

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA - INPA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM
Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais
Biologia de Água Doce e Pesca Interior

**SUSTENTABILIDADE DA PESCA ATRAVÉS DA INCLUSÃO DO HOMEM EM
MODELOS PREDADOR-PRESA: UM ESTUDO DE CASO NO LAGO PRETO,
MANACAPURU, AMAZONAS.**

LUCIRENE AGUIAR DE SOUZA

Tese apresentada ao programa de Pós-graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais do convênio INPA/UFAM, como parte dos requisitos para obtenção do título de doutora em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, área de concentração em Biologia de Água Doce e Pesca Interior.

MANAUS-AM

2007

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS - UFAM
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA - INPA**

**SUSTENTABILIDADE DA PESCA ATRAVÉS DA INCLUSÃO DO HOMEM EM
MODELOS PREDADOR-PRESA: UM ESTUDO DE CASO NO LAGO PRETO,
MANACAPURU, AMAZONAS.**

LUCIRENE AGUIAR DE SOUZA

ORIENTADOR: Dr. CARLOS EDUAR DE CARVALHO FREITAS

Tese apresentada ao programa de Pós-graduação e Biologia Tropical e Recursos Naturais do convênio INPA/UFAM, como parte dos requisitos para obtenção do título de doutora em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, área de concentração em Biologia de Água Doce e Pesca Interior.

MANAUS-AM

2007

FICHA CATALOGRÁFICA

SOUZA, L. A

Sustentabilidade da Pesca Através da Inclusão do Homem em Modelos Predador-Presa: Um Estudo de Caso no Lago Preto, Manacapuru, Amazonas/ Lucirene Aguiar de Souza - Manaus: INPA /UFAM.

2007

112p. ilustr.

Tese de Doutorado – Área de Concentração Biologia de Água Doce e Pesca Interior

Palavras-chave: 1. Modelagem, 2. Avaliação da Pesca, 3. Modelos Predador-Presa

Key-word: 1. Modelling, 2. Assessment of fishing, 3. Predator-Prey Model

SINÓPSE

Neste trabalho estudaram-se as relações predador-presa estabelecidas entre pescadores e estoques pesqueiros, por meio de modelagem de um sistema lacustre.

Dedico este trabalho a minha filha Letícia,
que veio tornar a minha vida mais cor-de-
rosa com sua luz e sua alegria.

AGRADECIMENTOS:

Ao meu orientador, amigo e muito mais que um pai para mim, Dr. Carlos Edwar Carvalho de Freitas, alavanca que me empurra para frente no mundo científico, pelo apoio, incentivo, amizade, compreensão e paciência que me dedicou durante esses quatro anos de doutorado, e mesmo antes durante o mestrado. Ao qual eu nunca poderei agradecer altura de tudo que me ajudou e sem o qual nada disso seria possível. Que Deus o abençoe sempre.

A minha família pela paciência e compressão que tiveram comigo: minha mãe Regina, minhas irmãs Núbia e Amine, sobrinhos queridos Vinícius, Marquinhos e Guilherme.

Ao Miguel meu companheiro, pelo apoio, paciência e amor que me proporcionaram estabilidade emocional nos momentos de gravidez e finalização desta tese.

Aos colegas do Projeto PIATAM, pela ajuda, apoio, amizade e por agüentarem meu mau humor e sensibilidade durante os meses de gravidez: Renata, Fabíola, Márcia, Flávia, Wildes, Karen, Beatriz, Hostília, Cláudia, Blaíse, Fabiane, Alan e Raniere.

Ao Projeto PIATAM IV, a seus diretores, pesquisadores, e financiadores, pelo apoio para viabilização das viagens para a coleta de dados e no repasse de informações fundamentais para a construção desse trabalho.

Aos moradores da comunidade de Nossa Senhora das Graças pela paciência e colaboração no desenvolvimento desta tese.

Agradecimentos especiais ao Henrique Giacomini, Marcelo Braz e Gilberto Schwertner que me ajudaram no aprendizado dos processos de modelagem.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de doutorado.

Aos pesquisadores do INPA que colaboraram para minha formação, principalmente a Dr^a Ângela Varella, pelo apoio, incentivo e esforço em me ajudar em todos os processos e dificuldades no decorrer dessa jornada.

A todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para o desenvolvimento desta dissertação.

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi construir e testar modelos predador-presa adequados para incluírem humanos como predadores em um sistema lacustre. Os predadores foram divididos em dois tipos pescadores comerciais e ribeirinhos. Os modelos foram construídos dentro do software Stella. Um dos modelos teve como base as equações da função logística e do clássico modelo de Lotka-Volterra, e foi chamado LV-sazonal, o segundo teve com base as equações para modelos predador-presa com resposta funcional, e foi denominado RF-sazonal. O primeiro modelo resultou na criação de cenários que mostram um ápice e um declínio iminente de valores de estoque. Já o segundo apresenta o colapso do estoque em um período de tempo bastante superior. Utilizando os modelos foram simuladas diversas situações para verificar o comportamento dos estoques frente a alterações nas características dos sistemas. Foi verificado que o modelo RF-sazonal apresentou resultados mais condizentes com os conhecimentos existentes sobre a natureza do sistema, sendo dessa forma mais útil para sua avaliação e para previsão de efeitos de medidas de manejo que possam a vir ser aplicadas no local.

ABSTRACT

The objective of this work was to build and test predator-prey models adapted to include humans as predators a lacustrine system. The predators were considered as two different categories: commercial and riverine fishermen. The models were built inside of the Stella software. One of the models had as base the equations of the logistics function and the classic Lotka-Volterra model's, and it was called LV-seasonal, and the second had with base the equations for models predator-prey with functional answer, and it was denominated RF-seasonal. The first model resulted in the creation of sceneries that show an imminent apex and decline of values of stock. Already the second presents the collapse of the stock in a period of quite superior time. Using the models was several simulated situations to verify the behavior of the stocks front to alterations in the characteristics of the systems. It was verified that the RF-seasonal model presented more suitable results with the existent knowledge on the nature of the system, being in that more useful way for its evaluation and for forecast of effects of handling measures that are able to come to be applied at the place.

SUMÁRIO

1. APRESENTAÇÃO	1
2. INTRODUÇÃO	3
3. OBJETIVOS	8
3.1 OBJETIVO GERAL	8
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	8
4. REVISÃO DE LITERATURA	9
4.1.A MODELAGEM ECOLÓGICA	9
4.2 O MODELO DE MALTHUS	16
4.3 O MODELO DE VERHULST	19
4.4 MODELOS DE PREDADOR-PRESA (MODELO CLÁSSICO DE LOTKA-VOLTERRA)	23
4.4.1 Equações de Lotka-Volterra	24
4.4.2 Limitações do Modelo:	27
4.4.3 Análise de estabilidade	28
4.4.4 Ponto de equilíbrio (Ponto crítico)	28
4.5 CAPACIDADE DE SUPORTE	30
4.6.1 Tipos de pescadores	33
4.6.1.1 Pescador Comercial	33
4.6.1.1.1 Pescador comercial de peixes comestíveis	34
4.6.1.1.2 Pescador comercial de peixes para exportação.....	34
4.6.1.1.3 Pescador que destina sua produção ao mercado local	35
4.6.1.1.4 Pescador de Peixes Ornamentais	35
4.6.1.2 Pescador de subsistência:	36
4.6.2 Conflitos entre pescadores.....	38
4.6.2.1 Pescadores de subsistência versus pescadores comerciais.....	40
4.6.2.2 Pescadores esportivos versus outros tipos de pescadores	41
5. MÉTODOS	43
5.1 O SISTEMA A SER ESTUDADO	43
5.2. CONSTRUÇÃO DO MODELO FINAL	48
5.2.1 Inserção das Funções	49
5.2.2 Escolha e inserção das variáveis	50
5.2.3 Variação em função do tempo	60
5.3 ALIMENTAÇÃO DO MODELO	60
5.4 VALIDAÇÃO DO MODELO	60
5.5 CONSTRUÇÃO DE CENÁRIOS	61
6. RESULTADOS	62
6.1 MODELO FINAL	62
6.2 RESULTADO DAS ANÁLISES PRIMÁRIAS	63
6.3 RESULTADO DA VALIDAÇÃO	63
6.4 RESULTADOS DO MODELO LV-SAZONAL	64
6.5 RESULTADOS DO MODELO RF-SAZONAL	68
6.6 RESULTADOS DA CONSTRUÇÃO DE CENÁRIOS	74
7. DISCUSSÃO	82
7.1 VALIDAÇÃO	82
7.2 MODELOS PREDADOR-PRESA	83
7.3 CONSTRUÇÃO DE CENÁRIOS	86
7.4. MODELO LV-SAZONAL VERSUS MODELO RF-SAZONAL	90
7.5 PARA MELHORAR O MODELO	92
8. CONSIDERAÇÕES FINAIS	95

9. BIBLIOGRAFIA	97
10. ANEXO I	114
<i>QUESTIONÁRIO APLICADO NA COMUNIDADE</i>	114
11. ANEXO II	115
<i>MODELO PREDADOR-PRESA DE LOTKA-VOLTERRA ACOPLADO A FUNÇÃO LOGÍSTICA DE VERHULST, PARA DOIS PREDADORES (PESCADORES COMERCIAIS E RIBEIRINHOS), MODELO LV-SAZONAL</i>	115
12. ANEXO III	116
<i>ROTEIRO DE EQUAÇÕES GERADAS PELO STELLA NA CONFECÇÃO DO MODELO LV-SAZONAL</i>	116
13. ANEXO IV	117
<i>MODELO PREDADOR-PRESA COM RESPOSTA FUNCIONAL PARA DOIS PREDADORES (PESCADOR COMERCIAL E RIBEIRINHOS), MODELO RF-SAZONAL</i>	117
14. ANEXO V	118
<i>ROTEIRO DE EQUAÇÕES GERADAS PELO STELLA NA CONFECÇÃO DO MODELO RF-SAZONAL</i>	118

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Padrão de crescimento populacional exponencial.
- Figura 2. Exemplo do padrão de crescimento gerado através do modelo logístico de Verhulst.
- Figura 3. Padrão de oscilação de Modelos Lotka-Volterra.
- Figura 4. Ciclos resultantes da relação entre predadores e presas e ponto crítico.
- Figura 5. Espirais resultantes da relação entre predadores e presas e ponto crítico.
- Figura 6. Sistema estudado: Lago Preto (S 03° 21' 17,1" W 60° 37' 28,6"), área pesqueira da Comunidade Nossa Senhora das Graças (03°20'37"S e 60° 35'34"W).
- Figura 7. Modelo Conceitual criado.
- Figura 8. Ferramenta do software Stella® que simboliza os fluxos do sistema: a) unidirecional, b) bidirecional.
- Figura 9. No software Stella® o estoque é representado por um retângulo.
- Figura 10. Simbologia adotada para os conversores no Stella®.
- Figura 11. Representação dos conectores dentro da interface do Stella®.
- Figura 12. Modelo construído com os principais ícones do Stella®.
- Figura 13. Medição da área alagada do Lago Preto através do ArcView.
- Figura 14. Comportamento do ciclo hidrológico em função do tempo.
- Figura 15. Taxa de reposição inserida nos modelos.
- Figura 16. Taxa de entrada do pescador comercial inserida nos modelos.
- Figura 16. Taxa de saída ribeirinha inserida no LV-sazonal.
- Figura 17. Taxa de saída dos predadores inserida no LV-sazonal.
- Figura 18. Taxa de saída comercial inserida no Modelo RF-sazonal
- Figura 19. Comportamento das taxas de saída de ribeirinhos e do pescador comercial, em função do tempo (%).
- Figura 20. Comportamento das taxas de saída de ribeirinhos e do pescador comercial, em função do tempo.
- Figura 21. Taxa de mortalidade inserida no Modelo LV-sazonal
- Figura 22. Comportamento da taxa de mortalidade em função do tempo (%).
- Figura 23. Modelo Predador-Presa de Lotka-Volterra acoplado a função logística de Verhulst, para dois predadores (pescadores comerciais e ribeirinhos), modelo LV-sazonal.
- Figura 24. Modelo Predador-Presa com Resposta Funcional para dois predadores (pescador comercial e ribeirinhos), modelo RF-sazonal.
- Figura 25. Espirais de equilíbrio do Modelo RF-sazonal.
- Figura 26. Relação entre presas e predadores e no em função do tempo.
- Figura 27. Relação entre o total de predadores e presas em função do tempo.
- Figura 28. Relação entre ribeirinhos (número de indivíduos) e presas (ton).
- Figura 29. Relação entre pescador comercial (em número de indivíduos) e presas (em toneladas).
- Figura 30. Relação entre predadores e presas em função do tempo.
- Figura 31. Aproximação de um trecho da relação entre predadores e presas, função do tempo (entre 200° a 375° ano).
- Figura 32. Comportamento dos fluxos de saída: mortalidade, saída de ribeirinhos e saída do pescador comercial, em função do tempo.

- Figura 33. Relação entre CPUE (número de predadores por captura) de ribeirinhos e pescadores comerciais e presas, função do tempo.
- Figura 34. Relação entre pescador comercial (em número de indivíduos) e as presas (em toneladas).
- Figura 35. Relação entre ribeirinhos (em número de indivíduos) e presas (toneladas).
- Figura 36. Cenário que simula o único predador (ribeirinho) e presas, modelo LV-sazonal.
- Figura 37. Cenário que simula o único predador (ribeirinho) e presas, modelo RF-sazonal.
- Figura 38. Cenário que simula o único predador (pescador comercial) e presas, modelo LV-sazonal.
- Figura 39. Cenário que simula o único predador (pescador comercial) e presas, modelo RF-sazonal.
- Figura 40. Cenário que simula a redução da taxa de reposição a metade do anteriormente estabelecido, modelo LV-sazonal.
- Figura 41. Cenário que simula a redução da taxa de reposição a metade do anteriormente estabelecido, modelo RF-sazonal.
- Figura 42. Cenário que simula a coexistência de predadores (em igualdade dos valores iniciais) e presa, modelo LV-sazonal.
- Figura 43. Cenário que simula a coexistência de predadores (em igualdade dos valores iniciais) e presa, modelo RF-sazonal.

1. APRESENTAÇÃO

O processo de modelagem é um dos métodos utilizados para avaliação de estoques e para servir como embasamento para o gerenciamento de lagos. Esse trabalho procura utilizar essa ferramenta para ajudar a entender os processos que ocorrem em um sistema lacustre onde coexistem dois predadores: os pescadores comerciais e os moradores do local que pescam para subsistência. Esses usuários exploram os estoques pesqueiros, que representam a presa dos sistemas.

Neste trabalho, primeiramente se desenvolveu uma breve introdução e revisão bibliográfica com objetivo de esclarecer ao leitor sobre a natureza do problema. Nessa fase foram descritos aspectos e estratégias da modelagem ecológica, incluindo os modelos clássicos dentro da ecologia e demografia humana, nos quais se baseiam os modelos aqui testados e mostrando um pouco da evolução da modelagem ao longo do tempo. Nesse tópico também foram delineados os conceitos ligados à capacidade de suporte do ambiente, necessários para o estabelecimento de valores limites para os organismos modelados. Esse tópico é finalizado, com a descrição dos tipos de pescadores existentes na região amazônica, bem como os conflitos existentes entre usuários dos recursos pesqueiros.

Após essa fase, foi descrito o método utilizado no processo modelagem, iniciando com uma breve apresentação do sistema estudado, passando pela aplicação dos questionários, e por fim dando uma visão sobre o programa utilizado, citando as principais ferramentas disponíveis no mesmo. Posteriormente, foi delineado o processo da modelagem propriamente dito, envolvendo a listagem das variáveis utilizadas, a forma de inserção de relações funcionais inerentes a cada uma e das inter-relações entre os componentes utilizados, finalizando com os procedimentos para a alimentação, a validação e a construção de cenários gerados a partir dos modelos.

Os resultados consistiram, inicialmente, em análises primárias, envolvendo apenas a análise descritiva dos dados provenientes dos questionários. Em seguida, foram mostrados os gráficos gerados em cada modelo criado, assim como aqueles pertencentes aos cenários testados.

A discussão envolveu o processo de validação do modelo, que inclui comparação dos dados de saída do modelo com respostas preexistentes na literatura, assim como confronto de dados entre os modelos aqui construídos. Abordou-se também a discussão da perspectiva de atingir a capacidade de suporte e a possibilidade de utilização dos mesmos para basear medidas de manejo para a região.

Este trabalho é finalizado, como de praxe, pela listagem das bibliografias utilizadas e também pelos anexos que correspondem ao questionário aplicado nas comunidades e as equações geradas pelo programa de modelagem utilizado.

2. INTRODUÇÃO

A sustentabilidade, dentre as várias definições a ela atribuída, pode ser conceituada como aquela gerada pelo desenvolvimento que satisfaz as necessidades de hoje sem afetar a obtenção dessa mesma satisfação às gerações futuras (Graymore, 2005). A sustentabilidade no uso de um sistema por populações humanas implica necessidade de avaliação integrada dos fatores econômicos, ecológicos, demográficos e climáticos, além das diferentes dimensões das políticas públicas que o envolvem (Joels & Câmara, 2001), a fim de não ultrapassar os limites do ambiente. De acordo com Posey (2000), o conceito de sustentabilidade está embutido nos sistemas de vida dos povos indígenas e tradicionais, que têm como base de sua existência sustentável o saber ecológico tradicional, que envolve os laços do indivíduo com o ambiente, os animais e as plantas. Apesar de alguns pesquisadores terem conhecimento deste fato, a ação antrópica é considerada tradicionalmente como fator exógeno em estudos ecológicos (Liu, 2001).

Nos trabalhos que integram ecologia com economia, muitos autores consideram que o comportamento humano está relacionado apenas com fatores econômicos (Becker, 1993). Estudos têm demonstrado que a conduta humana é influenciada por vários fatores, principalmente os demográficos, ecológicos, sociais, econômicos e as estruturas populacionais de cada região (Liu, 2001). A desconsideração desses fatores, bem como de suas interações têm levado ao tratamento inadequado de questões críticas ligadas a ecossistemas antropizados e ao fracasso em resolver problemas ambientais existentes no mundo real (Liu, 2001).

Seria certamente mais correto para a manutenção da biodiversidade e da conservação de um sistema conduzir estudos integrados em áreas com baixa ou nenhuma presença humana, pois regiões com essas características apresentam maior capacidade de

sustentação dos recursos e da diversidade de espécies existentes, do que as áreas densamente povoadas (Liu, 2001). De acordo com Vitousek *et al.* (1997), ecossistemas dominados por humanos têm se tornados disfuncionais por estarem submetidos a fortes pressões causadas por eles.

As regiões às margens dos grandes rios amazônicos apresentam baixa densidade populacional, quando comparadas ao restante do país. As populações que vivem nessas áreas dependem de suas produções agrícolas e pesqueiras para garantir sua subsistência. A produção desses recursos exige um determinado um espaço produtivo (terra e água) capaz de assimilar os impactos oriundos dessa produção. Esse espaço é conhecido como “ecological footprint” ou pegada ecológica (Rees, 2001).

Entre os recursos necessários à subsistência dessas populações está o pescado, que se constitui num bem essencial, com poucos substitutos e muitas vezes inacessíveis. A demanda por esse produto cresce com o aumento no número de habitantes, aumentando a pegada ecológica da população (Rees, 2001) e, conseqüentemente, o esforço de pesca no local. Essa pesca é geralmente desenvolvida por um grande número de usuários, com forte competição pelos estoques (Hoggarth *et al.*, 1999). A presença de pescadores com objetivos distintos atuando na mesma área, gera disputas pelo uso dos recursos (Batista, 1998), o que dificulta a administração das pescarias.

Na região amazônica, os lagos de várzea são utilizados por vários tipos de pescadores e, por esse motivo, são neles que ocorrem a maioria dos conflitos entre os usuários dos estoques (McGrath *et al.*, 1993). Isso ocorre, porque em corpos d’água fechados, os pescadores residentes nas proximidades são capazes de perceber melhor a relação entre a redução dos recursos pesqueiros e o aumento da exploração comercial (Fernandez-Baca, 1998). Os moradores dos arredores desses ambientes tentam proteger as áreas de pesca, principalmente os lagos de grande piscosidade contra os pescadores de

fora, pois é evidente que um maior esforço de pesca pode comprometer os estoques (Diegues, 1995).

Os diversos grupos que exercem a pesca nessa região diferem quanto à sua capacidade de produção e organização. Pescadores comerciais possuem tecnologia que proporciona maior captura quando comparado aos pescadores de subsistência, tanto em relação aos apetrechos quanto ao tipo de suas embarcações. Além de deter um maior poder de captura e dessa forma, possuem também a vantagem de se deslocar para locais mais distantes caso haja a queda na produtividade em determinado local (Bayley & Petreere, 1989).

As variações nos níveis de especialização são uma das causas de conflitos entre os diversos tipos de usuários (por exemplo: pescadores comerciais de uma comunidade e seus vizinhos que pescam para subsistência), pois como a tendência de todos é explorar os mesmos recursos, a competição entre os grupos tende a acirrar com o tempo (Barthem, s.d.). Quando diferentes tipos de pescadores atuam no mesmo local, aqueles mais especializados podem provocar a exaustão dos estoques pesqueiros de alto valor econômico e/ou preferidos pelos pescadores que moram no local (Hartmann, 1990), ou causar a diminuição dos recursos como um todo, afetando, de forma significativa, a produção daqueles com menor poder de captura (Barthem, s.d.).

Essas e outras características tais como: a multiespecificidade das pescarias; o desconhecimento de aspectos da dinâmica populacional da grande maioria das espécies exploradas (Sainsbury, 1982; Merona & Bittencourt, 1988); a grande dimensão da área a ser manejada; os poucos dados sobre o desembarque pesqueiro, pescadores e esforço; juntamente com a diversidade de ambiente, métodos e apetrechos utilizados, dificultam, sobremaneira, o uso de métodos convencionais para desenvolver e implementar estratégias de manejo para a pesca na Amazônia (Isaac *et al.*, 1998).

A falta de medidas que contribuam para o manejo adequado dos recursos pesqueiros já resultou na sobreexploração de estoques, como: tambaqui (*Colossoma macropomum*), desembarcado em Manaus (Petrere Jr., 1983) e no Baixo Amazonas (Isaac & Ruffino, 2000); caparari (*Pseudoplatystoma tigrinum*) e surubim (*P. fasciatum*), no Médio Amazonas (Isaac *et al.*, 1998); e pirarucu (*Arapaima gigas*) (Bayley & Petrere Jr., 1989; Isaac *et al.*, 1998), piramutaba (*Brachyplatystoma vaillantii*) e dourada (*Brachyplatystoma rouseauxii*) (Barthem & Goulding, 1997).

Para preservar estoques de recursos naturais, os seus administradores necessitam de métodos que ajudem a compreender e a prever os efeitos de políticas ambientais (Constanza & Voinov, 2001), visto que, tais medidas podem afetar drasticamente, tanto o recurso manejado, quanto às populações humanas que dependem da produtividade dos estoques para subsistência e geração de renda.

Abordagens de manejo em nível do ecossistema têm sido propostas como um novo paradigma para a administração do uso racional de recursos naturais, uma vez que requer a consideração de interações entre os seres humanos e o ecossistema. Este tipo de gerenciamento pode ter como base os resultados obtidos por meio de processos de modelagem. Esse método apresenta a vantagem de possibilitar a incorporação de conhecimentos multidisciplinares (Tommasi, 1994), promovendo maior compreensão sobre os ecossistemas, podendo, dessa forma, ser aplicada na análise de sistemas complexos, como aqueles onde ocorrem pescarias continentais tropicais (Holling, 1978), o que, segundo Petten (1994), pode contribuir para o planejamento regional. Além das finalidades acima descritas, a modelagem tem sido muito usada dentro da ecologia para avaliar as interações entre predadores e presas. A abordagem desse tema está entre os mais freqüentemente analisados e validados ao longo dos anos (Ruth & Hannon, 1997).

A predação, de uma forma geral, tem sido uma significativa fonte de mortalidade para muitos estoques pesqueiros (Bax, 1998), porém, estudos como o de Whipple *et al.* (2000) e Sissenwine & Daan (1991), entre outros, que utilizam técnica de modelagem para a análise de sistemas aquáticos, não levam em consideração o homem como predador natural do sistema. O interesse em utilizar esse método para o manejo de pescarias é recente e os resultados dessa abordagem têm sido úteis para avaliar a mortalidade pesqueira e os impactos desse processo sobre a dinâmica das populações de peixes (Whipple *et al.*, 2000).

A modelagem desses processos é fundamental para tentar preencher as lacunas de conhecimento existentes na relação entre atividade pesqueira e a dinâmica dos estoques explorados na Amazônia. A importância ecológica, econômica e social da ictiofauna enfatiza, ainda mais, a necessidade de estratégias de administração capazes de tornar o seu uso sustentável. De acordo com Tommasi (1994), a sustentabilidade de um sistema pode ser obtida por meio do uso racional dos recursos naturais, que consiste em tomar decisões que permitam sua exploração sem, contudo, abrir mão da sua conservação, protegendo os ecossistemas do qual a sociedade depende.

A fim de avaliar as relações existentes entre predadores com estratégias de captura diferentes e os efeitos de suas atividades sobre a sustentabilidade dos recursos pesqueiros da região e, futuramente, colaborar no planejamento da pesca, este trabalho empregou técnicas de modelagem de ecossistemas incorporando o conceito de capacidade de suporte do ambiente, para avaliar a sustentabilidade da pesca em lagos de várzea da Amazônia.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

Modelar as inter-relações entre os dois tipos de pescadores e seus efeitos sobre a sustentabilidade dos estoques pesqueiros em lagos de várzea.

3.2 Objetivos Específicos

- Construir modelos predador-presa para analisar a pesca na área de estudo;
- Representar os pescadores comerciais e os ribeirinhos como os predadores do sistema;
- Analisar as interações entre os predadores e presas componentes da área de estudo;
- Comparar os comportamentos dos diferentes tipos de predadores, segundo os modelos, quanto ao uso dos recursos pesqueiros da região;
- Construir cenários para avaliar a sustentabilidade do uso dos estoques;
- Avaliar efeitos de possíveis estratégias de manejo sobre os estoques e sobre as populações humanas do local;

4. REVISÃO DE LITERATURA

4.1.A Modelagem Ecológica

A biosfera é constituída de sistemas que mudam com o tempo. A organização de cada um destes pode ser estudada por meio de uma diagramação do sistema, ou seja, da construção de um modelo que o represente (Odum *et al*, 1988). De acordo com Odum (1988), um modelo é uma formulação que imita um fenômeno real que permite a confecção de previsões acerca do ambiente ou objeto de estudo. Segundo esse autor, esse método resume os conhecimentos sobre o sistema modelado e, assim, o delimita, definindo os aspectos que necessitam de novas ou melhores informações ou novos princípios que possam explicar o seu funcionamento. Embora os modelos sejam abstrações imperfeitas de sistemas reais, eles representam para a Ecologia um instrumento poderoso, pois fornecem respostas e previsões referentes a questões importantes em médio ou curto prazos dependendo do seus objetivos (Odum, 1988).

A modelagem consiste em um conjunto de técnicas, cada vez mais usadas como ferramentas destinadas a representar quantitativamente o funcionamento de um ecossistema (Jørgensen, 1999), possibilitando a construção de cenários resultantes de alterações naturais e/ou antrópicas. Esse processo geralmente começa com a construção de um diagrama de compartimentos, que representam as partes de um sistema (Odum, 1988). As fases para a construção de um modelo são as seguintes:

1) Construção do Modelo Conceitual - De acordo com Morán (1990), o momento mais apropriado para a construção de um modelo conceitual se dá no início da investigação de um sistema, para possibilitar tanto a inclusão de fatores já reconhecidos como importantes, quanto à exploração hipotética das conexões entre os diversos componentes existentes. O modelo conceitual é a forma com que se

percebe a realidade. Podendo ser estabelecido no conhecimento que se tem sobre o objeto de estudo, adquirido por meio de observações diretas. A sua definição ocorre a partir de uma teoria geral, que serve de base para a seleção e combinação de uma série de variáveis, que se supõe que descrevam o sistema. Essa fase deve preceder qualquer experimento de campo (Gomes & Varriale, 2001).

2) Coleta de dados - A construção do modelo conceitual indica quais as variáveis que deverão ser coletadas para alimentar o modelo. A coleta de dados a ser executada para análise de um sistema deve ser suficientemente abrangente para caracterizar o ambiente a ser estudado, suprimindo as demandas observadas no modelo conceitual. Pode ser feita mediante experimentos, entrevistas, levantamento bibliográfico, entre outros.

3) Definição das variáveis - As informações obtidas por meio da coleta de dados e do conhecimento adquirido pelo levantamento bibliográfico sobre o sistema, deverão conduzir à escolha das variáveis que farão parte do modelo. Nessa fase podem ser retiradas ou acrescentadas variáveis ao modelo conceitual anteriormente proposto. Muitas vezes bastam poucas variáveis para servirem de base a modelos eficazes, pois os fatores-chaves, as propriedades emergentes e integradoras freqüentemente dominam ou controlam a maior parte dos eventos do sistema (Odum, 1988). O critério de seleção das variáveis em análises pesqueiras deve ser a relevância ecológica dos componentes e dos processos dentro do sistema (Gomes & Varriale, 2001).

4) Montagem do modelo - A construção do modelo é realizada definindo-se a função de cada elemento na modelagem. Estes elementos muitas vezes dependem do tipo de modelagem a ser feito, se analítico ou computacional e, também, no caso do último,

do programa a ser utilizado para modelagem. De acordo com Odum (1988), um modelo é formado por quatro elementos básicos:

- Variáveis, conjunto de números que são utilizados para representar o estado ou condições no tempo;
- *Interações entre os componentes*, representadas por equações denominadas de funções de transferência;
- *Entradas no sistema ou fatores que o afetam*, são representadas por equações denominadas funções motrizes, e;
- *Equações matemáticas*, que podem ser denominadas como parâmetros do modelo.

Por outro lado, Ruth & Hannon (1997), consideram que os principais componentes de uma modelagem são os fluxos, os estoques, os agentes conversores e os conectores. Estes componentes, com suas respectivas funções, são listados a seguir:

- *Fluxos* – correspondem aos pontos de controle e direcionamento de entrada e saída de energia de dentro dos estoques. Esses podem ser unidirecionais ou bidirecionais.
- *Estoques* – representam os pontos de armazenamento dentro dos modelos (não deve ser confundido com estoque pesqueiro). Ex: número de peixes em um lago ou tanque, biomassa de pescado capturada, número de pescadores, etc.
- *Agente Conversor* - podem ser funções matemáticas, lógicas, etc., que convertem valores de entrada em saída. Ex: Utilizar dados de entrada de captura e esforço para calcular a CPUE.
- *Conectores* - representam as ligações e o sentido das interações entre as partes do sistema, levando informações de uma variável a outra. Ex: a produção pesqueira está ligada ao número de peixes disponível para pesca, que por sua vez é influenciado pela quantidade de mata ciliar.

5) Estabelecimento das Relações Funcionais - deverão ser propostas relações funcionais (equações matemáticas) entre as variáveis, que terão por base o modelo conceitual e as informações que descrevem o sistema e que foram diretamente adquiridas. Uma mesma equação pode ser usada em diferentes modelos, o mesmo processo pode ser descrito por diferentes equações e o número de variáveis exigidas ou desejadas em uma equação varia de caso para caso dependendo da complexidade do sistema (Gomes & Varriale, 2001).

6) Rodagem do modelo – consiste no processamento dos dados. Nesta fase, nos modelos computacionais, os dados e as funções inseridas no modelo serão lidos e executados para gerar as respostas resultantes do processo de modelagem. As formas de saídas destas informações podem ser gráficas ou tabeladas. O tempo para a simulação das respostas depende dos objetivos da análise.

7) Validação - consiste em avaliar se o modelo construído é capaz ou não, de descrever o comportamento observado experimentalmente. Essa etapa ocorre depois do processo de rodagem, quando é possível observar as respostas obtidas. Nessa fase executa-se a demonstração de que o modelo, dentro do seu domínio de aplicabilidade, possui um espectro satisfatório de precisão, compatível com o objetivo previsto (Gomes & Varriale, 2001). Através da validação podem-se verificar quais são as variáveis que influenciam com maior intensidade o sistema, quais são as que não o afetam de forma significativa, quais são os componentes que deixaram de ser inseridos no modelo por falta de dados ou por desconhecimento de sua relevância para análise e, finalmente, se houve erro na entrada de dados ou na formulação das equações matemáticas inseridas. A validade de um modelo é verificada pela sua capacidade de reproduzir o comportamento observado no sistema, através dos dados coletados, e os mecanismos, que refletem a dinâmica dos sistemas originais (Gomes & Varriale, 2001; Jørgensen, 1997). Esse procedimento deve ser feito mediante a apresentação de três características:

- Capacidade de reproduzir dados já coletados ou obtidos experimentalmente no sistema (Gomes & Varriale, 2001);
- Capacidade de prever, com relativa exatidão, as respostas do sistema frente a mudanças; e.
- Capacidade de reproduzir o comportamento dos sistemas originais (Gomes & Varriale, 2001; Jørgensen, 1997).

8) Construção do modelo final - após identificar as partes relevantes do modelo, ele pode ser reformulado para apresentar resultados que representem melhor o objeto de estudo. Após efetuar as alterações necessárias para o aperfeiçoamento do modelo, ele deve ser novamente rodado, para que sejam obtidas as novas respostas sobre o sistema. Se estas preencherem os requisitos de validação, o modelo se transforma de conceitual para final.

As vantagens obtidas no processo de modelagem são muitas. Neste método são ilimitadas as oportunidades para experimentações, uma vez que podem se inserir vários tipos de perturbações para analisar os seus efeitos sobre um sistema (Odum, 1988). Segundo Constanza & Voinov (2001), é neste sentido que os modelos dão sua principal colaboração, representando situações e substituindo sistemas nos quais estudos de manipulação experimental não são possíveis, como em sistemas ecológicos e econômicos complexos. Algumas das respostas mais interessantes obtidas na construção de um modelo de ecossistema são: as falhas nas coletas de informações que seriam utilizadas para a sua alimentação e a análise da importância relativa de determinados processos e conexões do sistema (Constanza & Voinov, 2001).

De acordo com Odum (1988), os modelos podem ser classificados em função de três objetivos: realismo, precisão e generalidade. O realismo refere-se ao grau de equivalência entre os enunciados matemáticos do modelo e os conceitos biológicos que se

pretende representar. A precisão é a capacidade de prever mudanças numéricas e de imitar os dados nos quais está fundamentado. A generalidade refere-se à amplitude da aplicabilidade do modelo, ou seja, se passível ou não de ser repetido em outro sistema.

Os modelos ecológicos são avaliados comumente em termos de generalidade, capacidade para orientar os esforços para novas pesquisas, e capacidade de precisão (Odum, 1988). Segundo o mesmo autor, nos problemas de ecologia aplicada, onde a previsão é o objetivo, o realismo e a generalidade são sacrificados, muitas vezes, em benefício da primeira.

Modelos matemáticos são mais freqüentemente desenvolvidos para as predições das mudanças dinâmicas em função do tempo (Odum, 1988). Os meios matemáticos disponíveis para sua formulação são vários, alguns deles bastante complexos, entre eles as equações diferenciais e a integração são os mais usados (Santo, 2001). Segundo Santo (2001), esses modelos têm sido desenvolvidos de forma analítica ou por simulações computacionais. Estes últimos permitem prever e comparar os prováveis resultados à medida que se mudam, se acrescentam ou se retiram parâmetros (Odum, 1988).

Em modelagem ecológica deve-se levar em consideração que a introdução de vários graus de simplificação é freqüentemente necessária para reduzir a complexidade das análises (Béné *et al.*, 2001), ou seja, como é impraticável colocar todas as variáveis que estão relacionadas a um sistema num modelo, pois há o desconhecimento de quais são as variáveis, de como elas se influenciam e em que magnitude. Assim, opta-se, forçosamente, na inserção daquelas que apresentam informações disponíveis e/ou aquelas que são as principais responsáveis por mudanças no sistema.

De acordo com Holling (1978), os modelos além de promover comunicação entre as diversas áreas da ciência e facilitar a identificação de variáveis-chave que necessitam ser investigadas, possuem a vantagem de trabalhar com qualquer tipo de relação, linear ou

não linear, comparar alternativas de gerenciamento, utilizar informações que ainda não foram investigadas dentro do sistema e, ainda, possibilitar a geração de gráficos. A partir dessa abordagem, é possível elaborar modelos que não omitam o dinamismo e os processos de mudança, que representam a dinâmica biológica e social do sistema (Móran, 1990). Modelos permitem manipular fenômenos reais para explorar os resultados a partir da construção de cenários (Ruth & Hannon, 1997; Constanza & Voinov, 2001). De acordo com Odum (1988), um modelo satisfatório é aquele que imita bem o mundo real.

O uso da modelagem de ecossistemas tem se mostrado uma boa ferramenta para avaliar efeitos de ação antrópica em sistemas naturais. Os modelos são, teoricamente, os melhores métodos para avaliar processos de degradação do ambiente, devido a sua capacidade de fazer previsões, de identificar necessidades de pesquisas adicionais e de utilizar uma grande quantidade de dados provenientes de diferentes setores do sistema, permitindo, inclusive, a inserção das inter-relações entre as partes (Tommasi, 1994).

Modelos permitem compreender a complexidade de um ecossistema e avaliar as suas reações a impactos naturais e antropogênicos (Vega-Candejas & Arreguín-Sánchez, 2001). Por mais de três décadas, a modelagem dinâmica tem sido usada para avaliar a capacidade de adaptação dos recursos naturais, cuja exploração tem como objetivo satisfazer as necessidades humanas (Ruth & Hannon, 1997). Eles podem ser direcionados também para processar reações que podem influenciar na disponibilidade de recursos naturais (Ruth & Hannon, 1997).

Há mais de duas décadas, modelos são desenvolvidos para serem usados como base de técnica de gerenciamento do uso de recursos naturais (Gomes & Varriale, 2001). De acordo com Constanza & Voinov (2001), os impactos econômicos e ambientais resultantes de políticas de manejo, podem ser previstos por meio da modelagem de ecossistemas. Tais modelos possibilitam conhecer, de maneira sistemática, as possíveis conseqüências

bioeconômicas resultantes de estratégias de gerenciamento de recursos pesqueiros (Seijo *et al.*, 1997) e podem servir como guias para direcionar administrações futuras. O uso desse método oferece uma melhoria substancial no entendimento da realidade e constitui um importante subsídio para a formulação de políticas públicas mais racionais (Joels & Câmara, 2001).

4.2 O modelo de Malthus

O estudo matemático de dinâmica de populações surgiu em 1798, por meio do economista, demógrafo e reverendo Thomas Robert Malthus (Bevilacqua *et al.*, 2003). Segundo Santo (2001), o modelo construído por Malthus foi a primeira tentativa de descrever matematicamente o crescimento de uma população. Esse cientista considerou que, na ausência de restrições ambientais, o número de pessoas que habitam uma região aumentaria com uma proporção fixa (Malthus, 1798). De acordo com Seidl & Tisdell (1999), a teoria básica de Malthus consiste em três suposições básicas: 1) a fonte de alimento é o único fator limitante para a existência humana e seu crescimento; 2) a população aumenta exponencialmente; e 3) a produção de alimento somente pode crescer linearmente.

O modelo Malthusiano pode ser caracterizado, devido a sua forma, como um modelo de crescimento exponencial (Figura 1). Matematicamente, modelos de crescimento dessa natureza, que possuem taxa maior que zero, produzem valores infinitos se continuarem ininterruptamente (Fearnside, s/d). Contudo, estudos de crescimento populacional executados em laboratório e na natureza mostram que populações podem crescer exponencialmente apenas durante um curto intervalo de tempo, antes de atingir os limites impostos pelas características do ambiente (Tavares & Pereira, 2005). A Terra, por exemplo, é um sistema ecológico fechado e, por isso, recursos como, alimento, água, ar ou

espaço físico são limitados e, por isso os níveis de população estariam dependentes da capacidade suporte do meio ambiente (Nunes, 2006). Do ponto de vista matemático, significa dizer que quando o tempo se aproxima do infinito, o número de indivíduos tende para um determinado valor que corresponde à capacidade de suporte do ambiente (Hritonenko e Yatsenko, 1999).

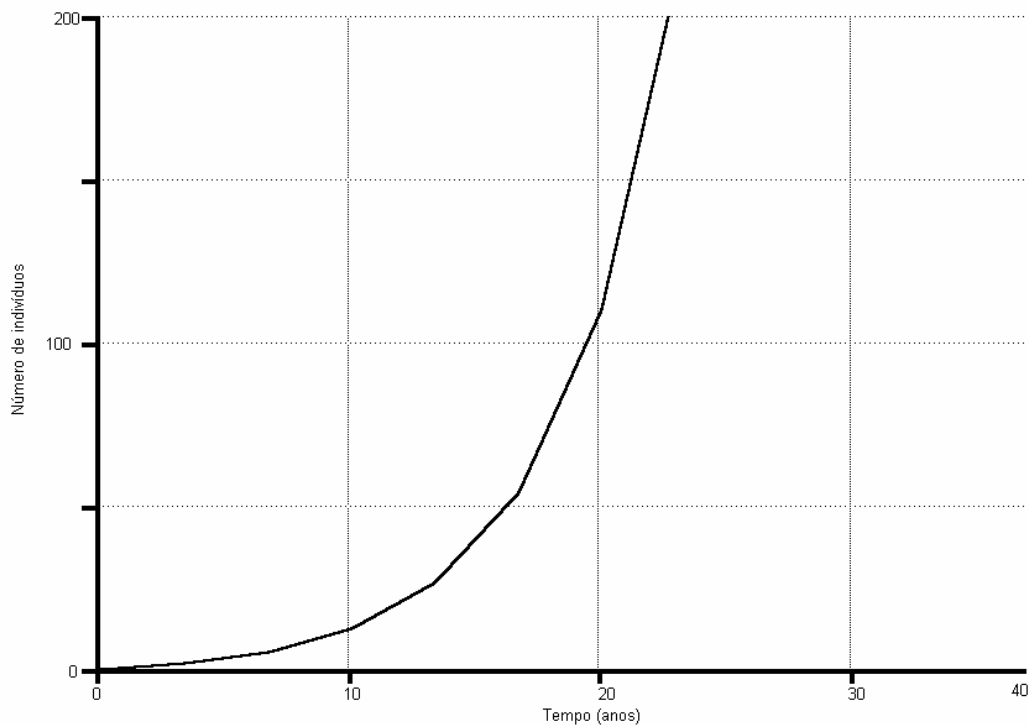


Figura 1. Padrão de crescimento populacional exponencial (Modelo Malthusiano).

A desconsideração de que fatores limitantes, intervenções governamentais, ou o comportamento humano pudessem restringir o crescimento da população, foi mantido por Malthus por muito tempo devido a sua formação religiosa. Sendo que somente na segunda edição do seu livro (1803), ele admitiu a existência de fatores que poderiam limitar o aumento demográfico (Seidl & Tisdell, 1999).

Além de desconsiderar que populações reais somente seguem o padrão exponencial quando os recursos são abundantes e outras condições são favoráveis (Malthus, 1798, 1830), o modelo de Malthus apresenta outras limitações. Uma delas é partir do princípio que não existe competição por recursos (Hritonenko e Yatsenko, 1999). Além disso, em um sistema real as taxas de natalidade e mortalidade não podem ser constantes (Tavares & Pereira, 2005).

De acordo com Tavares & Pereira (2005), o modelo de Malthus é válido quando o crescimento da população está sujeito apenas às taxas de natalidade e de mortalidade, na ausência de migração, e caso se possa considerar a diferença entre as taxas de natalidade e de mortalidade como constantes. Nesse caso, o valor da taxa de crescimento (chamada de r) também será constante e pode-se modelar a população de acordo com o tempo.

O modelo Malthusiano considera a variação da população constante. Assim, segundo Seidl & Tisdell (1999) sua função no tempo seria dado por:

$$\frac{dN(t)}{dt} = rN(t)$$

onde $N(t)$ é o número de indivíduos.

A equação diferencial utilizada para o Modelo de Malthus é a seguinte (Santo, 2001):

$$\frac{dN(t)}{dt} = bN(t) - dN(t)$$

em que $N(t)$ é o tamanho da população no instante t em uma determinada área geográfica; b é uma constante que representa a taxa de natalidade; e d é a taxa de mortalidade. Esta equação diferencial pode ser simplificada da seguinte forma:

$$\frac{dN(t)}{dt} = rN(t), \text{ onde } r = (b - d), \text{ que simboliza o coeficiente de crescimento}$$

intrínseco desta população (Santo, 2001).

De acordo com Santo (2001), a solução analítica da equação de Malthus é muito simples: $N(t) = N_0(t_0)e^{rt}$

Onde:

N_0 = número de indivíduos no momento "0";

$N(t)$ = número de indivíduos no momento "t";

e = base dos logaritmos naturais;

r = taxa intrínseca de crescimento ou capacidade inata para o crescimento, dadas às condições vigentes de tempo.

4.3 O modelo de Verhulst

Pierre François Verhulst foi um matemático belga que, em 1836, construiu um modelo por meio de uma generalização daquele construído anteriormente por Malthus. Segundo Verhulst (1838), a demografia de uma população apresentaria um crescimento logístico. Segundo Odum *et al* (1988) este tipo de crescimento ocorre quando uma população que se reproduz inicialmente rápido, sob uma fonte de pressão constante, com o passar do tempo se torna tão numerosa que sua capacidade de crescer passa a ser cada vez mais reduzida devido a interações entre os membros da população. O crescimento logístico é uma suposição básica em biologia populacional para qualquer organismo após longo período de tempo (Seidl & Tisdell, 1999).

O modelo de Verhulst difere do construído por Malthus, por levar em consideração as restrições ambientais de uma região. Para isso, propôs a ocorrência de um processo limite, que deveria atuar quando uma população crescesse demais (Verhulst, 1838; Seidl & Tisdell, 1999). Ou seja, a taxa relativa de crescimento demográfico deveria diminuir com o aumento no número de indivíduos, chegando a zero se este alcançar o valor máximo, determinado em função da quantidade de recursos disponíveis e/ou das restrições

do ambiente (Nunes, 2006), resultando em um processo que torna o crescimento ilimitado impossível.

No modelo de Verhulst, a taxa de crescimento populacional depende do número de indivíduos em cada instante, não sendo considerado constante, como suposto anteriormente (Nunes, 2006). Diminuições nas taxas de crescimento ocorrem à medida que, com o tempo, os recursos vão se tornando insuficientes para sustentar o crescimento contínuo da população (Fearnside, s/d). Nessa última etapa, a população aproxima-se de um limite superior conhecido como Capacidade de Suporte (K), resultando num estado de equilíbrio do ambiente (Figura 2). Esta se manterá em equilíbrio à proporção que os fatores que fazem decrescer a biomassa, tais como a predação, enfermidades, etc., sejam balanceados por aqueles que a aumentam, como, por exemplo, o recrutamento (Seijo *et al.*, 1997). Em níveis próximos a capacidade de suporte do sistema, há uma progressiva incidência de fenômenos relacionados com a densidade de indivíduos no ambiente, que variarão com a estratégia de vida de cada espécie e com o tipo de ecossistema considerado (Rothschild, 1986; Seijo *et al.*, 1997).

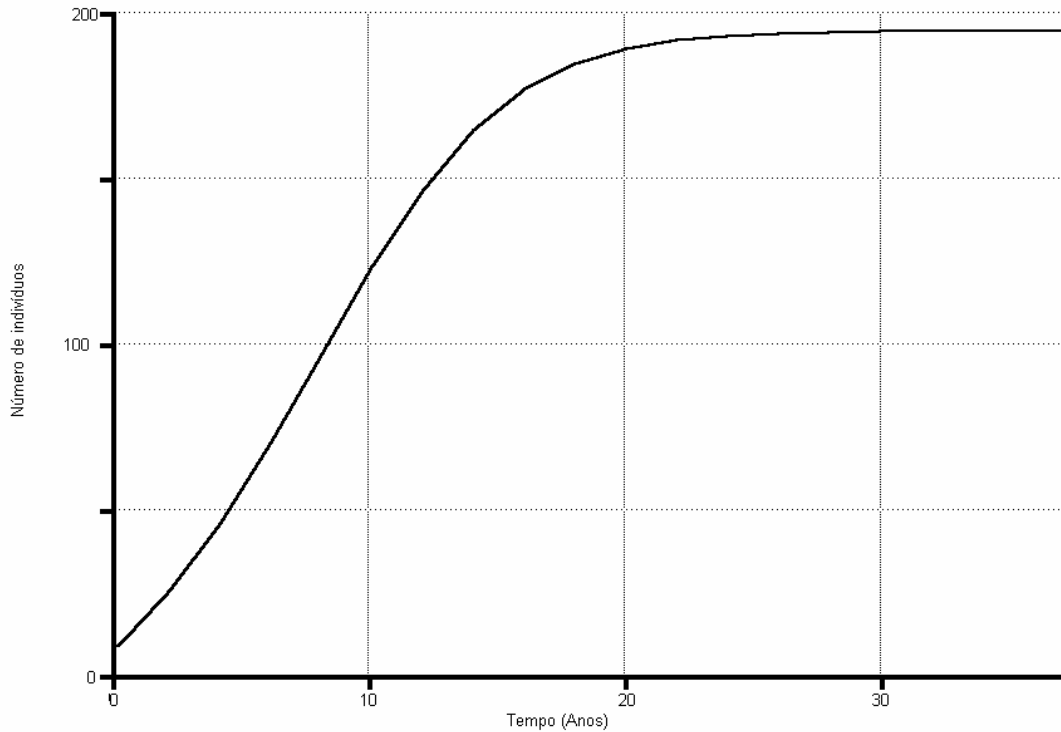


Figura 2. Exemplo do padrão de crescimento gerado através do modelo logístico de Verhulst.

O modelo demográfico logístico de Verhulst apresenta-se da seguinte maneira:

$$N(t) = rN \left(1 - \frac{N}{K} \right)$$

Onde $N(t)$ representa o número de indivíduos no tempo t ; r é a taxa intrínseca de crescimento populacional; e K o número de indivíduos no equilíbrio ou capacidade de suporte do ambiente.

A equação de Verhulst difere da de Malthus pelo fator $1 - N/K$, que elimina a explosão demográfica. Esse termo faz com que a taxa de crescimento populacional torne-se igual a zero, quando o número de indivíduos se igualar a K . A base matemática do modelo de Verhulst (1838) é a derivação da equação logística, a qual gera um padrão de

crescimento em forma de "S". Segundo Fearnside (s/d), ela pode ser descrita da seguinte forma:

$$\frac{dN(t)}{dt} = rN \frac{(K - N)}{K}$$

dN/dt = taxa do aumento da população;

N = tamanho da população;

r = capacidade inata para o aumento populacional; e

K = densidade de saturação ou capacidade de suporte.

De forma integrada, a equação produz:

$$N = \frac{K}{1 + e^{(a-rt)}}$$

Onde:

a = constante de integração que define a posição da curva em relação à origem (o valor de $\ln (K - N)/N$ quando $t = 0$).

e = base dos logaritmos naturais;

t = tempo;

De acordo com Fearnside (s/d) essa equação tem vários pressupostos não satisfeitos em muitas populações reais: 1) distribuição inicial de idades estável; 2) indivíduos ecologicamente equivalentes ou é usada uma unidade de densidade para equiparar estágio de vida, tamanho individual, etc.; 3) a taxa congênita de aumento populacional (r) pode ser realmente alcançada sob condições existentes; 4) não existem atrasos nas respostas da população com a alteração das variáveis; e 5) a correlação entre densidade e taxa de aumento populacional é linear, incluindo a pressuposição da mais alta taxa de crescimento, quando a densidade de população for extremamente baixa (Pielou, 1969). As discrepâncias entre essas pressuposições e características das populações reais

explicam as variações observadas em curvas de crescimento logístico ajustadas a dados reais (Fearnside, s/d).

Atualmente, o modelo de Verhulst é utilizado para projetar populações futuras, no caso de inobservância de fatalidades, como as provocadas por guerras e epidemias em populações humanas (Nunes, 2006) e também para verificar o comportamento populacional de outros organismos. Segundo Hritonenko & Yatsenkro (1999), esse modelo tem proporcionado formas de previsão de crescimento suficientemente reais para populações de microorganismos, plantas, animais e, até mesmo, seres humanos.

4.4 Modelos de Predador-Presa (Modelo Clássico de Lotka-Volterra)

Raymond Pearl, Alfred J. Lotka e Vito Volterra foram pioneiros em associar bases matemáticas com o estudo de populações, o que levou ao desenvolvimento de diversas experiências sobre: a interação de predadores e presas, as relações competitivas entre espécies e o controle populacional (Leung & Wang, 1976). Os modelos predador-presa começaram a ser utilizados pela ciência, a partir do trabalho dos dois últimos pesquisadores. Lotka era um biólogo americano que desenvolveu muitos modelos dessa natureza. O segundo foi um matemático italiano que propôs um modelo que dividia a população de peixes em dois grupos, as presas e os predadores (Dantas, 2005). Por serem os primeiros a desenvolverem pesquisas com esse tipo de modelagem e pela semelhança entre os trabalhos desenvolvidos, atribui-se o nome desses autores ao mais simples modelo que analisa as relações entre predador e presa (Korobeinikov & Wake, 1999), ou seja, o clássico modelo de Lotka-Volterra.

4.4.1 Equações de Lotka-Volterra

O modelo consiste em um par de equações diferenciais, não lineares e de primeira ordem (Dantas, 2005; Santos & Bomfim, 2005), freqüentemente utilizadas para descrever a dinâmica de sistemas biológicos. Segundo Malaquias & Mizukoski (2005), o modelo de Lotka-Volterra é dado por:

$$\begin{cases} x' = ax - \alpha xy \rightarrow \text{correspondente à dinâmica da presa; e} \\ y' = -bx + \beta xy \rightarrow \text{correspondente à dinâmica do predador.} \end{cases}$$

Onde:

x = é a densidade de presas, sendo $x=dx/dt$;

y = é a densidade de predadores, sendo $y=dy/dt$;

a = taxa de crescimento das presas;

b = taxa de mortalidade dos predadores;

α = taxa de mortalidade das presas devido a interação com o predador, sendo também denominada de coeficiente de predação; e

β = taxa de reprodução de predadores por unidade de presas consumida, ou seja, taxa de conversão da biomassa de presas capturadas em predadores.

Sendo que os valores de a , b , α , β são constantes positivas.

O modelo considera que:

- 1) O encontro entre predador e presa é ao acaso, e o número destes é diretamente proporcional ao produto das duas populações. Cada encontro tende a inibir o crescimento da população de presas, pois representa a sua captura, o que implica no aumento de sua taxa de mortalidade. Estes também resultam no aumento do número

de predadores, pois afetam a taxa de nascimento desse grupo (lei de ações de massa) (Dantas, 2005).

2) As presas crescem logisticamente na ausência dos predadores (Maron, 2003), que por sua vez, diminuem exponencialmente na ausência da presa.

3) A taxa de eficiência do modelo varia entre 0 e 1. Valores próximos a 0 indicam que presas não podem ser capturadas freqüentemente, quando ocorre encontro entre estas e o predador (Dantas, 2005).

4) O predador é limitado somente pela presa e a presa somente pelo predador (Smith e Slatkin, 1973; Maron, 2003).

Segundo Gomes (2007), o caso particular mais simples que se pode conceber do sistema, é aquele em que:

1) A presa cresce exponencialmente na ausência do predador;

2) A resposta funcional do predador é linear, ou seja, a quantidade de presa consumida por predador é uma proporção constante da densidade da presa. A resposta numérica é apenas uma constante multiplicada pela resposta funcional. Quer dizer, cada quantidade de presa consumida é imediatamente convertida em população de predador;

3) Na ausência da presa, o predador morre a uma taxa constante.

De acordo com Dantas (2005), devido a interação entre as espécies, basicamente podem ocorrer três situações:

1) Coexistência de presas e predadores;

2) Presas são extintas e, em conseqüência, predadores também;

3) Apenas predadores são extintos.

Segundo Rocha (1999), a análise das equações diferenciais de Lotka-Volterra leva a concluir que:

- 1) Na ausência de predadores, a população de presa cresce indefinidamente;
- 2) Na ausência de presas, a população de predadores tende a extinguir-se;
- 3) A solução correspondente é periódica, isto é, ao fim de certo tempo t , a população voltará a ser constituída por x presas e y predadores;
- 4) A presa tem uma quantidade ilimitada de alimentos; e
- 5) A presa só tem um predador, aquele que está sendo considerado nas análises, e não tem outras limitações;

O resultado são padrões de oscilação no tamanho das populações de predadores e presas (Figura 3).

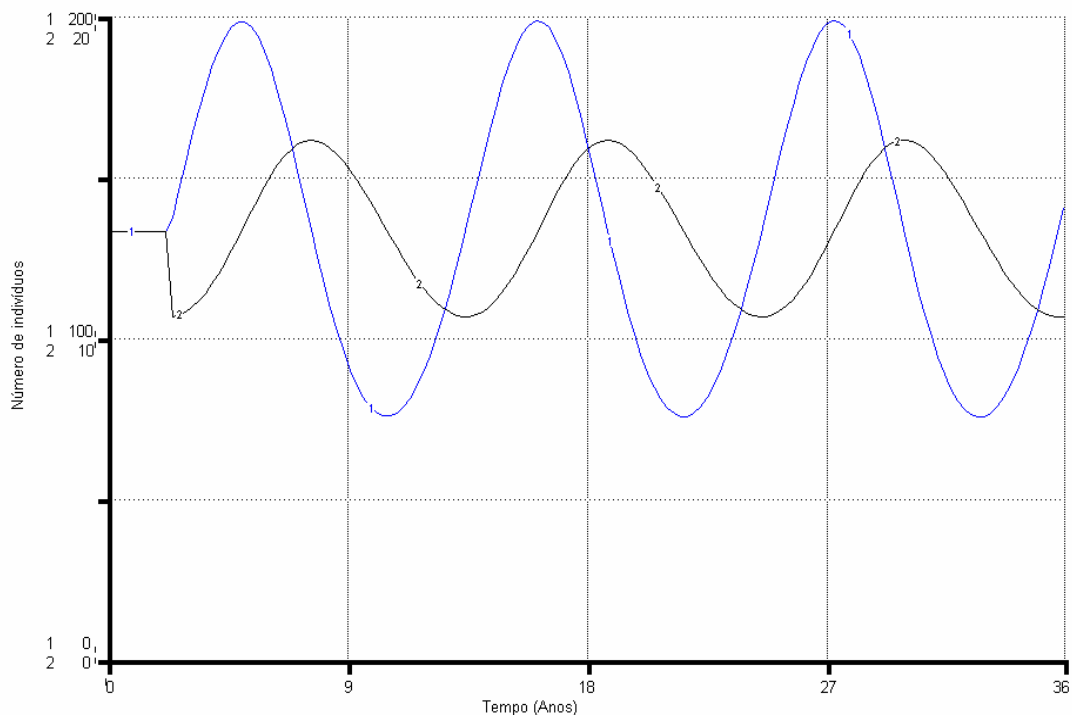


Figura 3. Padrão de oscilação de Modelos Lotka-Volterra.

1 Predador

2 Presa

4.4.2 Limitações do Modelo:

O modelo de Lotka-Volterra tem sido criticado por sua simplicidade, sendo considerado irreal por sua instabilidade estrutural e sua suposição de crescimento ilimitado da presa na ausência do predador (Korobeinikov & Wake, 1999). De acordo com Smith & Slatkin (1973) existem outras características não satisfatórias desse modelo:

1) assumir que reprodução de predadores e presas é contínua e dependente da taxa de alimento consumida;

2) considerar que a taxa de captura das presas é proporcional ao produto das densidades do predador e presa, o que não é razoável em alguns casos. Pode ser mais plausível requerer um constante consumo de alimento; e

3) não existir autolimitação do número de predadores e também da população de presa na ausência do predador.

Korobeinikov & Wake (1999) acrescentaram que o fato de considerar que o tamanho de predadores depende unicamente da disponibilidade de presas, exclui muitos fatores que afetam o tamanho de cada população, incluindo: nascimento, mortalidade por vários fatores, imigrações e emigrações. O modelo de Lotka-Volterra também não considera relações intra-específicas, isto é, a competição entre indivíduos da mesma espécie por recursos naturais. Como resultado, a população de presas pode crescer indefinidamente, sem nenhum limite de recursos, na ausência de predadores (Baptestini, 2006). Contudo, apesar dessas limitações, esse tipo de modelo ainda é uma ferramenta útil para representar algumas características básicas de um sistema predador-presa real e serve como uma base robusta para a construção de modelos mais complexos (Korobeinikov & Wake, 1999).

4.4.3 Análise de estabilidade

O estudo da estabilidade de um sistema tem por objetivo determinar se pequenas variações em suas condições iniciais levam a pequenas ou grandes alterações em sua resposta ao longo do tempo (Vath & Malta, 2005). Em sistemas não lineares, como é o caso do modelo de Lotka-Volterra, é difícil determinar como os resultados se comportam quando muito próximos ao equilíbrio (Gomes, 2007). No caso do modelo de Lotka-Volterra as relações entre espécies e a análise de estabilidade podem permitir, por exemplo, determinar em que condições uma ou ambas as espécies entram em extinção ou atingem o equilíbrio. Esse modelo teria a estabilidade representada por meio de ciclos, o que significa que o sistema estaria constantemente saltando de um ciclo para outro, devido a mudanças constantes no meio ambiente (Gomes, 2007). Nesse caso, para fazer uma análise de estabilidade do sistema de equações diferenciais, associado ao modelo, é necessário, primeiramente, encontrar os pontos de equilíbrio correspondentes.

4.4.4 Ponto de equilíbrio (Ponto crítico)

A análise de um sistema do tipo quase-linear deve se deter em seus pontos críticos (Freitas *et al.*, 2007). Os pontos de equilíbrio ou pontos críticos são pares de valores obtidos quando se tornam nulas as derivadas que descrevem o comportamento das variáveis ao longo do tempo (Vath & Malta, 2005) e que mantém o sistema em um equilíbrio constante, sem alteração nesses valores. Ele também pode ser definido como o centro estável de um sistema linear (Dantas, 2005). O ponto de equilíbrio é considerado estável quando os valores observados em sua vizinhança se aproximam desse ponto, e a situação inversa caracteriza a instabilidade (Vath & Malta, 2005). Os pontos críticos podem ser analisados recorrendo-se a técnicas gráficas, de comportamento qualitativo do sistema no espaço. Nesses gráficos pode-se observar a existência dos pontos críticos (0,0)

no centro das trajetórias das elipses (Freitas *et al.*, 2007). Este ponto é também chamado ponto de sela (Figura 4). O gráfico da estabilidade do modelo predador-presa também pode apresentar padrão espiralado (Figura 5).

Segundo Malaquias & Mizukoski (2005), fazendo-se a análise das equações de Lotka-Volterra, acima descritas, percebe-se que seus pontos críticos são: $P_1=(0,0)$, $P_2=(0, a/\alpha)$, $P_3=(b/\beta,0)$, $P_4=(b/\beta, a/\alpha)$. De acordo com esses autores, os valores de P_1 , demonstram um resultado que não têm significado biológico de interesse, pois nesse ponto não existem presas ou predadores. Em P_2 , x é igual a zero, e, conseqüentemente, não há presas e o número de predadores diminui. No caso de P_3 , no qual $y=0$, ou seja, na ausência de predadores, a quantidade de presas aumenta. Em P_4 , os predadores e as presas coexistem, sendo esse o principal ponto de interesse ecológico.

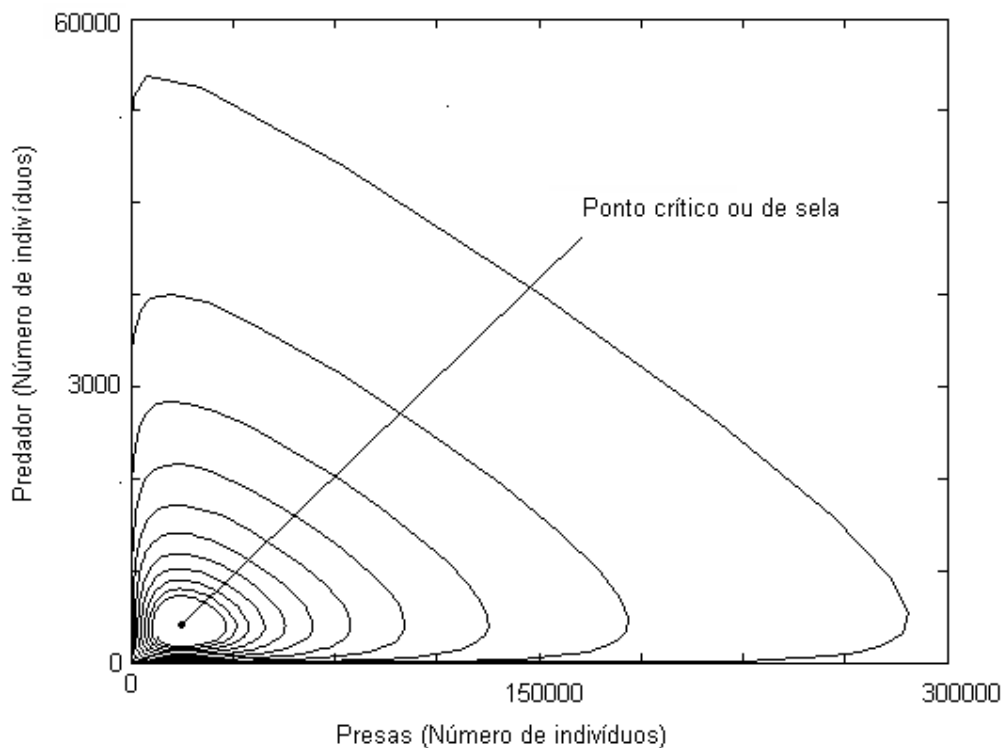


Figura 4. Ciclos resultantes da relação entre predadores e presas e ponto crítico.

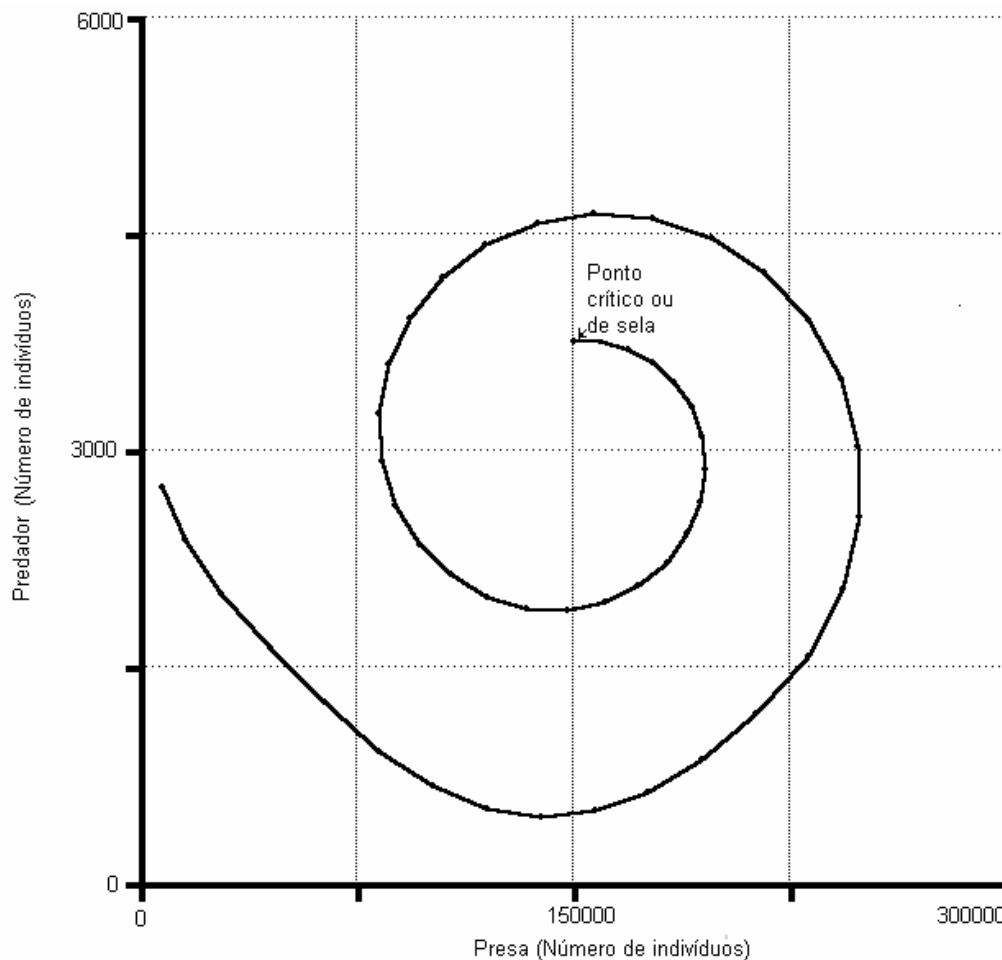


Figura 5. Espirais resultantes da relação entre predadores e presas e ponto crítico.

4.5 Capacidade de Suporte

A capacidade do suporte (K) é considerada a maior quantidade de biomassa populacional de uma espécie que pode ser sustentada em um espaço limitado sob determinadas condições (Odum, 1988). O conceito de capacidade de suporte abrange, tanto populações humanas, quanto os demais organismos (Paehlke, 1995) mas, estudos tendo como foco o primeiro grupo têm se destacado entre aqueles que usam essa abordagem voltada para análise do meio ambiente. Segundo Tommasi (1994), ela também pode ser definida como a capacidade que um sistema tem de absorver uma dada ação

humana e esta varia de acordo com a forma com que o homem maneja seus recursos naturais (Dias, 1994). Em ecologia humana, esse conceito implica no nível ótimo de desenvolvimento e tamanho da população com base em fatores de interação complexa como: físicos, sociais e psicológicos (Carey, 1993).

De acordo com este conceito, um grupo de organismos não consegue manter-se no nível máximo K do ambiente no mundo real, pois é provável que os limites sejam ultrapassados, quer pelo excessivo número de habitantes ou pela redução na disponibilidade de recursos. Isso pode resultar em danos para a capacidade produtiva do ambiente, levando a uma redução, pelo menos temporária, nos valores de K (Odum, 1988).

A teoria de Malthus que afirmava que o crescimento humano poderia se comportar exponencialmente é considerada a base para o conceito de capacidade de suporte, já que esta levantou questionamentos e influenciou a maioria dos estudos sobre demografia humana (Seidl & Tisdell, 1999). Assim, entre o fim dos anos 60 e o início dos anos 70, intensificaram-se as discussões sobre os limites de capacidade de suporte da Terra, devido ao crescimento econômico e populacional, iniciando e difundindo o desenvolvimento de consciência ambiental (Seidl & Tisdell, 1999).

Segundo Seidl & Tisdell (1999), o conceito de capacidade de suporte foi utilizado primeiramente para analisar os efeitos de objetivos e aspirações humanas, em manejo de ecossistemas e habitats de vida selvagem e uso turístico desses sistemas. Posteriormente foi empregada em análise de interações entre seres humanos, análise integrada do ambiente e da sociedade, para ilustrar impactos ecológicos e estabelecer limites de crescimento populacional e de consumo.

A teoria de capacidade de suporte vem sendo usada por ecólogos, biólogos, geógrafos, antropólogos e outros pesquisadores por muitos anos (Carey, 1993). É um dos

métodos utilizados para determinar os níveis populacionais que podem gerar sustentabilidade social e ambiental (Carey, 1993). O desenvolvimento de abordagens relacionando atividades humanas e escassez de recursos com a capacidade de suporte, já foi feita por autores como: Burton & Kates (1965), Fearnside (1985, 1992), Lowe & Evans (1995), Low *et al.* (1999) e Seidl & Tisdell (1999). Esse método tem sido empregado por antropólogos e biólogos em estudos sobre sistemas, tendo sido observado que podem ser benéficamente aplicados no planejamento econômico regional, ajudando a oferecer caminhos para a implantação de planos de contingência e para avaliar necessidades potenciais em longo prazo (Carey, 1993).

A partir do conceito de capacidade de suporte para populações humanas surgiu a definição de “capacidade de suporte sustentável” ou “ótima”, que seria o número máximo de usuários, e suas demandas associadas, que um ambiente pode suportar permanentemente (Catton Jr., 1987). Esta definição está baseada no conceito de sustentabilidade, que foi definido na Comissão de Brundtland, como o desenvolvimento que leva a geração atual a alcançar as necessidades de hoje sem criar impactos adversos que afetem as necessidades das gerações futuras (Carey, 1993; Goodland, 1995; Graymore, 2005). Ou seja, fazer uso do ambiente sem afetar a sua resiliência [quantidade de alterações que podem ser suportadas por um sistema ecológico e econômico por meio de uma mudança em sua estrutura ou em seu sistema de controle (Holling *et al.*, 1995)]. Assim a capacidade de suporte sustentável pode ser alcançada se for possível definir e satisfazer as necessidades humanas, de modo a não prejudicar a qualidade de vida atual e das gerações futuras (Carey, 1993). De acordo com Odum (1988) a capacidade de suporte sustentável ou ótima é mais baixa, talvez cerca de 50%, do que a capacidade de suporte teórica máxima.

4.6 Os pescadores do Estado do Amazonas, suas inter-relações e conflitos

A pesca no Amazonas é desenvolvida de forma artesanal e envolve diferentes tipos de usuários dos recursos pesqueiros, os quais diferem entre si, tanto em relação ao objetivo das pescarias (D’Almeida, 2006), quanto em relação as estratégias e aos níveis de organização. Vários autores já classificaram os tipos de pescadores existentes na região (Petrere Jr. 1992; Furtado, 1993; Parente, 1996; Barthem et al., 1997; Leonel, 1998; Prang, 2001; IPAAM, 2001). Mas, de uma forma geral, pode-se agrupá-los em duas classes: pescadores comerciais e pescadores de subsistência (D’Almeida, 2006).

4.6.1 Tipos de pescadores

4.6.1.1 Pescador Comercial

Os pescadores comerciais desenvolvem profissionalmente a atividade pesqueira. Estes podem morar nos grandes centros (citadinos) ou em zonas rurais (interiorinos) (Furtado, 1993). Esses usuários têm na pesca sua única ou principal atividade remunerada. A pesca comercial foi uma das primeiras atividades econômicas da Amazônia colonial (Furtado, 1981), sendo até hoje executada com uma ampla variedade de apetrechos que possibilitam a captura de diversas espécies (Freitas, 2003). O pescador comercial é o explorador que faz o elo entre a riqueza dos recursos pesqueiros presentes nos ambientes aquáticos com a população, principalmente a urbana (Batista, 2002).

A frota pesqueira comercial realiza deslocamentos bastante expressivos, em relação a pesca de subsistência (Freitas, 2003). Petrere Jr. (1978) observou que os grandes barcos da pesca comercial sediados em Manaus realizavam viagens de pesca com distâncias de até 1.700 km. Estudos feitos por Barthem *et al.* em 1997, mostravam que a distância máxima percorrida pelos barcos da frota de Manaus era de até 3.700 km. Estes tipos de

pescadores podem ser divididos em pescadores comerciais de peixes comestíveis e de peixes ornamentais.

4.6.1.1.1 Pescador comercial de peixes comestíveis

Estes pescadores operam barcos regionais simples, com casco de madeira medindo de 4 a 16 m de comprimento (Santos & Santos, 2005). Pescam e vendem grande parte de sua produção para as “geleiras” (embarcações com caixas ou urnas com gelo), ou comercializam sua produção nos mercados dos centros urbanos municipais, ou enviam diretamente para grandes centros urbanos, transportando a produção em caixas de isopor com gelo nos barcos de linha regionais (Batista *et al.*, 2004). O trabalho desse pescador é fundamental para a nutrição humana da população amazônica (Giugliano *et al.*, 1978; Batista *et al.*, 1998), contribuindo para o bem estar social nos centros urbanos, por meio do abastecimento dos recursos pesqueiros demandados por essas populações (Batista, 2002).

Os pescadores de peixes comestíveis, por sua vez, podem ser agrupados em (i) pescadores que vendem o pescado tendo como consumidor final a população do próprio Estado, sendo essa uma pescaria multi-espécie, e (ii) pescadores artesanais que comercializam seu produto junto aos frigoríficos da região, tendo como destino final a exportação, com uma pescaria direcionada para a exploração de médios e grandes bagres.

4.6.1.1.2 Pescador comercial de peixes para exportação

Esses usuários têm suas capturas voltadas para os bagres migradores de médio e grande porte nos canais principais dos rios durante a estação seca e, já no período chuvoso, a área de pesca é principalmente os lagos de várzea (D’Almeida, 2006). Assim como os outros pescadores de peixes comestíveis, aqueles que se dedicam à captura de bagres utilizam barcos de madeira e dependem do seu conhecimento empírico para o sucesso da

pesca (Barthem & Goulding, 1997). De acordo com esses autores, a maior parte da produção desses pescadores é exportada para o sul do Brasil e o restante para os Estados Unidos.

A pesca com fins de exportação tem se expandindo desde a década de 70 na calha do rio Solimões-Amazonas, com a implantação de frigoríficos exportadores em cidades como Iranduba, Coari, Tefé, Benjamin Constant e Tabatinga (Barthem & Goulding, 1997). Na região do Alto Solimões, os desembarques dessas pescarias realizadas no Brasil, no Peru e na Colômbia estão concentrados na cidade fronteiriça de Letícia (Barthem & Goulding, 1997), pertencente a este último país.

4.6.1.1.3 Pescador que destina sua produção ao mercado local

O pescador comercial que desenvolve a pesca multi-específica destinada ao comércio local tem, durante as pescarias, alguns procedimentos e estratégias característicos daqueles que a desenvolvem para a subsistência, como o uso de vários apetrechos, a captura de uma ampla faixa de espécies, a baixa tecnologia envolvida e a elevada dependência do conhecimento empírico (Freitas, 2003). Esses pescadores abastecem os principais centros urbanos do Estado do Amazonas, se concentram principalmente nas espécies migradoras.

4.6.1.1.4 Pescador de Peixes Ornamentais

Essa pesca é desenvolvida por pescadores artesanais que capturam peixes vivos, sendo a maioria espécies de pequeno porte (Santos & Santos, 2005). A atividade é praticada com uso de canoas pequenas e puçás ou cacuris (peneiras alongadas) (Souza, 2001; Santos & Santos, 2005). Essa pesca é efetuada por ribeirinhos chamados de “piabeiros” (Barthem *et al.*, 1997), que vendem o produto da captura a intermediários

locais ou aos representantes dos exportadores de cada município produtor (Souza, 2001). Os peixes capturados têm como destino final o mercado externo, especialmente países da Europa, Ásia e mesmo da América (Santos & Santos, 2005). O peixe mais exportado é o cardinal *Paracheirodon axelroldi*, com um total anual de cerca de 15 milhões de unidades (Leite & Zuanon, 1991).

Essa atividade estava centralizada principalmente na bacia do rio Negro (Prada-Pedrerros, 1992), onde se destacam os municípios de Barcelos e Santa Izabel do Rio Negro. A pesca de peixes ornamentais é uma importante fonte de renda e entrada de divisas para a região (Souza, 2001). Somente na região do Médio e Alto rio Negro, existiam cerca de 6.000 a 8.000 pescadores envolvidos nessa atividade (Prada-Pedrerros, 1992). O Estado do Amazonas é o principal estado produtor de peixes ornamentais, sendo responsável por 90% da produção nacional (Batista *et al.*, 2004).

4.6.1.2 Pescador de subsistência:

Estes pescadores destinam sua produção, primordialmente, à sua alimentação e à de seus familiares. O pescado produzido também pode ser objeto de trocas ou doações entre parentes ou vizinhos. Eventuais excedentes podem ser vendidos para algum intermediário que o comercializa no mercado mais próximo (Furtado, 1993; Muth, 1996; Barthem *et al.*, 1997). Esse intermediário é, na maioria das vezes, o regatão, embarcações comerciais de carga e passageiros que efetuam rotas que passam nas proximidades das comunidades ribeirinhas ou outros intermediários que abastecem os principais mercados da região (Martín, 1995). Esses usuários auto definem-se como agricultores e não como pescadores (Furtado, 1993). Sua atuação se dá usualmente nos ambientes aquáticos situados a menos de uma hora de suas moradias, deslocando-se para isso em canoas a remo (Cerqueira *et al.*, 2000; Fernandez-Baca, 1998; Batista *et al.* 2004).

A pesca de subsistência é caracterizada pelo uso tradicional e cotidiano de recursos pesqueiros por formações sociais, incluindo grupos familiares, pequenas vilas, subestruturas étnicas e outras estruturas sociais de pequeno porte (Muth, 1996). Segundo Muth (1996), a dependência dos usuários dos recursos pesqueiros inclui sobrevivência física, manutenção de culturas tradicionais e a própria persistência das estruturas sociais.

Essa pesca é de fundamental importância na região Amazônica por ser a maior fonte proteica acessível às populações locais. A fração de pescado capturado por esses pescadores é considerada a maior entre os usuários. Estudos que levaram em consideração o consumo de pescado e a densidade demográfica na Amazônia apontam que essa pesca é responsável por cerca de 70% da captura total (Bayley & Petrere Jr., 1989). As pescarias para o auto-abastecimento é um direito garantido a todos os usuários e envolve todas as categorias de pescadores da região (Furtado, 1993).

A pesca de subsistência tem como alvo uma ampla variedade de espécies e para capturá-las os pescadores empregam uma grande diversidade de apetrechos (Batista *et al.*, 1998; 2000; Freitas & Batista, 1999). Estas artes de pesca são em geral construídas com materiais de fácil acesso aos moradores da região (Martín, 1995). Suas embarcações podem ser motorizadas ou não (Barthem *et al.*, 1992).

4.6.1.3 Pescador esportivo

Os pescadores esportivos são em geral moradores de grandes centros urbanos, que desenvolvem essa atividade com fins recreativos e/ou esportivos. Nessa categoria pesqueira são empregados aparelhos como molinete, anzol e linhada (Santos & Santos, 2005). Trata-se de uma atividade relativamente recente no Estado, e seu crescimento está diretamente relacionado à presença de tucunarés *Cichla* sp. de grande porte (Freitas & Rivas, 2006). A pesca é, em geral, desenvolvida segundo os sistemas pesque-pague, pesque-leve e pesque-solte (Santos & Santos, 2005), que é a modalidade predominante (Freitas & Rivas, 2006). A temporada de pesca se estende, em geral, de outubro a março, coincidindo com o nível baixo das águas.

4.6.2 Conflitos entre pescadores

As classes de pescadores apresentam subdivisões em função da diversidade de interesses e, por conseguinte, conflitos por distintas concepções de apropriação dos recursos naturais (D’Almeida, 2006). Estes conflitos são gerados pelo uso diferenciado dos territórios aquáticos, principalmente, entre os usuários que obtêm os recursos pesqueiros para subsistência e aqueles que os utilizam para fins comerciais (Furtado, 2004). Diegues (2000) já ressaltava em seus estudos a importância do território dentro das relações entre comunidades consideradas “tradicionais” e a natureza. Segundo D’Almeida (2006) o território fornece os meios: de subsistência, de trabalho e de produção do grupo, assim como geram relações sociais; em todos esses casos se encaixam os territórios pesqueiros. Sobreiro (2007) em estudos realizados na área do Médio Rio Negro, encontrou essa territorialidade demonstrada na forma de pedido de permissão por parte dos pescadores à comunidade da área de pesca, restrição de técnicas de captura nos pesqueiros,

restrição total ao acesso a estes locais e fiscalização ou monitoramento de atividades pesqueiras.

O espaço aquático é considerado um sistema de usos múltiplos de recursos e as áreas de pesca como uma estrutura espacial explorada por um grupo humano que se identifica com o lugar (Comier-Salem, 1995). A reivindicação ao direito de uso exclusivo de uma determinada área pesqueira é realizada freqüentemente como forma de evitar que ocorra a “tragédia dos comuns” (Hartmann, 1990). Segundo Hardin (1968) a tragédia dos comuns ocorre quando cada usuário de um recurso de livre acesso tenta maximizar os ganhos obtidos a partir desse recurso de forma ilimitada. Porém, os recursos disponíveis no mundo são limitados, e dessa forma, depois de algum tempo, este comportamento executado continuamente causará a extinção do recurso, com prejuízo aos usuários como um todo. Devido a tais situações é comum a reivindicação pelas comunidades de pescadores dos direitos de usos territoriais das áreas de pesca que se localizam próximas a suas residências (Cruz, 2006).

A intensificação pesqueira e o conseqüente aumento da pressão sobre os estoques e até casos de sobrepesca, já foram constatados por vários autores (Petrere Jr., 1983; Bayley & Petrere Jr., 1989; Barthem & Goulding, 1997; Isaac *et al.*, 1998; Isaac & Ruffino, 2000). Esse fato se deve, principalmente, às inovações tecnológicas dos aparelhos de pesca, que aumentaram seu poder de captura, combinado com o aumento da demanda de pescado (D’Almeida, 2006). Além disso, as modificações ambientais resultantes de outras atividades desenvolvidas nas proximidades de corpos d’água, vêm afetando diretamente a capacidade de produção dos ecossistemas aquáticos (Petrere Jr., 1992; D’Almeida, 2006). Quedas significativas na produtividade levam à deterioração das condições de vida do pescador local, desestruturando a pequena produção pesqueira (Furtado, 1993).

De acordo com Isaac (s/d), os principais ambientes onde ocorrem conflitos pesqueiros são os lagos de várzeas. Segundo essa autora, os envolvidos nesses conflitos são freqüentemente, os pescadores ribeirinhos que moram próximos aos lagos e os pescadores comerciais que vem de fora e que desejam pescar em águas consideradas comunitárias, sendo assim considerados invasores.

De acordo com Furtado (1993), esses confrontos vão desde simples manifestações de insatisfação por parte dos pescadores envolvidos até situação de agressões recíprocas. Segundo esse autor o fato é recorrente onde o pescado sustenta parcial ou totalmente a economia da região. Os conflitos entre usuários de recursos pesqueiros no Estado do Amazonas ocorrem mais freqüentemente entre pescadores de subsistência e pescadores comerciais, e entre pescadores esportivos e outros tipos de pescadores.

4.6.2.1 Pescadores de subsistência versus pescadores comerciais

O antagonismo entre estes usuários ocorre quando pescadores comerciais, que possuem grande poder de captura e que não são moradores das proximidades da área, utilizam apetrechos de alta capturabilidade e/ou não seletivos dentro de uma área de pesca considerada fundamental para o abastecimento dos residentes locais. As relações de conflito entre grandes e pequenos produtores de pescado, representam o choque entre intenções de acumulação de capital, da defesa do direito à pesca e da apropriação do espaço piscoso (Furtado, 1993).

Usuários que moram e pescam nas proximidades de pesqueiros percebem melhor os efeitos da intensidade da pesca comercial sobre os recursos pesqueiros locais (Fernandez-Baca, 1998), gerando insatisfação dos habitantes da região. Os pescadores comerciais itinerantes, por sua vez, não se preocupam com o esgotamento dos estoques pesqueiros locais, pois podem se deslocar para outras áreas (McGrath *et al.*, 1993). Os residentes

reagem tentando coibir a entrada de pescadores e o uso de apetrechos de grande poder de captura, considerados por eles como “predatórios” (Sobreiro, 2007).

Os pescadores comerciais, no entanto, precisam dos rendimentos obtidos através de sua produção para o sustento de suas famílias e acúmulo de capital. Usuários dos estoques que vendem o pescado consideram a posse do peixe como resultado do trabalho, equipamento e habilidade para capturar o peixe (McGrath *et al.*, 1993a, 1993b). Seus argumentos condizem com o estabelecido pela legislação vigente, que diz que os recursos pesqueiros e hídricos são de livre acesso, e a pesca pode ser realizada por qualquer pessoa, devidamente registrada como pescador profissional (Isaac & Cerdeira, 2003).

4.6.2.2 Pescadores esportivos versus outros tipos de pescadores

As relações de conflito entre pescadores esportivos e outros tipos de pescadores, tem como base a forma diferenciada que os dois grupos compreendem as espécies-alvo. Os pescadores comerciais, por sua vez, consideram o mesmo peixe apenas pelo seu valor junto ao mercado consumidor (Freitas e Rivas, 2006). Os pescadores esportivos percebem as espécies de grande porte como um troféu a ser fotografado e devolvido ao rio.

Os pescadores esportivos são, geralmente, também turistas que têm uma visão preservacionista do ambiente e não desejam o desenvolvimento de pesca comercial ou de subsistência, principalmente com o uso redes, que possam vir a diminuir os estoques e reduzir o tamanho das espécies alvo dessa pescarias. Por sua vez, os outros pescadores consideram o pescador esportivo como um usuário externo, que, além de interferir em seu modo de vida (Sobreiro, 2007), capturam o recurso por esporte ou lazer, motivo considerado fútil para os outros usuários. Seu comportamento também é considerado como prejudicial às capturas das espécies alvo, mesmo quando essas são devolvidas aos ambientes aquáticos, pois acham que os exemplares devolvidos ficam “ariscos”, não sendo

facilmente capturadas de novo, ou acabam morrendo após retornarem ao ambiente aquático em consequência dos ferimentos causados pelos apetrechos empregados. Além disso, consideram que os barcos de pesca esportiva (lanchas e voadeiras) espantam o pescado dos outros pescadores (Sobreiro, 2007). Castro & Begossi (1995) sugerem que pescadores artesanais e esportivos competem quando exploram o mesmo recurso devido a sobreposição espacial e temporal da pesca.

5. MÉTODOS

5.1 O sistema a ser estudado

Em processos de modelagem, o sistema é parte da realidade escolhida como objeto de estudo, o que no caso deste trabalho foram as relações entre predadores e presas em um ambiente de várzea utilizado por populações humanas. A área estudada está localizada em Manacapuru, nas proximidades da margem direita do rio Solimões. O ambiente utilizado para representar o sistema de coexistência entre predadores e presas é o Lago Preto (Figura 6) e a comunidade utilizada para representar os predadores foi Nossa Senhora das Graças, localizada nas circunvizinhanças do lago.

O lago Preto está localizado à margem direita do Rio Solimões, sendo separado deste por uma alta restinga. A sua conexão com o rio é obtida através do sistema de lagos pertencentes ao Município Manaquiri. Seu formato é mais largo que extenso, a coloração da água é escura, tipo cor de chá e sua margem é recoberta de vegetação (Soares *et al.*, 2007).

Os indivíduos residentes na comunidade de Nossa Senhora das Graças somam 345 habitantes, divididos em 78 famílias (Carvalho *et al.* 2007). Esses se constituem em pequenos produtores rurais e usam o lago como uma das áreas destinadas ao desempenho de atividades pesqueiras. Os moradores também desenvolvem uma série de atividades como a agricultura, o cultivo de quintais e o extrativismo vegetal.



Figura 6. Sistema estudado: Lago Preto (S 03° 21' 17,1" W 60° 37' 28,6"), área pesqueira da Comunidade Nossa Senhora das Graças (03°20'37"S e 60° 35'34"W).

5.2 Fases do Processo de Modelagem Executado

5.2.1 Construção do Modelo Conceitual

O modelo conceitual (Figura 7) baseou-se na percepção pretérita à coleta de dados, no que diz respeito às populações humanas, modelos predador-presa e biota pesqueira da área de estudo. Nessa fase inicial da modelagem as variáveis foram selecionadas e combinadas conforme as suposições do funcionamento do sistema, tendo como base os conhecimentos adquiridos. Esse conhecimento foi complementado por meio de levantamentos bibliográficos sobre modelos predador-presa e logístico e informações provenientes do Projeto PIATAM, que coleta informações multidisciplinares nessa região há cinco anos.

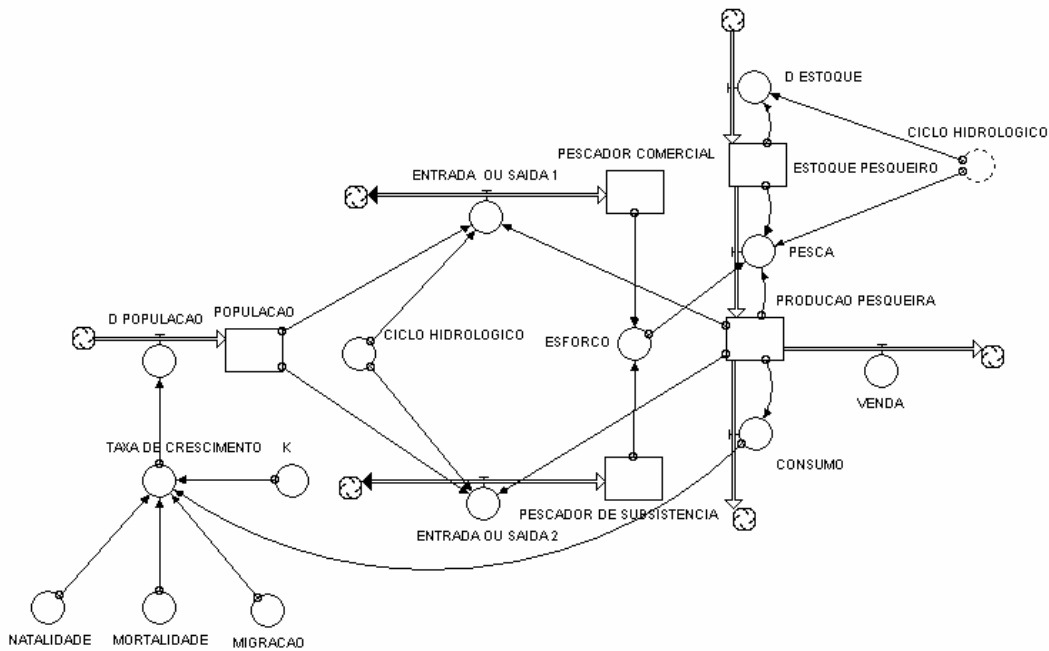


Figura 7. Modelo Conceitual criado.

Como foi descrito por Gomes & Varriale (2001), a fase de construção do modelo conceitual precedeu a aplicação de entrevistas. O modelo conceitual norteou a seleção dos questionamentos que foram abordados por ocasião das entrevistas e posteriormente empregados para representar as variáveis no momento de alimentação do modelo. Esta fase da modelagem foi realizada empregando-se o software Stella® (Structured Thinking Experimental Learning Laboratory with Animation). Este pacote foi construído para modelagem de sistemas dinâmicos e balanceados (Constanza & Voinov, 2001). De acordo com Voinov (1999), o Stella® é um software de fácil aprendizagem empregado por um grande número de usuários, o que favorece a comparação dos resultados gerados entre autores. Sua interface gráfica facilita a construção de modelos de sistemas dinâmicos e seu programa de linguagem permite visualizar e analisar equações que são criadas como resultado da manipulação dos ícones (Constanza & Voinov, 2001). De acordo com Angelini (1999), os esforços de modelagem em sistemas ecológicos neste programa, devem

se concentrar sobre a ecologia e não sobre a matemática ou computação. A construção do modelo é realizada desenhando na tela os componentes do modelo e definindo-se a função de cada elemento (variáveis) na modelagem. No Stella®, o usuário entra com a forma diferencial das equações e pode optar por um método numérico para resolvê-las (Angelini, 1999). Os principais componentes de modelagem são os fluxos, os estoques, os conversores e os conectores. Estes componentes com suas respectivas funções são listados a seguir:

Fluxos – correspondem aos pontos de controle e direcionamento de entrada e saída de energia de dentro dos estoques. Estes fluxos podem ser unidirecionais ou bidirecionais. A ferramenta que simboliza o fluxo no software Stella® pode ser observada na Figura 8.

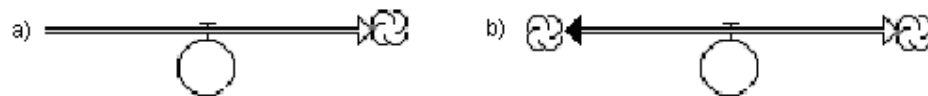


Figura 8. Ferramenta do software Stella® que simboliza os “fluxos” do sistema: a) unidirecional, b) bidirecional.

Estoques – representam os pontos de armazenamento dentro dos modelos. No Stella® este componente é representado pelo símbolo abaixo (Figura 9).



Figura 9. No software Stella® o “estoque” é representado por um retângulo.

Conversor - podem ser funções matemáticas, lógicas, etc. que convertem valores de entrada em de saída. Os conversores são representados no Stella® pela Figura 10.

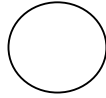


Figura 10. Simbologia adotada para os “conversores” no Stella®.

Conectores - representam as ligações e o sentido das interações entre as partes do sistema, levando informações de uma variável a outra. Os conectores são representados no Stella® na forma observada na Figura 11.



Figura 11. Representação dos “conectores” dentro da interface do Stella®.

A construção de um simples modelo utilizando os ícones descritos acima pode ser observada na figura abaixo (Figura 12).

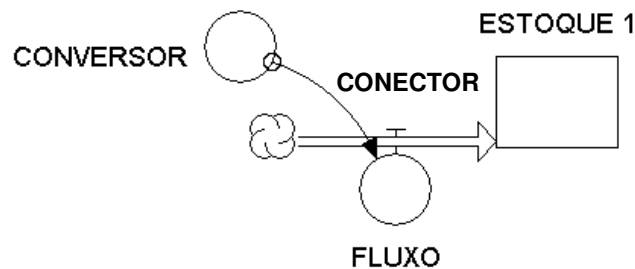


Figura 12. Modelo construído com os principais ícones do Stella®.

5.2.2 Coleta de dados

Baseado nas variáveis definidas no modelo conceitual e nas funções necessárias para representar o sistema, foi construído um roteiro de perguntas que satisfizessem as necessidades do modelo conceitual. Essas perguntas constituíram as entrevistas aplicadas junto aos pescadores das comunidades (pescadores comerciais residentes e pescadores de subsistência) (Anexo I). As informações obtidas nesse processo foram complementadas

com dados secundários obtidos em levantamentos bibliográficos, em banco de dados do Projeto PIATAM e do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), além de informações coletadas diretamente em associações de classe, como a Federação de Pescadores do Estado do Amazonas.

5.2. Construção do Modelo Final

Com o acréscimo de informações obtidas através das entrevistas, do levantamento bibliográfico e dos dados secundários sobre a pesca, ocorreu um aumento do conhecimento sobre o objeto de estudo, que conduziram a melhor seleção de variáveis e funções, com conseqüente correção e aperfeiçoamento do modelo.

Baseado nas informações adquiridas, foi possível criar dois tipos de modelos, um mais simples combinando o tradicional modelo de Lotka-Volterra com o Logístico de Verhulst e as oscilações do ciclo hidrológico, que foi chamado modelo LV-sazonal; e outro baseado em equações citadas por Berryman (1992) que refletem a resposta funcional do predador em relação ao comportamento populacional da presa. Neste modelo também estão inclusos o Modelo Logístico e o Ciclo Hidrológico, e foi chamado de modelo RF-sazonal. Foram inseridos dois predadores nos modelos, o pescador comercial e o consumidor direto local (chamado no modelo de ribeirinho), sendo estes considerados como os únicos predadores agindo sobre as presas. Estes modelos foram construídos no Stella®. No modelo RF-sazonal o modelo foi construído com uma ferramenta que duplicou a representação dos predadores, sendo os ribeirinhos e pescadores comerciais representados por um único símbolo do tipo “estoque”, assim como também foram duplicados os fluxos e conversores que influenciavam diferentemente cada predador.

5.2.1 Inserção das Funções

Posteriormente, foram propostas as funções que simularam a dinâmica do sistema, suas variáveis, bem como, as relações entre elas, que foram representadas pelas seguintes relações e equações matemáticas:

Relações Predador-Presa: nestas funções os pescadores foram incluídos no modelo partindo da consideração de que o homem é um predador natural do sistema. Devido à falta de informações existentes que proporcionem a estimação da biomassa de estoques individuais de peixes amazônicos, esses foram considerados como uma única população de presas. Para o modelo tradicional, as relações predador-presa foram inseridas tendo como base as equações clássicas de Lotka-Volterra (Lotka,1925; Volterra, 1926), sendo: $x' = ax - \alpha xy$ para presa; e $y' = -bx + \beta xy$ para predador, juntamente com o modelo

logístico de Verhulst, $N(t) = rN(t) \left(1 - \frac{N(t)}{K} \right)$.

Para o modelo com resposta funcional foram utilizadas as equações descritas por Berryman (1992). Estas também se fundamentam nas equações de Lotka-Volterra, porém elas foram aperfeiçoadas ao longo do tempo por vários pesquisadores. Esse processo levou tanto à inclusão do comportamento populacional logístico, quanto à adição da resposta funcional do predador, proporcionando uma melhor simulação da interação entre predadores e presas. A resposta funcional do predador é obtida por meio da inclusão da equação de Michaelis-Menten. Segundo Real (1977) essa equação, descrita no modelo com $b(x)$, pode ser estendida para representar a relação de predadores frente à variação no número de presa, apresentando uma forma sigmóide.

O comportamento da presa neste modelo corresponde a:

$$\frac{dx}{dt} = ax(1 - x/K) - b(x)y ;$$

x = presa;

y = predador;

a = taxa de crescimento das presas;

K = capacidade de suporte da presa;

$b(x)$ = resposta funcional do predador às variações na densidade de presas;

A função recomendada por Berryman (1992) para o modelo que corresponde a adaptação da equação de Michaelis-Menten é:

$$b(x) = mx/(w + x);$$

w = densidade de presa quando a taxa de ataque está saturada;

m = taxa de ataque máximo do predador;

A equação correspondente à dinâmica dos predadores foi duplicada dentro do Stella® para representar os dois tipos de predadores. A fórmula empregada para este fim foi a seguinte:

$$\frac{dy}{dt} = cy(mx/(w + x)) - ey;$$

e = taxa de mortalidade dos predadores;

c = taxa de reprodução de predadores por unidade de presas consumida, ou seja, taxa de conversão da biomassa de presas capturadas em predadores.

e onde m e w correspondem a definição anterior.

5.2.2 Escolha e inserção das variáveis

Os dados coletados escolhidos para representar quantitativamente a dinâmica do sistema foram primeiramente inseridos em Planilhas Eletrônicas e, posteriormente, submetidos a análises básicas por meio de cálculo dos valores médios e das taxas que representaram as variáveis estabelecidas. Em seguida, essas estimações foram inseridas nos modelos para alimentá-los. As variáveis comuns em ambos modelos Predador-Presa foram:

Predador – Essa variável de estado foi duplicada para receber os dois tipos de predadores. Os valores empregado para ribeirinhos e pescadores comerciais residentes foram obtidos através dos questionários aplicados. A unidade dessa variável é o número de indivíduos.

Presa - população inicial dos estoques pesqueiros do lago. Sua quantificação foi feita por meio do modelo de produtividade de Bayley (1981), que utilizou o tamanho da área produtiva de uma região da Amazônia para estimar a produção pesqueira potencial de peixes e decápodos de todos os estoques presentes na sua área de estudo. Para obter a área média do lago Preto empregou-se o ArcGis, que é um grupo de softwares relacionados a um Sistema de Informações Geográficas. Dentre estes foi utilizado o programa ArcView, que tem capacidade para análise espacial de imagens. Por meio deste programa mensurou-se a área aproximada do lago Preto (Figura 13), tendo como base imagens de satélite LANDSAT. Os valores obtidos foram relacionados com aqueles estimados por Bayley (1981) para definir o número inicial a ser utilizado para o estoque de presa. A unidade dessa variável é a biomassa em toneladas;

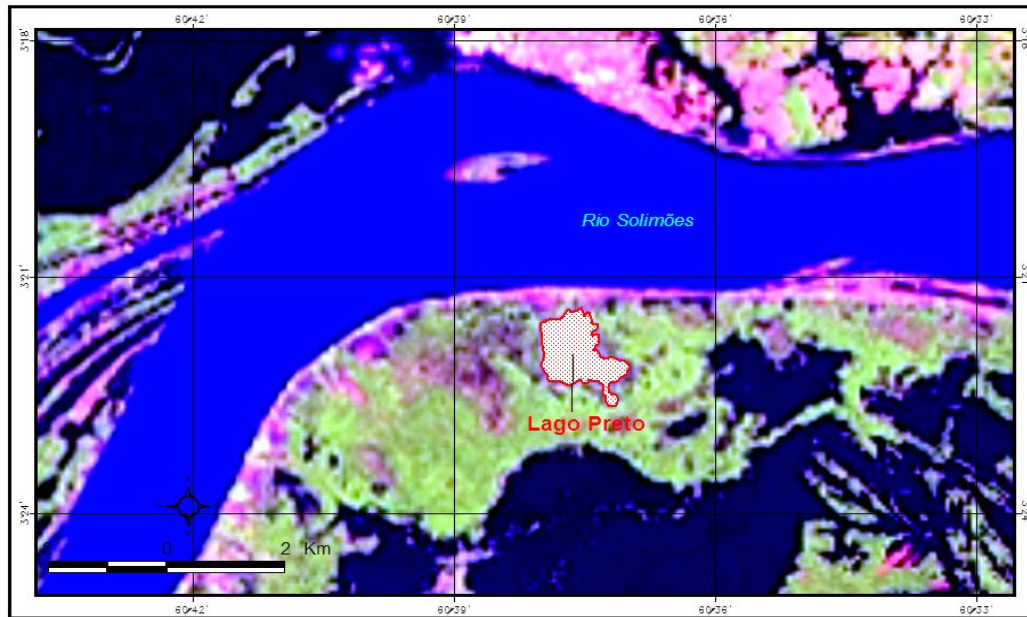


Figura 13. Medição da área alagada do Lago Preto através do ArcView.

K Suporte – a capacidade suporte da presa será considerada como igual aos valores estabelecidos inicialmente para presas, obtidos pelo método de Bayley (1981), e dessa forma, foi considerado que o estoque ainda se encontra no estado de biomassa virgem. Esta simplificação foi necessária pela ausência de informações que permitissem estimar a biomassa atual no lago em face do processo de exploração a que este já foi submetido. É importante ressaltar que, em razão da dinâmica de todo o sistema, determinada pelo pulso de inundação (Junk *et al.*, 1989), consideramos esta suposição bastante robusta. A unidade dessa variável é a biomassa em toneladas;

Ciclo Hidrológico – é representado por uma função trigonométrica (coswave), que promove a formação de ondas, que no modelo simularam o pulso de inundação na região. O ciclo hidrológico teve amplitude de 1 a 3, tendo um pico de cheia e um de seca por ano. Esta representação do pulso de inundação foi utilizada em ambos os modelos e pode ser observada na Figura 14

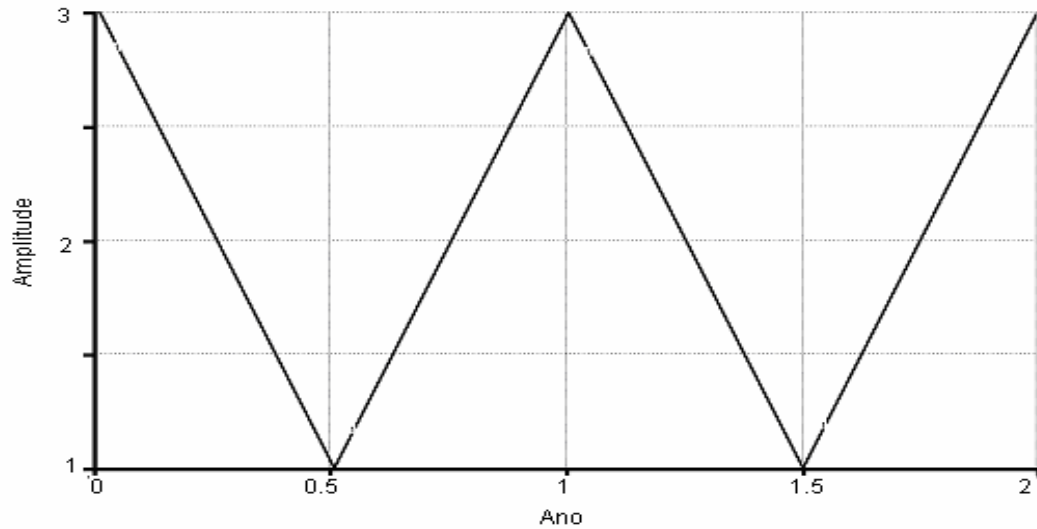


Figura 14. Comportamento do ciclo hidrológico em função do tempo.

Taxa de Reposição - representa a taxa de reprodução das presas. Essa foi estabelecida de acordo com o Ciclo Hidrológico, coincidindo o ápice de reposição (100% do valor do estoque de presas) com o pico da cheia para tentar simular o ciclo reprodutivo da maioria das espécies alvo da pesca na região (Figura 15);

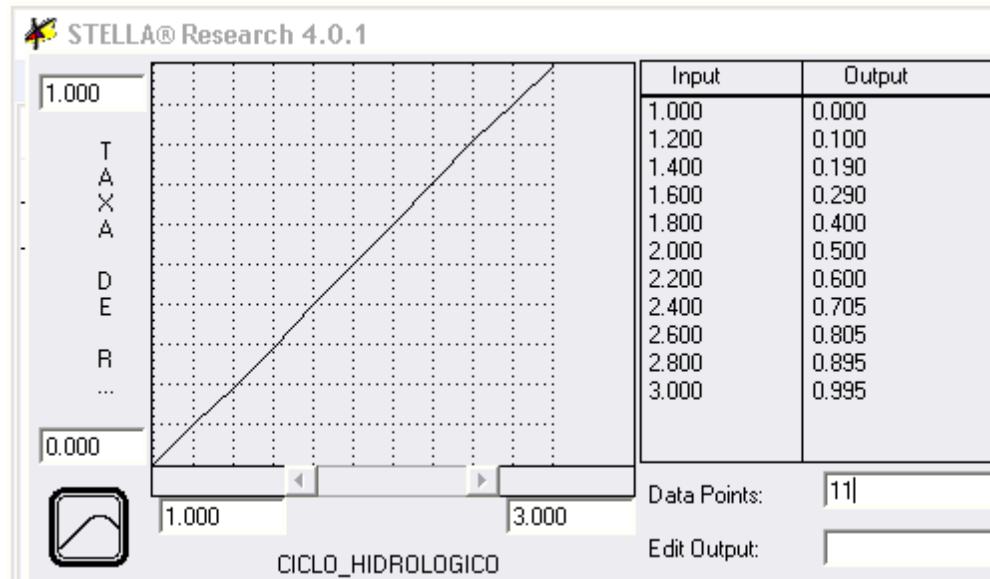


Figura 15. Taxa de reposição inserida nos modelos.

Reposição – a reposição dos estoques é representada pela equação logística, apresentando dessa forma o padrão gráfico por ela descrito;

Mortalidade – devido a mortalidade natural ser considerada um dos mais difíceis parâmetros a se determinar em um estoque de peixes (Quinn e Deriso, 1999), foi assumido que esta tem um valor insignificante em comparação com a mortalidade por pesca, ao menos para a porção capturável da população. Sendo assim, assumimos como mortalidade total a quantidade de peixes capturada. Segundo o descrito por Sparre & Venema (1997), este parâmetro é expresso em porcentagem do número original existente no Estoque Pesqueiro.

CPUE – Foi estimada através da divisão entre a quantidade de peixes capturados, encontrada no fluxo Mortalidade e o número total de predadores;

Entrada - corresponde a entrada de ribeirinhos e pescadores comerciais para o sistema, representada através da “Taxa de Entrada” em relação ao número total de cada predador.

Taxa de Entrada – corresponde a taxa de crescimento populacional dos predadores, ou seja, o percentual de aumento no número de ribeirinhos e pescadores comerciais por unidade de presas consumida. A taxa referente aos ribeirinhos foi calculada a partir de dados do PIATAM e dos questionários aplicados. Seus valores foram considerados constantes entre as fases do Ciclo Hidrológico, uma vez que é realizada durante o ano todo. Já aquela calculada para os pescadores comerciais muda em função do pulso de inundação. A taxa de crescimento anual da pesca comercial foi calculada a partir do número de profissionais cadastrados entre 2006 e 2007 na Federação dos Pescadores do Estado do Amazonas. Os valores para este predador foram acrescidos no período de cheia para incluir uma fração dos pescadores de subsistência, que mudam para esta atividade durante esta época do

ano. Estes dados foram estimados a partir das informações obtidas nas entrevistas aplicadas (Figura 16).

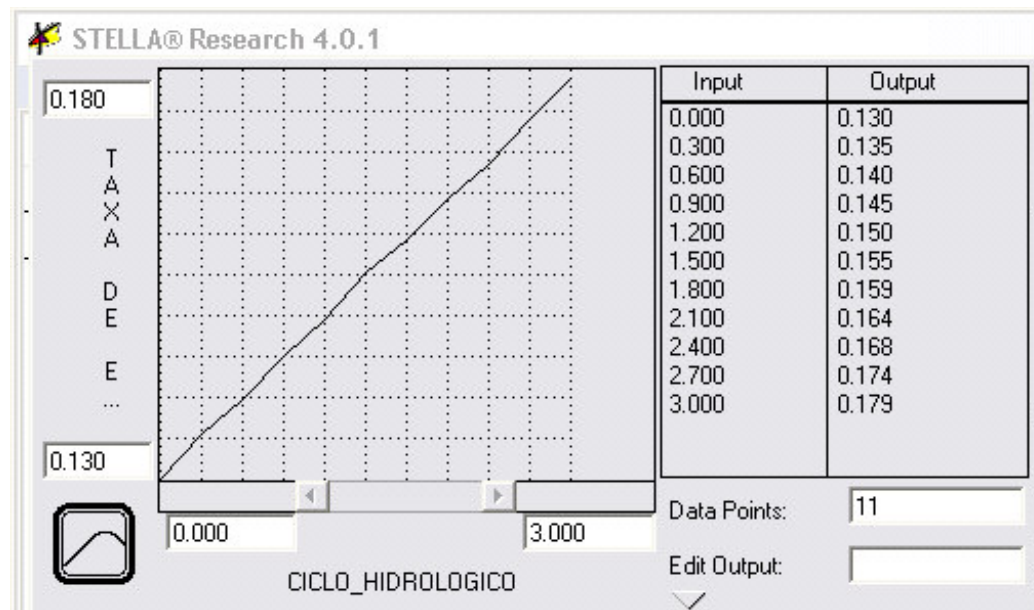


Figura 16. Taxa de entrada do pescador comercial inserida nos modelos.

Saída – saída do pescador da atividade ou da área de pesca. Representada pela relação entre a “Taxa de Saída” e o número total de predadores.

Taxa de Saída – taxa de saída do ribeirinho ou do pescador comercial da atividade ou da área de pesca. Representada para ambos por uma função gráfica, e esses podem ser observados nas figuras 17 e 18, respectivamente. No modelo LV-sazonal, foi considerada que a saída ou não de predadores do sistema depende inteiramente da CPUE (relação inversa). Já no modelo com RF-sazonal este conversor foi estabelecido como inversamente proporcional ao número de presas. Ou seja, ambos modelos enfatizam o grau de dependência das populações amazônicas dos recursos pesqueiros. O comportamento das taxas de saída no modelo LV-sazonal e RF-sazonal de ambos os predadores se sobrepuseram e resultaram em um padrão logístico, que podem ser observados nas figuras 19 e 20 respectivamente.

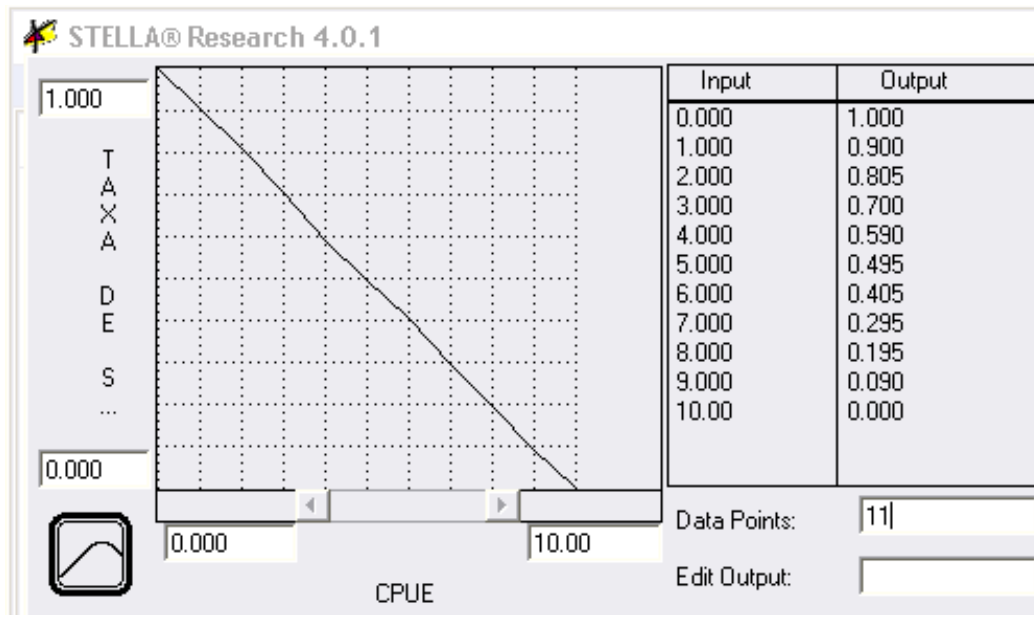


Figura 17. Taxa de saída dos predadores inserida no LV-sazonal.

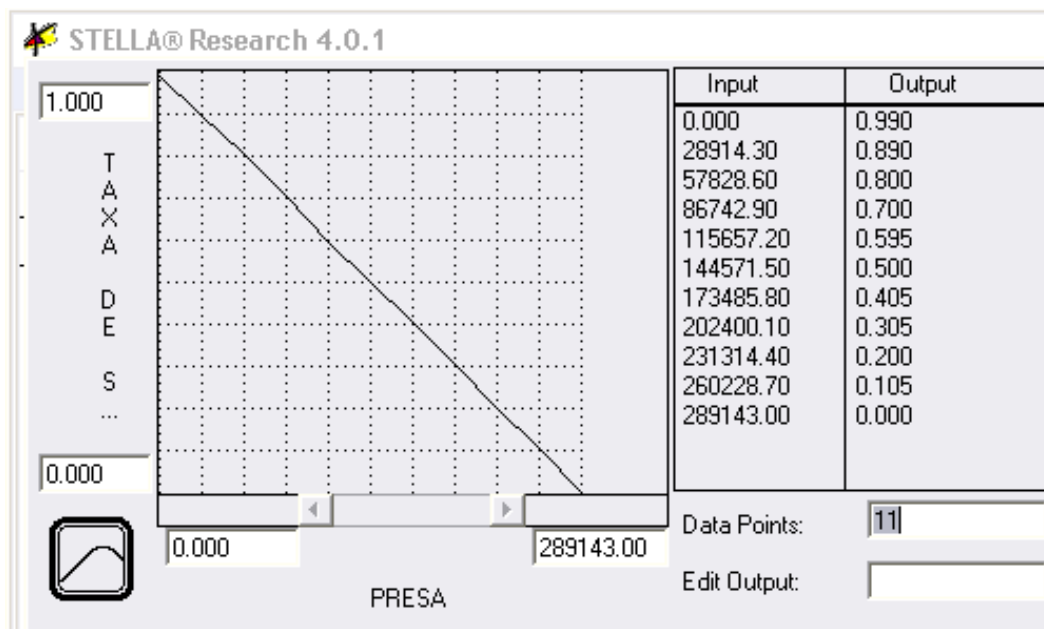


Figura 18. Taxa de saída comercial inserida no Modelo RF-sazonal.

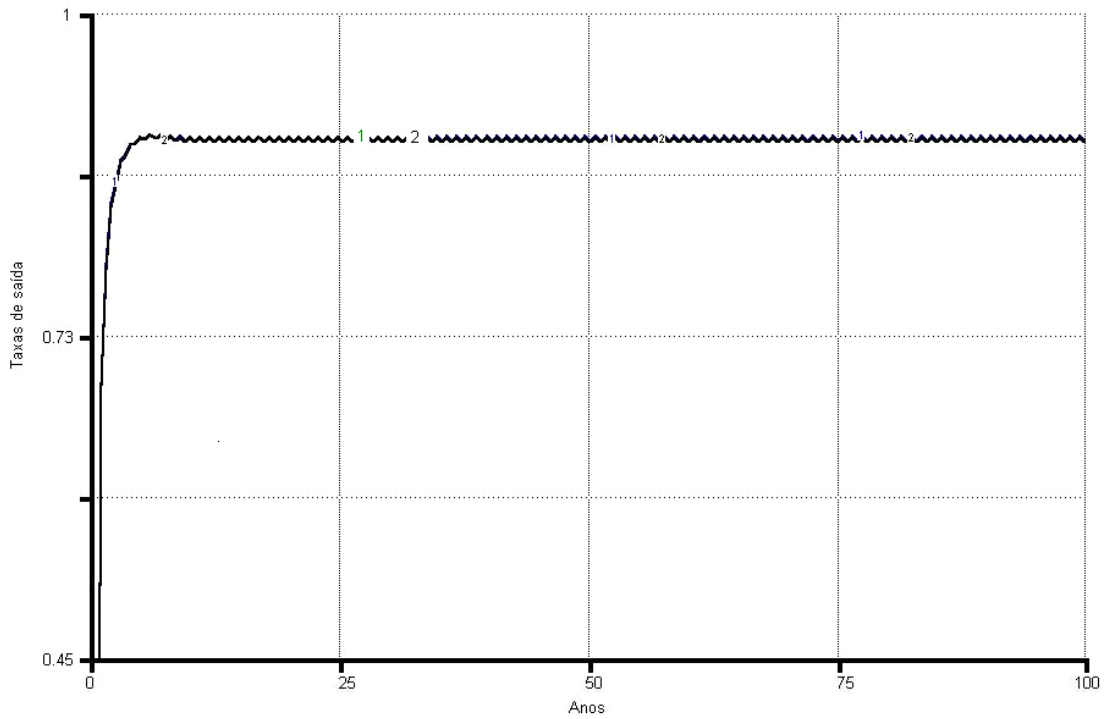


Figura 19. Comportamento das taxas de saída de ribeirinhos e do pescador comercial, em função do tempo (%).

1- Taxa de Saída 1(ribeirinho) 2 – Taxa de Saída 2 (pescador comercial)

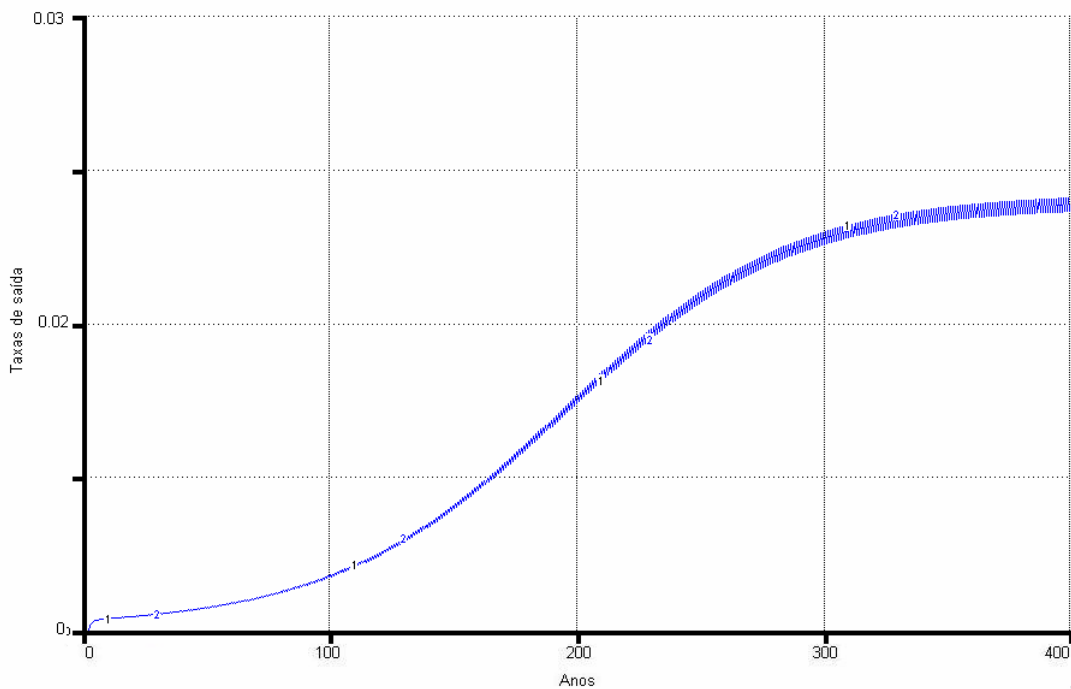


Figura 20. Comportamento das taxas de saída de ribeirinhos e do pescador comercial, em função do tempo.

1- Taxa de Saída (ribeirinha) 2 – Taxa de Saída (pescador comercial)

Variáveis presentes apenas no modelo LV-sazonal:

Taxa de mortalidade – neste modelo a taxa de mortalidade calculada em relação à biomassa total de presa. De acordo com Quinn & Deriso (1999), cada unidade de esforço tem um efeito direto sobre a mortalidade pesqueira ($F = q * E$, onde “ q ” é o coeficiente de capturabilidade e “ E ” o esforço aplicado), com um comportamento na forma de uma função linear. Assim, esse conversor foi considerado de forma gráfica (Figura 21), através de uma relação direta entre o número total de predadores do sistema e as taxas de captura destes (conforme o citado nas entrevistas). O comportamento resultante da taxa de mortalidade apresentou-se conforme a Figura 22.

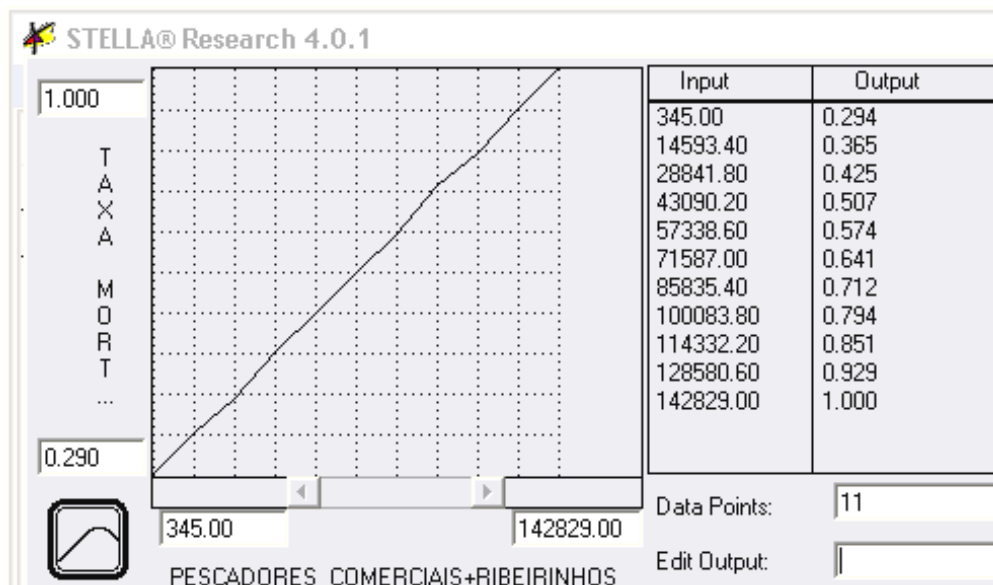


Figura 21. Taxa de mortalidade inserida no Modelo LV-sazonal.

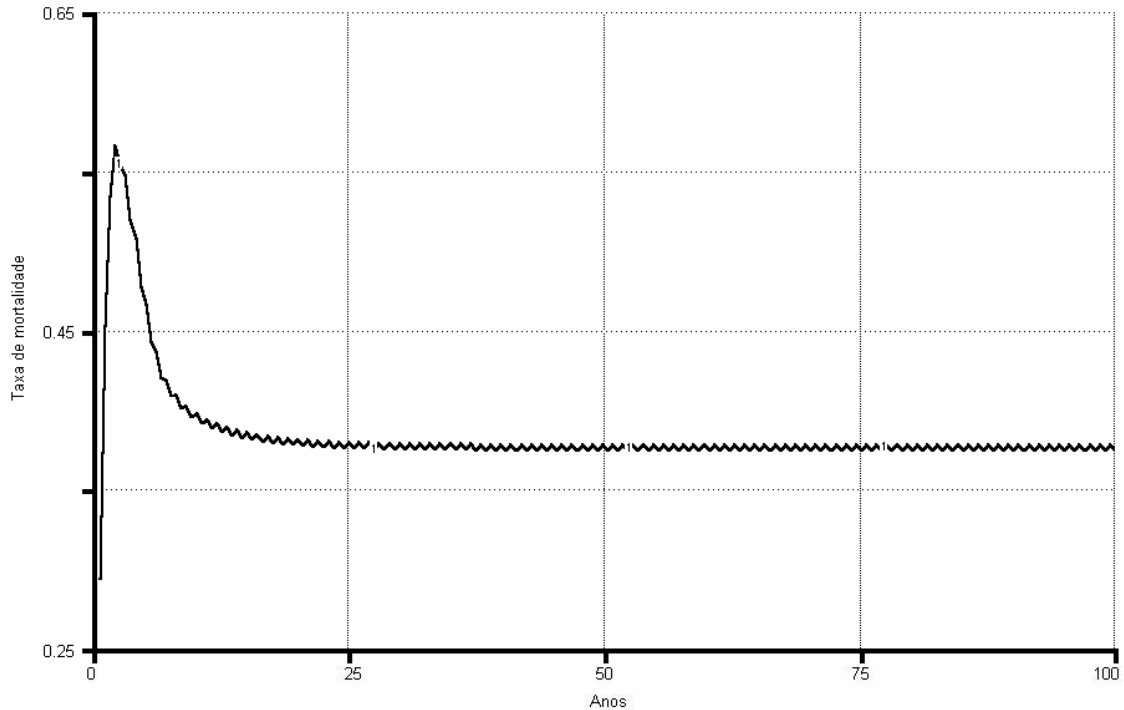


Figura 22. Comportamento da taxa de mortalidade em função do tempo (%).

Variáveis presentes apenas no modelo RF-sazonal:

W - densidade de presa quando há saturação da taxa de ataque ao estoque foi considerada como sendo a metade do valor inicial estabelecido para a presa (estoque pesqueiro). Este valor foi estabelecido baseado no modelo de Produção de Schaefer (1954), que indica que a produção máxima sustentável, e conseqüentemente o esforço máximo sustentável, ocorrem quando os valores biomassa virgem do estoque são reduzidos a metade;

Taxa de ataque - a taxa de ataque máximo do predador foi definida como sendo equivalente a maior captura citada nas entrevistas aplicadas (Anexo I) em relação à biomassa total do estoque.

5.2.3 Variação em função do tempo

A dinâmica no sistema é feita automaticamente pelo Stella®. O tipo de integração utilizado no processo de modelagem foi o Runge-Kuta 2, que é um dos métodos recomendados para modelos nos quais se prevê a geração de oscilações. As equações resultantes do modelo na forma como foram definidas no Stella® podem ser observadas no Anexo II.

5.3 Alimentação do Modelo

A alimentação do modelo consistiu na inserção dos dados nos modelos gerados no programa Stella®. Nesta fase, especial atenção foi dada à padronização das unidades de medidas. Posteriormente, os dados introduzidos no programa foram processados, gerando respostas gráficas referentes ao número de predadores e presas.

5.4 Validação do modelo

A validação do modelo foi feita mediante a comparação dos dados de saída do modelo com:

- 1) Resultados anteriormente publicados;
- 2) Valores obtidos experimentalmente (Gomes & Varriale, 2001);
- 3) Padrões de comportamento existentes na literatura sobre: relações predador-presa, demografia, pesca e estoques pesqueiros.

5.5 Construção de Cenários

A construção de cenários foi feita testando as seguintes situações de mudanças nas características do sistema:

- 1) Consideração de que a pesca comercial seria totalmente proibida no local, assim todos os usuários residentes se tornariam pescadores somente para subsistência;
- 2) Consideração de que todos os ribeirinhos se tornariam pescadores comerciais;
- 3) Situação de coexistência dos dois pescadores, porém com um aumento do número de pescadores comerciais. Esse cenário serviu tanto para simular os efeitos da atuação já existente de usuários dos estoques externos à comunidade, que não foram inseridos nestes modelos, quanto ao aumento propriamente dito dos pescadores comerciais residentes. Nesta etapa foi considerado que os pescadores comerciais eram equivalentes ao número de ribeirinhos;
- 4) Consideração de redução nos valores de reposição do estoque para a metade dos valores inicialmente testados;

6. RESULTADOS

6.1 Modelo Final

O modelo LV-sazonal e o RF-sazonal podem ser observados nas Figura 23 e 24 respectivamente.

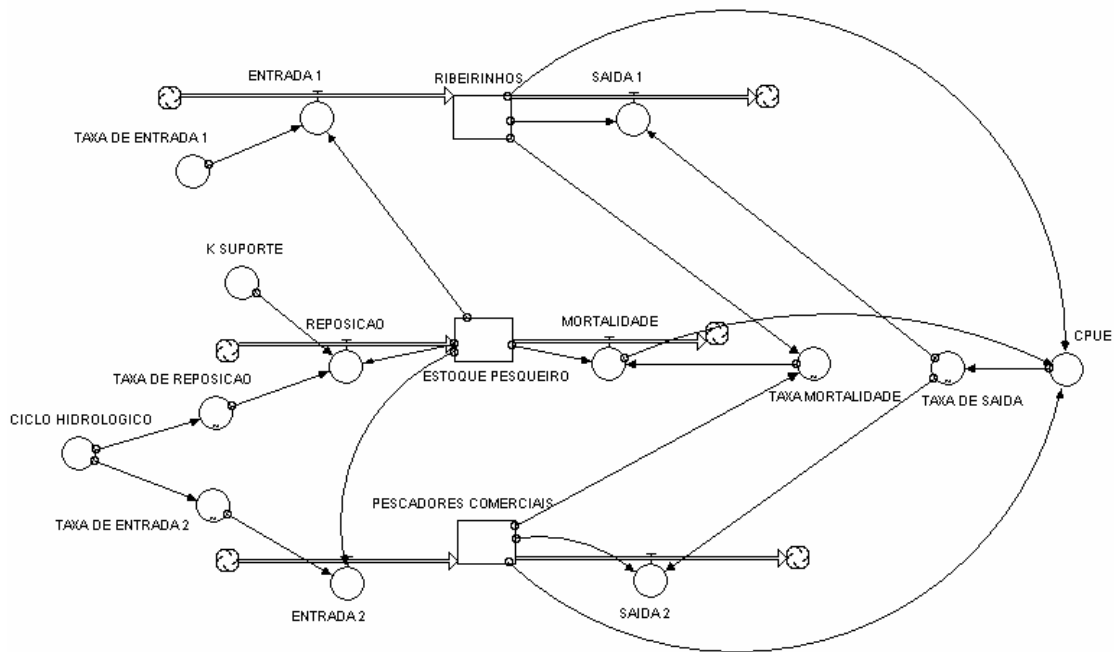


Figura 23. Modelo Predador-Presa de Lotka-Volterra acoplado a função logística de Verhulst, para dois predadores (pescadores comerciais e ribeirinhos), modelo LV-sazonal.

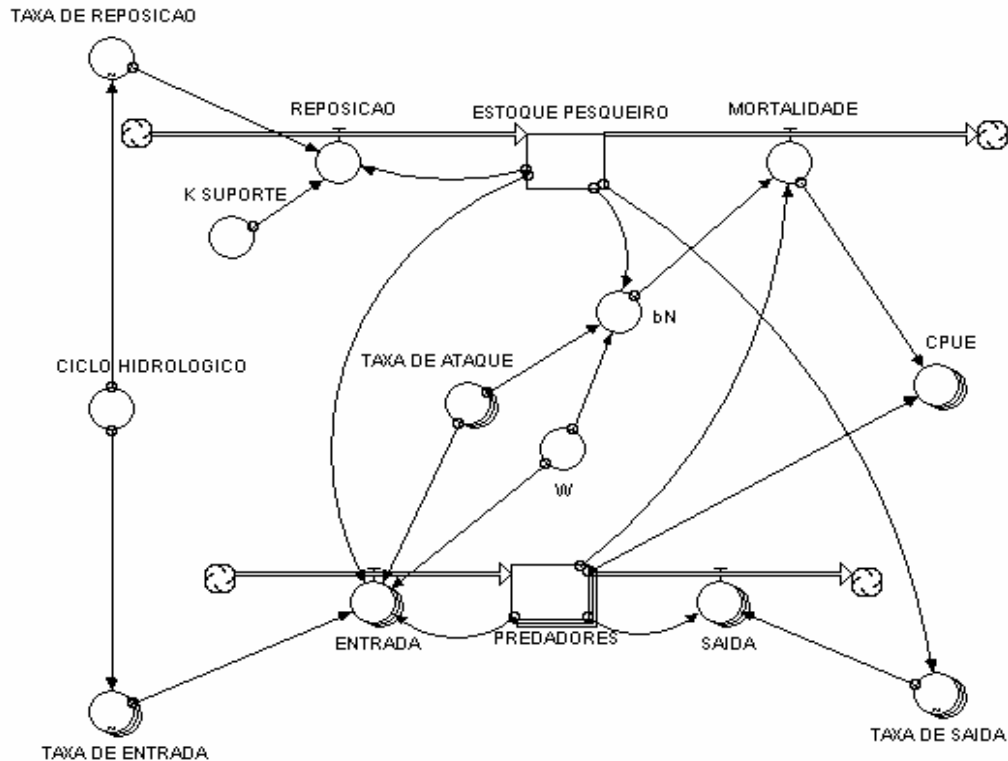


Figura 24. Modelo Predador-Presa com Resposta Funcional para dois predadores (pescador comercial e ribeirinhos), modelo RF-sazonal.

6.2 Resultado das Análises Primárias

Os dados primários foram coletados em 48 residências de ribeirinhos durante o ano de 2006. O total de entrevistados corresponde a 69,6% do universo de residências da comunidade definida como área de estudo.

6.3 Resultado da Validação

Os modelos originais descritos por Lotka-Volterra, Verhulst e aqueles citados por Berryman (1992), foram testados separadamente dentro do Stella® para verificar se o funcionamento e nível de respostas ocorreriam conforme o esperado. Posteriormente, foram sendo gradualmente incluídas às modificações para que o modelo receba-se informações específicas, como a introdução do ciclo hidrológico e a inclusão dos dois predadores no sistema.

As respostas gráficas dos modelos Lotka-Volterra e Verhuslt foram usadas para exemplificar os mesmos no tópico que trata da Revisão Bibliográfica desta tese (Figuras 2 para o modelo de Verhuslt e Figuras 3, 4 e 5 para o modelo de Lotka-Volterra). Os resultados do modelo com RF-sazonal antes da inserção das variáveis específicas desse trabalho podem ser observados na Figura 25.

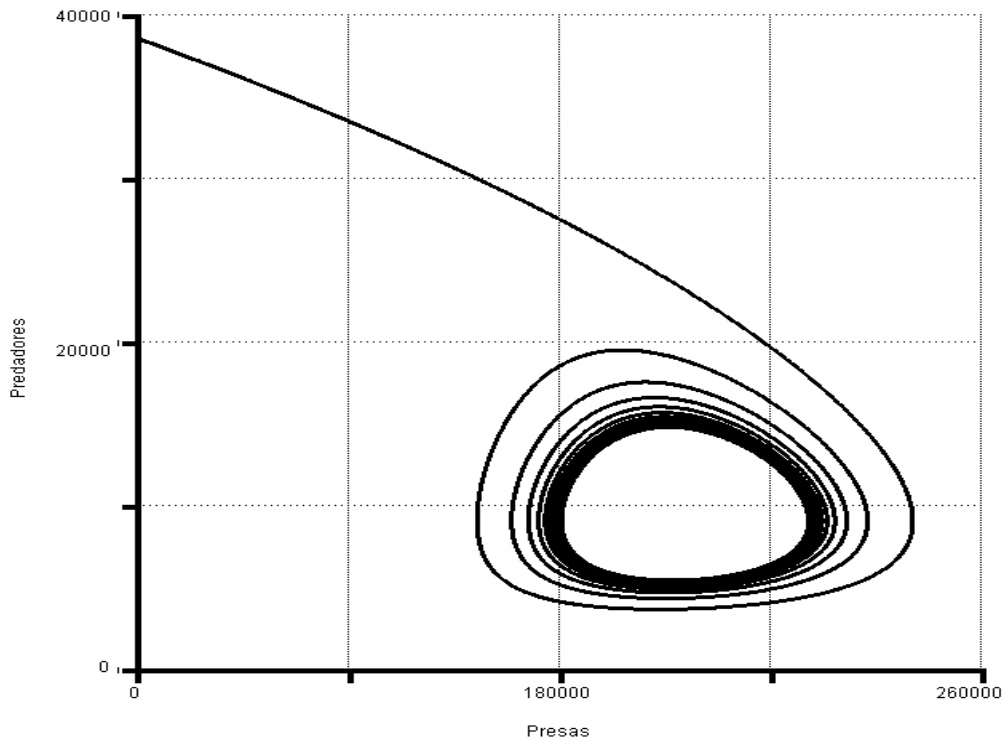


Figura 25. Espirais de equilíbrio do Modelo RF-sazonal.

6.4 Resultados do Modelo LV-sazonal.

O comportamento verificado para pescadores comerciais e ribeirinhos foi analisado por 100 anos. Durante os 3 primeiros anos de simulação ocorre uma relação inversa entre predadores e presas, na qual a quantidade de presas do estoque cai devido ao grande aumento no número de predadores. Os picos observados no número de predadores ocorrem durante o mesmo tempo, por volta de 3 a 4 anos. O número de ribeirinhos atinge números maiores ao longo de toda a curva resultante em relação ao pescador comercial, inclusive no que diz respeito ao pico de esforço. Após o período de maior esforço o número de

pescadores começa a decrescer, resultando na diminuição da velocidade de declínio do estoque (Figura 26).

Após 7 anos ocorreu uma relativa estabilização dos valores de predadores e presas (Figura 26 e 27). Desta fase em diante as oscilações causadas pela interação entre eles se apresentou com menor intensidade. O estoque apresentou-se menos sensível as menores variações do número de predadores presentes. Os valores de pico anteriormente atingidos não se repetiram mais. Os níveis atingidos deste período em diante, além de refletirem o efeito da densidade que cada grupo (predadores e presa), reproduzem, também, um no outro, o efeito do ciclo hidrológico, que passa a ter maior influência na pesca do que na fase inicial de simulação. Foi observado que os ribeirinhos locais apresentam uma maior sensibilidade às oscilações do ciclo hidrológico em do que o pescador comercial (Figura 26).

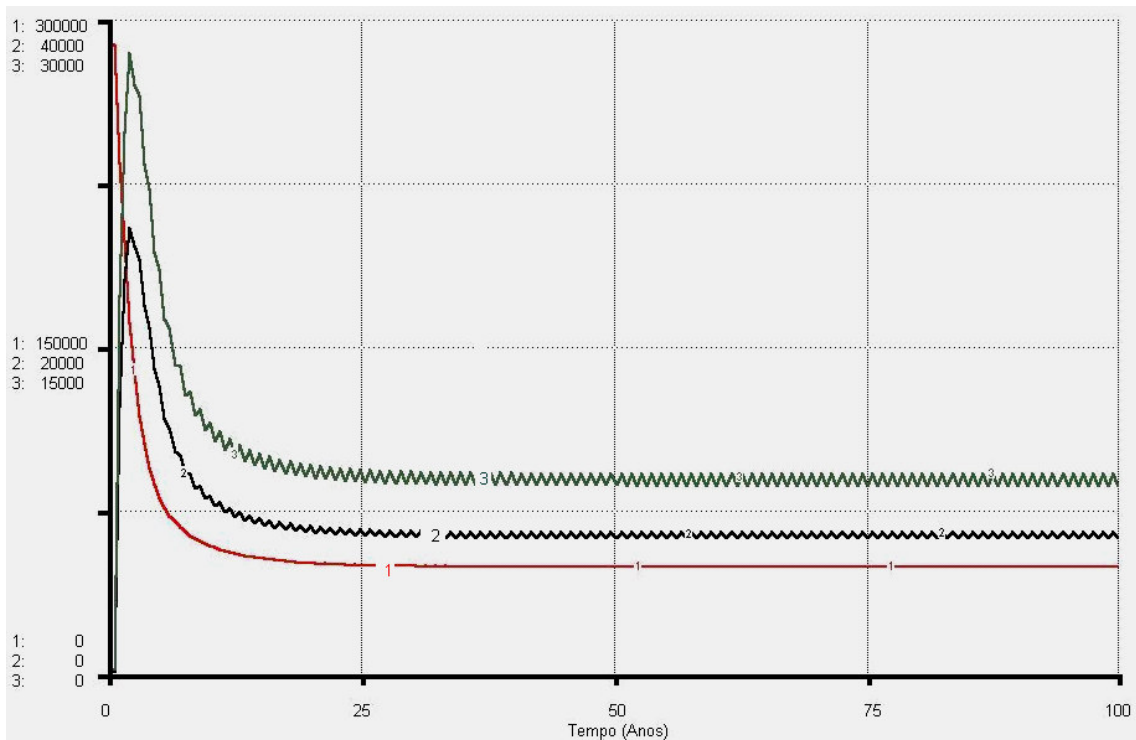


Figura 26. Relação entre presas e predadores e no em função do tempo.

1 – Presas (em toneladas) 2- Pescador comercial (número de indivíduos) 3 – Ribeirinho (número de indivíduos)

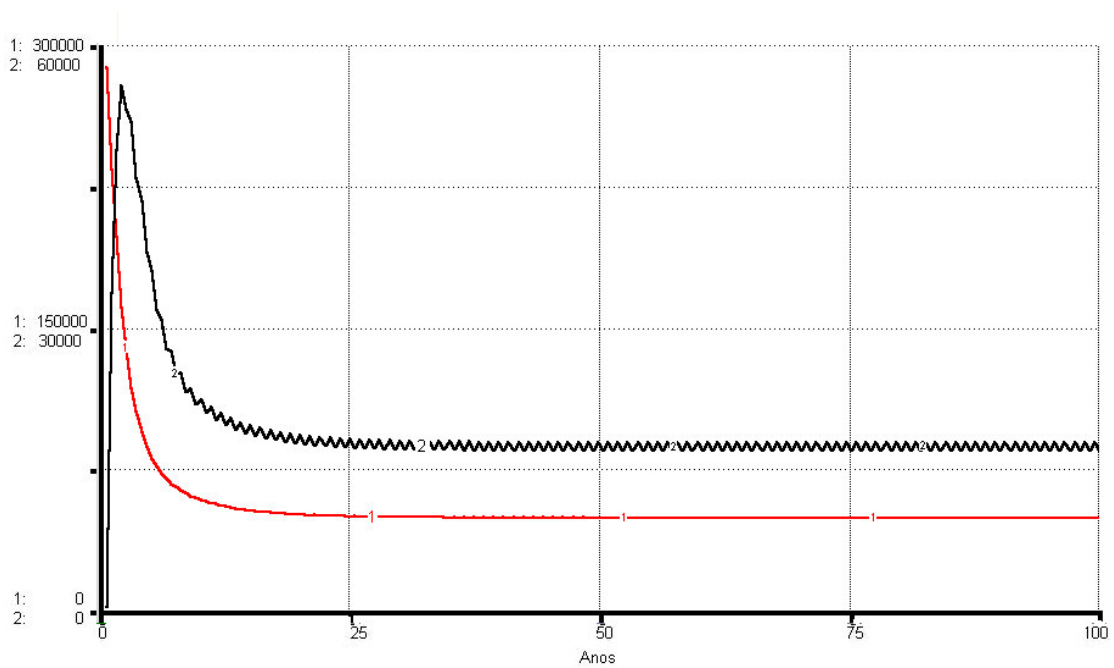


Figura 27. Relação entre o total de predadores e presas em função do tempo.
1 – Presa (em toneladas) 2- Total de Predador (número de indivíduos)

A curva de equilíbrio para ambos os predadores apresentaram um padrão semelhante, com tendência semicircular (Figura 28 e 29), revelando uma leve oscilação dos seus valores principalmente nas proximidades do ponto de equilíbrio.

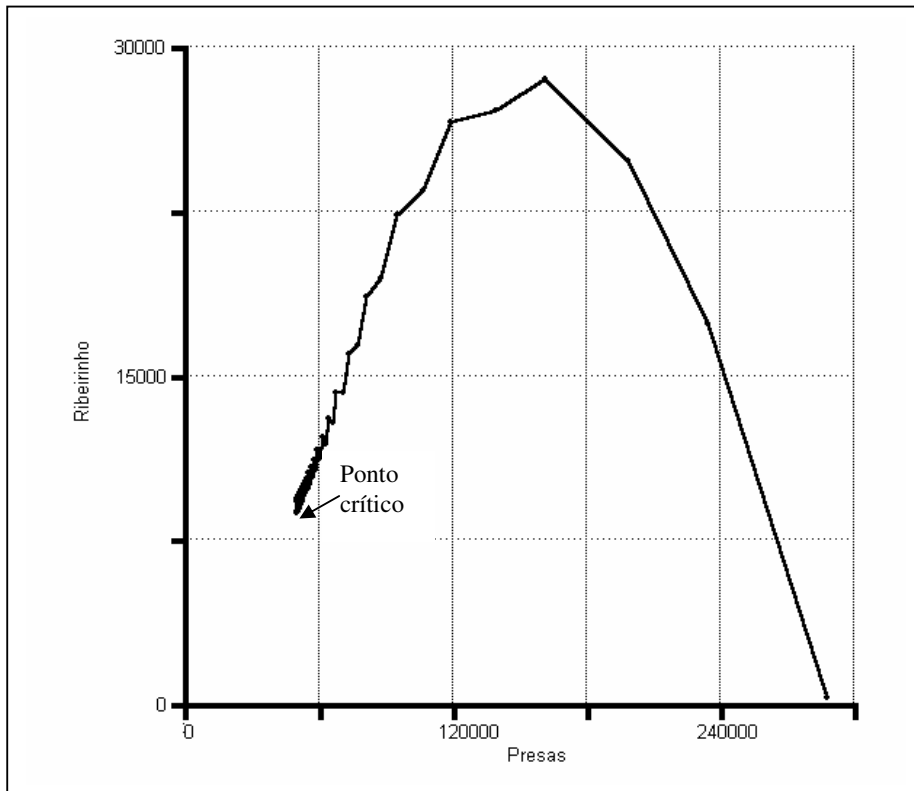


Figura 28. Relação entre ribeirinhos (número de indivíduos) e presas (ton).

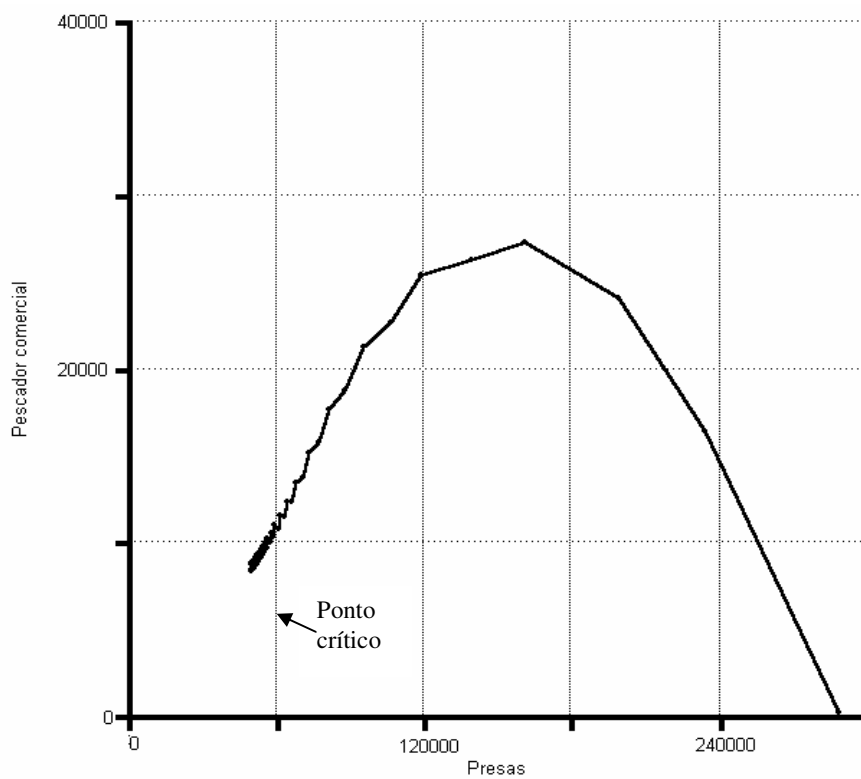


Figura 29. Relação entre pescador comercial (em número de indivíduos) e presas (em toneladas)

6.5 Resultados do Modelo RF-sazonal.

Neste modelo o comportamento verificado para pescadores comerciais e ribeirinhos foi analisado por mais tempo que o anterior, 400 anos. Este aumento no tempo de simulação foi necessário para permitir que ocorresse a seqüência completa dos eventos que representam o modelo. Neste modelo, após 150 anos os valores do estoque de presas foram decaindo cada vez mais rápido, até que a velocidade deste declínio se reduz no final do período testado, onde se verifica mais intensamente as oscilações periódicas do ciclo hidrológico. Os predadores inicialmente aumentam com o tempo, e alguns anos após o período de intensificação do declínio das presas ocorre uma redução no crescimento do número de predadores. A população de pescadores comerciais foi mais sensível negativamente à redução dos estoques do que a de ribeirinhos, sendo que depois do pico de esforço, ocorrido em cerca de 200 anos, o primeiro predador passa a acompanhar o declínio do estoque. Já o ribeirinho responde mais tardiamente à redução nos estoques, porém este efeito resulta na estabilização no número de habitantes na área de estudo. Ao contrário do modelo anterior, os picos no número de predadores não se sobrepõem, já que os ribeirinhos atingem seu máximo por cerca de 400 anos (Figura 30).

Durante a simulação foi possível observar a relação do ciclo hidrológico com os predadores e presas. Porém o último demonstrou ter sua população mais sensível às suas variações, sendo que o seu efeito se intensifica com a queda do número de presas. O aumento de predadores e o declínio das presas acabam por tornar os estoques mais vulneráveis com o passar do tempo, causando uma redução do número de presa por predador disponível no sistema. O aumento da influência do ciclo hidrológico indica que os componentes do modelo que se alteram com suas variações, como taxa de reprodução e taxa de entrada de predadores, assim como o próprio ciclo hidrológico, são variáveis que

se tornarão cada vez mais importantes para a avaliação dos estoques à medida que estes forem submetidos a crescentes pressões de captura. Diferentemente do primeiro modelo, não foram verificadas variações dos predadores em relação às oscilações do ciclo hidrológico. Para melhor observação do comportamento destes componentes foi escolhido um trecho do gráfico anterior (entre 200^o a 375^o ano) para executar uma aproximação, possibilitando melhor visualização (Figura 31).

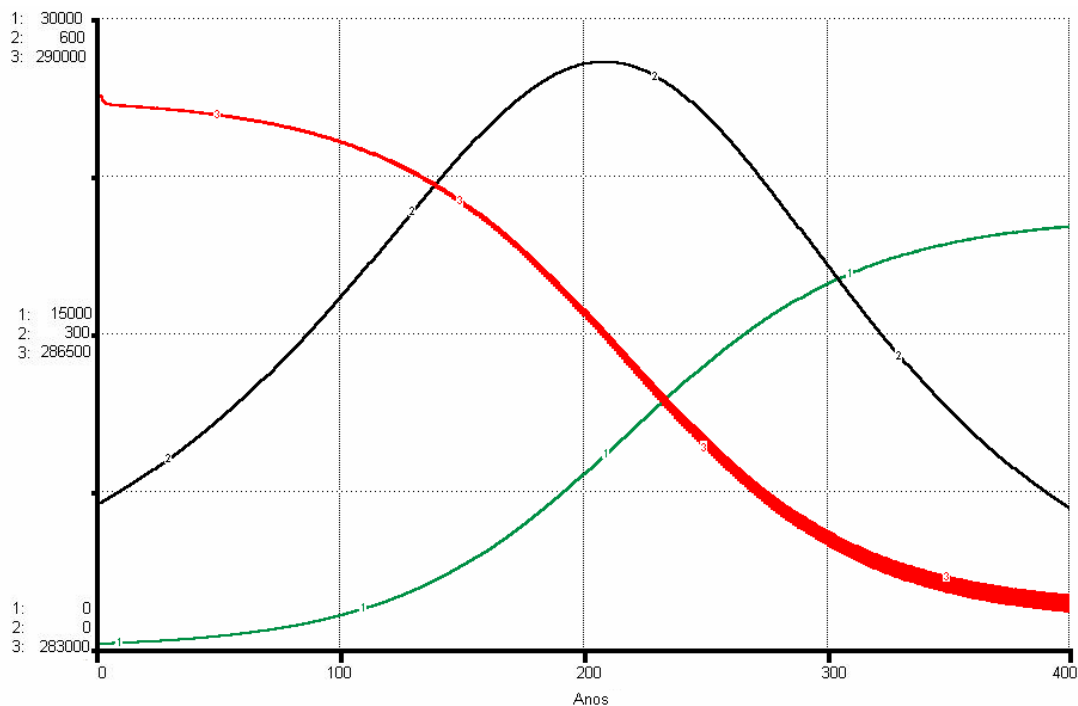


Figura 30. Relação entre predadores e presas em função do tempo.

1 - Predador (ribeirinho) em número de indivíduos 2- Predador (comercial) em número de indivíduos
 3 – Presa (em toneladas)

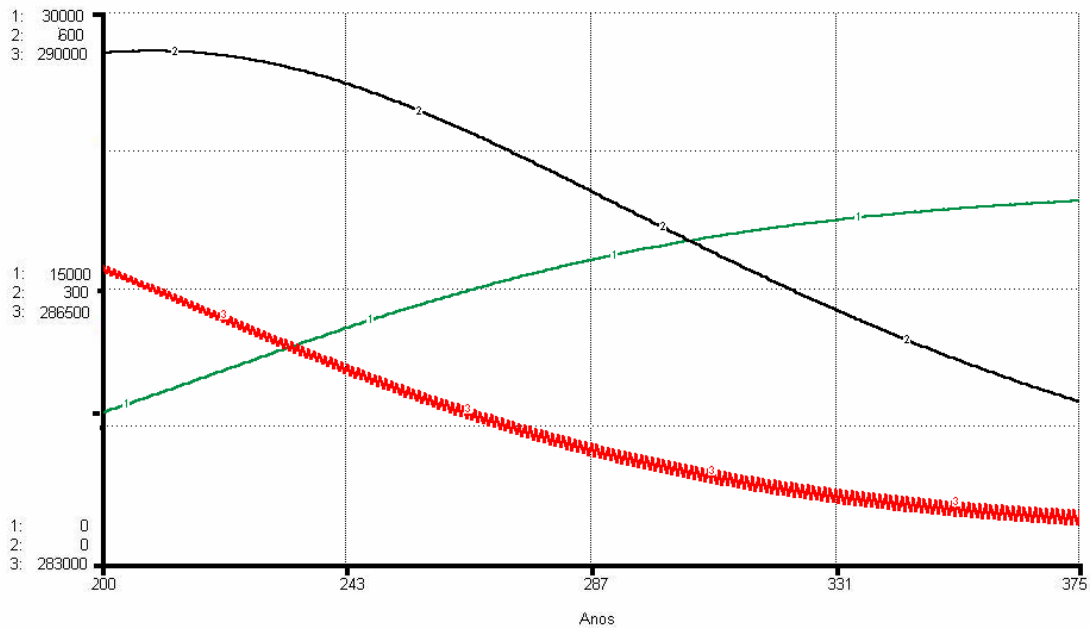


Figura 31. Aproximação de um trecho da relação entre predadores e presas, função do tempo (entre 200º a 375º ano).

1 - Predador (ribeirinho) em número de indivíduos 2- Predador (comercial) em número de indivíduos 3 – Presa (em toneladas)

O modelo RF-sazonal apresentou os fluxos “saída de ribeirinhos” e “mortalidade” do estoque com um padrão logístico similar (Figura 32) coincidindo com o tempo de estabilização. Porém, a mortalidade não apresentou a influência do ciclo hidrológico como a observada no fluxo de saída dos ribeirinhos. Esta se intensificou nos períodos de maior fluxo de saída desses predadores. A saída de pescadores comerciais apresentou uma curva em forma de sino. Apesar de apresentar um formato diferenciado do predador anterior, este pescador se assemelhou ao primeiro por apresentar maior flutuação no período em que atingiu seus maiores valores de saída.

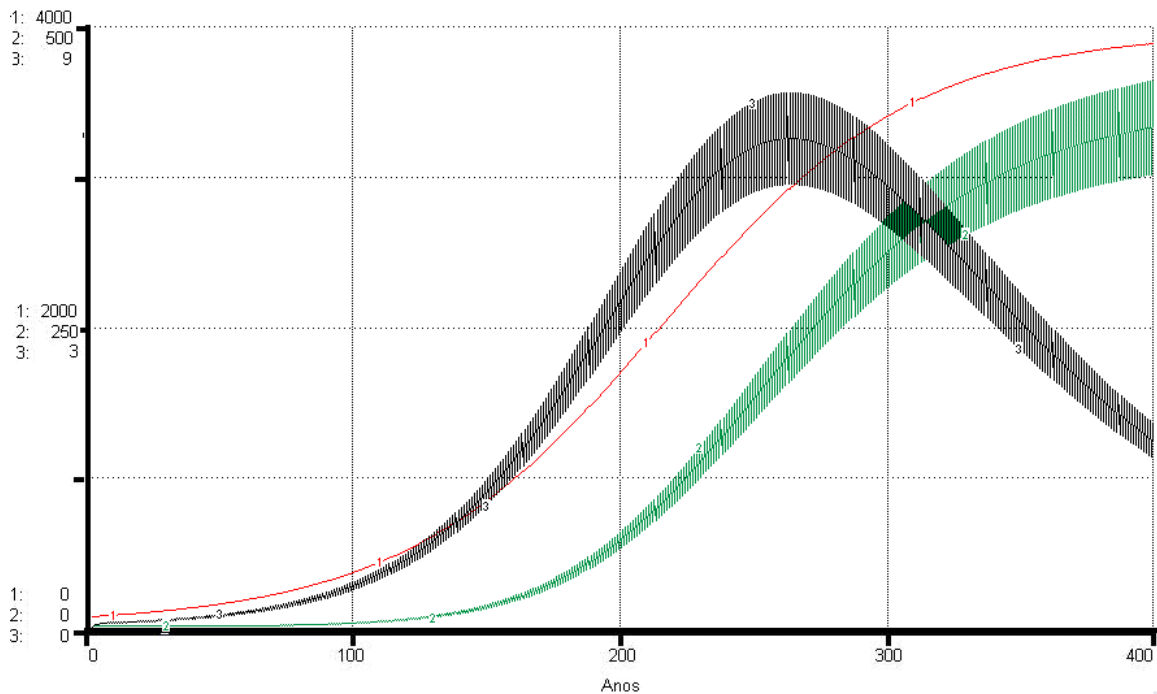


Figura 32. Comportamento dos fluxos de saída: mortalidade, saída de ribeirinhos e saída do pescador comercial, em função do tempo.

1 – Mortalidade (Presas) 2- Saída (ribeirinho) 3- Saída (pescador comercial)

Os valores de CPUE de cada predador observados nesse modelo divergiram entre si, sendo que à dos pescadores comerciais caíram com o passar do tempo, o inverso ocorreu com a CPUE ribeirinha, porém ambas tenderam a se estabilizar após 200 anos de simulação (Figura 33).

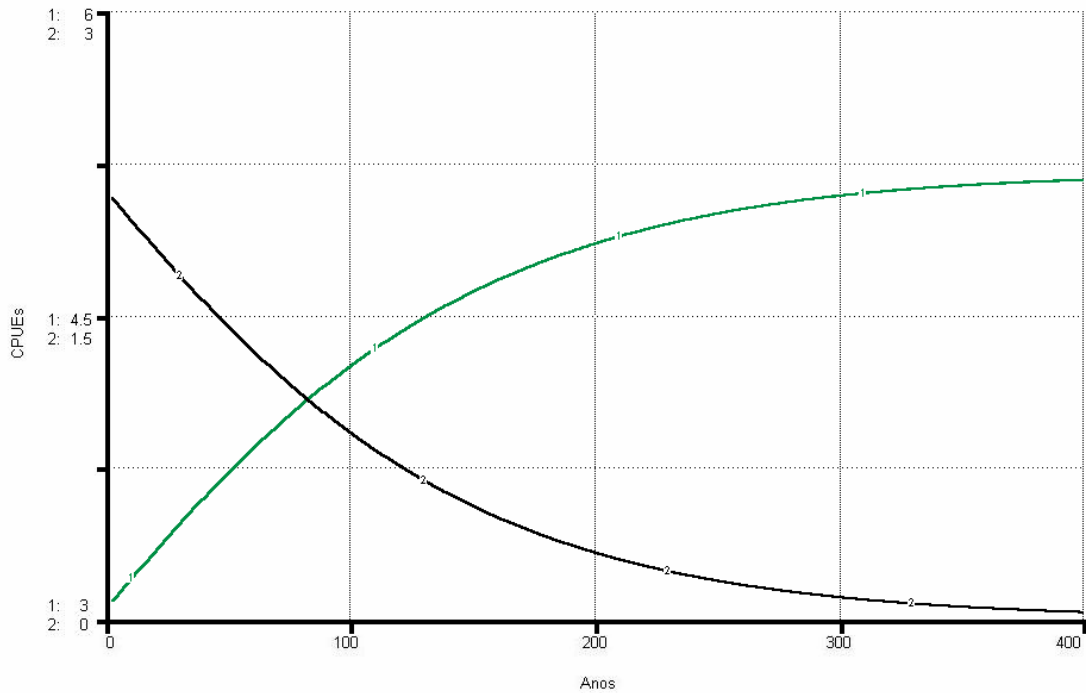


Figura 33. Relação entre CPUE (número de predadores por quantidade capturada) de ribeirinhos e pescadores comerciais em função do tempo.
 -CPUE Ribeirinho 2 - CPUE Pescador Comercial

No modelo com resposta funcional foi possível observar comportamento semicircular para os pescadores comerciais (Figura 34). Para os ribeirinhos o modelo não apresentou a formação de espirais ao executar a plotagem em relação às presas do sistema (Figura 35), refletindo apenas as oscilações periódicas do sistema.

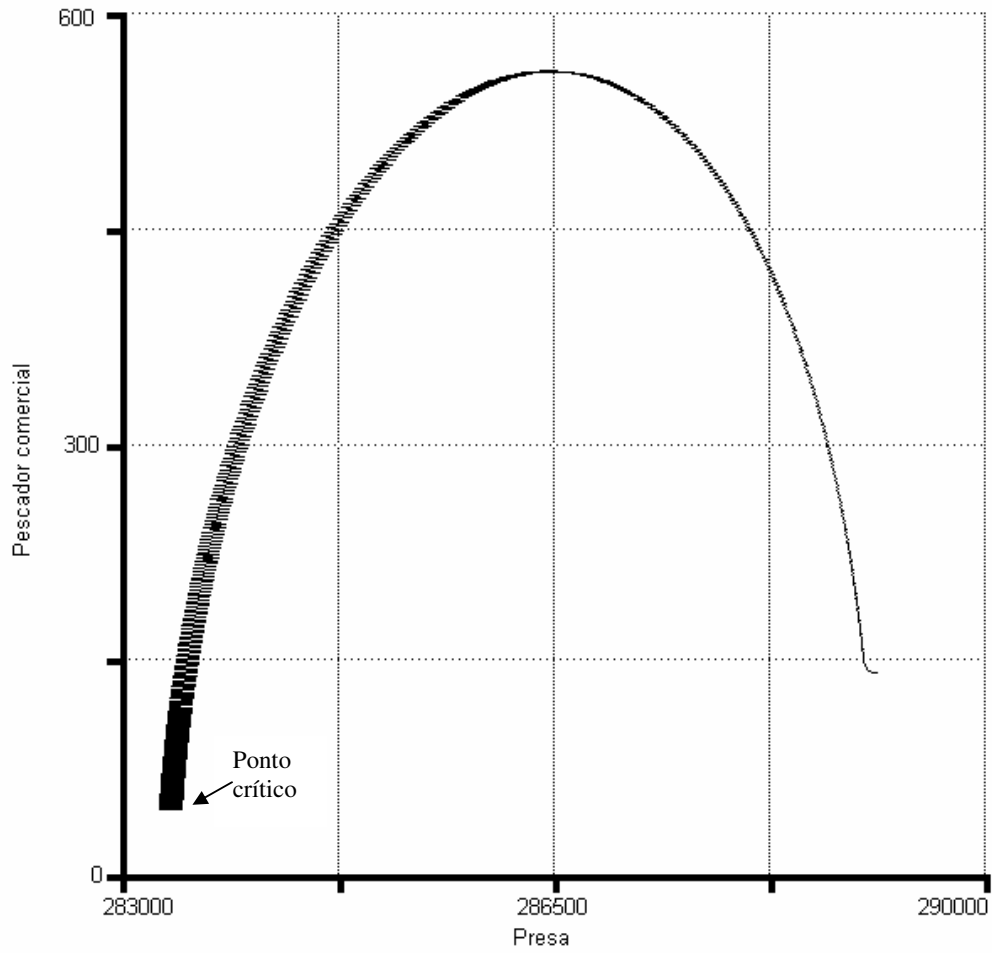


Figura 34. Relação entre pescador comercial (em número de indivíduos) e as presas (em toneladas).

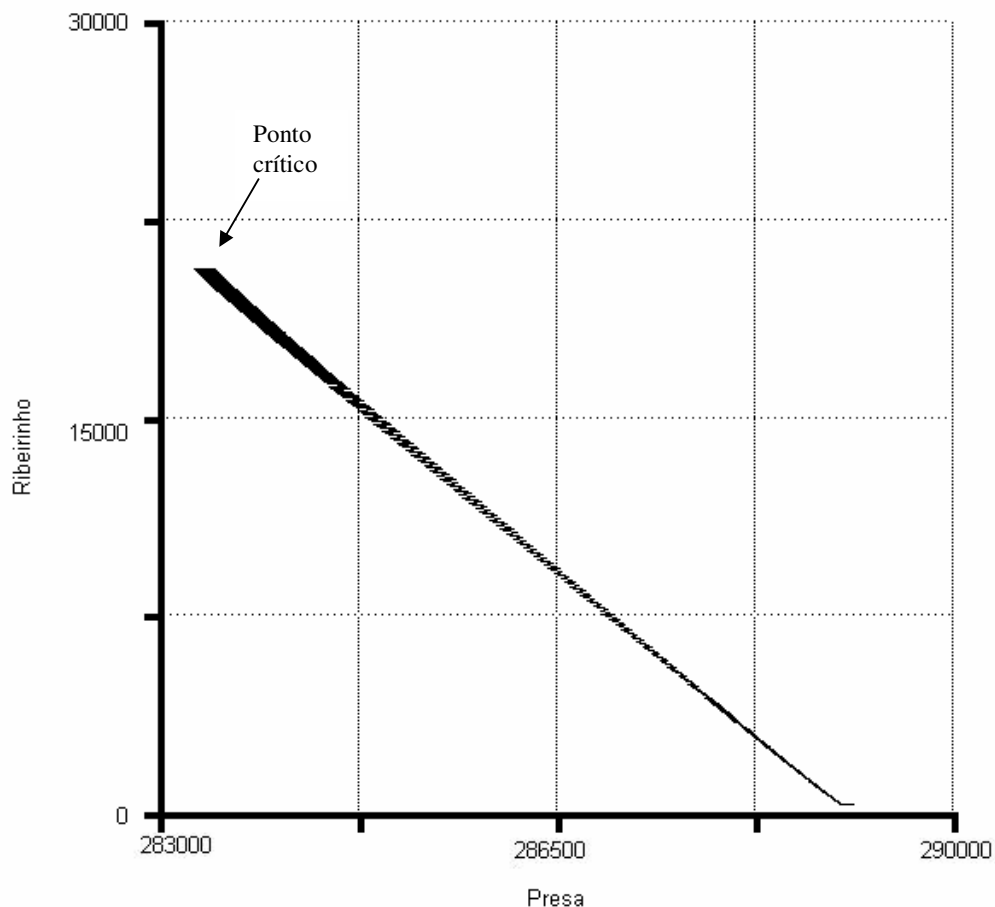


Figura 35. Relação entre ribeirinhos (em número de indivíduos) e presas (toneladas).

6.6 Resultados da Construção de Cenários

O primeiro cenário resultante das simulações foi construído assumindo que a pesca comercial tornar-se-ia proibida na área, levando em consideração que todo o esforço de pesca seria direcionado para a produção de pescado para subsistência, como pode ser observado na Figura 36 e na Figura 37. O primeiro gráfico se refere ao cenário proporcionado pelo modelo LV-sazonal, no qual o padrão descrito a partir dos dados originais se repete. Entretanto, a retirada do pescador comercial provocou uma elevação nos valores do estoque e um deslocamento do pico no número de ribeirinhos locais para a esquerda. O estoque apresentou maior oscilação do que o apresentado nos resultados oriundos dos dados originais.

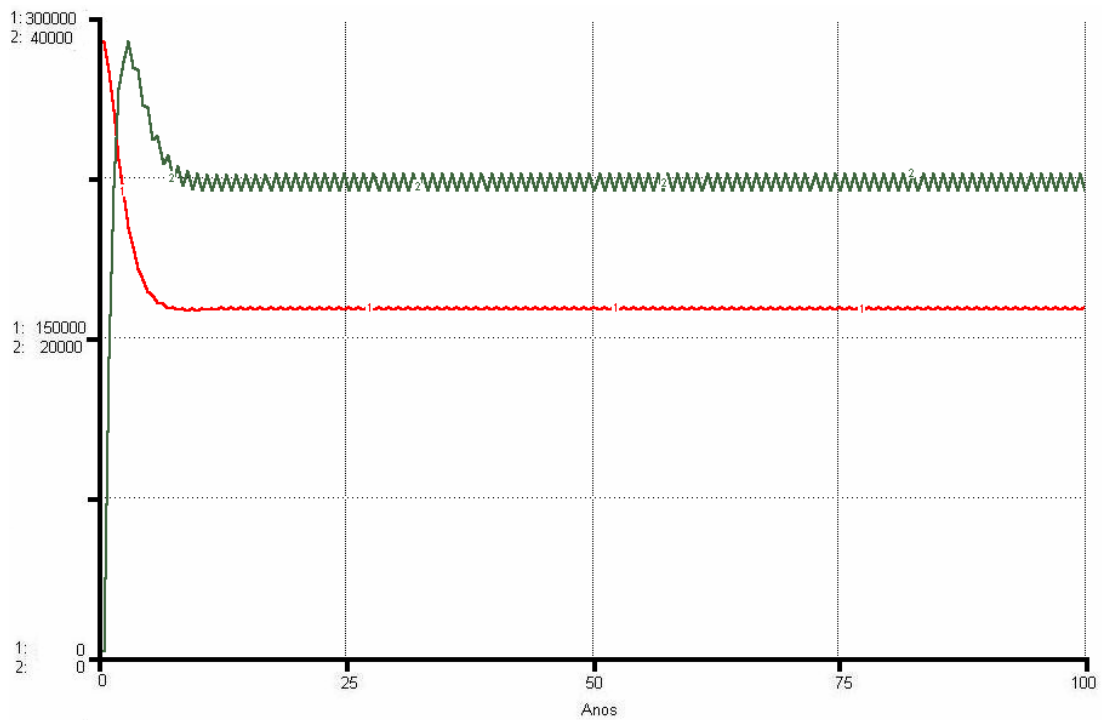


Figura 36. Cenário que simula o único predador (ribeirinho) e presas, modelo LV-sazonal.
1- Presa (em toneladas) **2 – Ribeirinho (número de indivíduos)**

O segundo cenário criado pelo modelo RF-sazonal apresenta também um padrão semelhante ao observado a partir dos dados coletados, porém as oscilações do estoque apresentam-se com maior intensidade, e atingem menores valores finais para o mesmo período de tempo. Já a quantidade de ribeirinhos alcança maiores valores em relação àqueles observados na simulação com dados da região (Figura 37).

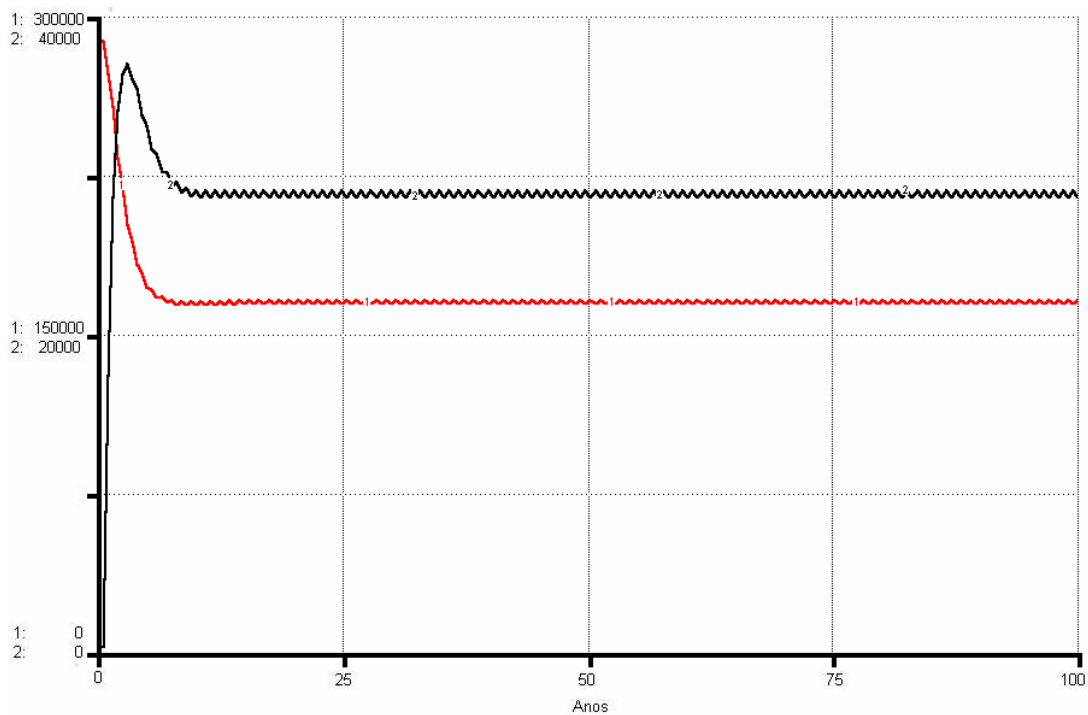


Figura 38. Cenário que simula o único predador (pescador comercial) e presas, modelo LV-sazonal.

1 – Presa (em toneladas)

2- Pescador comercial (número de indivíduos)

Já no outro modelo (RF-sazonal) a existência apenas de pescadores comerciais levou a uma queda mais suave nos valores do estoque, devido ao crescimento mais lento nos números do referido predador durante o tempo de simulação do modelo. Os estoques também apresentam momentos de maior e menor oscilação nos 200 anos iniciais de oscilação que se tornaram constantes e mais intensos com passar deste período de tempo (Figura 39).

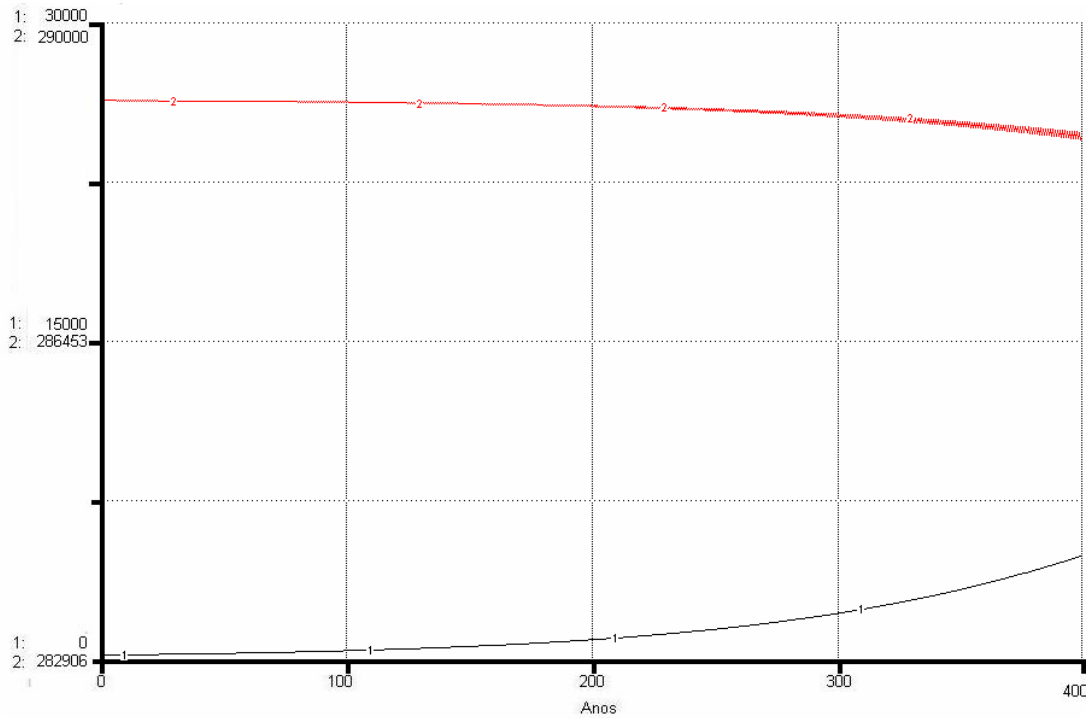


Figura 39. Cenário que simula o único predador (pescador comercial) e presas, modelo RF-sazonal.

1 – Pescador comercial (em número de indivíduos)

2- Presa (em toneladas)

As respostas dos predadores e presas frente o nível de reposição do estoque de no máximo 50% ao ano foram observados nas Figuras 40 e 41. No modelo LV-sazonal a introdução desta alteração resultou em uma queda vertiginosa nos valores de estoque que se refletiram no número de ambos predadores. Esta situação levaria a extinção dos predadores e da presa antes que o processo de simulação do modelo alcançasse 100 anos (Figura 40). No modelo RF-sazonal a redução na taxa de reposição dos estoques de presas resultou no deslocamento dos valores do gráfico para a esquerda e uma redução no número de ambos os predadores e na intensidade de flutuação do estoque (Figura 41).

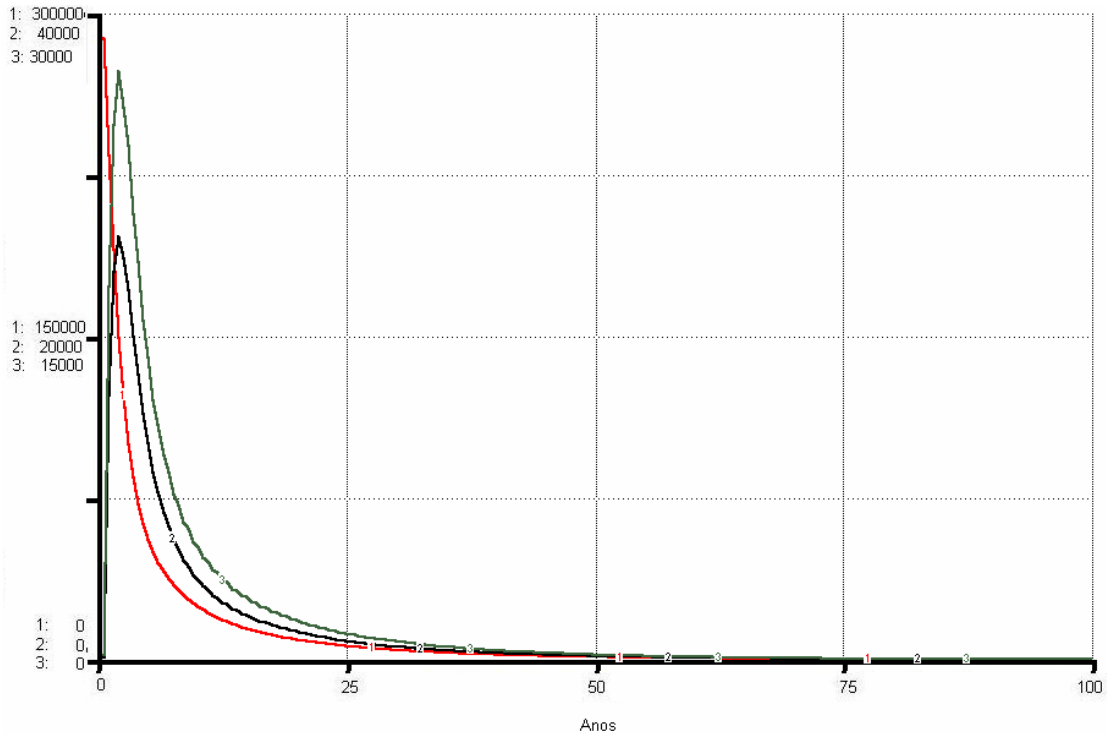


Figura 40. Cenário que simula a redução da taxa de reposição a metade do anteriormente estabelecido, modelo LV-sazonal. 1- Presa (em toneladas) 2- Pescador comercial (nº de indivíduos) 3 – Ribeirinho (nº de indivíduos)

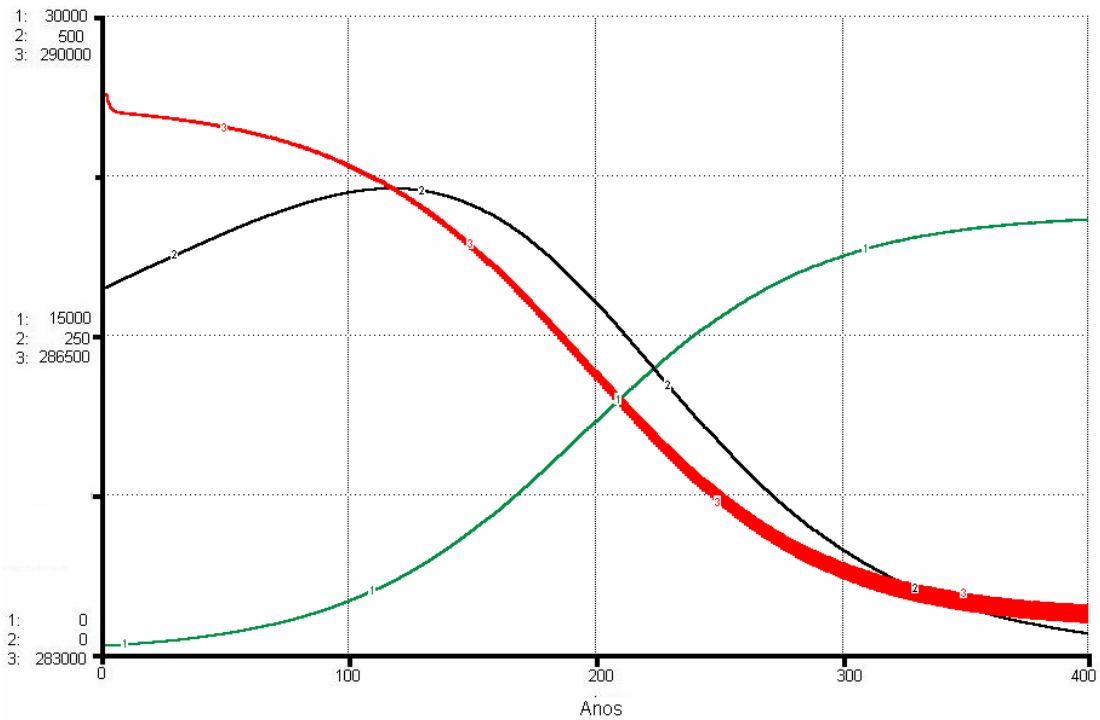


Figura 41. Cenário que simula a redução da taxa de reposição a metade do anteriormente estabelecido, modelo RF-sazonal.
 1– Ribeirinho (nº de indivíduo) 2- Pescador comercial (nº de indivíduo)
 3- Presa (em toneladas)

As possíveis implicações para os estoques da situação com a coexistência dos dois pescadores, com mesmo número de indivíduos inicial, podem ser observadas na Figura 42 e 42. No modelo LV-sazonal este cenário resultou num padrão semelhante aos demais apresentados nesse modelo no que se refere a predadores e presas. Podemos verificar que os ribeirinhos não só atingem os maiores valores para toda a curva, como também apresentam as maiores flutuações em relação ao pescador comercial (Figura 42).

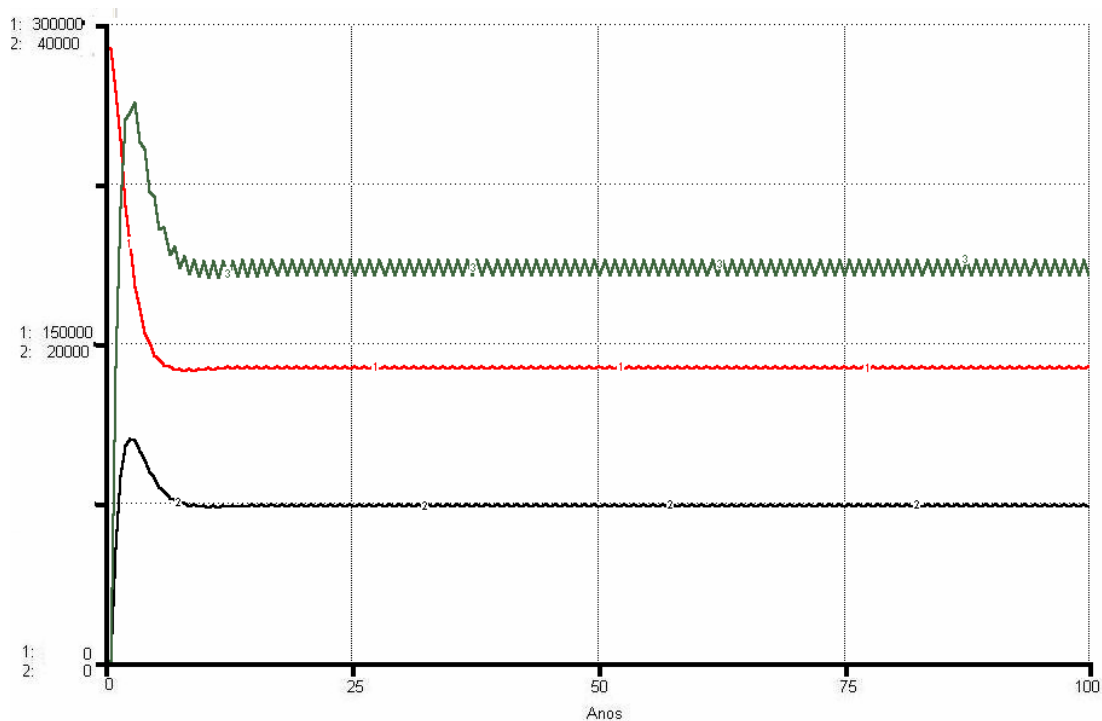


Figura 42. Cenário que simula a coexistência de predadores (em igualdade dos valores iniciais) e presa, modelo LV-sazonal.

1- Presa (em toneladas)

2- Pescador comercial (nº de indivíduos)

3 – Ribeirinho (nº de indivíduos)

O cenário que considera que predadores (pescadores comerciais e ribeirinhos), iniciam a modelagem com o mesmo número de indivíduos, resultou para o modelo RF-sazonal em uma redução no número de predadores do sistema. O gráfico também apresentou o deslocamento dos pescadores comerciais para a esquerda (Figura 43).

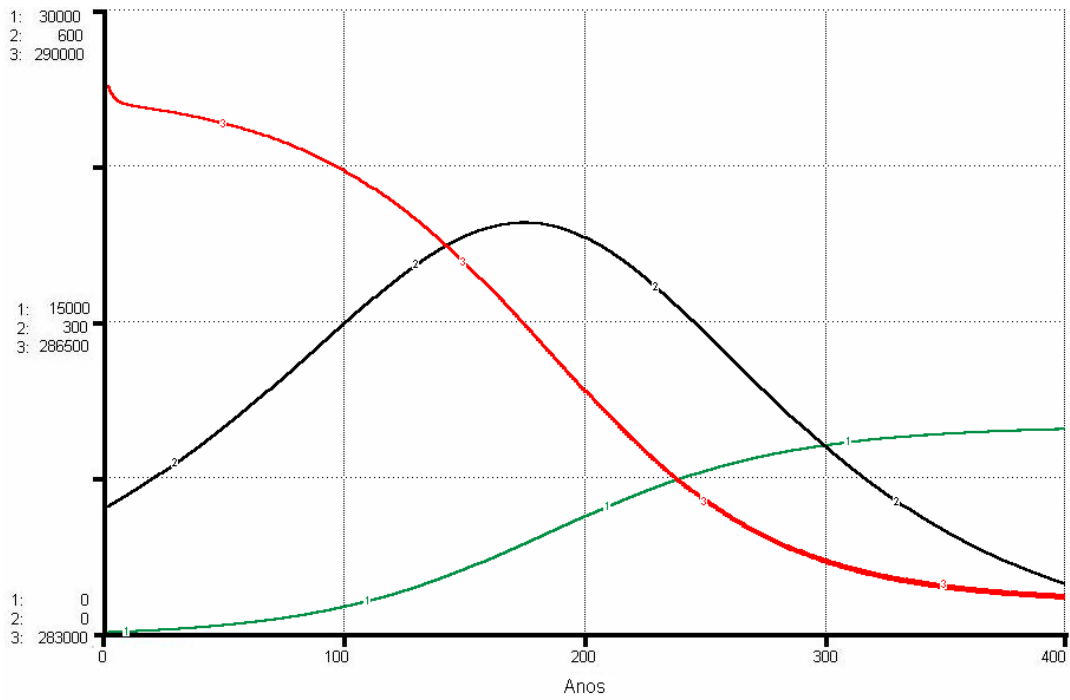


Figura 43. Cenário que simula a coexistência de predadores (em igualdade dos valores iniciais) e presa, modelo RF-sazonal.

1 – Ribeirinho (nº de indivíduos)

2- Pescador comercial

(nº de indivíduos)

3- Presas (em toneladas)

7. DISCUSSÃO

7.1 Validação

De forma geral, os resultados da modelagem responderam em conformidade com outros modelos existentes, tanto no que diz respeito ao crescimento populacional, interações entre predadores e presas, quanto pelo indicativo da formação de espirais de estabilidade. Contemplando tanto as limitações logísticas do sistema, descritas por Verhulst (1838), quanto as oscilações delineadas por Lotka-Volterra (Lotka, 1925; Volterra, 1926), que caracterizam os modelo empregados. A formação semicircular observadas nos resultados para plotagem de predadores versus presas dos modelos apresentados, tendem, com um aumento no intervalo de tempo testado, gerar espirais ou ciclos de estabilidade anteriormente reproduzido por outros autores, como Berryman (1992), Roughgarden (1998), Lotka (1925) e Volterra, (1926).

A observação da não concordância com padrões descritos foi somente verificada no comportamento do Modelo RF-sazonal no que diz respeito ao gráfico de estabilidade obtido através da plotagem entre consumidor e presas, pois esse não apresentou tendência ao comportamento cíclico ou espiralado previsto. Esse padrão ocorreu, provavelmente, em razão do número de ribeirinhos ter se estabilizado no final do período de simulação, não apresentando indícios de oscilações futuras que delineassem o tipo de resposta esperada. Já os resultados de estabilidade verificados para a população de pescadores comerciais aqui testada, foram semelhantes àqueles provenientes de modelos predador-presa que apresentam resposta funcional inclusa, nos quais obtemos um quadro de presas com parabólica isoclina (Berryman, 1992).

7.2 Modelos Predador-Presa

Na natureza, predadores podem afetar populações de presas através da sua taxa de ataque e número de indivíduos, reduzindo sua abundância total (Alford, 1989) ou relativa, sendo que esta última ocorre através de predações preferenciais (Paine, 1966), ou pela limitação na distribuição das presas (Woodward, 1983). Quando predadores mostram seletividade, o efeito de predadores sobre presas dependerá da identidade desta última (Gascon, 1992). Como não foi possível usar parâmetros de diferentes estoques nesse trabalho, analisamos a redução absoluta na população de presas, sendo impossível, com os dados disponíveis, analisar os efeitos da seletividade sobre os diversos estoques existentes. A consideração do total de espécies existentes em uma área de pesca como sendo um só estoque já foi empregada por Souza (2003) em processos de modelagem para sistemas pesqueiros da Amazônia Central.

No modelo de Lotka-Volterra original, a população de presa cresce infinitamente na ausência de predadores. Para corrigir essa suposição é necessário, incluir uma autolimitação logística na equação de presas (Berryman, 1992), testada no modelo LV-sazonal. Uma das maiores contribuições para a teoria de interações predador-presa foi a introdução da resposta funcional (Berryman, 1992). Quando esta é adicionada aos modelos clássicos de Lotka-Volterra, ela corrige a não razoável suposição de que pode ocorrer a instauração das taxas de ataque (Berryman, 1992). A inclusão de equações que refletem a resposta funcional, por sua vez, permitiu testar a qualidade das respostas em relação àsquelas tradicionais que correspondem ao modelo de Lotka-Volterra, procedimento que foi efetuado do modelo RF-sazonal. Dessa forma, as alterações testadas na construção de ambos os modelos contribuíram para a obtenção de resultados mais realistas sobre o sistema.

O comportamento oscilatório entre predadores e presas apresentou atraso de resposta em relação aos efeitos de variação no número de indivíduos de cada setor do modelo. De acordo com Yeagers *et al.* (1996), uma vez que a abundância de predadores, no caso a população humana, aumenta ou diminui em função do número de presas, esta afeta novamente a abundância dos predadores. A demora no tempo de resposta do efeito dos predadores sobre presas e vice-versa, também já foi observada em outros sistemas pesqueiros. De acordo com Merona & Gascuel (1993), o atraso no tempo de resposta sobre a produção pesqueira depende também da velocidade de crescimento populacional da espécie explorada. Demora nas respostas dos efeitos da pesca sobre os estoques de um a dois anos já foram observados em partes do rio Orinoco que são intensivamente exploradas (Novoa, 1989).

O padrão de estabilização, depois de uma queda vertiginosa nos valores de presa, gerado no modelo LV-sazonal, já havia sido descrito por Odum (1988) para organismos que ultrapassaram a capacidade de suporte máxima do ambiente. Segundo este autor, após exceder esse limite, o número de indivíduos não consegue atingir os valores de pico anteriores, estabilizando-se em números mais baixos. Nessa fase, também ocorre uma variação mais visível no número de indivíduos da população (Odum, 1988). Amplas oscilações entre predadores e presas são esperadas em áreas relativamente produtivas (Oksanen, 1999), como as áreas de várzea. A alta produtividade é uma característica comum em ambientes aquáticos com áreas de inundação adjacentes, principalmente aquelas atingidas por rios de água branca (Junk, 1983), como é o caso do lago estudado.

Ambos os modelos mostraram a possibilidade de coexistência entre predadores e presas. Matematicamente, quando a fonte de recursos é regenerada logisticamente, como em ambos os modelos, torna-se possível a inclusão de solução periódicas e dinâmicas de coexistência entre predadores (Koch, 1974; Hsu *et al.*, 1978). Respostas analíticas e

numéricas que resultam na coexistência de presas e dois predadores, dependem não apenas da existência de soluções oscilatórias entre um e outro organismo, mas também da amplitude dos parâmetros utilizados (Hsu *et al.*, 2001). Apesar dos resultados do modelo, a coexistência de predadores verificada na região se dá, até o presente momento, sem maiores conflitos, mesmo com as desvantagens dos pescadores de subsistência em relação àqueles que desenvolvem a pesca com fins comerciais. Estes últimos usuários conseguem obter uma produtividade superior aos pescadores de subsistência, em virtude dos seus apetrechos de pesca proporcionarem maior poder de captura e pelo maior porte dos barcos pesqueiros por eles empregados, fato que possibilita armazenamento de grandes quantidade de pescado e deslocamento para áreas de pesca mais distantes (Fernandez-Baca, 1998).

Modelos predador-presa como os de Lotka-Volterra são usados para modelagens estocásticas em sistemas multi-específicos, uma vez que permitem a inclusão da estocasticidade demográfica e ambiental (Bandyopadhyay & Chattopadhyay, 2005). Muitos fenômenos naturais não seguem leis estritamente determinísticas, oscilando randomicamente sobre algumas médias de valores, tanto que o seu equilíbrio não persiste por muito tempo em um estado absolutamente fixo (Arditi e Ginzburg, 1989; Bandyopadhyay *et al.*, 2003). Segundo Yeagers *et al.* (1996), estas flutuações resultam de mudanças sazonais ou anuais na disponibilidade de recursos ou podem ocorrer de forma aleatória. Essas flutuações se refletem no equilíbrio da população causando oscilações randômicas na população dos organismos ao longo de alguns valores médios (Bandyopadhyay & Chattopadhyay, 2005). Flutuações ambientais fazem com que a taxa de natalidade, a capacidade de suporte e outros parâmetros, exibam flutuações randômicas com maior ou menor intensidade (May, 2001). O ciclo hidrológico tem este tipo de comportamento, com oscilações que ocorrem dentro de valores médios em função do

tempo, porém sujeito a variações aleatórias ligadas a diversos fatores. As oscilações na produção e esforço pesqueiro em função da flutuação do nível do rio já foram constatadas antes por outros autores, como Junk *et al.* (1989), Merona & Gascuel (1993), Ruffino & Isaac (1994) e já foram demonstradas em resultados de modelagem por Souza (2003).

Para a produção pesqueira os efeitos ocorrem porque o regime de inundação influencia principalmente a alimentação, a reprodução e o tamanho da população (Lowe-McConnel, 1975). A sazonalidade causa também variação no esforço de pesca, uma vez que apesar da pesca de subsistência se desenvolver durante todo o ano, ocorre um aumento da intensidade da pesca durante a cheia, fato que já foi verificado antes para a mesma comunidade por Mourão *et al.* (2007), assim como em outras áreas da Amazônia (Fraxe, 2000; Souza, 2003). As oscilações apresentadas no sistema, tanto em relação aos efeitos do pulso de inundação quanto devido às relações entre predadores e presas já eram esperadas e por este motivo foi escolhido o tipo de integração utilizado para modelos dessa natureza.

7.3 Construção de Cenários

Assim como nos resultados iniciais para o modelo LV-sazonal, os ribeirinhos também se mostram mais sensíveis às variações nos cenários testados. Provavelmente, isto ocorre devido ao grau de dependência desse predador do recurso pesqueiro, revelado através das altas quantidades de pescado consumido em toda região amazônica (Shrimpton & Giuliano, 1979; Smith, 1979; Amoroso, 1981, Batista *et al.* 2000), que se reflete em uma pesca mais freqüente, resultando em maiores taxas de captura anual em relação ao pescador comercial. Os valores dos pescadores comerciais gerados nos cenários testados mantiverem seus picos abaixo dos números atingidos na simulação original, com exceção do cenário que o considera como o único predador, que demonstra maiores valores em relação aos demais sem, contudo, apresentar formação de pico no número de predadores envolvidos.

A construção de cenários, tanto da consideração de que todos os moradores se tornassem pescadores comerciais quanto da coexistência dos dois tipos de pesca na região (quando o pescador comercial apresenta número de indivíduos inicial igual ao ribeirinho), foi executada no intuito de refletir os efeitos prováveis do aumento de interesse na comercialização do pescado. Estudos apontam que a comunidade em estudo é propícia ao desenvolvimento deste tipo de atividade.

Mourão *et al.* (2007) estudaram 9 comunidades ribeirinhas na calha do Solimões e consideram que a comunidade de Nossa Senhora das Graças é, dentre elas, a que possui maior envolvimento com a comercialização de pescado. Ainda, segundo estes autores, os fatores apontados para a preferência dos habitantes pela pesca comercial são: menor tempo gasto tanto no desenvolvimento da atividade quanto no seu transporte; a localização, já que a comunidade se encontra nas proximidades da sede do município de Manacapuru e de Manaus, onde existem vários frigoríficos de grande porte que abastecem o mercado local e externo; e maior retorno financeiro obtido com o pescado em relação às demais atividades produtivas. Este quadro resulta na maior renda *per capita* e renda média por indivíduo apresentada por essa comunidade (Mourão *et al.*, 2007).

Segundo Barthem *et al.* (1997), a proximidade com os centros urbanos pode influenciar a passagem da pesca de subsistência para pesca comercial. A facilidade de venda e a possibilidade de se obter uma renda mais imediata tem atraído os moradores de Nossa Senhora das Graças e, provavelmente, essa atividade ou até mesmo a população residente, tende a crescer ao longo dos anos. Este processo tende a ser acompanhado pelas comunidades adjacentes, aumentando o esforço de pesca no local. Esta perspectiva deve ser considerada em situações de manejo, e assim a simulação de cenários dessa natureza pode ser uma ferramenta útil para percepção de prováveis efeitos sobre o estoque.

De acordo com os resultados obtidos em ambos os modelos, o melhor cenário tendo em foco a conservação dos estoques foi existirem apenas pescadores comerciais na região. No modelo LV-sazonal este predador, quando testado sozinho, origina durante o período de estabilização os maiores valores de presas em relação aos demais cenários. No modelo RF-sazonal este predador também foi considerado o que proporciona o melhor estado para a população de presas, devido ao fato destas apresentarem maiores valores e menores oscilações ao longo da simulação. Esta menor variação se reflete no número de pescadores comerciais e, dessa forma, o modelo produz um quadro onde ambos, predador e presa, se tornam mais estáveis ao longo dos anos.

Apesar da tendência de atribuir a culpa pelo estado de sobrepesca ao pescador comercial, comum na opinião pública, o predador que se mostrou com capacidade para eliminar o predador adversário e a presa foi o pescador de subsistência. De acordo com Petrere (1992) as pescarias voltadas para subsistência tem alto nível de intensidade e efeito sobre os estoques pesqueiros. Estudos que levaram em consideração o consumo de pescado e a densidade demográfica na Amazônia apontam que essa pesca é responsável por cerca de 70% da captura total, o que corresponde no período desse estudo à 110.130 toneladas/ano (Bayley & Petrere Jr., 1989). O manejo desta pesca é mais complexo do que aquele voltado para pesca comercial devido o seu caráter difuso que inviabiliza o controle sobre as espécies capturadas, artes de pesca e esforço empregado nessa atividade (Bittencourt, 1991).

Resultados de total extinção e colapso do sistema, como observado no cenário de redução na taxa de reposição, é uma situação freqüentemente observada em simulações numéricas que utilizam modelos predador-presa (Hsu *et al.*, 2001). Em estudos matemáticos dessa natureza, a inclusão de um predador destruidor no sistema, sendo este também forte competidor, poderá não só eliminar o seu adversário como também a presa,

levando a extinção de todos os organismos envolvidos (Hsu *et al.*, 2001). A extinção do recurso, que caracterizaria uma situação de “fracasso dos comuns”, é freqüente descrita como futuro provável para recursos de acesso aberto. Porém, situações de livre acesso a recursos pesqueiros em águas continentais são consideradas exceções, pois sua propriedade e direito ao uso é geralmente reivindicado pelas comunidades de pescadores residentes nas proximidades das áreas de pesca (Cruz, 2006). Movimentos locais com a finalidade de controlar o acesso a recursos pesqueiros são comuns em lagos da região amazônica (Diegues, 1995), estes são algumas vezes reconhecidos pelo IBAMA como formas legítimas de defesa dos estoques.

Mesmo que as respostas do cenário que indica a extinção do estoque estivessem corretas, não haveria propriamente a eliminação dos predadores com a inexistência das presas, e sim a extinção da atividade pesqueira, pois os moradores da região desenvolvem também outras atividades econômicas. As atividades desenvolvidas pelas famílias da comunidade de Nossa Senhora das Graças concordam com aquelas descritas por Fraxe *et al.* (2007) para aquelas localizadas nas várzeas amazônicas: a agricultura, o cultivo de quintais, o extrativismo vegetal (no que se refere à plantas medicinais) e, principalmente, a pesca comercial. Provavelmente muitos residentes se voltariam para estas atividades e, com a renda obteriam a fonte protéica da qual necessitam. Parte da população também poderia sair para pescar em áreas mais distantes, como já fazem alguns pescadores da região que possuem barcos motorizados que se deslocam até o rio Purus para desenvolver a pesca (Pereira *et al.*, 2007), ou até migrar para áreas mais piscosas. Tais mudanças no estilo de vida seriam bastante difíceis e sofridas para os comunitários, já que a pesca é parte integrante e fundamental do cotidiano e das tradições locais. Segundo Muth (1996), o rompimento no desenvolvimento da pesca pode resultar no colapso das estruturas

institucionais, freqüentemente com indução a desorganização social e desagregação cultural.

7.4. Modelo LV-Sazonal versus Modelo RF-Sazonal

O modelo RF-sazonal apresenta-se com nível de resposta mais razoável em relação à situação atual do sistema e às condições de modelagem estabelecidas do que o modelo LV-sazonal. Possibilitando uma melhor avaliação da pesca na região. Esse modelo reflete também de forma mais clara a intensificação das oscilações nos valores de estoques que são característicos após determinado grau de declínio dos mesmos (Cushing, 1981; Souza, 2003). Neste modelo, aparentemente os níveis de capacidade de suporte para os predadores não foram ultrapassados pelos ribeirinhos. Já os pescadores comerciais parecem ter atingido esse limite, pois assim como os estoques, estes apresentaram uma queda vertiginosa em seus valores, e não conseguiram voltar ao número inicial. Mesmo na geração de cenários esse padrão se repete. O comportamento observado nesse modelo se assemelha ao descrito por Hsu *et al.* (2001) para um sistema com uma presa e dois predadores, no qual a interação entre os últimos pode levar, entre outras conseqüências, a exclusão competitiva.

O modelo RF-sazonal apresentou-se também um padrão de resposta melhor por apresentar em todos os cenários testados com oscilações ocorrendo de forma mais gradual, tanto nas variações referentes ao pulso de inundação, quanto nas relações entre predadores e presas. Este modelo também refletiu melhor o estado provável do estoque e da pescaria, pois a grande ascensão da pesca seguida de queda prevista pelo modelo LV-sazonal para um futuro iminente, não corresponde adequadamente à pesca na região. A partir dos resultados obtidos nesse modelo, poderia se supor que o número atual de habitantes da região estaria próximo de ultrapassar a capacidade de suporte do ambiente pesqueiro.

Mesmo nos cenários criados, a perspectiva de colapso se mostra iminente. Porém, como o modelo parte do pressuposto de que o estoque encontra-se em estado de biomassa virgem, seria pouco provável que entrasse em declínio tão rápido como o descrito nesse modelo. Além disso, a pesca tem se mantido em níveis relativamente baixos, incapazes de gerar o colapso do estoque no período de tempo descrito pelo modelo, mesmo sendo esta uma atividade desenvolvida continuamente por muitos anos na área de estudo. Os comunitários, que utilizam os recursos pesqueiros diariamente, não detectaram uma redução significativa dos estoques, caso contrário, a população já teria iniciado um processo de deslocamento da mão-de-obra empregada na pesca para outras atividades geradoras de renda ou teriam tentado implementar alguma forma de manejo do recurso. Segundo McGrath *et al.* (1994), a imposição de medidas de manejo para lagos é geralmente motivada pela baixa produtividade pesqueira, o que indica os ainda satisfatórios níveis dos estoques. De acordo com Pereira *et al.* (2007), as pescarias comerciais não têm se acentuado na região por não haver uma exploração econômica intensa e também devido ao fato dos apetrechos empregados na pesca local permanecerem em estado tradicional.

A utilização dos resultados do modelo LV-sazonal como base para o estabelecimento de medidas de manejo poderiam, por exemplo, levar a conclusões equivocadas que indicassem o fechamento da pesca na região. O impedimento das pescarias criaria uma crise econômica e social na comunidade de estudo, já que a mesma depende diretamente desta atividade. A ausência da pesca levaria à redução nas alternativas de geração de renda, causando a perda do trabalho para um grande número de residentes e eliminação da atividade de maior retorno financeiro da população.

De acordo com McGrath *et al.* (1994), a capacidade de comunidades ribeirinhas amazônicas de suportar a queda da renda familiar causada por uma redução da pesca,

depende diretamente da disponibilidade de atividades alternativas capazes de compensar a renda perdida, o que nos moldes atualmente empregados nestas comunidades não parece ser viável. Pelo que foi descrito por Mourão *et al.* (2007), a comunidade de N.S. das Graças apresentava nível de renda superior, proveniente principalmente da pesca comercial, do que aquelas localizadas ao longo do Solimões que tinham como base de sua economia: a agricultura de cultivos temporários, extrativismo e pesca de subsistência. Para aqueles pescadores locais que possuem barcos capazes de maiores deslocamentos ou que trabalham em campanhas de pesca dessa natureza, que insistirem em desempenhar essa atividade, ocorreria um aumento no tempo gasto em viagem de pesca de pesca, pois estes terão que se deslocar para pesqueiros mais distantes para tentar obter a mesma produtividade de antes, ficando mais tempo longe da família, colaborando assim para a desestruturação familiar. Ocorreria também um déficit de oferta de proteína animal para a população local, pela redução na disponibilidade do pescado fundamental para a nutrição dos residentes, causando um problema de segurança alimentar na região. Segundo Mourão *et al.* (2007), apesar desta ser uma atividade desenvolvida na comunidade preferencialmente para fins comerciais, ela também é importante fator de subsistência para a população. Dessa forma, haveria grande impacto no modo de vida dos residentes, que poderiam resultar em: êxodo rural, alteração nas atividades cotidianas e tradicionais dos comunitários, e queda na qualidade de vida. Tudo isso baseado em um quadro provavelmente irreal de esgotamento pesqueiro.

7.5 Para melhorar o modelo

Os resultados obtidos podem ser aperfeiçoados com a utilização de dados específicos provenientes de séries históricas para pesca e estoques pesqueiros da área de estudo, e assim gerar uma base mais consistente para alimentação dos modelos, tornando suas

respostas mais confiáveis e próximas da realidade do sistema. Por exemplo, segundo o Presidente da Federação de Pescadores do Estado do Amazonas, os dados fornecidos pela entidade referente ao crescimento da pesca comercial, refletem um período atípico, pois durante os dois anos de referência ocorreu um aumento de interesse por parte desses usuários em sair da informalidade para poder obter o benefício do salário desemprego, ou seja, houve um aumento no número de pescadores que se cadastraram na entidade. Porém, muitos destes já desempenhavam esta atividade antes, levando, assim, a uma subestimação do esforço de pesca nos anos anteriores. Problemas com obtenção de séries históricas confiáveis de estatísticas pesqueiras e o desconhecimento de aspectos da dinâmica populacional da maioria das espécies alvo é uma situação conhecida na região amazônica (Petreire, 1985; Sainsbury, 1982; Merona & Bittencourt, 1988).

Melhores informações sobre a dinâmica de peixes amazônicos também seriam de extrema utilidade para adequar os modelos às necessidades regionais. Parâmetros como taxa de recrutamento biológico são fundamentais para modelos que tentam avaliar o estado dos estoques pesqueiros. Estimativas da abundância de população, em um certo período de tempo em um determinado sistema são também de grande importância, e de difícil obtenção porque sofrem variações no tempo (flutuações estacionais, anuais ou acidentais) e no espaço (de uma ictiofauna para outra) (Alcântara Filho, 1988). Dessa forma, cabe aos cientistas criarem métodos que resultem em estimativas do número de peixes existentes em determinado ambiente. O método aplicado neste trabalho, descrito no trabalho de Bayley (1981), já foi anteriormente usado em processo de modelagem por Souza (2003) para ambientes de pesca nas ilhas do Iranduba. Essa abordagem, embora leve a uma sobrestimação do estoque de peixes, causada pela consideração dos decápodos como peixes e pela inclusão de espécies não utilizadas para o consumo humano, acaba por ser uma das poucas alternativas disponíveis para obter estimativas dessa natureza, já que existem

poucas informações sobre os estoques amazônicos que possam ser usadas para cálculos que representem a biomassa dos peixes.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

- De forma geral, os resultados da modelagem responderam em conformidade com outros modelos existentes dentro da temática abordada;
- Os modelos testados refletem as relações predador-presa, mas não podem ser usados para avaliar o grau de intensidade em que elas ocorrem, contribuindo apenas para melhorar a compreensão sobre as inter-relações entre os componentes testados e sobre o funcionamento do sistema em questão;
- Os níveis populacionais dos grupos tróficos aqui modelados possuem valores diferentes no mundo real, já que os mesmos dependem de várias outras características ecológicas e econômicas que não foram testadas nesse modelo. Estes níveis também se alteram, conforme estas características se modificam ao longo do tempo e, dessa forma estes resultados devem ser considerados com cautela;
- A exclusão de um predador em detrimento de outro como forma de manejo pesqueiro deve ser analisada com critério, tendo em vista o bem estar comum dos usuários assim como a conservação do estoque, tentando sempre que possível a coexistência entre os predadores;
- O padrão de atraso nas respostas em relação à variação da abundância entre predadores e presas, é de grande importância para antecipar medidas que possam prevenir ou amenizar o impacto de situações críticas ao sistema;
- O crescimento, tanto populacional quanto da atividade comercial pesqueira local, deve ser monitorado para verificar, e se possível prevenir, o aumento excessivo do esforço de pesca;
- A construção de cenários pode ser uma ferramenta útil para percepção de prováveis impactos de medidas de manejo sobre os estoques pesqueiros amazônicos;

- Políticas públicas para conservação dos estoques que impliquem em alterações drásticas nas atividades cotidianas e tradicionais dos comunitários devem ser evitadas e, caso sejam imprescindíveis, aplicadas gradualmente após intensos estudos sobre alternativas de substituto para esse recurso, considerando os possíveis efeitos sobre as populações humanas residentes;
- A falta de dados de estatísticas pesqueiras, da dinâmica populacional das espécies e estimativas da abundância dos estoques pesqueiros, continua a ser um entrave tanto à modelagem pesqueira, quanto a avaliação e ao manejo dos estoques.

9. BIBLIOGRAFIA

- Alcântara-Filho, P. 1988. Dinâmica de Populações. Parte 5. In: FAO. *Manual Sobre Manejo de Reservatórios Para a Produção de Peixes*. Documento de Campo 9. Documento Preparado Para o Projeto GCP/RLA/075/ITA Apoio as Atividades Regionais de Aqüicultura Para América Latina e o Caribe Programa Cooperativo Governamental. FAO – Itália.
- Alford, R. A. 1989. Variation in predator phenology affects predator performance and prey community composition. *Ecology*. 70: 206-219p.
- Almeida, A.W.B. 2004. Amazônia: a dimensão política dos “conhecimentos tradicionais” como fator essencial de transição econômica - pontos resumidos para uma discussão. In: *Somanlu*, ano 4. Manaus: EDUA, pp.9-28.
- Amoroso, M. C. M. 1981. Alimentação em um bairro pobre de Manaus. *Acta Amazônica*, 3 (11): 1 - 43.
- Angelini, R. 1999. Ecossistemas e Modelagem Ecológica. In: Pompeo, M. L. M. (Org.). *Perspectivas da Limnologia no Brasil*. 1º Ed. São Luís (MA): Gráfica e Editora União, 1999, v. 1, 1-19p.
- Arditi, R.; Ginzburg, L.R. 1989. Coupling in predator-prey dynamics: ratio-dependence. *J. Theor. Biol.* 139: 311-326p.
- Bandyopadhyay, M.; Bhattacharya, R.; Chakrabarti, C.G. 2003. A nonlinear two species oscillatory systems: bifurcation and stability analysis. *Int. J. Math. Sci.* 1981-1991p.
- Bandyopadhyay, M.; Chattopadhyay, J. 2005. Ratio-dependent predator-prey model: effect of environmental fluctuation and stability. *Institute of Physics Publishing. Nonlinearity*. 18: 913-936p.
- Baptestini, E. M. 2006. *Um sistema presa-predador com evasão mediada por ferormônio de alarme*. Viçosa: UFV. 67p.

- Barthem, R. (s.d) *Pesca na Várzea e Indústria Pesqueira na Amazônia*. 7p.
- Barthem, R. B.; Goulding, M., 1997. *The Catfish Connection: Ecology, Migration and Conservation of Amazon Predators*. Columbia University Press, New York, 144p.
- Barthem, R. B.; Petrere Jr., M ; Isaac, V. J.; Ribeiro, M. C. L. B.; McGrath, D. G.; Vieira, I. J. A.; Valderama-Barco, M. A. 1992. *A pesca na Amazônia: problemas e perspectivas para o seu manejo*. In: Valadares-Pádua, C.; Bodmer, R. E. [eds.] *Manejo e Conservação da Vida Silvestre no Brasil*. MCT/CNPq, Sociedade Civil Mamirauá, 173-184p.
- Batista, V. S. 1998. *Distribuição, dinâmica da frota e dos recursos pesqueiros da Amazônia Central*. Tese de doutorado. INPA/FUA. 291p.
- Batista, V. S. 2002. Caracterização da Frota Pesqueira de Parintins, Itacoatiara e Manacapuru, Estado do Amazonas. *Acta Amazônica*. 33(2): 291-302.
- Batista, V. S.; Inhamuns, A. J.; Freitas, C.E.C.; Freire-Brasil, D. 1998. Characterization of the fishery in riverine communities in the Low-Solimões/High- Amazon region. *Fisheries Management and Ecology*, 5:101-117.
- Batista, V. S.; Isaac, V. J.; Viana, J. P. 2004. Exploração e manejo dos recursos pesqueiros da Amazônia 63-152. In: Ruffino, M.L. (Coord.) *A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia brasileira*. Manaus: IBAMA/ProVárzea. 268p.
- Batista, V. S.; Freitas, C. E.C. F.; Silva, A. J. I.; Freire-Brasil, D. 2000. The fishing activity of the river people in the floodplain of the Central Amazon. 417-431 p. In: Junk, W. J.; Ohly, J. J.; Piedade, M.T.F.; Soares, M.G.M. *The Central Amazon Floodplain: Actual use and options for a sustainable management*. Backhuys Publisherrrs, Leiden, The Netherlands.
- Bax, N. J. 1998. The significance and prediction of predation in marine fisheries. ICES. *Journal of Marine Science*, 55, 997-1030p.

- Bayley, P. B. 1981. Aquatic Productivity in Central Amazon "Várzea" in the context of the fishery yield. 325-335p.
- Bayley, P. B.; Petrere Jr. M. 1989. Amazon fisheries: assessment methods, current status, and management options. In: Dodge, D.P. (ed.) *Proceedings of the International Large River Symposium. Canadian Special Publications, Fisheries and Aquatic Science*, 106: 385-398p.
- Becker, G. S. 1993. The economic way of looking at behavior. *Lecture Polit. Econom.* 74: 449-465p.
- Béné, C.; Doyen, L.; Gabay, D. 2001. A viability analysis for a bio-economic model. *Ecological Economics*. 36: 385-396.
- Berryman, A. A. 1992. The Origins and Evolution of Predator-Prey Theory. *Ecology*, Vol. 73, Nº 5. 1530-1535 p.
- Bevilacqua, J. S.; Rafikov, M.; Guedes, C. L. C. 2003. *Modelagem em Biomatemática*. 1. ed. São Carlos - SP: SBMAC, v. 1. 85p.
- Bittencourt, M. M. 1991. Exploração dos recursos pesqueiros na Amazônia Central: situação do conhecimento atual. p.321-326. In: Val, A. L.; Figliuolo, R.; Feldberg, E. (Eds.) *Bases Científicas para Estratégias de Preservação e Desenvolvimento da Amazônia: Fatos e Perspectivas*. Manaus-AM. V 1. Parte IV. Animais da Amazônia. Capítulo 12. Recursos Pesqueiros. 440p.
- Burton, I.; Kates, R. W. 1965. *Readings in resource Management and Conservation*. University of Chicago press. Chicago, IL. 609p.
- Carey, D.I. 1993. Development based on carrying capacity: A strategy for environmental protection. Viewpoint. *Global Environmental Change*. 140-148p.
- Carvalho, M.A.; Carneiro, E. F.; Rodrigues, B. F. 2007. Condições de Habitabilidade em Comunidades Ribeirinhas da Amazônia. 41-65p. In: Teixeira, P.; Brasil, M.; Rivas, A.

2007. *Produzir e viver na Amazônia rural: estudo sociodemográfico de comunidade do Médio Solimões*. Manaus, EDUA. 192p.
- Castro, F.; Begossi, A. 1995. Ecology of fishing on the Grande River (Brazil): technology and territorial rights. *Fisher. Research* 23: 361-373.
- Catton Jr., W.R. 1987. The World's most polymorphic species. *BioScience*. Vol 37. N.º.6.413-419.
- Cerdeira, R.G.P.; Isaac, V. J.; Ruffino, M. L. A. 2000. Captura de pescado nas comunidades ribeirinhas do Lago Grande de Monte Alegre – PA, Brasil. 281-316p. *Recursos pesqueiros do Médio Amazonas: Biologia e estatística pesqueira*. Coleção Meio ambiente. Série Estudos Pesca. 22. Brasília: Edições IBAMA. 350p
- Comier-Salem, M.C. 1995. *Paysans-pêcheurs du terroir e marins-pêcheurs du parcours. Les géographes et l'espace aquatique. L'espace Géographique*. N°1. 46-59p.
- Constanza, R.; Voinov, A. 2001. Modeling ecological and economic systems with STELLA: Part III. *Modelling Ecological*. Elsevier Science. 143: 7p.
- Cruz, M.J..M. 2006. Espaço haliêutico, território de pesca e terror aquático: o exemplo da pesca de lanço na Amazônia. In: *Relatório de Pesquisa. Bolsista FAPEAM*. Disponível em: <<http://www.igeo.uerj.br/VICBG-2004/Eixo5/e5%20092.htm#e dn 1>>. Acesso em 30.05. 2006.
- Cushing, D. H. 1981. *Fisheries Biology: A study in population dynamics*. 295p.
- D`Almeida, B. G. 2006. Os Acordos de Pesca na Amazônia: Uma Perspectiva Diferenciada de Gestão das Águas. *Anais do XIII Conselho Nacional de Pesquisa e Pós-Graduação em Direito - CONPEDI*. s/p.
- Dantas, M. P. 2005. *Seleção Natural Espontânea em Sistemas Presa-Predador com Difusão*. Monografia de graduação apresentada ao Departamento de Ciência da Computação da Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do curso de

- Ciência da Computação para obtenção do título de Bacharel em Ciência da Computação. Lavras. Minas Gerais. 65p.
- Dias, G. F. 1994. *Educação ambiental: Princípios e Práticas*. 3ª Edição. São Paulo. Editora Gaia. 400p.
- Diegues, A. C. 1995. *Povos e mares: leituras em sócio-antropologia marítima*. NUPAB. Núcleo de apoio a pesquisas sobre populações humanas e áreas úmidas brasileiras. USP. São Paulo. 269p.
- Diegues, A. C. 2000. *Os saberes tradicionais e a biodiversidade no Brasil*. São Paulo: NUPAUB – USP. 189 p.
- Fearnside, M. P. s/d. *A capacidade de suporte humano e a floresta amazônica*. Capítulo 3: Crescimento Populacional e a Capacidade de Suporte. Manuscrito. s/p.
- Fearnside, P. M. 1985. Predição da qualidade de queimada na Transamazônica para simulação do agroecossistema em estimativas de capacidade de suporte humano. *Ciência e Cultura*. 38(11): 1804-1811p.
- Fearnside, P. M. 1992. A estimativa da capacidade de suporte humano em áreas de floresta. *Pará Desenvolvimento*. 42-47p.
- Fernandez-Baca, J. 1998. Amazonian Fisheries: Socio Economic Issues and Management Implications. *Environmental economics programme*. Discussion Paper. DP 98-02. 38p.
- Fraxe, T. J. P. 2000. *Homens anfíbios: Etnografia de um campesinato das águas*. Fortaleza. Secretaria da Cultura e Desporto do Governo do Estado do Ceará. 192p.
- Fraxe, T.; Miguez, S.; Witkoski, A. C. 2007. Comunidades Ribeirinhas: representações socioculturais na área de atuação do projeto PIATAM. 19-40p. In: Teixeira, P.; Brasil, M.; Rivas, A. 2007. *Produzir e viver na Amazônia rural: Estudo sociodemográfico de comunidades do Médio Solimões*. Manaus, EDUA.192p.

- Freitas, C. E. C. 2003. *Recursos Pesqueiros Amazônicos: status atual da exploração e perspectivas de desenvolvimento do extrativismo e da piscicultura*. In: Alex Fiuza de Melo. (Org.). *O Futuro da Amazônia: Dilemas, Oportunidades e Desafios no Limiar do Século XXI*. 1 Ed. Brasília.
- Freitas, A. E. S.; Almeida, A. P.; Cardoso, G. S.; Pacheco, L. A.; Santos, R. O. T. 2007. *Cálculo III-A: Estudo das Populações*. Apostila de Cálculo III – A. Universidade Federal da Bahia. Instituto de Matemática. s/p.
- Freitas, C. E. C.; Batista, V. S. 1999. A pesca e as populações ribeirinhas da Amazônia Central. *Brazilian Journal of Ecology*, Rio Claro, SP, Brazil. 1: 32-36.
- Freitas, C. E. C.; Rivas, A. A. F. 2006. A Pesca e os Recursos Pesqueiros na Amazônia Ocidental. *Amazônia/Artigos. Ciência e Cultura*. Vol. 58 N^o.3 São Paulo July/Set. 30-32p.
- Furtado, L. G. 1981. *Pesca artesanal: Um delineamento de sua história no Pará*. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, série Antropologia, 79, 50 pp.
- Furtado, L. G. 1993. *Pescadores do rio Amazonas. Um estudo antropológico da pesca ribeirinha numa área amazônica*. Museu Paraense Emílio Goeldi. Belém. 486 p.
- Furtado, L. G. 2004. “*Dinâmicas Sociais Conflitos Ambientais no Brasil*”. Acsegrad, Henri Dumará: Fundação Heinrich Boll, pp.57-71.
- Garcez, D. S. 2000. *A pesca de ribeirinhos em ambientes de várzea de uso comum, Baixo Solimões, Amazônia Central*. Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais. INPA/UFAM. 89p.
- Gascon, C. 1992. Aquatic Predators and Tadpole Prey in Central Amazonian: Field Data and Experimental Manipulations. *Ecology*, Vol.73. N^o3. 971-980p.

- Giugliano, R.; Shrimpton, R.; Arkcoll, D.B.; Giugliano, L.G.; Petrere Jr., M. 1978. Diagnóstico da realidade alimentar e nutricional do Estado do Amazonas. *Acta Amazônica*, 8 (Supl. 2), 54 pp.
- Gomes, A. G; Varriale, M. C. 2001. *Modelagem de Ecossistemas: uma introdução*. Santa Maria. Editora UFSM. 504p.
- Gomes M. C. 2007. *Predação*. Interações entre espécies - Predação. Introdução aos Modelos Biomatemáticos. Faculdade de Ciências. Universidade de Lisboa. Disponível no site: <http://correio.fc.ul.pt/~mcg/aulas/biopop/index.html>. Acessado no dia 29 de janeiro de 2007.
- Goodland, R. 1995. The concept of environmental sustainability. *Annu. Rev. Eco. Syst.* 26:1-24.
- Graymore, M. 2005. *Journey to Sustainability: Small regions, sustainable carrying capacity and sustainability assessment methods*. Thesis of the doctorate in Philosophy. Australian School of Environmental Sciences. Griffith University. 439p.
- Hardin, G. 1968. The tragedy of the commons. *Science*, 162:1243-1248.
- Hartmann, W. D. 1990. Por uma co-administração de recursos pesqueiros em águas interiores da Amazônia: o caso das comunidades ribeirinhas e pesqueiras do Lago Grande de Monte Alegre. In: *Populações, rios e mares da Amazônia*. IV. Encontro de Ciências Sociais e o Mar no Brasil. Belém. 157-168 p.
- Hartmann, W. D. 2001. Conflitos de pesca em águas interiores da Amazônia e tentativas para sua solução. In: *Espaços e Recursos Naturais de Uso Comum*. NUPAUB - USP. São Paulo. 125-138 p.
- Hoggarth, D. D.; Vicki, J. C.; Halls, A.S.; Aeron-Thomas, M. 1999. *Management guideline for Asian floodplain river fisheries*. Part.1: A spatial, hierarchical and integrated

- strategy for adaptive co-management. Food and Agriculture Organization of the United Nations - FAO. Fisheries Technical Paper. 55p.
- Holling, C. S. 1978. Adaptive Environmental Assessment and Management. Nº3. Int. Ser. On Applied System Analysis. *Inst. Applied System Analysis*. Ed. New York. 280p.
- Holling, C. S.; Schindler, D.W.; Walker, B.W.; Roughgarden, J. 1995. Biodiversity in the functioning of ecosystems: an ecological synthesis. *In: Perrings, C.; Maler, K.G.; Folker, C.; Holling, C.S.; Jansson, B.O. (eds.). Biodiversity Loss*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Hritonenko, N.; Yatsenko, Y. 1999. *Mathematical modeling in economics, ecology and the environment*. Kluwer Academic Publishers. Massachusetts.
- Hsu, S.B.; Humbell, S.P.; Waltman, P. 1978. Competing Predators. *SIAM Journal on applied Mathematics*, Vol. 35, Nº4. 617-625p.
- Hsu, S.B.; Hwang, T.W.; Kuang, Y. 2001. Rich dynamics of a ratio-dependent one-prey two-predators model. *J Math. Biol.*, 43, 377-396p.
- Isaac, V. J. (s.d.) *Reflexões sobre uma política de desenvolvimento da pesca na Amazônia*. Manuscrito apresentado na preparação do Projeto de Manejo dos recursos aquáticos na Amazônia. IBAMA-PPG7. 21p.
- Isaac, V. J.; Cerdeira, R.G.P. 2003. Avaliação e Monitoramento de Impactos de Acordo de Pesca na região do Médio Amazonas. Vol. 1. EDUA. 64p.
- Isaac, V. J.; Ruffino, M. L.; McGrath, D. 1998. In Search of a New Approach to Fisheries Management in the Middle Amazon Region. *Alaska Sea Grant College Program* . AK-SG-98-01. 889-902p.
- Isaac, V.J.; Ruffino, M.L. 2000. Biologia pesqueira do tambaqui, *Colossoma macropomum*, no Baixo Amazonas. 65-88p. *In: Recursos pesqueiros do Médio Amazonas: Biologia e*

- estatística pesqueira*. Coleção meio ambiente. Série Estudos Pesca. 22. Brasília: Edições IBAMA. 350p.
- IPAAM. 2001. *Plano de gestão da pesca esportiva no estado do Amazonas, Versão preliminar*. Governo do Estado do Amazonas. Manaus-AM. 87 pp.
- Joels, L. C.; Câmara, G. 2001. O workshop “Modelos e cenários para a Amazônia: o papel da ciência”. *Parcerias Estratégicas*. Número 12.129-134p.
- Jørgensen, S.E. 1999. Recent trends in environmental and ecological modelling. *An. Acad. Bras. Ci.* 71:4-11p
- Jørgensen, S. E. 1997. *Integration of Ecosystem Theories: A Pattern*, 2, Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, 388 p.
- Junk, W. J.; Bailey, P. B.; Spark, R. E. 1989. The flood pulse concept in river floodplains systems. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 106:110-127.
- Junk, J. W. 1983. As águas da região amazônica. In: Salati, E.; Schubart, H.O.R.; Junk, W.Y.; Oliveira, A. E. (eds.) *Amazônia: desenvolvimento, integração e ecologia*. Editora Brasiliense. Brasília, CNPq. 45-62p.
- Koch, A.L. 1974. Competitive coexistence of two predators utilizing the same prey under constant environmental conditions. *J. Theoret. Biol.* 44, 373-386p.
- Korobeinikov, A. & Wake. G.C. 1999. Global Properties of the Three-Dimensional Predator-Prey Lotka-Volterra Systems. *Jurnal of A.*155-162p.
- Leite, R. G.; Zuanon, J. A. S. 1991. Peixes ornamentais – aspectos da comercialização, ecologia, legislação e propostas de ações para um melhor aproveitamento. In: Val, A. L.; Figliuolo, R.; Feldberg, E [eds.] *Bases Científicas para Estratégias de Preservação e Desenvolvimento da Amazônia: fatos e Perspectivas*, Manaus, p.327-330.
- Leonel, M. 1998. *A morte social dos rios*. Coleção Estudos. Perspectiva. FAPESP. São Paulo. 265 p.

- Leung, A.; Wang, A. 1976. Analysis of models for commercial fishing mathematical and economical aspects. *Econometrica*. Vol. 44, N° 2. March. 295-303p.
- Liu, J. 2001. Integrating ecology with human demography, behavior, and socioeconomics: Needs and approaches. *Ecological Modelling*. 140: 1-8.
- Lotka, A. J. 1925. *Elements of physical biology*. Baltimore: Williams & Wilkins Company. 460p.
- Low, B.; Constanza, R.; Ostrom, E.; Wilson, J.; Simon, C. P. 1999. Human-ecosystem interactions: a dynamic integrated model. Analysis. *Ecological Economics*. 31. 227-242pp.
- Lowe, E. A.; Evans, L. K. 1995. Industrial ecology and industrial ecosystems. Butterworth Heinemann. *Journal of Cleaner Production*. Vol 3(1-2), 47-53pp.
- Lowe-McConnel, R. H. 1975. *Fish communities in tropical freshwater: their distribution, ecology and evolution*. London. Longman. 337p.
- Malaquias, A.G. B.; Mizukoski, M. T. 2005. Modelo de Lotka-Volterra: estudo Analítico e Qualitativo. In: *Congresso de Pesquisa, Ensino e Extensão da Universidade Federal de Goiás – COMPEEX, 2*. Goiânia. Anais Eletrônicos do XIII Seminário de Iniciação Científica [CD-ROM]
- Malthus, T. R. 1830. A summary view of the principle of population. p. 13-59. In: Malthus, T.R.; Huxley, J. *Osborn Three Essays on Population*. Mentor, New York, E.U.A.
- Malthus, T. R. 1798. An essay on the principle of population as it affects the future improvement of society. p. 62-63. In: Kormondy, E. J. (compilador) *Readings in Ecology*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, E.U.A.
- May, R. M. 2001. *Stability and complexity in model ecosystems*. Princeton, NJ: Princeton University Press.

- Maron, M. 2003. *Modelling Populations: From Malthus to the Threshold of Artificial Life*. 17p.
- Martín, S. T. 1995. *Relevamiento de Información Sobre Captura y Esfuerzo Pesquero con Destino a Ciudades Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana*. Documento Técnico, N° 12. Octubre Iquitos – Peru. 60p.
- McGrath, D. G.; Castro, F.; Futemma, C.; Amaral, B. D.; Calábria, J. 1993a. Manejo Comunitário da Pesca nos Lagos de Várzea do Baixo Amazonas. *In: Furtado, L.; Mello, A. F.; Leitão, W. (eds). Povos das águas: realidade e perspectivas na Amazônia*. Belém: MPEG/UFPA. 213-230p.
- McGrath, D. G.; Castro, F.; Futemma, C.; Amaral, B. D.; Calábria, J. 1993b. Fisheries and the evolution of resource management on the lower Amazon floodplain. *Human Ecology*. 21(2):167-195.
- McGrath, D. G.; Castro, F.; Futemma, C. 1994. Reserva de lago e o manejo comunitário da pesca no Baixo Amazonas: uma avaliação preliminar. *In: D’Incao, M. A. S. Silveira, I. M. (eds.) Amazônia e a crise de modernização*. Publi. Museu Paraense Emilio Goeldi, Belém, p. 399-402
- Merona, B.; Bittencourt, M. M. 1988. A pesca na Amazônia através dos desembarques no mercado de Manaus: Resultados preliminares. *Sociedade de Ciencias Naturales La Salle*. Memória. Tomo: XLVIII.433 – 453p.
- Merona, B.; Gascuel, D. 1993. The effects of flood regime and fishing effort on the overall abundance of an exploited fish community in the Amazon floodplain. *Aquat. Living Resour.* 6. 97-108p.
- Móran, E. F. 1990. *A ecologia humana das populações da Amazônia*. Petrópolis, RJ: Vozes, 367p.

- Mourão, R.; Rivas, A.; Fraxe, T. 2007. O estado da economia nas comunidades de várzea: atividades tradicionais e integração do mercado. 149-169p. *In: Teixeira, P.; Brasil, M.; Rivas, A. Produzir e viver na Amazônia rural: estudo sociodemográfico de comunidade do Médio Solimões.* Manaus, EDUA, 191p.
- Muth, R. M. 1996. Subsistence and artisanal fisheries policy: An international assessment. *In: Meyer, R. M.; Zhang, C.; Windsor, M. L.; McCay, B. J.; Hushak, L. J.; Muth, R. J. M. Fisheries resource utilization and policy.* Proceedings of the world fisheries congress. Theme 2. Oxford & IBH Publishing Co., p. 79-82.
- Novoa, D. F. 1989. The multispecies fisheries of the Orinoco River: development, present status, and management strategies. *Proc. Int. Large River Symp.*, Dodge D.P., ed., Can. Spec. Publ. Fish. Aquatic Sci., 106, 422-428p.
- Nunes, R. R. 2006. *Dinâmica de Populações: Um Breve Histórico.* III Bienal da Sociedade Brasileira de Matemática. Instituto de Matemática e Estatística. Universidade Federal de Goiás. Disponível no site: <http://www.mat.ufg.br/bienal/2006>. Acessado em 26 de janeiro de 2007.
- Odum, E.P. 1988. *Ecologia.* Versão Traduzida do Livro Basic Ecology. Editora Guanabara Koogan S.A. 434p.
- Odum, H. T.; Odum, E.C.; Brown, M.T.; LaHart, D.; Bersok, C.; Sendzimir, J.; Graeme, B. S., Scienceman, D.; Meith, N. 1988. *Environmental Systems and Public Policy.* Ecological Economic Program. University of Florida. Gainesville.USA.
- Okasanen, T.; Scheneiden, M.; Rammul, U.; Hamback, P. A.; Aunapuu, M. 1999. Population fluctuations of voles in North Fennoscandian tundra: contrasting dynamics in adjacent áreas with different habitat compositions. *Oikos.* 86: 463-478p.
- Paehlke, Robert (ed.) 1995. *Conservation and Environmentalism: An Encyclopedia.* New York: Garland Publishing Co. 195p.

- Paine, R.T.1966. Food web complexity and species diversity. *American Naturalist*. 100: 65-75p.
- Pereira, H. S.; Souza, D.S.R.; Ramos, M. M. 2007. A Diversidade da Pesca nas comunidades da área Focal do Projeto PIATAM. Capítulo VIII. 171-195p. *In: Fraxe, T. J. P.; Pereira, H. S.; Witkoski, A.C. (org.) Comunidades ribeirinhas amazônicas modos de vida e uso dos recursos naturais*. Amazonas, Manaus. EDUA. 224p.
- Parente, V. M. 1996. *A economia da pesca em Manaus: Organização da produção e da comercialização*. Dissertação de Mestrado, UFRRJ, Rio de Janeiro. 178 p.
- Petrere Jr., M. 1978. Pesca e esforço de pesca no Estado do Amazonas II: Locais, aparelhos de captura e estatísticas de desembarque. *Acta Amazônica*, 8 (supl. 2):54p.
- Petrere Jr., M. 1983. Yield per recruit of tambaqui, *Colossoma macropomum* Cuvier, in the Amazonas State, Brazil. *Journal of Fish Biology*, v.22, p. 133-144.
- Petrere Jr., M. 1985. A Pesca Comercial no Rio Solimões-Amazonas e seus Afluentes: Análise dos Informes do Pescado Desembarcado no Mercado Municipal de Manaus (1976-1978). *Ciência e Cultura*, 37:1987-1999p.
- Petrere Jr., M. 1992. As comunidades humanas ribeirinhas da Amazônia e suas transformações sociais. p. 31-68. *In: Diegues, A. C. (ed.). Populações humanas, rios e mares da Amazônia*. Anais do IV Encontro de Ciências Sociais e o Mar no Brasil.
- Petten, B. C. 1994. Ecological systems engineering: toward integrated management of natural and human complexity in the ecosphere. *Ecol. Model.* 756, 653-665p.
- Pielou, E.C. 1969. *An Introduction to Mathematical Ecology*. Wiley-Interscience, New York, E.U.A. 286p.
- Posey, D. 2000. Exploitation of Biodiversity and Indigenous Knowledge in Latin America: Challenges to sovereignty and the Old Order. *In: Cavalcanti, C. (org.). The*

- environment, sustainable development and public policies: Building sustainability in Brazil*. Cheltenham, Reino Unido. 186-209p.
- Prada-Pedrerros, S. 1992. *Abundância e distribuição do cardinal, Paracheirodon axelrodi (Pisces, Characidae) e diversidade dos peixes nas planícies inundáveis de tributários do médio rio Negro, Brasil*. Dissertação de Mestrado. Manaus, INPA-UFAM. 74 p.
- Prang, G. 2001. *A caboclo society in the Middle Rio Negro basin: ecology, economy and history of an ornamental fishery in the state of Amazonas, Brazil*. Thesis (Doctorate). Wayne State University, Detroit, Michigan. 300 p.
- Quinn, T.J.; Deriso, R.B. 1999. *Quantitative Fish Dynamics*. New York. Oxford. 542p.
- Real, L. 1977. The kinetics of functional response. *American Naturalist*. 111: 289-300p.
- Rees, W. E. 2001. Ecological Footprint: Concept. In: Levin, S. (Ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*. Vol.2. Academic Press, San Diego, 229 –244 p.
- Rocha, J. 1999. Um modelo para o sistema presa-predador. Educação, Ciência e Tecnologia. *Revista do Instituto Superior politécnico de viseu*. Millenium on line. N.º 16 - Outubro de 1999. Disponível no site: http://www.ipv.pt/millenium/Millenium_16.htm. Acessado em 11 de dezembro de 2006.
- Roughgarden, J. 1998. *Primer of ecological theory*. New Jersey, Prentice-Hall, 456p.
- Ruffino, M. L.; Isaac, V. J. 1994. The fisheries of the lower Amazon: questions of management an development. *Acta Biologica Venezuelica*. 15 (2): 37-46.
- Ruth, M.; Hannon, B. 1997. *Modeling dynamic economic systems: Stella run-time software*. Spring. 339p.
- Sainsbury, K. S. 1982. The ecological basis of tropical fisheries management. P. 167-188. In: Pauly, D.; Murphy. G.I. (eds.). *Theory and management of tropical fisheries*. ICLARM, Conference Proceedings, 9, 360p.



- Santo, I.A.C.P.E. 2001. *Modelação e Estimação de Parâmetros*. Universidade do Minho. 74pg.
- Santos, J. L. C. & Bonfim, L. R. P. 2005. *Algumas Aplicações e Teoria Qualitativa das Equações Diferenciais Ordinárias*. Faculdade de Matemática – FAMAT. Universidade Federal de Uberlândia – UFU, Uberlândia. Setembro de 2005. *FAMAT em revista*. Número 05, 127-146p.
- Santos, G. M. e Santos, A. C. M. 2005. Sustentabilidade da pesca na Amazônia. *Estudos Avançados*, 19 (54), 165-182.
- Seidl, I.; Tisdell, C. A. 1999. Carrying capacity reconsidered: from Malthus' population theory to cultural carrying capacity. *Analysis. Ecological Economics*. 31. 395-408p.
- Seijo, J.C.; Defeo, O.; Salas, S. 1997. Bioeconomía Pesquera: Teoría, modelación y manejo. FAO. Documento Técnico de Pesca. N.º 368. Rome. FAO- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 173p.
- Shrimpton, R.; Giuliano, R. 1979. Consumo de alimentos e alguns nutrientes em Manaus: 1973- 4. *Acta Amazônica*, 9 (1):117 - 41.
- Smith, N. J. H. 1979. *A pesca no rio Amazonas*. Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq / INPA. Manaus - AM. 154p.
- Smith M. J.; Slatkin, M. 1973. The stability of predator-prey systems. *Ecology*. Vol. 54, N.º. 2. Mar., 384-391p.
- Soares, M. G. M.; Costa, E. L.; Siqueira-Souza, F. K.; Anjos, H. D. B.; Yamamoto, K. C.; Freitas, C. E. C. F. 2007. *Peixes de lagos do médio rio Solimões*. Amazonas, Manaus. EDUA. 176p.
- Sobreiro, T. 2007. *Territórios e Conflitos nas Pescarias do Médio Rio Negro (Barcelos, Amazonas, Brasil)*. Dissertação de Mestrado – INPA /UFAM. Manaus: 161p.

- Souza, L. A. 2001. *Exportação de Peixes Ornamentais do Estado do Amazonas*. Monografia apresentada para obtenção do título de Bacharel em Engenharia de Pesca. UFAM. Manaus. 44p.
- Souza, L. A. 2003. *Sustentabilidade Ecológica e Econômica da Pesca de Subsistência na Amazônia Central*. Dissertação apresentada ao programa de Pós-graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais do convênio INPA/UFAM, como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre em Ciências Biológicas, área de concentração em Biologia de Água Doce e Pesca Interior. 139p.
- Sparre, P.; Venema, S. C. 1997. Introdução à avaliação de mananciais de peixes tropicais. Parte 1: Manual. *FAO Documento Técnico sobre as Pescas*. No. 306/1, Rev. 2. Roma, FAO. 404p.
- Tavares, E. G. H; Pereira, S. 2005. *Dinâmicas Populacionais com Caos: Modelos dos Processos Fisiológicos no Homem*. Faculdade de Ciências e Tecnologia Universidade de Coimbra. Coimbra, Portugal. 158p.
- Tommasi, L. R. 1994. *Estudo de Impacto Ambiental*. São Paulo: CETESB: Terragraph Artes e Informática. 354p.
- Vath, B. & Malta, S. M. C. 2005. Estudo Qualitativo e Numérico de Dinâmicas Populacionais. *In: XXVII Congresso Nacional de Matemática Aplicada e Computacional*. 2005. São Paulo. *Anais do XXVIII Congresso Nacional de Matemática Aplicada e Computacional (CD-ROM) v.01*.
- Vega-Candejas, M. E.; Arreguín-Sánchez, F. 2001. Energy fluxes in a mangrove from a coastal lagoon in Yucatan Península, México. *Ecological Modelling*.137: 119 -133.
- Verhulst, P.F. 1838. *Notice sur la loi que la population suit dans son accroissement*. *Correspondence Mathématique et Physique* 10: 113-121. Tradução inglesa abreviada.

- Vitousek, P.M.; Mooney, H. A.; Lubchenco, J.; Melillo; Jerry, M. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*. 25 July 1997:Vol. 277. no. 5325, pp. 494 – 499.
- Voinov, A. (1999). Simulation Modeling, Online Course. Disponível no site:<[Http://iee.umces.edu/AV/Simmod.html](http://iee.umces.edu/AV/Simmod.html)>.
- Volterra, V. 1926. Variazioni e fluttuazioni del numero d'individui in specie animali conviventi. *Mem. R. Accad. Naz. De Lincei*. Ser. VI, vol.2.
- Yeagers, E.; Shonkwiler, R.; Herod, J. 1996. *An Introduction to the Mathematics of Biology*. Birkhauser, Boston.
- Whipple, S. J.; Link, J.S.; Garissom, L.P.; Fogarty, M. J. 2000. Models of predation and fishing mortality in aquatic ecosystems. *Fish and Fisheries*. 1: 22-40.
- Woodward, B.D. 1983. Predator-prey interaction and breeding-pond use of temporary pond species in a desert anuran community. *Ecology*. 64: 1549-1555p.

10. ANEXO I

Questionário Aplicado na Comunidade

	<p>INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA-INPA</p> <p>UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM</p>	
---	--	---

Questionário N°.....Data...../...../.....Comunidade:.....

Atividades durante a cheia.....

Atividades durante a seca.....

Quantas pessoas da casa pescam?.....

Qual a quantidade de pescado consumido na cheia?.....

Qual a quantidade de pescado consumido na seca ?.....

Objetivo da pesca () Comércio () Subsistência () Lazer () Ambos

Qual a atividade mais rentável que você desenvolve?.....

Quantidade de pescado capturado na cheia

Por mês.....por semana.....

Quantidade de pescado capturado na seca

Por mês.....por semana.....

Quanto você arrecada pela venda do pescado? (valor/ período)

Por mês.....por semana.....

Quantas horas pescando na seca?.....

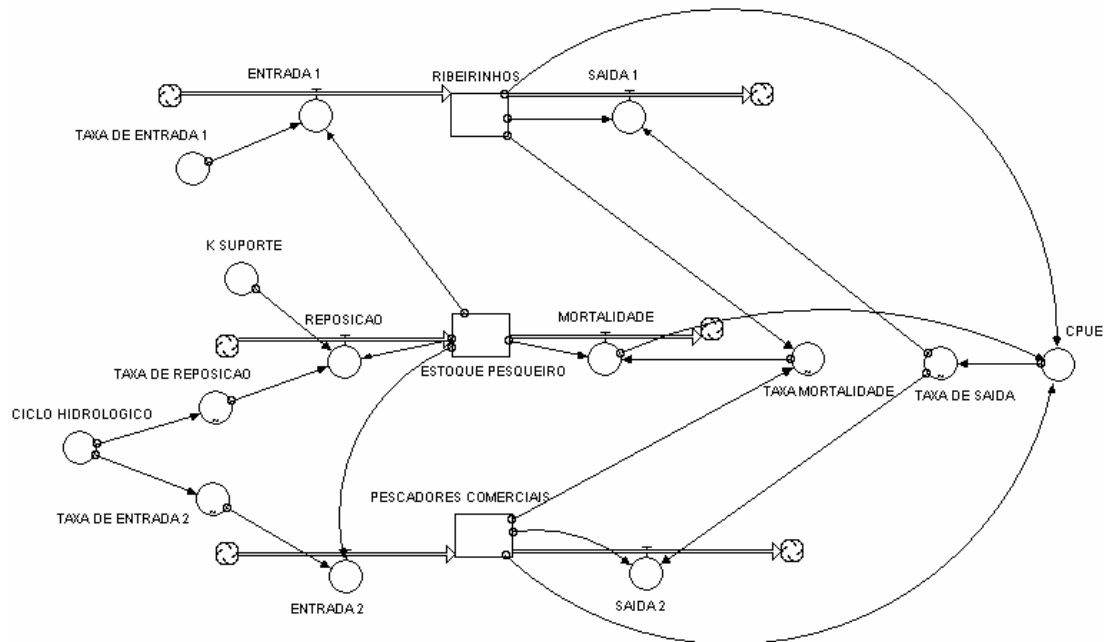
Quantas horas pescando na cheia?.....

Quantos dias pescando por semana na seca?.....

Quantos dias pescando por semana na cheia?.....

11. ANEXO II

Modelo Predador-Presa de Lotka-Volterra acoplado a função logística de Verhulst, para dois predadores (pescadores comerciais e ribeirinhos), modelo LV-sazonal.



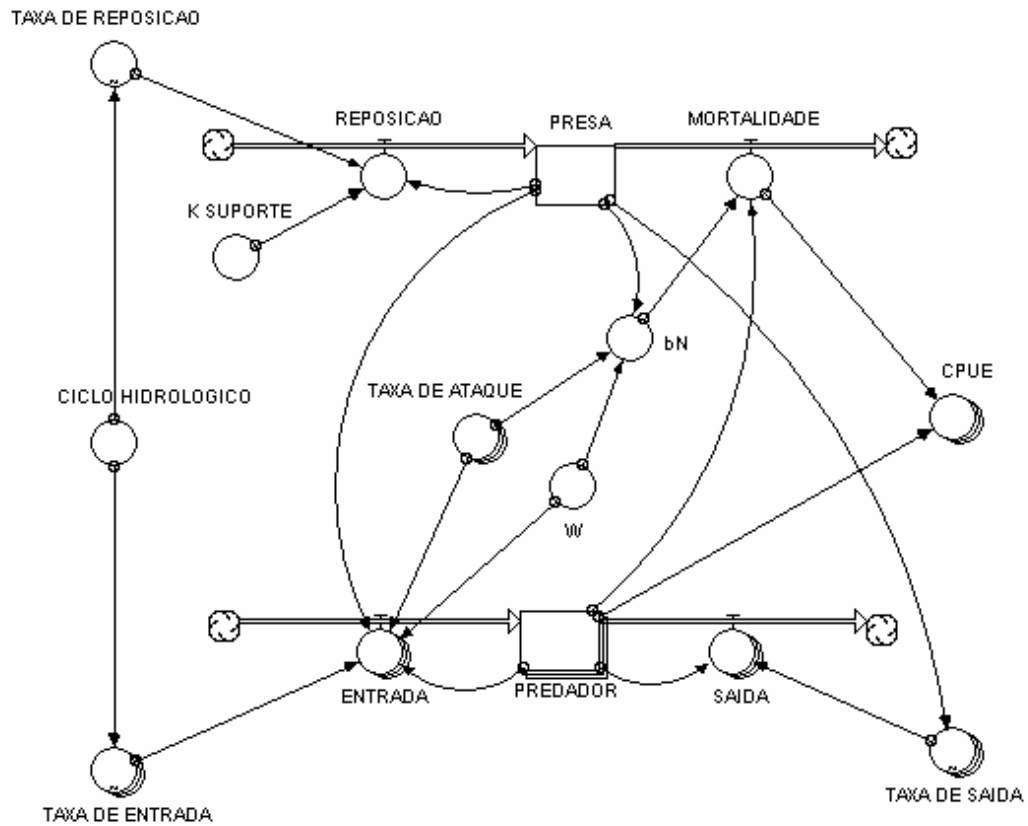
12. ANEXO III

Roteiro de equações geradas pelo Stella na confecção do modelo LV-sazonal

- $ESTOQUE_PESQUEIRO(t) = ESTOQUE_PESQUEIRO(t - dt) + (REPOSICAO - MORTALIDADE) * dt$
INIT ESTOQUE_PESQUEIRO = 289143.9214
INFLOWS:
 - REPOSICAO =
 $TAXA_DE_REPOSICAO * ESTOQUE_PESQUEIRO * (1 - (ESTOQUE_PESQUEIRO / K_SUPORTE))$OUTFLOWS:
 - MORTALIDADE = $TAXA_MORTALIDADE * ESTOQUE_PESQUEIRO$
- $PESCADORES_COMERCIAIS(t) = PESCADORES_COMERCIAIS(t - dt) + (ENTRADA_2 - SAIDA_2) * dt$
INIT PESCADORES_COMERCIAIS = 139
INFLOWS:
 - ENTRADA_2 = $ESTOQUE_PESQUEIRO * TAXA_DE_ENTRADA_2$OUTFLOWS:
 - SAIDA_2 = $TAXA_DE_SAIDA * PESCADORES_COMERCIAIS$
- $RIBEIRINHOS(t) = RIBEIRINHOS(t - dt) + (ENTRADA_1 - SAIDA_1) * dt$
INIT RIBEIRINHOS = 206
INFLOWS:
 - ENTRADA_1 = $ESTOQUE_PESQUEIRO * TAXA_DE_ENTRADA_1$OUTFLOWS:
 - SAIDA_1 = $TAXA_DE_SAIDA * RIBEIRINHOS$
- $CICLO_HIDROLOGICO = COSWAVE(1,1)+2$
- $CPUE = MORTALIDADE / (PESCADORES_COMERCIAIS + RIBEIRINHOS)$
- $K_SUPORTE = 289143.9214$
- $TAXA_DE_ENTRADA_1 = 0.16$
- $TAXA_DE_ENTRADA_2 = GRAPH(CICLO_HIDROLOGICO)$
(1.00, 0.13), (1.20, 0.135), (1.40, 0.141), (1.60, 0.145), (1.80, 0.15), (2.00, 0.155), (2.20, 0.16), (2.40, 0.165), (2.60, 0.17), (2.80, 0.175), (3.00, 0.18)
- $TAXA_DE_REPOSICAO = GRAPH(CICLO_HIDROLOGICO)$
(1.00, 0.00), (1.20, 0.1), (1.40, 0.19), (1.60, 0.29), (1.80, 0.4), (2.00, 0.5), (2.20, 0.6), (2.40, 0.705), (2.60, 0.805), (2.80, 0.895), (3.00, 0.995)
- $TAXA_DE_SAIDA = GRAPH(CPUE)$
(0.00, 1.00), (25.0, 0.9), (50.0, 0.8), (75.0, 0.7), (100, 0.6), (125, 0.5), (150, 0.4), (175, 0.3), (200, 0.2), (225, 0.1), (250, 0.00)
- $TAXA_MORTALIDADE = GRAPH(PESCADORES_COMERCIAIS + RIBEIRINHOS)$
(345, 0.294), (14593, 0.365), (28842, 0.425), (43090, 0.507), (57339, 0.574), (71587, 0.641), (85835, 0.712), (100084, 0.794), (114332, 0.851), (128581, 0.929), (142829, 1.00)

13. ANEXO IV

Modelo Predador-Presa com Resposta Funcional para dois predadores (pescador comercial e ribeirinhos), modelo RF-sazonal.



14. ANEXO V

Roteiro de equações geradas pelo Stella na confecção do modelo RF-sazonal

- $PREDADOR[ribeirinho](t) = PREDADOR[ribeirinho](t - dt) + (ENTRADA[ribeirinho] - SAIDA[ribeirinho]) * dt$
INIT $PREDADOR[ribeirinho] = 206$
- $PREDADOR[comercial](t) = PREDADOR[comercial](t - dt) + (ENTRADA[comercial] - SAIDA[comercial]) * dt$
INIT $PREDADOR[comercial] = 139$
INFLOWS:
 - ☞ $ENTRADA[ribeirinho] = PREDADOR[ribeirinho]*TAXA_DE_ENTRADA[ribeirinho]*(TAXA_DE_ATAQUE[ribeirinho]*(PRESA/(W+PRESA)))$
 - ☞ $ENTRADA[comercial] = PREDADOR[comercial]*TAXA_DE_ENTRADA[comercial]*(TAXA_DE_ATAQUE[comercial]*(PRESA/(W+PRESA)))$OUTFLOWS:
 - ☞ $SAIDA[ribeirinho] = PREDADOR[ribeirinho]*TAXA_DE_SAIDA[ribeirinho]$
 - ☞ $SAIDA[comercial] = PREDADOR[comercial]*TAXA_DE_SAIDA[comercial]$
- $PRESA(t) = PRESA(t - dt) + (REPOSICAO - MORTALIDADE) * dt$
INIT $PRESA = 289143.9214$
INFLOWS:
 - ☞ $REPOSICAO = TAXA_DE_REPOSICAO*PRESA*(1-(PRESA/K_SUPORTE))$OUTFLOWS:
 - ☞ $MORTALIDADE = (PREDADOR[ribeirinho]+PREDADOR[comercial])*bN$
- $bN = (TAXA_DE_ATAQUE[ribeirinho]+TAXA_DE_ATAQUE[comercial])*PRESA/(W+presa)$
- $CICLO_HIDROLOGICO = COSWAVE(1,1)+2$
- $CPUE[ribeirinho] = PREDADOR[ribeirinho]/MORTALIDADE$
- $CPUE[comercial] = PREDADOR[comercial]/MORTALIDADE$
- $K_SUPORTE = 289143.9214$
- $TAXA_DE_ATAQUE[ribeirinho] = 0.2$
- $TAXA_DE_ATAQUE[comercial] = 0.09$
- $TAXA_DE_ENTRADA[predador] = CICLO_HIDROLOGICO$
- $W = 144571.9607$
- $TAXA_DE_REPOSICAO = GRAPH(CICLO_HIDROLOGICO)$
(0.00, 0.01), (0.3, 0.105), (0.6, 0.205), (0.9, 0.31), (1.20, 0.405), (1.50, 0.505), (1.80, 0.6), (2.10, 0.705), (2.40, 0.82), (2.70, 0.91), (3.00, 1.00)
- $TAXA_DE_SAIDA[predador] = GRAPH(PRESA)$
(0.00, 0.99), (28914, 0.89), (57829, 0.8), (86743, 0.7), (115657, 0.595), (144572, 0.5), (173486, 0.405), (202400, 0.305), (231314, 0.2), (260229, 0.105), (289143, 0.00)

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)