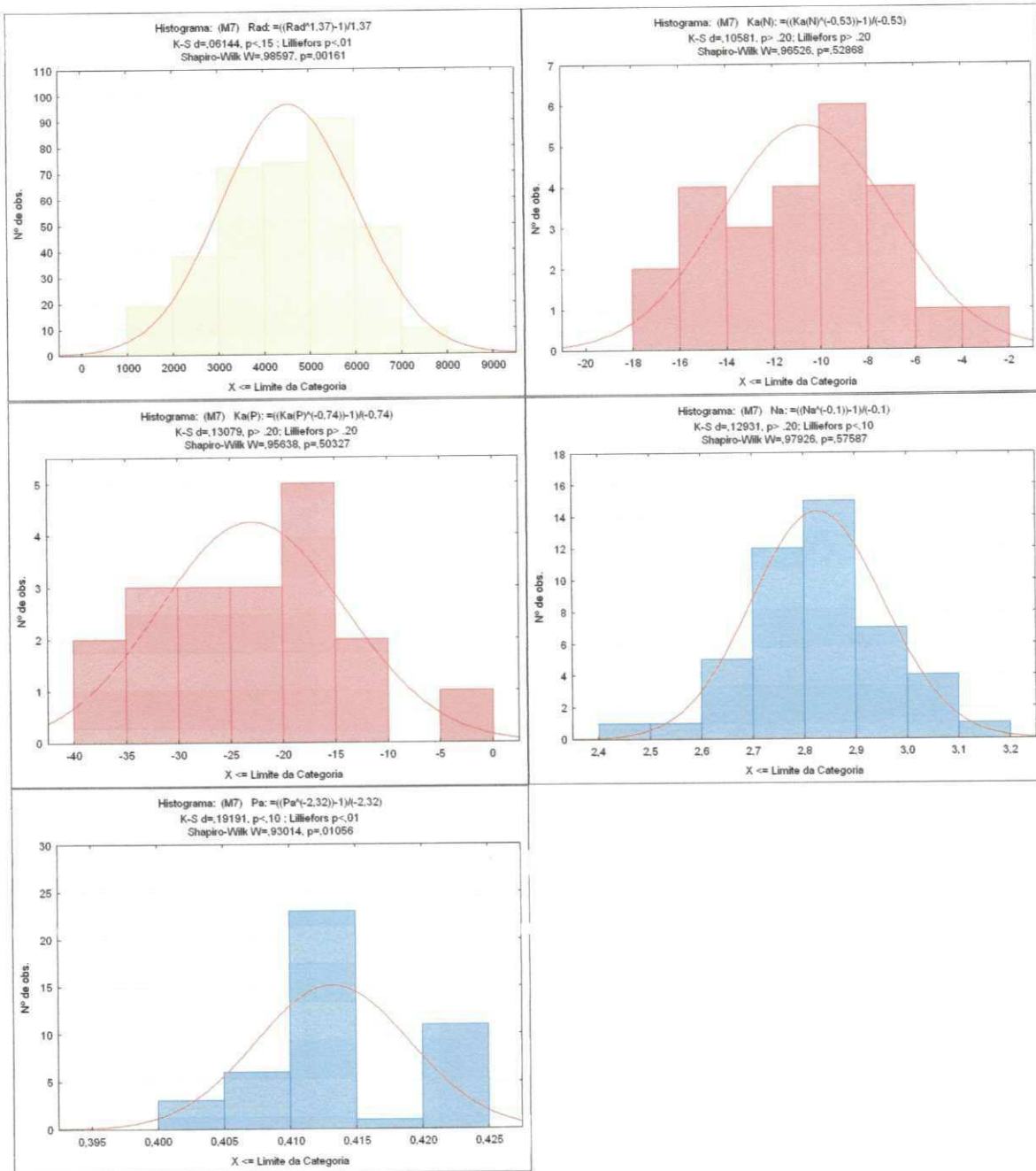
Figura 4.11 - Histogramas de distribuição de frequência das variáveis transformadas da lagoa M2 (EXTRABES).



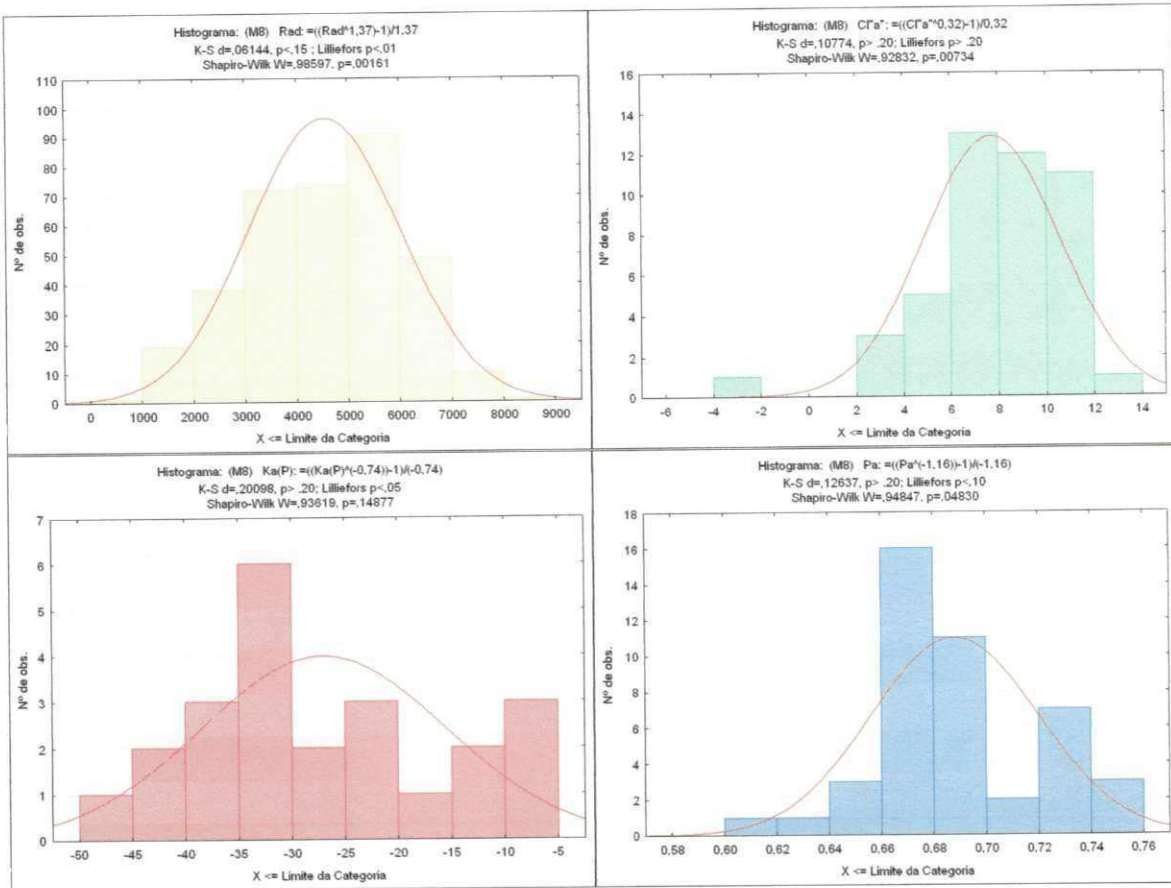
**Figura 4.12 - Histogramas de distribuição de freqüência das variáveis transformadas da lagoa M3 (EXTRABES).**



**Figura 4.13 - Histogramas de distribuição de freqüência das variáveis transformadas da lagoa F9 (EXTRABES).**



**Figura 4.14 - Histogramas de distribuição de freqüência das variáveis transformadas da lagoa M7 (EXTRABES).**



**Figura 4.15 - Histogramas de distribuição de frequência das variáveis transformadas da lagoa M8 (EXTRABES).**



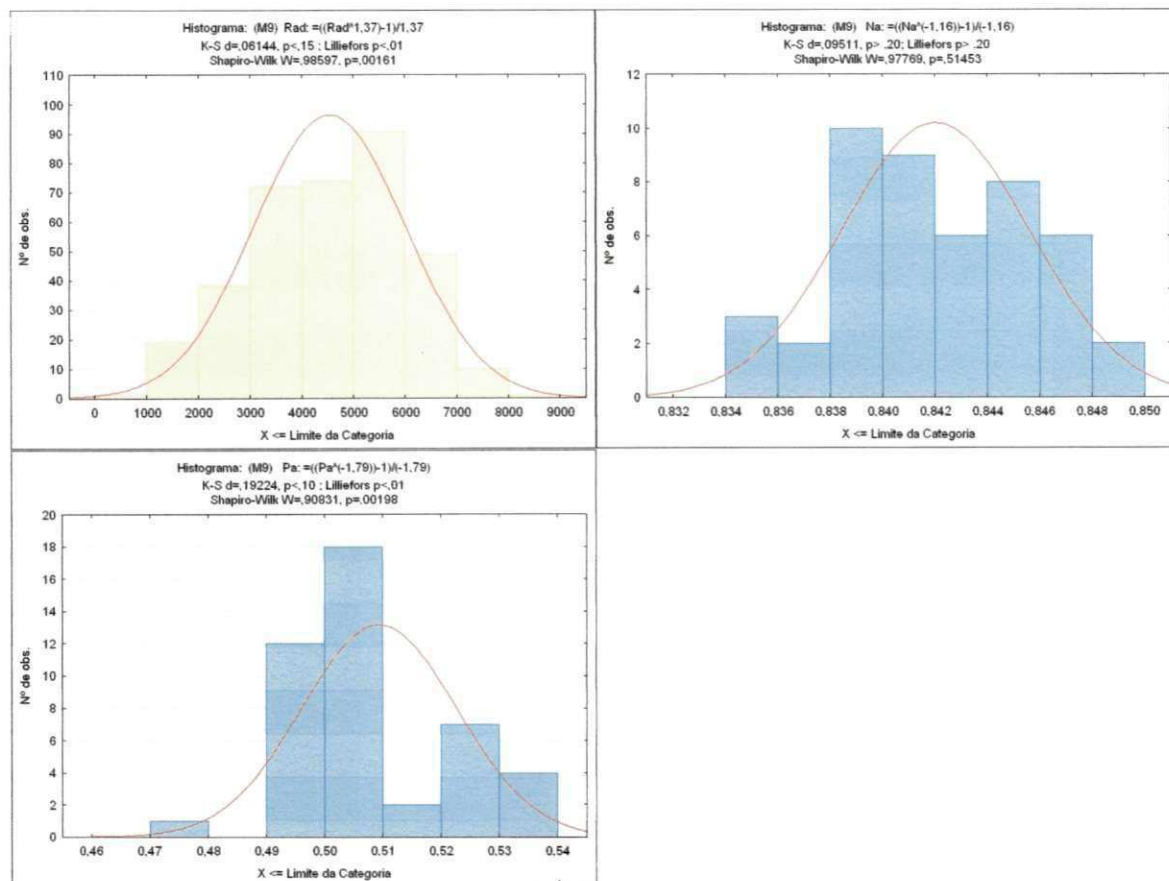


Figura 4.16 - Histogramas de distribuição de freqüência das variáveis transformadas da lagoa M9 (EXTRABES).

### 4.3 ANÁLISE CAUSAL

As tabelas de 14 a 29 têm como objetivo facilitar a compreensão das relações causais hipotetizadas no Diagrama de Relações Causais (Figura 9). A coluna “A” é referente à covariância total, obtida a partir das matrizes de correlação das variáveis. As três colunas seguintes dividem a covariância causal em direta (coluna “B”), indireta (coluna “C”) e total (coluna “D”). A covariância causal é resultante da regressão “ridge” com o estimador  $\lambda = 0,1$  para todas as regressões realizadas.

A covariância total devido à regressão múltipla (coluna “D”) possibilita a avaliação do efeito da multicolineariedade (coluna “G”) através da subtração da coluna D ( $G = D' - D$ ).

Uma avaliação da covariância não causal (coluna “E”) é possível subtraindo a covariância causal total da covariância total ( $E = A - D$ ). Dois tipos de covariância não causal, conseqüentes das relações entre a variável dependente e o conjunto de variáveis causais (incluídas ou não no modelo) são descritos (coluna “F”).

Os efeitos não causais podem ser atribuídos à existência de uma correlação espúria ou ausência de linearidade entre os pares de variáveis, ou ainda, à presença de uma variável explicativa não hipotetizada no modelo, da qual um par de variáveis possa depender linearmente, falhando o pressuposto do fechamento causal.

### **4.3.1 MODELO CAUSAL PARA A REMOÇÃO DE NITROGÊNIO**

#### **4.3.1.1 LAGOAS RASAS (SISTEMA I)**

O modelo proposto para a remoção de nitrogênio teve um coeficiente de determinação de 15% na lagoa facultativa secundária rasa (F1), onde a variável que exerceu maior efeito foi a clorofila “a”, explicando 30% da variabilidade da constante de remoção de nitrogênio ( $K_a(N)$ ), sendo que seu efeito indireto correspondeu apenas a 7% desse total. A segunda maior influência foi da temperatura que explicou 20% da variabilidade.

Na primeira lagoa de maturação rasa (M1) o modelo causal obteve um coeficiente de determinação de 62%, onde o pH exerceu uma grande influência, explicando 63,6% da variabilidade da constante  $K_a(N)$  sendo todo seu efeito direto. Outra variável considerável foi a clorofila “a” que explicou 41,3% da variabilidade da constante, sendo negativo o seu efeito direto sobre  $K_a(N)$ .

O modelo causal obteve um coeficiente de determinação de 21% na segunda lagoa de maturação rasa (M2). Novamente o pH exerceu o maior efeito, seguido pela concentração de clorofila “a” explicando respectivamente 32,8% e 23,7% da variabilidade da constante  $K_a(N)$  sendo que 37,5% do efeito total causal da clorofila “a” foi indireto.

Ao ser testado na terceira lagoa de maturação rasa (M3) o modelo obteve um coeficiente de determinação de 45%. A temperatura explicou 48,1% da variabilidade da constante  $K_a(N)$ , exercendo um efeito negativo. O pH exerceu um efeito que explica 38,4% da variabilidade da constante de remoção do nitrogênio.

A Figura 4.17 resume os percentuais de explicação da variabilidade da constante de remoção do nitrogênio para lagoas rasas de cada variável nas diferentes lagoas do Sistema I.

Tabela 4.11 - Valores das covariâncias entre as variáveis da lagoa F1 do Sistema I (EXTRABES).

Relação entre as variáveis (F1)	Covariância Total (A)	Covariância Causal (Regressão Ridge)			Covariância Total (Regressão Múltipla) (D)	Covariância Não-Causal (E=A-D)	Fonte da Covariância Não-Causal (F)	Covariância devido a Multicolineariedade (G=D'-D)
		Direto (B)	Indireto (C)	Total (D=B+C)				
Rad → Ka(N)	0,03		0,05	0,05	-0,09	-0,02	out.	-0,14
Temp → Ka(N)	0,23	0,21	-0,01	0,20	0,23	0,03	esp. + out.	0,03
Cl <sup>-a</sup> → Ka(N)	0,29	0,27	0,02	0,30	0,31	-0,01	esp. + out.	0,01
pH → Ka(N)	0,18	0,06		0,06	0,05	0,12	esp. + out.	-0,01
Na → Ka(N)	0,10	0,12		0,12	0,15	-0,03	out.	0,02

Tabela 4.12 - Valores das covariâncias entre as variáveis da lagoa M1 do Sistema I (EXTRABES) (Destaque para  $\alpha \leq 0,1$ ).

Relação entre as variáveis (M1)	Covariância Total (A)	Covariância Causal (Regressão Ridge)			Covariância Total (Regressão Múltipla) (D)	Covariância Não-Causal (E=A-D)	Fonte da Covariância Não-Causal (F)	Covariância devido a Multicolineariedade (G=D'-D)
		Direto (B)	Indireto (C)	Total (D=B+C)				
Rad → Ka(N)	0,22		-0,04	-0,04	0,06	0,26	out.	0,10
Temp → Ka(N)	0,20	0,16	-0,10	0,06	0,18	0,14	esp. + out.	0,12
Cl <sup>-a</sup> → Ka(N)	-0,45	-0,75	0,34	-0,41	-0,91	-0,03	esp. + out.	-0,49
pH → Ka(N)	0,57	0,64		0,64	0,78	-0,27	esp. + out.	0,15
Na → Ka(N)	-0,05	-0,05		-0,05	-0,05	0,00	out.	0,001

Tabela 4.13 - Valores das covariâncias entre as variáveis da lagoa M2 do Sistema I (EXTRABES) (Destaque para  $\alpha \leq 0,1$ ).

Relação entre as variáveis (M2)	Covariância Total (A)	Covariância Causal (Regressão Ridge)			Covariância Total (Regressão Múltipla) (D)	Covariância Não-Causal (E=A-D)	Fonte da Covariância Não-Causal (F)	Covariância devido a Multicolineariedade (G=D-D)
		Direto (B)	Indireto (C)	Total (D=B+C)				
Rad → Ka(N)	0,24		0,07	0,07	0,05	0,17	out.	-0,03
Temp → Ka(N)	0,16	-0,02	0,08	0,06	-0,03	0,10	esp. + out.	-0,09
Cl <sup>-a</sup> → Ka(N)	0,26	0,15	0,09	0,24	0,16	0,02	esp. + out.	-0,08
pH → Ka(N)	0,44	0,33		0,33	0,37	0,11	esp. + out.	0,04
Na → Ka(N)	-0,15	-0,09		-0,09	-0,10	-0,06	out.	-0,004

Tabela 4.14 - Valores das covariâncias entre as variáveis da lagoa M3 do Sistema I (EXTRABES) (Destaque para  $\alpha \leq 0,1$ ).

Relação entre as variáveis (M3)	Covariância Total (A)	Covariância Causal (Regressão Ridge)			Covariância Total (Regressão Múltipla) (D)	Covariância Não-Causal (E=A-D)	Fonte da Covariância Não-Causal (F)	Covariância devido a Multicolineariedade (G=D-D)
		Direto (B)	Indireto (C)	Total (D=B+C)				
Rad → Ka(N)	0,21		-0,04	-0,04	0,09	0,25	out.	0,13
Temp → Ka(N)	-0,43	-0,41	-0,07	-0,48	-0,48	0,05	esp. + out.	0,00
Cl <sup>-a</sup> → Ka(N)	0,42	-0,05	0,23	0,19	-0,13	0,24	esp. + out.	-0,32
pH → Ka(N)	0,55	0,38		0,38	0,45	0,17	esp. + out.	0,07
Na → Ka(N)	-0,29	-0,20		-0,20	-0,24	-0,09	out.	-0,03

#### 4.3.1.2 LAGOAS PROFUNDAS (SISTEMA IX)

O modelo teve um coeficiente de determinação de 16% na lagoa facultativa secundária profunda (F9), onde a variável que exerceu maior efeito foi a concentração de Nitrogênio afluente, explicando 35,9% da variabilidade da constante de remoção de nitrogênio (Ka(N)). A clorofila “a” explicou 10,3% da variabilidade da constante.

Na primeira lagoa de maturação profunda (M7) o modelo causal obteve um coeficiente de determinação de 21%. O pH explicou 20,0% da variabilidade da constante Ka(N), porém, outra variável exerceu um efeito maior, a temperatura explicou 26,8% da variabilidade da constante e seu efeito direto sobre Ka(N) foi negativo.

O modelo causal obteve um coeficiente de determinação de 13% na segunda lagoa de maturação profunda (M8). A temperatura exerceu efeito negativo que explicou 22,8% da variabilidade da constante Ka(N). A concentração de clorofila “a” explicou 21,7%, sendo o efeito total causal da clorofila “a” exclusivamente direto.

O teste do modelo na terceira lagoa de maturação profunda (M9) resultou num coeficiente de determinação de 58%. A concentração de clorofila “a” exerceu um efeito considerável que explicou 56,7% da variabilidade de Ka(N). A concentração de nitrogênio afluente que foi responsável por 37,8% na variabilidade da constante de remoção do nitrogênio.

A Figura 4.18 resume os percentuais de explicação da variabilidade da constante de remoção do nitrogênio para lagoas profundas de cada variável nas diferentes lagoas do Sistema IX.

Tabela 4.15 - Valores das covariâncias entre as variáveis da lagoa F9 do Sistema IX (EXTRABES) (Destaque para  $\alpha \leq 0,1$ ).

Relação entre as variáveis (F9)	Covariância Total (A)	Covariância Causal (Regressão Ridge)			Covariância Total (Regressão Múltipla) (D)	Covariância Não-Causal (E=A-D)	Fonte da Covariância Não-Causal (F)	Covariância devido a Multicolinariedade (G=D-D)
		Direto (B)	Indireto (C)	Total (D=B+C)				
Rad → Ka(N)	0,09		-0,03	-0,03	0,01	0,12	out.	0,04
Temp → Ka(N)	-0,01	-0,06	-0,01	-0,07	-0,07	0,06	esp. + out.	0,00
Cl <sup>-a</sup> → Ka(N)	0,11	0,11	0,00	0,10	0,12	0,01	esp. + out.	0,01
pH → Ka(N)	0,06	0,07		0,07	0,07	0,00	esp. + out.	0,01
Na → Ka(N)	0,39	0,36		0,36	0,40	0,03	out.	0,04

Tabela 4.16 - Valores das covariâncias entre as variáveis da lagoa M7 do Sistema IX (EXTRABES).

Relação entre as variáveis (M7)	Covariância Total (A)	Covariância Causal (Regressão Ridge)			Covariância Total (Regressão Múltipla) (D)	Covariância Não-Causal (E=A-D)	Fonte da Covariância Não-Causal (F)	Covariância devido a Multicolinariedade (G=D-D)
		Direto (B)	Indireto (C)	Total (D=B+C)				
Rad → Ka(N)	0,18		-0,12	-0,12	0,41	0,30	out.	0,53
Temp → Ka(N)	-0,25	-0,29	0,02	-0,27	-0,34	0,02	esp. + out.	-0,07
Cl <sup>-a</sup> → Ka(N)	0,04	0,18	-0,03	0,15	0,23	-0,11	esp. + out.	0,07
pH → Ka(N)	0,24	0,20		0,20	0,22	0,04	esp. + out.	0,02
Na → Ka(N)	-0,13	-0,18		-0,18	-0,21	0,05	out.	-0,036

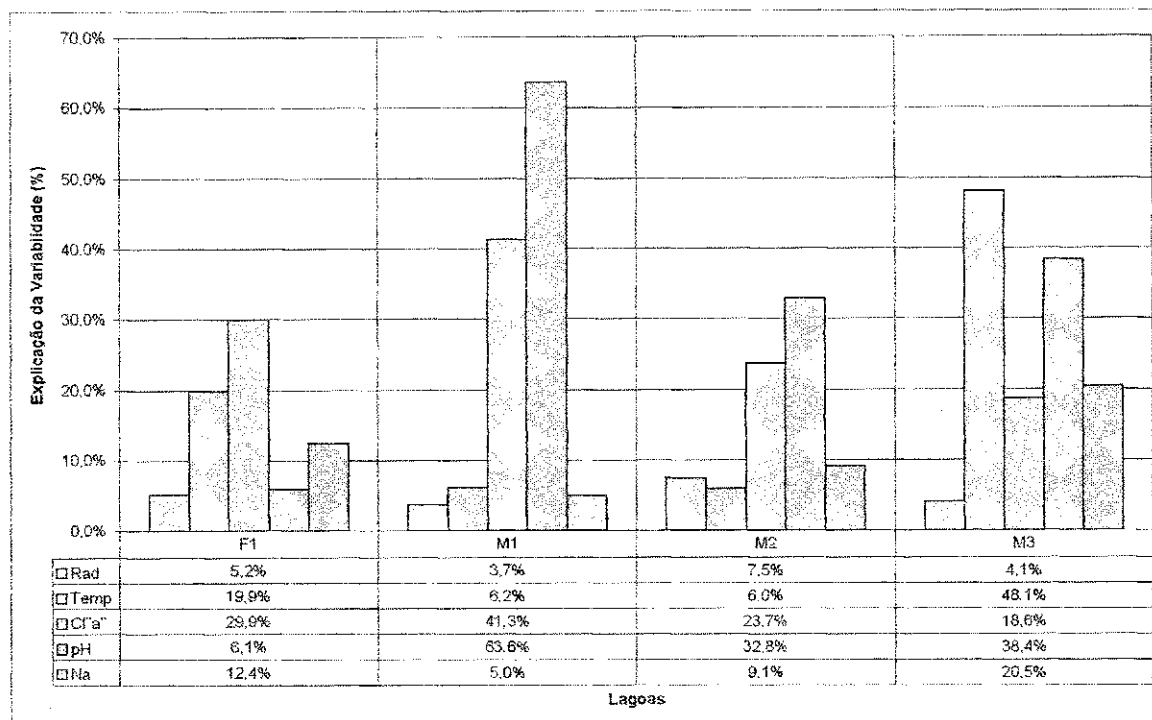
Tabela 4.17 - Valores das covariâncias entre as variáveis da lagoa M8 do Sistema IX (EXTRABES) (Destaque para  $\alpha \leq 0,1$ ).

Relação entre as variáveis (M8)	Covariância Total (A)	Covariância Causal (Regressão Ridge)			Covariância Total (Regressão Múltipla) (D)	Covariância Não-Causal (E=A-D)	Fonte da Covariância Não-Causal (F)	Covariância devido a Multicolineariedade (G=D-D)
		Direto (B)	Indireto (C)	Total (D=B+C)				
Rad $\rightarrow$ Ka(N)	-0,06		-0,07	-0,07	-0,01	0,01	out.	0,06
Temp $\rightarrow$ Ka(N)	-0,26	-0,16	-0,07	-0,23	-0,17	-0,03	esp. + out.	0,06
Cl <sup>a</sup> $\rightarrow$ Ka(N)	0,31	0,22	0,00	0,22	0,24	0,10	esp. + out.	0,02
pH $\rightarrow$ Ka(N)	-0,08	0,00		0,00	0,01	-0,08	esp. + out.	0,01
Na $\rightarrow$ Ka(N)	0,17	0,09		0,09	0,09	0,08	out.	0,003

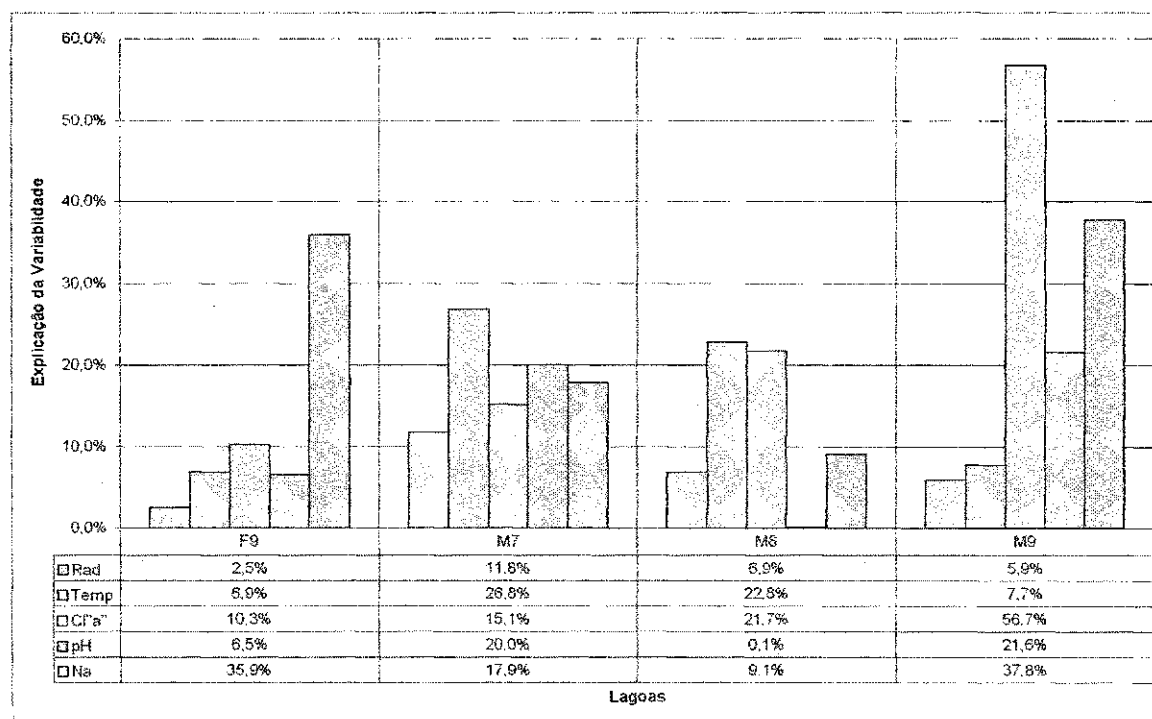
Tabela 4.18 - Valores das covariâncias entre as variáveis da lagoa M9 do Sistema IX (EXTRABES) (Destaque para  $\alpha \leq 0,1$ ).

Relação entre as variáveis (M9)	Covariância Total (A)	Covariância Causal (Regressão Ridge)			Covariância Total (Regressão Múltipla) (D)	Covariância Não-Causal (E=A-D)	Fonte da Covariância Não-Causal (F)	Covariância devido a Multicolineariedade (G=D-D)
		Direto (B)	Indireto (C)	Total (D=B+C)				
Rad $\rightarrow$ Ka(N)	-0,11		-0,06	-0,06	-0,07	-0,05	out.	-0,01
Temp $\rightarrow$ Ka(N)	-0,13	-0,02	-0,06	-0,08	-0,01	-0,06	esp. + out.	0,06
Cl <sup>a</sup> $\rightarrow$ Ka(N)	0,67	0,51	0,06	0,57	0,55	0,10	esp. + out.	-0,02
pH $\rightarrow$ Ka(N)	0,31	0,22		0,22	0,23	0,09	esp. + out.	0,02
Na $\rightarrow$ Ka(N)	0,43	0,38		0,38	0,42	0,05	out.	0,04





**Figura 4.17 - Percentual de explicação da variabilidade da constante de remoção do nitrogênio para lagoas rasas nas diferentes lagoas do Sistema I (EXTRABES).**



**Figura 4.18 - Percentual de explicação da variabilidade da constante de remoção do nitrogênio para lagoas profundas nas diferentes lagoas do Sistema IX (EXTRABES).**

## 4.3.2 MODELO CAUSAL PARA A REMOÇÃO DE FÓSFORO

### 4.3.2.1 LAGOAS RASAS (SISTEMA I)

O modelo causal proposto para remoção de fósforo obteve o maior coeficiente de determinação (83%) na lagoa facultativa secundária rasa (F1). A concentração de fósforo afluente, determinou 82% do comportamento da constante  $K_a(P)$ . O pH provocou um efeito negativo que explicou 43% da variabilidade da constante.

Um coeficiente de 62% foi obtido quando o modelo foi testado na primeira lagoa de maturação rasa (M1), onde a clorofila "a" exerceu um efeito causal total positivo que explicou 58,6% da variabilidade da constante de remoção de fósforo, apesar de seu efeito indireto ter sido negativo. A temperatura e o pH explicaram respectivamente 36,6% e 33,4% do comportamento da constante  $K_a(P)$ .

O modelo conseguiu um coeficiente de determinação de apenas 18% na segunda lagoa de maturação rasa (M2), onde o pH e a concentração de clorofila "a" determinaram respectivamente 35,1% e 30,7% da variabilidade de  $K_a(P)$ . O efeito indireto da clorofila "a" correspondeu a 29% do seu efeito total.

Quando o modelo foi testado na terceira lagoa de maturação rasa (M3), foi obtido um coeficiente de determinação de 55%. A clorofila "a" exerceu um efeito negativo que determinou 67,2% da variabilidade da constante  $K_a(P)$ . O pH explicou 30,9% da variabilidade de  $K_a(P)$ .

A Figura 4.19 resume os percentuais de explicação da variabilidade da constante de remoção do fósforo para lagoas rasas de cada variável nas diferentes lagoas do Sistema I.

Tabela 4.19 - Valores das covariâncias entre as variáveis da lagoa F1 do Sistema I (EXTRABES) (Destaque para  $\alpha \leq 0,1$ ).

Relação entre as variáveis (F1)	Covariância Total (A)	Covariância Causal (Regressão Ridge)			Covariância Total (Regressão Múltipla) (D')	Covariância Não-Causal (E=A-D)	Fonte da Covariância Não-Causal (F)	Covariância devido a Multicolineariedade (G=D'-D)
		Direto (B)	Indireto (C)	Total (D=B+C)				
Rad → Ka(P)	0,51		0,01	0,01	0,43	0,50	out.	0,42
Temp → Ka(P)	-0,01	-0,02	-0,01	-0,03	-0,02	0,02	esp. + out.	0,01
Cl <sup>-a</sup> → Ka(P)	-0,17	0,03	0,18	0,20	0,10	-0,37	esp. + out.	-0,10
pH → Ka(P)	-0,004	-0,43		-0,43	-0,68	0,43	esp. + out.	-0,15
Pa → Ka(P)	0,77	0,82		0,82	0,97	-0,05	out.	0,15

Tabela 4.20 - Valores das covariâncias entre as variáveis da lagoa M1 do Sistema I (EXTRABES) (Destaque para  $\alpha \leq 0,1$ ).

Relação entre as variáveis (M1)	Covariância Total (A)	Covariância Causal (Regressão Ridge)			Covariância Total (Regressão Múltipla) (D')	Covariância Não-Causal (E=A-D)	Fonte da Covariância Não-Causal (F)	Covariância devido a Multicolineariedade (G=D'-D)
		Direto (B)	Indireto (C)	Total (D=B+C)				
Rad → Ka(P)	-0,26		0,15	0,15	-0,26	-0,40	out.	-0,41
Temp → Ka(P)	0,29	0,22	0,15	0,37	0,23	-0,07	esp. + out.	-0,13
Cl <sup>-a</sup> → Ka(P)	0,65	0,75	-0,17	0,59	0,91	0,06	esp. + out.	0,32
pH → Ka(P)	-0,003	-0,33		-0,33	-0,43	0,33	esp. + out.	-0,10
Pa → Ka(P)	0,13	-0,08		-0,08	-0,12	0,20	out.	-0,04

Tabela 4.21 - Valores das covariâncias entre as variáveis da lagoa M2 do Sistema I (EXTRABES).

Relação entre as variáveis (M2)	Covariância Total (A)	Covariância Causal (Regressão Ridge)			Covariância Total (Regressão Múltipla) (D)	Covariância Não-Causal (E=A-D)	Fonte da Covariância Não-Causal (F)	Covariância devido a Multicolineariedade (G=D'-D)
		Direto (B)	Indireto (C)	Total (D=B+C)				
Rad → Ka(P)	-0,002		0,11	0,11	-0,29	-0,11	out.	-0,40
Temp → Ka(P)	0,15	0,04	0,10	0,14	0,03	0,01	esp. + out.	-0,10
Cl <sup>-</sup> a → Ka(P)	0,25	0,21	0,09	0,31	0,24	-0,06	esp. + out.	-0,06
pH → Ka(P)	0,35	0,35		0,35	0,41	0,00	esp. + out.	0,06
Pa → Ka(P)	0,02	0,10		0,10	0,13	-0,09	out.	0,03

Tabela 4.22 - Valores das covariâncias entre as variáveis da lagoa M3 do Sistema I (EXTRABES) (Destaque para  $\alpha \leq 0,1$ ).

Relação entre as variáveis (M3)	Covariância Total (A)	Covariância Causal (Regressão Ridge)			Covariância Total (Regressão Múltipla) (D)	Covariância Não-Causal (E=A-D)	Fonte da Covariância Não-Causal (F)	Covariância devido a Multicolineariedade (G=D'-D)
		Direto (B)	Indireto (C)	Total (D=B+C)				
Rad → Ka(P)	0,17		-0,14	-0,14	0,26	0,31	out.	0,40
Temp → Ka(P)	0,11	-0,21	0,25	0,04	-0,30	0,07	esp. + out.	-0,35
Cl <sup>-</sup> a → Ka(P)	-0,54	-0,86	0,19	-0,67	-1,37	0,03	esp. + out.	-0,40
pH → Ka(P)	-0,07	0,31		0,31	0,45	-0,37	esp. + out.	0,14
Pa → Ka(P)	-0,06	-0,09		-0,09	-0,13	0,03	out.	-0,03

#### 4.3.2.2 LAGOAS PROFUNDAS (SISTEMA IX)

Ao ser testado na lagoa facultativa secundária profunda (F9) o modelo proposto obteve um coeficiente de determinação de 28%. A variável de maior efeito foi a concentração de fósforo afluente que explicou 46,1% da variabilidade da constante de remoção de fósforo, seguida pela temperatura que exerceu um efeito negativo que explicou 26,6% da variabilidade de  $K_a(P)$ .

Para a primeira lagoa de maturação profunda (M7) o modelo determinou 14% do comportamento de  $K_a(P)$ . A temperatura explicou 18,1% da variabilidade da constante  $K_a(P)$ .

O modelo proposto obteve um coeficiente de determinação de 16% na segunda lagoa de maturação profunda (M8). O pH explicou 23,5% da variabilidade de  $K_a(P)$  seguido pela temperatura e clorofila "a" que exerceram um efeito negativo explicando 19,9% e 14,2% da variabilidade da constante de remoção de fósforo.

O modelo causal hipotetizado atingiu um coeficiente de determinação de 20% na terceira lagoa de maturação profunda (M9), onde o pH foi a variável que exerceu maior efeito, explicando 35,4% da variabilidade de  $K_a(P)$ .

A Figura 4.20 resume os percentuais de explicação da variabilidade da constante de remoção do fósforo para lagoas profundas de cada variável nas diferentes lagoas do Sistema IX.

Tabela 4.23 - Valores das covariâncias entre as variáveis da lagoa F9 do Sistema IX (EXTRABES) (Destaque para  $\alpha \leq 0,1$ ).

Relação entre as variáveis (F9)	Covariância Total (A)	Covariância Causal (Regressão Ridge)			Covariância Total (Regressão Múltipla) (D')	Covariância Não-Causal (E=A-D)	Fonte da Covariância Não-Causal (F)	Covariância devido a Multicolineariedade (G=D'-D)
		Direto (B)	Indireto (C)	Total (D=B+C)				
Rad → Ka(P)	0,09		-0,10	-0,10	0,10	0,19	out.	0,20
Temp → Ka(P)	-0,13	-0,25	-0,01	-0,27	-0,30	0,14	esp. + out.	-0,03
Cl <sup>-a</sup> → Ka(P)	0,20	0,14	0,00	0,14	0,15	0,06	esp. + out.	0,01
pH → Ka(P)	0,05	0,03		0,03	0,03	0,02	esp. + out.	0,00
Pa → Ka(P)	0,46	0,46		0,46	0,52	0,00	out.	0,06

Tabela 4.24 - Valores das covariâncias entre as variáveis da lagoa M7 do Sistema IX (EXTRABES).

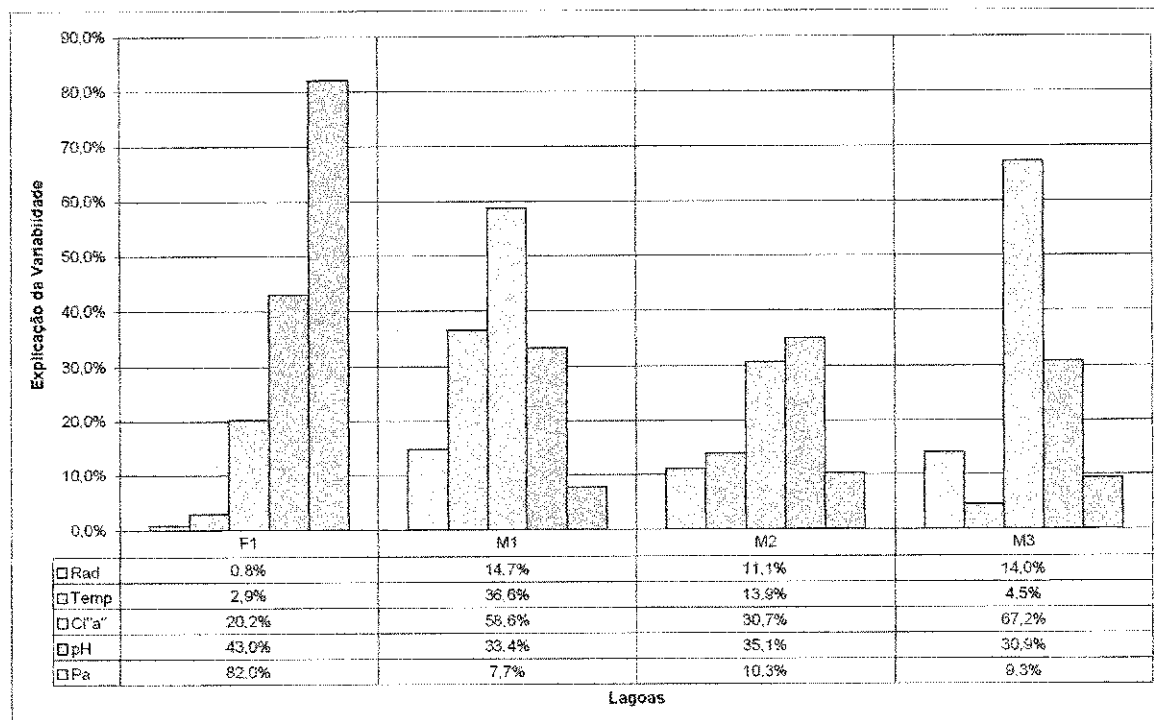
Relação entre as variáveis (M7)	Covariância Total (A)	Covariância Causal (Regressão Ridge)			Covariância Total (Regressão Múltipla) (D')	Covariância Não-Causal (E=A-D)	Fonte da Covariância Não-Causal (F)	Covariância devido a Multicolineariedade (G=D'-D)
		Direto (B)	Indireto (C)	Total (D=B+C)				
Rad → Ka(P)	-0,28		0,06	0,06	-0,38	-0,34	out.	-0,44
Temp → Ka(P)	0,12	0,17	0,01	0,18	0,20	-0,06	esp. + out.	0,02
Cl <sup>-a</sup> → Ka(P)	0,14	0,05	0,01	0,06	0,04	0,08	esp. + out.	-0,02
pH → Ka(P)	-0,09	-0,07		-0,07	-0,07	-0,03	esp. + out.	0,00
Pa → Ka(P)	0,11	0,10		0,10	0,10	0,02	out.	0,01

Tabela 4.25 - Valores das covariâncias entre as variáveis da lagoa M8 do Sistema IX (EXTRABES).

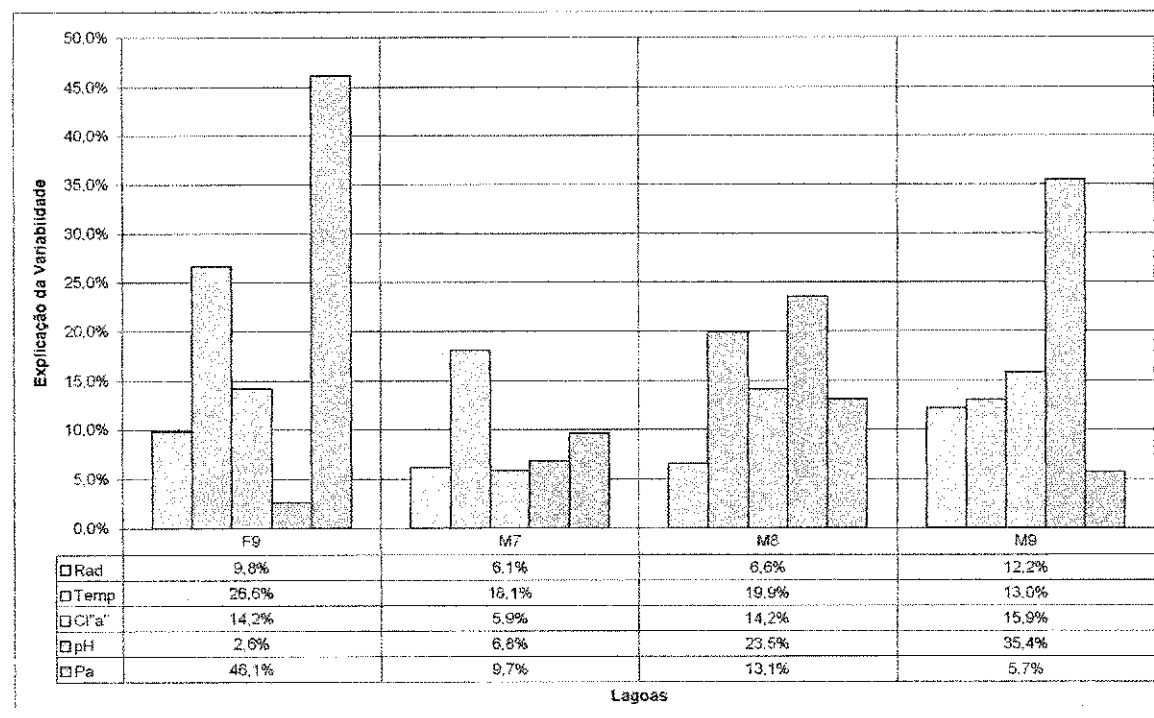
Relação entre as variáveis (M8)	Covariância Total (A)	Covariância Causal (Regressão Ridge)			Covariância Total (Regressão Múltipla) (D)	Covariância Não-Causal (E=A-D)	Fonte da Covariância Não-Causal (F)	Covariância devido a Multicolineariedade (G=D-D)
		Direto (B)	Indireto (C)	Total (D=B+C)				
Rad → Ka(P)	-0,05		-0,07	-0,07	0,07	0,02	out.	0,14
Temp → Ka(P)	-0,29	-0,24	0,04	-0,20	-0,26	-0,09	esp. + out.	-0,06
Cl <sup>-a</sup> → Ka(P)	-0,11	-0,03	-0,11	-0,14	-0,02	0,04	esp. + out.	0,12
pH → Ka(P)	0,29	0,24		0,24	0,26	0,06	esp. + out.	0,03
Pa → Ka(P)	-0,14	-0,13		-0,13	-0,15	-0,01	out.	-0,02

Tabela 4.26 - Valores das covariâncias entre as variáveis da lagoa M9 do Sistema IX (EXTRABES) (Destaque para  $\alpha \leq 0,1$ ).

Relação entre as variáveis (M9)	Covariância Total (A)	Covariância Causal (Regressão Ridge)			Covariância Total (Regressão Múltipla) (D)	Covariância Não-Causal (E=A-D)	Fonte da Covariância Não-Causal (F)	Covariância devido a Multicolineariedade (G=D-D)
		Direto (B)	Indireto (C)	Total (D=B+C)				
Rad → Ka(P)	-0,15	-0,08	-0,04	-0,12	-0,10	-0,03	out.	0,03
Temp → Ka(P)	-0,22	-0,15	0,02	-0,13	-0,16	-0,09	esp. + out.	-0,03
Cl <sup>-a</sup> → Ka(P)	-0,14	-0,25	0,09	-0,16	-0,31	0,02	esp. + out.	-0,15
pH → Ka(P)	0,35	0,35	0,00	0,35	0,41	-0,01	esp. + out.	0,05
Pa → Ka(P)	-0,11	0,06	0,00	0,06	0,09	-0,16	out.	0,04



**Figura 4.19 - Percentual de explicação da variabilidade da constante de remoção do fósforo para lagoas rasas nas diferentes lagoas do Sistema I (EXTRABES).**



**Figura 4.20 - Percentual de explicação da variabilidade da constante de remoção do fósforo para lagoas profundas nas diferentes lagoas do Sistema IX (EXTRABES).**



## DISCUSSÃO

*“O Grande Arquiteto do Universo começa a parecer-nos um puro matemático”.*

James Hopwood Jeans

*“Os números governam o mundo”.*

Platão

---

## 5 - DISCUSSÃO

### 5.1 ASPECTOS GERAIS DO ECOSSISTEMA

As séries de lagoas de estabilização sofreram transformações idênticas às sofridas por corpos aquáticos naturais eutroficados.

A radiação solar exerceu o efeito trivial de provocar o aumento na temperatura da água, tendo o coeficiente de correlação entre estas duas variáveis apresentado significância ( $\alpha \leq 0,1$ ) para todas as lagoas. Ao contrário do esperado, não foi observado um efeito direto significativo (com exceção da lagoa M2) da radiação solar sobre a biomassa algal, quantificada pela concentração de clorofila "a".

Provavelmente, embora a radiação solar flutuasse bastante, não diminuiu a ponto de afetar o metabolismo das algas, estando sempre a energia luminosa em abundância, proporcionando o necessário para a realização da fotossíntese em toda sua plenitude. Também a radiação solar era a integração de todo o dia, enquanto que a clorofila "a" era avaliada sempre às 8h da manhã, horário que não corresponde a máxima atividade algal.

A temperatura, por sua vez, exerceu um efeito direto significativo sobre o fitoplâncton, principalmente nas lagoas de maturação rasas. Este efeito pode encontrar explicação no fato de, por serem rasas, as correntes de convecção promovem uma maior mistura permitindo uma melhor ciclagem de nutrientes.

O fitoplâncton, devido às características de seu metabolismo, exerceu um efeito direto significativo tanto sobre a remoção de nutrientes (absorção) quanto sobre o potencial hidrogeniônico que, por sua vez, apresentou um efeito direto significativo sobre a concentração de nutrientes, principalmente no que se refere à remoção de nitrogênio em lagoas rasas.

---

## 5.2 NUTRIENTES

O modelo causal proposto para a remoção de fósforo obteve explicações que variaram entre 18% e 83% para lagoas rasas e 16% e 28% para lagoas profundas. Para a remoção de nitrogênio as explicações do modelo variaram entre 15% e 62% para lagoas rasas e entre 13% e 58% para lagoas profundas.

Esta análise indica que os fatores bióticos e abióticos, presentes no modelo, estão entre os mais importantes para um estudo da evolução da remoção de nutrientes em séries de lagoas de estabilização, no entanto, também indica que outras variáveis relevantes não foram ainda hipotetizadas, o que aumentaria o coeficiente de determinação do modelo.

Infelizmente o banco de dados da EXTRABES não possuía ainda, dados sobre o nitrogênio total Kjeldahl, por envolver o nitrogênio orgânico e o amoniacal, este dado seria mais adequado para o estudo realizado.

Entre as seis variáveis preditoras que estão presentes no modelo, todas foram significantes em pelo menos uma das lagoas estudadas. Entretanto, foram observados comportamentos distintos, no que se refere às variáveis significantes, de acordo com as características físicas e operacionais das séries.

Na remoção de nutrientes, as lagoas rasas foram mais eficientes, sendo o pH e a concentração de clorofila "a" as variáveis que mais exerceram efeito sobre as constantes de remoção  $K_a(N)$  e  $K_a(P)$  neste tipo de lagoa, enquanto nas lagoas profundas a concentração afluyente de nutrientes e a temperatura exerceram um destacado papel que não se evidenciou nas lagoas rasas.

A influência da ação da biomassa algal, do pH e da temperatura sobre a remoção de fósforo já havia sido mencionada por Araújo (1999) sem, no entanto, estabelecer uma ordem de importância destas variáveis na remoção de fósforo.

Para futuros estudos da remoção de nutrientes em séries de lagoas de estabilização, seria interessante a inclusão no modelo proposto, dada a importância da biomassa algal e a sua ação através do pH, de variáveis que tenham efeito sobre o fitoplâncton, como por exemplo, a carga orgânica e a concentração de sólidos em suspensão. Ou ainda, mais

---

especificamente para a remoção de fósforo, a inclusão das concentrações de ions de ferro, alumínio ou cálcio e magnésio (dureza da água) devido à precipitação química do fósforo ao reagir com estes elementos em pH elevado.

### **5.3 AVALIAÇÃO DA APLICAÇÃO DA ANÁLISE DE TRAJETÓRIA**

A Análise de Trajetória, realizada durante esta pesquisa, demonstrou ser uma ferramenta poderosa, de uso acessível, que possibilitou uma compreensão mais elaborada dos diversos fenômenos e transformações que ocorrem nos ecossistemas aquáticos eutróficos envolvendo variáveis que possuíam complexas relações entre si. O modelo causal proposto, através das relações hipotetizadas entre as variáveis nele contidas, possibilitou uma avaliação das transformações as quais uma série de lagoas de estabilização está submetida.

A dinâmica da remoção de fósforo demonstrou ser ligeiramente mais sensível às variações ambientais, descritas pelo modelo causal proposto, do que a dinâmica da remoção de nitrogênio, fato este que pode ser observado pela comparação dos coeficientes de determinação obtidos. Pela mesma análise, a série de lagoas de estabilização rasas foi melhor descrita pelo modelo proposto do que a série de lagoas profundas.

Devido às limitações da análise, no que se refere a não conseguir agregar informações que não foram projetadas no Diagrama de Relações Causais, o modelo causal proposto obteve coeficientes de determinação bastante diversos, variando de 13% no modelo para remoção de nitrogênio da lagoa M8, até 83% no modelo para remoção de fósforo da lagoa F1.

Algumas relações entre as variáveis preditoras e a variável predita apresentaram elevados valores de covariância não-causal. Este fato, juntamente com a análise dos índices de determinação encontrados, indica a necessidade de uma investigação de quais variáveis estariam influenciando estas relações para incluí-las no modelo causal, aproximando, desta forma, a covariância total da covariância causal total e tornando o modelo causal mais aprimorado.

O modelo explicou até 83% da variação da constante de remoção de nutrientes (Ka). O valor de R<sup>2</sup> obtido aqui é considerado alto quando comparado àqueles obtidos por Mahloch (33%), Vääänen (56%) e Hazen (38%), citados por Troussellier *et al.* (1986), para seus modelos de regressão múltipla descrevendo a evolução de Coliformes fecais e *Aeromonas hydrophila*.

Moreira (2001) encontrou explicações que variaram entre 54% e 94% para seu modelo causal de remoção de Coliformes fecais. No entanto, a solução encontrada por ele de utilizar as médias mensais, na tentativa de obter a homogeneidade para o número de amostras das variáveis, pode ter induzido falta de acurácia em seus cálculos, uma vez que, a frequência de amostragem exerce um papel fundamental na definição de quais variáveis são ou não significantes, visto que a variação que as variáveis sofrem diariamente, ou semanalmente, podem ter sido amortizadas pelo cálculo das médias mensais.

Para confirmar este problema, foram calculadas as médias mensais das variáveis da lagoa M8 (escolhida por ter obtido o menor coeficiente de determinação) e em seguida, o modelo causal proposto para a remoção de nitrogênio foi testado. Como era esperado o coeficiente de determinação, anteriormente de 13%, saltou para 47%, confirmando a hipótese levantada anteriormente.

O coeficiente de determinação indica o ajuste do modelo aos dados analisados, embora o coeficiente de determinação obtido a partir da regressão realizada com as médias seja superior, não indica a qualidade do modelo em relação à descrição do fenômeno estudado.

A análise de trajetória fornece mais informação do que métodos tradicionais de análise de dados, como o estudo de matrizes de correlação, avaliação da eficiência do sistema e regressões, por permitir:

- i. O posicionamento dos coeficientes de regressão em um Diagrama de Relações Causais;
- ii. A discriminação entre efeitos diretos e indiretos;
- iii. A identificação de correlações espúrias;

- iv. A percepção de que, dentre as muitas correlações calculadas entre todos os pares de variáveis, apenas algumas levam a relacionamentos causais significantes.

O item iv demonstra o perigo de uma interpretação simplista, limitada à simples análise dos coeficientes de correlação fora da estrutura de uma modelagem causal.

---

## CONCLUSÕES

*“Nas questões matemáticas não se compreende a incerteza nem a dúvida, assim como tampouco se podem estabelecer distinções entre verdades médias e verdades de grau superior”.*

David Hilbert

*“In spite of its apparent simplicity the waste stabilization pond is a complex biochemical reactor which defies precise design”.*

(Apesar de sua aparente simplicidade as lagoas de estabilização são reatores bioquímicos complexos que desafiam um projeto preciso).

S. J. Arceivala

---

## 6 - CONCLUSÕES

- i. Na remoção de nutrientes, as lagoas rasas foram mais eficientes, sendo o pH e a concentração de clorofila "a" as variáveis que mais exerceram efeito sobre as constantes de remoção  $K_a(N)$  e  $K_a(P)$ ;
  - ii. Nas lagoas profundas a concentração afluyente de nutrientes e a temperatura exerceram um destacado papel que não se evidenciou nas lagoas rasas;
  - iii. Como parâmetro de projeto, o uso de profundidades rasas deve ser adotado quando não houver possibilidade, ou interesse, no reuso da água residuária doméstica na irrigação agrícola, quando então, seria interessante manter os nutrientes e o uso de lagoas profundas seria mais adequado;
  - iv. A biomassa fitoplanctônica tem um papel fundamental no processo de maturação da série devido às modificações que ocorrem no ecossistema em função da sua atividade metabólica;
  - v. A Análise de Trajetória demonstrou ser uma ferramenta poderosa, de uso acessível, que permite uma compreensão mais elaborada de fenômenos envolvendo variáveis que possuam complexas relações entre si, como é o caso do tratamento de águas residuárias em lagoas de estabilização;
  - vi. O uso da Estatística é de fundamental importância nas pesquisas científicas e deve ser realizado não apenas no tratamento dos dados já obtidos, mas também, no planejamento de como obter tais dados.
-



## SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

*“A matemática apresenta invenções tão sutis, que poderão servir não só para satisfazer os curiosos, como também, para auxiliar as artes e poupar trabalho aos homens”.*

Descartes

---

## 7 - SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

A fim de aumentar o conhecimento sobre os complexos fenômenos, físicos, químicos e biológicos que ocorrem durante o tratamento da água residuária doméstica em séries de lagoas de estabilização (especialmente no Nordeste do Brasil e regiões de clima similar), as seguintes pesquisas poderão ser realizadas com base no banco de dados da EXTRABES:

- i. Inclusão da variável  $DBO_5$  ou Carga Orgânica Superficial e Sólidos Suspensos Totais no modelo causal proposto neste trabalho;
- ii. Análise de Trajetória utilizando o modelo proposto neste trabalho, porém fazendo uso das médias mensais das variáveis e futura comparação dos resultados obtidos;
- iii. Análise de Trajetória utilizando as concentrações de nutrientes no efluente, substituindo a constante de remoção;
- iv. Aplicação da Análise de Trajetória na elaboração de um modelo causal para a remoção de estreptococos fecais em séries de lagoas de estabilização;
- v. Aplicação da Análise de Trajetória na elaboração de um modelo causal para o ciclo do enxofre em séries de lagoas de estabilização;
- vi. Aplicação de técnicas multivariadas exploratórias, como a Análise de Componentes Principais, Modelagem Estrutural de Equações (SEM) e Análise Canônica, para os ciclos de nutrientes e remoção de indicadores fecais em lagoas de estabilização;
- vii. Inclusão na grade curricular acadêmica da pós-graduação, de disciplinas, que somem ao futuro pesquisador, conhecimentos de planejamento experimental e de análise de dados.

## BIBLIOGRAFIA

*"Knowledge is of two kinds: we know a subject ourselves, or we know where we can get information about it".*

(Há dois tipos de conhecimento: aquele que conhecemos, ou aquele que sabemos onde encontrar a informação).

Samuel Johnson

## 8 - BIBLIOGRAFIA

- AKKOK, N. (2002). **A Causal Modeling Technique**. Norwegian Computing Center (Norsk Regnesentral). Norwegian Computing Center (Norsk Regnesentral). 8p.
  - BARNES, D. and Bliss, P. J. (1983). **Biological Control of Nitrogen in Wastewater Treatment**. Great Britain at the University Press. 146 p.
  - MARA, D. D. (1976). **Sewage Treatment in Hot Climates**. John Wiley & Sons Ltd. Great Britain, 168p.
  - GLOYNA, E. F. & Herman, E. R. (1956). **Some design Consideration for Oxidation Ponds**. J. Saint. Eng. Div. 82p.
  - AMABIS, J. M. & MARTHO, G. R. (1997). **Fundamentos da Biologia Moderna**. Editora Moderna. São Paulo. 661p
  - ARAÚJO, A. L. C. (1999). **The Phosphorous and Sulphur Cycles in Wastewater Storage and treatment Reservoirs in Northeast Brazil**. Tese de Doutorado. University of Leeds.
  - BAHLAOUI, M. A.; BALEUX, B. and FROUJI, M. A. (1998). **The Effect of Environmental Factors on Bacterial Populations and Community Dynamics in High Rate Oxidation Ponds**. *Water Environment Research*. Vol. 70 N° 6. 12p.
  - BITTON, G. (1994). **Wastewater Microbiology**. Wiley-Liss. United States of America. 478p.
  - CAREY, D. (1998). **Multiple Regression and Path Analysis**. *Regression & Path Analysis – 1*. 15p.
-

- COHEN, P. R.; CARLSON, A.; BALLESTEROS, L. and AMANT, R. (1993). **Automating Path Analysis for Building Causal Models from Data**. *Computer Science Technical Report*. University of Massachusetts. 12p.
  - ENGEL, G. I. (1982). **Estrutura e Redação de Dissertação e Tese**. Curitiba. 55p.
  - GARCIA, J.; MARINÉ, M. H. and MUJERIEGO, R. (2002). **Analysis of Key Variables Controlling Phosphorous Removal in High Rate Oxidation Ponds Provided with Clarifiers**. *Water SA*. Vol. 28 N° 1. 8p.
  - HOSETTI, B. and FROST, S. (1998). **A Review of the Control of Biological Waste Treatment in Stabilization Ponds**. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. Vol. 28 N° 2. 25p
  - HOUNG, H. J. S. and GLOYNA, E. F. (1984). **Phosphorous Models for Waste Stabilization Ponds**. *Journal of Environmental Engineering*. Vol. 110 N° 3. 6p.
  - MARA, D. D. (1974). **Bacteriology for Sanitary Engineers**. Churchill Livingstone.
  - MENDONÇA, S. R. (2000). **Sistemas de Lagunas de Estabilización – Cómo Utilizar Aguas Residuales Tratadas en Sistemas de Regadío**. McGraw-Hill.
  - MOREIRA, J. F. V. (2001). **Modelo Causal (Análise de Trajetória) da Variação de Coliformes Fecais, em Séries de Lagoas de Estabilização Tratando Esgotos Domésticos**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba.
  - ROUND, F. E. (1973). **The Biology of the Algae**. Edward Arnold Ltd.
  - SAWYER, C. N.; McCARTY P. L. & Parkin, G. F. (1994). **Chemistry for Environmental Engineering**. Book Company, 4ª Ed., 658p.
  - SILVA, S. A. & de OLIVEIRA, R. (2002). **Manual de Análises Físico-Químicas de Águas de Abastecimento e Residuárias**. Campina Grande. 266p.
  - SILVA, S. A. (1982). **Tratamento de Esgotos Domésticos em Lagoas de Estabilização no Nordeste do Brasil**. Tese de Doutorado. Universidade de Dundee (Escócia).
-

- 
- SILVA, S. A. and MARA, D. D. (1979). **Tratamentos Biológicos de Águas Residuárias – Lagoas de Estabilização**. *Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Rio de Janeiro. 140p.
  - SILVA, S. A.; de OLIVEIRA, R. and MARA, D. D. (1996). **Performance of Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil**. Research Monographs in Tropical Public Health Engineering. University of Leeds.
  - SILVA, S. A.; de OLIVEIRA, R.; SOARES, J.; MARA, D. D. and PEARSON, H. W. (1995). **Nitrogen Removal in Pond Systems with Different Configurations and Geometries**. *Water Science Technology*. Vol. 31 Nº 12. 10p.
  - SOARES, J. L. (1988). **Biologia Básica**. Editora Scipione.
  - SOKAL, R. R. and ROHLF, F. J. (1981). **Biometry - The Principles and Practice of Statistics in Biological Research**. W. H. Freeman and Company.
  - SPSS, INC. (1998). **SPSS Electronic Manual**. SPSS, version 9.0.
  - SPSS, INC. (1998). **SPSS Home Page**. Disponível em <http://www.spss.com>.
  - STATSOFT, INC. (2001). **Statistica Electronic Manual Features**. STATISTICA (data analysis software system), version 6.0.
  - STATSOFT, INC. (2004). **Statistica Home Page**. Disponível em <http://www.statsoft.com>.
  - TROUSSELLIER, M.; LEGENDRE, P. and BALEUX, B. (1986). **Modeling of the Evolution of Bacterial Densities in an Eutrophic Ecosystem (Sewage Lagoons)**. *Microbial Ecology*. Vol. 12. 24p.
  - Van HAANDEL, A. C. and LETTINGA, G. (1994). **Tratamento Anaeróbio de Esgotos – Um Manual para Regiões de Climas Quentes**. EPGRAF. Campina Grande.
-

- 
- Van HAANDEL, A. C. and MARAIS, G. (1999). **O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado – Teoria e Aplicações para Projetos e Operação**. EPGRAF. Campina Grande. 488p.
  - Gefen, D.; Straub, D. W.; Boudreau, M. C. (2000); **Structural Equation Modeling and Regression: Guidelines for Research Practice**. *Communications of the Association for Information Systems*. Vol.4 Article 7. 79p.
  - VERMEYLEN, F. (2002). **Use of Transformations in Statistical Models**. *Office of Statistical Consulting*. StatNews N° 53. 1p.
-