



Universidade Estadual de Campinas

Faculdade de Engenharia de Alimentos
Departamento de Engenharia de Alimentos

**Modelo Sistêmico para Compreender o
Processo de Eutrofização em um Reservatório
de Água**

**Autor: Elmer Alberto Ccopa Rivera
Orientador: Enrique Ortega Rodriguez**

**Dissertação apresentada à Faculdade
de Engenharia de Alimentos da
Universidade Estadual de Campinas
para a obtenção do título de Mestre
em Engenharia de Alimentos.**

Campinas – São Paulo

2003

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA F.E.A. – UNICAMP

C319m Ccopa Rivera, Elmer Alberto
Modelo sistêmico para compreender o processo de eutrofização em um reservatório de água / Elmer Alberto Ccopa Rivera. – Campinas, SP: [s.n.], 2003.

Orientador: Enrique Ortega Rodríguez
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas.Faculdade de Engenharia de Alimentos.

1.Ecologia. 2.Eutrofização. 3.Reservatório. 4.Meio ambiente. I.Ortega Rodríguez, Enrique. II.Universidade Estadual de Campinas.Faculdade de Engenharia de Alimentos. III.Título.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Enrique Ortega Rodríguez
(ORIENTADOR) – DEA/FEA/UNICAMP

Dra. Maria Silvia Romitelli
(MEMBRO) – CETESB

Prof. Dr. Mario Vito Comar
(MEMBRO) - UEMS

Dr. José Maria Gusman Ferraz
(MEMBRO) – EMBRAPA/CNPMA

*Aos meus pais,
Santiago e María
pelo exemplo de vida
e espírito de luta*

*Às minhas irmãs,
Luz e Rosa
pelo apoio
em todos os momentos*

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela minha saúde e força de vontade.

Ao Prof. Dr. Enrique Ortega Rodríguez, pela orientação e pela oportunidade a mim destinada.

A todos os membros da banca examinadora pelas sugestões no sentido de melhorar a qualidade deste trabalho.

A todos os colegas do LEIA que direta ou indiretamente me auxiliaram com apoio e companheirismo.

Ao departamento de Engenharia de Alimentos pela oportunidade de realização deste trabalho.

Ao CNPq pelo apoio financeiro.

*“O que sabemos é uma gota, o que
ignoramos é um oceano”*

(Isaac Newton)

SUMÁRIO

| | |
|---|-------|
| 1. Introdução e Objetivos..... | pg 1 |
| 1.1 Introdução..... | pg 1 |
| 1.2 Objetivos..... | pg 4 |
| 2. Revisão bibliográfica..... | pg 5 |
| 2.1 Aspectos limnológicos..... | pg 5 |
| 2.1.1 Eutrofização..... | pg 5 |
| 2.1.2 O elemento fósforo..... | pg 8 |
| 2.1.3 Metabolismo no ecossistema aquático..... | pg 13 |
| 2.2 Métodos para avaliação da eutrofização de reservatórios..... | pg 14 |
| 2.3 Ecologia de Sistemas..... | pg 23 |
| 2.4 Contribuições de Howard T. Odum à modelagem e simulação de ecossistemas – uma visão histórica..... | pg 25 |
| 3. Metodologia..... | pg 33 |
| 3.1 O Reservatório do Lobo – Broa..... | pg 33 |
| 3.2 Modelo Sistêmico..... | pg 35 |
| 3.3 Modelo do Fósforo..... | pg 42 |
| 3.3.1 Diagrama de Sistemas..... | pg 42 |
| 3.3.2 Determinação das equações diferenciais correspondentes..... | pg 44 |
| 3.3.3 Conjunto de dados..... | pg 51 |
| 3.3.4 Determinação dos coeficientes de transferência..... | pg 55 |
| 3.3.5 Gráficos e impressão dos resultados da simulação..... | pg 56 |
| 3.4 Modelo do Metabolismo Diário..... | pg 57 |
| 3.4.1 Diagrama de Sistemas..... | pg 57 |
| 3.4.2 Determinação das equações diferenciais correspondentes..... | pg 59 |
| 3.4.3 Conjunto de dados..... | pg 71 |
| 3.4.4 Determinação dos coeficientes de transferência..... | pg 85 |
| 3.4.5 Gráficos e impressão dos resultados da simulação..... | pg 85 |
| 4. Resultados..... | pg 89 |
| 4.1 Modelo do Fósforo..... | pg 89 |
| 4.2 Modelo do Metabolismo Diário..... | pg 94 |

| | |
|---------------------------------------|--------|
| 5. Discussão..... | pg 103 |
| 5.1 Modelo do Fósforo..... | pg 103 |
| 5.2 Modelo do Metabolismo Diário..... | pg 106 |
| 6. Conclusões e Recomendações..... | pg 111 |
| 7. Referências Bibliográficas..... | pg 115 |
| Anexos..... | pg 115 |

LISTA DE FIGURAS

- Figura 2.1 Modelo conceitual do Ecossistema do Reservatório do Lobo segundo Tundisi e Matsumura – Tundisi (1995)..... pg 16
- Figura 2.2 Evolução da concentração de fósforo dissolvido desde a década de 1970 até 2020 no Reservatório do Lobo segundo Abe et al. (2000)..... pg 18
- Figura 2.3 Efeitos da concentração do fator limitante N no processo de produção..... pg 21
- Figura 2.4 Diagrama de sistemas do sistema do fósforo da Lagoa Okeechobee, Florida (Gayle e Odum, 1975)..... pg 22
- Figura 2.5 Diagrama de Richard Levins (1966) das contribuições a uma teoria da estrutura de uma comunidade ecológica..... pg 32
- Figura 3.1 Mapa do Reservatório do Lobo (SP)..... pg 34
- Figura 3.2 Símbolos da linguagem de energia para representar sistemas..... pg 37
- Figura 3.3 Diagrama de sistemas do modelo do Reservatório do Lobo..... pg 41
- Figura 3.4 Diagrama de sistemas do modelo do fósforo incluindo as variáveis e equações para a fonte, estoques e fluxos de transferência..... pg 43
- Figura 3.5 Símbolos que representam as variáveis de estado e correspondentes fluxos de entrada e saída (Modelo do fósforo)..... pg 50
- Figura 3.6 Diagrama de sistemas do modelo do metabolismo diário incluindo as variáveis e equações para a fonte, estoques e fluxos de transferência..... pg 58

| | |
|--|--------|
| Figura 3.7 Diagrama de energia que mostra as fontes alóctones (fósforo e carbono orgânico) como um conjunto acoplado, transportadas pelo fluxo d'água... | pg 62 |
| Figura 3.8 Símbolos que representam as variáveis de estado e correspondentes fluxos de entrada e saída (Modelo do metabolismo)..... | pg 73 |
| Figura 4.1 Diagrama de sistemas do modelo do fósforo mostrando as quantidades médias dos estoques e os fluxos..... | pg 90 |
| Figura 4.2 Simulação do modelo do fósforo mostrando cenários a partir de três valores diferentes de carga de entrada..... | pg 91 |
| Figura 4.3 Simulação do modelo do fósforo mostrando cenários da interação água-sedimento..... | pg 92 |
| Figura 4.4 Diagrama de sistemas do modelo do metabolismo diário mostrando as quantidades médias dos estoques e os fluxos..... | pg 93 |
| Figura 4.5 Simulação do modelo do metabolismo diário, mostrando as trajetórias das variáveis P, X, C, S e N, nas condições iniciais..... | pg 97 |
| Figura 4.6 Simulação do modelo do metabolismo diário, mostrando o efeito de baixa difusão do oxigênio dissolvido, nas variáveis P, X, C, S e N..... | pg 99 |
| Figura 4.7 Simulação do modelo do metabolismo, mostrando o efeito de maior carga líquida do carbono orgânico ao reservatório..... | pg 100 |
| Figura 4.8 Simulação do processo de produção - respiração..... | pg 102 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|--------|
| Tabela 2.1 Efeitos da eutrofização..... | pg 6 |
| Tabela 2.2 Valores da OECD para classificação de reservatórios..... | pg 8 |
| Tabela 2.3 Hipóteses que se derivam do estudo de um ecossistema utilizando um modelo analógico elétrico passivo..... | pg 27 |
| Tabela 3.1 Descrição dos fluxos e estoques do modelo do fósforo, e respectivos trabalhos onde as informações foram obtidas..... | pg 52 |
| Tabela 3.2 Equações para calcular os coeficientes de transferência a ser ajustados no modelo do fósforo..... | pg 56 |
| Tabela 3.3 Descrição dos fluxos e estoques do modelo do metabolismo diário, e respectivos trabalhos onde as informações foram obtidas..... | pg 74 |
| Tabela 3.4 Equações para calcular os coeficientes de transferência a ser ajustados no modelo do metabolismo diário..... | pg 87 |
| Tabela 4.1 Coeficientes de transferência no modelo do fósforo..... | pg 89 |
| Tabela 4.2 Coeficientes de transferência no modelo do metabolismo diário..... | pg 94 |
| Tabela 4.3 Equações e parâmetros no modelo do metabolismo diário, impressas pelo <i>Basic</i> | pg 95 |
| Tabela 4.4 Equações do processo de produção-respiração no modelo do metabolismo diário, impressas pelo <i>Basic</i> | pg 102 |

PARÂMETROS USADOS NO MODELO DO FÓSFORO

| Símbolo | Descrição | Equação |
|----------------|--|---|
| JP | Carga de fósforo. | (3.7) e (3.9) |
| J_2 | Fósforo que sai do reservatório. | (3.1) |
| J_3 | Sedimentação de fósforo inorgânico. | (3.2) |
| J_4 | Sedimentação de fósforo orgânico. | (3.3) |
| J_5 | Reciclagem de fósforo para a coluna d'água. | (3.4) |
| J_6 | Fósforo depositado no fundo do lago. | (3.5) |
| J_7 | Fósforo que sai do reservatório pela pesca. | (3.6) |
| P | Fósforo na coluna d'água. | (3.1); (3.2); (3.3); (3.6); (3.7); (3.8); (3.9); (3.10) |
| S | Fósforo no sedimento. | (3.4); (3.5); (3.7); (3.8); (3.9); (3.10) |
| k_2 | Coefficiente relativo ao fósforo que sai do reservatório. | (3.1); (3.7); (3.9) |
| k_3 | Coefficiente relativo à sedimentação do fósforo inorgânico. | (3.2); (3.7); (3.8); (3.9); (3.10) |
| k_4 | Coefficiente relativo à sedimentação de fósforo orgânico. | (3.3); (3.7); (3.8); (3.9); (3.10) |
| k_5 | Coefficiente relativo à reciclagem de fósforo para a coluna d'água. | (3.4); (3.7); (3.8); (3.9); (3.10) |
| k_6 | Coefficiente relativo ao fósforo depositado no fundo do lago. | (3.5); (3.8); (3.10) |
| k_7 | Coefficiente relativo ao fósforo que sai do reservatório pela pesca. | (3.6); (3.7); (3.9) |

PARÂMETROS USADOS NO MODELO DO METABOLISMO DIÁRIO

| Símbolo | Descrição | Equação |
|----------------|---|-----------------|
| JP | Carga do fósforo alóctone | (3.29) e (3.34) |
| J_2 | Saída do fósforo | (3.13) |
| J_3 | Assimilação do fósforo | (3.14) |
| J_4 | Reciclagem após a respiração e consumo da matéria orgânica na coluna d'água | (3.15) |
| J_5 | Reciclagem após a respiração e consumo da matéria orgânica no sedimento | (3.16) |
| J_6 | Difusão do oxigênio | (3.17) |
| J_7 | Produção do oxigênio | (3.18) |
| J_8 | Respiração na coluna d'água | (3.19) |
| J_9 | Respiração no sedimento | (3.20) |
| J_{10} | Produção do carbono orgânico (produção primária) | (3.21) |
| JC | Carga líquida do carbono orgânico alóctone | (3.31); (3.36) |
| J_{12} | Taxa bruta da sedimentação do carbono orgânico | (3.22) |
| J_{13} | Taxa bruta de suspensão do carbono orgânico | (3.23) |
| J_{14} | Carbono orgânico respirado na coluna d'água | (3.24) |
| J_{15} | Carbono orgânico respirado do sedimento | (3.25) |
| J_{16} | Consumo líquido do carbono da coluna d'água pelos consumidores | (3.26) |

| | | |
|----------|---|--|
| J_{17} | Consumo líquido do carbono do sedimento pelos consumidores | (3.27) |
| J_{18} | Respiração e mortalidade dos consumidores | (3.28) |
| SL | Luz solar | (3.11); (3.12) |
| JR | Luz solar disponível para ser utilizado na produção primária | (3.11); (3.12); (3.14); (3.18); (3.21); (3.29); (3.30); (3.31); (3.34); (3.35); (3.36) |
| P | Fósforo dissolvido | (3.11); (3.12); (3.13); (3.14); (3.18); (3.21); (3.29); (3.30); (3.31); (3.34); (3.35); (3.36) |
| X | Oxigênio dissolvido | (3.15); (3.16); (3.17); (3.19); (3.20); (3.24); (3.25); (3.26); (3.27); (3.29); (3.30); (3.31); (3.32); (3.33); (3.34); (3.35); (3.36); (3.37); (3.38) |
| C | Carbono orgânico | (3.15); (3.19); (3.22); (3.24); (3.26); (3.29); (3.30); (3.31); (3.32); (3.33); (3.34); (3.35); (3.36); (3.37); (3.38) |
| S | Carbono no sedimento a 1 cm. | (3.16); (3.20); (3.23); (3.25); (3.27); (3.29); (3.30); (3.31); (3.32); (3.33); (3.34); (3.35); (3.36); (3.37); (3.38) |
| N | Biomassa dos consumidores | (3.28); (3.33); (3.38) |
| k_2 | Coefficiente relativo à saída do fósforo | (3.13); (3.29); (3.34) |
| k_3 | Coefficiente relativo à assimilação do fósforo | (3.14); (3.29); (3.34) |
| k_4 | Coefficiente relativo à reciclagem após a respiração e consumo da matéria orgânica na coluna d'água | (3.15); (3.29); (3.34) |
| k_5 | Coefficiente relativo à reciclagem após a respiração e consumo da matéria orgânica no sedimento | (3.16); (3.29); (3.34) |

| | | |
|----------|--|--|
| k_6 | Coeficiente relativo à difusão do oxigênio | (3.17); (3.30); (3.35) |
| k_7 | Coeficiente relativo à produção do oxigênio | (3.18); (3.30); (3.35) |
| k_8 | Coeficiente relativo à respiração na coluna d'água | (3.19); (3.30); (3.35) |
| k_9 | Coeficiente relativo à respiração no sedimento | (3.20); (3.30); (3.35) |
| k_{10} | Coeficiente relativo à produção do carbono orgânico (produção primária) | (3.21); (3.31); (3.36) |
| k_{12} | Coeficiente relativo à taxa bruta da sedimentação do carbono orgânico | (3.22); (3.31); (3.32); (3.36); (3.37) |
| k_{13} | Coeficiente relativo à taxa bruta de suspensão do carbono orgânico | (3.23); (3.31); (3.32); (3.36); (3.37) |
| k_{14} | Coeficiente relativo ao carbono orgânico respirado na coluna d'água | (3.24); (3.31); (3.36) |
| k_{15} | Coeficiente relativo ao carbono orgânico respirado do sedimento | (3.25); (3.32); (3.37) |
| k_{16} | Coeficiente relativo ao consumo líquido do carbono da coluna d'água pelos consumidores | (3.26); (3.33); (3.38) |
| k_{17} | Coeficiente relativo ao consumo líquido do carbono do sedimento pelos consumidores | (3.27); (3.33); (3.38) |
| k_{18} | Coeficiente relativo à respiração e mortalidade dos consumidores | (3.28); (3.33); (3.38) |

RESUMO

O estudo da qualidade da água em reservatórios naturais ou artificiais constitui-se de suma importância para impedir a eutrofização cultural e desenvolver projetos para usos múltiplos. Segundo Kent e Odum (2000) a compreensão da eutrofização cultural é um problema importante no desenvolvimento da interface entre civilização e meio ambiente. Através do conhecimento dos diagramas de fluxo de funcionamento do reservatório e da hierarquia dos fatores que atuam no mesmo, pode-se propor sistemas de manejo com o objetivo de manter a qualidade da água. A energia é o fator limitante mais relevante para um ecossistema, e o conceito de fluxo de energia proporciona não somente meios para comparar diversos ecossistemas, mas também possibilita uma avaliação relativa de cada componente do sistema. Assim, no presente trabalho, utilizando a linguagem de fluxos de energia desenvolvida por Odum (1983), propõe-se representar um reservatório como um sistema. Este sistema fornece uma visão geral da sua estrutura e suas funções, além de organizar dados e conceitos para a compreensão da eutrofização. Dois modelos foram avaliados e simulados no tempo para considerar questões relacionadas ao processo contínuo de entrada de fósforo no sistema a longo prazo e o metabolismo diário do reservatório. Os modelos foram testados com base nos dados observados no Reservatório do Lobo. Verificase a partir do trabalho, que utilizando a linguagem de fluxos de energia como ferramenta da ecologia de sistemas, é viável a construção de modelos para representar estruturas e funções importantes do comportamento sistêmico do reservatório facilitando a compreensão dos sistemas reais. Os modelos sistêmicos são ótimos instrumentos de integração de informações e dados de um determinado ambiente e serve também para testar algumas hipóteses que são difíceis de realizar no campo, transformando resultados numéricos em mensagens significativas, melhorando a precisão das discussões teóricas.

ABSTRACT

The study of the water quality in natural or artificial reservoirs is constituted of utmost importance to hinder cultural eutrophication and develop projects for multiple uses. According to Kent et al. (2000) the understanding of cultural eutrophication is an important problem in developing interfaces between civilization and environment. Through the knowledge of reservoir functioning flow diagram and the hierarchy of the factors that act on this it can be proposed management systems with the objective of maintain the quality of water. The energy is the more relevant limit factor for an ecosystem, and the flow energy concept provides not only ways to compare diverse ecosystems, but also enables a relative evaluation of each component of the system. Thus in this present study utilizing the energy fluxes language developed by Odum (1983) it proposes to represent a reservoir as a system. This system provides a general view of reservoir structure and its functions beyond organizing dates and concepts for the eutrophication understanding. Two models had been evaluated and simulated in the time to consider questions related to the process. This process consists to keep inflow of phosphorus in the system in the long term and the reservoir daily metabolic. The models were tested on the basis of the data observed in the Lobo Reservoir. It is verified from the work, that the use of energy flows language, as a tool of the ecology of systems, makes possible the construction of models to represent structures and important functions of the water reservoir system. In this manner the understanding of the real system is facilitated. The systems models are excellent instruments of integration of information and society and can serve to test hypotheses that are difficult to carry out in the field, transforming numerical results into significant messages to theoretical research and for regional planning.

1 – INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

1.1 – INTRODUÇÃO

Um dos tópicos essenciais da Agenda 21 brasileira (Senado Federal, 1996) sugere que suprimentos adequados de água de boa qualidade sejam mantidos para toda a população do planeta, enquanto se conservem as funções hidrológicas, biológicas e químicas dos ecossistemas naturais, adaptando as atividades humanas dentro dos limites da natureza e combatendo vetores e doenças de vinculação hídrica.

A construção de reservatórios é uma das grandes experiências humanas na modificação dos ecossistemas naturais, e vem sendo executada pelo homem, desde tempos remotos, com o objetivo de armazenar água para o consumo, irrigação controle de inundação e aquíicultura (Tundisi, 1988).

Nos últimos 20 anos, o processo de eutrofização tem se acelerado em reservatórios brasileiros devido aos seguintes fatores: aumento do uso de fertilizantes nas bacias hidrográficas, aumento da população humana, elevado grau de urbanização sem tratamento de esgotos domésticos e intensificação de algumas atividades industriais que levam excessiva carga de fósforo, nitrogênio e matéria orgânica para essas represas. Ao mesmo tempo, o uso múltiplo tem se intensificado, tornando muito complexo o gerenciamento de represas e de bacias hidrográficas (Instituto Internacional de Ecologia, 2000).

Os estudos em sistemas aquáticos naturais ou artificiais são de importância particular para impedir a eutrofização cultural e desenvolver projetos para usos múltiplos (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 1995). Segundo Kent et al. (2000) a compreensão da eutrofização cultural é um problema importante no desenvolvimento de interconexões entre civilização e meio ambiente.

Os ecossistemas sobrevivem por trocar matéria e energia com suas vizinhanças, as quais também necessitam destas trocas, pois são igualmente parte de sistemas ecológicos. Essas trocas (entradas e saídas) se dão em forma de fluxos, que devem ser bem caracterizados para determinar o grau de importância e o mecanismo de atuação dos

mesmos. Os vários tipos de ambientes aquáticos existentes estabelecem interações de fluxos entre si e com outros sistemas através de suas fronteiras (Miranda, 1997).

De acordo com Tundisi (1985), através do conhecimento do diagrama de fluxos de funcionamento do reservatório e da hierarquia dos fatores que atuam nele, pode-se propor sistemas de gerenciamento com o objetivo de manter a qualidade da água dentro das condições desejadas que são as mais próximas da qualidade da água do sistema natural. A hierarquia, dentro de um contexto ecológico, significa interação com o ambiente físico (energia e matéria) dentro de um gradiente (escala), produzindo os sistemas funcionais característicos, ou níveis de organização (Odum E.P., 1988).

Compreender um sistema em todas suas faces é uma tarefa árdua. O exame analítico dos efeitos pontuais da ação antrópica sobre o meio ambiente apresenta-se, através do enfoque holístico, como uma imagem abrangente e esclarecedora: a fotografia é composta de inúmeros pontos que separadamente possuem pouca representatividade (Branco, 1989). Odum E.P. (1988) vê o sistema como um grupo de partes que interagem de acordo com algum tipo de processo.

A energia é o fator mais relevante para analisar um ecossistema, e o conceito de fluxo de energia proporciona não somente meios para comparar diversos ecossistemas, mas também possibilita uma avaliação relativa de cada componente do sistema (Odum E.P., 1968).

¹Odum (1983) propôs a linguagem de fluxos de energia para compreender a rede de conexões (circuitos ou fluxos energéticos) dentro do sistema. O autor define que a linguagem proposta é por um lado sintética, portanto holística, e por outro analítica, relacionando-se com as partes, ao mesmo tempo. Acrescenta ainda que esta linguagem pode ser traduzida em equações matemáticas. A linguagem de fluxos de energia é usada na engenharia, onde os fluxogramas de processo são elaborados para entender o funcionamento do sistema (Patten, 1993).

O Reservatório do Lobo (São Paulo) é o sistema aquático mais bem estudado do Brasil, principalmente por pesquisadores da UFSCar (Universidade Federal de São

¹ Neste trabalho se fazem inúmeras referências a trabalhos publicados pelo professor Howard T. Odum da Universidade da Flórida. Por esta razão, as referências aos seus trabalhos são feitas citando apenas o seu sobrenome (Odum) sem colocar iniciais dos seus nomes (H.T.). No entanto, neste trabalho também é citado o pesquisador Eugene P. Odum da Universidade da Geórgia, nas duas citações a trabalhos dele são colocadas as iniciais dos nomes do autor (Odum E.P.).

Carlos) e do CRHEA-USP (Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada - Universidade de São Paulo). O presente trabalho utilizando tais informações e a linguagem de fluxos de energia propõe representar um reservatório como um modelo sistêmico para ter uma visão geral da estrutura e funções para a compreensão da eutrofização. Dois modelos foram avaliados e simulados no tempo: i) modelo do fósforo, usado para ter uma visão sistêmica do longo prazo e mudanças dos níveis deste nutriente e como são afetados pela variação da taxa de entrada e pelas taxas de troca entre o sedimento e a coluna de água; e ii) modelo do metabolismo diário que mostra o relacionamento do curto prazo dos parâmetros importantes no funcionamento do ecossistema do reservatório e incluem as forças abióticas, isto é, variáveis como insolação solar, aporte de nutrientes e oxigênio que é trocado com o ar lentamente em proporção ao gradiente da pressão parcial do oxigênio. São representadas também as forças de interação entre o fósforo dissolvido, oxigênio dissolvido, carbono orgânico total, sedimentos e consumidores. Segundo Tundisi (1988) o entendimento e conhecimento destes tipos de forças são de fundamental importância para um manejo adequado de reservatórios. As pesquisas sobre o metabolismo dos ecossistemas possibilitam o conhecimento da estrutura e do funcionamento dos reservatórios, viabilizando seu manejo e a maximização da sua produtividade (Esteves, 1988).

Assim, por meio deste trabalho visa-se ter uma visão sistêmica para a compreensão da eutrofização e melhorar as discussões teóricas na tomada de decisões sobre recursos hídricos e um meio para auxiliar na busca de soluções aos problemas que o ecossistema estudado venha apresentar.

Hipótese do trabalho

É possível representar o processo de eutrofização do Reservatório do Lobo utilizando a modelagem de fluxos de energia.

1.2 – OBJETIVOS

O objetivo principal deste trabalho é proporcionar uma visão sistêmica do Reservatório do Lobo utilizando a linguagem de fluxos de energia, uma ferramenta da Ecologia de Sistemas, para representar as estruturas e as funções importantes do reservatório facilitando a compreensão da eutrofização.

Para a compreensão do sistema estudado são necessários dois modelos com escalas de tempo diferentes.

(a) Modelo do Fósforo.

Este modelo deve permitir o entendimento do processo de acumulação de fósforo no reservatório, no longo prazo (12 anos), tanto na coluna d'água quanto no sedimento. O modelo deve ter a capacidade para considerar a variação de entrada e as trocas internas de fósforo.

(b) Modelo do Metabolismo Diário.

O modelo deve mostrar o mecanismo interno do reservatório e ter condições de simular o impacto da variação de energia solar e da entrada de nutrientes nos diversos estoques internos de materiais no decorrer de um dia e também no prazo de uma semana.

2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 – Aspectos Limnológicos

2.1.1 – Eutrofização

A adição de nutrientes inorgânicos e de matéria orgânica aumenta a fotossíntese e a respiração nos corpos d'água. Esta é uma situação chamada de eutrofização, e é uma condição para um processamento de energia de alto metabolismo (Beyers e Odum, 1994).

Segundo Wetzel (1993) a eutrofização é um dos estados da sucessão natural dos ecossistemas aquáticos. À medida que o tempo passa e os nutrientes vão se acumulando, havendo um desenvolvimento cada vez maior das populações de fitoplâncton, observa-se com freqüência o florescimento de algas. Quando acontece naturalmente, a eutrofização é gradual e muito lenta (demora muitas dezenas de anos a estabelecer-se).

Entretanto, quando este processo é acelerado, há um aumento desordenado na produção de biomassa, impossibilitando a sua incorporação pelo sistema aquático com a mesma velocidade e provocando, assim, um desequilíbrio ecológico. Denomina-se este processo de eutrofização cultural (Souza, 1993).

Segundo Henry, et al. (1983) a eutrofização artificial ou cultural é a designação empregada para diferenciar a ação do homem, daquela causada na evolução dos ambientes aquáticos, isto é, a eutrofização causada por um influxo nutritivo natural.

A eutrofização cultural é causada principalmente pelas seguintes atividades: despejos de esgotos domésticos; despejos de atividades agrícolas; poluição do ar e queda do material da atmosfera (sob a forma de partículas junto com a água de chuva); vegetação remanescente em represas não desmatadas antes do fechamento. As suas principais conseqüências nos sistemas aquáticos são: aumento da biomassa e da produção primária do fitoplâncton; diminuição de diversidade de espécies; diminuição da concentração de oxigênio dissolvido; diminuição na concentração de íons; aumento do fósforo total no sedimento; aumento da freqüência do florescimento de cianofíceas (Tundisi, 1986a). Na Tabela 2.1 são apresentados os efeitos generalizados da eutrofização nos ecossistemas aquáticos.

Ao contrário de regiões de clima temperado, em lagos e reservatórios tropicais e subtropicais, a temperatura por estar acima de valores limitantes ao crescimento, não tem efeitos significativos sobre a variação temporal do fitoplâncton. A disponibilidade de nutrientes, a radiação subaquática e fatores bióticos (herbivoria e parasitismo) são fatores mais importantes (Borges, 1998).

Tabela 2.1 - Efeitos da eutrofização

- Anoxia (ausência de oxigênio dissolvido), que causa a morte de peixes e de invertebrados e também resulta na liberação de gases tóxicos com odores desagradáveis.
- Florescimento de algas e crescimento incontrolável de outras plantas aquáticas.
- Produção de substâncias tóxicas por algumas espécies de cianofíceas.
- Altas concentrações de matéria orgânica, as quais, se tratadas com cloro, podem criar compostos carcinogênicos.
- Deterioração do valor recreativo de um lago ou de um reservatório devido à diminuição da transparência da água.
- Acesso restrito à pesca e às atividades recreativas devido ao acúmulo de plantas aquáticas.
- Menor número de espécies de plantas e animais (biodiversidade)
- Alterações na composição de espécies daquelas mais importante para as menos importantes (em termos econômicos e valor protéico).
- Depleção de oxigênio, nas camadas mais profundas, durante o outono em lagos e reservatórios de regiões temperadas.
- Diminuição da produção de peixes causada por depleção de oxigênio na coluna d'água.

Fonte: Instituto Internacional de Ecologia (2000).

A eutrofização dos corpos d'água depende principalmente das suas cargas de nutrientes. O conceito de limitação de nutrientes pode ser considerado a chave da pesquisa da eutrofização. Com efeito, isto implica: (a) que um nutriente chave será o principal fator limitante para o crescimento de plantas em um dado ecossistema, (b) o crescimento de plantas em um dado ecossistema será proporcional à razão de fornecimento do nutriente e (c) que o controle da eutrofização será associado por restrição da carga deste nutriente para o ecossistema (Smith, 1999; Marie-Hélène e Tusseau-Vuillein, 2001).

A utilização de um nutriente por um organismo obedece a “Lei do Mínimo” estabelecida por Liebig, através da qual o crescimento de um organismo é limitado pela substância disponível nas quantidades mínimas relativas às suas necessidades para crescimento e reprodução (Odum E.P., 1988).

O conceito de nutriente limitante é baseado na premissa de que a uma dada estequiometria celular das plantas aquáticas, o nutriente que irá controlar a máxima quantidade de biomassa vegetal é o nutriente que será exaurido primeiramente, ou aquele que atinge um valor mínimo antes dos outros (Salas e Martino, 2001).

Se forem considerados somente fósforo e nitrogênio, para cada átomo de fósforo são necessários vinte átomos de nitrogênio (20:1) para formar as moléculas das células dos organismos vivos. Se a relação N:P num corpo d'água fosse 30:1, certamente todo o fósforo seria consumido antes de todo nitrogênio, por outro lado, se a relação fosse 6:1, a remoção mais rápida do nitrogênio limitaria o crescimento biótico (O'Neill, 1993).

Salas e Martino (2001) através da análise de vários corpos de água em áreas tropicais e subtropicais da América do Sul e o Caribe, observaram que a limitação do crescimento do fitoplâncton nos mesmos é devida principalmente ao fósforo.

Segundo Esteves (1998) na maioria das águas continentais o fósforo é o principal fator limitante de sua produtividade. Além disso, tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas.

A Tabela 2.2 apresenta os valores que resultam de uma análise extensa da eutrofização em países da Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Econômico (OECD) para classificação de lagos ou reservatórios, baseada no estado trófico, conforme Tundisi, et al. (1988).

Tabela 2.2 – Valores da OECD para classificação de reservatórios

| Estado trófico | Fósforo total dissolvido (mg/L) | Clorofila (mg/L) | |
|--------------------|---------------------------------|------------------|----------------|
| | | Médio | Máximo |
| Ultra oligotrófico | < 0,004 | < 0,001 | 0,0025 |
| Oligotrófico | <0,01 | <0,0025 | 0,008 |
| Mesotrófico | 0,01 a 0,035 | 0,0025-0,008 | 0,008 – 0,0025 |
| Eutrófico | 0,035 a 0,1 | 0,008-0,0025 | 0,025-0,075 |
| Hipereutrófico | >0,1 | >0,025 | >0,075 |

Fonte: Tundisi, et al. (1988).

2.1.2 - O Elemento Fósforo

Como o fósforo é o nutriente limitante em vários reservatórios tropicais e subtropicais (Salas e Martino, 2001) e considerado como o principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas, será feito a seguir um resumo da literatura sobre este elemento.

O fósforo é um constituinte importante nos sistemas biológicos. Esta importância deve-se à participação deste elemento em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como: armazenamento de energia (forma uma fração essencial da molécula de ATP) e estruturação da membrana celular (através dos fosfolipídios) (Esteves, 1998).

Toda forma de fósforo presente em águas naturais, quer na forma iônica quer na forma complexada, encontra-se sob a forma de fosfato. Assim, deve-se referir às diferentes formas de fósforo no ambiente aquático (Esteves, 1998).

O fósforo é um elemento abundante, porém nunca é encontrado em estado livre na natureza. Ele ocorre principalmente sob a forma de fosfatos, PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , ligados a um cátion em compostos inorgânicos insolúveis como, fosfato de cálcio simples $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, fosfato de alumínio AlPO_4 , fosfato férrico FePO_4 , e o fosfato misto, $\text{CaF}_2 \cdot 3\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, denominado apatita, ou como componente de moléculas orgânicas (Sawyer et al., 1994).

Segundo Esteves (1998), o fosfato presente em ecossistemas aquáticos continentais tem origem de fontes naturais e artificiais. Dentre as fontes naturais, as rochas da bacia de drenagem constituem a fonte básica de fosfato. Outros fatores naturais que permitem o aporte de fosfato podem ser apontados, como: material particulado presente na atmosfera e o fosfato resultante da decomposição de organismos de origem alóctone (originado fora do lugar em que se encontra).

As fontes artificiais de fosfato mais importantes são: esgotos domésticos e industrial e material particulado de origem industrial contido na atmosfera (Silva, 1997).

O problema de eutrofização de lagos europeus levou alguns países a tomarem sérias medidas no sentido de reduzir a carga de fósforo nos corpos aquáticos. Uma das medidas tomadas foi a redução de fosfatos na formulação de sabões e detergentes. Na Suíça a lei foi publicada no ano de 1986 (Müller, 1997).

No Brasil, conforme Resolução CONAMA 20 (Brasil, 1986), os valores limites de fosfato total para águas de classe 1, classe 2 e classe 3, são de 0,025 mg/L. Portanto não é citado nenhum limite de emissão, isto é, a princípio poderão ser lançados, desde que venham respeitar a classe do corpo receptor.

O ciclo do fósforo entre o sedimento e a coluna d'água - Por sedimentação, os nutrientes, em forma tanto orgânica quanto inorgânica, são continuamente depositados no fundo dos lagos, a diferentes taxas de acumulação o sedimento pode ser originado do material orgânico alóctone (fitoplâncton produzido devido à contribuição nutricional externa), dos contribuintes aquáticos ou do material autóctone (fitoplâncton produzido dentro do lago).

Os sedimentos consistem de uma mistura de compostos orgânicos e minerais aos quais estão associados diferentes íons. Podem ser também caracterizados por indicadores físicos como tamanho da partícula, conteúdo de água e densidade. A fração orgânica do sedimento pode ser dividida em substâncias húmicas e não-húmicas. Os compostos húmicos, derivados de plantas e animais decompostos por atividade microbiológica, são relativamente resistentes à degradação posterior. Compostos não-húmicos como carboidratos, proteínas, aminoácidos, gorduras, pigmentos e outros compostos de menor massa molecular, são mais facilmente decompostos por microorganismos (Forsberg, 1989).

Segundo Boers, et al. (1998) foi demonstrado que a contribuição interna, isto é, a liberação do fósforo do sedimento para a coluna d'água pode contribuir em igual intensidade, ou mesmo exceder, a contribuição externa de fósforo para a permanência do nível de eutrofização. Por tanto, esta liberação do fósforo a partir do sedimento pode postergar a recuperação de lagos, mesmo quando são tomadas medidas para reduzir o aporte de nutrientes.

Lennox (1984) concluiu que foi necessário um longo período de tempo para que o lago Ennel (Irlanda) se recuperasse, devido ao fenômeno de transporte do fósforo do sedimento para o meio aquático, mesmo após o controle do aporte de carga para o lago.

Fatores ambientais como a temperatura, pH, condição redox (condições de oxidação / redução) e atividades biológicas influenciam fortemente o ciclo de fósforo entre o sedimento e a coluna d'água. Os organismos vivos exercem influência nos processos do ciclo de nutrientes. Os principais grupos e suas funções são as bactérias, algas bentônicas, macrófitas e invertebrados bentônicos (Borges, 1998).

Segundo Gätcher e Meyer (1993), as bactérias contribuem para a mineralização de material orgânico dissolvido e particulado nos sedimentos de lagos. Elas conduzem à mineralização de compostos orgânicos biodegradáveis, pela utilização da energia química disponível e desempenham um importante papel ao acelerar a transferência de elétrons nos processos de oxidação e redução, influenciando portanto nos processos de adsorção e dessorção destes elementos no sedimento.

As bactérias influem no processo da liberação do fósforo do sedimento atuando tanto como fonte direta de fosfatos, ou como catalisadoras da redução do hidróxido férrico (Montigny e Praire, 1993).

Jacoby et al. (1982) estudaram a influência das macrófitas como fonte de nutrientes em lagos. A retenção e a decomposição destas plantas aquáticas no sedimento e a posterior liberação do fósforo em condições de pH mais elevado (em torno de 10) confirma a contribuição destas plantas como fonte de nutrientes para a coluna d'água, acentuando o processo de eutrofização.

O ciclo do fósforo pode ser dividido nos processos de deposição e liberação do elemento do sedimento (Esteves, 1998):

Deposição de Fósforo no Sedimento - Segundo Boers, et al. (1998), a retenção de nutrientes em ecossistemas aquáticos se inicia com a deposição de compostos em forma de partículas no sedimento. Três fatores parecem ser cruciais para a retenção do elemento no sedimento: (i) Velocidade de deposição; (ii) Transformação dos compostos de fósforo na camada superficial do sedimento e (iii) Imobilização de compostos de fósforo nas camadas mais profundas do sedimento.

A composição mineral do meio influi fortemente na capacidade dos sedimentos de absorver e reter o fosfato. A presença de íons ferro, alumínio, sulfeto, compostos orgânicos, carbonatos, além do pH e das condições de oxi-redução no meio, interferem na precipitação e imobilização dos fosfatos no ambiente aquático. Os íons do elemento ferro exercem o papel mais importante. A ação dos íons de ferro depende do seu estado de oxidação, que depende da concentração de oxigênio e do pH do meio. Assim, para lagos em que predominam condições de oxidação e pH neutro, grande parte dos íons ferro presentes estão na forma oxidada e insolúvel, Fe^{3+} , por tanto encontra-se precipitado ou complexado na forma de hidróxido de ferro hidratado conforme a equação 2.1, podendo absorver espécies fosfatadas (HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-) em sua superfície, precipitando-o no sedimento (Esteves, 1998):



equação 2.1

Liberação de Fósforo do Sedimento - A liberação do íon fosfato para a coluna d'água ocorre mais facilmente em condições de baixas concentrações de oxigênio e sobretudo em anaerobiose, condição esta, observada freqüentemente em valores de potencial de oxi-redução muito negativos. Estas características são freqüentemente encontradas na parte inferior da coluna d'água, especialmente quando esta se encontra estratificada termicamente e o íon ferro encontra-se na forma reduzida (Fe^{2+} , ferroso). Nestas condições não ocorre precipitação de fosfato pelo ferro permanecendo, portanto, solúvel (Esteves, 1998).

Segundo Esteves (1998) a concentração de oxigênio da água de contato (água sobre o sedimento) influencia diretamente o ciclo do fósforo no sedimento. Desta forma, em hipolímnio (zona mais fria na região inferior do lago) aeróbio o fosfato seria precipitado, enquanto que em hipolímnio anaeróbio este seria liberado para a coluna d'água. Ao contrário, Boström, et al. (1988) demonstraram que mesmo quando as condições são oxidadas, o fósforo pode ser liberado do sedimento e que processos microbiológicos podem afetar sensivelmente a mobilidade do fósforo no sedimento.

Rydin (1996) trabalhando com lodo obtido da precipitação de fósforo por coagulação com alumínio e ferro em estação de tratamento de esgotos domésticos estudou a liberação do fósforo de lodo em diferentes temperatura e condições de oxigenação. O autor concluiu que sob condições anaeróbias e à temperatura de 20°C, 95% do fósforo total era liberado do lodo. Ao contrário, sob condições aeróbias e para as mesmas temperaturas acima, somente 20 a 30% do fósforo era liberado.

Um alto valor de pH na coluna d'água é gerado na atividade fotossintética, retirando-se o CO_2 do meio, alterando o equilíbrio $\text{CO}_2/\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$, que controla o pH, resultando valores de pH mais altos, em torno de 10 ou acima, dependendo, evidentemente do nível trófico, época do ano e outros fatores Borges (1998). Boers (1991) realizou estudos comparativos da influência do pH na liberação de fósforo do sedimento, em experimentos utilizando-se soda e borbulhamento com CO_2 . As duas formas de ensaio foram comparadas. As medidas do perfil do pH e do fósforo mostraram que a adição de soda aumentava sensivelmente a alcalinidade da solução, resultando numa maior liberação do fósforo do sedimento.

Sondergaard (1988) estudou a variação sazonal do fósforo no sedimento e verificou que a concentração de fósforo liberada do sedimento foi maior no verão. A intensificação da atividade fotossintética dos microrganismos eleva o pH da coluna d'água, fazendo com que libere o fósforo do sedimento em lagos de baixa profundidade.

Jacoby et al. (1982) estudaram o efeito do pH no equilíbrio entre água e sedimento com relação à dessorção do fósforo e verificaram que a valores mais altos de pH (em torno de 10) havia maior liberação do elemento do sedimento.

Cerco (1989) estudou o efeito da concentração de oxigênio e da temperatura no intercâmbio de fósforo entre água e sedimento e comparou com modelos empíricos. O autor concluiu que a variável que mais influenciou na dessorção do elemento para o sedimento fora a concentração do mesmo na coluna d'água. Sob condições anaeróbias, o íon PO_4^{3-} se deslocava para a coluna d'água até que um equilíbrio era estabelecido, portanto, o sedimento atuava como uma fonte de fósforo, até no momento de equilíbrio.

2.1.3 – Metabolismo no Ecossistema Aquático

Por metabolismo dos ecossistemas aquáticos continentais entende-se o estudo da estrutura e funcionamento destes ecossistemas que constitui o objetivo principal das pesquisas limnológicas (Esteves, 1998). O metabolismo de um ecossistema aquático compreende três etapas principais: produção, consumo e decomposição.

Produção - A produção de um ecossistema aquático é realizada por todos os organismos capazes de sintetizar matéria orgânica, a partir de gás carbônico, sais minerais e energia solar, segundo a equação: $6\text{CO}_2 + 6\text{H}_2\text{O} + 675 \text{ Kcal} = \text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 6\text{O}_2$. Estes organismos são chamados de produtores primários e se localizam principalmente na zona iluminada do lago. No ambiente límnic, os principais produtores primários são algas, macrófitas aquáticas e algumas espécies de bactérias. Uma parte da produção total (produção primária bruta) destes organismos é gasta na manutenção de seu próprio metabolismo, enquanto a outra parte é transformada em biomassa (produção primária líquida), que constitui a fonte de energia para as cadeias alimentares de todo o ecossistema (Esteves, 1998).

Consumo - Os consumidores são organismos que obtêm sua energia direta ou indiretamente, a partir da matéria orgânica sintetizada pelos produtores primários. Aqueles que se utilizam diretamente da biomassa vegetal são chamados herbívoros consumidores primários. Estes organismos participam, portanto, da cadeia de herbivoria e dela fazem parte varias espécies de zooplâncton, peixes e insetos aquáticos. Aquele que não utilizam a produção primária diretamente, obtendo sua energia a partir dos consumidores primários, são chamados carnívoros ou consumidores secundários, e assim sucessivamente (Esteves, 1998).

A transferência de energia dos produtores primários através dos herbívoros para os carnívoros, portanto através dos níveis tróficos é considerada cadeia alimentar. As cadeias alimentares podem ter 2 ou vários níveis tróficos. As transferências energéticas dentro de uma cadeia alimentar obedecem estritamente às leis da termodinâmica (Odum, 1996a).

Decomposição - No ambiente aquático a decomposição é realizada principalmente por bactérias e fungos, que decompõem a matéria orgânica até sais minerais, H₂O e CO₂. O papel dos decompositores é fundamental no ecossistema aquático, pois, através de sua atividade, eles promovem a circulação dos nutrientes possibilitando que estes sejam reaproveitados pelos organismos produtores. A matéria orgânica de difícil decomposição é formada principalmente por compostos lignificados, contribuindo para a formação do sedimento permanente, não mais tomando parte do metabolismo direto do lago (Esteves, 1998).

Nos ecossistemas aquáticos, os três processos acima descritos não ocorrem isoladamente, mas sim de maneira integrada, com alto grau de interdependência. Em alguns casos, observa-se predomínio do processo de produção sobre o de consumo, já em outros casos, ocorre o predomínio dos processos de consumo e decomposição.

2.2 – Métodos para avaliação da eutrofização de reservatórios.

O estudo da eutrofização é de grande importância na avaliação da poluição hídrica, pois está relacionado à produção primária dos organismos vegetais (Sperling,

1996). Segundo Oishi (1990) o estado trófico de um reservatório pode ser avaliado através de aspectos biológicos, aspectos físico-químicos, índices e modelos de carga.

Tundisi e Matsumura-Tundisi (1992), analisaram a utilização de diversos métodos de avaliação da eutrofização e fizeram as seguintes observações:

- informações quantitativas quando utilizadas na determinação do estado trófico, através de parâmetros selecionados, geram dificuldades em relacionar os dados obtidos a categorias limnologicamente definidas dos corpos d'água, ou seja, oligotrófico, mesotrófico e eutrófico. Dessa forma, se forem acrescentadas certas observações qualitativas aos parâmetros quantitativos, podemos obter uma melhor definição de um estado trófico de um lago, rio ou reservatório (Vollenweider, 1989);
- a disponibilidade de poucos dados a respeito de coeficientes de exportação de nutrientes a partir de solos tropicais para lagos, reservatórios e rios, conduz à aplicação de valores de coeficientes de exportação a partir de regiões temperadas, podendo resultar numa análise inadequada. Dessa forma, é importante a obtenção de dados de campo experimentais para solos tropicais.

Castagnino (1982) coloca que devido às diferenças fundamentais entre lagos temperados e lagos quentes tropicais, os modelos para lagos temperados não são aplicáveis à maioria dos corpos da água da região tropical. Desta forma iniciou-se o “Programa Regional para o Desenvolvimento de Metodologias Simplificadas para a Avaliação da Eutrofização em Lagos Tropicais”, que vem sendo desenvolvido junto ao Centro Pan-americano de Engenharia Sanitária e Ciências do Ambiente (CEPIS).

No marco deste programa, Salas e Martino (2001), propõem uma metodologia simplificada para determinação do estado trófico de lagos e reservatórios tropicais aquecidos. O Índice de Estado Trófico por eles proposto permite a estimativa do estado trófico a partir da equação de múltipla regressão para fósforo total (aproximação totalmente empírica) com todas as variáveis independentes disponíveis:

$$PT = \frac{0.290 * L^{0.891} * T_w^{0.676}}{D^{0.934}} \quad \text{Equação 2.2}$$

onde: PT = fósforo total (mg/l)
 L = contribuição de fósforo total (mg/l)
 T_w = tempo de retenção (dia)
 D = profundidade do lago (m)

Outra forma de abordar o estado trófico de um lago é via modelos matemáticos a partir de modelos conceituais.

Carneiro (1996) propõe um modelo matemático para o Reservatório do Lobo, considerando o modelo conceitual proposto por Jorgensen (1994) como um sub-modelo do modelo conceitual do ecossistema do reservatório (limitado pela linha tracejada) elaborado por Tundisi e Matsumura-Tundisi (1995), dado na Figura 2.1. Pretende-se expressar a dinâmica do reservatório a partir das interrelações entre algumas de suas componentes como: fósforo solúvel (PS), fósforo no fitoplâncton (PHYT) e fósforo nos detritos (PDET).

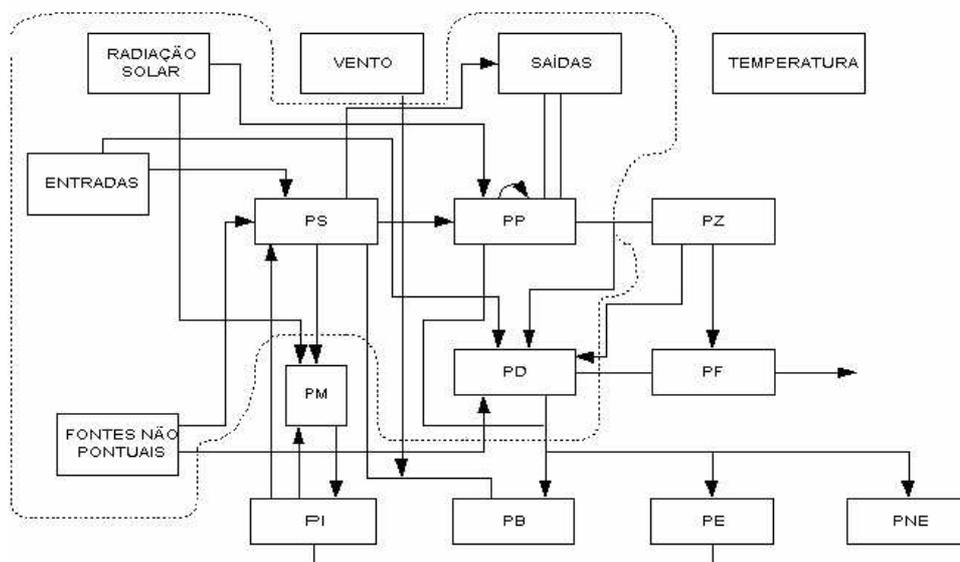


Figura 2.1 – Modelo Conceitual do Ecossistema do Reservatório do Lobo – Broa. Variáveis de estado: PS – Fósforo Solúvel; PP – Fósforo no Fitoplâncton; PZ – Fósforo no Zooplâncton; PF – Fósforo nos Peixes; PD – Fósforo nos Detritos; PB – Fósforo biologicamente ativo na superfície do sedimento; PE – Fósforo transferível; PNE – Fósforo não transferível (permanece no sedimento); PI – Fósforo intersticial; PM – Fósforo nas Macrófitas (Tundisi e Matsumura – Tundisi, 1995).

O modelo de média complexidade é descrito a partir das seguintes equações:

$$\frac{dPS}{dt} = (PS_i - PS) * \frac{Q}{V} + \text{Decomp} * PDET - M_{y \max} * \text{Light lim} * P_{\text{lim}} * k_1 * \text{PHYT} \quad \text{Equação 2.3}$$

$$\frac{d\text{PHYT}}{dt} = (M_{y \max} * \text{Light lim} * P_{\text{lim}}) - (\text{Mortphyt} - \frac{Q}{V}) * \text{PHYT} \quad \text{Equação 2.4}$$

$$\frac{dPDET}{dt} = (\text{Mortphyt} * \text{PHYT}) * k_1 - (\text{Decomp} + \frac{Q}{V}) * PDET \quad \text{Equação 2.5}$$

onde:

| | |
|--------------------|--|
| PS | - Fósforo solúvel (mg/L); |
| PDET | - Fósforo nos detritos (mg/L); |
| PHYT | - Fitoplâncton (mg/L); |
| Q | - Vazão (m ³ /dia); |
| V | - Volume (m ³); |
| PS _i | - Aporte de fósforo no lago (mg/L); |
| Decomp | - Taxa de decomposição de detritos (/dia); |
| M _y max | - Taxa máxima de crescimento de fitoplâncton (/dia); |
| Lightlim | - Limitação do crescimento pela luz; |
| P _{lim} | - Limitação do crescimento pelo fósforo; |
| k ₁ | - Razão de fósforo por biomassa do fitoplâncton; |
| Mortphyt | - Taxa de mortalidade do fitoplâncton (/dia); |

Um estudo recente (Abe et al., 2000) mostrado na Figura 2.2 mostra a progressão de entrada de fósforo no Reservatório do Lobo para os próximos 20 anos, caso não haja iniciativas para a solução dos problemas de eutrofização e para a recuperação do reservatório.

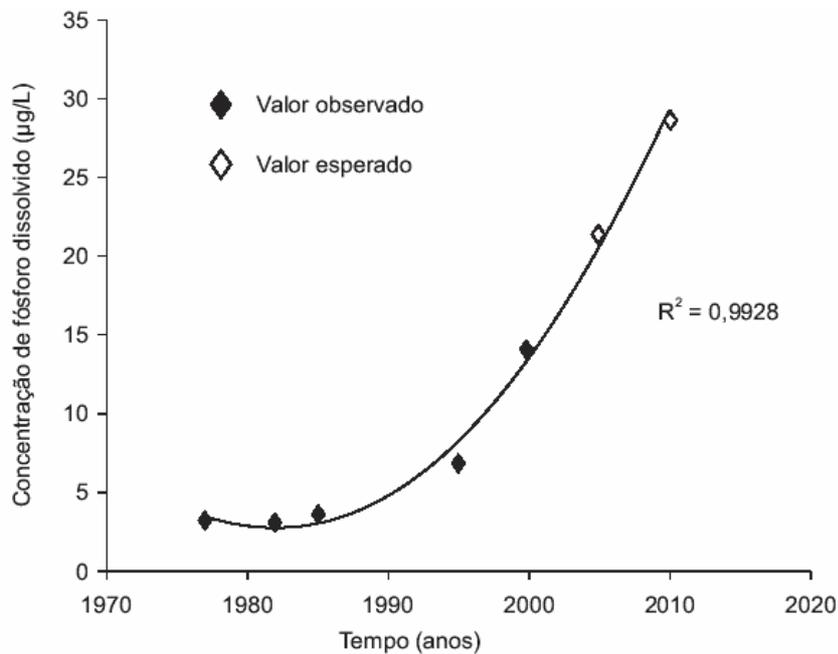


Figura 2.2 – Evolução da concentração de fósforo dissolvido desde a década de 1970 até 2020, caracterizando o processo acelerado de eutrofização no Reservatório do Lobo, mantidas as tendências atuais sem tratamento de esgoto (Abe et al., 2000).

Outra forma de abordar a avaliação do estado trófico de um lago é utilizando a metodologia da Ecologia de Sistemas proposta por Odum (1983). Esta metodologia incorpora a teoria e métodos de ecossistemas e a ciência de sistemas complexos. Como um pioneiro de ambos Odum refinou técnicas da modelagem para conceitualização e simulação de ecossistemas na natureza em toda escala. O uso dos minimodelos macroscópicos mostra que relativamente poucos mecanismos podem representar características importantes em uma visão geral, um minimodelo macroscópico é um modelo altamente agregado essencialmente simples de um sistema complicado de pequena ou de grande escala (Odum, 1989a).

A adição de nutrientes inorgânicos e de matéria orgânica aumenta a fotossíntese e a respiração nos corpos de água. Esta é uma situação chamada de eutrofização, e é uma condição para um processamento de energia de alto metabolismo (Beyers e Odum, 1994).

A Figura 2.3a representa o padrão básico de produção-consumo desenvolvido para representar fatores principais em experimentos de simulação em diferentes estudos (Odum, 1967; Odum, 1989b; Beyers e Odum, 1994; Kent e Odum, 2000). São incluídas as equações derivadas do diagrama do sistema de energia.

Beyers e Odum (1994) utilizam minimodelos para fazer a análise dos fatores limitantes num processo de produção-consumo. Um processo de produção representado com um símbolo de interação, é uma interseção interativa de duas trajetórias que se combinam para produzir um produto em proporção a uma função de ambas. Frequentemente o grau da interação é proporcional à disponibilidade local e/ou concentração dos materiais como nas reações químicas. Assim, na Figura 2.3a, o processo de produção primária pode ser isolado do resto do sistema, como mostrado na figura 2.3b. O produto (K_1AN) é o produto matemático da disponibilidade da fonte A e a concentração local do material N. Aumentando a entrada da variável A, tendo como constante N, causa um aumento linear no produto P. Considerando este caso, não há presença de fatores limitantes, porque as concentrações de A e N são variáveis independentes.

Para mostrar o que acontece realmente como resultado das limitações químicas, deve-se aumentar a escala da visão a fim de considerar os efeitos das concentrações das fontes locais no processo em questão. O quadrilátero maior (em linhas pontilhadas) na Figura 2.3a é mostrado na Figura 2.3c.

Dentro do sistema, o fator material potencialmente limitante (N) é parte da auto-regulação do ciclo. A ação do ciclo fechado é para eliminar qualquer limitação local através da dinâmica da produção e reciclagem.

Se o material N estiver limitado, o processo de reciclagem faz com que a produção aumente, com conseqüente aumento da disponibilidade de N. Se a produção for mais rápida do que a reciclagem, os produtos acumulam-se, acelerando o processo de reciclagem. Deste modo, o sistema impede automaticamente que tanto a disponibilidade do nutriente como a disponibilidade do produto tornem-se limitantes para o ciclo.

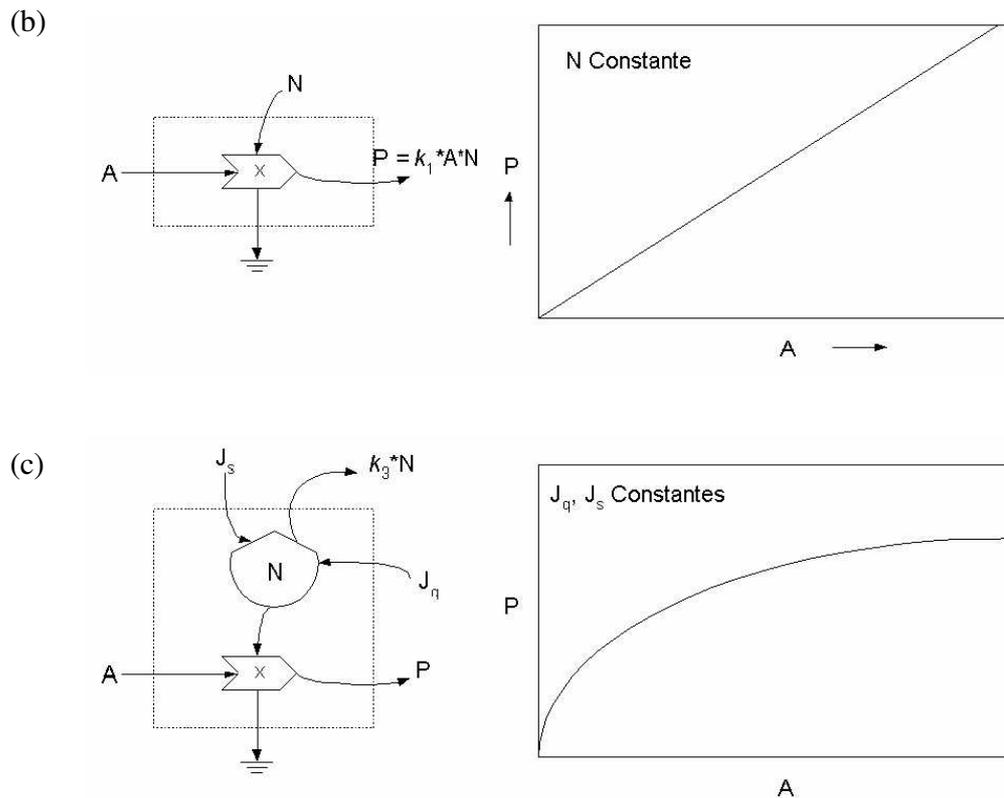


Figura 2.3 – Efeitos da concentração do fator limitante N no processo de produção. (a) Diagrama de sistemas de energia do processo da produção, P dentro do sistema num ciclo fechado de materiais; (b) Quadro menor pontilhado [dentro do quadro (a)] onde P esta em função de A , com N constante; (c) Curvas do fator limitante que resultam quando a escala da visão é maior [o outro quadro pontilhado em (a)], a interação e a concentração local é considerada de modo que o fator N possa diminuir enquanto A aumenta, mas recicla. J_q é constante (Beyers e Odum, 1994).

Quando um reagente (nutriente) está em excesso, ou seja, em uma concentração onde não tem mais efeito estimulante no processo (à direita na Figura 2.3c), esta concentração pode ter um efeito inibitório. O aumento de um dos dois reagentes em excesso, faz com que o outro tenha uma concentração tão baixa que o processo total é atenuado. Entretanto pode ocorrer uma toxicidade (Beyers e Odum, 1994).

Um modelo de eutrofização utilizando a linguagem de fluxos de energia é apresentado por Gayle e Odum (1975). No mesmo, pretende-se simular a dinâmica do fósforo a partir das interrelações entre algumas de suas componentes como: fósforo na coluna d'água, fósforo nos estoques hídricos vizinhos (pântanos) e fósforo no sedimento. A Figura 2.4 apresenta o diagrama de sistemas deste modelo.

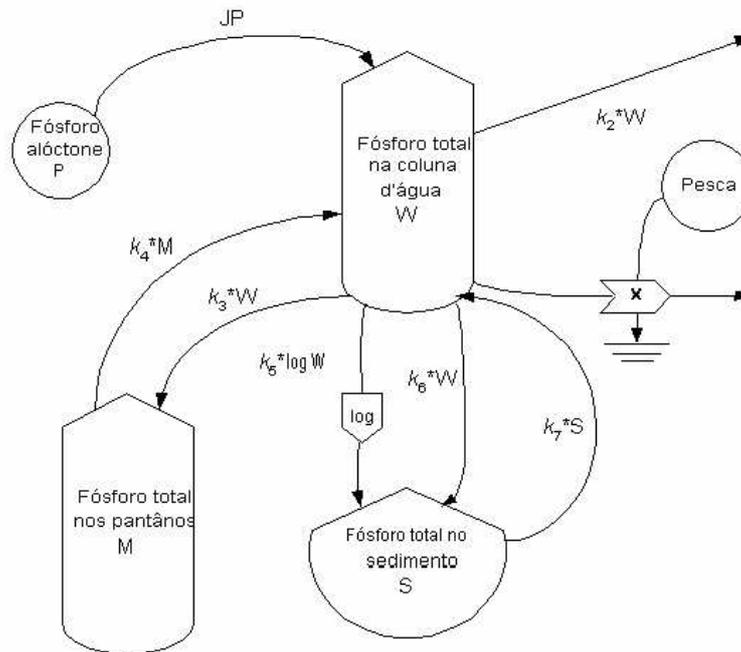


Figura 2.4 -Diagrama de sistemas do sistema do fósforo da Lagoa Okeechobee, Florida (Gayle e Odum, 1975)

O modelo é descrito a partir das seguintes equações derivadas do diagrama de sistemas da Figura 2.4:

$$\frac{dW}{dt} = JP - k_2 * W - k_3 * W + k_4 * M - k_5 * \log W - k_6 * W + k_7 * S \quad \text{equação 2.12}$$

$$\frac{dM}{dt} = k_3 * W - k_4 * M \quad \text{equação 2.13}$$

$$\frac{dS}{dt} = k_5 * \log W + k_6 * W - k_7 * S \quad \text{equação 2.14}$$

onde:

- W - Fósforo total na coluna d'água
- M - Fósforo total nos estoques hídricos vizinhos (pântanos)
- S - Fósforo total no sedimento
- k_i - Coeficientes de transferência, $i=2,3,4,5,6$ e 7

2.3. Ecologia de Sistemas

A ecologia de sistemas estuda os ecossistemas de forma integral, desde os seus componentes até o comportamento do sistema como um todo, utilizando a Teoria Geral de Sistemas (Odum, 1983).

Segundo Walters (1988), a ecologia de sistemas é uma abordagem que considera que a análise do fenômeno deve ser realizada em seu próprio nível hierárquico, e não em função do conhecimento adquirido nos componentes de nível inferior.

Os ecossistemas possuem redes de informações, além dos fluxos de energia e de materiais, relacionados aos fluxos de comunicação físicos e químicos, que integram todas as partes e governam e regulam o sistema como um todo. Com base nesta observação, os ecossistemas podem ser considerados cibernéticos, possuindo as características necessárias para esta definição: rede de informação, retroalimentação, regulação e estabilidade (Odum E.P., 1988 e Patten e Odum E. P., 1981).

A ecologia de sistemas utiliza a linguagem de fluxos de energia para representar e analisar processos de diferentes naturezas. Esta representação simbólica proporciona uma taquigrafia útil na descrição dos sistemas ecológicos complexos, e facilita o entendimento da estrutura e função dos sistemas reais (Walters, 1988 e Patten, 1993).

A previsibilidade de um sistema ecológico, depende de um princípio comum a todos os sistemas, definido como o princípio da organização hierárquica. A hierarquia, dentro de um contexto ecológico, significa interação com o ambiente físico (energia e matéria) dentro de um gradiente (escala), produzindo os sistemas funcionais característicos, ou níveis de organização, como por exemplo, célula, organismo e população (Odum E. P., 1988).

Foi a partir do estudo de um ecossistema simples fechado, que postulou-se o princípio da auto-organização, e do princípio da eficiência ótima para a obtenção da máxima potência, possibilitando o desenvolvimento de modelos básicos para todos os ecossistemas (Odum E.P., 1968). Segundo Odum (1988), na medida em que a auto-organização se desenvolve, mais energia disponível é utilizada pelo sistema. A hipótese da auto-organização dos sistemas abertos, envolve conceitos de auto-desenvolvimento, tais como evolução, em termos energéticos. Segundo este autor, o processo repetitivo de

tentativa e erro característico da auto-organização, espécies e relações são selecionadas e reforçadas de acordo com a quantidade de energia líquida disponível que elas proporcionam ao sistema, incrementando a sua produção.

Com base nos princípios enunciados por Lotka (1922), Odum procurou explicar a auto-organização do sistema. Esta característica do sistema tem como referência o princípio da máxima potência, proposto pelo mesmo autor. Quando um sistema é organizado, visando a obtenção de um maior retorno em sua produção, com o aproveitamento da energia disponível (externa e interna), este terá maior possibilidade de continuidade conquanto permanece dentro da capacidade de suporte do ecossistema hospedeiro (Odum, 1988).

Segundo Odum (1983) a ecologia de sistemas classifica os ecossistemas em abertos e fechados. Os sistemas fechados são aqueles isolados tanto quanto ao fluxo de energia, quanto ao de material. Os sistemas abertos são como o próprio nome diz, aqueles que possuem fluxos de energia e materiais, e são os que ocorrem na natureza. Com relação às quantidades de energia que entram, saem ou permanecem estocadas nos sistemas, estas variam com o tempo. Na medida em que um sistema possui uma composição química e física distante do equilíbrio que afeta o balanço de entrada e saída de energia e matéria, pode-se defini-lo como um sistema em equilíbrio metaestável.

Os diagramas, balanços e simulações de matéria e energia transformada é a linguagem utilizada por estudiosos de Ecologia de Sistemas para mostrar o funcionamento do ambiente. Os fluxos de energia nos ecossistemas seguem as leis da termodinâmica. Baseando-se nestas leis, pôde-se afirmar que o fluxo de energia dentro de um sistema ocorre numa só direção, no sentido de obtenção de formas mais concentradas de energia, havendo uma grande perda sob a forma de energia calórica de baixa qualidade. Com relação à matéria, esta pode ser reutilizada diversas vezes sem perder suas características básicas em ciclos de dispersão e concentração de diversa velocidade (Odum E.P., 1988).

Existem fatores que determinam o fluxo de energia e de matéria dentro de um sistema, ou seja, o funcionamento de um sistema está intimamente relacionado com a disponibilidade e a qualidade de energia que lhe pode ser fornecida, o que leva ao conceito de fator limitante. O fator limitante pode ser interno ou externo. O interno está relacionado com a quantidade de materiais (nutrientes) disponíveis dentro do sistema, caso a energia

que entre no sistema supra a sua demanda, enquanto o externo depende da quantidade de energia que consegue entrar no sistema (Odum, 1983).

Em qualquer sistema, existem redes de informações que o auto-regulam, através de fluxos físicos e químicos que interligam todas as partes e controlam o sistema, permitindo a continuidade e a dinâmica do sistema, denominado *homeostase* (Branco, 1989), juntamente com o ajuste evolutivo, ou seja, adaptação às novas condições de fluxo energético e de materiais (Odum, 1971).

Com esta abordagem, Odum (1996a) e seus colaboradores Brown e Ulgiati (1999), puderam dirigir suas pesquisas às escalas regionais, nacionais e internacionais, aos ciclos de materiais e escalas geológicas, ou inversamente aos microcosmos e sistemas menores. Esta virtude conduziu à pesquisa na economia ecológica e à criação de um conceito de riqueza que denominaram *emergy* ou “emergia” (Odum, 1983, 1996a), que pode representar a energia agregada em cada componente de um sistema.

2.4 – Contribuições de Howard T. Odum à Modelagem e Simulação de Ecossistemas - Uma Visão Histórica.

Odum foi um dos primeiros ecologistas que empregou a simulação computacional como uma ferramenta de ajuda para entender os ecossistemas, e seus inúmeros trabalhos em três décadas produziram contribuições valiosas. Ele reconheceu que a simulação computacional permitiria a quantificação da dinâmica de fluxos de energia do ecossistema. Trabalhou na *University of North Carolina* de 1966 a 1970 e na *University of Florida* de 1971 até o ano 2002. Os resultados de muitas de suas pesquisas aparecem no livro *Systems Ecology: An Introduction* (Odum, 1983). Odum usou todas as formas de *hardware* computacional para simulação incluindo circuitos analógicos elétricos passivos, computadores analógicos operacionais convencionais, e computadores digitais e desenvolveu sua própria linguagem de modelagem simbólica que é ligada à simulação por computador. Será feito a seguir um resumo bibliográfico que tem como propósito rever o trabalho de simulação de Odum e delinear sua contribuição à ciência de simulação de ecossistemas.

Simulação Utilizando Circuitos Analógicos Elétricos Passivos (Odum, 1960).

Em 1960, Odum publicou seu primeiro modelo de simulação de ecossistemas usando circuitos elétricos analógicos passivos (Odum, 1960) na revista *American Scientist*. Este trabalho parece ter tido uma influência importante na sua abordagem à simulação e à ciência em geral. O trabalho foi baseado em uma analogia ecológica da lei de Ohm, que descreve o fluxo da corrente elétrica em um circuito:

$$A = (1/R)V \text{ ou } A=CV \quad \textit{equação 2.15}$$

onde: A = corrente (em Ampères)
 R = resistência (ou 1/C) (em Ohms)
 V = voltagem , ou força elétrica (em Volts)
 C = condutividade (ou 1/R) (em mhos)

Odum observou que esta lei é um caso especial da lei de termodinâmica geral que correlaciona força e fluxo:

$$J = CX, \quad \textit{equação 2.16}$$

onde: J = fluxo
 C = condutividade (mais tarde usou k ou coeficiente de condutividade)
 X = força

O ecossistema, como um sistema termodinâmico, devia seguir a lei da força-fluxo e, portanto, a lei de Ohm e os circuitos analógicos elétricos passivos podiam ser usados para simular o ecossistema. No circuito elétrico passivo, a corrente era diretamente análoga ao fluxo do carbono no ecossistema. Não havia nenhuma analogia direta para a voltagem nos ecossistemas, assim que Odum (1960.) pensou que poderia ser uma ecoforça. Sugeriu que esta força, que dirige o carbono através da cadeia alimentar, era alguma função do gradiente da concentração da matéria orgânica e biomassa.

No sentido geral, o conceito sugere que um excesso da energia cria uma oportunidade para o predador e que no decorrer do tempo haverá seleção para a utilização

desse excesso. O trabalho é concluído com hipóteses sobre ecossistemas derivados dos circuitos analógicos (Tabela 2.3).

Tabela 2.3 - Hipóteses que se derivam do estudo de um ecossistema utilizando um modelo analógico elétrico passivo

1. A competição existe quando dois circuitos estão em paralelo.
2. Os animais consumidores competem com os sistemas respiratórios das plantas.
3. Com altas taxas de importação de matéria orgânica, os fluxos de energia nas plantas aumentam a respiração da planta sobre sua fotossíntese.
4. Os produtores primários e os fluxos de importação competem como fontes de potência.
5. Se a respiração do consumidor for aumentada, a fotossíntese bruta é também aumentada.
6. Dobrando o fornecimento das fontes de potência dobra-se o metabolismo em todos os níveis.
7. Reduzindo a exportação, aumenta o metabolismo dos consumidores.
8. O incremento da taxa de importação aumenta o metabolismo respiratório e diminui a fotossíntese.
9. A redução de herbívoros diminui a fotossíntese e aumenta a respiração das bactérias e das plantas.
10. Elementos da cadeia trófica situados no topo da cadeia competem em parte com os níveis tróficos inferiores.
11. A mudança na respiração da planta tem um efeito importante de compensação nos consumidores.
12. Uma diminuição na respiração aumenta a voltagem (concentração da biomassa) na cadeia alimentar.
13. Um curto-circuito é comparável ao fogo da floresta.

Fonte: Odum (1960).

A reação à publicação de 1960 na *American Scientist* foi tanto positiva quanto negativa. Slobodkin (1962) criticou a versão do circuito analógico elétrico passivo e argumentou contra a formalização do conceito de fluxos de energia em ecossistemas. Segundo este autor, em interações ecológicas a energia envolvida está na forma de energia potencial, que no geral não pode ser transmitido entre partes de um sistema sem deslocamento ou distorção dos elementos físicos. Fez também referência à analogia da lei de Ohm e à suposição que os alimentos através de suas concentrações estabelecem o fluxo de energia através dos consumidores.

Odum dirigiu-se às críticas específicas à analogia da Lei de Ohm incorporando a retroalimentação do predador e da presa no circuito analógico elétrico passivo (Odum, 1962; Odum, 1967). Com esta aproximação, por exemplo, o fluxo de energia da presa para o predador é uma função de ambos, em vez de ser somente proporcional ao estoque da presa como é indicado pela analogia da lei Ohm, que é um relacionamento linear simples.

As respostas positivas foram numerosas e importantes. Segundo Shugart e O'Neill (1979) a proposta de Odum é uma proposta inovadora e histórica no desenvolvimento da ecologia de sistemas.

O trabalho da *American Scientist* de 1960 marca o começo da disciplina da ecologia de sistemas. Informações sobre a abordagem analógica elétrica passiva de Odum são dadas no livro *Systems Ecology: An Introduction* (Odum, 1983).

Simulação Analógica Operacional.

Odum publicou no *Tropical Rain Forest* (Odum et al., 1970) as primeiras simulações utilizando computadores analógicos operacionais.

Posteriormente foram publicados trabalhos deste tipo sobre uma variedade de sistemas tais como, hidrologia (Odum, 1972b), Pântanos de Everglades (Bayley e Odum, 1975) entre outros. Uma visão geral da simulação analógica de Odum foi publicada em *Systems Analysis and Simulation in Ecology* (Odum, 1976), que declara que mais de 200 modelos foram simulados.

Simulação Digital

No capítulo à “Simulação por Microcomputadores” no livro *Systems Ecology: An Introduction* (Odum, 1983) menciona que as primeiras simulações digitais foram publicadas no livro *Tropical Rain Forest* (Odum et al. 1970), porém a maioria dos trabalhos com esta abordagem vieram nos anos 80 usando a linguagem de programação *Basic*. Odum continuou utilizando computadores analógicos operacionais na década de 70, embora reconhecesse o valor dos computadores digitais que permitiram a abordagem de “minimodelos de escala macroscópica”. Ele também realçou a simulação de sistemas nacionais, internacionais e globais (Odum, 1987) e modelos da economia ecológica (Odum, 1989a), embora uma grande variedade de modelos de diversos sistemas, tenha sido apresentada em um recente livro para conceitualizar a simulação de ecossistemas na natureza em toda escala (Odum, 2000).

Contribuições à Simulação.

Odum é, talvez, o principal representante do grupo de pesquisadores que dá uma aproximação da engenharia à ecologia e, um ecologista de sistemas com uma tendência matemática forte (Watt, 1962). Segundo Taylor (1988) Odum fez várias inovações que constituíram uma base conceitual para toda a ecologia de sistemas.

Outros temas que Odum ajudou a iniciar, tais como a contabilidade da energia e a economia ecológica, atualmente estão sendo debatidos e dando continuidade ao seu desenvolvimento.

As contribuições centrais, quase filosóficas, de Odum à simulação estão delineadas a seguir.

A Linguagem de Fluxos de Energia e Epistemologia de Redes

Com o desenvolvimento de diagramas de circuitos convencionais utilizados para descrever modelos analógicos elétricos passivos, Odum desenvolveu uma linguagem de modelagem simbólica nos anos 60 (Odum, 1967; Odum, 1972a). Esta linguagem cresceu

com o tempo até consistir em aproximadamente doze símbolos principais, cada um representa uma função ou parte específica de um sistema.

Segundo Odum (1983), a linguagem de fluxos de energia foi definida originalmente como uma generalização dos circuitos analógicos passivos.

A correspondência entre componentes elétricos e os processos e estoques que eles representam ajudaram a conduzir à linguagem de fluxos de energia, mas a característica mais importante do circuito analógico elétrico passivo pode ter sido que fisicamente incorpora restrições das leis da energia. De acordo com Odum (1975) isto era importante em uma linguagem para modelagem porque as opções de pensamento matemático criativo são assim severamente limitadas por restrições de energia. Por exemplo, as equações básicas da ecologia de populações não são restringidas pela disponibilidade da energia e quase, certamente, nunca modelaram a população real exatamente (Hall, 1988).

Odum referiu-se à linguagem de fluxos de energia como “matemática visual” porque, para simulação, o diagrama vem primeiro, seguido pela matemática. O circuito ajuda a converter o pensamento consistente com a estrutura biológica em teoria sem passar pela matemática formal até que a resposta for encontrada. O ponto importante nestas citações é que Odum usou a estrutura do circuito para compreender o sistema antes de usar realmente as equações matemáticas que traduzem o circuito. Esta aproximação bem pode ser um novo meio de pensar sobre sistemas que pode ser descrito como “epistemologia de redes” (Odum, 1975). Podemos dizer que se desenvolve conhecimento pelo processo de construir e examinar um diagrama de redes de um sistema.

Os pontos listados na Tabela 2.3 são exemplos dos tipos de conhecimento que podem ser derivados deste pensamento de rede.

A perspectiva de Odum era que a linguagem de fluxos de energia poderia ser mais fácil para pensar, mais rápido para ensinar e ser entendido por mais pessoas (Odum, 1975). A avaliação destes objetivos permanece a ser feita, mas a linguagem já é usada por um grande número de modeladores. Levins (1966) observou que a abordagem de Odum é uma contribuição significativa a teoria ecológica incluindo-o em um diagrama de contribuições científicas dessa ciência (Figura 2.5).

Minimodelos Macroscópicos.

Uma outra contribuição por Odum à simulação é sua aproximação de minimodelos macroscópicos. Um minimodelo macroscópico é um modelo altamente agregado, essencialmente simples, de um sistema complicado de pequena ou de grande escala. A função especial destes modelos é como uma ajuda à compreensão antes que, como uma ferramenta para predição explícita. Recentemente, Odum veio referir-se à aproximação de minimodelos macroscópicos como “emuladores”, ou simulações de modelos de sistemas de visão geral sem detalhes (Odum, 1976, 1989a, 2000).

Os simples Minimodelos Macroscópicos fornecem visões gerais simultâneas de estruturas e funções que são suficientemente simples de lembrar e cujas dimensões no tempo, verificadas com simulação por computador, podem ser percebidas do diagrama estrutural; os modelos e simulações ajudam a evidenciar as funções dos fatores e relacionamentos. Estes modelos mostram que relativamente poucos mecanismos podem representar características importantes em uma visão geral (Odum, 1989a)

As decisões são feitas com modelos mentais verbais de complexidade mais ou menos idêntica aos minimodelos macroscópicos, expressando-os na linguagem de fluxos de energia para discussão e estudo necessária. Os modelos de visão geral simples são como experimentos controlados; indicam o que aconteceria se os fatores e os parâmetros foram àqueles incluídos e somente aqueles. Entretanto, mostrando a plausibilidade das teorias simples em dimensões temporais estruturais não é nenhuma garantia que princípios adicionais não possam ser necessários para representações adequadas para uma visão geral. A modelagem de sistemas tradicional é freqüentemente muito detalhada ou também demasiadamente sofisticada em termos matemáticos, para ser utilizada. A aproximação de minimodelos macroscópicos oferece uma alternativa que é mais acessível a cientistas e políticos. O uso de minimodelos macroscópicos para melhorar a precisão de discussões teóricas é ainda relativamente novo (Odum, 1989a).

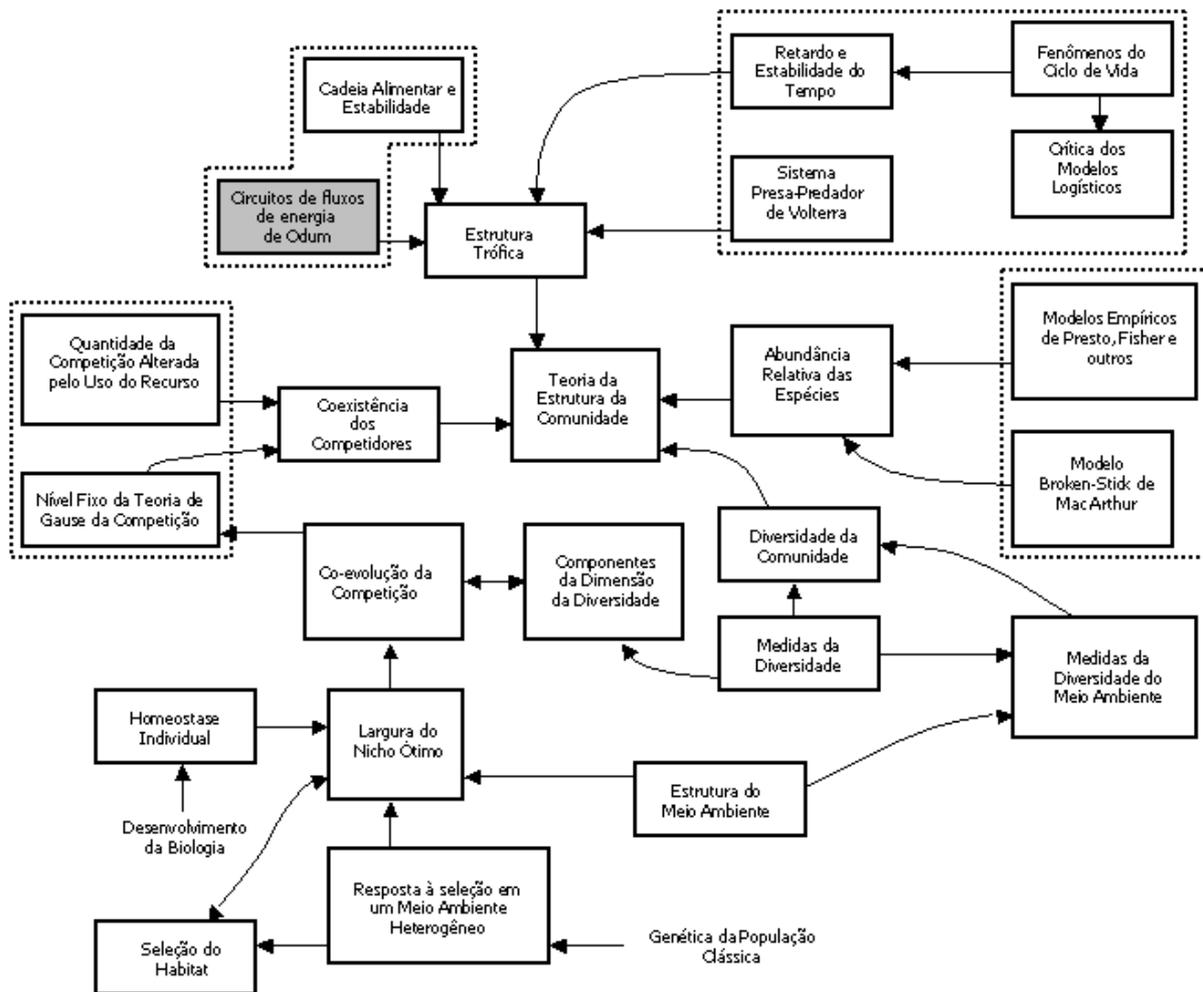


Figura 2.5 - Diagrama de Richard Levins (1966) das contribuições a uma teoria da estrutura de uma comunidade ecológica. Nele se registra a contribuição de Howart T. Odum à Ecologia.

3 – METODOLOGIA

Para se obter um modelo baseado em fluxos de energia para a compreensão da eutrofização de reservatórios, recorre-se à ecologia de sistemas e à aproximação de mini-modelos macroscópicos para simulação (Odum 1989b, 2000; Beyers e Odum, 1994), que utiliza dados referentes à entrada e saída de matéria e energia para a representação dos estoques e os fluxos de matéria e energia dentro do sistema. Dois modelos foram avaliados, os quais foram usados para considerar questões de carga anual de fósforo e metabolismo diário. Os modelos permitem elaborar o programa do computador para simular o comportamento dos estoques internos em certos períodos de tempo. A pesquisa usa os dados observados na Bacia Hidrográfica do Reservatório do Lobo, obtidos por diversos pesquisadores brasileiros os quais serão citados nas páginas seguintes na explicação dos procedimentos utilizados.

3.1 – O Reservatório do Lobo – Broa

O Reservatório do Lobo, popularmente chamado Reservatório do Broa, está situado entre os municípios de Brotas e Itirapina. Localiza-se na região centro-leste do Estado de São Paulo (latitude 22°10'S e 22°21'S longitude 47°46'W e 47°57'W). Ele foi construído em 1936 para a produção de energia elétrica e tem como principais afluentes os ribeirões do Lobo e Itaqueri (Calijuri, 1985) além dos córregos das Perdizes e Geraldo. O único efluente é o rio Jacaré-Guaçu (Figura 3.1).

Todos os cursos d'água integrantes da bacia do Riberão do Lobo estão enquadrados, segundo Resolução CONAMA n. 20/86, na Classe 2 (Brasil, 1986), ou seja, são águas destinadas ao abastecimento doméstico após tratamento convencional, à proteção das comunidades aquáticas, recreação e irrigação de hortaliças e plantas frutíferas. Sendo assim definida, ela é sujeita a diversas interferências antrópicas que alteram sua qualidade original.

Calijuri e Tundisi (1990) classificam o reservatório do Lobo como oligomesotrófico e identificam as seguintes alterações ambientais: desflorestamento, despejo de esgotos domésticos e lixiviação de fertilizantes químicos utilizados na lavoura.

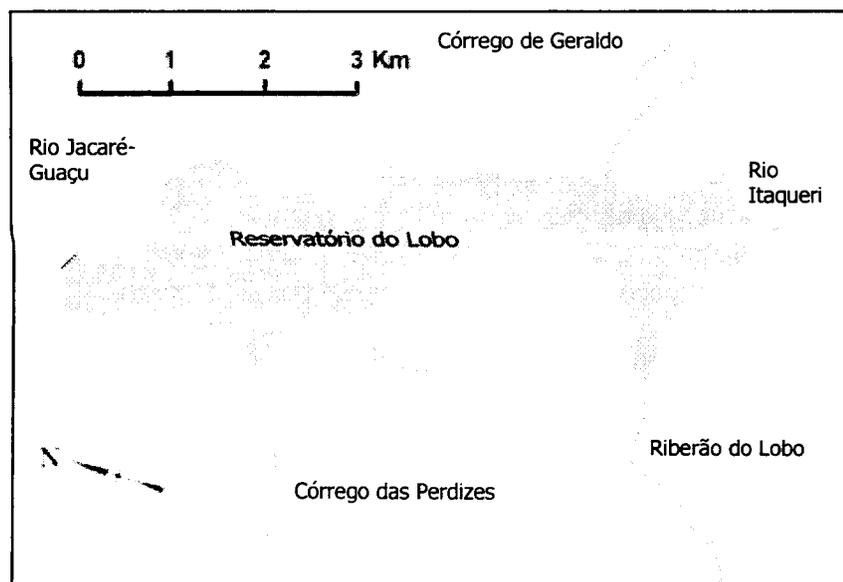


Figura 3.1 – Mapa do Reservatório do Lobo (SP)

O clima da área é do tipo subtropical mesotérmico, com verão úmido e inverno seco. Sofre algumas influências de frentes frias vindas do sul, que são típicas, principalmente no inverno e outono. A amplitude térmica diária é grande, aumento de temperatura durante o dia e queda no período noturno, indicando alteração no equilíbrio de energia (Tundisi, 1986b).

O reservatório tem pequenas dimensões (Tundisi, 1986b). Segundo Calijuri e Tundisi (1990) as características morfométricas do Reservatório do Lobo são:

- Área de superfície..... 6,8 Km²
- Comprimento máximo..... 7,5 Km
- Largura máxima..... 2,5 Km
- Largura média..... 0,9 Km
- Profundidade máxima..... 12,0 m
- Profundidade média..... 3,0 m
- Perímetro..... 21,0 Km
- Volume..... 22,0 x 10⁶ m³

O vento forte e o tamanho pequeno do reservatório estabelecem uma turbulência na água responsável pela ausência de estratificação térmica e a distribuição homogênea do fitoplâncton na coluna d'água (Watanabe, 1981). Desta forma a modelagem do ecossistema pode ser simplificada, uma vez que não é necessário o tratamento diferenciado dos processos na vertical.

Este reservatório possui suporte acadêmico, realizado principalmente, pelo CRHEA -USP (Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada – Universidade de São Paulo) e por pesquisadores da UFSCar (Universidade Federal de São Carlos), permitindo que se execute as fases do processo da modelagem. Destes trabalhos pode-se destacar: Tundisi (1988); Tundisi e Matsumura Tundisi (1995); Calijuri e Tundisi (1990); Miranda (1997); Angelini (1995); Charbel (1998); Leite e Espíndola (2000); Queiroz (2000); Makarenko (1998).

3.2 – Modelo Sistêmico

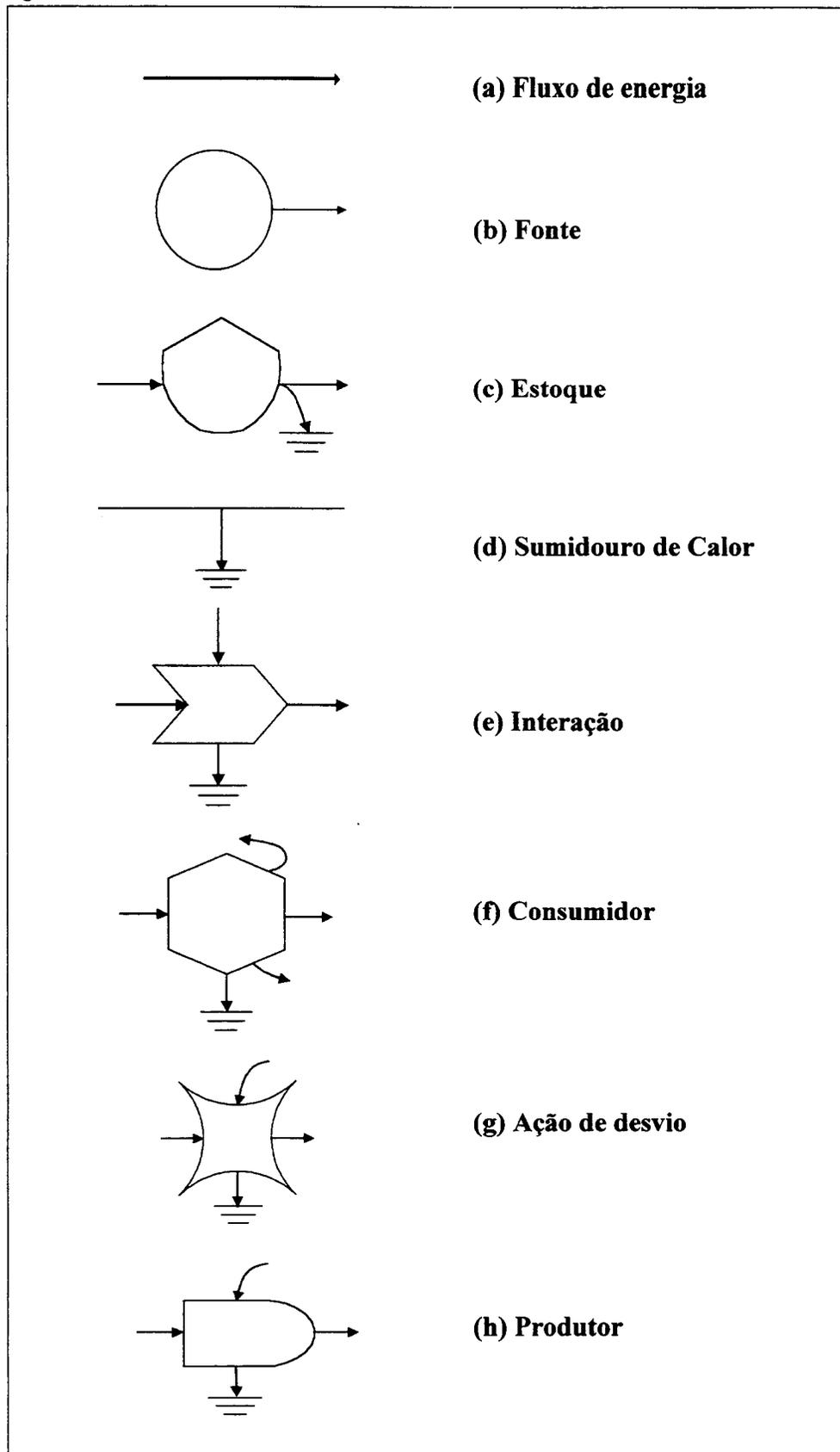
Os estoques e fluxos de energia do diagrama sistêmico são desenhados de acordo com a linguagem de fluxos de energia (Gayle e Odum, 1975; Odum, 1983). Esta linguagem de energia mostra simultaneamente os estoques e os fluxos de materiais característicos de um sistema, na hierarquia da energia, e sugere os relacionamentos matemáticos para cada uma das variáveis em um sistema.

Os símbolos desta linguagem gráfica são representações dos componentes ou partes do sistema, que indicam processos de interação, estoques, consumo, retroalimentação, decomposição, reciclagem e degradação energética.

A Figura 3.2 identifica e explica cada um dos símbolos usados nesta linguagem de energia. Uma descrição mais detalhada de cada símbolo e de seu equivalente matemático pode ser encontrada em Odum (1983).

Na proposta metodológica para simulação, utilizando a linguagem de fluxos de energia, o diagrama de sistemas vem primeiro, seguido pela matemática. A estrutura do diagrama de sistemas permite compreender o sistema antes de usar realmente as equações matemáticas que se derivam do diagrama. Odum referiu-se à linguagem de fluxos de energia como “matemática visual” (Odum, 1975).

Figura 3.2



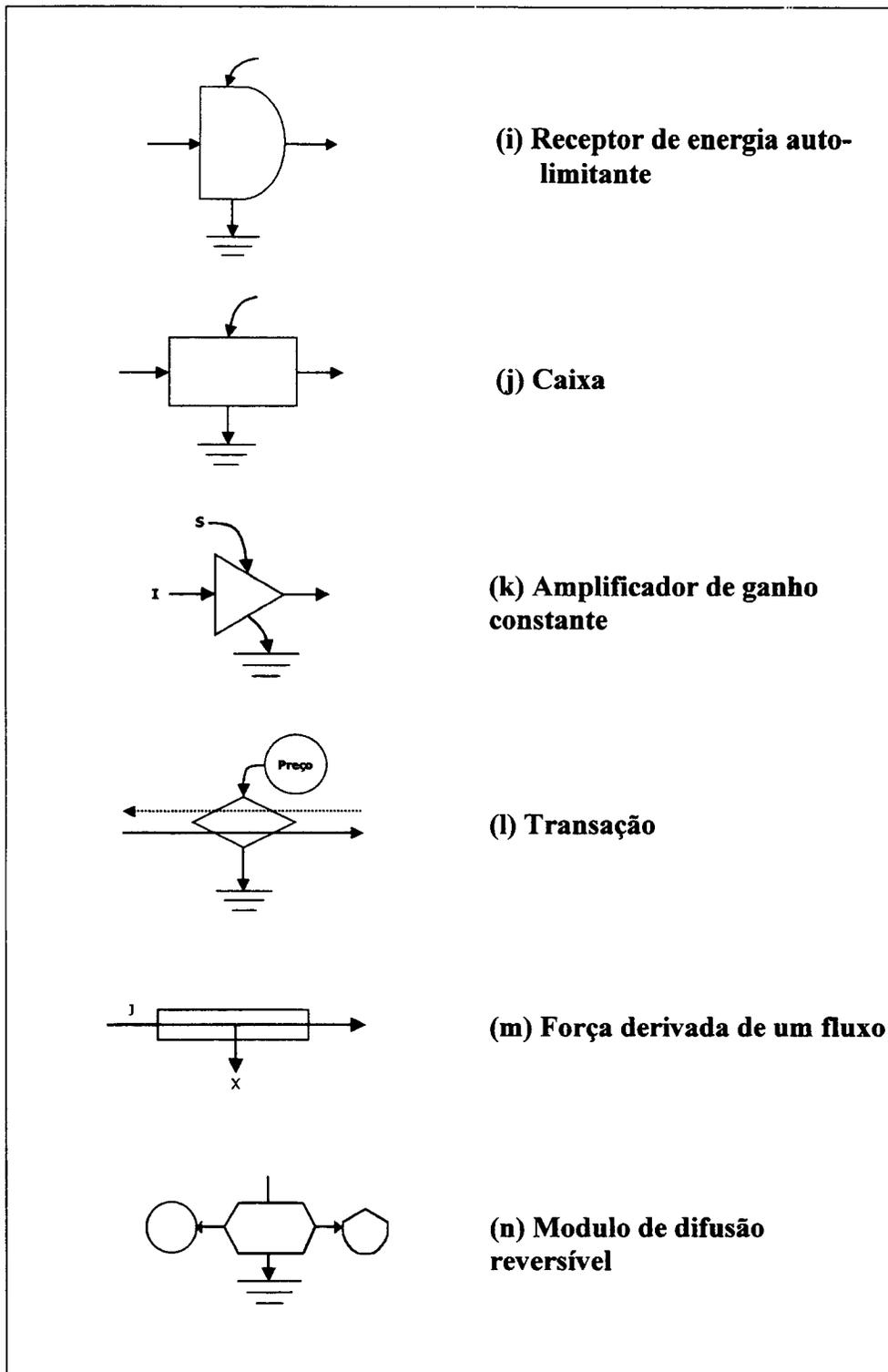


Figura 3.2 - Símbolos da Linguagem de Energia para Representar Sistemas (conforme Odum, 1967, 1971, 1983), utilizados para modelagem e simulação neste estudo. Os símbolos (m) e (n) foram extraídos de Gayle e Odum (1975).

A seguir é feita a descrição qualitativa da simbologia da Figura 3.2:

(a) **Fluxo de energia**

Uma trajetória de energia cujo fluxo é proporcional à quantidade do estoque ou à intensidade da fonte que o produz.

(b) **Fonte**

Fonte exterior de energia que libera força conforme um certo padrão; exerce uma função de controle sobre o sistema.

(c) **Estoque**

Um compartimento de energia dentro do sistema, que armazena conforme o balanço de fluxos de entrada e saída. Uma variável de estado.

(d) **Sumidouro de calor**

Dispersão de energia em forma de calor de baixa intensidade que acompanha todo processo de transformação ou de armazenagem. Perda da energia potencial a partir do seu uso pelo sistema.

(e) **Interação**

Interseção interativa de duas trajetórias de fluxos de energia que se combinam para produzir um novo recurso em proporção a uma função de ambas. Usado para representar a ação de desgaste interno de um estoque; ação de controle de um fluxo sobre outro; ação de fatores limitantes.

(f) **Consumidor**

Unidade que aproveita e transforma a qualidade da energia produzida por outros elementos do sistema, armazena parte dela e a alimenta retroativamente para melhorar o fluxo de entrada.

(g) **Ação de desvio**

Um símbolo que indica uma ou mais sinais de força, ativam uma grande mudança na trajetória de um fluxo de energia.

(h) Produtor

Unidade que coleta e transforma energia de baixa qualidade sob interações de controle de fluxos de alta qualidade.

(i) Receptor de energia auto-limitante

Unidade que possui uma saída auto-limitante mesmo que as entradas recebidas sejam altas, porque há uma característica de funcionamento interno que impede o maior aproveitamento. Consiste de um ciclo de energia que é controlado pela presença limitada de um material de alta qualidade.

(j) Caixa

Símbolo para usar quando a unidade ou função dever ser rotulada.

(k) Amplificador de ganho constante

Uma unidade que libera uma saída de energia em proporção à entrada do sinal de controle I , de acordo com um fator de ganho constante, contanto que a fonte de energia S tenha energia disponível.

(l) Transação

Unidade que indica uma venda de mercadorias ou serviços (linha sólida) em permuta ao pagamento em dinheiro (linha pontilhada). O preço é expresso como sendo uma fonte externa que controla a transação.

(m) Força desde um fluxo

Força (X) que age em proporção ao fluxo de energia ou matéria (J)

(n) Módulo de difusão reversível

Porta de acesso ou saída que opera de acordo ao gradiente e força dirigente.

Segundo Odum (1996) os sistemas se auto-organizam em hierarquias de transformação de energia e recomenda colocar os símbolos no digrama sistêmico em ordem de transformidade solar (de esquerda à direita), de acordo com sua ordem na hierarquia natural de energia.

A transformidade solar é a “emergia” (toda a energia disponível que foi usada na obtenção de um produto incluindo os processos da natureza e os humanos) por unidade de energia disponível, sendo a maior transformidade solar nos níveis superiores da cadeia alimentar. O arranjo por transformidade do modelo sistêmico também eliminou o cruzamento desnecessário das linhas dos fluxos, fornecendo um desenho de todas as ações de controle da retroalimentação.

O diagrama sistêmico na Figura 3.3 mostra as interações entre os componentes do ecossistema do Reservatório do Lobo através da abordagem holística da ecologia de sistemas, permitindo assim uma visão geral da estrutura e funções para a compreensão da eutrofização. O diagrama sistêmico contém os componentes e os relacionamentos mais importantes obtidos pela simplificação de um diagrama de sistemas mais complexo para um reservatório de água análogo mostrado no anexo 1, desenvolvido por Gayle e Odum (1975).

No processo de simplificação levaram-se em conta os critérios de Gayle e Odum (1975) e o trabalho desenvolvido por Tundisi e Matsumura Tundisi (1995) que representam o Reservatório do Lobo como um modelo conceitual (Figura 2.1), e observa-se o uso da dinâmica semelhante a um diagrama de sistemas desenhado utilizando a linguagem de fluxos energia.

Aspectos importantes no ecossistema do reservatório são apresentados no diagrama sistêmico da Figura 3.3. São mostradas mudanças nos níveis do fósforo na coluna d'água e o sedimento pela variação da taxa de entrada e pelas taxas de troca entre o sedimento e a coluna de água. O diagrama sistêmico mostra também o relacionamento do curto prazo dos parâmetros importantes no funcionamento do ecossistema do reservatório e incluem as forças abióticas, isto é, variáveis como insolação solar, aporte de nutrientes e oxigênio que é trocado com o ar lentamente em proporção ao gradiente da pressão parcial do oxigênio. São representadas também as forças de interação entre o fósforo dissolvido, oxigênio dissolvido, carbono orgânico total, sedimentos e consumidores.

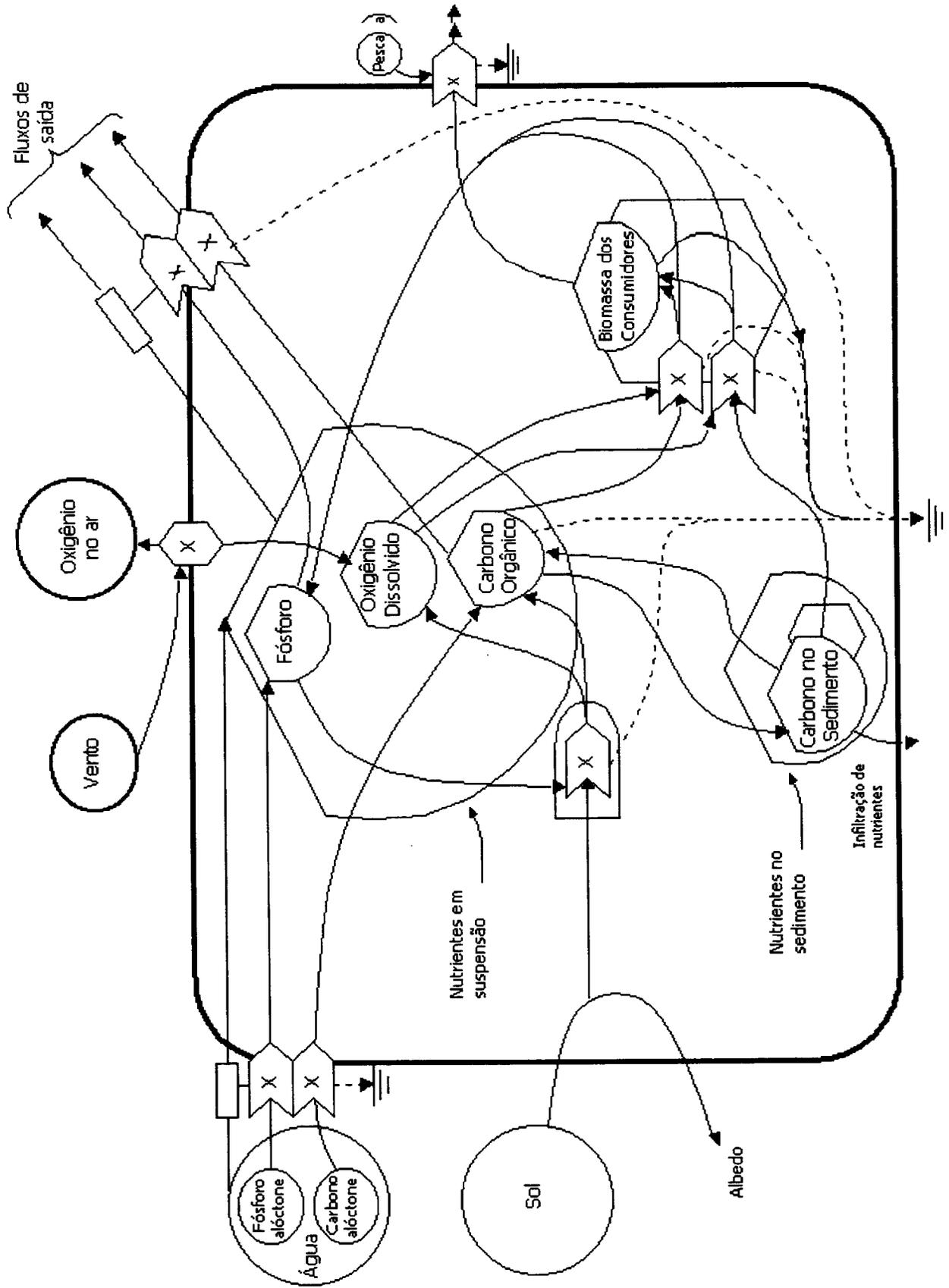


Figura 3.3 – Diagrama de sistemas do modelo do Reservatório do Lobo. Os modelos de simulação pesquisados foram derivados deste modelo geral simplificado (adaptado de Gayle e Odum (1975)).

Diferentes trabalhos de diversos pesquisadores (Odum, 1989b; Beyers e Odum, 1994; Howington e Odum, 1997; Kent e Odum, 2000; Odum, 2000; Safonov et al., 2002; Ortega, 2003) utilizam a aproximação de minimodelos macroscópicos para simulação como uma ajuda para a compreensão do sistema em estudo valendo-se da “matemática visual” e simulações a partir do modelo ajustado nas condições iniciais de equilíbrio. Enquanto outros trabalhos (Knight, 1981 Engel e Odum, 1999) de equipes multidisciplinares em projetos mais avançados, os minimodelos macroscópicos são utilizados para predição e ajuste de curvas. Os modelos desenvolvidos no presente trabalho têm como objetivo a compreensão da eutrofização utilizando a linguagem de fluxos de energia e é a primeira modelagem sistêmica para simular o processo de eutrofização do reservatório de acordo com a linguagem de fluxos de energia, servindo como exemplo e suporte para futuros trabalhos.

3.3 – Modelo do fósforo

3.3.1 – Diagrama de Sistemas

O modelo do fósforo no reservatório foi desenvolvido para investigar mudanças dos níveis deste nutriente a longo prazo (12 anos) e como são afetados pela variação do fluxo de entrada e pelos fluxos de troca entre o sedimento e a coluna de água.

A Figura 3.4 apresenta o diagrama de sistemas para o modelo do fósforo incluindo as variáveis e equações para a fonte, estoques e fluxos de transferência. As linhas contínuas representam os relacionamentos explícitos programados no computador e as linhas pontilhadas representam as funções implícitas no programa que são de influência constante na simulação. Alguns dos aspectos importantes do fósforo no ecossistema do reservatório são apresentados no diagrama de sistemas.

O fósforo presente no reservatório tem origem de fontes naturais e artificiais. Dentre destas fontes naturais, as rochas da bacia de drenagem constituem a fonte básica de fósforo para o ecossistema aquático. Nas águas da bacia do Riberão do Lobo percolam uma vasta área de sedimentos (Queiroz, 1997).

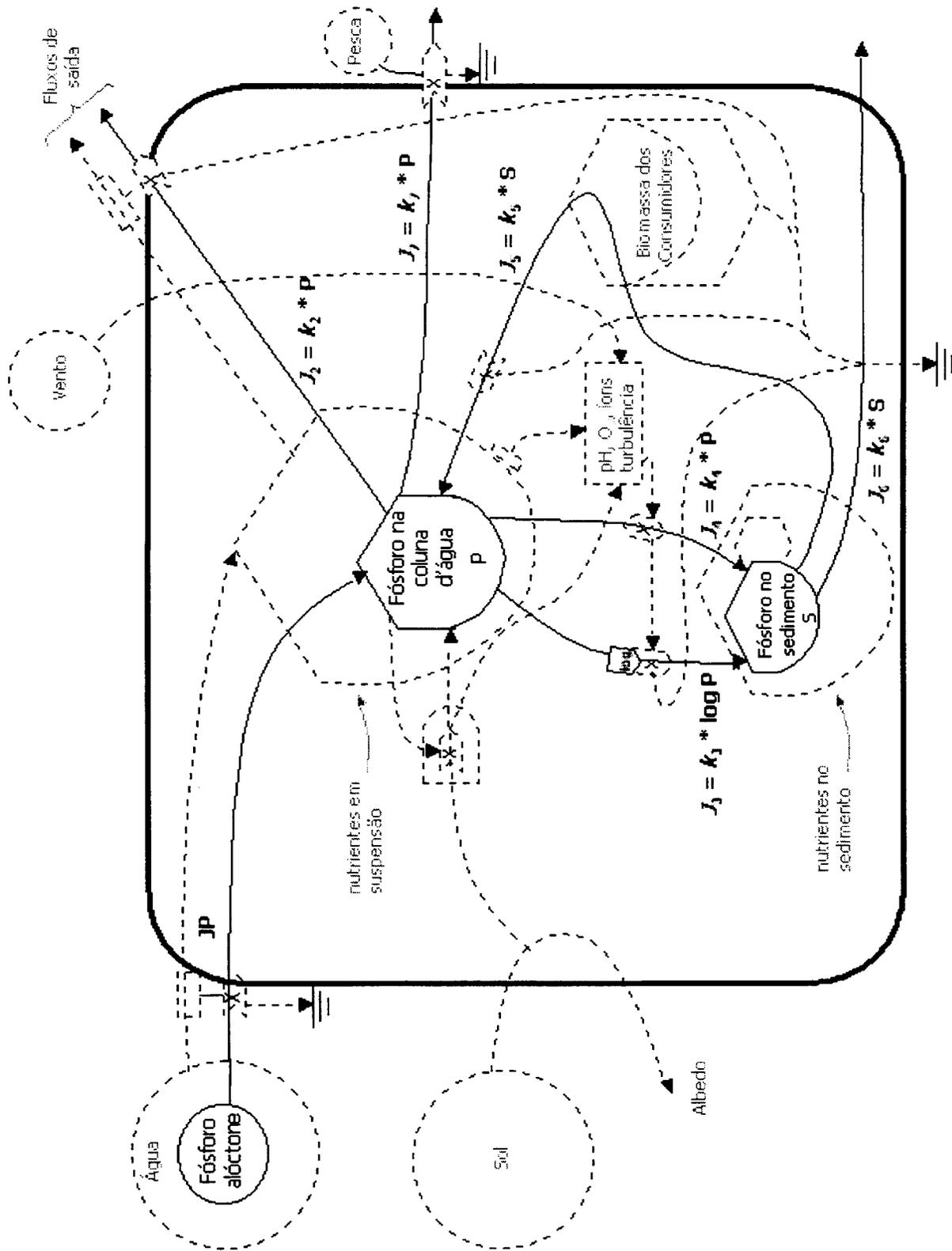


Figura 3.4 – Diagrama de sistemas do modelo do fósforo para o Reservatório do Lobo, incluindo as variáveis e equações para a fonte, estoques e fluxos de transferência (adaptado de Gayle e Odum (1975)).

Outros fatores naturais que permitem o aporte de fósforo podem ser apontados, como por exemplo: material particulado presente na atmosfera e o fósforo resultante da decomposição de organismos de origem alóctone (Esteves, 1998).

As fontes artificiais de fósforo mais importantes são: esgotos domésticos, industrial e material particulado de origem industrial contido na atmosfera. No caso do Reservatório do Lobo as principais fontes artificiais são os efluentes líquidos da cidade de Itirapina através do tributário Itaqueri (Camargo, et. al, 1995).

Tanto o fósforo orgânico quanto o inorgânico são depositados no fundo do ecossistema, o sedimento pode ser originado dos contribuintes aquáticos autóctones (fitoplâncton produzido dentro do lago), além do material alóctone descrito anteriormente. Devido à sedimentação, o corpo de água consegue manter o grau de trofia, permitindo que o sedimento seja um depósito natural de nutrientes, especialmente de fósforo.

Segundo Esteves (1998) a presença de íons ferro, alumínio, sulfeto, compostos orgânicos, carbonatos, além do pH e das condições de oxi-redução no meio, interferem na precipitação do fósforo no ambiente aquático. Porém, pode existir o processo inverso; a partir de vários processos biológicos, físicos, químicos e mecânicos, os nutrientes podem ser liberados para a coluna d'água, agravando o processo de eutrofização (Forsberg, 1989).

O único efluente no Reservatório do Lobo é o rio Jacaré-Guaçu que é o principal fluxo de saída que carrega o fósforo.

3.3.2 – Determinação das equações diferenciais correspondentes.

As equações diferenciais usadas para a simulação foram derivadas do diagrama de sistemas.

- a) **Variáveis de Estado:** são indicadores da energia contida nos estoques dentro do sistema, que armazena conforme o balanço de fluxos de entrada e saída. É representado pelo símbolo 'Estoque'. Neste sistema têm-se as seguintes variáveis de estado:

P – Fósforo na coluna d'água



S – Fósforo no sedimento



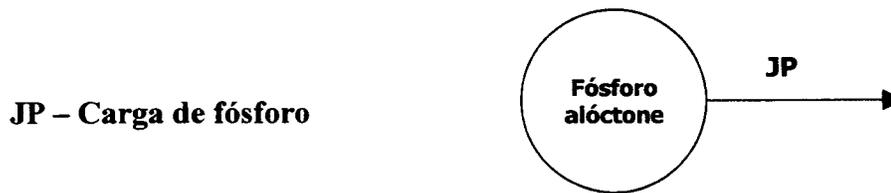
Estas variáveis foram escolhidas, pois além de ser consideradas importantes pelo modelo desenvolvido por Gayle e Odum (1975) representado pelas Equações 2.12 a 2.14 e a Figura 2.4 no Capítulo 2, desejou-se conhecer melhor as mudanças a longo prazo dos níveis deste nutriente na coluna d'água (P) e no sedimento (S) e como estes níveis são afetados pela variação do fluxo de entrada e pelos fluxos de troca entre eles.

$$\frac{dW}{dt} = JP - k_2 * W - k_3 * W + k_4 * M - k_5 * \log W - k_6 * W + k_7 * S \quad \text{equação 2.12}$$

$$\frac{dM}{dt} = k_3 * W - k_4 * M \quad \text{equação 2.13}$$

$$\frac{dS}{dt} = k_5 * \log W + k_6 * W - k_7 * S \quad \text{equação 2.14}$$

- b) Variável forçante:** Está representada pelo símbolo 'Fonte' que libera força conforme um certo padrão; exerce uma função de controle sobre o sistema. Neste modelo, a energia de entrada do fósforo deriva da vazão de água que entra no sistema e que carrega o fósforo alóctone com uma determinada concentração:



- c) **Fluxo de transferência de energia ou biomassa:** É uma trajetória de energia ou biomassa cujo fluxo é proporcional à quantidade do estoque ou à intensidade da fonte que o produz. É representado pelo símbolo 'Fluxo de energia'. No modelo do fósforo, estas transferências são: J_2, J_3, J_4, J_5 e são descritas abaixo:

J_2 – Fósforo que sai do reservatório. É função do fósforo na coluna d'água.

$$J_2 = f(P)$$

Assim:

$$\xrightarrow{J_2 = k_2 * P} \text{Equação 3.1}$$

onde:

P – Fósforo na coluna d'água.

k_2 – Coeficiente de transferência relativo ao fósforo que sai do reservatório.

J_3 – Sedimentação de fósforo inorgânico. É função do fósforo na coluna d'água.

$$J_3 = f(P)$$

Para representar este fluxo de transferência foi escolhida a expressão dada por Gayle e Odum (1975):

$$\xrightarrow{J_3 = k_3 * \log P} \text{Equação 3.2}$$

onde:

P – Fósforo na coluna d'água

k_3 – Coeficiente de transferência relativo à sedimentação de fósforo inorgânico.

J_4 – Sedimentação de fósforo orgânico. É função do fósforo na coluna d'água.

$$J_4 = f(P)$$

No modelo tem-se:

$$J_4 = k_4 * P$$

Equação 3.3

onde:

P – Fósforo na coluna d'água

k_4 – Coeficiente de transferência relativo à sedimentação orgânica de fósforo.

J_5 – Reciclagem de fósforo para a coluna d'água. É função do fósforo no sedimento.

$$J_5 = f(S)$$

No modelo esta equação tomará a seguinte forma:

$$J_5 = k_5 * S$$

Equação 3.4

onde:

S – Fósforo no sedimento

k_5 – Coeficiente de transferência relativo à reciclagem de fósforo para a coluna d'água.

J_6 – Fósforo depositado no fundo do lago (indisponibilizado para ciclagem). É função do fósforo no sedimento.

$$J_6 = f(S)$$

No modelo esta equação tomará a seguinte forma:

$$J_6 = k_6 * S \quad \text{Equação 3.5}$$

onde:

S – Fósforo no sedimento

k_6 – Coeficiente de transferência relativo ao fósforo depositado no fundo do lago (indisponibilizado para ciclagem).

J_7 – Fósforo que sai do reservatório pela pesca. É função do fósforo na coluna d'água.

$$J_7 = f(P)$$

No modelo tem-se:

$$J_7 = k_7 * P \quad \text{Equação 3.6}$$

onde:

P – Fósforo na coluna d'água

k_7 – Coeficiente de transferência relativo ao fósforo que sai do reservatório pela pesca.

É dada na secção 3.3.4 uma descrição do método usado para determinar os valores das constantes para os coeficientes de transferência.

A unidade básica de tempo (dt) a ser adotada no modelo é o ano, visto que o interesse é ter uma visão sistêmica de longo prazo e pela disponibilidade de séries anuais de dados encontrados na literatura.

As equações diferenciais para as variáveis de estado consideram a soma de todos os fluxos de entrada e saída. Tem um termo para cada fluxo que afeta o estoque. As equações diferenciais mostram as mudanças no tempo em função da interação do sistema (Odum H.T, 1983).

A Figura 3.5 mostra as variáveis de estado P (fósforo na coluna d'água) e S (fósforo no sedimento) com os respectivos fluxos de entrada e saída definidos nas Equações 3.1 a 3.6. Assim, as equações diferenciais que descrevem as variáveis P e S são dadas nas equações 3.7 e 3.8.

$$\frac{dP}{dt} = JP - k_2 * P - k_3 * \log P - k_4 * P + k_5 * S - k_7 * P \quad \text{Equação 3.7}$$

$$\frac{dS}{dt} = k_3 * \log P + k_4 * P + k_5 * S - k_6 * S \quad \text{Equação 3.8}$$

Para determinar as quantidades do fósforo na coluna d'água e no sedimento no fim do ano, as Equações 3.7 e 3.8 podem ser expressas na forma diferencial:

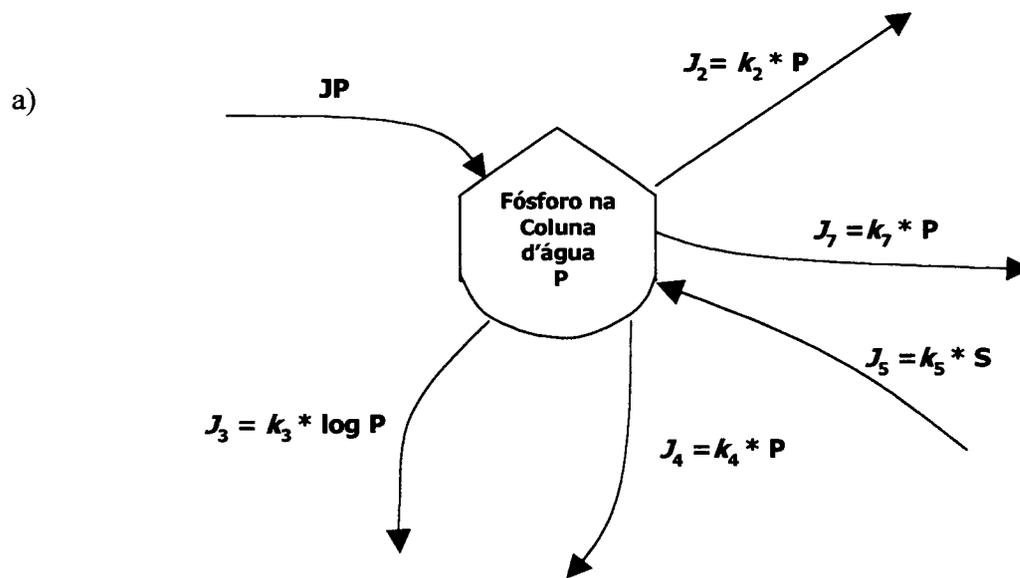
$$P_{t+dt} = P_t + (JP - k_2 * P - k_3 * \log P - k_4 * P + k_5 * S - k_7 * P) * dt \quad \text{Equação 3.9}$$

$$S_{t+dt} = S_t + (k_3 * \log P + k_4 * P + k_5 * S - k_6 * S) * dt \quad \text{Equação 3.10}$$

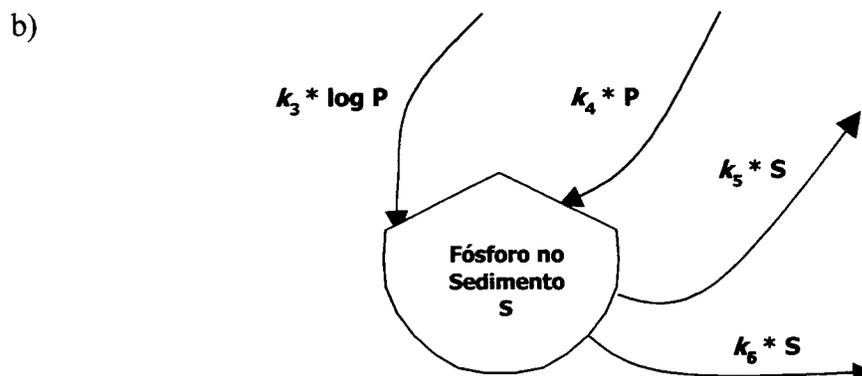
Isto indica que a quantidade P depois do próximo intervalo de tempo ($t + dt$) será a quantidade no tempo t mais o incremento que é a taxa do fluxo $(JP - k_2 * P - k_3 * \log P - k_4 * P + k_5 * S - k_7 * P)$ no intervalo decorrido do tempo dt .

A quantidade S depois do próximo intervalo de tempo ($t + dt$) será a quantidade no tempo t mais a taxa do fluxo $(k_3 * \log P + k_4 * P + k_5 * S - k_6 * S)$ no intervalo do tempo dt .

As Equações 3.9 e 3.10 fornecem um cálculo iterativo das quantidades das variáveis de estado P (fósforo na coluna d'água) e S (fósforo no sedimento).



$$\frac{dP}{dt} = JP - k_2 * P - k_3 * \log P - k_4 * P + k_5 * S - k_7 * P$$



$$\frac{dS}{dt} = k_3 * \log P + k_4 * P + k_5 * S - k_6 * S$$

Figura 3.5 – Símbolos que representam as variáveis de estado (a) S (Fósforo no sedimento) e (b) P (Fósforo na coluna d'água) e correspondentes fluxos de entrada e saída.

3.3.3 – Conjunto de dados

Depois de preparar o diagrama e gerar as correspondentes equações diferenciais para o modelo do fósforo, foram atribuídos valores às variáveis forçantes, aos fluxos de transferência e às variáveis de estado.

Os dados usados, foram obtidos de trabalhos publicados e/ou teses e dissertações relativas ao reservatório e que foram encontradas nas bibliotecas do CREHA (Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada) e da UFSCar (Universidade Federal de São Carlos).

Os valores encontrados normalizados para as unidades utilizadas foram usados para calibrar os modelos nas condições iniciais (estado estável). As unidades da razão de transferência de biomassa no modelo do fósforo foram expressas em gramas por metro quadrado por ano ($\text{g.m}^{-2}\text{ano}^{-1}$) e para os estoques (variáveis de estado) as unidades foram gramas por metro quadrado (g.m^{-2}). Quando o trabalho não fornecia todos os dados requeridos, foram realizadas tentativas para que estes fossem estimados. Estas tentativas foram feitas através da procura de dados de outros reservatórios principalmente do trabalho desenvolvido na Lagoa Okeechobee, representada como um modelo sistêmico (Gayle e Odum, 1975).

A Tabela 3.1 apresenta as equações, descrição dos fluxos e estoques, e os respectivos trabalhos onde as informações foram obtidas.

Dados requeridos pelo modelo do fósforo

JP - Carga de fósforo

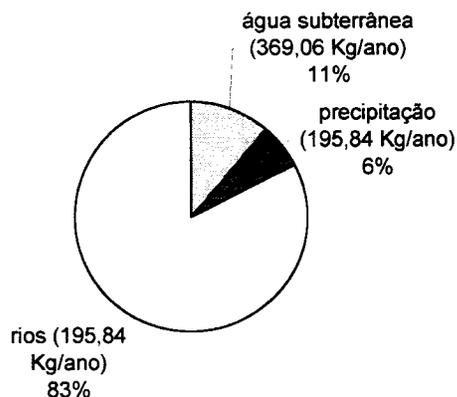
Miranda (1997) calculou o valor total de entrada do fósforo, orgânico e inorgânico, pelos rios ($2669,52 \text{ Kg.ano}^{-1}$), pela água subterrânea ($369,06 \text{ Kg.ano}^{-1}$) e o valor do fósforo que entra no reservatório durante um ano via precipitação ($195,84 \text{ Kg.ano}^{-1}$).

Então, chega-se a um total de entrada anual para o fósforo de:

$$(2669,52 + 369,06 + 195,84) \text{ Kg.ano}^{-1} = 3234,42 \text{ Kg.ano}^{-1}$$

Tabela 3.1 – Descrição dos fluxos e estoques do modelo do fósforo, e respectivos trabalhos onde as informações foram obtidas.

| Símbolo ou expressão | Descrição | Referências bibliográficas para o cálculo |
|-----------------------------|--|---|
| Fluxos | | |
| JP | Carga de fósforo | Miranda (1997) |
| $J_2 = k_2 * P$ | Fósforo que sai do reservatório | Miranda (1997) |
| $J_3 = k_3 * \log P$ | Sedimentação de fósforo inorgânico | Gayle e Odum (1975) |
| $J_4 = k_4 * P$ | Sedimentação de fósforo orgânico | Angelini (1995); Charbel (1998); Gayle e Odum (1975) |
| $J_5 = k_5 * S$ | Reciclagem de fósforo para a coluna d'água | Gayle e Odum (1975) |
| $J_6 = k_6 * S$ | Fósforo depositado no fundo do lago | valor hipotético |
| $J_7 = k_7 * P$ | Fósforo que sai do reservatório pela pesca | valor hipotético |
| Estoques | | |
| P | Fósforo na coluna d'água | Oliveira (2000); Calijuri e Tundisi (1990) |
| S | Fósforo no Sedimento | Macarenko (1998); Charbel (1998); Gayle e Odum (1975) |



se dividirmos pela área da superfície do reservatório 6,8 Km² (Calijuri e Tundisi, 1990) tem-se uma taxa de entrada de fósforo:

$$(3234,42 \text{ Kg.ano}^{-1} * 1000 \text{ g.Kg}^{-1}) / 6800000 \text{ m}^2 = 0,476 \text{ gP.m}^{-2}\text{ano}^{-1}$$

J₂ - Fósforo que sai do reservatório

Miranda (1997) reportou uma perda anual pelos fluxos de descarga superficial de 2764,68 Kg.ano⁻¹. Sendo a área superficial do reservatório 6,8 Km², então tem-se uma taxa de saída do fósforo do reservatório de:

$$(2764,68 \text{ Kg.ano}^{-1} * 1000 \text{ g.Kg}^{-1}) / 6800000 \text{ m}^2 = 0,407 \text{ gP.m}^{-2}\text{ano}^{-1}$$

J₃ – Sedimentação de fósforo inorgânico.

O valor utilizado foi de outro ecossistema análogo. Gayle e Odum (1975) determinaram um valor de sedimentação do fósforo inorgânico de:

0,365 gP.m⁻²ano⁻¹ para a Lagoa Okeechobee.

J₄ – Sedimentação de fósforo orgânico.

Assumindo a relação Carbono:Fósforo igual a 100:1 (Gayle e Odum, 1975) o fluxo de sedimentação orgânica do fósforo pode ser calculada a partir do fluxo de sedimentação do carbono orgânico (Gayle e Odum, 1975):

$$\begin{array}{rcl}
 \text{Sedimentação do} & = & \text{Carbono produzido pelos} \\
 \text{carbono orgânico} & & \text{produtores primários} \\
 & & \text{(Angelini, 1995)} \\
 & & + \\
 & & \text{Carga líquida do carbono} \\
 & & \text{orgânico alóctone} \\
 & & \text{(Charbel, 1998)} \\
 & & - \\
 & & \text{Quantidade do carbono} \\
 & & \text{consumido na respiração dos} \\
 & & \text{produtores primários. Segundo} \\
 & & \text{Gayle e Odum (1975) a} \\
 & & \text{respiração é 10\% da produção} \\
 & & \text{primária} \\
 & & - \\
 & & \text{Quantidade consumida pelos} \\
 & & \text{consumidores (níveis tróficos} \\
 & & \text{mais elevados na cadeia} \\
 & & \text{alimentar) (Angelini, 1995)}
 \end{array}$$

Isto é:

$$\text{Sedimentação do} \\
 \text{carbono orgânico} = (144,9 + 85,77 - 14,49 - 4,74) \text{ gC.m}^{-2}.\text{ano}^{-1} = 211,4 \text{ gC. m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$$

Então o valor da sedimentação orgânica do fósforo é:

$$211,4 \text{ gC. m}^{-2}.\text{ano}^{-1} * 0,01 = 2,114 \text{ gP. m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$$

J_5 – Reciclagem de fósforo para a coluna d'água.

Segundo Gayle e Odum (1975) pode-se assumir que entre a sedimentação e a reciclagem se estabelece um equilíbrio, sendo assim, o valor da reciclagem do fósforo é:

$$2,114 \text{ gP.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$$

J_6 – Fósforo depositado no fundo do lago (indisponibilizado para ciclagem).

$$0,00214 \text{ gP.m}^{-2}.\text{ano}^{-1} \text{ (valor hipotético).}$$

J_7 – Fósforo que sai do reservatório pela pesca.

$$0,0000563 \text{ gP.m}^{-2}.\text{ano}^{-1} \text{ (valor hipotético).}$$

P - Fósforo na coluna d'água

Leite e Espíndola (2000) apontam para o cálculo de $18,78 \mu\text{g.L}^{-1}$. Com uma profundidade média de 3 metros (Calijuri e Tundisi, 1990) o valor do fósforo dissolvido foi de:

$$18,78 \mu\text{g.L}^{-1} * 1000 \text{ L.m}^{-3} * 1 \text{ E-6 } \mu\text{g}^{-1}.\text{g} * 3 \text{ m} = 0,0563 \text{ gP.m}^{-2}.$$

S - Fósforo no sedimento

Macarenko (1998) calculou a massa específica do sedimento que resultou em $1,14 \text{ g.ml}^{-1}$, analisou também a porcentagem de água no sedimento, encontrando em um grama de sedimento 87% de água e 13% de matéria seca. Do total de matéria seca, 14,49% é carbono orgânico (Charbel, 1998).

Sendo $1,14 \text{ g.ml}^{-1}$ o peso específico do sedimento, se um grama de sedimento tem 13% de matéria seca e a porcentagem do carbono no sedimento é igual a 14,49%, a um centímetro de profundidade, o valor do carbono no sedimento é:

$$1,14 \text{ g.cm}^{-3} * 0,13 * 0,1449 * 1\text{cm} * 10000 \text{ cm}^2.\text{m}^{-2} = 214 \text{ gC.m}^{-2}$$

O fósforo no sedimento pode ser estimado supondo a relação C:P igual a 100:1 (Gayle e Odum, 1975). Então tem-se o valor do fósforo no sedimento de $2,14 \text{ gP.m}^{-2}$.

3.3.4 – Determinação dos coeficientes de transferência.

Os valores numéricos relativos ao estado estável, atribuídos às fontes, estoques e transferências de energia foram usados para calcular coeficientes de transferência das expressões que correspondem aos processos estudados.

As equações que descrevem as transferências da energia (Equações 3.1 a 3.6) foram igualadas com o valor numérico encontrado para esse processo. Os coeficientes de transferência foram calculados pelas equações definidas na Tabela 3.2, isto é, dividindo o valor numérico calculado para os fluxos de transferência pelos valores iniciais dos estoques ou variáveis de estado (Odum, 1983).

Na primeira execução do programa em é necessário fazer sempre o balanceamento do modelo. Isto é ajustando os coeficientes com o funcionamento do modelo até obter-se os resultados e comprovar se têm sentido (Odum, 1996b). Segundo Safonov et al. (2002) este procedimento é um ajuste heurístico de parâmetros. A primeira vista, isto pode ser considerado um método com pouco rigor científico, mas como afirmam Hall e Angelis (1985) a elegância é normalmente sacrificada devido à importância numérica.

Tabela 3.2 – Equações para calcular os coeficientes de transferência a ser ajustados no modelo do fósforo.

| Equações para calcular os coeficientes de transferência | Descrição |
|--|--|
| $k_2 = J_2 / P$ | Relativo ao fósforo que sai do reservatório |
| $k_3 = J_3 / \log P$ | Relativo à sedimentação de fósforo inorgânico |
| $k_4 = J_4 / P$ | Relativo à sedimentação de fósforo orgânico |
| $k_5 = J_5 / S$ | Relativo à reciclagem de fósforo para a coluna d'água |
| $k_6 = J_6 / S$ | Relativo ao fósforo depositado no fundo do lago |
| $k_7 = J_7 / P$ | Relativo ao fósforo que sai do reservatório pela pesca |

3.3.5 Gráficos e impressão dos resultados da simulação.

Para a simulação computacional do modelo do fósforo, foram codificadas em uma planilha do *Excel* as Equações 3.7 a 3.10, dadas por:

$$\frac{dP}{dt} = JP - k_2 * P - k_3 * \log P - k_4 * P + k_5 * S - k_7 * P$$

$$\frac{dS}{dt} = k_3 * \log P + k_4 * P + k_5 * S - k_6 * S$$

$$P_{t+dt} = P_t + (JP - k_2 * P - k_3 * \log P - k_4 * P + k_5 * S - k_7 * P) * dt$$

$$S_{t+dt} = S_t + (k_3 * \log P + k_4 * P + k_5 * S - k_6 * S) * dt$$

As simulações foram exibidas começando pelo programa calibrado inicialmente com valores do reservatório em equilíbrio e depois considerando alterações nos valores das variáveis iniciais para observar o comportamento dos estoques em função do tempo.

3.4 - Modelo do metabolismo diário

3.4.1 – Diagrama de sistemas

O diagrama de sistemas do modelo do metabolismo diário na Figura 3.6 mostra o relacionamento e os fluxos importantes no funcionamento diário do ecossistema do reservatório e inclui as variáveis e equações para as fontes, estoques e fluxos de transferência.

As linhas contínuas definem o sistema simulado e as linhas pontilhadas definem o sistema maior com que o sistema do metabolismo diário interage.

Segundo Esteves (1988) as pesquisas sobre o metabolismo dos ecossistemas aquáticos possibilitam o conhecimento da estrutura e do funcionamento dos reservatórios, viabilizando seu manejo e a maximização da sua produtividade.

O modelo do metabolismo diário mostra o relacionamento de um dia dos parâmetros importantes no funcionamento do ecossistema e incluem luz solar, aporte de nutrientes e oxigênio que é trocado com o ar lentamente em proporção ao gradiente de pressão parcial do oxigênio que se difunde da fase gasosa no ar ao seu estado dissolvido dentro da água. No entanto, quando é supersaturado se difunde ou borbulha na fase gasosa ao ar. A escolha destas variáveis foi feita, pois desejou-se conhecer como as mudanças diárias da luz solar dirigem a produção primária, que gera o oxigênio e a matéria orgânica e a utilização de nutrientes disponíveis. Mostra-se também, como a respiração é uma função do produto da matéria orgânica e do oxigênio disponível. A respiração regenera os nutrientes disponíveis para a produção fotossintética bruta. No curso de um dia, os nutrientes são adicionados e exportados em função dos fluxos de água.

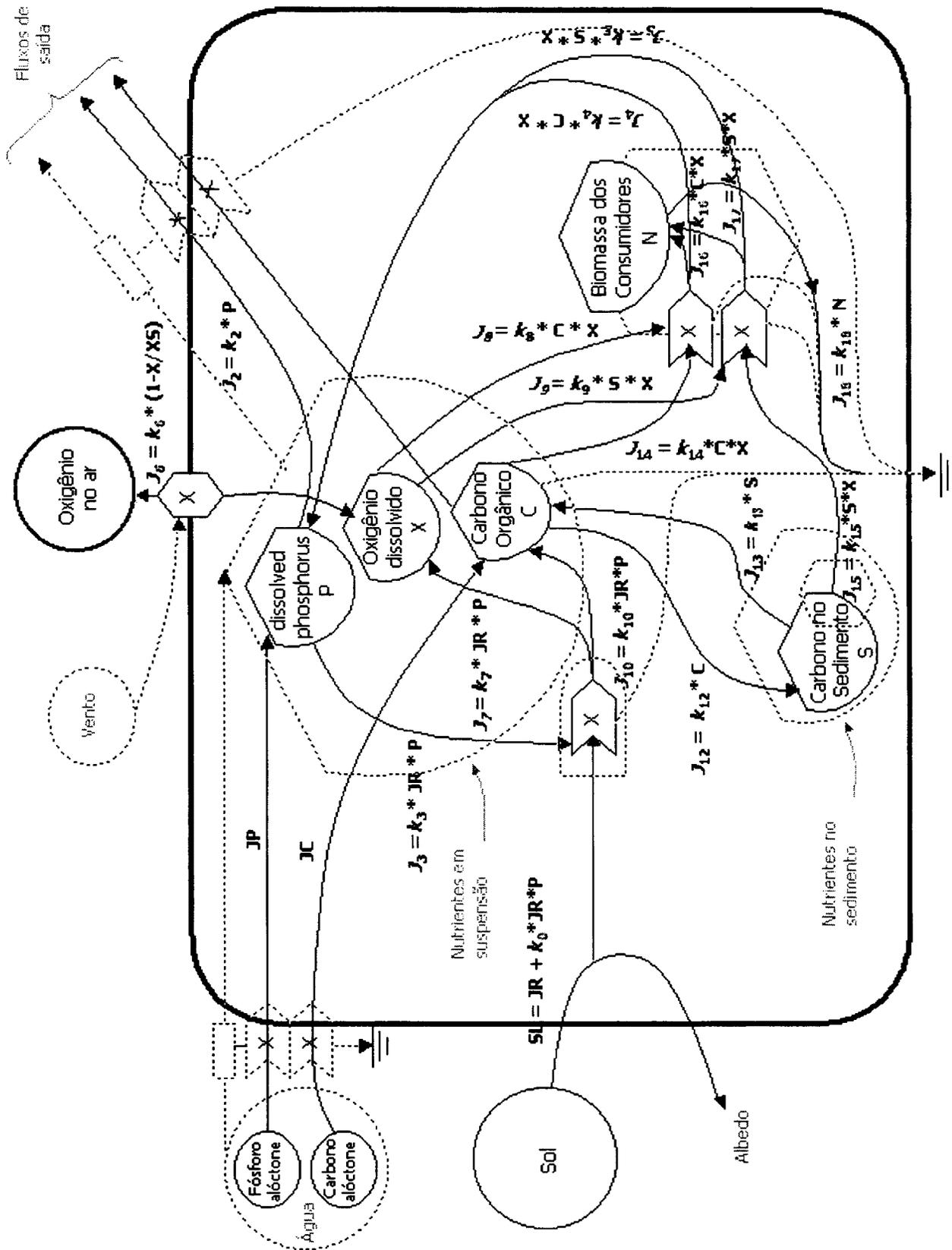


Figura 3.6 – Diagrama de sistemas do modelo do metabolismo diário para o Reservatório do Lobo, incluindo as variáveis e equações para as fontes, estoques e fluxos de transferência (adaptado de Gayle e Odum (1975)).

São representadas também as forças de interação entre o fósforo dissolvido, oxigênio dissolvido, carbono orgânico, sedimentos e consumidores. Tundisi (1988) diz ser de fundamental importância para um manejo adequado de reservatórios, o entendimento e o conhecimento destes tipos de forças.

3.4.2 – Determinação das equações diferenciais correspondentes.

a) **Variáveis de Estado:** Neste modelo têm-se as seguintes variáveis de estado.

P - Fósforo dissolvido.



O - Oxigênio dissolvido.



C - Carbono orgânico.



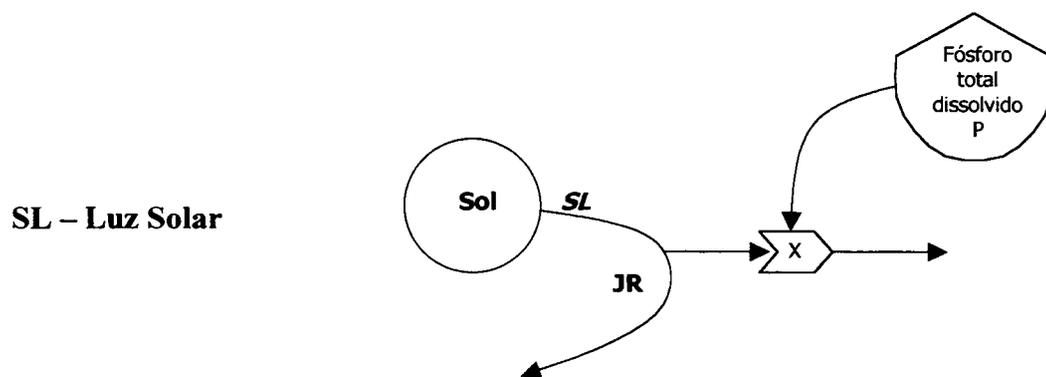
S - Carbono no Sedimento.



N - Biomassa dos Consumidores.



- b) **Variáveis forçantes:** Exercem uma função de controle sobre o sistema e afetam os processos entre as variáveis de estado. A luz solar é um tipo de energia renovável:



SL – Luz Solar

Para representar este fluxo de fonte renovável será utilizada a Equação 3.11 definida por Odum H.T (1983). A luz solar é uma fonte externa de fluxo limitado, assim a assimilação de P é proporcional a JR e não a luz solar (SL).

$$SL = JR + k_0 * JR * P$$

Equação 3.11

onde:

JR – Luz solar disponível para ser utilizada na produção primária.

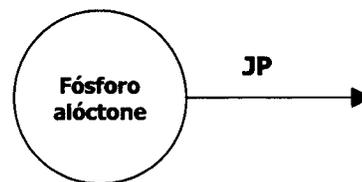
P – Fósforo dissolvido

k_0 – Coeficiente de transferência relativo à luz solar.

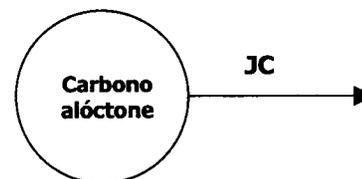
Para a simulação computacional a Equação 3.11 tomará a seguinte forma:

$$JR = \frac{SL}{1 + k_0 * P} \quad \text{Equação 3.12}$$

JP – Carga do fósforo alóctone



JC – Carga diária líquida do carbono orgânico alóctone



Neste modelo a energia do transporte é gerada pelo fluxo de água que carrega o fósforo e o carbono orgânico em proporção à sua concentração. No diagrama de energia estas fontes operam como um conjunto acoplado como é mostrado na Figura 3.7.

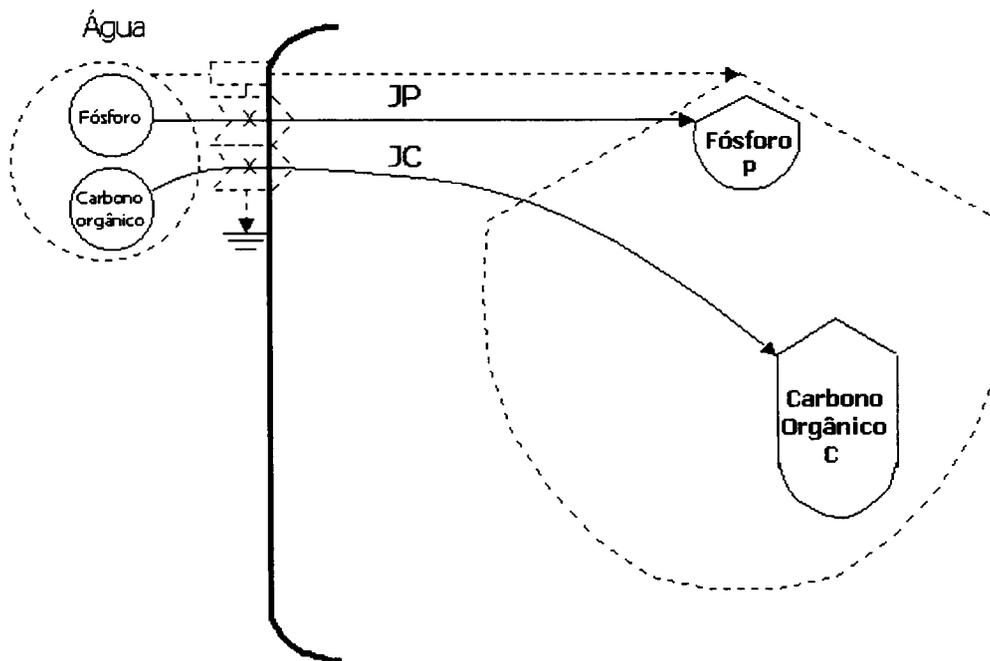
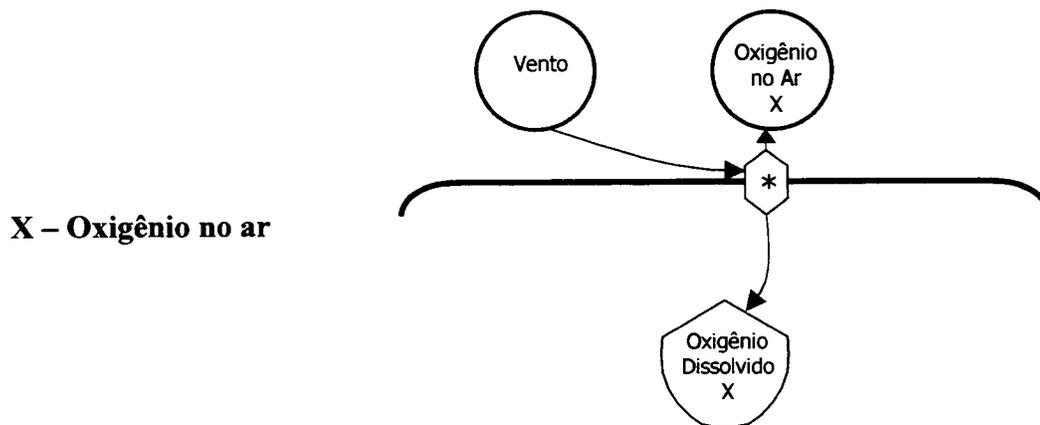


Figura 3.7 – Diagrama de energia que mostra as fontes alóctones (fósforo e carbono orgânico) como um conjunto acoplado, transportadas pelo fluxo da água.



X – Oxigênio no ar

O oxigênio difunde-se da fase gasosa no ar ao seu estado dissolvido dentro da água. Quando o oxigênio é supersaturado se difunde ou borbulha na fase gasosa ao ar.

c) **Fluxos de transferência de energia ou biomassa:** No modelo do metabolismo diário os fluxos de transferência são: $J_2, J_3, J_4, J_5, J_6, J_7, J_8, J_9, J_{10}, J_{12}, J_{13}, J_{14}, J_{15}, J_{16}, J_{17}$, e J_{18} , os quais são descritos abaixo:

J_2 – **Saída do fósforo.** É função do fósforo dissolvido.

$$J_2 = f(P)$$

Assim tem-se:

$$J_2 = k_2 * P$$

Equação 3.13

onde:

P – Fósforo dissolvido.

k_2 – Coeficiente de transferência relativo à saída do fósforo.

J_3 – **Assimilação do fósforo.** É função do fósforo dissolvido e da luz solar disponível para ser utilizada na produção primária.

$$J_3 = f(JR, P)$$

Será representado pela equação:

$$J_3 = k_3 * JR * P$$

Equação 3.14

onde:

P – Fósforo dissolvido.

JR – Luz solar disponível para ser utilizada na produção primária.

k_3 – Coeficiente de transferência relativo à assimilação do fósforo.

J_4 – **Reciclagem após a respiração da matéria orgânica na coluna d'água.** É função do carbono no sedimento e do oxigênio dissolvido.

$$J_4 = f(C, X)$$

Assim, tem-se:

$$J_4 = k_4 * C * X$$

Equação 3.15



onde:

C – Carbono orgânico.

X – Oxigênio dissolvido.

k_4 – Coeficiente de transferência relativo à reciclagem após a respiração da matéria orgânica na coluna d'água.

J_5 – Reciclagem após a respiração da matéria orgânica no sedimento. É função do carbono orgânico e do oxigênio dissolvido.

$$J_5 = f(S, X)$$

No modelo tem-se:

$$J_5 = k_5 * S * X$$

Equação 3.16



onde:

S – Carbono no sedimento.

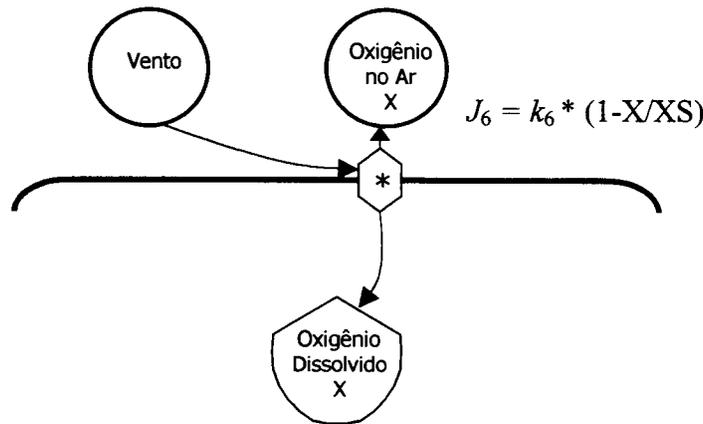
X – Oxigênio dissolvido.

k_5 – Coeficiente de transferência relativo à reciclagem após a respiração da matéria orgânica no sedimento.

J_6 – Difusão do oxigênio. É função do oxigênio dissolvido.

$$J_6 = f(X)$$

O fluxo de difusão do oxigênio foi definido pela Equação 3.17, segundo Odum (1983).



Equação 3.17

onde:

X – Oxigênio dissolvido

XS – Saturação do oxigênio na água, é a quantidade máxima de oxigênio que pode ser dissolvida na água em determinada pressão e temperatura. Segundo Odum (1989b), o valor para lagoas tropicais é 8 ppm.

k_6 – Coeficiente de transferência relativo à difusão do oxigênio.

J_7 – Produção do oxigênio. É função do fósforo dissolvido e da luz solar disponível para ser utilizada na produção primária.

$$J_7 = f(JR, P)$$

Será representado pela equação:

$$J_7 = k_7 * JR * P$$

Equação 3.18

onde:

P – Fósforo dissolvido.

JR – Luz solar disponível para ser utilizada na produção primária.

k_7 – Coeficiente de transferência relativo à produção do oxigênio.

J_8 – Respiração na coluna d'água. É função do carbono orgânico e do oxigênio dissolvido.

$$J_8 = f(C, X)$$

No modelo do metabolismo diário esta equação tomará a seguinte forma:

$$J_8 = k_8 * C * X$$

Equação 3.19

onde:

C – Carbono orgânico.

X – Oxigênio dissolvido.

k_8 – Coeficiente de transferência relativo à respiração na coluna d'água.

J_9 – Respiração no sedimento. É função do carbono no sedimento e do oxigênio dissolvido.

$$J_9 = f(S, X)$$

No modelo tem-se:

$$J_9 = k_9 * S * X$$

Equação 3.20

onde:

S – Carbono no sedimento.

X – Oxigênio dissolvido.

k_9 – Coeficiente de transferência relativo à respiração no sedimento.

J_{10} – Produção do carbono orgânico (produção primária). É função do fósforo dissolvido e da luz solar disponível para ser utilizada na produção primária.

$$J_{10} = f(P, JR)$$

Assim, tem-se:

$$J_{10} = k_{10} * JR * P$$

Equação 3.21

onde:

P – Fósforo dissolvido.

JR – Luz solar disponível para ser utilizada na produção primária.

k_{10} – Coeficiente de transferência relativo à produção do carbono orgânico (produção primária).

J_{12} – Taxa bruta de sedimentação do carbono orgânico. É função do carbono orgânico.

$$J_{12} = f(C)$$

Será representado pela equação:

$$J_{12} = k_{12} * C$$

Equação 3.22

onde:

C – Carbono orgânico.

k_{12} – Coeficiente de transferência relativo à taxa de sedimentação do carbono orgânico.

J_{13} – Taxa bruta de suspensão do carbono orgânico. É função do fósforo na coluna d'água.

$$J_{13} = f(S)$$

No modelo do metabolismo diário esta equação tomará a seguinte forma:

$$J_{13} = k_{13} * S$$

Equação 3.23

onde:

S – Carbono no sedimento.

k_{13} – Coeficiente de transferência relativo à taxa bruta de suspensão do carbono orgânico.

J_{14} – Carbono orgânico respirado na coluna d'água. É função do carbono orgânico e do oxigênio dissolvido.

$$J_{14} = f(C, X)$$

No modelo tem-se:

$$J_{14} = k_{14} * C * X$$

Equação 3.24

onde:

C – Carbono no sedimento.

X – Oxigênio dissolvido.

k_{14} – Coeficiente de transferência relativo ao carbono orgânico respirado na coluna d'água.

J_{15} – Carbono orgânico respirado do sedimento. É função do carbono no sedimento e do oxigênio dissolvido.

$$J_{15} = f(S, X)$$

Assim, tem-se:

$$J_{15} = k_{15} * S * X$$

Equação 3.25

onde:

S – Carbono no sedimento.

X – Oxigênio dissolvido.

k_{15} – Coeficiente de transferência relativo ao carbono orgânico respirado na coluna d'água.

J_{16} – Consumo líquido do carbono da coluna d'água pelos consumidores. É função do carbono orgânico e do oxigênio dissolvido.

$$J_{16} = f(C, X)$$

Assim:

$$J_{16} = k_{16} * C * X$$

Equação 3.26

onde:

C – Carbono no sedimento.

X – Oxigênio dissolvido.

k_{16} – Coeficiente de transferência relativo ao consumo líquido do carbono da coluna d'água pelos consumidores

J_{17} – Consumo líquido do carbono do sedimento pelos consumidores. É função do carbono no sedimento e do oxigênio dissolvido.

$$J_{17} = f(S, X)$$

Será representado pela equação:

$$J_{17} = k_{17} * S * X$$

Equação 3.27

onde:

S – Carbono no sedimento.

X – Oxigênio dissolvido.

k_{17} – Coeficiente de transferência relativo ao consumo líquido do carbono do sedimento pelos consumidores

J_{18} – Respiração e mortalidade dos consumidores. É função da biomassa dos consumidores.

$$J_{18} = f(N)$$

Assim tem-se:

$$J_{18} = k_{18} * N$$

Equação 3.28

onde:

N – Carbono no sedimento.

k_{18} – Coeficiente de transferência relativo à respiração e mortalidade dos consumidores.

A unidade de tempo (dt) no modelo é o dia, pois o interesse foi conhecer como as mudanças diárias das forças abióticas como a luz solar, carga de nutrientes e oxigênio no ar, dirigem a produção primária, que gera o oxigênio, a matéria orgânica e a utilização de nutrientes disponíveis. Além disso, são representadas forças de interação entre o fósforo dissolvido, oxigênio dissolvido, carbono orgânico, carbono no sedimento e biomassa dos consumidores.

A Figura 3.8 mostra as variáveis de estado P (Fósforo dissolvido), X (Oxigênio dissolvido), C (Carbono orgânico), S (Carbono no Sedimento) e N (Biomassa dos Consumidores), têm uma equação para cada fluxo de entrada e saída que afeta a variável de estado. As equações diferenciais consideram a soma de todos os fluxos de entrada e saída, assim as variáveis P, X, C, S e N são definidas pelas Equações 3.29, 3.30, 3.31, 3.32 e 3.33, respectivamente.

$$\frac{dP}{dt} = JP - k_2 * P - k_3 * JR * P + k_4 * S * X + k_5 * C * X \quad \text{Equação 3.29}$$

$$\frac{dX}{dt} = k_6 * (1 - X/XS) + k_7 * JR * P - k_8 * C * X - k_9 * S * X \quad \text{Equação 3.30}$$

$$\frac{dC}{dt} = k_{10} * JR * P + JC - k_{12} * C + k_{13} * S - k_{14} * C * X \quad \text{Equação 3.31}$$

$$\frac{dS}{dt} = k_{12} * C - k_{13} * S - k_{15} * S * X \quad \text{Equação 3.32}$$

$$\frac{dN}{dt} = k_{16} * C * X + k_{17} * S * X - k_{18} * N \quad \text{Equação 3.33}$$

Para determinar o valor das variáveis de estado no fim do dia, as equações 3.29 a 3.33 podem ser expressas na forma diferencial:

$$P_{t+dt} = P_t + (JP - k_2 * P - k_3 * JR * P + k_4 * S * X + k_5 * C * X) * dt \quad \text{Equação 3.34}$$

$$X_{t+dt} = X_t + (k_6 * (1 - X/XS) + k_7 * JR * P - k_8 * C * X - k_9 * S * X) * dt \quad \text{Equação 3.35}$$

$$C_{t+dt} = C_t + (k_{10} * JR * P + JC - k_{12} * C + k_{13} * S - k_{14} * C * X) * dt \quad \text{Equação 3.36}$$

$$S_{t+dt} = S_t + (k_{12} * C - k_{13} * S - k_{15} * S * X) * dt \quad \text{Equação 3.37}$$

$$N_{t+dt} = N_t + (k_{16} * C * X + k_{17} * S * X - k_{18} * N) * dt \quad \text{Equação 3.38}$$

As Equações 3.34 a 3.38 fornecem um cálculo iterativo das quantidades das variáveis de estado P (Fósforo dissolvido), X (Oxigênio dissolvido), C (Carbono orgânico), S (Carbono no Sedimento) e N (Biomassa dos Consumidores). Estes cálculos para simulação computacional foram realizados usando a linguagem de programação *Basic*.

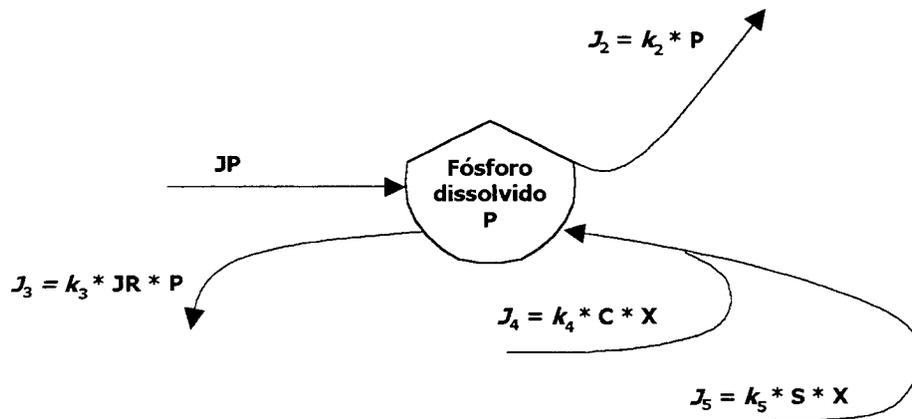
3.4.3 – Conjunto de dados para o modelo do metabolismo diário.

A Tabela 3.3 apresenta a descrição dos fluxos e estoques e os respectivos trabalhos onde as informações foram obtidas.

Seguindo o procedimento desenvolvido, foram atribuídos valores calculados às fontes, estoques e fluxos de transferência. Os valores encontrados normalizados para as unidades utilizadas foram usados para calibrar os modelos nas condições iniciais (estado estável). As unidades de razão de transferência de biomassa no modelo do metabolismo diário foram expressas em gramas por metro quadrado por dia ($\text{g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) e para os estoques (variáveis de estado) as unidades foram gramas por metro quadrado (g.m^{-2}).

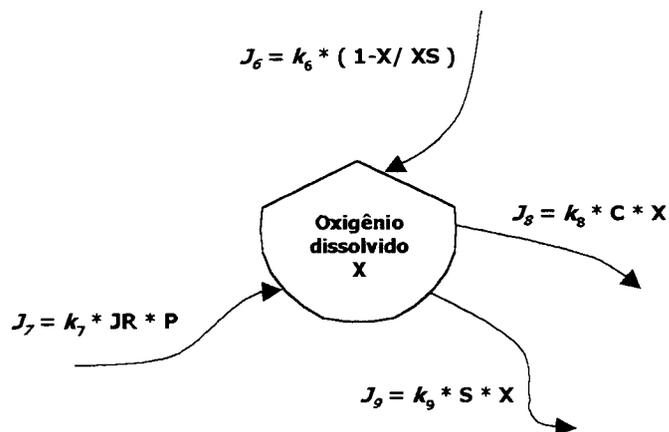
O trabalho desenvolvido na Lagoa Okeechobee (Gayle e Odum, H.T, 1975) foi a principal fonte de dados, quando o modelo não fornecia os dados requeridos, também procurou-se referências de outros reservatórios.

a)



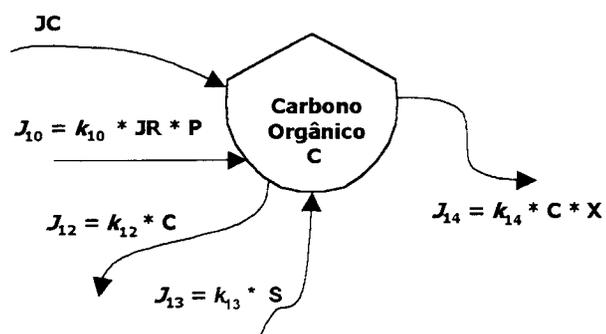
$$\frac{dP}{dt} = J_P - k_2 * P - k_3 * JR * P + k_4 * S * X + k_5 * C * X$$

b)



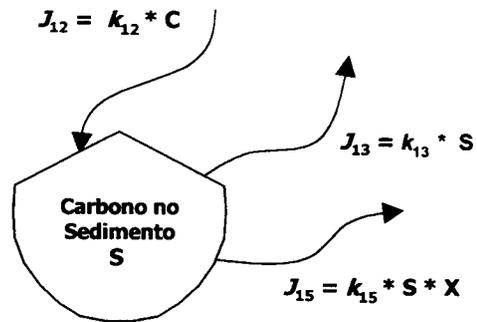
$$\frac{dX}{dt} = k_6 * (1 - X / X_S) + k_7 * JR * P - k_8 * C * X - k_9 * S * X$$

c)



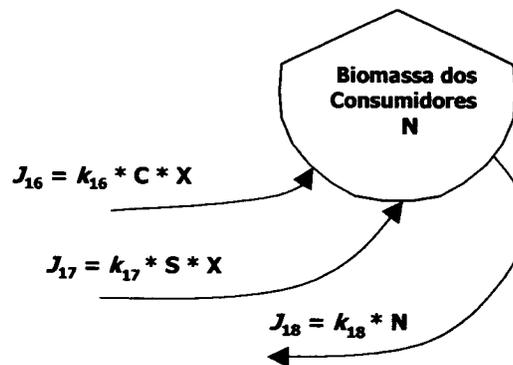
$$\frac{dC}{dt} = k_{10} * JR * P + J_C - k_{12} * C + k_{13} * S - k_{14} * C * X$$

d)



$$\frac{dS}{dt} = k_{12} * C - k_{13} * S - k_{15} * S * X$$

e)



$$\frac{dN}{dt} = k_{16} * C * X + k_{17} * S * X - k_{18} * N$$

Figura 3.8 – Símbolos que representam as variáveis de estado: (a) P (Fósforo dissolvido), (b) X (Oxigênio dissolvido), (c) C (Carbono orgânico), (d) S (Carbono no Sedimento) e (e) N (Biomassa dos Consumidores), e correspondentes fluxos de entrada e saída.

Tabela 3.3 – Descrição dos fluxos e estoques do modelo do metabolismo diário e respectivos trabalhos onde as informações foram obtidas.

| Símbolo ou expressão | Descrição | Referências bibliográficas para o cálculo |
|-----------------------------|---|---|
| Fluxos | | |
| JP | Carga do fósforo alóctone | Miranda (1997) |
| $J_2 = k_2 * P$ | Saída do fósforo | Miranda (1997) |
| $J_3 = k_3 * JR * P$ | Assimilação do fósforo | Angelini (1995); Gayle e Odum (1975) |
| $J_4 = k_4 * C * X$ | Reciclagem após a respiração da matéria orgânica na coluna d'água | Angelini (1995); Davis e Marshall (1975); Gayle e Odum (1975) |
| $J_5 = k_5 * S * X$ | Reciclagem após a respiração da matéria orgânica no sedimento | Angelini (1995); Charbel (1998); Gayle e Odum (1975) |
| $J_6 = k_6 * (1-X/ XS)$ | Difusão do oxigênio | Gayle e Odum (1975) |
| $J_7 = k_7 * JR * P$ | Produção do oxigênio | Angelini (1995); Gayle e Odum (1975) |
| $J_8 = k_8 * C * X$ | Respiração na coluna d'água | Angelini (1995); Davis e Marshall (1975); Gayle e Odum (1975) |
| $J_9 = k_9 * S * X$ | Respiração no sedimento | Angelini (1995); Charbel (1998); Gayle e Odum (1975) |
| $J_{10} = k_{10} * JR * P$ | Produção do carbono orgânico (produção primária) | Angelini (1995); Optiz (1991) Charbel (1998) |
| JC | Carga líquida do carbono orgânico alóctone | Angelini (1995); Charbel (1998); Davis e Marshall (1975); |
| $J_{12} = k_{12} * C$ | Taxa bruta da sedimentação do carbono orgânico | Gayle e Odum (1975) |

| Símbolo ou expressão | Descrição | Referências bibliográficas para o cálculo |
|-----------------------------|--|---|
| $J_{13} = k_{13} * S$ | Taxa bruta de suspensão do carbono orgânico | Gayle e Odum (1975); Oliveira (2000) |
| $J_{14} = k_{14} * C * X$ | Carbono orgânico respirado na coluna d'água | Angelini (1995); Davis e Marshall (1975); Gayle e Odum (1975) |
| $J_{15} = k_{15} * S * X$ | Carbono orgânico respirado do sedimento | Angelini (1995); Charbel (1998); Davis e Marshall (1975); Gayle e Odum (1975) |
| $J_{16} = k_{16} * C * X$ | Consumo líquido do carbono da coluna d'água pelos consumidores | Angelini (1995); Gayle e Odum (1975) |
| $J_{17} = k_{17} * S * X$ | Consumo líquido do carbono do sedimento pelos consumidores | Angelini (1995); Gayle e Odum (1975) |
| $J_{18} = k_{18} * N$ | Respiração e mortalidade dos consumidores | Angelini (1995); Allen (1971) |
| SL | Luz solar | Odum H.T (1989b) |
| Estoques | | |
| P | Fósforo dissolvido | Leite e Espíndola (2000); Calijuri e Tundisi (1990). |
| X | Oxigênio dissolvido | Queiroz (2000); Calijuri e Tundisi (1990). |
| C | Carbono orgânico | Oliveira (2000); Calijuri e Tundisi (1990). |
| S | Carbono no sedimento | Macarenko (1998); Charbel (1998). |
| N | Biomassa dos consumidores | Angelini (1995); Optiz (1991). |

Dados requeridos pelo modelo do metabolismo diário

JP – Carga do fósforo alóctone

Dados de Miranda (1997) apontam para o cálculo de $0,476 \text{ gP.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ ou $0,00131 \text{ gP.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.

J_2 – Saída do fósforo

Calculado por Miranda (1997) foi de $0,407 \text{ gP.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ ou $0,00112 \text{ gP.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ que saem pelos fluxos de água da superfície.

J_3 – Assimilação do fósforo

Dados de Angelini (1995) apontam para o cálculo de $0,397 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ da produção primária (veja os cálculos na descrição do fluxo J_{10}).

Assumindo que para 100 gramas de carbono fixado na produção primária há um grama do fósforo fixado (Gayle e Odum, 1975). Então, o fósforo fixado na produção primária é:

$$0,397 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} * 0,01 = 0,00397 \text{ gP.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

Segundo Gayle e Odum (1975) a metade do fósforo fixado é fornecido internamente dos estoques do fósforo nos produtores primários. Dessa forma o valor da assimilação do fósforo é:

$$0,00397 \text{ gP.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} * 0,5 = 0,00198 \text{ gP.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

J_4 – Reciclagem após a respiração da matéria orgânica na coluna d'água

Segundo Davis e Marshall (1995) a respiração em média é 10% da produção primária. Dados de Angelini (1995) apontam para o cálculo de $0,397 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (veja os cálculos na descrição do fluxo J_{10}). Então, o valor da quantidade do carbono orgânico consumido na respiração dos produtores primários (fitoplâncton, macrófitas e perifiton, considerados no presente trabalho) é:

$$0,397 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} * 0,1 = 0,0397 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

A produção líquida dos consumidores calculada por Angelini (1995) foi de $0,0130 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (veja os cálculos na descrição da variável N – Biomassa dos consumidores). Segundo Gayle e Odum (1975) 90% do requerimento do alimento dos consumidores é fornecido da coluna d'água. Assim, o valor do carbono da coluna d'água requerido como alimento pelos consumidores é:

$$0,0130 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} * 0,9 = 0,0117 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

A quantidade do carbono consumida na respiração dos produtores primários mais o consumo da matéria orgânica da coluna d'água é:

$$(0,0397 + 0,0117) \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} = 0,0514 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

Assumindo uma relação Carbono:Fósforo de 100:1 tem-se:

$$0,0514 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} * 0,01 = 0,000514 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

Segundo Gayle e Odum H.T (1975) a metade deste valor corresponderá à reciclagem do fósforo após a respiração da matéria orgânica na coluna d'água, assim:

$$0,000514 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} * 0,5 = 0,000257 \text{ gP.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

J_5 – Reciclagem após a respiração da matéria orgânica no sedimento

A reciclagem do fósforo do sedimento depende da taxa de sedimentação do carbono orgânico (Gayle e Odum, 1975).

| | | | | |
|----------------------------------|---|---|---|--|
| Sedimentação do carbono orgânico | = | Quantidade de carbono produzido pelos produtores primários (Angelini, 1995) | + | Carga líquida do carbono orgânico alóctone (Charbel, 1998) |
| | | – Quantidade do carbono consumido na respiração dos produtores primários. Segundo Gayle e Odum (1975) a respiração é 10% da produção primária | – | Quantidade consumida pelos consumidores (níveis tróficos mais elevados na cadeia alimentar) (Angelini, 1995) |

Assim:

$$\text{Sedimentação do carbono orgânico} = (0,397 + 0,235 - 0,0397 - 0,0130) \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} = 0,579 \text{ gC. m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

Assumindo uma relação Carbono : Fósforo de 100 : 1, o equivalente do fósforo do carbono orgânico consumido na respiração no sedimento é:

$$0,579 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} * 0,01 = 0,00579 \text{ gP.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

A reciclagem do fósforo após a respiração da matéria orgânica do sedimento é a metade do equivalente do fósforo do carbono orgânico consumido na respiração menos o fluxo do fósforo inorgânico que é retido no sedimento (Gayle e Odum, 1975). O fluxo de sedimentação inorgânico de fósforo foi assumido (do modelo do fósforo) para ser 0,365 gP.m⁻².ano⁻¹ ou 0,001 gP.m⁻².dia⁻¹. Então o valor do fluxo J_5 é:

$$(0,00579 \text{ gP.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} * 0,5) - 0,001 \text{ gP.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} = 0,00190 \text{ gP.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

J_6 – Difusão do oxigênio

É assumido o valor 1,0 gO₂.m⁻².dia⁻¹ a 100% do déficit de saturação, dado por Gayle e Odum (1975) para lagoas tropicais.

J_7 – Produção do oxigênio

A produção do oxigênio é igual ao equivalente do oxigênio da produção primária:

$$0,397 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} (\text{Angelini, 1995}) * 2,5 \text{ gO}_2.\text{gC}^{-1} = 0,992 \text{ gO}_2.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

O valor 2,5 gO₂.gC⁻¹ é dado por Gayle e Odum (1975).

J_8 – Respiração na coluna d'água

Segundo Davis e Marshall (1974) a respiração em média é 10% da produção primária.

Dados de Angelini (1995) aponta para o cálculo de 0,397 gC.m⁻².dia⁻¹ (veja os cálculos na descrição do fluxo J_{10}). Então, o valor da respiração dos produtores primários (fitoplâncton, macrófitas e perifiton, considerados no presente trabalho) é:

$$0,397 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} * 0,1 = 0,0397 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

A produção líquida dos consumidores calculada por Angelini (1995) foi de $0,0130 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (veja os cálculos na descrição da variável N – Biomassa dos consumidores). Segundo Gayle e Odum (1975) 90% do requerimento do alimento dos consumidores é fornecido da coluna d'água. Assim, o valor do carbono da coluna d'água requerido como alimento pelos consumidores é:

$$0,0130 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} * 0,9 = 0,0117 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

A respiração dos produtores primários mais o consumo da matéria orgânica da coluna d'água é:

$$(0,0397 + 0,0117) \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} = 0,0514 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

O oxigênio equivalente deste valor é:

$$0,0514 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} * 2,5 \text{ gO}_2.\text{gC}^{-1} = 0,129 \text{ gO}_2.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

***J₉* – Respiração no sedimento**

A produção líquida dos consumidores calculada por Angelini (1995) foi de $0,0130 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (veja os cálculos na descrição da variável N – Biomassa dos consumidores). Segundo Gayle e Odum (1975) 10% do requerimento do alimento dos consumidores é fornecido do sedimento. Assim, o valor do carbono do sedimento requerido como alimento pelos consumidores é:

$$0,0130 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} * 0,1 = 0,00130 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

Segundo Gayle e Odum (1975) a respiração no sedimento é:

$$0,579 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} \text{ (veja os cálculos na descrição do fluxo } J_5) + \text{ consumo do carbono do sedimento } 0,00130 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} = 0,580 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

O oxigênio equivalente a este valor é:

$$0,580 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} * 2,5 \text{ gO}_2.\text{gC}^{-1} = 1,450 \text{ gO}_2.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

***J₁₀* – Produção do carbono orgânico (produção primária)**

Angelini (1995) calculou a produção primária diária média de $2421 \text{ g ww.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ (gramas de peso úmido “wet weight”) que inclui a soma dos 3 produtores primários:

- Fitoplâncton: Tundisi (1977) considera a produção primária pelo fitoplâncton de importância básica para os ecossistemas lacustres, pois os organismos constituintes deste grupo, destacam-se pelo potencial de produção orgânica através da fixação do carbono. Assim, mudanças na biomassa deste compartimento afetam as taxas fotossintéticas e de utilização de nutrientes para o ambiente (Oliveira, 1993).
- Macrófitas: A importância das macrófitas no reservatório foi destacada por Barbieri (1984) e Silveira-Menezes (1984). Esses autores chegaram a conclusão que estas plantas têm grande participação na produção total de matéria orgânica, influenciando o metabolismo de todo o sistema. Além disso, as macrófitas participam da ciclagem de nutrientes do ambiente, proporcionam habitats e nutrição para o zooplâncton e para os peixes (Barbosa, 1982; Rocha, 1978).
- Perifiton: O perifiton estudado no reservatório tem como substrato o banco de macrófitas (Soares, 1981).

Como a unidade escolhida foi de gramas de fósforo por metro quadrado por ano ($\text{gP.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$), para a conversão do valor desta unidade foi usado o seguinte fator de conversão: 1g de Carbono = 16,7 g ww dado para algas e fitoplâncton (Optiz, 1991).

Assim, o valor para a produção do carbono orgânico é:

$$2421 \text{ g ww.m}^{-2}.\text{ano}^{-1} * 365 \text{ ano.dia}^{-1} * 1/16,7 \text{ gC.g ww}^{-1} = 0,397 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

JC – Carga líquida do carbono orgânico alóctone

O fluxo de entrada do carbono orgânico alóctone foi estimado por Charbel (1998); foi considerada a quantificação dos rios (afluentes: Córrego de Geraldo, Riberão Itaqueri, Riberão do Lobo e Córrego das Perdizes), carbono do lençol freático, quantidade do carbono na forma de gás fornecida pela atmosfera e carbono orgânico fornecida pelas macrófitas, a média calculada é: $0,376 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.

A saída do carbono orgânico foi calculada quantificando o carbono do rio efluente (Jacaré Guaçú), a quantidade do carbono na forma de gás emanada para a

atmosfera por difusão e a quantidade do carbono na bolha liberada para atmosfera, dando um valor médio de $0,141 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.

Então tem-se o valor da carga líquida do carbono no reservatório de:
 $0,376 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} - 0,141 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} = 0,235 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$

J_{12} – Taxa bruta da sedimentação do carbono orgânico

A taxa da sedimentação é assumida para ser igual a:

Quantidade do carbono fixado na produção primária (veja os cálculos na descrição do fluxo J_{10}) – carbono consumido na respiração dos produtores primários (veja os cálculos na descrição do fluxo J_4) + carga líquida do carbono orgânico alóctone (Charbel, 1998)

Isto é:

$$(0,397 - 0,0514 + 0,235) \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} = 0,581 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

Uma taxa arbitrária da suspensão do carbono foi ajustada a ser $22,0 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (veja os cálculos na descrição do fluxo J_{13}).

Assim, a taxa bruta da sedimentação do carbono orgânico é:

$$(0,581 + 22,0) \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} = 22,581 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

J_{13} – Taxa bruta de suspensão do carbono orgânico

A taxa bruta da suspensão do carbono foi ajustada a ser $22,0 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, considerando o valor do carbono orgânico (veja os cálculos na descrição da variável C – Carbono orgânico), seguindo a suposição dada por Gayle e Odum (1975). Este valor representa a substituição do estoque do carbono na água uma vez por dia.

J_{14} – Carbono orgânico respirado na coluna d'água

O carbono orgânico respirado e consumido na coluna d'água é:

$$0,0514 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} \text{ (veja os cálculos na descrição do fluxo } J_4\text{)}.$$

J_{15} – Carbono orgânico respirado do sedimento

A produção líquida dos consumidores calculada por Angelini (1995) foi de $0,0130 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (veja os cálculos na descrição da variável N – Biomassa dos consumidores).

Segundo Gayle e Odum (1975), 10% do requerimento do alimento dos consumidores é fornecido do sedimento. Assim, o valor do carbono do sedimento requerido como alimento pelos consumidores é:

$$0,0130 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} * 0,1 = 0,00130 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

Segundo Gayle e Odum (1975) o carbono orgânico respirado do sedimento é: $0,579 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (veja os cálculos na descrição do fluxo J_5) + consumo do carbono do sedimento $0,00130 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} = 0,580 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$

 J_{16} – Consumo líquido do carbono da coluna d'água pelos consumidores

A produção líquida dos consumidores calculada por Angelini (1995) foi de $0,0130 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (veja os cálculos na descrição da variável N – Biomassa dos consumidores). Segundo Gayle e Odum (1975) 90% do requerimento do alimento dos consumidores é fornecido da coluna d'água. Assim, o valor do consumo líquido do carbono da coluna d'água pelos consumidores é:

$$0,0130 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} * 0,9 = 0,0117 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

 J_{17} – Consumo líquido do carbono do sedimento pelos consumidores

A produção líquida dos consumidores calculada por Angelini (1995) foi de $0,0130 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (veja os cálculos na descrição da variável N – Biomassa dos consumidores). Segundo Gayle e Odum (1975) 10% do requerimento do alimento dos consumidores é fornecido do sedimento. Assim, o valor do consumo líquido do carbono do sedimento pelos consumidores é:

$$0,0130 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} * 0,1 = 0,00130 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

O consumo do carbono no sedimento pelos consumidores foi estimado para ser 10% do alimento total consumido (veja os cálculos na descrição da variável N – Biomassa dos consumidores):

$$0,0130 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} * 0,1 = 0,00130 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

J_{18} – Respiração e mortalidade na população dos consumidores

Segundo Allen (1971) sob condições de equilíbrio, a respiração e a mortalidade dos consumidores pode ser igual à sua produção líquida: $0,0130 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (veja os cálculos na descrição da variável N – Biomassa dos consumidores)

SL – Luz Solar

Foram considerados dados de Odum (1989b) para um modelo sistêmico análogo, os valores são expressos em Megajoules por metro quadrado (MJ.m^{-2}) no intervalo de uma hora:

$$0, 0.3, 0.8, 1.6, 2.1, 2.3, 2.5, 2.6, 2.5, 2.3, 2.1, 1.6, 0.8, 0.3, 0, 0, 0, 0, 0, 0, 0, 0, 0, 0, 0$$

Para o modelo do metabolismo diário, seria necessário um conjunto de dados sistemático de pelo menos um dia com intervalos de uma hora para a simulação. Esta informação não foi encontrada na literatura.

P – Fósforo dissolvido

Leite e Espíndola (2000) apontam para o cálculo de $18,78 \mu\text{g.L}^{-1}$. Com uma profundidade média de 3 metros (Calijuri e Tundisi, 1990) o valor do fósforo dissolvido foi de:

$$18,78 \mu\text{g.L}^{-1} * 1000 \text{ L.m}^{-3} * 1 \text{ E-6 } \mu\text{g.g}^{-1} * 3 \text{ m} = 0,0563 \text{ gP.m}^{-2}$$

X – Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido na água foi de $8,22 \text{ mg.L}^{-1}$ (Queiroz, 2000). Com uma profundidade média de 3 metros o valor é:

$$8,22 \text{ mg.L}^{-1} * 1000 \text{ L.m}^{-3} * 1 \text{ E-3 mg.g}^{-1} * 3 \text{ m} = 24,6 \text{ gO}_2.\text{m}^{-2}$$

C – Carbono orgânico

Oliveira (2000) encontrou o valor médio da concentração do carbono orgânico de $7,34 \text{ mg.L}^{-1}$. Então para uma profundidade média de 3 metros foi de:

$$7,34 \text{ mg.L}^{-1} * 1000 \text{ L.m}^{-3} * 1 \text{ E-3 mg.g}^{-1} * 3 \text{ m} = 22 \text{ g.m}^{-2}$$

S – Carbono no sedimento.

Macarenko (1998) calculou a massa específica do sedimento que resultou em $1,14 \text{ g.ml}^{-1}$, analisou também a porcentagem de água no sedimento, encontrando em um grama de sedimento 87% de água e 13% de matéria seca. Do total de matéria seca, 14,49% é carbono orgânico (Charbel, 1998).

O peso específico do sedimento é de $1,14 \text{ g.ml}^{-1}$. Se um grama de sedimento tem 13% de matéria seca e a porcentagem do carbono no sedimento é igual a 14,49%, a um centímetro de profundidade, o valor do carbono no sedimento é de:

$$1,14 \text{ g.cm}^{-3} * 0,13 * 0,1449 * 1 \text{ cm} * 10000 \text{ cm}^2.\text{m}^{-2} = 214 \text{ gC.m}^{-2}$$

N – Biomassa dos consumidores

Angelini (1995) calculou uma estimativa da biomassa média dos consumidores. A biomassa dos peixes foi de $0,0387 \text{ gC.m}^{-2}$. As espécies de peixes incluídas no modelo, consideradas mais abundantes, foram: *Astyanax fasciatus*; *Geophagus brasiliensis*; *Gymnotus carapo*; *Hoplias malabaricus*; *Leporinus friderici* e *Leporinus octofasciatus*.

A biomassa do zooplâncton foi de $0,0314 \text{ gC.m}^{-2}$. Segundo Tundisi (1977) o zooplâncton é o grupo de herbívoros mais importante num ecossistema aquático, pois é o principal fator biológico que controla o crescimento do fitoplâncton e conseqüentemente a produção primária. Matsumura-Tundisi, et al. (1989) e Tundisi (1977) destacam 3 grupos principais de zooplâncton do reservatório: Copepoda (81% de composição zooplânctônica),

Cladocera (13,8% da biomassa total zooplanctônica) e Rotíferos (representam 5,2 % do zooplâncton do reservatório).

A biomassa dos benthos foi de $0,0729 \text{ gC.m}^{-2}$.

Assim, o total da biomassa dos consumidores foi:

$$(0,0387 + 0,0314 + 0,0729) \text{ gC.m}^{-2} = 0,143 \text{ gC.m}^{-2}$$

Os dados de Angelini (1995) apontam para o cálculo da produção líquida de $0,00182 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ para peixes, $0,000273 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ para benthos e $0,0109 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ para zooplâncton. Então tem-se o total da produção líquida dado por :

$$(0,00182 + 0,000273 + 0,0109) \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1} = 0,0130 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

Os valores dados por Angelini (1995) foram convertidos às unidades utilizadas neste modelo pelo seguinte fator de conversão: 1g de Carbono = 10 g ww dado para tecidos orgânicos (Optiz, 1991).

3.4.4 – Determinação dos coeficientes de transferência.

Os coeficientes de transferência foram calculados pelas equações definidas na Tabela 3.4, isto é, dividindo o valor numérico calculado para os fluxos de transferência pelos valores iniciais dos estoques ou variáveis de estado (Odum, 1983).

Os coeficientes do modelo do metabolismo diário, foram importados como constantes pelo programa codificado em linguagem *Basic* para a simulação por computador. Para o ajuste dos coeficientes do modelo utilizou-se o procedimento dado por Odum (1996b) e Safonov et al. (2002).

3.4.5 – Gráficos e impressão dos resultados da simulação.

Para a simulação do modelo do metabolismo diário foram codificadas, na linguagem de programação *Basic*, a Equação 3.12 e as Equações 3.29 a 3.38, dadas por:

$$JR = \frac{SL}{1 + k_0 * P}$$

$$\frac{dP}{dt} = JP - k_2 * P - k_3 * JR * P + k_4 * S * X + k_5 * C * X$$

$$\frac{dX}{dt} = k_6 * (1 - X / XS) + k_7 * JR * P - k_8 * C * X - k_9 * S * X$$

$$\frac{dC}{dt} = k_{10} * JR * P + JC - k_{12} * C + k_{13} * S - k_{14} * C * X$$

$$\frac{dS}{dt} = k_{12} * C - k_{13} * S - k_{15} * S * X$$

$$\frac{dN}{dt} = k_{16} * C * X + k_{17} * S * X - k_{18} * N$$

$$P_{t+dt} = P_t + (JP - k_2 * P - k_3 * JR * P + k_4 * S * X + k_5 * C * X) * dt$$

$$X_{t+dt} = X_t + (k_6 * (1 - X / XS) + k_7 * JR * P - k_8 * C * X - k_9 * S * X) * dt$$

$$C_{t+dt} = C_t + (k_{10} * JR * P + JC - k_{12} * C + k_{13} * S - k_{14} * C * X) * dt$$

$$S_{t+dt} = S_t + (k_{12} * C - k_{13} * S - k_{15} * S * X) * dt$$

$$N_{t+dt} = N_t + (k_{16} * C * X + k_{17} * S * X - k_{18} * N) * dt$$

As simulações do modelo do metabolismo diário foram exibidas no monitor do computador, começando pelo programa calibrado inicialmente com valores do reservatório e fazendo mudanças nas variáveis do modelo em função do tempo.

Fatores de escala foram utilizados no programa em *Basic* para padronizar os eixos verticais e para organizar as saídas da simulação. Os resultados das simulações foram transferidos para uma planilha de *Microsoft Excel* para melhorar a apresentação gráfica dos resultados.

Tabela 3.4 – Equações para calcular os coeficientes de transferência a ser ajustados no modelo do metabolismo diário.

| Equações para calcular os coeficientes de transferência | Descrição |
|--|--|
| $k_2 = J_2 / P$ | Relativo à saída do fósforo |
| $k_3 = J_3 / JR * P$ | Relativo à assimilação do fósforo |
| $k_4 = J_4 / C * X$ | Relativo à reciclagem após a respiração da matéria orgânica na coluna d'água |
| $k_5 = J_5 / S * X$ | Relativo à reciclagem após a respiração da matéria orgânica no sedimento |
| $k_6 = J_6 / X$ | Relativo à difusão do oxigênio |
| $k_7 = J_7 / JR * P$ | Relativo à produção do oxigênio |
| $k_8 = J_8 / C * X$ | Relativo à respiração na coluna d'água |
| $k_9 = J_9 / S * X$ | Relativo à respiração no sedimento |
| $k_{10} = J_{10} / JR * P$ | Relativo à produção do carbono orgânico (produção primária) |
| $k_{12} = J_{12} / C$ | Relativo à taxa bruta da sedimentação do carbono orgânico |
| $k_{13} = J_{13} / S$ | Relativo à taxa bruta de suspensão do carbono orgânico |
| $k_{14} = J_{14} / C * X$ | Relativo ao carbono orgânico respirado na coluna d'água |
| $k_{15} = J_{15} / S * X$ | Relativo ao carbono orgânico respirado do sedimento |
| $k_{16} = J_{16} / C * X$ | Relativo ao consumo líquido do carbono da coluna d'água pelos consumidores |
| $k_{17} = J_{17} / S * X$ | Relativo ao consumo líquido do carbono do sedimento pelos consumidores |
| $k_{18} = J_{18} / N$ | Relativo à respiração e mortalidade dos consumidores |

4 – RESULTADOS

4.1 – Modelo do fósforo

A Figura 4.1 mostra o diagrama de sistemas e inclui os valores calculados para os fluxos de transferência e os estoques.

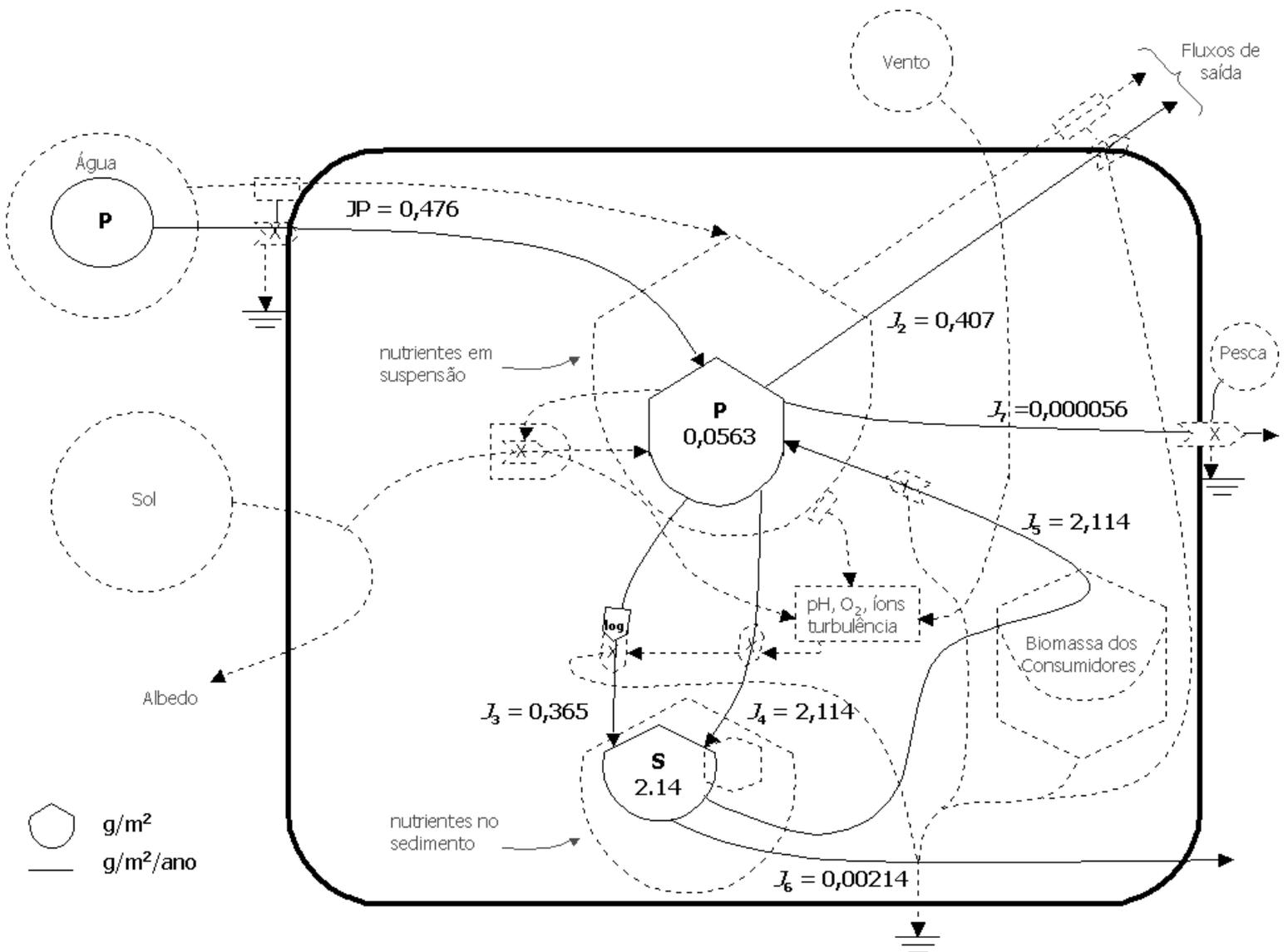
A Tabela 4.1 mostra os valores dos coeficientes de transferência ajustados usados no modelo do fósforo.

As Figuras 4.2 e 4.3 são os resultados da simulação do modelo do fósforo. Cada simulação mostra o comportamento do sistema sob uma condição particular do modelo.

Do fósforo que entra no reservatório pelos tributários, pela chuva e pela água subterrânea, quase 15% não foi contabilizado no fluxo de saída (Figura 4.1).

Tabela 4.1 – Coeficientes de transferência no modelo do fósforo.

| Coeficiente de transferência | Descrição | Valor |
|-------------------------------------|---|--------------|
| k_2 | Relativo ao fósforo que sai do reservatório. | 7,22912 |
| k_3 | Relativo à sedimentação de fósforo inorgânico. | 1,2686 |
| k_4 | Relativo à sedimentação de fósforo orgânico. | 37,54884 |
| k_5 | Relativo à reciclagem de fósforo para a coluna d'água. | 0,98785 |
| k_6 | Relativo ao fósforo depositado no fundo do lago. | 0,001 |
| k_7 | Relativo ao fósforo que sai do reservatório pela pesca. | 0,001 |



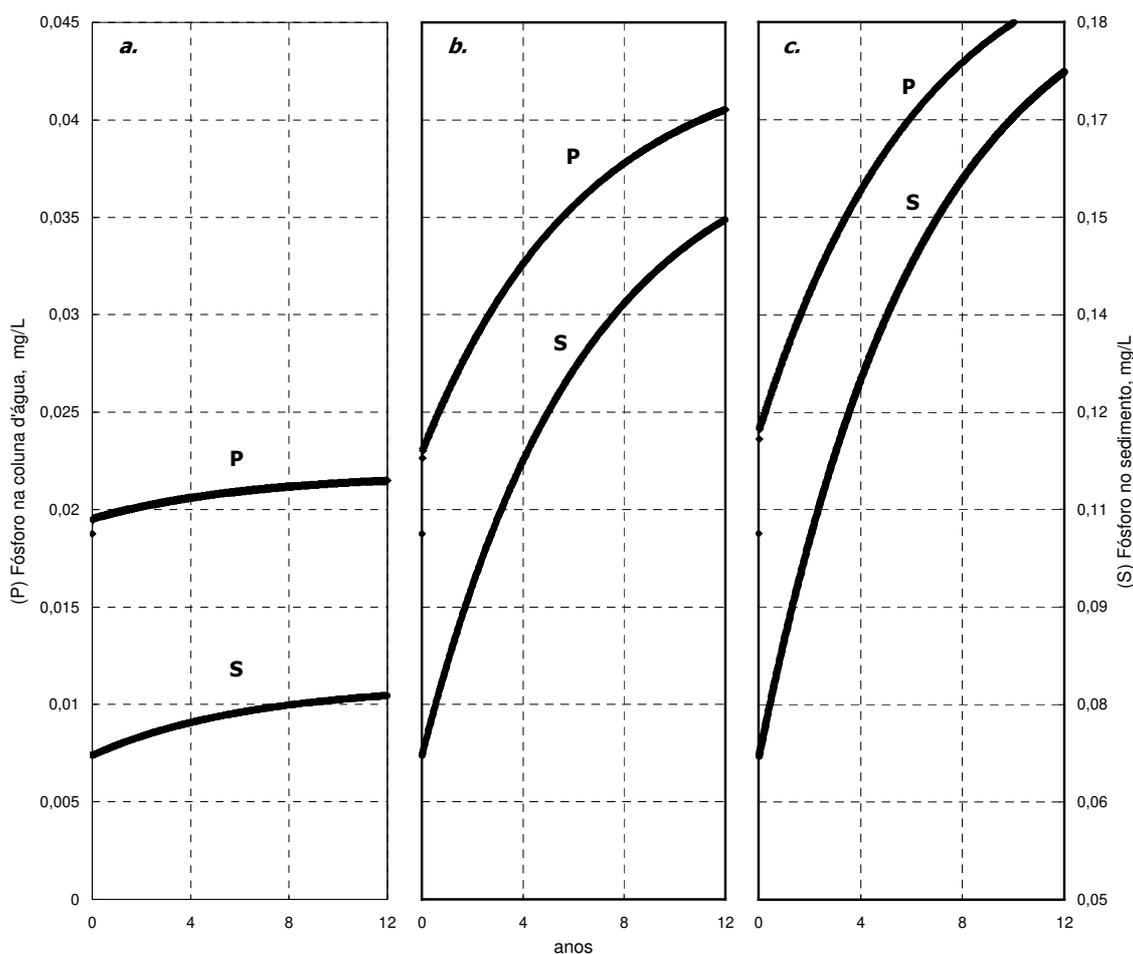


Figura 4.2 – Simulação do modelo do fósforo mostrando cenários a partir de três valores diferentes de carga de entrada. Em ordem crescente do fluxo de carga anual ao reservatório temos: (a) $JP = 0,476 \text{ gP.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$; (b) $JP = 0,952 \text{ gP.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ e (c) $JP = 1,10 \text{ gP.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$

A Figura 4.2a mostra a trajetória do fósforo na coluna d'água e do sedimento baseado no valor de carga do fósforo segundo Miranda (1997): $JP = 0,476 \text{ gP.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$.

A Figura 4.2b mostra um cenário levando-se em conta um acréscimo de 100% ($JP = 0,952 \text{ gP.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$) do valor dado por Miranda (1997).

A Figura 4.2c representa um incremento de 130% do cálculo segundo Miranda (1997), que corresponde ao valor de $JP = 1,10 \text{ gP.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$. Este fluxo de carga é do Lago Apopka-EUA, considerado hipereutrófico (Gayle e Odum, 1975).

A Figura 4.2 mostra que o fósforo total na coluna d'água e o fósforo no sedimento desenvolvem acréscimos com o fluxo de carga. Após 12 anos os níveis de P e S atingem valores de: $P = 0,0214 \text{ mg.L}^{-1}$ e $S = 0,0801 \text{ mg.L}^{-1}$; $P = 0,0405 \text{ mg.L}^{-1}$ e $S = 0,1507 \text{ mg.L}^{-1}$; $P = 0,0464 \text{ mg.L}^{-1}$ e $S = 0,1726 \text{ mg.L}^{-1}$, com cada incremento de carga ao reservatório nas Figuras 4.2a, 4.2b e 4.2c respectivamente.

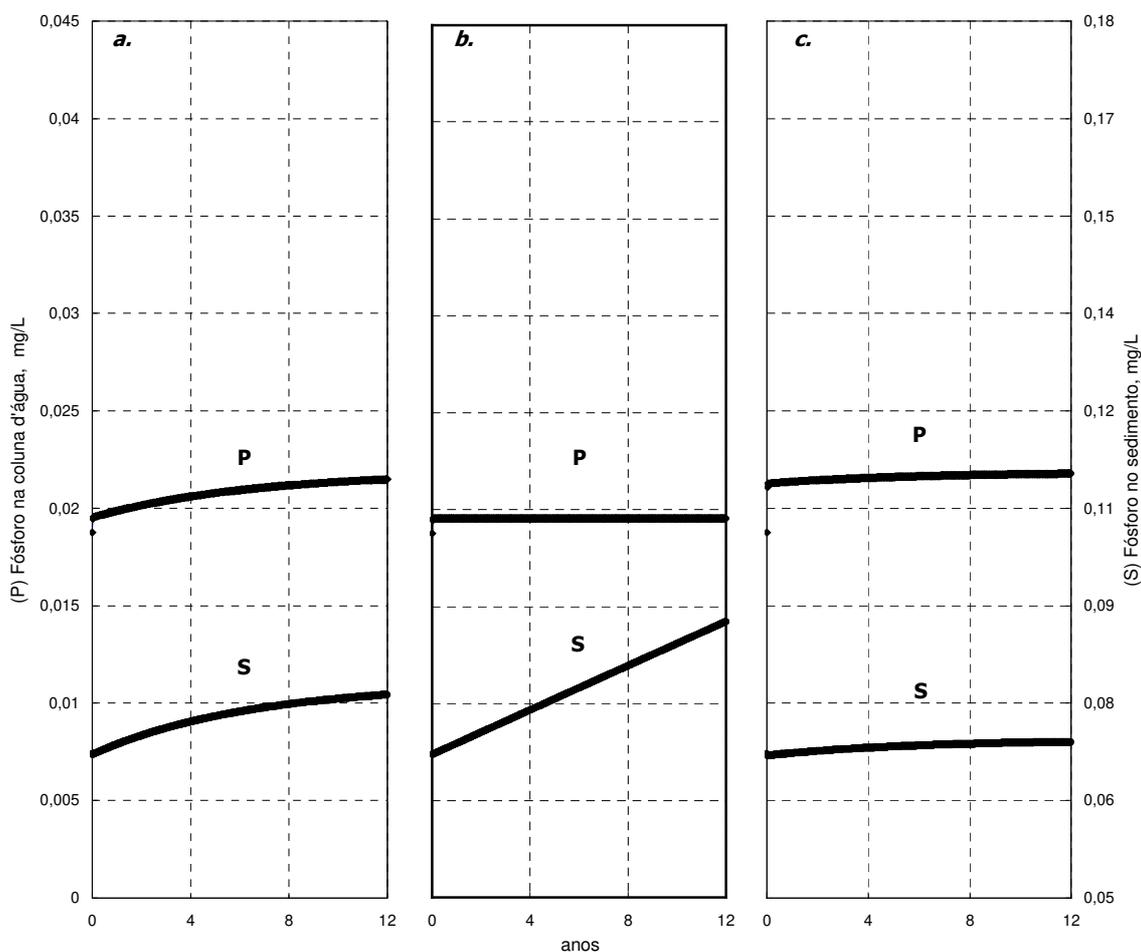


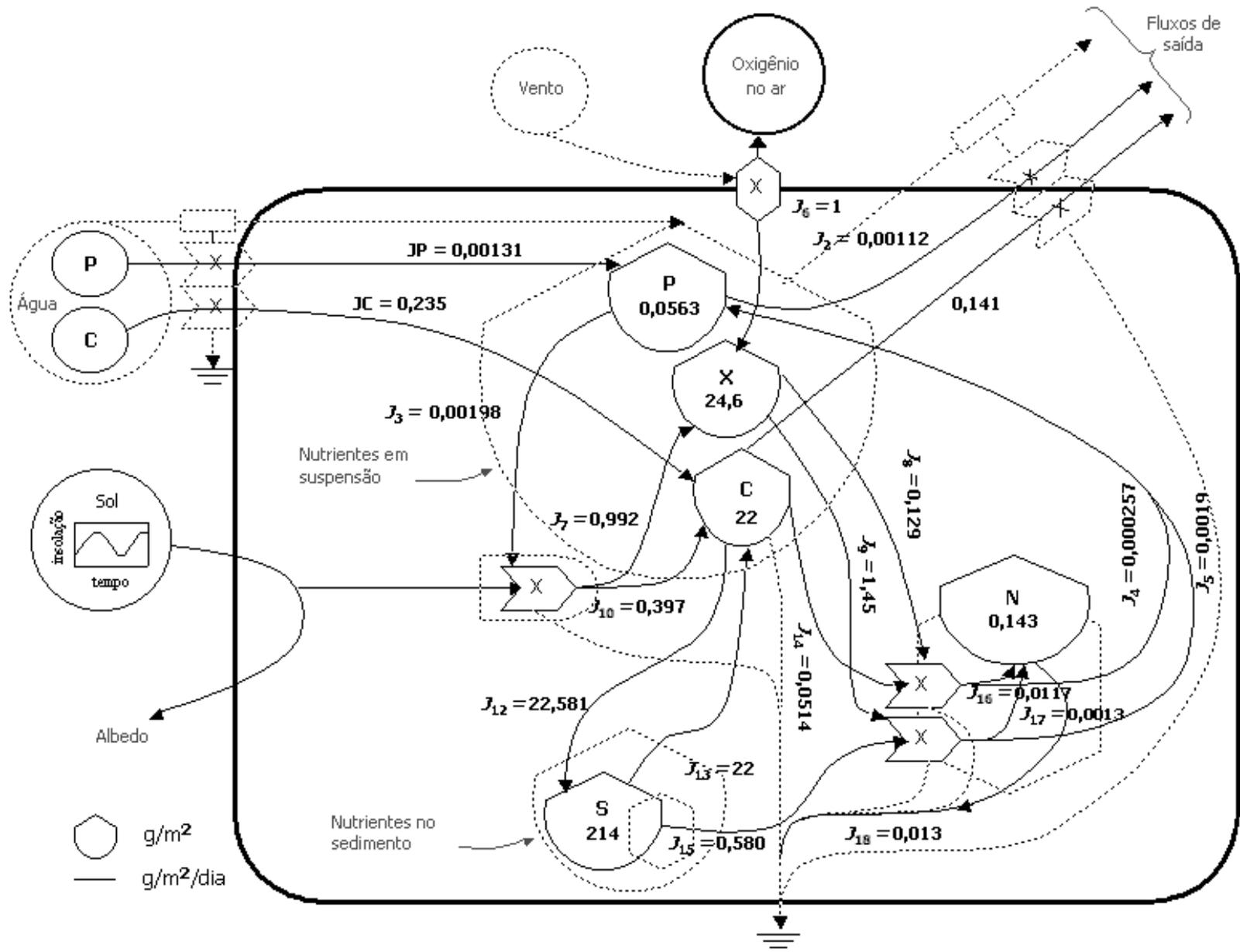
Figura 4.3 – Resultado da simulação do modelo do fósforo. As Figuras 4.3a e 4.2a são idênticas e mostra a trajetória do fósforo na coluna d'água e do sedimento nas condições iniciais. A Figura 4.3b mostra o efeito do fluxo de reciclagem constante. A Figura 4.3c mostra o efeito de fluxos maiores de reciclagem.

Com a finalidade de ilustrar a importância da interação água-sedimento afetando os níveis do fósforo, foram adotados cenários nas Figuras 4.3b e 4.3c.

A Figura 4.3b mostra o efeito do fluxo de reciclagem constante para a coluna d'água ($k_5 * S = 2,114 \text{ gP.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$).

A Figura 4.3c mostra a trajetória do fósforo na coluna d'água e do sedimento levando-se em conta um incremento de 10% do fluxo de reciclagem para a coluna d'água ($k_5 * S = 2.354 \text{ gP.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$)

Estes cenários são comparados com a Figura 4.3a que é idêntica a Figura 4.2a e mostra a trajetória do fósforo na coluna d'água e do sedimento nas condições iniciais.



4.2 – Modelo do metabolismo diário

A Figura 4.4 mostra o diagrama de sistemas e inclui os valores calculados para os fluxos de transferência e os estoques.

As equações, os parâmetros e os valores dos coeficientes de transferência ajustados usados no modelo do metabolismo diário são apresentados nas Tabelas 4.2 e 4.3. O programa completo codificado em *Basic* é apresentado no Anexo 2.

Tabela 4.2 – Coeficientes de transferência ajustados no modelo do metabolismo diário.

| Coeficiente de transferência | Descrição | Valor |
|-------------------------------------|--|--------------|
| k_2 | Relativo à saída do fósforo | 0,0198 |
| k_3 | Relativo à assimilação do fósforo | 0,00879 |
| k_4 | Relativo à reciclagem após a respiração e consumo da matéria orgânica na coluna d'água | 0,0000000488 |
| k_5 | Relativo à reciclagem após a respiração e consumo da matéria orgânica no sedimento | 0,00000351 |
| k_6 | Relativo à difusão do oxigênio | 0,0406 |
| k_7 | Relativo à produção do oxigênio | 4,4 |
| k_8 | Relativo à respiração na coluna d'água | 0,00023 |
| k_9 | Relativo à respiração no sedimento | 0,000275 |
| k_{10} | Relativo à produção do carbono orgânico (produção primária) | 0,04293 |
| k_{12} | Relativo à taxa bruta da sedimentação do carbono orgânico | 0,025 |
| k_{13} | Relativo à taxa bruta de suspensão do carbono orgânico | 0,102 |
| k_{14} | Relativo ao carbono orgânico respirado na coluna d'água | 0,0000949 |
| k_{15} | Relativo ao carbono orgânico respirado do sedimento | 0,00011018 |

Tabela 4.2 (Continuação)

| | | |
|----------|--|-------------|
| k_{16} | Relativo ao consumo líquido do carbono da coluna d'água pelos consumidores | 0,0000216 |
| k_{17} | Relativo ao consumo líquido do carbono do sedimento pelos consumidores | 0,000000246 |
| k_{18} | Relativo à respiração e mortalidade dos consumidores | 0,09 |

Tabela 4.3 - Equações e parâmetros no modelo do metabolismo, impressas pelo Basic.

=====

VALORES DOS ESTOQUES E FLUXOS DE CARGA NAS CONDIÇÕES INICIAIS

=====

| | |
|--------------|--|
| P = 0.0563 | Fósforo dissolvido (g/m ²) |
| X = 24.6 | Oxigênio dissolvido (g/m ²) |
| C = 22 | Carbono orgânico (g/m ²) |
| S = 214 | Carbono no sedimento (g/m ²) |
| N = 0.143 | Biomassa dos consumidores (g/m ²) |
| JP = 0.00131 | Fluxo de entrada do fósforo (g/m ² /dia) |
| JC = 0.235 | Fluxo do carbono orgânico alóctone (g/m ² /dia) |

=====

=====

COEFICIENTES DE TRANSFERÊNCIA AJUSTADOS

=====

| |
|--|
| $K2 = J2/P$ Relativo a J2: Saída do fósforo (gP/m ² /dia) |
| $K2 = 0.0198$ |
| $K3 = J3/JR*P$ Relativo a J3: Assimilação do fósforo (gP/m ² /dia) |
| $K3 = 0.00879$ |
| $K4 = J4/S*X$ Relativo a J4: Reciclagem após a respiração e consumo da matéria orgânica na coluna d'água (gP/m ² /dia) |
| $K4 = 0.000000488\#$ |
| $K5 = J5/C*X/10$ Relativo a J5: Reciclagem após a respiração e consumo da matéria orgânica no sedimento (gP/m ² /dia), ajustado |
| $K5 = 0.000000351\#$ |
| $K6 = J6/X$ Relativo a J6: Difusão do oxigênio (gO ₂ /m ² /dia) |
| $K6 = 0.0406$ |
| $K7 = J7/JR*P$ Relativo a J7: Produção do oxigênio (gO ₂ /m ² /dia) |
| $K7 = 4.4$ |
| $K8 = J8/C*X$ Relativo a J8: Respiração na coluna d'água (gO ₂ /m ² /dia) |
| $K8 = 0.00023$ |
| $K9 = J9/S*X$ Relativo a J9: Respiração no sedimento (gO ₂ /m ² /dia) |
| $K9 = 0.000275$ |
| $K10 = J10/JR*P$ Relativo a J10: Produção do carbono orgânico (produção primaria) (gC/m ² /dia) |
| $K10 = 1.7628$ |
| $K12 = J12/C*41.056$ Relativo a J12: Taxa bruta da sedimentação do carbono orgânico, ajustado |
| $K12 = 0.025$ |

Tabela 4.3 (Continuação)

```

=====
K13 = J13/S Relativo a J13: Taxa bruta de suspensão do carbono orgânico (gC/m2/dia)
K13 = 0.102
K14 = J14/C*X Relativo a J14: Carbono orgânico respirado na coluna d'água (gC/m2/dia)
K14 = 0.0000949#
K15 = J15/S*X*29.95 Relativo a J15: Carbono orgânico respirado do sedimento (gC/m2/dia),
ajustado
K15 = 0.0033
K16 = J16/C*X Relativo a J16: Consumo líquido do carbono da coluna d'água pelos consumidores
(gC/m2/dia)
K16 = 0.0000216#
K17 = J17/S*X Relativo a J17: Consumo líquido do carbono do sedimento pelos consumidores
(gC/m2/dia)
K17 = 0.000000246#
K18 = J18/N Relativo a J18: Respiração e mortalidade dos consumidores (gC/m2/dia)
K18 = 0.09
=====

```

```

=====
MATRIZ DOS VALORES DA LUZ SOLAR NOS INTERVALOS DE UMA HORA.
(MEGAJOULES POR METRO QUADRADO)
=====

```

```

DIM a(24)
DATA 0, 0.3, 0.8, 1.6, 2.1, 2.3, 2.5, 2.6, 2.5, 2.3, 2.1, 1.6, 0.8, 0.3, 0, 0, 0, 0, 0, 0, 0, 0, 0, 0
FOR HR = 1 TO 24
READ a(HR)
NEXT
=====

```

```

=====
EQUAÇÃO DO FLUXO DA LUZ SOLAR
=====

```

```

= a(HR) SL
IF (SL < 0) THEN SL = 0
JR = SL / (1 + K0 * P)
=====

```

```

=====
EQUAÇÕES DIFERENCIAIS
=====

```

```

DP = JP - K2 * P - K3 * JR * P + K4 * S * X + K5 * X * C
DX = K6 * (1 - (X / XS)) + K7 * JR * P - K8 * X * C - K9 * S * X
DC = K10 * JR * P + JC - K12 * C + K13 * S - K14 * X * C
DS = K12 * C - K13 * S - K15 * S * X
DN = K16 * C * X + K17 * S * X - K18 * N
P = P + DP * dT      valor no fim do dia para P
C = C + DC * dT      valor no fim do dia para C
X = X + DX * dT      valor no fim do dia para X
S = S + DS * dT      valor no fim do dia para S
N = N + DN * dT      valor no fim do dia para N
=====

```

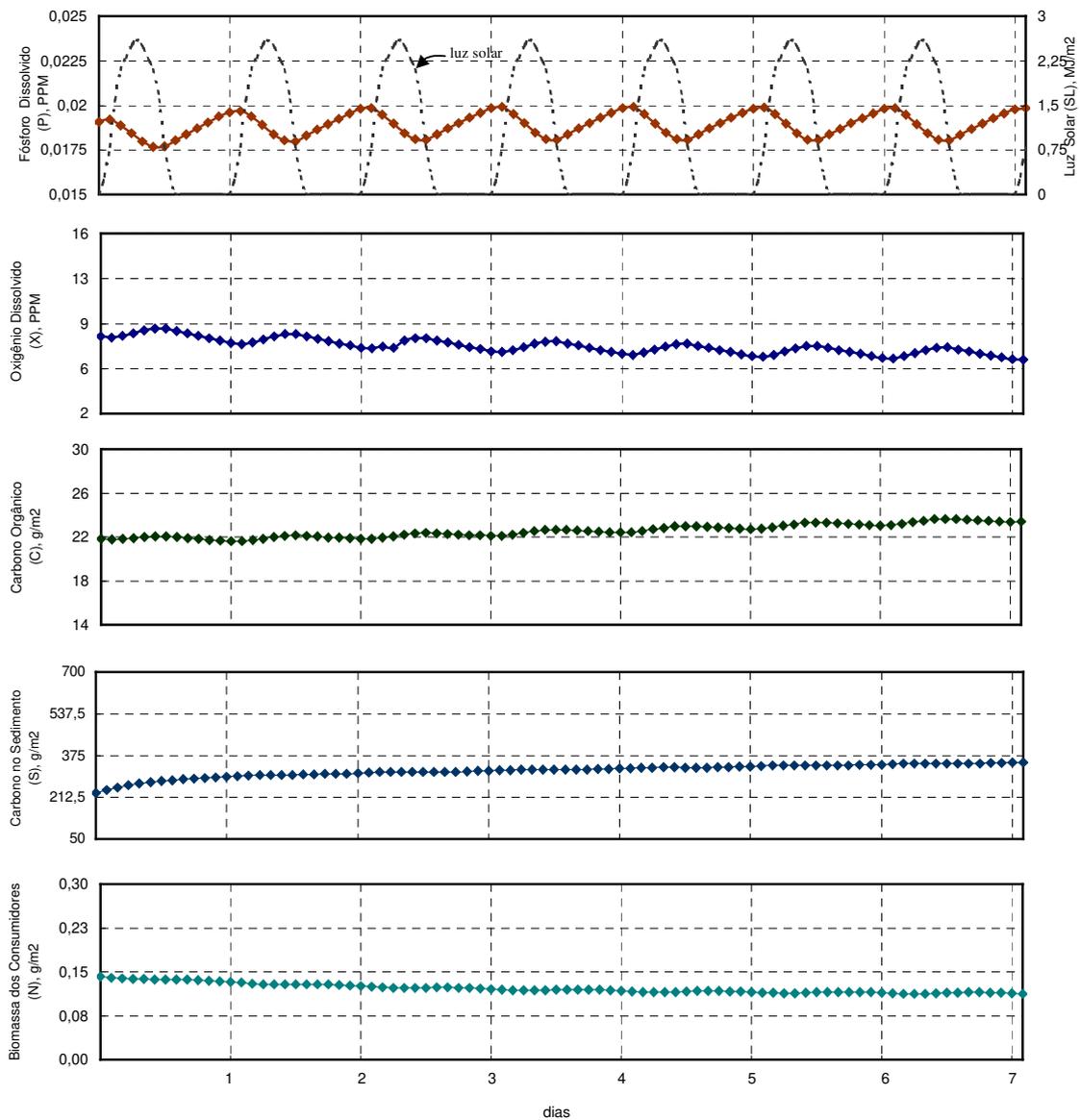


Figura 4.5 – Simulação do modelo do metabolismo diário, mostrando as trajetórias das variáveis P, X, C, S e N, nas condições iniciais ($JP = 0,00131 \text{ gP.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$; $JC = 0,235 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$).

A Figura 4.5 mostra as trajetórias das variáveis P (Fósforo dissolvido), X (Oxigênio dissolvido), C (Carbono orgânico), S (Carbono no sedimento) e N (Biomassa dos consumidores), nas condições iniciais do modelo.

Analisando o gráfico percebe-se que o reservatório com o aporte apresentado ($JP = 0,00131 \text{ gP.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e $JC = 0,235 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) mantém os níveis do fósforo dissolvido, variando de 0,018 a 0,020 ppm, com um leve incremento após sete dias.

Nas mesmas condições de carga, a curva correspondente ao oxigênio dissolvido mantém níveis de concentração variando de 7,5 a 8,5 ppm.

O carbono no sedimento após um leve acréscimo mantém-se com leves variações diurnas constantes com tendência a permanecer no valor de 360 g.m^{-2} .

A trajetória das variáveis carbono orgânico e biomassa dos consumidores mostra leves variações diurnas constantes, em média, os valores durante o período da simulação são: $C=22 \text{ g.m}^{-2}$ e $N = 0,12 \text{ g.m}^{-2}$.

Baixa concentração do oxigênio dissolvido

Com o intuito de analisar o comportamento das variáveis de estado sob o efeito da diminuição da quantidade máxima do oxigênio que pode ser dissolvida na água ($XS = 4$ ppm, isto é, 50% do valor nas condições iniciais), verifica-se conforme a Figura 4.6 que de forma similar às circunstâncias encontradas na simulação, nas condições iniciais (Figura 4.5), a trajetória do fósforo mantém a mesma variação diurna (0,018 a 0,020 ppm).

Após sete dias, os níveis do oxigênio diminuem mostrando valores de 5 a 5,5 ppm.

O estoque do carbono na coluna d'água e do sedimento aumenta com o passar dos dias atingindo valores de: $C = 26 \text{ g.m}^{-2}$ e $S = 440 \text{ g.m}^{-2}$.

A curva correspondente à biomassa dos consumidores diminui gradativamente, atingindo o valor de $N = 0,08 \text{ g.m}^{-2}$, no fim do período da simulação.

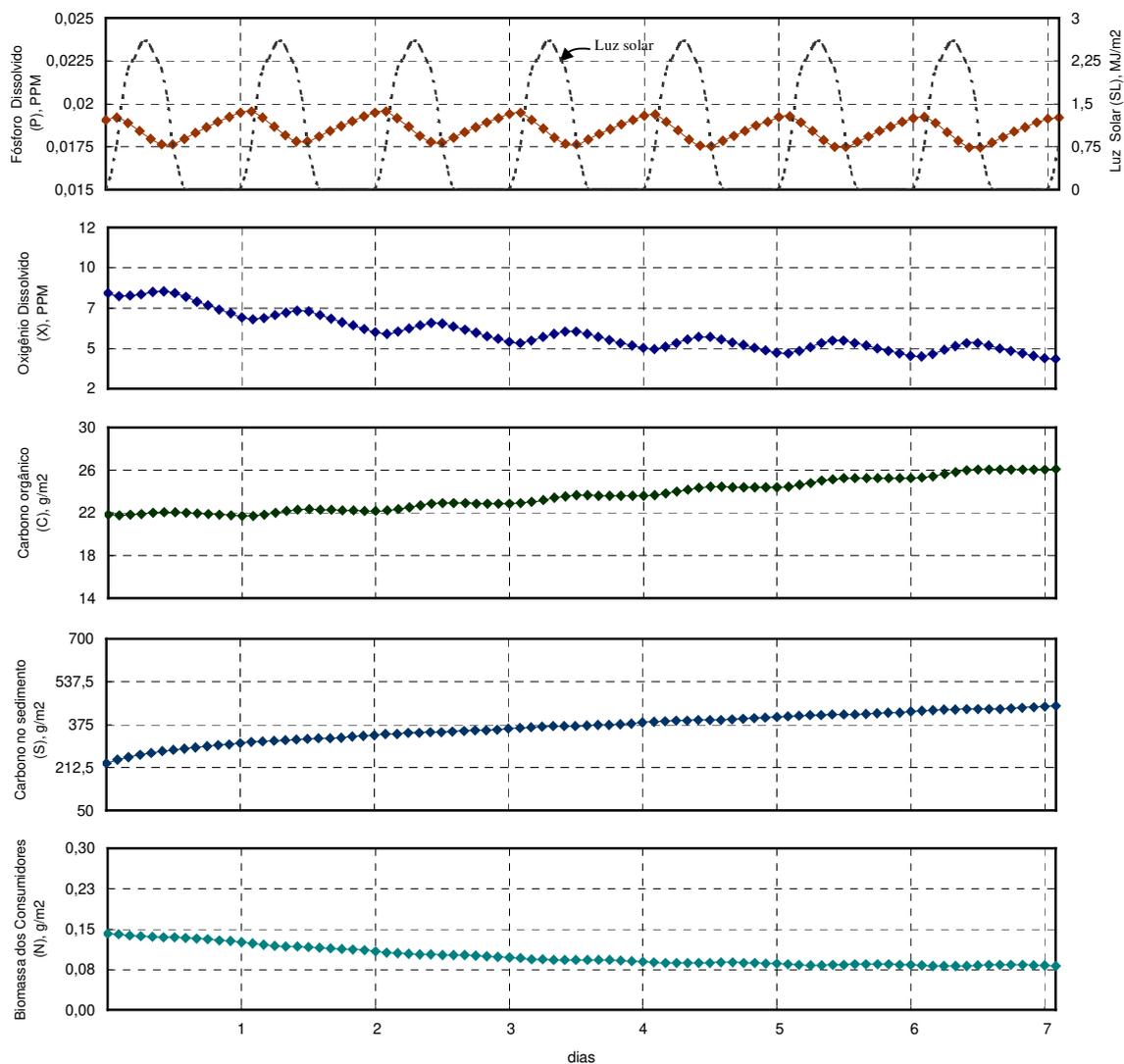


Figura 4.6 – Simulação do modelo do metabolismo diário, mostrando o efeito de baixa difusão do oxigênio dissolvido ($X_S = 4$ ppm), nas variáveis P, X, C, S e N

Acréscimo de carga líquida do carbono orgânico

A Figura 4.7 mostra um cenário, onde é simulado o comportamento das variáveis P, X, C, S e N, levando-se em conta um acréscimo de três vezes na carga do carbono orgânico líquido no reservatório ($J_C = 0,705 \text{ gP} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$).

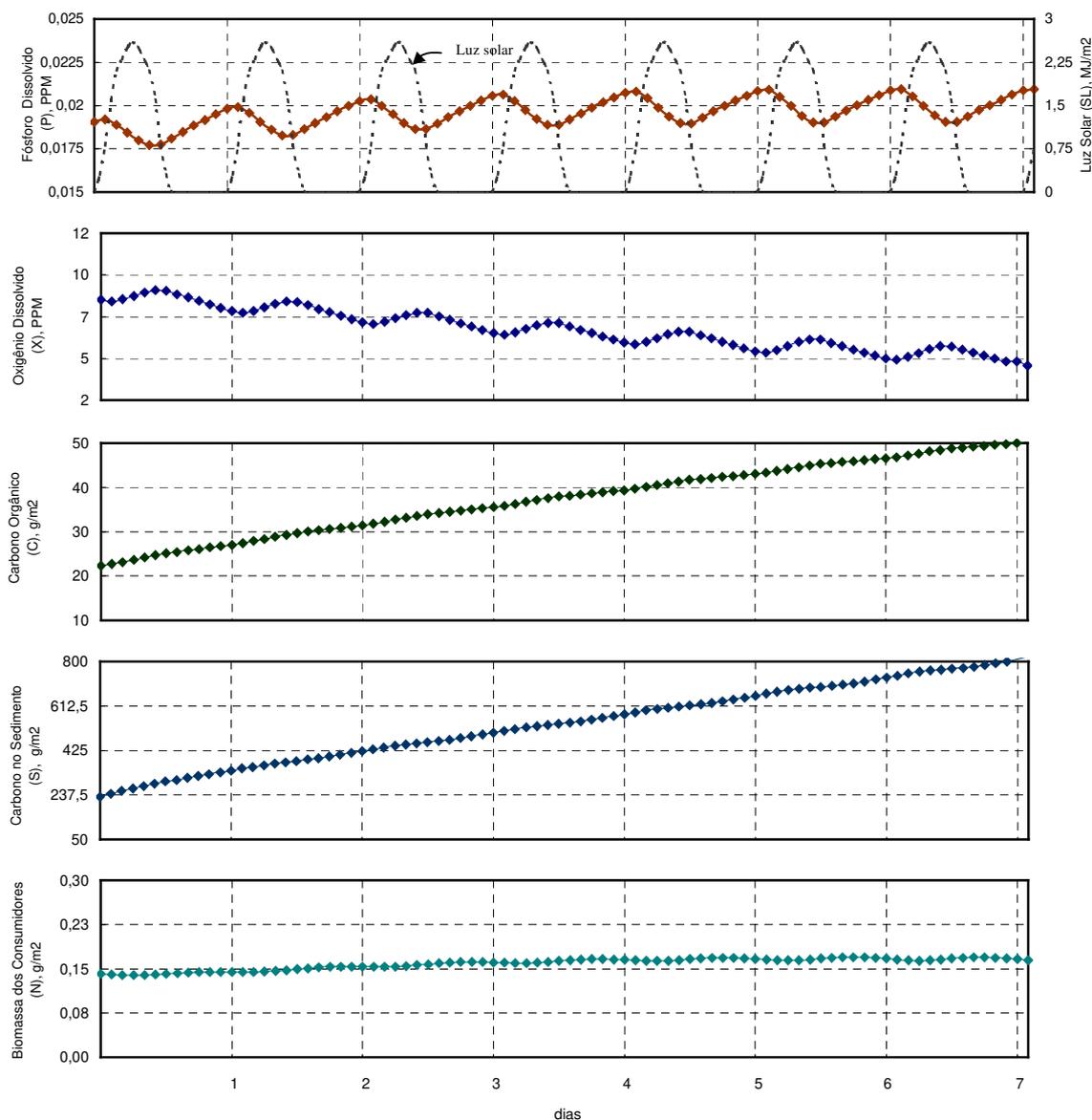


Figura 4.7 – Simulação do modelo do metabolismo diário, mostrando o efeito de maior carga líquida do carbono orgânico no reservatório ($JC = 0,705 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$), nas variáveis P, X, C, S e N.

Verifica-se conforme a Figura 4.7 que o fósforo dissolvido mantém os níveis variando de 0,018 a 0,020 ppm.

O oxigênio dissolvido apresenta níveis baixos de saturação de aproximadamente 50-55%.

O estoque do carbono orgânico no reservatório mostra o valor de $C = 50\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ após o período da simulação.

Os níveis elevados de entrada do carbono alóctone aumentam o carbono no sedimento atingindo o valor de $S = 800 \text{ g.m}^{-2}$.

Observa-se na tendência da curva correspondente à biomassa dos consumidores um leve acréscimo nos primeiros dias, com tendência a permanecer constante no fim da simulação (em média $N = 0,16 \text{ g.m}^{-2}$).

Processo de Produção - Consumo

Conforme a análise dada por Beyers e Odum H.T. (1994) na Figura 2.3, observa-se que o modelo do metabolismo diário é um processo de produção-consumo mais complexo, se fizermos a seguinte equivalência:

| | Processo P – R (Beyers e Odum, 1994) | | Modelo do metabolismo diário | |
|----------|---|---------------|---------------------------------|----------------|
| Produção | $k_1 * A * N$ | (Equação 2.7) | $J_7 = k_7 * JR * P$ | (Equação 3.18) |
| Consumo | $k_2 * Q$ | (Equação 2.8) | $J_8 = k_8 * C * X$ | (Equação 3.19) |
| | | | $J_9 = k_9 * S * X$ | (Equação 3.20) |

A produção no modelo do metabolismo diário é representado pelo fluxo J_7 (Produção de oxigênio) e o consumo do oxigênio pelos fluxos J_8 (Respiração na coluna d'água) e J_9 (Respiração no sedimento).

Com a finalidade de ilustrar o efeito do incremento de fósforo e carbono na produção e consumo, foram codificadas em *Basic* (Tabela 4.4) as Equações 3.18 a 3.20.

A Figura 4.8 mostra as curvas do processo de produção-consumo no modelo do metabolismo diário para o Reservatório do Lobo, levando-se em conta:

(1) condições iniciais de carga ($JP = 0,00131 \text{ gP.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e $JC = 0,235 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$); (2) incremento da carga do fósforo ($JP = 0,00262 \text{ gP.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) e (3) incremento do carbono orgânico ($JC = 0,705 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$).

A Figura 4.8 mostra que tanto um acréscimo na adição de fósforo quanto de carbono, aumenta a produção e a respiração.

Tabela 4.4 - Equações do processo de produção- respiração no modelo do metabolismo diário, impressas pelo Basic.

=====

EQUAÇÕES: PRODUÇÃO – CONSUMO

=====

$$PR = K7 * JR * P$$

Produção do oxigênio

$$RE = K8 * X * C + K9 * X * S$$

Respiração na coluna d'água + Respiração no sedimento

=====

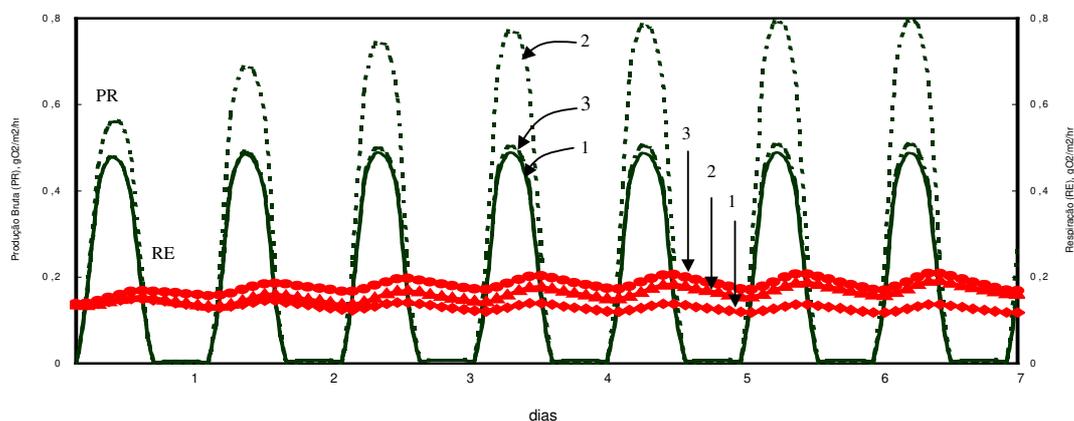


Figura 4.8 – Simulação do processo de produção - respiração levando-se em conta: (1) condições iniciais ($JP = 0,00131 \text{ gP.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$; $JC = 0,235 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$); (2) incremento da carga do fósforo ($JP = 0,00262 \text{ gP.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$); (3) incremento da carga do carbono orgânico ($JC = 0,705 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$).

5 – DISCUSSÃO

5.1 – Modelo do fósforo

- **Entradas no modelo do fósforo**

Para os dados de entrada no modelo do fósforo, o problema maior é a determinação dos fluxos de transferência. Do levantamento dos dados realizado, o problema é a falta de estudos da sedimentação do fósforo inorgânico, a informação utilizada aqui é de outro ecossistema, o que pode mudar a resposta do modelo.

Fizeram-se tentativas de se colocar outros fluxos de saída do reservatório, utilizando dados estimados (por falta de informação e/ou bibliografia que pudessem fornecê-la), como fluxo de pesca, e o fósforo que é depositado no fundo do reservatório indisponibilizado para ciclagem. Esta falta de informação também restringe a aplicabilidade do modelo do fósforo. Apesar de ainda permanecer um instrumento de comparação com outros ecossistemas.

- **Balanceamento do modelo**

Quando da colocação dos coeficientes de transferência e a primeira execução do programa, é necessário fazer sempre o balanceamento do modelo. Isto é, ajustando os coeficientes com o funcionamento do modelo até obterem-se os resultados e comprovar se faz sentido (Odum, 1996b). Segundo Safonov et al. (2002) este procedimento é um ajuste heurístico de parâmetros (o valor do coeficiente de transferência k_3 , relativo à sedimentação de fósforo inorgânico, na Tabela 4.1, foi ajustado utilizando este procedimento).

- **Saídas fornecidas pelo modelo do fósforo**

A Figura 4.2a mostra a trajetória do fósforo na coluna d'água e do sedimento baseado no valor de carga do fósforo segundo Miranda (1997): $JP = 0,476 \text{ gP.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$. Após o período da simulação o fósforo na coluna d'água atinge o valor de $0,0214 \text{ mg.L}^{-1}$, este valor corresponde a um reservatório mesotrófico como mostra a Tabela 2.2 conforme Tundisi et. al (1988). Estudos do Instituto Internacional de Ecologia [IIE] (2000) afirmam que durante os últimos 30 anos, a qualidade da água do reservatório foi mantida em boas condições e o nível de eutrofização foi baixo, graças à baixa concentração de fósforo e

nitrogênio nos tributários e baixo tempo de retenção no reservatório. Até o início da década de 90, nenhum processo de eutrofização foi observado no reservatório. Recentemente, porém, tem-se verificado um aumento considerável na quantidade de macrófita aquática *Pistia stratiotes*, indicadora de águas eutrofizadas, na foz do rio Itaqueri, um dos principais tributários do reservatório localizado à montante da represa (Abe et. al, 2000).

A partir dos resultados do modelo sugere-se que o incremento nos níveis de fósforo poderiam ocorrer a longo prazo. Contudo, outro estudo realizado no ecossistema (Abe et. al, 2000), apresentado na Figura 2.2 mostra também um processo de eutrofização que estaria ocorrendo no Reservatório do Lobo.

Enfim, pode-se dizer que houve uma oscilação leve do fósforo total na represa durante o período da simulação, levando-nos a concordar com as seguintes explicações dadas por Matheus e Tundisi (1988):

- há despejo de efluentes urbanos e industriais no rio Itaqueri, um dos formadores do Reservatório do Lobo, o que pode alterar o nível de nutrientes;
- ocorre principalmente na época de chuvas (primavera e verão) a drenagem de áreas de fazendas de criação de gado com extensas pastagens;
- vários rios da região, inclusive o Riberão do Lobo, um dos principais formadores do reservatório, nascem na Serra de Itaqueri, descendo em saltos de até 200 metros possuindo um elevado poder de dissolução e carregamento de substâncias minerais das rochas que podem ocasionar alterações nos níveis da amônia presente nas águas do lago;
- a presença de fragmentos de mata ciliar nas margens dos rios formadores do reservatório também pode contribuir para o aporte de nutrientes.

Com a finalidade de analisar o comportamento das variáveis P e S supondo que não existam iniciativas para a solução do processo iniciado de eutrofização, foram compostos cenários nas Figuras 4.2b e 4.2c levando-se em conta incrementos de carga de fósforo ao reservatório. Após cinco anos a trajetória da curva da coluna d'água na Figura 4.2b atinge o estado eutrófico, isto é o valor $P = 0,035 \text{ mg.L}^{-1}$ (conforme a Tabela 2.2). Enquanto para condições de carga que corresponderia, a um lago hipereutrófico, o estado eutrófico é atingido no terceiro ano como mostra a Figura 4.2c. Estes cenários mostram a sensibilidade ao incremento da carga de fósforo ao reservatório.

Do fósforo que entra no reservatório pelos tributários, pela chuva e água subterrânea, quase 15% não foi contabilizado no fluxo de saída, assim o fósforo não constante na coluna d'água pode ser retido pelo ecossistema em forma de partículas no sedimento.

Na simulação do modelo baseado no valor de carga do fósforo segundo Miranda (1997) observa-se um leve acréscimo do nível do sedimento. Estudos de Reis et al. (2000) afirmam que a taxa de sedimentação ainda é pequena comparada com a de outros reservatórios e recomenda que medidas urgentes devem ser tomadas para minimizar e/ou controlar o impacto gerado.

De acordo com Esteves (1998) os principais nutrientes são absorvidos pelos organismos (especialmente fitoplâncton) e incorporados a sua biomassa. Após a morte deles, seus detritos são depositados no sedimento, levando consigo os nutrientes. Estes são liberados do sedimento, após decomposição e transportados para a coluna d'água, onde são reassimilados. A outra parte do fósforo que não é prontamente liberada para a coluna d'água deposita-se no sedimento, onde, após a decomposição dos detritos e dependendo das condições físico-químicas do meio (especialmente interface água - sedimento), será retida no sedimento ou liberada para a coluna d'água.

Com a finalidade de ilustrar a importância da interação água – sedimento afetando os níveis do fósforo foram adotados cenários nas Figuras 4.3b e 4.3c.

A Figura 4.3b mostra o efeito do fluxo de reciclagem constante para a coluna d'água. Verifica-se que o fósforo na coluna d'água, após um leve acréscimo, permanece constante durante o período da simulação, enquanto o nível de sedimento aumenta mais rapidamente com a reciclagem constante. A Figura 4.3c mostra a trajetória do fósforo na coluna d'água e do sedimento levando-se em conta um incremento de 10% do fluxo de reciclagem para a coluna d'água. O nível da variável P aumenta 16% após doze anos, enquanto o nível do fósforo no sedimento apresenta um leve acréscimo. As Figuras 4.3b e 4.3c sugerem que mudanças na troca água – sedimento tem efeitos consideráveis nos níveis de fósforo liberado para a coluna d'água. Deste modo, a investigação sobre a troca destes elementos entre o sedimento e o corpo d'água é importante para se avaliar quantitativamente.

Segundo Reis et. al. (2000) a taxa média de sedimentação ($0,363 \text{ cm.ano}^{-1}$) do Reservatório do Lobo ainda é pequena, porém, medidas urgentes devem ser tomadas para

minimizar e/ou controlar o impacto gerado pela atividade de mineração de areia e pelo despejo de efluentes da Estação de Tratamento de Esgotos de Itirapina, ambas situadas na área alagada do rio Itaqueri, bem como pelo processo de urbanização e pela exploração do turismo.

A contribuição interna, isto é, a liberação do fósforo do sedimento para a coluna d'água pode contribuir em igual intensidade, ou mesmo exceder, a contribuição externa de fósforo para a permanência do nível de eutrofização. Portanto, esta liberação do fósforo a partir do sedimento pode postergar a recuperação dos lagos, mesmo quando são tomadas medidas para reduzir o aporte de nutrientes (Boers et al., 1998).

5.2 – Modelo do metabolismo diário

- **Entradas no modelo do metabolismo**

Da mesma forma que o modelo do fósforo, no modelo do metabolismo a determinação dos valores dos fluxos de transferência foi a maior dificuldade. A maior lacuna foi a falta de um estudo a respeito de dados de luz solar no ecossistema do Reservatório do Lobo. Os dados usados aqui são de outra região. Para o modelo do metabolismo, seria necessário um conjunto de dados sistemático de pelo menos um dia com intervalos de uma hora para a simulação. Esta informação não foi encontrada na literatura. A falta de informação pode mudar a resposta do modelo do metabolismo.

A Equação 3.9 definida por Odum H.T (1983) foi utilizada para representar o fluxo da luz solar:

$$SL = JR + k_0 * JR * P$$

onde, o valor de JR (luz solar disponível para ser utilizado na produção primária) utilizado para o cálculo dos coeficientes de transferência é 4%. Kent et al. (2000) utilizaram um valor semelhante para a simulação de um ecossistema análogo.

Para a simulação computacional a Equação 3.9 toma a seguinte forma:

$$JR = \frac{SL}{1 + k_0 * P}$$

Assim o pulso senoidal é devido aos dados de luz solar que alimentam o modelo.

Esteves (1989) afirma que da luz solar que atinge a superfície da água parte penetra e parte é refletida voltando à atmosfera. A quantidade da luz solar refletida depende das condições da superfície da água (plana ou ondulada) e principalmente do ângulo de incidência da radiação sobre esta. Em consequência destes fatores, a radiação refletida pode variar de 2% a 100%.

O valor do fluxo que representa a difusão do oxigênio também vem de outro ecossistema. Esta falta de informação também restringe a aplicabilidade do modelo do metabolismo, porém permanece como um instrumento de comparação com outros ecossistemas.

- **Balanceamento do modelo**

Para o ajuste dos coeficientes do modelo utilizou-se o procedimento dado por Odum (1996b) e Safonov et al. (2002). Os coeficientes de transferência ajustados foram k_5 , k_{10} e k_{14} (prestar atenção à diferença dos valores dos coeficientes “originais” estimados na Tabela 4.2 baseado em fontes bibliográficas, e os valores ajustados para serem usados no programa codificado em *Basic* na Tabela 4.3).

- **Saídas fornecidas pelo modelo do metabolismo**

Analisando a Figura 4.5 percebe-se que o reservatório com o aporte apresentado ($JP = 0,00131 \text{ gP.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) mantém os níveis do fósforo dissolvido variando de 0,018 a 0,020 mg/L, com um leve incremento após sete dias. Estes níveis correspondem a um reservatório mesotrófico como mostra a Tabela 2.2 conforme Tundisi et. al (1988).

Calijuri e Tundisi (1990) classificaram o reservatório do Lobo como oligomestrófico, e identificam as seguintes alterações ambientais: desflorestamento, despejo de esgotos domésticos e lixiviação de fertilizantes químicos utilizados na lavoura.

Nas mesmas condições de carga, a curva correspondente ao oxigênio dissolvido mantém níveis variando de 75 a 85 % de saturação.

Tundisi (1977) afirma que a concentração de oxigênio dissolvido (OD) no reservatório é relativamente alta durante o ano todo e os valores situam-se em torno de 70 e

100% de saturação. O despejo de efluentes domésticos, industriais, agrícolas e as atividades turísticas podem contribuir para a depleção do OD nos lagos. Entretanto, no caso da tendência constante dos valores obtidos na simulação, observou-se que os níveis de OD na água do reservatório estavam sempre acima dos padrões recomendados pelo CONAMA n. 20/86, na Classe 2 (Brasil, 1986), isto é acima de 50 %, indicando que o sistema ainda está pouco alterado pelas ações antrópicas.

Com o aporte orgânico apresentado ($J_C = 0,235 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$), a trajetória do carbono orgânico mostra leves variações diurnas constantes, em média o valor durante o período da simulação é 22 g.m^{-2} . O carbono no sedimento mostra um leve acréscimo até alcançar um patamar estável com leves variações diurnas constantes, permanecendo em média no valor de 360 g.m^{-2} . Alves et al. (1988) consideram que um dos principais fatores responsáveis pelas alterações dos ecossistemas aquáticos em áreas urbanizadas é o lançamento de efluentes orgânicos nas águas. Embora os problemas mais graves de poluição ocorram nas grandes metrópoles, não pode-se desprezar os impactos causados pelos centros urbanos de pequeno e médio porte, como os que compõem a região do Reservatório do Lobo. Deve-se reforçar que o reservatório recebe efluentes líquidos da cidade de Itirapina através do tributário Itaqueri (Camargo, et. al, 1995).

Baixa concentração do oxigênio dissolvido

Durante a primavera e o verão os reservatórios são freqüentemente supersaturados de oxigênio devido à presença de diversos organismos que realizam fotossíntese. O oxigênio em excesso é liberado para a atmosfera, não permanecendo disponível por muito tempo para decompor a matéria orgânica. Isto causa depleção do oxigênio ou anoxia nos lagos, particularmente no outono (Instituto Internacional de Ecologia [IIE], 2000).

Segundo Esteves (1998) os organismos aquáticos em regiões tropicais e subtropicais têm menos oxigênio disponível do que os de lagos temperados.

Com o intuito de analisar o comportamento das variáveis de estado do modelo sob efeito de condições de hipoxia (baixa concentração do oxigênio), o valor da constante XS (saturação do oxigênio) da equação 3.17, é diminuído a 4 ppm.

Verifica-se conforme a Figura 4.6 que há uma depleção do oxigênio durante o período da simulação. Isto produz principalmente uma diminuição gradativa da biomassa

dos consumidores (N). Segundo Esteves (1998) as condições de hipoxia proporcionam um habitat com características adversas para a fauna e flora aquática. Nestas condições pode ocorrer mortandade de peixes e invertebrados, mesmo em lagos totalmente livres de poluição. Além disso, a amônia que se origina da atividade bacteriana, pode ser liberada dos sedimentos para a água sob condições de baixa concentração do oxigênio (Instituto Internacional de Ecologia [IIE], 2000). Assim pode-se notar um acréscimo do estoque orgânico na coluna d'água (C).

Acréscimo da carga líquida do carbono orgânico

Charbel (1998) estimou o fluxo de entrada do carbono orgânico levando-se em conta a quantificação dos rios (afluentes: Córrego de Geraldo, Riberão Itaqueri, Riberão do Lobo e Córrego das Perdizes), o carbono do lençol freático, a quantidade do carbono na forma de gás fornecida pela atmosfera e o carbono orgânico fornecida pelas macrófitas, a média calculada foi: $0,376 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. A saída do carbono orgânico foi calculada quantificando o carbono do rio efluente (Jacaré Guaçú), a quantidade do carbono na forma de gás emanada para a atmosfera por difusão e a quantidade do carbono na bolha liberada para atmosfera, dando um valor médio de $0,141 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. Então o valor de carga líquida do carbono no reservatório foi $0,235 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$

Segundo Queiroz (2000) há uma sinalização de que a qualidade da água do reservatório pode ser alterada, principalmente, em função do aumento dos despejos orgânicos de esgotos de Itirapina no rio Itaqueri (um dos principais formadores do reservatório). Supondo que não haja iniciativas para a solução pode-se compor um cenário levando-se em conta um acréscimo de três vezes a carga líquida do carbono ao reservatório ($JC = 0,705 \text{ gP.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) com a finalidade de observar o comportamento das variáveis do modelo.

O estoque do carbono orgânico no reservatório mostra acréscimos gradativos durante o período da simulação. Verifica-se conforme a Figura 4.7 que esta condição acarreta a diminuição dos níveis do oxigênio dissolvido em valores de 50-55% de saturação. Segundo Queiroz (2000), esta depleção do oxigênio dissolvido estaria em função da decomposição de resíduos orgânicos e da oxidação de resíduos inorgânicos.

Nestas condições de carga, observa-se um leve acréscimo da biomassa dos consumidores nos primeiros dias no período da simulação. Segundo Esteves (1998) o

carbono desempenha um papel importante na cadeia alimentar. A tendência da variável N (Biomassa dos consumidores) é alcançar um patamar constante no fim da simulação, isto é, devido à depleção do oxigênio que produz mortandade de peixes e invertebrados (Esteves, 1998).

Modelo do processo de produção - consumo

Nos ecossistemas aquáticos, o processo de produção–consumo não ocorre isoladamente, mas sim de maneira integrada, com alto grau de interdependência (Esteves, 1988). Pode ser notada na Figura 4.8 que o processo de produção–consumo é uma das características do modelo original presa–predador de Lotka e Volterra (1925, 1926).

A Figura 4.8 mostra que nas condições iniciais ($JP = 0,00131 \text{ gP.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e $JC = 0,235 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) a produção e a respiração apresentam leves incrementos. Observa-se o predomínio do processo de produção sobre o consumo, indicando, neste caso que o Reservatório do Lobo é um ecossistema em desenvolvimento (Odum E.P, 1988). Angelini (1995), utilizando um modelo estático, mostrou que a produção primária é muito maior que a respiração no Reservatório do Lobo, isto é, a energia produzida excede o necessário para a manutenção do sistema.

Foram adotados cenários levando-se em conta um acréscimo na adição de fósforo e carbono alóctone, dessa forma percebe-se tendências de maior incremento da produção e consumo do oxigênio (respiração) durante o período da simulação. Segundo Beyers e Odum H.T. (1994) esta é uma situação chamada eutrofização, e é uma condição de energia de alto metabolismo.

As simulações no modelo do metabolismo (Figura 4.5 a 4.8) mostram que o pulso da luz solar controla as variáveis de estado, que pulsam também em forma regular. A pulsação é uma propriedade dos sistemas em todas as escalas (Odum, 1996a).

6 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Verifica-se a partir da apresentação dos capítulos anteriores, que utilizando a linguagem de fluxos de energia como ferramenta da ecologia de sistemas (Odum H.T. 1983), é viável a construção de modelos para representar estruturas e funções importantes do comportamento sistêmico do reservatório, facilitando a compreensão dos sistemas reais.

Apesar do Reservatório do Lobo ser um dos ecossistemas brasileiros com maior volume de trabalhos científicos, nos modelos simples apresentados, muitos dados ficaram faltando. Em decorrência deste fato, observa-se que para progredir neste campo de pesquisa é conveniente que a coleta de dados passe a ser realizada segundo o modelo sistêmico proposto. No entanto pode-se oferecer as seguintes conclusões e recomendações para melhor descrever o ecossistema em estudo:

Modelo do fósforo

A primeira simulação (Figura 4.2a) mostra que a longo prazo, sob circunstâncias de carga atuais, o Reservatório do Lobo estará sendo submetido a um processo gradual de enriquecimento do fósforo na coluna d'água e no sedimento, isto é, um processo de eutrofização ao longo dos anos.

A sensibilidade aos incrementos de carga de fósforo (Figura 4.2b e 4.2c) indica a importância do controle dos fluxos de entrada deste nutriente no reservatório.

A sensibilidade do modelo aos valores do fluxo de reciclagem constante e o incremento deste fluxo (Figuras 4.3b e 4.3c) sugere que mudanças na troca água-sedimento têm efeitos consideráveis nos níveis de fósforo liberado para a coluna d'água.

Entretanto, medidas urgentes devem ser tomadas para minimizar e/ou controlar o impacto gerado pela atividade de mineração de areia e pelo despejo de efluentes, principalmente, da Estação de Tratamento de Esgotos de Itirapina, ambos situados na área alagada do rio Itaqueri e pelo processo de urbanização e pela exploração do turismo.

Recomendações a respeito das entradas do modelo do fósforo

Sugere-se que durante o período de um ano se colete dados das fontes, estoques e fluxos de transferência do modelo, incluindo outras estruturas que não foram colocadas aqui sem aumentar excessivamente a complexidade do modelo.

É interessante que estas coletas ocorram em várias regiões da represa. Deve-se dar especial atenção à região da represa que contém indícios de acréscimo de nutrientes.

Modelo do metabolismo diário

O modelo do metabolismo diário carece de dados para que ele seja adequadamente validado. Porém, a função especial dos modelos sistêmicos é mais uma ajuda à compreensão e menos uma ferramenta para predição explícita (Odum H.T., 1989a). No entanto o modelo:

- Serve para elucidar o mecanismo interno do reservatório e mostra a importância do relacionamento de diferentes variáveis no funcionamento diário do ecossistema (interações entre o fósforo dissolvido, oxigênio dissolvido, carbono orgânico, carbono no sedimento e biomassa dos consumidores) e das fontes externas (luz solar, oxigênio no ar, fósforo e carbono alóctone) que dirigem a produção primária e geram o oxigênio, a matéria orgânica e a utilização de nutrientes disponíveis.
- Prova que o incremento da carga do carbono orgânico alóctone acarreta a diminuição do oxigênio. Desta forma, a disponibilidade de oxigênio dissolvido no ecossistema mostrou-se importante no controle da biomassa dos consumidores (Figuras 4.6 e 4.7).
- Na análise do processo de produção-consumo mostrou que o Reservatório do Lobo é um ecossistema em desenvolvimento indicando que este sistema é capaz de suportar distúrbios imprevistos, por exemplo, ser invadido por espécies de peixes que se alimentam do primeiro nível trófico (detritívoras e/ou herbívoras).

Recomendações para melhorar o modelo do metabolismo diário

As coletas dos dados utilizados no modelo deveriam ser feitas durante duas ou mais semanas seguidas, para o modelador usar o primeiro período para ajuste do modelo e o segundo para validação. Este é um passo da modelagem que aqui não foi realizado.

Os seguintes dados poderiam ser coletados para melhorar o modelo do metabolismo diário:

- Coleta horária da luz solar.
- Coleta diária de variáveis forçantes: vento, entrada e saída de nutrientes (fósforo e carbono orgânico).
- Determinação diária do fósforo dissolvido, oxigênio dissolvido, carbono orgânico, biomassa dos principais consumidores.
- Dados necessários para o cálculo dos fluxos de transferência : principalmente assimilação do fósforo, difusão do oxigênio, produção primária e produção líquida dos principais consumidores.
- Dados sobre a pesca representativa da biomassa animal consumidora.

Finalmente, os dois modelos apresentados neste trabalho: modelo do fósforo e modelo do metabolismo diário, apesar de algumas de suas limitações trazem também à luz algumas reflexões:

Os modelos sistêmicos são ótimos instrumentos de integração de informações e dados de um determinado ambiente aquático e servem também para testar algumas hipóteses que são difíceis de realizar no campo, transformando resultados numéricos em inferências significativas e melhorando a precisão das discussões teóricas.

Estes modelos têm servido como forma de padronização dos dados disponíveis, além de apontarem lacunas no conhecimento.

Os modelos mostram a contribuição didática na visualização de características importantes em uma visão geral, mediante a caracterização simbólica de frações ecossistêmicas (que indicam processos de interação, estoques, consumo, retroalimentação, decomposição, reciclagem e degradação energética) para a compreensão da eutrofização.

Os dois modelos servem para indicar novas linhas de pesquisa em relação a fontes, estoques e fluxos de energia. Além disso, trata-se dos primeiros casos de aplicação da metodologia sistêmica segundo a proposta de Howard T. Odum para o referido reservatório, servindo como exemplo e suporte para outros modelos que envolvam equipes multidisciplinares.

7 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABE, D.S.; ARANTES, J.D.; MINOTI, R.T.; PETRACCO, P.; SILVA, W.M.; TUNDISI, J.G. **O Processo de Eutrofização Artificial na Represa do Lobo (Itirapina - SP): condições atuais e perspectivas futuras.** Trabalho apresentado ao Simpósio Internacional – Represa do Lobo Broa – 30 Anos de Pesquisa de Limnologia, Gerenciamento e Participação da Comunidade e Bases Científicas para o Gerenciamento de Eutrofização. São Carlos, 2000.

ALLEN, K.R. Relation Between Production and Biomass. **Journal Fish Research.** v. 28, p. 1573-1581, 1971

ALVES, V.R; CAVALCANTE, C.G.B.; MATOS, S.P. Análises Comparativas de Parâmetros Físicos, Químicos e Biológicos, em um Período de 24 horas, no Lago Paranoá. **Acta Limnol.** Brasília. Brasil, v. 2, p. 199-218, 1988.

ANGELINI, R. **Análise do Ecossistema da Represa do Broa (SP), através de um Modelo Estático (ECOPATH II) e de um Modelo de Simulação (STELLA II).** São Carlos, 1995. 112p. Tese (Dissertação de Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

BALMÉR, P.; HULTMAN, B. Control of Phosphorus Discharges: Present Situation and Trends. **Hidrobiologia**, v. 170. p.305-309, 1988.

BARBIERI, R. **Estudo da Composição Química de Algumas Espécies de Macrófitas Aquáticas e suas Implicações no Metabolismo da Represa do Lobo (Broa).** São Carlos, 1984. 225p. Tese (Dissertação de Mestrado em Ciências Biológicas) – Depto. de Ciências Biológicas. Universidade Federal de São Carlos.

BARBOSA, P.M. **Predação dos Organismos Zooplancctônicos pelo Astyanax fasciatus Cuvier, 1819 (Osteichthyes, Characidae) na represa do Lobo (Broa).** São Carlos, 1982.

Tese (Dissertação de Mestrado em Ciências Biológicas) – Depto. de Biociências, Universidade Federal de São Carlos.

BAYLEY, S.; ODUM, H.T. Simulation of Interrelationship of the Everglades Marsh, Peat, Fire, Water, and Phosphorus. **Ecological Modeling**. v. 2. p. 169-188. 1975.

BEYERS, R.J.; ODUM, H.T. **Ecological Microcosms**. Springer Verlag, New York, NY, 1993. 557 p.

BOERS, C.M.P. The influence of pH on phosphate release from lake sediments. **Water Research**, v. 25, n. 3, p. 309-311, 1991.

BOERS, C.M.P., VAN RAASPHORTS, W. VAN DER MOLEN, D. T. Phosphorus Retention in Sediments. **Water Science and Technology**. v. 37, n.3, p. 31-39, 1998.

BORGES, J.T. **Avaliação do Estado Trófico e Sanitário e a Adsorção de Fósforo no Sedimento da Lagoa do Taquaral**. Campinas. 1998. 120p. Tese (Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas.

BRANCO, S.M. **Ecossistêmica - Uma Abordagem Integrada dos Problemas do Meio Ambiente**. Edgar Blücher Ltda, São Paulo, 1989. 141p.

BRASIL Resolução CONAMA 20, de 18 de junho de 1986. Classifica as águas doces, salobras e salinas do território nacional em nove classes, segundo seus preponderantes. **Diário Oficial de União**, 30 Julho, 1986.

BROWN, M. T.; ULGIATI, S. (1999). Emergy Evaluation of Natural Capital and Biosphere Services. **Ambio** v. 28, n. 6, p. 486-493.

CALIJURI, M.C. **Curvas de Luz: Fotossíntese e Fatores Ecológicos em Ecossistemas Artificiais e não Estratificados: Represa do Broa (Lobo) . São Carlos.** 1985. 280p. (Dissertação de Mestrado) – Universidade Federal de ao Carlos.

CALIJURI, M.C. e TUNDISI, J.G. Limnologia Comparada das Represas do Lobo (Broa) e Barra Bonita - Estado de São Paulo: Mecanismos de Funcionamento e Bases para o Gerenciamento. **Revista Brasileira de Biologia.** v.50, n.4, p. 893-913, 1990.

CAMARGO, A. F. M.; BINI, L.M.; SCIAVETTI, A. Avaliação dos Impactos Provocados pelas Descargas de Esgotos Orgânicos em Alguns Corpos d'água do Município de Rio Claro. In: Esteves, F. A. (Ed.), **O ecologia Brasiliensis.** Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em Ecologia – Instituto de Biologia – Universidade Federal de Rio de Janeiro, 1995. p. 395-406.

CARLSON, R.E. A Trophic State Index for Lakes. **Limnology Oceanography.** v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.

CARNEIRO, M.C. **Proposta de Protótipo de Sistema Baseado em Conhecimento Auxiliado por Controle Ótimo para Gerenciamento do Processo de Eutrofização em Reservatórios.** São Carlos. 1996. 117p. Tese (Dissertação de Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola da Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

CASTAGNINO, W.A. Investigación de Modelos Simplificados de Eutroficación en Lagos Tropicales. **Organización Panamericana de la Salud, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.** Versión revisada, 1982. 27 p.

CERCO, C.F. Measured and Modelled Effects of Temperature, Dissolved Oxygen and Nutrient Concentration on Sediment-Water Nutrient Exchange. **Hydrobiologia.** v. 174, p. 185-194, 1989.

CHARBEL, L.F. **Contribuições para o Balanço de Massa do Carbono no Reservatório do Broa**. São Carlos, 1998. 121p. Tese (Dissertação de Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

DAVIS, F.E.; MARSHALL, M.L. Chemical and Biological Investigation of Lake Okeechobee, **Interim Report**. Central and Southern Florida Flood Control District Technical Publication v.75-1. , January 1973 – June 1974.

ENGEL, V.; ODUM, H.T. Simulation of community metabolism and atmospheric carbon dioxide and oxygen concentrations in Biosphere 2. **Ecological Engineering**. v.13, p. 107-134, 1999.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1988. 602 p.

FORSBERG, C. Importance of Sediments in Understanding Nutrient Cycles in Lakes. **Hydrobiologia**. v. 176-177, p. 263-277, 1989.

GÄTCHER, R., MEYER, J.S. The Role of Microorganisms in Mobilization of Phosphorus in Sediments. **Hydrobiologia**, v. 253, p. 103-121, 1993.

GAYLE, T.L. e Odum H.T. **Systems models for understanding eutrophication in Lake Okeechobee**. Florida, 1975. M.S. thesis. Department of Environmental Engineering Sciences, University of Florida.

HALL, C.A.S. An Evaluation of Several of the Historically Most Influential Theoretical Models Used in Ecology and of the Data Provided in their Support. **Ecological Modelling**. v. 43, p. 5-31, 1988.

HALL, C.A.S.; DE ANGELIS, L. Models in Ecology: Paradigms Found or Paradigms Lost? *Bull. Ecol. Soc. Am.* v. 66, n. 3, p. 339-346, 1985.

HENRY, R., TUNDISI, J.G., CURI, P.R. Fertilidade Potencial em Ecossistemas Aquáticos: Estimativa através de Experimentos de Eutrofização Artificial. **Ciência e Cultura**. v.35, n.6, p.789-800, 1983.

HOLLING, C.S. The functional response of predators to prey density and its role in mimicry and population regulation. **Mem. Entomol. Soc. Can.** v. 45. p. 5-60, 1965.

HOSOMI, M.; OKADA, M.; SUDO, R. Assessment of eutrophication control programs using an ecological model for a dimictic lake. **Water Science and Technology**, v.24, n.6. p. 339-348, 1991.

HOWINGTON, T; BROWN, M; WIGGINGTON, M. Effect of hydrology subsidence on self-organization of a constructed wetland in Central Florida. **Ecological Engineering**, v.9. p. 137-156, 1997.

INSTITUTO INTERNACIONAL DE ECOLOGIA (IIE). **Lagos e Reservatórios. Qualidade da Água: O Impacto da Eutrofização**. RiMa, São Paulo, Brasil, 2000. v.3. 28p.

JACOBY, J.M. et al. International Phosphorus Loading in a Shallow Eutrophic Lake. **Water Research**. v. 16, p. 911-919, 1982.

JORGENSEN, S.E. **Fundamental of Ecological Modelling**. Elsevier, 1994.

KENT, ROBERT; ODUM, H. T.; SCATENA, F. N. Eutrophic overgrowth in the self-organization of tropical wetlands illustrated with a study of swine wastes in rainforest plots. **Ecological Engineering**. v. 16, n. 2. p. 255-269, 2000.

KNIGHT, R.L. A control hypothesis for ecosystem-energetics and quantification with the toxic metal cadmium. In: Mitch W.J.; Boserman R.W.; Klopatek J.M. (Eds.), **Energy and Ecological Modeling**. Elsevier Scientific, Amsterdam, 1981. p. 601-615.

LEITE, M.A.; ESPINDOLA, E.L.G. **Eutrofização: Uma Análise Comparativa entre os Reservatórios de Americana (22°44'S e 47°15'W) e do Lobo (22°10'S e 47°57'W)**. Trabalho apresentado ao Simpósio Internacional – Represa do Lobo Broa – 30 Anos de Pesquisa de Limnologia, Gerenciamento e Participação da Comunidade e Bases Científicas para o Gerenciamento de Eutrofização. São Carlos, 2000.

LENNOX, L.J. Sediment-Water-Exchange in Lough Ennel with Particular Reference to Phosphorus. **Water Research**. v. 18, n. 12, p. 1483-1485, 1984.

LEVINS, R. The Strategy of Model Building in Population Biology. **American Scientist**. v. 54, p. 421-431, 1966.

LOTKA, A.J. Contributions of the Energetics of Evolution. **Proceedings of the National Academy of Sciences**. v. 8, p. 147-155, 1922.

LOTKA, A. J. **Elements of Physical Biology**. Baltimore, William and Wilkins, 1925. Reprinted with corrections and bibliography as *Elements of Mathematical Biology*. NY, 1956.

MACARENKO, F.V. **Estimativa de Fixação de Nitrogênio na Represa do Lobo – SP através do Balanço do Nitrogênio**. São Carlos, 1998. 49p. Tese (Dissertação de Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

MARIE-HÉLÈNE; TUSSEAU-VUILLEMIN. Do Food Processing Industries Contribute to the Eutrophication of Aquatic Systems? **Ecotoxicology and Environmental Safety**. v.50, p. 143-152, 2001.

MATHEUS, C.E; TUNDISI, J.G. Estudo Físico – Químico e Ecológico dos rios da Bacia Hidrográfica do Riberão do Lobo (Broa). **Limnologia e manejo de represas**. v.1, 1985.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; RIETZLER, A.C. e TUNDISI, J.G. Biomass (dry weight and carbon content) of Plankton Crustacea from Broa Reservoir (São Carlos, S.P. - Brazil) and its Fluctuation Across One Year. **Hydrobiologia**. v. 179, p. 229-236, 1989.

MIRANDA, S.A. **Entradas Não Fluviais de Nitrogênio e Fósforo na Represa do Riberão do Lobo**. São Carlos. 1997. 72p. Tese (Dissertação de Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola da Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

MONTIGNY, C., PRAIRE, Y.T. The Relative Importance of Biological Processes in the Release of Phosphorus from a Highly Organic Sediment. **Hydrobiologia**. v. 253, p. 141-150, 1993.

MÜLLER, E. Banning Phosphates in Detergents: Preventing Contamination at the Source. **Eawag News**, 42 E, p.12-14, 1997.

NEGREIROS, S. CAESB: A um Passo a Universalização dos Serviços. **Saneamento Ambiental**, n.52, Julho-Agosto, 1998, p.24.

ODUM, E.P. Energy Flow in Ecosystems: A Historical Review. **America Zoologist**. v. 8 p. 11-18, 1968.

ODUM, E.P. **Ecologia**, Rio de Janeiro, Editora Guanabara Koogan S.A.,1988. 434p.

ODUM, H.T. Ecological Potential and Analogue Circuits for the Ecosystem. **American Scientist**. v. 48, p. 1-8, 1960.

ODUM, H.T. The Use of a Network Energy Simulator to Synthesize Systems and Develop Analogous Theory: The Ecosystem Example. In: Lucas, H.L. (Ed.), **The Cullowhee Conf. On Training in Biomathematics**. Typing Service, Raleigh, NC, 1962. p. 291-297.

ODUM, H.T. Biological Circuits and the Marine Systems of Texas. In: Olson and Burgess, F.J. (Eds.), **Pollution and Marine Ecology**. Wiley-Interscience, New York, 1967. p.99-157.

ODUM, H.T. Summary: An Emerging View of the Ecological System at El Verde. In: Odum, H.T.; Pigeon, R.F. (Eds.) **A Tropical Rain Forest**. Div. of Tech. Information, U.S. Atomic Energy Comm., Oak Ridge, TN, 1970. p. I-191 – I-281.

ODUM, H.T. **Environment, Power and Society**. John Wiley, New York, NY, 1971. 336 p.

ODUM, H.T. An Energy Circuit Language for Ecological and Social Systems: Its Physical Basis. In: Patten B.C. (Ed.), **System Analysis and Simulation in Ecology**. v. II, Academic Press, New York, 1972a. p. 139-211.

ODUM, H.T. Use of Energy Diagram for Environmental Impact Statements. In: **Tools for Coastal Management**. Marine Technology Society, Washington, D.C., 1972b. p. 197-213.

ODUM, H.T. Combining Energy Laws and Corollaries of the Maximum Power Principle with Visual Systems Mathematics. In: **Ecosystem Analysis and Prediction**. SIAM Institute for Mathematics and Society, 1975. p. 239-263.

ODUM, H.T. Macroscopic Minimodels of Man and Nature. In: Patten B.C. (Ed.), **System Analysis and Simulation in Ecology**. v. IV, Academic Press, New York, 1976. p. 249-280.

ODUM, H.T. **Systems Ecology: An Introduction**. Wiley, New York, 1983. 644 p.

ODUM, H.T. Model for National, International, and Global System Policy. In: Braat, L.C.; Van Lierop, W.F.J. (Eds.), **Economic – Ecological Modeling**. Elsevier Sci. Publ., New York, 1987, p. 202-251.

ODUM, H.T. Self-Organization, Transformity, and Information. **Science**. v. 242, p. 1132-1139, 1988.

ODUM, H.T. Simulation Models of Ecological Economics Developed with Energy Language Methods. **Simulation**, v. August, p. 69-75, 1989a.

ODUM, H.T. Experimental Study of self-organization in estuarine ponds. In: Mitch, W.J.; Jørgensen S.E. (Eds.), **Ecological Engineering: an Introduction to Ecotechnology**. John Wiley and Sons, New York, NY, 1989b. p. 292-340.

ODUM, H.T. **Environmental Accounting, Energy and Decision Making**. J. Wiley, NY, 1996a. 370 p.

ODUM, H.T.; NILS PETERSON. Simulation and evaluation with energy systems blocks. **Ecological Modelling**. v. 93, 1996b.

ODUM, H.T.; ODUM, E.C. **Modeling for all scales: an introduction to system simulation**. Academic Press, San Diego, CA, United States, 2000. 458 p.

OISHI, M.K. **Determinação do Potencial Trófico das Águas dos Componentes da Bacia Hidrográfica da Represa do Lobo (Itirapina-SP) através de Ensaio Algal**. São Carlos. 1990. 131p. Tese (Dissertação de Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitaria), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

O'NEILL, P. **Environmental Chemistry**. 2 ed., London: Chapman & Hall, 1993. 267p.

OPTIZ, S. **Quantitative Models of Trophic Interactions in Caribbean Coral Reefs**. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Mathematisch – Naturwissenschaftlichen Fakultät der Christian – Albrechts – Universität zu Kiel.

ORTEGA, E. **Minimodelos de ecossistemas e simulações em computador**. Disponível em: <<http://www.unicamp.br/fea/ortega/eco/ecosim/ecosim-1.htm>>. Acesso em: 10 janeiro. 2003

PATTEN, B.C.; ODUM, E.P. The Cybernetic Nature of Ecosystems. **The American Naturalist**. v. 118. p. 886-895, 1981.

PATTEN, B.C. Toward a more Holistic Ecology, and Science: the contribution of H.T. Odum. **Oecologia**. v. 93. p. 597-602, 1993.

PINEL-ALLOU, B. Zooplankton Community Structure in Hardwater Hypertrophic Lakes of Alberta. **Water Science and Technology**, v.27, n.7-8. p.353-361, 1993.

QUEIROZ, O.T. **Impactos das Atividades Turísticas em Área de Reservatório: Uma Avaliação Sócio – Ambiental de Uso e da Ocupação na Área da Represa do Lobo, Município de Itirapina, SP**. São Carlos, 2000. 238p. Tese (Dissertação de Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

REIS, R.S.; CASSIANO, A.M.; ESPÍNDOLA, E.L.G. **Aspectos Sedimentológicos e sua Relação com a Qualidade da Água da Represa do Lobo, SP**. Trabalho apresentado ao Simpósio Internacional – Represa do Lobo Broa – 30 Anos de Pesquisa de Limnologia, Gerenciamento e Participação da Comunidade e Bases Científicas para o Gerenciamento de Eutrofização. São Carlos, 2000.

ROCHA, O. **Flutuação Sazonal e Distribuição da População de Diaptomus furcatus, Sars (Copepoda, Calanoida) na Represa do Lobo (Broa) São Carlos, S.P.** São Carlos, 1978. 147p. Tese (Dissertação de Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências. Universidade de São Paulo.

RYDIN, E. Experimental Studies Simulating Potential Phosphorus Release from Municipal Sewage Suldge Deposits. **Water Research**. v. 30, n.7, p. 1695-1701, 1996.

SAFONOV, P; COMAR, V; ORTEGA, E. Modelagem Dinâmica do Brasil com Base em seus Estoques de Energia e Emergia: Considerações Conceituais e Cenários para Desenvolvimento Sustentável. In: Ortega E. (Ed.), **Engenharia Ecológica e Agricultura Sustentável. Uma Introdução à Metodologia Emergética Usando Estudos de Casos Brasileiros**. Manole, São Paulo, SP, 2002. Cap. 6.

SALAS, H.; MARTINO, P. Metodologias Simplificadas para la Evaluación de Eutroficación en Lagos Cálidos Tropicales. **Programa Regional CEPIS/HPE/IOPS**, Versão revisada, 2001, 52p.

SAWYER, C.N., CARTY, P.L., PARKIN, G.F. **Chemistry for the Environmental Engineering**, 4. ed. McGraw-Hill Book Company, 1994. 658 p.

SENADO FEDERAL. **Conferência das Nações Unidas sobre meio ambiente e desenvolvimento: A Agenda 21**. Senado Federal / Subsecretaria de Edições Técnicas, Brasília, 1996. 585 p.

SHUGART, H.H.; O'NEILL, R.V. Editor's Comment on Papers 23, 24 and 25. In: Shugart, H.H.; O'Neill, R.V. (Eds.), **System Ecology**. Dowden, Hutchinson & Ross, Inc., Stroudsburg, PA, 1979. p. 290-291.

SILVA, J. G. O Emprego Rural e a Mercantilização do Espaço Agrário. **São Paulo em Perspectiva**. v. 11, n.2, p. 50-64, 1997.

SILVEIRA-MENEZES, C.F. **Biomassa e Produtividade Primária de 3 Espécies de Macrófitas Aquáticas da Represa do Lobo (Broa)**. São Carlos, 1984. 250p. Tese (Dissertação de Mestrado em Ciências Biológicas) – Depto. de Ciências Biológicas. Universidade Federal de São Carlos.

SLOBODKIN, L.B. Energy in Animal Ecology. **Advanced Ecology Research**. v. 1, p. 69-101, 1962.

SMITH, V.H., TILMAN, G.D.; NEKOLA, J.C. Eutrophication: Impacts of Excess Nutrient Inputs on Freshwater, Marine, and Terrestrial Ecosystems. **Environmental Pollution**. v. 100, p. 179-196, 1999.

SOARES, J. **Estudos Sobre a Biomassa e Produtividade de Perifíton em Macrófitas na Represa do Lobo, São Carlos (SP)**. São Carlos. 1981. 223 p. Tese (Dissertação de Doutorado) – Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos.

SONDERGAARD, M. Seasonal Variations in the Loosely Sorbed Phosphorus Fraction of the Sediment of a Shallow and Hypereutrophic Lake. **Environmental Geology Water Science**. v. 11, n.1, p. 115-121, 1988.

SOUZA, D.A. **Bacia do Riberão e Represa do Lobo: Bases Ecológicas para o Planejamento Regional, Manejo e Conservação**. São Carlos. 1993. 158 p. Tese (Dissertação de Doutorado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia de São Carlos , Universidade de São Paulo.

SPERLING, E. Avaliação do Estado Trófico de Lagos e Reservatórios Tropicais. **Bio Engenharia Sanitária e Ambiental**. p. 68-71, 1996.

TAYLOR, P.J. Technocratic Optimism, H.T. Odum, and the Partial Transformation of Ecological Metaphor After World War II. **Journal of the History of Biology**. v. 21. p. 213-244, 1988.

TUNDISI, J.P. **Produção Primária, “Standing-Stock”, Fracionamento do Fitoplâncton e Fatores Ecológicos em Ecossistema Lacustre Artificial (Represa do Broa, São Carlos)**. Riberão Preto, 1977. 409p. Tese de Livre-Docência, Departamento de Biologia, Universidade de São Paulo.

TUNDISI, J.G. Represas Artificiais: Perspectivas para o Controle e Manejo da Qualidade da Água para Usos Múltiplos. In: VI SIMPOSIO BRASILEIRO DE HIDROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS. **Anais**. São Paulo, 1985.

TUNDISI, J.G. Ambiente, Represas e Barragens. **Revista Ciência Hoje**. v.5, n.27, p. 48-54, 1986a.

TUNDISI, J.G. The Lobo (Broa) Ecosystem. **Ciencia Interamericana**. v.25, p 18-31, 1986b.

TUNDISI, J.G. Impactos Ecológicos da Construção de Represas, Aspectos Específicos e Problemas de Manejo. J.G. Tundisi (Ed.), **Limnologia e Manejo de Represas**. Série Monografias em Limnologia. EESC – USP/CRHEA/ACIEP v. I, Tomo 1, 1988.

TUNDISI, J.G., MATSUMURA-TUNDISI, T. Eutrophication of Lakes and Reservoirs: A Comparative Analysis, Case Studies, Perspectives. In: **Algae and environment: a general approach**. Sociedade Brasileira de Ficologia, 1992. 131p.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. The Lobo-Broa ecosystem research. In: Tundisi, J.G., Bicudo, C.E.M., Matsumura Tundisi, T. (Eds.), **Limnology in Brazil**. ABC: SBL, Rio de Janeiro, 1995, p. 219–243.

TUNDISI, J.G.; T. MATSUMURA-TUNDISI; HENRY, R.; ROCHA, O.; HINO, K. Comparação do Estado Trófico de 23 Reservatórios do Estado de São Paulo: Eutrofização e Manejo. In Tundisi, J.G. (ed.), **Limnologia e Manejo de Represas**. Série Monografias em Limnologia. EESC/CHREA-ACIEP, v. 1. p. 165-203, 1988.

VOLLENWEIDER, R.A.; KEREKS, J. **Synthesis Report OECD Eutrophication Programme, Paris, OECD Secretariat-Environment Directorate**, Paris, 1981.

VOLTERRA, V. Fluctuations in the Abundance of a Species Considered Mathematically. **Nature**. v. 118, p. 558-560, 1926.

WALTERS, C.J. Ecologia de Sistemas: O Método dos Sistemas e os Modelos Matemáticos em Ecologia. In E.P. ODUM, **Ecologia**. Rio de Janeiro. Editora Guanabara Koogan S.A., 1988. 434 p.

WATANABE, T. **Flutuação Sazonal e Distribuição Espacial do Nano e Microfitoplâncton na Represa do Lobo (Broa)**. São Carlos. 1981. 157 p. Tese (Dissertação de Mestrado) – Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos.

WATT, K.E.F. Use of Mathematics in Population Ecology. **Annual Review Entomolgy**. v. 7, p. 243-260, 1962.

WETZEL, R.G. 1993. **Limnologia**. Fundação Calouste Gulbenkian. 1011 p.

ANEXO 1

Modelo do Ecossistema do Reservatório do Broa mostrando relacionamento entre água, sol, calor, nutrientes, organismos, e o homem.

ANEXO 2

Programa utilizado para Simular o Modelo do Metabolismo Diário

```

=====
DIM Version AS STRING: Version = "MODELO DO METABOLISMO DIARIO"
OneStep = 1           'Começa com cálculos passo a passo
TraceEachStep = 1    'Traça variáveis para cada fração do tempo
dT = .5              'Incremento do tempo
CLS
SCREEN 12
LOCATE 20, 1: PRINT "MODELO DO METABOLISMO DIARIO"
LINE (0, 0)-(600, 300), 8, B
LINE (0, 40)-(600, 40), 8, B
LINE (0, 70)-(600, 70), 8, B
LINE (0, 140)-(600, 140), 8, B
LINE (0, 180)-(600, 180), 8, B
LINE (0, 240)-(600, 240), 8, B
LINE (0, 270)-(600, 270), 8, B
=====

'=====
'MATRIZ DOS VALORES DA LUZ SOLAR NOS INTERVALOS DE UMA HORA.
'(MEGAJOULES POR METRO QUADRADO)
'=====
DIM a(24)
DATA 0, 0.3, 0.8, 1.6, 2.1, 2.3, 2.5, 2.6, 2.5, 2.3, 2.1, 1.6, 0.8, 0.3, 0, 0, 0, 0, 0, 0, 0, 0, 0, 0
FOR HR = 1 TO 24
READ a(HR)
NEXT
'=====

'=====
' FATORES DE ESCALA
'=====
SL0 = .1
P0 = .01
X0 = 1
C0 = 1
S0 = 1
N0 = .01
PR0 = .01
RE0 = .01
HR = 1
T0 = .5
K0 = 5
'=====

'=====
' VALORES DOS ESTOQUES E FLUXOS DE CARGA NAS CONDIÇÕES INICIAIS
'=====
P = .0563           'Fósforo total dissolvido (g/m2)
X = 24.6           'Oxigênio dissolvido (g/m2)
C = 22             'Carbono orgânico (g/m2)
S = 214 / 100     'Carbono no sedimento (g/m2)
N = .143          'Biomassa dos consumidores (g/m2)
JP = .00131       'Fluxo de entrada do fósforo (g/m2/dia)
JC = .235         'Fluxo do carbono orgânico alóctone (g/m2/dia)
XS = 8            'Saturação de oxigênio na água (ppm)
PR = .2
RE = .2
Z = .4

```

JR = 4 %

'XS = 4 efeito de baixa concentração do oxigênio

'JC = .705 Efeito do incremento de carga do carbono alóctone (200%)

'COEFICIENTES DE TRANSFERÊNCIA AJUSTADOS

'K2 = J2/P Relativo a J2: Saída do fósforo (gP/m2/dia)
K2 = .0198

'K3 = J3/JR*P Relativo a J3: Assimilação do fósforo (gP/m2/dia)
K3 = .00879

'K4 = J4/S*X Relativo a J4: Reciclagem após a respiração e consumo da matéria
'orgânica na coluna d'água (gP/m2/dia)
K4 = .0000000488#

'K5 = J5/C*X/10 Relativo a J5: Reciclagem após a respiração e consumo da matéria
'orgânica no sedimento (gP/m2/dia), ajustado
K5 = .000000351#

'K6 = J6/X Relativo a J6: Difusão do oxigênio (gO2/m2/dia)
K6 = .0406

'K7 = J7/JR*P Relativo a J7: Produção do oxigênio (gO2/m2/dia)
K7 = 4.4

'K8 = J8/C*X Relativo a J8: Respiração na coluna d'água (gO2/m2/dia)
K8 = .00023

'K9 = J9/S*X Relativo a J9: Respiração no sedimento (gO2/m2/dia)
K9 = .000275

'K10 = J10/JR*P Relativo a J10: Produção do carbono orgânico (produção primaria)
'(gC/m2/dia)
K10 = 1.7628

'K12 = J12/C*41.056 Relativo a J12: Taxa bruta da sedimentação do 'carbono orgânico,
'ajustado
K12 = .025

'K13 = J13/S Relativo a J13: Taxa bruta de suspensão do carbono orgânico (gC/m2/dia)
K13 = .102

'K14 = J14/C*X Relativo a J14: Carbono orgânico respirado na 'coluna d'água (gC/m2/dia)
K14 = .0000949#

'K15 = J15/S*X*29.95 Relativo a J15: Carbono orgânico respirado do sedimento
'(gC/m2/dia), ajustado
K15 = .0033

'K16 = J16/C*X Relativo a J16: Consumo líquido do carbono da coluna
'd'água pelos consumidores (gC/m2/dia)
K16 = .0000216#

'K17 = J17/S*X Relativo a J17: Consumo líquido do carbono do sedimento pelos
'consumidores (gC/m2/dia)
K17 = .000000246#

'K18 = J18/N Relativo a J18: Respiração e mortalidade dos consumidores (gC/m2/dia)

K18 = .09

DO

LOCATE 29, 1: COLOR 11: PRINT "APERTE QUALQUER TECLA PARA PARAR OS CÁLCULOS";

icount = icount + 1

IF T = 0 OR icount >= 1 / dT OR TraceEachStep = 1 OR OneStep = 1 THEN

' SAÍDA DOS VALORES NA TELA

COLOR 7: LOCATE 20, 55: PRINT "TEMPO (HORA)="; T,

COLOR 14: LOCATE 22, 5: PRINT "LUZ SOLAR ="; SL / SL0

COLOR 3: LOCATE 23, 5: PRINT "FOSFORO DISSOLVIDO ="; P / P0

COLOR 4: LOCATE 24, 5: PRINT "OXIGÊNIO DISSOLVIDO ="; X / X0

COLOR 1: LOCATE 25, 5: PRINT "CARBONO ORGÂNICO TOTAL ="; C / C0

COLOR 1: LOCATE 26, 5: PRINT "CARBONO NO SEDIMENTO ="; S / S0

COLOR 2: LOCATE 22, 43: PRINT "BIOMASSA CONSUMIDORES ="; N / N0

COLOR 2: LOCATE 23, 43: PRINT "PRODUÇÃO BRUTA ="; PR / PR0

COLOR 6: LOCATE 24, 43: PRINT "RESPIRAÇÃO TOTAL ="; RE / RE0

COLOR 5: LOCATE 25, 43: PRINT "PRODUÇÃO LÍQUIDA ="; (PR - RE) / PR0

icount = 0

END IF

' TRAÇA AS CURVAS EM FUNÇÃO DO TEMPO

PSET (T / T0, 40 - SL / SL0), 14 ' LUZ SOLAR

PSET (T / T0, 70 - P / P0), 3 ' FÓSFORO TOTAL DISSOLVIDO

PSET (T / T0, 140 - X / X0), 4 ' OXYGÊNIO DISSOLVIDO

PSET (T / T0, 40 - C / C0), 1 ' CARBONO ORGÂNICO

PSET (T / T0, 270 - S / S0), 1 ' CARBONO NO SEDIMENTO

PSET (T / T0, 300 - N / N0), 2 ' BIOMASSA DOS CONSUMIDORES

PSET (T / T0, 240 - PR / PR0), 2 ' PRODUÇÃO BRUTA

PSET (T / T0, 240 - RE / RE0), 6 ' RESPIRAÇÃO TOTAL

PSET (T / T0, 180 - (PR - RE) / PR0), 5 ' PRODUÇÃO LÍQUIDA

' EQUAÇÃO DO FLUXO DA LUZ SOLAR

SL = a(HR)

IF (SL < 0) THEN SL = 0

JR = SL / (1 + K0 * P)

' EQUAÇÕES DIFERENCIAIS

DP = JP - K2 * P - K3 * JR * P + K4 * S * X + K5 * X * C

DX = K6 * (1 - (X / XS)) + K7 * JR * P - K8 * X * C + K9 * S * X

DC = K10 * JR * P + JC - K12 * C + K13 * S - K14 * X * C

DS = K12 * C - K13 * S - K15 * S * X

DN = K16 * C * X + K17 * S * X - K18 * N

```

=====
P = P + DP * dT / Z      'valor no fim do dia para P
C = C + DC * dT          'valor no fim do dia para C
X = X + DX * dT / Z      'valor no fim do dia para X
S = S + DS * dT          'valor no fim do dia para S
N = N + DN * dT          'valor no fim do dia para N
=====

'EQUAÇÕES: PRODUÇÃO - RESPIRAÇÃO
=====
PR = K7 * JR * P
RE = K8 * X * C + K9 * X * S
=====

'CONTROLE INTERATIVO DO PROCESSO COMPUTACIONAL
=====
T = T + dT
HR = 1 + INT(T - 24 * D)
IF (HR > 24) THEN HR = 1: D = D + 1
IF INKEY$ > CHR$(0) OR OneStep = 1 THEN
LOCATE 29, 1: COLOR 14: PRINT "PRESSIONE <ESC>: SAIR, 1 : UM PASSO, OUTRA
TECLA : CONTINUAR CÁLCULO";
DO
OneStep = -1
SELECT CASE INKEY$
CASE IS = CHR$(27)      ' Tecla ESC pressionada
LOCATE 29, 1: COLOR 12: PRINT "CÁLCULOS CANCELADOS";
END
CASE IS = CHR$(49)      ' tecla 1 pressionada
OneStep = 1
CASE IS > CHR$(0)      ' outra tecla pressionada
OneStep = 2
CASE IS = CHR$(0)      ' espera uma tecla a ser pressionada
OneStep = 0
END SELECT
LOOP UNTIL OneStep > 0
END IF
T = T + dT
LOOP WHILE T <= 600 * T0      ' 600, a largura da tela em pixels
LOCATE 29, 1: COLOR 12: PRINT "CÁLCULOS COMPLETADOS";
END
=====

```