



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
DE AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

DIEGO CORRÊA ALVES

Modelos integrados de dinâmica populacional para avaliações de estoques pesqueiros de águas continentais tropicais: o caso da piraputanga do Pantanal norte

Maringá
2012

DIEGO CORRÊA ALVES

Modelos integrados de dinâmica populacional para avaliações de estoques pesqueiros de águas continentais tropicais: o caso da piraputanga do Pantanal norte

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Carolina Viviana Minte-Vera

Coorientador: Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho

Maringá
2012

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

A474m

Alves, Diego Corrêa, 1985-

Modelos integrados de dinâmica populacional para avaliações de estoques pesqueiros de águas continentais tropicais : o caso da piraputanga do Pantanal norte / Diego Corrêa Alves. -- Maringá, 2012.

76 f. : il. (algumas color.).

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2012.

Orientador: Prof.^a Dr.^a Carolina Viviana Minte Vera.

Coorientador: Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho.

1. Pesca de água doce - Pantanal - Cuiabá, Rio, Bacia - Mato Grosso. 2. Estoque pesqueiro - Avaliação - Pantanal - Cuiabá, Rio, Bacia - Mato Grosso. 3. Estoque pesqueiro - Modelo integrado - Populações, Dinâmica de - Pantanal - Cuiabá, Rio, Bacia - Mato Grosso. 4. Pesca continental - Pantanal - Cuiabá, Rio, Bacia - Mato Grosso. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 22. ed. -639.21098172
NBR/CIP - 12899 AACR/2

DIEGO CORRÊA ALVES

Modelos integrados de dinâmica populacional para avaliações de estoques pesqueiros de águas continentais tropicais: o caso da piraputanga do Pantanal norte

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof.^a Dr.^a Carolina Viviana Minte-Vera
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Miguel Petrere Junior
Universidade do Estado do Amazonas (UEA)

Prof.^a Dr.^a Lúcia Aparecida de Fatima Mateus
Universidade Federal do Mato Grosso (UFMT)

Aprovada em: 02 de março de 2012.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual de Maringá, ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais pela infra-estrutura;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior e a Furnas Centrais Elétricas S.A. pelos respectivos financiamentos;

À Profa. Dra. Carolina V. Minte-Vera, pela confiança depositada, ética, companheirismo, exemplo de determinação e orientação, além da amizade e da relação de tutor e pupilo, na qual me transferiu parte de seu conhecimento;

Ao Prof. Dr. Angelo A. Agostinho pela coorientação e compartilhamento de seu saber, e ainda, pela confiança e aceite em encarar uma nova etapa da minha formação;

Aos meus pais por terem me apoiado e estimulado a seguir com minha formação, independentemente das dificuldades surgidas, além de toda base educacional, emocional e espiritual que me forneceram;

À Lilian P. Vasconcelos por ter revisado o trabalho, no mínimo cinco vezes, e ter me convencido a retirar a seguinte frase do trabalho: "... o que possibilitou respeitar as incertezas contidas nas conjecturas da variabilidade pertencente ao recrutamento", depois de muitas risadas; pela cooperação, cumplicidade, suporte emocional, estímulos positivos e todo apoio, além de ter sido grande parte da minha motivação;

À minha vó Dirley por sempre ter me assistido e ter viabilizado meus primeiros passos na academia (graduação);

Ao meu vô *in memoriam* que sempre me deu bons conselhos, e que por pouco não pôde compartilhar este momento comigo;

Ao meu irmão Thiago pela compreensão e sinceros bate papos;

À Maria Salete R. Arita e João Fábio Hildebrandt pelo excelentíssimo trabalho que realizam na biblioteca e pelos bate papos;

Ao Dr. Edson Okada pelas conversas, experiência compartilhada e parceria;

À Angela Ambrosio, Harumi Suzuki e João D. latini pela prontidão e prestatividade;

Aos amigos Igor de P. Affonso, Flávio Ragonha, Eduardo Cunha, Alma Isabel, Fábio T. Mise, Luis Tencatt e Fabrício Oda por tornar todos os momentos massivos em alegria e descontração, equipe alfa;

Aos Dr. Prof. Miguel Petrere Jr. e a Dra. Profa. Lucia A. F. Mateus por aceitarem participar da banca examinadora e por suas respectivas contribuições;

Ao Dr. Prof. Luiz Carlos Gomes por participar de várias etapas da minha formação, e ser exemplo de profissional a ser seguido;

À Dra. Profa. Maria de los Angeles Gasalla por aceitar a parte da banca e revisar o trabalho.

Modelos integrados de dinâmica populacional para avaliações de estoques pesqueiros de águas continentais tropicais: o caso da piraputanga do Pantanal norte

RESUMO

Os avanços matemáticos e estatísticos no ajuste dos modelos de avaliação de estoque possibilitaram o surgimento do paradigma de “análise integrada” que ajusta todos os dados disponíveis a um único modelo de dinâmica populacional, que tradicionalmente tem como função de força as capturas totais. Esta abordagem permitiu incluir de maneira flexível os atributos do ciclo hidrológico como função de força adicional na dinâmica de uma população de peixes reofílicos no Pantanal norte. O regime hidrológico é, parcialmente, controlado pelos reservatórios hidrelétricos, como é o caso da montante do rio Manso. Este trabalho mostrou que o estoque de *Brycon hilarii* no Pantanal norte ainda não se encontra deplecionado, mas está sendo sobrepescado, e que tanto o recrutamento, quanto a biomassa desovante são dependentes da hidrologia. A utilização de modelos integrados contribuiu para o avanço do conhecimento da ecologia de populações de peixes migradores. Recomenda-se que os estoques do Pantanal norte sejam monitorado sistematicamente a fim de possibilitar a realização de avaliações periódicas do estado dos estoques das principais espécies exploradas pela pesca e que a gestão pesqueira continental seja integrada a gestão hidrológica.

Palavras-chave: Pesca de água doce. Pesca artesanal. Rio Cuiabá. Planície de inundação. América do Sul.

Integrated models of population dynamics for fisheries stock assessment of the tropical inland waters: the case of the piraputanga in the northern Pantanal

ABSTRACT

The mathematical and statistical advances in fitting stock assessment models enabled the emergence of the paradigm of "integrated analysis", which fits all available data to a single model of population dynamics that traditionally has total catch as the only forcing function of system. This approach, however, allowed us to include, in a flexible way, hydrology as an additional forcing function of the population dynamics of a reofilic fish in northern Pantanal. Typically hydrology is partially controlled by hydropower authorities in regulated rivers, which is the case of river Manso, upstream. Our work showed that the stock of *Brycon hilarii* in the northern Pantanal is not yet overfished but overfishing is occurring, and that both the recruitment and the spawning biomass also be dependent upon the hydrology. The use of integrated models contributed to the advancement of knowledge of population ecology of migratory fish. It is recommended that the stocks of the northern Pantanal be systematically monitored in order to allow for periodic assessments of the stock status for the main fished species and that inland fisheries management be integrated into the hydrology management.

Keywords: Freshwater fisheries. Artisanal fisheries. Cuiabá River. Floodplain. South of America.

Dissertação elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. Disponível em: <<http://www.nrcresearchpress.com/page/cjfas/authors>>

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	10
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	12
3 RESULTADOS.....	27
4 DISCUSSÃO.....	35
REFERÊNCIAS.....	42
APÊNDICE A.....	51
APÊNDICE B.....	55

Modelos integrados de dinâmica populacional para avaliações de estoques pesqueiros de águas continentais tropicais: o caso da piraputanga do Pantanal norte

1 Introdução

O período marcado pelas duas últimas décadas do século 20 foi denominado por Quinn (2003) como “A Idade de Ouro” para avaliação de estoques pesqueiros devido ao avanço matemático e estatístico no ajuste dos modelos de dinâmica populacional. Estes avanços possibilitaram o surgimento do paradigma de “análise integrada” (Fournier e Archibald 1982) que consiste em ajustar todos os dados disponíveis a um único modelo de dinâmica populacional que tem como função de força as capturas totais. As análises integradas pressupõem que os dados apresentem informações complementares de diferentes aspectos da dinâmica de uma população explorada (Maunder 2003). O desenvolvimento deste paradigma tem proporcionado o surgimento de modelos de avaliação de estoque mais flexíveis (Ralston e Ianelli 1998), como o modelo Stock Synthesis (SS, Methot 2000) que vem se tornando uma ferramenta analítica padrão para avaliações de estoques de peixes demersais no Oeste dos Estados Unidos (Ralston e Ianelli 1998). O SS, por exemplo, permite o ajuste de um modelo de dinâmica populacional a dados tão diversos como de marcação e recaptura, estrutura etária, estrutura de tamanhos e índices de abundância. No entanto, estes avanços na ciência pesqueira estão restritos à pesca marinha, e frequentemente, à pesca industrial (Quinn 2003).

A pesca marinha, especialmente a industrial, movimenta muitos recursos financeiros, sendo uma importante atividade econômica mundial (FAO 2010). A elevada quantidade de recursos movimentados e o incentivo à pesquisa, principalmente nos países desenvolvidos, favoreceram a implementação de diversos programas de monitoramento, o que acarreta maior disponibilidade de dados, possibilitando a realização de análises integradas.

Na pesca continental, ao contrário, apesar de assumir importante papel na segurança alimentar e prevenção da pobreza, em especial a pesca artesanal nos países em desenvolvimento (World Bank et al. 2010, FAO 2010), o conjunto de dados disponíveis para avaliação dos estoques explorados deixa a desejar tanto em quantidade quanto em qualidade (Welcomme 1990) sendo frequentemente inexistente até mesmo séries temporais de capturas. Este cenário de insuficiência de dados dificulta a utilização de

análises sofisticadas para a avaliação do estado dos estoques pesqueiros, como é o caso das análises integradas. Então, buscando modificar o atual panorama, os ambientes aquáticos continentais tropicais brasileiros vêm sendo alvo de algumas iniciativas pontuais de monitoramentos pesqueiros que possibilitem alavancar o início de uma nova fase para os estudos de avaliação de estoque nestes ambientes (Alves e Minte-Vera submetido).

A maioria dos rios de grande ou médio porte apresentam planícies de inundação a eles associados (Thomaz et al. 2004), constituindo sistemas altamente produtivos em consequência da renovação constante através do pulso de inundação, principal função de força influenciando os fatores bióticos e abióticos destes ambientes (Welcomme 1979, Junk et al. 1989, 1997). Assim, os períodos alternados de cheia e seca atuam diretamente na estruturação das comunidades e no funcionamento desses sistemas (Lowe-McConnell 1987), sendo que as inundações provêm maior disponibilidade de recursos, o que tende a afetar positivamente os estágios iniciais de desenvolvimento dos peixes, bem como a sua regulação populacional e recrutamento (Agostinho et al. 2001, Agostinho et al. 2004). No entanto, as diferentes histórias de vida das espécies de peixes e suas estratégias reprodutivas (Vazzoler 1996, Suzuki et al. 2004a) fazem com que apresentem diferentes relações com a variação no ciclo hidrológico (Suzuki et al. 2004a, Agostinho et al. 2001, Agostinho et al. 2004). Assim, modelos de avaliação desse tipo de estoque devem ser capazes de incluir de forma flexível o efeito do regime hidrológico como função de força adicional do sistema.

Espécies que realizam migrações reprodutivas dependem do regime periódico de cheias e secas para completar seu ciclo de vida, então, em geral são as mais afetadas pelos represamentos (Ferraz de Lima 1986, Suzuki et al. 2004a, Agostinho et al. 2003). A construção de reservatórios causa alteração do fluxo hidrológico fluvial e uma gama de alterações ecológicas, dentre elas, a mudança na estrutura das comunidades ictiológicas (Agostinho et al. 1999) que reflete em impactos na pesca artesanal, como por exemplo, a substituição de espécies de elevado valor comercial por espécies de menor valor (Okada et al. 2005, Hoeninghaus et al. 2009, Barletta et al. 2010).

O Pantanal é a maior planície alagável contínua do mundo que compreende uma área de cerca de 140.000 km² alagada pelas águas do rio Paraguai, localizada na região do Centro-Oeste do Brasil e pertencente à Bacia do Prata (Souza et al. 2006, Britski et al. 2007). É uma área de elevada

importância para a conservação da biodiversidade (Harris et al. 2005), reconhecida como Área Úmida de Importância Internacional pela Convenção Ramsar de áreas úmidas de 1993 e como Reserva da Biosfera e Patrimônio Natural da Humanidade pela UNESCO em 2000. Assim como diversos grandes ecossistemas fluviais (Nilsson 2005), esta planície tem apresentado um crescente número de construção de reservatórios e o Pantanal norte já teve seu regime hidrológico modificado desde 1999, com a implantação do reservatório de Manso.

Tendo em vista a representatividade mundial do ecossistema pantaneiro; a atual necessidade de geração de informações que auxiliem medidas de manejo ictiológico de ecossistemas aquáticos continentais e a consequente importância dos estudos de avaliação dos estoques pesqueiros desses ambientes; o presente estudo teve por objetivo ajustar modelos integrados de avaliação de estoques para uma espécie migradora de ambientes aquático continental assumindo como funções de força do sistema tanto as capturas da pesca quanto o regime hidrológico. Os modelos foram implementados no software SS3 (Methot 2005). O estoque da piraputanga (*Brycon hilarii*) do Pantanal norte foi utilizado como estudo de caso.

2 Materiais e métodos

Área de estudo

Este estudo foi realizado na bacia do rio Cuiabá, Estado de Mato Grosso, entre as coordenadas 57°00' – 54°40' W e 14°18' – 17°00' S (Fig. 1). A área foi dividida de acordo com o trecho do rio Cuiabá e o reservatório APM Manso em quatro regiões: Cuiabá inferior (municípios de Barão de Melgaço e Santo Antônio de Leverger), Cuiabá médio (municípios de Várzea Grande, Cuiabá e Acorizal), Cuiabá superior (município de Rosário Oeste, Nobres e Chapada dos Guimarães) e reservatório Área de Aproveitamento Múltiplo de Manso (APM Manso).

O rio Cuiabá, juntamente com o rio Paraguai, são os principais formadores do Pantanal Mato-Grossense. A formação do rio Cuiabá ocorre pela confluência dos rios Manso e Cuiabazinho, e percorre uma extensão de aproximadamente 850 km, que drena uma bacia de cerca de 100.000 km²

(Severi 1999). O clima predominante na região é caracterizado por apresentar um verão quente e chuvoso (médias 27,4°C em dezembro) e inverno seco com temperaturas relativamente amenas (média de 21,4°C em julho), mas que podem atingir 0°C, devido a pequenas ingressões de massas polares (Severi 1999, Girard et al. 2003). A formação geológica da bacia do rio Cuiabá e seu clima característico determinam um padrão sazonal com períodos de elevada pluviosidade, responsáveis pelas cheias que atingem o Alto Pantanal Mato-Grossense (Severi 1999).

O rio Manso, principal afluente do rio Cuiabá, nasce na serra Azul a 800 m de altitude e possui uma extensão total de cerca de 200 km até a confluência com o rio Cuiabá, a aproximadamente 200 m de altitude (Neto et al. 1993). Este rio teve seu fluxo natural interrompido com a formação do reservatório do APM Manso em novembro de 1999, entre os municípios de Chapada dos Guimarães e Nova Brasilândia. Sua construção objetivou principalmente a geração de energia, mas também, possibilitou a regulação dos ciclos de cheias e secas, e o uso para recreação e turismo, devido à sua proximidade com o Parque Nacional da Chapada dos Guimarães. Sua formação inundou, à montante, um trecho do rio Manso e as porções inferiores dos rios Casca, Palmeiras e Quilombo. O reservatório apresenta forma dendrítica (Monteiro et al. 2007), tempo de residência de 490 dias e profundidade média de 19 m (Rocha e Mangiavacchi 2011) e, na sua cota máxima, inunda uma área de 427 km² (Monteiro et al. 2007).

Histórico da pesca

A pesca no Pantanal, após a década de 1960, com a instalação de fábricas de gelo, deixou de ser uma atividade exclusivamente de subsistência e tornou-se comercialmente importante (Mateus et al. 2004). Entre as décadas de 1980 e 1990 ocorreu o desenvolvimento do setor turístico pesqueiro na região, que é responsável por movimentar boa parte da economia local (Catella et al. 2008, Neto e Mateus 2009). Atualmente, são exercidas três modalidades de pesca no Pantanal: subsistência, profissional-artesanal e amadora (esportiva) (Catella et al. 2008). A pesca amadora no Pantanal é muito expressiva e atrai excursões de grupos de pescadores de todo o país, os quais permanecem na região, em média de 5 a 6 dias, tornando esta modalidade de pesca mais representativa do que a

profissional; principalmente para as espécies predadoras, como os migradores pintado *Pseudoplatystoma corruscans*, barbado *Pinirampus pirinampus* e dourado *Salminus brasiliensis*, enquanto que a participação relativa das capturas da piraputanga *Brycon hilarii* na pesca amadora é mínima quando comparada à profissional (Neto e Mateus 2009).

A produção total da pesca continental no Estado do Mato Grosso para o ano de 2008 foi de 6.566 t (Brasil 2010), correspondendo a cerca de 24% da produção desta mesma pesca de todo o país, que, neste ano figurava como décimo colocado no ranking dos maiores produtores mundiais (FAO 2010). Em décadas anteriores, Ferraz de Lima (1986) compilou dados da produção pesqueira comercializada no mercado de Cuiabá que mostram uma produção pesqueira em torno de 1.500 t no ano de 1980. Em 2001 Mateus et al. (2004) registraram que foram desembarcados 232 t no mesmo mercado, sendo estas produções, sempre sustentadas pelos estoques de peixes reofilicos (Ferraz de Lima 1986, Mateus et al. 2004). O Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai de 1997 mencionou que a pesca comercial atingiu uma produção de 28,3 t para o *Brycon hilarii* no ano de 1995 no Estado do Mato Grosso. No entanto, este número pode estar subestimado devido à falta de monitoramento sistemático dos desembarques da região (Mateus e Estupiñán 2002). O primeiro programa de monitoramento pesqueiro sistematizado no Estado do Mato Grosso foi o “Sistema de Controle e Monitoramento da Pesca de Mato Grosso - SISCOMP/MT”, implementado em 2006 (Catella et al. 2008).

Segundo a Política da Pesca no Estado de Mato Grosso (Lei estadual 9.096/2009), a gestão da pesca deve ser exercida de maneira compartilhada entre representantes do Estado, de universidades, pescadores e sociedade civil organizada, através do Conselho Estadual da Pesca – CEPESCA, órgão deliberativo, de composição paritária, enquanto que o órgão público responsável pela execução desta política e da gestão, manejo e fiscalização dos recursos pesqueiros é a Secretaria de Estado do Meio Ambiente – SEMA. O ordenamento pesqueiro é estruturado por medidas restritivas como a cota de 150 kg semanais de pescado por pescador profissional, tamanho mínimo de 30 cm para a captura da piraputanga, período de defeso (de novembro a fevereiro, denominado *piracema*), proibição de aparelhos de pesca de malha (redes), sendo permitidos apenas os baseados em linha e anzol; entre outras dispostas pela Lei estadual 9.096/2009. Há ainda três acordos de pesca na região estabelecidos

pelas portarias 88 e 110 de 2008 e a 126 de 2010, que regulamentam medidas de ordenamento pesqueiro especificamente para estas regiões.

História de vida da espécie

A piraputanga *Brycon microlepis* Perugia, 1894, que teve seu nome sinonimizado a *Brycon hilarii* (Valenciennes, 1850), pertence à família **Characidae** e à subfamília **Bryconinae** (Britski et al. 2007). Ocorre nas bacias do Médio Rio Paraná e do Rio Paraguai e habita ambientes lóticos e lênticos (Antunes et al. 2010). Esta espécie, considerada k-estrategista (Vazzoler 1996, Monteiro et al. 2007), é onívora e se alimenta, preferencialmente, de matéria vegetal, sementes e frutas, apresentando um elevado potencial de dispersão de sementes da vegetação ripária (Reys et al. 2009). O crescimento somático varia sazonalmente, sendo menor no período de seca (Mateus e Estupiñán 2002). O comprimento padrão médio da espécie é de 31,8 cm no Pantanal mato-grossense (Mateus e Estupiñán 2002). As fêmeas apresentam, em média, um comprimento padrão de 25,0 cm para primeira maturação (UEM 2010). Realizam migrações reprodutivas de longa distância e a reprodução ocorre entre os meses de novembro e dezembro (UEM 2010).

Origem dos dados

Os dados foram coletados pelos projetos *Biologia pesqueira e pesca na área de influência do APM Manso: biologia, ecologia e socioeconomia*, e *Estudos Ictiológicos na Área de Influência do APM Manso*, ambos executados pelo Núcleo de Pesquisas em limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia) da Universidade Estadual de Maringá-PR (UEM) e financiados pela empresa FURNAS, Centrais Elétricas S.A. O primeiro projeto foi realizado entre os anos de 2000 e 2008. Neste projeto foram coletados dados dependentes da pesca artesanal através de um programa de monitoramento dos desembarques pesqueiros e de estudos de biologia pesqueira. Já no segundo projeto, realizado do ano de 2000 a 2004, foram coletados dados independentes da pesca, para realização de estudos

ictiológicos. Os dados e informações provenientes destes dois projetos que foram utilizados para o ajuste dos modelos de dinâmica populacional estão descritos na tabela 1.

Os dados de desembarques da pesca foram separados em duas séries temporais, sendo a primeira a pesca legal, realizada entre os meses de março a outubro, e a segunda a pesca ilegal, que ocorre na época reprodutiva dos peixes, entre os meses de novembro e fevereiro, período em que a pesca é interrompida legalmente (denominado “defeso” pela Lei 9.096/2009). Estes desembarques foram monitorados por 25 amostradores distribuídos nos principais pontos de desembarque de cada município, sendo que aproximadamente 30% dos pescadores profissionais em atividade tiveram seus desembarques monitorados durante o período de 2000 a 2008 (Dr. Edson Okada, comunicação pessoal). As amostragens de biologia pesqueira foram realizadas por técnicos da Universidade Estadual de Maringá que, nas viagens a campo, monitoraram alguns pescadores por um período de 24 horas; o desembarque foi inteiramente identificado em nível específico, os exemplares foram medidos (comprimento padrão) e classificados em relação ao sexo e estágio de desenvolvimento gonadal. As capturas totais por estação do ano foram extrapoladas a partir das amostradas utilizando os fatores de correções informados pelo Dr. Edson Okada. A distribuição por idade também foi originada deste monitoramento, porém se restringiu ao período de 2006 a 2008 (q.v. Balbi et al. em preparação).

Os dados independentes da pesca foram amostrados, através da pesca experimental, com baterias de redes de espera. As amostragens no corpo do reservatório e nos trechos lânticos dos tributários foram realizadas com três baterias de redes, operadas simultaneamente na superfície, no fundo e na margem. Nas baías, as amostragens foram realizadas com duas baterias de redes operadas simultaneamente na margem e no fundo, e nas demais estações foram operadas baterias compostas por 17 redes, sendo 14 do tipo simples (malhas 2,4; 3; 4; 5; 6; 7; 8; 9; 10; 12; 14; 16; 18; e 30 cm, entre nós opostos) e 3 do tipo tresmalho (“feiticeira”, malhas 20; 22 e 24 cm, entre nós opostos). As redes ficaram expostas por 24 h, com revistas às 8, 16 e 22 horas. Os diferentes tamanhos de malhas foram combinados de forma a obter índices diferenciados para os jovens (malhas com até 6 cm, entre nós) e para os adultos (malhas maiores do que 6 cm, entre nós). Os dados são reportados em número de indivíduos por 1000 m². Os exemplares foram identificados em nível de espécie, medidos (comprimento padrão) e classificados em relação ao sexo e estágio de desenvolvimento gonadal.

Modelo integrado

O modelo de dinâmica de população e avaliação de estoque pesqueiro utilizado foi o Stock Synthesis 3.10 (Methot 2005), que possibilitou a análise integrada dos diferentes conjuntos de dados referenciados na tabela 1. O Stock Synthesis foi inicialmente desenvolvido em linguagem FORTRAN e posteriormente, convertido para linguagem C++ utilizando o ADMB (*Automatic Differentiation Model Builder*) (Fournier et al. 2011), o que permitiu aumentar sua eficiência na estimação de múltiplos parâmetros de modelos não lineares complexos. Este modelo é dividido em três componentes: modelo de dinâmica populacional, modelos de observação e modelo estatístico (Methot 2005). O modelo de dinâmica populacional representa uma população através de funções de abundância, mortalidade e crescimento, enquanto que os modelos de observação, sob a influência dos parâmetros do modelo anterior, predizem valores que são contrastados com os valores observados (dados). No modelo de dinâmica populacional são utilizadas algumas informações biológicas auxiliares, assumidas conhecidas e sem erros como o tamanho de primeira maturação, a relação peso-comprimento e a mortalidade natural. A estimação dos parâmetros é realizada por um modelo estatístico, através de uma função objetivo de verossimilhança que faz o melhor ajuste possível dos valores preditos aos dados (Fig. 2).

Estrutura do modelo de dinâmica populacional

O modelo de dinâmica populacional foi estruturado por idades, tratando os machos e fêmeas como um único sexo, e contendo três estações no ano, com quatro meses cada uma. A divisão por estações do ano simulou o modelo conceitual de Ferraz de Lima (1986) sobre a pesca dos peixes migradores no Pantanal do Mato Grosso (Fig. 3). A primeira estação inicia no mês de novembro e vai até fevereiro e é referente à época reprodutiva, na qual a pesca é proibida. A segunda estação, entre os meses de março a junho, corresponde ao período denominado de *lufada* (Ferraz de Lima 1986), no qual os peixes se concentram em cardumes e se deslocam das áreas inundadas para o leito do rio, sendo muito visados pela pesca; assim como na terceira estação, que se inicia em julho, período

marcado pela seca. Dessa forma, o modelo pressupõe que a reprodução ocorre na primeira estação, enquanto que o recrutamento ocorre na segunda. Embora a pesca seja proibida na estação 1, na prática ocorre a exploração ilegal neste período. Neste sentido, foram separadas duas frotas pesqueiras, sendo uma a pesca legal que ocorre nas estações 2 e 3, e a outra a pesca ilegal, que ocorre na primeira estação.

O modelo foi iniciado em 1980. Como condição inicial assumiu-se que o estoque já estava sendo pescado. O último ano do modelo é o ano de 2008, último ano com registro de dados de captura. A idade máxima do modelo é de 10 anos (idade máxima no conjunto de dados da distribuição etária), peixes mais velhos são incluídos no *plus group* (um agregado de todas as idades acima da idade máxima definida).

Condições iniciais

O número para a idade 0 no primeiro ano do modelo é dado pela:

Eq. 1

$$N_{0a} = R_0 e^{-0,5M_a}$$

Onde,

R_0 = Recrutamento inicial em equilíbrio, estimado em $\ln(R_0)$;

M_a = Mortalidade natural para a idade a .

O número para cada idade maior do que 0 no primeiro ano do modelo é calculado pela:

Eq. 2

$$N_{0,a+1} = \left(N_{0,a} e^{-0,5M_a} - \sum_{f=1}^{A_f} \sum_{l=1}^{A_l} C_{0fal} \right) e^{-0,5M_a}$$

Onde,

C_{0fal} = Número removido pela captura, no período de equilíbrio, do comprimento l e idade a , calculado pela:

Eq. 3

$$C_{0fal} = \sum_{f=1}^{A_f} F_{0f} \beta_{lf} \beta_{af} \phi_{0al} \tilde{N}_{0a}$$

Onde,

F_{0f} = Parâmetro para fração da biomassa selecionada removida, no período de equilíbrio, pela frota f ;

β_{lf} = Seletividade para a classe de comprimento l pela frota f ;

β_{af} = Seletividade para a idade a pela frota f ;

ϕ_{0al} = Proporção na classe de comprimento l para a idade a no meio do ano, para o período em equilíbrio;

\tilde{N}_{0a} = Número para a idade a no meio do ano, para o período em equilíbrio, calculado pelo número de indivíduos no início do ano, dado pela:

Eq. 4

$$\tilde{N}_{0a} = N_{0a} e^{-0,5M_a}$$

Para o acumulador da idade máxima A é realizada uma aproximação baseada na sobrevivência da idade $A-1$:

Eq. 5

$$N_{0;A} = \frac{t1}{1 - \frac{t1}{N_{0;A-1}}}$$

Eq. 6

$$t1 = \left(N_{0;A-1} - \sum_{f=1}^{A_f} \sum_{l=1}^{A_l} C_{0f;A-1;l} \right) e^{-0,5M_{A-1}}$$

No período de equilíbrio, a captura total esperada, em biomassa, para a frota f é dada pela:

Eq. 7

$$\hat{C}_{0f} = \sum_{a=0}^A \sum_{l=1}^{A_l} w_l C_{0fal}$$

Dinâmica básica

O número de indivíduos por idade no ano inicial do modelo é calculado através das condições de equilíbrio, descritas acima, sendo atualizada para os próximos anos. A mortalidade por pesca é extraída na metade da estação, momento no qual a metade da mortalidade natural já terá sido descontada, sendo a outra metade descontada após a segunda metade da estação. Dessa forma, até a metade da estação o número por idade é dado por:

Eq. 8

$$\tilde{N}_{ta} = N_{ta} e^{-0,5M_a \delta_s}$$

δ_s = Duração da estação s do ano y em decimais do ano, neste modelo foi 0,333.

O modelo percorre pelo tempo através do índice temporal t , que é a combinação do ano com a estação do ano, calculado pela:

Eq. 9

$$t = Y_1 + (y - Y_1) A_s + s - 1.$$

O número de indivíduos para idade a no início de cada fração do tempo t é dado pela:

Eq. 10

$$N_{t+1,a} = \left(\tilde{N}_{t;a-s_0} - \sum_{f=1}^{A_f} \sum_{l=1}^{A_l} C_{ft;a-s_0;l} \right) e^{-0,5M_a \delta_s}$$

Onde,

M_a = Mortalidade natural para idade a ;

C_{fal} = Número calculado para cada pescaria na fração do tempo t para a idade a , e classe de comprimento l ;

s_0 = Indicador do primeiro trimestre, responsável por padronizar o progresso do indivíduo para a próxima idade, no primeiro dia, da primeira estação; calculado como:

$$s_0 = \begin{cases} 1 & \text{se } s = 1, \\ 0 & \text{então,} \end{cases}$$

Quando a fração do tempo t corresponder à última estação do ano, a equação 10 será utilizada apenas para idades maiores do que zero. Para idade zero, o número de indivíduos na primeira estação do próximo ano (recrutamento) é dado pelas equações 11 e 12. O recrutamento anual foi estimado em função da biomassa desovante da primeira estação, porém, os recruta (indivíduos com idade zero)

foram adicionados na população na segunda estação. O valor esperado para o recrutamento foi estimado através da relação estoque-recrutamento de Beverton-Holt (devido à elevada variabilidade), reparametrizada por Mace e Doonan (1988).

Eq. 11

$$\hat{R}_y = \frac{4hR_0S_y}{S_0(1-h) + S_y(5h-1)}$$

Eq. 12

$$R_y = \hat{R}_y e^{-0,5\sigma_R^2} e^{\tilde{R}_y}$$

Onde,

R_0 = Recrutamento inicial;

h = Parâmetro para a inclinação inicial (*steepness*) da função estoque-recrutamento;

S_y = Biomassa desovante no início da estação reprodutiva no ano y , considerada proporcional à biomassa de fêmeas e calculada no início da primeira estação (novembro), a qual foi estabelecida como a época reprodutiva;

σ_R = Desvio padrão para o recrutamento em logaritmo;

\tilde{R}_y = Desvio lognormal do recrutamento no ano y .

A mortalidade por pesca (F) foi considerada como parâmetros anuais e estimada pelo modelo, sendo uma relação entre a biomassa capturada observada com a biomassa disponível para pesca na metade da estação do ano. A taxa de extração é dada pela:

Eq. 13

$$F_{tf} = \frac{C_{tf}}{B_{tf}}$$

Onde,

C_{tf} = Captura retida na fração do tempo t pela frota f ;

B_{tf} = Biomassa disponível, vulnerável à captura da pesca, na fração do tempo t para frota f , dada pela equação 14.

Eq. 14

$$B_{if} = \sum_{l=1}^{A_l} w_l b_{ltf} \beta_{ltf} \sum_{a=1}^A \beta_{atf} \tilde{N}_{ta}$$

Onde,

w_l = Peso médio dos indivíduos na classe de comprimento l ;

β_{ltf} = Seletividade na classe de comprimento l , fração do tempo t e frota f ;

β_{atf} = Seletividade para a idade a , fração do tempo t e frota f ;

b_{ltf} = Fração retida na captura na classe de comprimento l , tempo t e frota f ;

\tilde{N}_{ta} = Número de indivíduos da idade a no meio da fração do tempo t .

As seletividades das duas frotas (legal e ilegal) foram modeladas usando a função logística, dada pela:

Eq. 15

$$\beta_{lf} = \left(1 + e^{-\log(19)(L_l - \beta_{1f})/\beta_{2f}} \right)^{-1}$$

Onde,

β_{1f} = Comprimento de 50% de seletividade para a frota f ;

β_{2f} = Diferença entre o comprimento de 95% de seletividade para o comprimento de 50% de seletividade, na frota f .

Informações biológicas

A mortalidade natural (M) foi estabelecida *a priori* e fixada em 0,58 de acordo com Mateus e Estupiñán (2002). O crescimento somático foi modelado pela curva de von Bertalanffy, reparametrizada para um comprimento de um indivíduo jovem e para o comprimento assintótico, da seguinte forma:

Eq. 16

$$L_a = L_\infty + (L_1 - L_\infty)e^{-k(a-a_3)}$$

L_a = Comprimento médio na idade a ;

a_3 = Idade de 1 ano;

L_1 = Comprimento médio para idade a_3 ;

L_∞ = Comprimento assintótico;

k = Coeficiente de crescimento.

O incremento no tamanho foi realizado para cada estação do ano, seguindo a von Bertalanffy. O coeficiente de variação no comprimento muda linearmente com a classe etária (q.v. Methot 2005).

A maturidade foi incluída no modelo pela função logística, baseada no comprimento padrão que 50% das fêmeas estão maduras (L50), este valor foi fixado em 25 cm, segundo relatórios dos projetos de pesquisa do Nupélia (UEM 2010).

Modelos de observação

Os modelos de observação são responsáveis por unir as amostras coletadas ao modelo de dinâmica populacional. Estas amostragens ocorrem em uma determinada fração do tempo t , nesse sentido, os peixes que estão disponíveis para serem amostrados são estimados pela:

Eq. 17

$$\tilde{N}_{tfa} = \sum \phi_{tal} \beta_{lta} \beta_{atf} \left(N_{ta} e^{-M_a \delta_s \delta_f} - \delta_f \sum_{l=1}^{A_l} C_{ftal} \right)$$

Onde,

δ_f = Tempo percorrido na estação antes de ocorrer a amostragem, considerada neste modelo como 0,5;

ϕ_{tal} = Matriz de transição de comprimento para idade, e é dada pela:

Eq. 18

$$\phi_{tal} = \begin{cases} \Phi \left(\frac{L'_{\min} - \tilde{L}_{ta}}{\sigma_a} \right) & \text{para } l = 1 \\ \Phi \left(\frac{L'_{l+1} - \tilde{L}_{ta}}{\sigma_a} \right) - \Phi \left(\frac{L'_l - \tilde{L}_{ta}}{\sigma_a} \right) & \text{para } 1 < l < A_l \\ 1 - \Phi \left(\frac{L'_{\max} - \tilde{L}_{ta}}{\sigma_a} \right) & \text{para } l = A_l \end{cases}$$

Onde,

Φ = Função de densidade cumulativa normal padronizada;

L'_l = Limite inferior da classe de comprimento l ;

L'_{\min} = Limite inferior da menor classe de comprimento (zero para este modelo);

L'_{\max} = Limite inferior da maior classe de comprimento (75 cm neste modelo);

σ_a = Desvio padrão do comprimento para a idade a , calculado pela:

Eq. 19

$$\sigma_{0a} = \begin{cases} \tilde{L}_a(CV_1) & \text{para } a \leq a_3 \\ \tilde{L}_a \left(CV_1 + \frac{(\tilde{L}_a - L_1)}{(L_2 - L_1)} (CV_2 - CV_1) \right) & \text{para } a_3 < a < a_4 \\ \tilde{L}_a(CV_2) & \text{para } a \geq a_4 \end{cases}$$

Onde,

CV_1 = Coeficiente de variação para o comprimento na idade a_3 ;

CV_2 = Coeficiente de variação para o comprimento na idade a_4 ;

a_4 = Idade de 10 anos;

σ_{0a} = Desvio padrão do comprimento na idade a .

Índices de abundância

Os índices de abundância (CPUE) foram utilizados para a pesca experimental e seu valor esperado foi relacionado com a abundância da população pela:

Eq. 20

$$G_{tf} = Q_f B_{tf}^{1+Q'_f} \varepsilon_{1tf}$$

Onde,

Q_f = Coeficiente de capturabilidade para a pesca experimental f ;

ε_{1tf} = Componente do erro, que assume uma distribuição lognormal com os parâmetros $(-0,5\sigma_{1tf}^2, \sigma_{1tf}^2)$,

σ_{1tf} = erro padrão de $\ln(G_{tf})$.

Os coeficientes das frotas pesqueiras foram calculados internamente pelo modelo e assumiu um índice de mediana não viesada, e dada pela:

Eq. 21

$$Q_f = \exp \left(\frac{\sum_t \ln \left(\frac{G_{tf}}{B_{tf}} \right) / \sigma_{1tf}^2}{\sum_t 1 / \sigma_{1tf}^2} \right)$$

Distribuição de comprimentos e idades

As observações de distribuição de comprimentos e de idades foram assumidas como uma distribuição multinomial (q.v. Methot 2005).

Atributos dos ciclos hidrológicos

Os atributos para representar o ciclo hidrológico foram derivados da série histórica dos dados de cotas diárias do nível do rio Cuiabá (do ano de 1933 a 2008) disponível no online no Sistema de informações hidrológicas (<http://hidroweb.ana.gov.br/>). Estes dados foram coletados pela Empresa Furnas Centrais Elétricas S. A. na estação 66260001 (localizada nas coordenadas 56°06' W e 15°36' S) e são de responsabilidade da Agência Nacional de Águas. Os atributos extraídos desta série foram *intensidade*, *duração* e *atraso das cheias* (Bailly et al. 2008, Suzuki et al. 2009). Estes atributos são relacionados com o nível que é considerado uma cheia (limiar), que foi convencionado pela média das cotas diárias de janeiro de 1933 à dezembro de 1998. Os anos que não apresentaram a série de dados diários completos foram excluídos para obtenção desta média (os anos excluídos foram de 1946 a 1948, de 1957 a 1959, e 1996). O ano de 1998 foi o ano escolhido para o término da média histórica por representar o último ano antes do fechamento do reservatório APM Manso, que alterou o regime de cheias do rio Cuiabá.

A *intensidade das cheias* foi arbitrada para cada ano, como o valor da cota do rio que apresentou o maior nível no ano (que iniciava no mês de novembro do ano anterior e terminava em outubro do ano da cheia). A *duração das cheias* foi calculada para cada ano como o número de dias que a cota do rio permaneceu acima do valor considerado cheia (limiar: média histórica da cota do rio). Para isto foi considerado o número de dias efetivos de cheia (cotas acima do limiar) com intervalo de no máximo cinco dias consecutivos abaixo do limiar. Para o *atraso das cheias* foi determinado o dia que ocorreu a primeira cheia no período histórico considerado, e esta data foi considerada como o início da cheia; a presença de cheia foi definida como um intervalo mínimo de 5 dias consecutivos com a cota do rio acima do valor considerado cheia; o *atraso das cheias* foi obtido como a diferença, em quinzenas, do dia que ocorreu a cheia naquele ano com o dia estabelecido como o início da cheia no período

histórico; estes valores (quinzenas) foram ranqueados para ordem inversa, ou seja, para os anos com o maior atraso da cheia (em quinzenas) foi estabelecido o valor 1, para os anos com o segundo maior valor foram estabelecidos o valor 2, e assim consecutivamente, até que o ano que obteve a cheia com maior antecedência obteve o maior valor (que seria o equivalente ao maior atraso, em quinzenas).

Os atributos das cheias foram incluídos no modelo como índices de recrutamento (Rec) e/ou índice de biomassa desovante (BD). Estes índices não entraram diretamente como uma função de força (*strictu senso*) no modelo, mas deixaram o modelo livre para estimar os parâmetros de forma a obter o melhor ajuste possível a esses índices. Esta estratégia parece ser vantajosa, pois ainda não se sabe exatamente qual é a maneira de incluir a influência do nível hidrológico como uma função de força do sistema.

Modelo estatístico

Componentes da função objetivo

Os componentes individuais da função objetivo foram indexados pelo tipo (j) e fonte (f) de dados, conforme a tabela 2. A função objetivo L é a soma destes componentes individuais indexados e é dada pela:

Eq. 22

$$\mathcal{L} = \sum_{j=1}^4 \sum_{f=1}^{A_f} \omega_{jf} \mathcal{L}_{jf} + \omega_R \mathcal{L}_R + \sum_{\theta} \omega_{\theta} \mathcal{L}_{\theta}$$

Onde,

\mathcal{L} = Função objetivo total;

j = índice do componente da função objetivo;

\mathcal{L}_{jf} = Componente do tipo j e da fonte f da função objetivo;

ω_{jf} = Peso do fator para cada componente da função objetivo.

Ajuste do modelo

Os parâmetros foram, inicialmente, estimados através da maximização da função de máxima verossimilhança. Posteriormente, utilizou a abordagem Bayesiana para estimativa dos parâmetros, que utiliza a função de verossimilhança em conjunto com uma distribuição de probabilidade para os parâmetros *a priori*. Dessa forma, foi obtida uma função de probabilidade *a posteriori* para cada parâmetro dos dados. Estes valores foram calculados através da integral do produto da função de verossimilhança com a distribuição *a priori*. As distribuições *a priori* utilizadas foram não informativas, sendo que para o R0 e mortalidades por pesca inicial para ambas as frotas foram utilizadas *prioris* com distribuição normal e elevada variância, para seletividades das frotas foi Beta simétrica, e para as seletividades e capturabilidades da pesca experimental foram utilizadas *prioris* com distribuição uniforme.

3 Resultados

Estrutura do modelo

A estrutura do modelo foi definida em função dos dados disponíveis, das análises exploratórias e da literatura. O modelo de dinâmica populacional considerou os machos e as fêmeas como um único sexo, pois as curvas de crescimento estimadas por Balbi et al. (em preparação) para ambos os sexos foram similares até a idade máxima considerada no modelo (*plus group* definido como 10 anos) (Fig. 4). A relação entre o peso e o comprimento de ambos os sexos também foi similar, embora tenham sido amostradas fêmeas de maior porte (Fig. 4).

Os dados foram amostrados por município e mês, sendo os municípios agrupados em quatro áreas de pesca (reservatório, rio Cuiabá superior, médio e inferior). O modelo, no entanto, foi estruturado em uma única área, pois, com exceção do reservatório, cuja participação relativa foi considerada baixa e não muito influente na dinâmica da população, as tendências das capturas e do esforço foram muito similares (Fig. 5).

A marcante sazonalidade dos dados pode ser observada na figura 5. Os meses de novembro a fevereiro apresentam uma considerável redução tanto no esforço quanto na captura, o que já era

esperado por se tratar do período de defeso. Nos meses em que a pesca é liberada, de março a outubro, o padrão observado foi similar.

Informações independentes da pesca

A pesca experimental foi dividida em duas categorias, uma de peixes adultos (capturas realizadas com redes de malha 7 cm ou maior) e outra de juvenis (capturas realizadas com redes de malha de tamanho igual ou menor que 6 cm). Esta divisão foi realizada porque observou uma distinção natural na composição na captura de peixes de diferentes estágios de vida conforme o tamanho da malha (Fig. 6).

No período de amostragem da pesca experimental foram coletados 1228 indivíduos adultos e 1291 indivíduos jovens. As CPUEs dos juvenis e dos adultos apresentaram padrões diferentes, no entanto quando comparadas aos anos iniciais, ambas demonstram declínio após o ano de 2003 (Fig. 7). Dois picos de abundância de juvenis foram observados, na segunda e terceira estações dos anos 2000 e 2002, respectivamente, indicando recrutamento em anos anteriores a estes (Fig. 7).

Informações dependentes da pesca

A captura total amostrada entre os anos de 2000 e 2008 foi de 664,5 e 59,3 toneladas para a pesca legal e ilegal, respectivamente. Em média, foram amostrados 34%, 19% e 24% do universo amostral para a primeira, segunda e terceira estações, nesta ordem (Dr. Edson Okada, comunicação pessoal), totalizando uma captura total extrapolada para 3.636 toneladas entre a segunda estação do ano 2000 e a terceira de 2008 (Fig. 8). Neste mesmo período, o esforço pesqueiro de ambas as frotas diminuiu e a CPUE demonstrou uma resposta positiva (Fig. 8).

Atributos do ciclo hidrológico

A média das cotas diárias do rio Cuiabá foi 242 cm, sendo convencionado como o valor que determina a cheia, que segundo esta mesma série história demonstrou que o mês de novembro foi que conteve o início da cheia com maior antecedência. Os diferentes atributos do ciclo hidrológicos,

intensidade, duração e atraso das cheias apresentaram tendências similares, com acentuada queda para os anos de 2000 e 2001, logo após a formação do reservatório de APM Manso (Fig. 9).

Caso-base

O Caso-base é a configuração do modelo que foi selecionada como ponto de partida para comparações com outros cenários. Neste caso, alguns parâmetros foram fixados (não estimados) e estabelecidos *a priori* enquanto outros permaneceram livres para serem estimados. Para o caso-base, a única função de força atuante no sistema considerada explicitamente foi a pesca. O modelo foi ajustado aos dados pelo procedimento bayesiano de Monte Carlo via Cadeias de Markov, o qual gerou uma amostra da distribuição posterior para todos os parâmetros estimados condicionada aos valores dos parâmetros fixos.

As curvas de seletividades para as frotas legal e ilegal foram semelhantes, sendo ambas ajustadas por uma função logística (Fig. 10). Os comprimentos padrão de 25,5 e 22,3 cm representam o tamanho dos peixes que obtêm uma probabilidade de 0,5 de serem capturados pelas frotas legal e ilegal, respectivamente (Fig. 10).

As curvas de seletividades dos índices de juvenis e adultos foram modeladas usando uma função dupla normal, na qual é possível estimar quatro parâmetros (p1: tamanho que começa o platô (cm); p2: tamanho que termina o platô (cm); p3: curvatura inicial; p4: curvatura final) (Fig. 11). O índice de juvenis apresentou maior probabilidade de capturas para indivíduos de 16 a 22 cm de comprimento padrão que correspondem a indivíduos de 1 a 5 anos, enquanto que o índice de adultos atingiu indivíduos de 23 a 28 cm de comprimento padrão que correspondem a indivíduos com idades de 2 a 8 anos (Fig. 11). Além disso, é possível observar que o índice de juvenis selecionou aproximadamente 50% dos indivíduos com 25 cm (Fig. 11), tamanho de primeira maturação (L50).

O modelo foi capaz de obter um ajuste considerável para as frotas legal e ilegal, e ambas apresentaram quedas após o ano de 2004 (Fig. 12). Este período coincide com a baixa abundância relativa observada para os índices da pesca experimental de juvenis e adultos, no entanto, o modelo ajustou sutilmente a estes índices, apresentando um leve declínio do ano de 2000 a 2004 (Fig. 12).

O conjunto de dados utilizados e a configuração do modelo para o Caso-base permitiu resgatar informações sobre o recrutamento e as tendências da biomassa de períodos anteriores. A figura 13 contém as distribuições posteriores conjugadas dos recrutamentos anuais (superior) e da mortalidade por pesca (inferior) ao longo dos anos, nesta é possível observar que foi possível estimar estes parâmetros, com razoável grau de incerteza, desde o ano de 1998. O processo inverso foi verificado para o ano de 2008, no qual a falta de informações dos anos subsequentes impediu o acúmulo das coortes, e assim, a estimativa do recrutamento deste ano apresentou elevada incerteza (Fig. 13, superior). O ano de 1998 apresentou forte recrutamento, enquanto que os recrutamentos dos anos 1999, 2006 e 2007 foram fracos. Os recrutamentos do ano 2000 a 2004, período que sucede o represamento do rio pelo APM Manso, foram similares; após 2005 percebe-se uma tendência de diminuição nos recrutamentos (Fig. 13, superior).

A maior taxa de mortalidade por pesca ocorreu no ano de 2000, que indicou 50% de probabilidade de pertencerem ao intervalo de 0,62 a 0,69, seguido dos anos de 2002 e 2008, sendo que o último agregou maior incerteza (Fig. 13, inferior). Após uma queda na taxa de mortalidade por pesca no ano de 2001, ela sofre um breve aumento e posterior declínio dos anos de 2002 a 2005 (Fig. 13, inferior).

Os recrutamentos e as taxas de mortalidades permitiram estimar a abundância absoluta do estoque na bacia do rio Cuiabá. A figura 14 mostra a estimativa da biomassa desovante presente no estoque e a que foi extraída pela pesca. Do ano de 1998 a 2008, foi estimada uma extração do estoque, ocasionada pela pesca, de aproximadamente 7,6 mil toneladas de fêmeas maduras, restando uma média anual de 690 toneladas no estoque (Fig. 14). A maior taxa de mortalidade por pesca ocorreu no ano de 2000 (Fig. 13, inferior), no entanto, este ano foi marcado pela menor extração de biomassa desovante, em torno de 483 toneladas (Fig. 14), o que pode indicar um excesso de captura de juvenis neste ano.

O modelo estimou uma média de 1.486 toneladas de biomassa desovante virgem. A biomassa desovante que proporcionaria o máximo rendimento sustentável (BD_{rms}) foi estimada em 283 t (Fig. 15). A abundância atual (2008) de fêmeas maduras é aproximadamente a metade da virgem e três vezes maior do que a BD_{rms} , indicando que o estoque não está deplecionado (Fig. 15). Estas estimativas estão representadas por suas distribuições posteriores, possibilitando a observação de sua

variabilidade (incerteza); e como estas distribuições não estão sobrepostas, as incertezas contidas nestas estimativas não afetaram nesta conclusão (não estar deplecionado). No caso da biomassa desovante ser igual à BD_{rms} , a taxa de mortalidade por pesca que maximizaria o rendimento sustentável (F_{rms}) seria de aproximadamente 0,46, enquanto a taxa atual apresenta um intervalo de credibilidade de 95% entre os valores de 0,43 e 0,67. A probabilidade de que o estoque esteja sendo sobrepesado, segundo este cenário é 1, ou seja a taxa de mortalidade por pesca (2008) é maior do que aquela que produz o rendimento máximo sustentável (Fig. 15B). Nos anos de 2000 e 2002 também ocorreu a sobrepesca, não havendo sobreposição entre as posteriores das taxas de mortalidades destes anos com F_{rms} (Fig. 13, inferior; Fig. 15B).

Cenários

O Caso-base foi o ponto de partida para a exploração de 86 cenários que visam identificar a sensibilidade do modelo às suposições. Os cenários foram agrupados em sete conjuntos: i) influência dos dados; ii) influência da mortalidade natural; iii) capacidade do modelo estimar o coeficiente de crescimento (k); iv) efeito do comprimento assintótico (L_{∞}); v) efeito da inclinação da curva estoque recrutamento Beverton e Holt (*steepness* - h); vi) efeito das condições iniciais; vii) inclusão de índices ambientais.

A figura 16 mostra os efeitos que cada tipo de dados (Tabela 1) exerceu na estimativa dos recrutamentos anuais. As diferentes estimativas dos recrutamentos apresentam, de maneira geral, tendências similares, independentemente de qual conjunto de dados tenha sido desconsiderado. A maior diferença observada foi no período que antecede o ano de 1998, devido à falta de informações, e no ano de 2000, logo após a formação do APM Manso (Fig. 16).

A informação sobre um forte recrutamento do ano de 1998 é proveniente das distribuições de comprimentos da pesca experimental de juvenis e adultos, pois ao desativar estes dois conjuntos de dados, simultaneamente, observou-se que as estimativas de recrutamento deste ano foram menores (Fig. 16). Este fato pode estar correlacionado com o pico na abundância relativa de juvenis no ano de 2000, observada na figura 7. As distribuições etárias de ambas as frotas exerceram forte influência no padrão geral dos recrutamentos dos anos de 2002 a 2008. Considerando que o primeiro ano de dados

disponíveis para este conjunto foi em 2006, é possível observar que estas foram capazes de resgatar informações de quatro anos anteriores.

A mortalidade natural foi fixada em diversos valores (de 0,20 a 0,75; valores superiores a 0,75 apresentaram problemas de convergência), no entanto, este parâmetro não influenciou na tendência dos recrutamentos, e sim na escala, sendo que maiores valores de mortalidade natural levaram a estimativa de recrutamentos mais elevados (Fig. 17A).

Mudanças nos recrutamentos e nas estimativas do coeficiente de crescimento (k) foram alvo de exploração de outro conjunto de cenários, e o k apresentou uma relação negativa com o aumento da mortalidade natural (valores maiores do que 0,6 para este parâmetro apresentaram problemas de convergência) (Fig. 17B). Neste mesmo cenário foi possível observar que a mudança nos valores de k para valores menores (de 0,164 a 0,171) do que o fixado no Caso-base (0,20) deslocou o pico do recrutamento do ano de 1998 para 1997 e aumentou o recrutamento do ano de 1999 (Fig. 17B). A pouca variação no k foi devido ao comprimento assintótico (L_{∞}), fixado em 45,68 cm no Caso-base; mudanças nos valores de L_{∞} foram exploradas por outro cenário e foi observada a mesma tendência, a diminuição do k distribui o recrutamento do ano de 1998 para os anos de 1997 e 1999, e ainda, uma relação negativa do L_{∞} , com o k (os valores de L_{∞} menores do que 45 cm apresentaram problemas de convergência) (Fig. 17C).

A inclinação da curva estoque-recrutamento (*steepness*) de Beverton-Holt foi fixada em diversos valores (de 0,25 a 0,90), mas não afetou as estimativas dos recrutamentos anuais (Fig. 17D).

As condições iniciais do modelo foram outro ponto explorado com objetivo de avaliar seu impacto nas estimativas do modelo. Estes cenários variaram em magnitude (dez vezes maior e dez vezes menor) do Caso-base com relação às capturas iniciais e às capturas no período do ano de 1980 a 1999. Independentemente das condições iniciais que foram incluídas no modelo, este conseguiu estimar a mesma tendência para os recrutamentos do ano de 1998 a 2006 (Fig. 18), demonstrando que o desconhecimento dos valores reais que compõem as capturas históricas não foi um fator problemático no ajuste do modelo, porém podem influenciar as estimativas do estado do estoque, visto que podem afetar a estimativa da biomassa virgem.

Atributos hidrológicos

A inclusão dos atributos hidrológicos nos índices de recrutamento e biomassa desovante elevou as estimativas dos recrutamentos anuais de 1997, 1999, 2006 e 2007, ao comparar com o Caso-base (Fig. 19). As tendências nestes recrutamentos foram bem similares, pois os atributos hidrológicos apresentam tendências similares (Fig. 9). No entanto, é possível destacar que o atraso das cheias foi o atributo hidrológico que proporcionou os melhores ajustes parciais (considerando apenas os componentes das distribuições de comprimento e de idade e das CPUEs da pesca experimental) dos modelos aos dados; isto ocorreu quando foi incluída, isoladamente, para ambos os índices (Tabela 3). A inclusão dos dois índices também foi realizada simultaneamente, através de dois conjuntos de cenários, que diferiram entre si quanto aos parâmetros de crescimento, sendo que no primeiro caso foram fixados em 45,68 cm para o comprimento assintótico e 0,2 para o coeficiente de crescimento, e no segundo caso foram liberados para serem estimados (Fig. 19). Os dois conjuntos de cenários (crescimento fixo ou estimado) obtiveram os melhores ajustes parciais do que para o Caso-base (860), além disso, obtiveram os melhores ajustes parciais quando o atributo intensidade das cheias foi ligado ao índice de recrutamento (Tabela 3).

As diferentes combinações dos índices de recrutamento e de biomassa desovante resultaram em estimativas distintas para os parâmetros de crescimento, com um valor médio de 63,75 cm para o comprimento assintótico e 0,104 para o coeficiente de crescimento (Tabela 3). O valor médio do comprimento assintótico foi utilizado para realizar um perfil de verossimilhança com diferentes valores para a mortalidade natural (0,30; 0,40; 0,45; 0,50; 0,55 e 0,60). O modelo com menor verossimilhança foi o que incluiu a mortalidade natural fixada em 0,45, e estimou o coeficiente de crescimento em 0,104. Porém, quando considerado os diversos valores para mortalidade natural este coeficiente apresentou um valor médio de 0,103 (Tabela 4).

A figura 17 (A e B) demonstrou que a mortalidade natural apresenta uma relação positiva com as estimativas da magnitude dos recrutamentos anuais, portanto este parâmetro é decisivo para a conclusão do estado do estoque. Valores de 0,45 a 0,60 para mortalidade natural permitem concluir que o estoque está em boas condições e não está sendo sobrepescado e uma conclusão contrária é obtida com valores menores que 0,40 (Fig. 20).

Modelos finais

Após o desenvolvimento do modelo configurado como Caso-Base e suas derivações exploradas por diferentes cenários, chegou-se a dois modelos finais que consideram duas hipóteses diferentes, devido à incerteza contida no parâmetro de mortalidade natural e sua importância. Ambos os modelos finais foram estimados pelo procedimento bayesiano MCMC e assumiram os valores médios para os parâmetros de crescimento de 63,75 cm de comprimento assintótico (Tabela 3), e 0,102 de coeficiente de crescimento (Tabela 3). Os dois modelos diferiram entre si quanto à mortalidade natural, sendo que o primeiro (MF1) a considerou como um parâmetro livre a ser estimado pelo modelo e o segundo (MF2) assumiu o valor de 0,45 por possuir o melhor ajuste nos cenários anteriores (Tabela 4). A figura 21 apresenta a distribuição posterior marginal da mortalidade natural, estimada pelo MF1, a qual estimou o intervalo de credibilidade de 50% dos valores pertencerem entre 0,58 e 0,67.

Em ambos os modelos, os atributos hidrológicos intensidade da cheia e atraso da cheia foram bem ajustados aos índices de recrutamento e de biomassa desovante, respectivamente (Fig. 22). Os dois índices tiveram tendência similar e uma queda no ano de 2001, indicando uma falha no recrutamento deste ano (Fig. 22). O índice de biomassa desovante foi zero, para os anos de 2000 e 2001, pois não houve cheia neste período, devido ao represamento do rio Manso em dezembro de 1999. Este fato parece ter afetado negativamente a biomassa desovante e o recrutamento, mas o modelo não foi “obrigado” a se ajustar e diminuir nas mesmas proporções dos atributos hidrológicos, sendo flexível para considerar todos os conjuntos de dados em seu ajuste (Fig. 22).

A média esperada para a biomassa desovante necessária para maximizar o rendimento sustentável BD_{RMS} foi estimada em 319 e 458 toneladas pelo MF1 e MF2, respectivamente (Fig. 23). No MF1 é seguro afirmar que o estoque não se apresenta deplecionado, enquanto que no MF2 há uma probabilidade de 0,013 de isto estar ocorrendo (Fig. 23). A principal diferença nos resultados destes dois modelos está relacionada com a mortalidade por pesca; MF1 apresentou uma probabilidade de 0,57 de estar sendo sobrepecado e o MF2 está sendo fortemente sobrepecado. O nível atual (do ano de 2008) da mortalidade por pesca chega a ser três vezes maior do que o nível que maximiza o rendimento sustentável (Fig. 23). Dessa forma, pode-se concluir com razoável certeza que o estoque

de *Brycon hilarii* no Pantanal norte não está deplecionado, no entanto, deve-se atentar a atual taxa de mortalidade por pesca que apresenta indícios de estar ocorrendo a sobrepesca.

4 Discussão

Os estudos que utilizam modelos para descrever a pesca continental apresentam duas abordagens tradicionais (Welcomme 1990): a que prediz a produção pesqueira através de parâmetros ambientais que representam o sistema (e.g. Petrere 1983a), e a desenvolvida para avaliação de estoques pesqueiros (e.g. Petrere 1983b). Os estudos referentes a esta última abordagem estão tradicionalmente presos às suposições de equilíbrio que são facilmente violadas nos sistemas reais (King 1995). Uma nova abordagem, a análise integrada, ao contrário, representa o sistema através da dinâmica das populações e não é limitada pelas suposições de equilíbrio (Fournier e Archibald 1982, Maunder 2003). Neste sentido, este trabalho possivelmente traz a primeira aplicação de análise integrada para ambientes aquáticos continentais tropicais documentada na literatura científica, e reúne diferentes conjuntos de dados dependentes e não dependentes da pesca e do regime hidrológico, ao qual está atrelada a pesca em rios tropicais (Welcomme e Halls 2003). Ainda, os ajustes das análises foram realizados através de abordagem bayesiana que permitiu representar a incerteza através das distribuições a posteriori (Kinas 1996, Maunder 2003).

Importância dos dados

Os dados de captura e esforço da pesca comercial possibilitam a estimativa da captura total e são primordiais para qualquer modelo de avaliação de estoque (Hilborn e Walters 2001, Hoggarth et al. 2006). Os modelos de avaliação de estoque baseados nas distribuições de comprimentos são os mais utilizados nos ambientes tropicais, pois apresentam menor custo financeiro que a obtenção de estruturas anatômicas rígidas dos peixes para determinação de idade (Hilborn e Walters 2001). Porém, estes modelos que abrangem a estrutura etária, proporcionam um aumento considerável no conjunto de informações necessárias para o entendimento da dinâmica da população (Quinn e Deriso 1999).

Neste trabalho, tanto os dados de comprimento quanto os de idade demonstraram ser importantes no ajuste do modelo, independente da sua origem ser da pesca comercial ou experimental. A pesca experimental, contudo, possibilita acessar partes da população não exploradas pela pesca comercial (Hilborn e Walters 2001), como é o caso da distribuição de comprimento de juvenis, através da captura de indivíduos menores que comprimento mínimo permitido para a pesca comercial (30 cm de comprimento total, estabelecido pela Lei estadual 9.096/2009). Assim, a pesca experimental, juntamente com a distribuição etária da pesca legal, exerceu forte influência nas estimativas dos recrutamentos. Estes dados possibilitaram o resgate de informações a respeito da estrutura da população, permitindo fazer inferências sobre períodos antecedentes à coleta destes dados (Alves et al. 2011).

A obtenção dos dados para a pesca artesanal continental apresenta diversos entraves (FAO 2003), entre os quais se destacam a diversidade de espécies desembarcadas e de apetrechos pesqueiros utilizados e o fato de os desembarques serem realizados de maneira difusa (diversos pontos de desembarque, sendo parte destes, localizados em locais remotos) (Bayley e Petrere 1989, FAO 2003). Muitos estudos já criticaram a qualidade e quantidade destes dados para América do Sul (Welcomme 1990, Petrere 1995, Agostinho et al. 2007, Junk et al. 2007) e África (Ticheler et al. 1998, Béné e Neiland 2003, FAO 2003), no entanto há alguns esforços isolados, porém notáveis, com relação aos programas de monitoramentos pesqueiros sistematizados (Mérona 1990, Gurgel e Fernando 1994, Ticheler et al. 1998, Isaac e Ruffino 2000, Okada et al. 2005, Catella et al. 2008, Ruffino 2008) que assumem grande importância para “suprir” a carência de dados das estatísticas oficiais (Alves e Mente-Vera submetido). Com objetivo de melhorar o panorama atual é necessário o desenvolvimento de alternativas viáveis capazes de adquirir estas informações (FAO 2003). Neste sentido, o envolvimento direto dos pescadores no processo de coleta de dados através de monitoramentos participativos tem se destacado tanto para ambientes continentais africanos (Ticheler et al. 1998, FAO 2003) e sul-americanos (Ruffino 1996, Catella et al. 2008), quanto para ambientes marinhos (Alves et al. em preparação). A análise integrada possibilita canalizar a heterogeneidade das fontes de origem e dos tipos de dados em um único modelo, o que a torna uma ferramenta promissora para gestão da pesca artesanal, especialmente a continental.

Na avaliação de estoques que são explorados pela pesca, a mortalidade natural (M) é um dos parâmetros chave, porém mais difíceis de serem determinados (Zhang e Megrey 2006). A mortalidade natural pode ser determinada através da diferença entre a mortalidade total e a mortalidade por pesca (Gulland 1971), por estudo da estrutura etária de uma população virgem, ou métodos empíricos (Zhang e Megrey 2006).

Neste artigo utilizamos a estimativa empírica derivada por Mateus e Estupiñán (2002) a partir da equação empírica de Pauly (1980) como mortalidade natural do Caso-base. Porém, diversos cenários foram estimados com valores de mortalidade natural diferentes. Valores de mortalidade natural elevados implicaram estoque mais produtivo, não deplecionado nem sobrepescado, enquanto que valores menores de M implicaram estoque menos produtivo, deplecionado e sobrepescado. O modelo final adotado indicou que a distribuição de densidade de probabilidade da mortalidade natural está entre 0,5 e 0,8, ou seja, o estoque não está deplecionado. Os diferentes cenários de M , no entanto, não afetaram as tendências nos recrutamentos, apenas sua magnitude. Assim, este modelo pode ser usado para o estudo das variações do recrutamento.

A mortalidade total pode ser calculada através dos dados de estrutura etária, enquanto a mortalidade por pesca pode ser estimada através de sua relação com o esforço pesqueiro (Gulland 1971). Nos modelos desenvolvidos neste trabalho incluímos o esforço pesqueiro, o qual foi extrapolado para todo o universo amostral podendo aumentar as incertezas. Hilborn e Walters (2001) ressaltam que os dados de esforço pesqueiro apresentam elevado ruído, sendo que sua inclusão em modelos lineares para padronização da CPUE pode torná-los uma fonte mais confiável de informação. Assim, sugere-se que estudos futuros incluam a padronização das séries de captura a fim de diminuir as incertezas do modelo.

A utilização dos dados de esforço pesqueiro para auxiliar na obtenção da mortalidade por pesca depende do coeficiente de capturabilidade (Arreguín-Sánchez 1996), o qual reflete a eficiência do apetrecho de pesca, e é variável com os fatores ambientais (Arreguín-Sánchez 1996). Esta foi uma das razões para a decisão de separar as frotas que atuam na época da cheia (pesca ilegal) e fora dela (pesca legal), pois partimos da suposição de que na época da cheia, a eficiência de captura é reduzida em função do maior volume de água, fato observado na pesca do curimatá no médio rio Amazonas (Mota

e Ruffino 1997). A capturabilidade, parametrização adotada neste trabalho, não é estimada, mas sim calculada a partir dos valores estimados para os outros parâmetros.

As estimativas dos parâmetros de crescimento do *Brycon hilarii* no Pantanal norte encontrados na literatura divergiram de 40 cm de comprimento padrão (CP) e 0,16 de k, nos anos de 2006 a 2008 (Balbi et al. em preparação), a 71 cm de comprimento furcal e 0,29 de k, nos anos de 1996 e 1997 (Mateus e Estupiñán 2002). Esta divergência pode ser atribuída à diferença entre a metodologia utilizada, ou ainda, ao fato de Mateus e Estupiñán (2002) terem utilizado os dados do mercado de Cuiabá, no qual cerca de 33% do desembarque de *Brycon hilarii* é proveniente do rio Paraguai (Mateus et al. 2004). No entanto, não pode ser descartada a hipótese de que, nestes 10 anos, a pesca esteja exercendo uma pressão seletiva fenotípica para indivíduos de menor tamanho e de crescimento mais lento (Parma e Deriso 1990, Berkeley et al. 2004). Estes parâmetros, quando liberados para serem estimados pelo nosso modelo, apresentaram valores de crescimento assintótico intermediário (63,75 cm de CP) e de coeficiente de crescimento menor (0,104) do que os citados na literatura, sendo que nossos dados abrangeram um período intermediário ao destes estudos.

As informações a respeito das condições iniciais do modelo, como as capturas no período de equilíbrio e a trajetória das capturas no período de 1980 a 1999, apresentam uma elevada incerteza, pois não há registros históricos sobre as capturas totais da piraputanga para este período. Contudo, as diferentes suposições sobre a pesca inicial e a trajetória das capturas testadas pelos nossos modelos, não apresentaram resultados divergentes, assim, apesar das incertezas contidas nesses dados, foi possível compreender vários aspectos da dinâmica desta população.

Ciclo hidrológico

O Conceito de Pulso de Inundação (Junk et al. 1989) surgiu na ecologia fluvial no final da década de 80, e, ao adicionar a dimensão lateral ao sistema através de pulsos de cheias sazonais (q.v. revisão de Ferreira et al. 2009), evidenciou o papel do regime hidrológico como principal função de força agindo sobre os fatores bióticos e abióticos destes sistemas (Welcomme 1979, Lowe-McConnell 1987, Junk et al. 1989, 1997).

A comunidade ictiológica componente das planícies de inundação possui características singulares que permitem às espécies de peixes se reproduzirem nesses ambientes com grande variação do nível hidrométrico e rápida afluência da água (Welcomme 1979, Agostinho et al. 2000). Estas espécies têm sua reprodução atrelada ao ciclo hidrológico (Agostinho et al. 2004), sendo que, para a maioria delas, a reprodução coincide com os períodos de águas altas, que proporcionam grande disponibilidade de recursos e abrigos para a prole (Wootton 1990). Desta forma, o sucesso reprodutivo de grande parte das espécies, especialmente daquelas que realizam migrações reprodutivas, como é o caso da piraputanga, é altamente influenciado pelo momento de início (Suzuki et al. 2004b), intensidade (Suzuki et al. 2009) e duração das cheias (Gomes e Agostinho 1997, Suzuki et al. 2009).

Os modelos de avaliação de estoque de peixes reofilicos devem ser capazes de incluir de forma flexível o efeito do regime hidrológico como função de força adicional do sistema; e, neste trabalho, procurou se alcançar esta flexibilidade tornando os índices de recrutamentos anuais e biomassa desovante ajustáveis aos dados dos atributos do ciclo hidrológico. Nossos modelos evidenciaram que estes atributos interferiram na dinâmica da população do *Brycon hilarii* do Pantanal norte, sendo que sua inclusão nos modelos possibilitou melhores ajustes parciais (que considera apenas os componentes das distribuições de comprimento e de idade, e da CPUE de juvenis e adultos) aos dados do que ao Caso-base (sem os atributos). Os índices de biomassa desovante e de recrutamentos anuais propiciaram melhores ajustes parciais quando utilizados os atributos *atraso das cheias* e *intensidade das cheias*, respectivamente; indicando que essas características da população podem ser influenciadas por atributos específicos do nível hidrológico. Padrões semelhantes a estes também foram observados para outras espécies do Pantanal norte (Bailly et al. 2008), da bacia do alto rio Paraná (Suzuki et al. 2004a) e da África (Paugy 2002).

A utilização dos modelos integrados possibilitou traduzir o modelo conceitual de Ferraz de Lima (1986) e reconstituir a dinâmica de uma população de peixes reofilicos no Pantanal norte utilizando a pesca como principal função de força e os atributos do ciclo hidrológico como funções de força adicionais. Estes modelos também podem ser utilizados para realizar projeções, as quais podem conter uma diversidade de cenários futuros (hipóteses) a respeito das variações dos níveis de esforço pesqueiro e dos atributos hidrológicos. Dessa forma, seria possível prever o impacto de cada hipótese

sobre a dinâmica destas populações, o que poderia subsidiar tanto o processo de tomada de decisão (Arthington et al. 2007), quanto os estudos de ecologia populacional das espécies de peixes migradores e de ecologia fluvial.

Recomendações

Os registros históricos do ano de 1980 a 1984 da produção pesqueira desembarcada no mercado de Cuiabá não incluem a piraputanga entre os principais recursos explorados, devido ao fato desta espécie apresentar um pequeno volume na comercialização local (Ferraz de Lima 1986). Além disso, Mateus e Estupiñán (2002), a pesar de concluírem que o estoque de piraputanga não estava sendo sobrepecado até o ano de 1997, destacaram a tendência no aumento do consumo deste pescado devido à sua crescente apreciação na culinária. Nosso trabalho apontou evidências de que o estoque de *Brycon hilarii* no Pantanal norte ainda não se encontra deplecionado, mas está sendo sobrepecado. Dessa forma, é possível inferir que a questão de sobrepesca é relativamente recente para este estoque, e que, devido a isto, ainda não se encontra deplecionado. No entanto, são necessárias providências que diminuam o esforço pesqueiro exercido sobre este estoque para evitar sua posterior depleção.

A última avaliação de estoque do Pantanal norte foi realizada nos estoques do barbado (*Pinirampus pirinampu*), cachara (*Pseudoplatystoma fasciatum*), jaú (*Zungaro jahu*) e pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*) e utilizou dados dos anos de 2000 e 2001 (Mateus e Penha 2007). Nesta ocasião os autores concluíram que os estoques do pintado e do jaú estavam conservados, ao contrário dos estoques da cachara e barbado, que apresentavam iminente ameaça de sobrepesca. Com dados do ano de 2000, Penha e Mateus (2007) avaliaram os estoques de *Hemisorubim platyrhynchos* e *Sorubim cf. lima* e concluíram que estão subexplorados. Mateus e Petrere (2004) utilizam dados do ano de 1994 e 1995 para avaliar o estoque do pintado, que não estava sobreexplorado. Com base no exposto acima, é possível observar que a última avaliação de estoque no Pantanal norte ocorreu há mais de 10 anos, e que há um intervalo de no mínimo seis anos entre o momento das avaliações e dos dados utilizados. Alves e Minte-Vera (submetido) constataram que há um intervalo médio de cinco anos entre o término da coleta de dados e a publicação de trabalhos científicos de pesca continental

brasileiros, fator preocupante para a gestão pesqueira que deveria ser pautada pelo uso da melhor e mais atual informação científica disponível.

Assim, recomenda-se que os estoques do Pantanal norte sejam monitorados sistematicamente a fim de possibilitar a realização de avaliações de estoques periódicas que monitorem o estado destes estoques, evitando descobertas tardias sem tempo para a realização de tomadas de decisão corretivas. A realização destes estudos na região do Pantanal norte e no restante do país devem ser incluídos como obrigatórios para as agendas dos órgãos competentes pela gestão dos recursos pesqueiros (como o Ministério da Pesca), assim como ocorre em países como Estados Unidos da América, Canadá, Nova Zelândia, entre outros. Porém, ao contrário destes países, no Brasil, a gestão pesqueira de águas continentais deve ser integrada também à gestão do nível hidrológico realizada pela Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), através da outorga para aproveitamento hidrelétrico, pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), através da gestão e conservação dos recursos naturais renováveis, e pelos Comitês de Bacias Hidrográficas, objetivando o desenvolvimento de um sistema integrado de gestão de bacias hidrográficas, representando um sistema genuinamente brasileiro.

Referências

- Agostinho, A.A., Miranda, L.E., Bini, L.M., Gomes, L.C., Thomaz, S.M., and Suzuki, H.I. 1999. Patterns of colonization in neotropical reservoir, and prognoses on aging. *In* Theoretical reservoir ecology and its applications. *Edited by* J.G. Tundisi, and M. Straskraba. International institute of ecology, Brazilian Academy of Science and Backhuys Publishers. pp. 227-265.
- Agostinho, A.A., Thomaz, S.M., Minte-Vera, C.V., and Winemiller, K. O. 2000. Biodiversity in the high Paraná river floodplain. *In* Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation. *Edited by* B. Gopal, W.J. Junk, and J.A. Davis, Backhuys Publishers, Leiden. **1**: 89-118.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., and Zalewski, M. 2001. The importance of floodplains for the dynamics of fish communities of the upper river Paraná. *Ecohydrol. Hydrobiol.* **1** (1-2): 209-217.

- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Suzuki, H.I., and Júlio Jr., H.F. 2003. Migratory fishes of the upper Paraná basin, Brazil. *In* Migratory fishes of South America: Biology, fisheries and conservation status. *Edited by* J. Carolsfeld, B. Harvey, C. Ross and A. Baer. pp. 19-99.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Veríssimo, S., and Okada, E.K. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the upper Paraná river: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Rev.: Methods Technol. Fish Biol. Fish.* **14**: 11-19.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., and Pelicice, F.M. 2007. *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. EDUEM, Maringá.
- Alves, D.C., Minte-Vera, C.V., Gomes, L.C., Dei Tos, C., and Agostinho, A.A. 2011. Reconstruindo o passado: da distribuição de comprimentos atual aos recrutamentos históricos de peixes. *In* XIII Congresso Brasileiro de Limnologia, Natal, RN, 4-8 setembro 2011, Sociedade Brasileira de Limnologia.
- Alves, D.C., and Minte-Vera, C.V. 2012. Scientometric analysis of freshwater fisheries in Brazil: Repeating past errors? *Submetido à Scientometrics*.
- Alves, D.C., Moura, R.L., and Minte-Vera, C.V. Monitoramento pesqueiro participativo como ferramenta de organização comunitária em reservas extrativistas marinhas. *Em preparação*.
- Antunes, R.S.P., Gomes, V.N., Prioli, S.M.A.P., Prioli, R.A., Júlio Jr., H.F., Prioli, L.M., Agostinho, C.S., and Prioli, A.J. 2010. Molecular characterization and phylogenetic relationships among species of the genus *Brycon* (Characiformes: Characidae) from four hydrographic basins in Brazil. *Genet. Mol. Res.* **9** (2): 674-684.
- Arreguín-Sánchez, F. 1996. Catchability: a key parameter for fish stock assessment. *Rev.: Methods Technol. Fish Biol. Fish.* **6**: 221-242.
- Arthington, A.H., Baran, E., Brown, C.A., Dugan, P., Halls, A.S., King, J.M., Minte-Vera, C.V., Tharme, R.E., and Welcomme, R.L. 2007. *Water Requirements of Floodplain Rivers and Fisheries: Existing Decision Support Tools and Pathways for Development*. Comprehensive assessment of water management in agriculture Research Report 17. International Water Management Institute. pp. 1391-9407.

- Bailly, D., Agostinho, A.A., and Suzuki, H.I. 2008. Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiabá river, upper Pantanal, Brazil. *River Res. Applic.* **24**: 1218-1229.
- Barletta, M., Jaureguizar, A.J., Baigun, C., Fontoura, N.F., Agostinho, A.A., Ameida-Val, V.M.F., Val, A.L., Torres, R.A., Jimenez-Segura, L.F., Giarrizzo, T., Fabré, N.N., Batista, V.S., Lasso, C., Taphorn, D.C., Costa, M.F., Chaves, P.T., Vieira, J.P., and Corrêa, M.F.M. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *J. Fish Biol. Liverpool.* **76**(9): 2118–2176.
- Bayley, P.B., and Petrere, M. 1989. Amazon Fisheries: Assessment methods, current status and management options. *In Proceedings of the International Large River Symposium. Edited by D.P. Dodge.* *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* **106**: 385-398.
- Balbi, T.J., Francisco, T.M., Ambrósio, A.M. Zuliani, M.S., and Okada, E.K. Idade e crescimento da piraputanga *Brycon hilarii* (Teleostei-Characidae), do reservatório APM Manso e sua área de influência, Mato Grosso, Brasil, em preparação.
- Béné, C., and Neiland, A.E. 2003. Contribution of inland fisheries to rural livelihoods in Africa: an overview from the Lake Chad basin areas. *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of large rivers for fisheries.* FAO. pp. 67 -77.
- Berkeley, S.A., Hixon, M.A., Larson, R.J., and Love, M.S. 2004. Fisheries Sustainability via Protection of Age Structure and Spatial Distribution of Fish Populations. *Fish. Manag. Feat.* **29** (8): 23-32.
- Brasil, 2010. Boletim estatístico da pesca e aquicultura: Brasil 2008-2009. Disponível em: <http://www.sepaq.pa.gov.br/files/u1/anoario_da_pesca_completo.pdf> Acesso em 20 set. 2011.
- Britski, H.A., Silimon, K.Z.S., and Lopes, B.S. 2007. Peixes do Pantanal: Manual de Identificação. Brasília- DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2 ed.
- Catella, A.C., Mascarenhas, R.O., Albuquerque, S.P., Albuquerque, F.F., and Theodoro, E.R.M. 2008. Sistemas de estatísticas pesqueiras no Pantanal, Brasil: aspectos técnicos e políticos. *Pan-Ame. J. Aqua. Scie.* **3**(3): 174-192.

- FAO Fisheries Circular No. 942, Rev.1 FIRI/C942 (Rev.1) 2003. Review of the state of world fishery resources: inland fisheries. ISSN 0429-9329.
- FAO. The State of World Fisheries and Aquaculture. 2010. Rome, FAO.
- Ferraz de Lima, J.A. 1986. A pesca no pantanal de Mato Grosso (rio Cuiabá: importância dos peixes migradores). *Acta Amazonica*. **16**: 87-94.
- Ferreira, E.A., Fernandes, R., and Gomes, L.C. Considerações sobre os conceitos e paradigmas da ecologia fluvial. 2009. *In* Contribuições da história da ciência e das teorias ecológicas para a Limnologia. *Edited by* F.A. Lansac-Tôha, E. Benedito, and E.F. Oliveira. EDUEM, Maringá. pp. 397-422.
- Fournier, D., and Archibal, C.A. 1982. General Theory for Analyzing Catch at Age Data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **39**: 1195-1207.
- Fournier, D. A., Skaug, H.J., Ancheta, J., Ianelli, J., Magnusson, A., Maunder, M.N., Nielsen, A., and Sibert, J. 2011. AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. *Optimization Methods & Software*. doi: 10.1080/10556788.2011.597854
- Girard, P., Silva, C.J., and Abdo, M. 2003. River-groundwater interactions in the Brazilian Pantanal: the case of the Cuiabá. *River. J. Hydrol.* **283**: 57-66.
- Gomes, L.C., and Agostinho, A.A. 1997. Influence of the flooding regime on the nutritional state and juvenile recruitment of the curimba, *Prochilodus scrofa*, Steindachner, in upper Paraná river, Brazil. *Fish. Manag. Ecol.* **4**: 263-274.
- Gulland, J.A. 1971. Ecological aspects of fishery research. *Adv. Ecol. Res.* **7**: 115-176.
- Gurgel, J.J.S., and Fernando, C.H. 1994. Fisheries in semi-arid northeast Brazil with special reference to the role of tilapias. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.* **79**(1): 77-94.
- Harris, M.B., Tomas, W.M., Mourão, G., Silva, C.J., Guimarães, E., Sonoda, F., and Fachim, E. 2005. Desafios para proteger o Pantanal brasileiro: ameaças e iniciativas em conservação. *Megadiversidade*, **1**(1): 154-164.
- Hilborn, R., and Walters, C.J. 2001. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics & uncertainty. Kluwer academic publishers. Boston, Dordrecht, London, 3 ed.

- Hoeninghaus, D.J., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Pelicice, F.N., Okada, E.K., Latini, J.D., Kashiwaqui, E.A.L., and Winemiller, K.O. 2009. Effects of river impoundment on ecosystem services of large tropical rivers: embodied energy and market value of artisanal fisheries. *Conserv. Biol.* **23** (5): 1222-1231. doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01248.x.
- Hoggarth, D.D., Abeyasekera, S., Arthur, R.I., Beddington, J.R., Burn, R.W., Halls, A.S., Kirkwood, G.P., McAllister, M., Mendley, P., Mess, C.C., Parkes, G.B., Pilling, G.M., Wakeford, R.C., and Welcomme, R.L. 2006. Stock assessment for fishery management - A framework guide to the stock assessment tools of fisheries management science programme. *FAO Fisheries Technical Papers*, 487.
- Isaac, V.J., and Ruffino, M.L. 2000. A estatística pesqueira no baixo amazonas: experiência do projeto Iara. *In* IBAMA. Coleção Meio Ambiente. Série Estudos Pesca. Brasília: IBAMA. **22**: 202-223.
- Junk, W.J. 1997. Structure and function of the large Central-Amazonian river-floodplains: synthesis and discussion. *In* *The Central Amazon Floodplain: ecology of a pulsing system. Edited by W.J. Junk.* Berlin: Springer Verlag. pp. 455-472.
- Junk, W.J., Bayley, P.B., and Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-flood plain systems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **106**: 110–127.
- Junk, W.J., Soares, M.G.M., and Bayley, P.B. 2007. Freshwater fishes of the Amazon River basin: their biodiversity, fisheries, and habitats. *Aquat. Ecosyst. Health Manage.* **10**(2): 153-173.
- Kinas, P.G. 1996. Bayesian fishery stock assessment and decision making using adaptive importance sampling. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **53**: 414-423.
- King, M. 1995. *Fisheries Biology, Assessment and Management.* Oxford: Fishing News Books.
- Lowe-McConnell, R.H. 1987. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais.* [Translated from English by A.E.A. de M. Vazzoler, A.A. Agostinho and P.T.M. Cunningham. 1999. EDUSP, São Paulo].
- Mace, P.M., and Doonan, I.J. 1988. A generalised bioeconomic simulation model for fish population dynamics. *New Zealand Fishery Assessment Research Document 88/4, Fisheries Research Centre / MAFFish*: 21

- Mateus, L.A.F., and Estupiñán, G.M.B. 2002. Fish stock assessment of piraputanga *Brycon microlepis* in the Cuiabá river basin, Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Braz. J. Biol.*, **62**(1): 165-170.
- Mateus, L.A.F., and Penha, J.M. 2007. Dinâmica populacional de quatro espécies de grandes bagres na bacia do rio Cuiabá, Pantanal norte, Brasil (Siluriformes, Pimelodidae). *Revis. Bras. Zool.* **24** (1): 87-98.
- Mateus, L.A.F., and Petrere, M. 2004. Age, growth and yield per recruit analysis of the pintado *Pseudoplatystoma corruscans* (Agassiz, 1829) in the Cuiabá river basin, Pantanal matogrossense, Brazil. *Braz. J. Biol.* **64** (2): 257-264.
- Mateus, L.A.F., Penha, J.M., and Petrere, M. 2004. Fishing resources in the rio Cuiabá basin, Pantanal do Mato Grosso, Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* **2**(4): 217-227.
- Maunder, M.N. 2003. Paradigm shifts in fisheries stock assessment: from integrated analysis to Bayesian analysis and back again. *Natur. Resour. Model.* **16** (4): 465-475.
- Mérona, B. 1990. Amazon fisheries: General characteristics based on two case-studies. *Interciencia*, Caracas, **15**(6): 461-468.
- Method, R.D. 2000. Technical description of the stock synthesis assessment program. U.S. Department of Commerce: National Oceanic and Atmospheric Administration Technical Memorandum NMFS-NWFSC – 43.
- Monteiro, V., Benedito, E., and Domingues, W.M. 2007. Efeito da estratégia de vida sobre as variações no conteúdo de energia de duas espécies de peixes (*Brycon hilarii* e *Hypophthalmus edentatus*), durante o ciclo reprodutivo. *Acta Sci. Biol. Sci.* **29**(2): 151-159.
- Mota, S.Q., and Ruffino, M.L. 1997. Biologia e pesca do curimatá (*Prochilodus nigricans* Agassiz, 1829) (Prochilodontidae) no médio Amazonas. *Revis. UNIMAR.* **19** (2): 493-508.
- Netto, M.S.S., Alves, R., Figueiredo, A.C., and Hino, K. 1993. Caracterização hidrogeoquímica da bacia do rio Mando-Cuiabá, Mato Grosso. *Acta Limnol. Brasil.* **6**: 230-244.
- Netto, S.L., and Mateus, L.A.F. 2009. Comparação entre a pesca profissional- artesanal e pesca amadora no Pantanal de Cáceres, Mato Grosso, Brasil. *B. Inst. Pesca, São Paulo.* **35**(3): 373-387.
- Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M., and Revenga, C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science.* **308**: 405-408.

- Okada, E.K., Agostinho, A.A., and Gomes, L.C. 2005. Spatial and temporal gradients in artisanal fisheries of a large Neotropical reservoir, the Itaipu Reservoir, Brazil. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **62**: 714-724.
- Parma, A.M., and Deriso, R.B. 1990. Dynamics of age composition in a population subject to size-selective mortality: effects of phenotypic variability in growth. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **47**: 274-289.
- Paugy, D. 2002. Reproductive strategies of fishes in a tropical temporary stream of the upper Senegal basin: Baoulé River in Mali. *Aquat. Living Resour.* **15**: 25-35.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stock. *International Council for the Exploration of the Sea.* **39**: 175-192.
- Penha, J. M. F., and Mateus, L. A. F. 2007. Sustainable harvest of two large predatory Catfish in the Cuiabá river basin, northern Pantanal, Brazil. *Braz. J. Biol.* **67**(1): 81-89.
- Petrere, M. 1983a. Yield per recruit of the Tambaqui, *Colossoma macropomum* Cuvier, in the Amazonas State, Brazil. *Braz. J. Biol.* **22**: 133-144.
- Petrere, M. 1983b. Relationships among catches, fishing effort and river morphology for eight rivers in Amazonas State (Brazil), during 1976-1978. *Amazoniana.* **8**: 281-296.
- Petrere, M. 1995. A pesca de água doce no brasil. *CiênciaHoje.* **19**(110): 28-33.
- Quinn, T.J. 2003. Ruminations on the development and future of populations dynamics models in fisheries. *Natur. Resour. Model.* **16**(4): 341-392.
- Quinn, T.J., and Deriso, R.B. 1999. *Quantitative fish dynamics.* Oxford University Press, New York.
- Ralston, S., and Ianelli, J.N. 1998. When lengths are better than ages: the complex case of Bocaccio. *In* *Fishery stock assessment models. Edited by* F. Funk, T.J. Quinn, J. Heifetz, J.N. Ianelli, J.E. Powers, J.F. Scheweigert, P.J. Sullivan, and C.-I. Zhang. Alaska Sea Grant College Program Report, No. Ak-SG-98-01. University of Alaska Fairbanks, pp. 451-468.
- Reys, P., Sabino, J., and Goletti, M. 2009. Frugivory by the fish *Brycon hilarii* (Characidae) in western Brazil. *Acta Oecol.* **35**: 136-141.

- Rocha, L.F.F., and Mangiavacchi, N. 2011. Variação temporal de uma comunidade fitoplanctônica do reservatório de APM-Manso através de modelagem ecológica tridimensional. *Oecol. Austral.* **15**(3): 448-457. doi: 10.4257/oeco.2011.1503.02
- Ruffino, M.L. 1996. Towards participatory fishery management on the Lower Amazon. *Bulletin.* **9** (1): 15-16.
- Ruffino, M.L. 2008 Sistema integrado de estatística pesqueira para a Amazônia. *Pan-Amer. J. Aqua. Scie.* **3**(3): 193-204.
- Severi, W. 1999. A pesca do rio Cuiabá: características e perspectivas. *In O rio Cuiabá como subsídio para a educação ambiental. Edited by M.S.F. D. Ferreira.* Cuiabá, EDUFMT, pp. 63-102.
- Souza, C.A., Lani, J.L., and Souza, J.B. 2006. Origem e evolução no Pantanal mato-grossense. VI Simpósio Nacional de Geomorfologia/ Regional Conference on Geomorphology. Goiânia-GO, Brazil, pp. 6-10.
- Suzuki, H.I., Pelicice, F.M., Luiz, E.A., Latini, J.D., and Agostinho, A.A. 2004a. Reproductive strategies of the fish community of the Upper Paraná river floodplain. *In Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain: LTER-site 6. Edited by A.A. Agostinho, L. Rodrigues, L.C. Gomes, S.M. Thomaz, and L.E. Miranda.* EDUEM, Maringá.
- Suzuki, H.I., Vazzoler, A.E.A.M., Marques, E.E., Perez-Lizama, M.A., and Inada, P. 2004b. Reproductive ecology of the fish assemblages. *In The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation. Edited by S.M. Thomaz, A.A. Agostinho, and N.S. Hahn.* Backhuys Publishers, Leiden, pp. 271-292.
- Suzuki, H.I., Agostinho, A.A., Bailly, D., Gimenes, M.F., Júlio-Junior, H.F., and Gomes, L.C. 2009. Inter-annual variations in the abundance of young-of-year of migratory fishes in the Upper Paraná River floodplain: relations with hydrographic attributes. *Brazil. J. Biol.* **69**(2): 649-660.
- Thomaz, S.M., Pagioro, T.A., Bini, L.M., Roberto, M.C., and Rocha, R.R.A. 2004. Limnological Characterization of the aquatic environments and the Influence of hydrometric levels. *In The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation. Edited by S.M. Thomaz, A.A. Agostinho, and N.S. Hahn.* Backhuys Publishers, Leiden, 393p.

- Ticheler, H.J., Kolding, J., and Chanda, B. 1998. Participation of local fishermen in scientific fisheries data collection: a case study from the Bangweulu Swamps, Zambia. *Fish. Manag. Ecol.* **5**: 81-92.
- Universidade Estadual De Maringá, Nupélia/Furnas-Centraís Eléctricas S.A. 2010. *Biologia pesqueira e pesca na área de influência do APM Manso: biologia, ecologia e socioeconomia - Relatório Final. Elaborated by E.K. Okada, A.A. Agostinho, H.I. Suzuki, A.M. Ambrosio and L.C. Gomes.*
- Vazzoler, A.E.A.M. 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: Teoria e prática.* EDUEM, Maringá.
- Welcomme, R.L. 1979. *Fisheries ecology of floodplain rivers.* Longman, London.
- Welcomme, R.L. 1990. Status of fisheries in South American rivers. *Interciência.* **15**(6): 337-345.
- Welcomme, R.L., and Halls, A. 2003. Dependence of Tropical fisheries on flow. *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of large rivers for fisheries.* FAO. pp. 267-283.
- Wootton, R.J. 1990. *Ecology of teleost Fishes.* Fish and Fisheries Series 1. Chapman & Hall, London.
- World Bank, FAO, and WorldFish Center. 2010. *The hidden harvests: the global contribution of capture fisheries.* World Bank, Washington.
- Zhang, C., and Megrey, B.A. 2006. A Revised Alverson and Carney Model for Estimating the Instantaneous Rate of Natural Mortality. *Trans. Am. Fish. Soc.* **135**:620–633.

APÊNDICE A - TABELAS

Tabela 1. Fonte de dados e informações utilizados para o ajuste do modelo de dinâmica populacional para o estoque da piraputanga no Pantanal norte durante o período de 2000 – 2008. o – indica o ano em que foram coletados os dados.

Tipo de dados	Ano								
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Dependentes da pesca									
Desembarque da pesca legal	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Desembarque da pesca ilegal	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Esforço da pesca legal	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Esforço da pesca ilegal	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Composição de comprimento da pesca legal	o	o	o	o	o		o	o	o
Composição de comprimento da pesca ilegal	o	o	o	o	o		o	o	o
Composição etária da pesca legal							o	o	o
Composição etária da pesca ilegal							o	o	o
Independentes da pesca									
Composição de comprimento de jovens	o	o	o	o	o				
CPUE de jovens	o	o	o	o	o				
Composição de comprimentos de adultos	o	o	o	o	o				
CPUE de adultos	o	o	o	o	o				

Tabela 2. Componentes individuais da função objetivo e seus índices para o tipo e fonte de dado.

Índice (j,f)	Tipo (j)	Fonte (f)
1,1	Esforço	Pesca legal
2,1	Distribuição de comprimento	Pesca legal
3,1	Distribuição de idade	Pesca legal
4,1	Captura inicial	Pesca legal
1,2	Esforço	Pesca ilegal
2,2	Distribuição de comprimento	Pesca ilegal
3,2	Distribuição de idade	Pesca ilegal
4,2	Captura inicial	Pesca ilegal
1,3	CPUE	Experimental juvenis
2,3	Distribuição de comprimento	Experimental juvenis
3,3	Distribuição de idade	Experimental juvenis
1,4	CPUE	Experimental adultos
2,4	Distribuição de comprimento	Experimental adultos
3,4	Distribuição de idade	Experimental adultos
1,5	Índice de recrutamento	Atributos hidrológicos
1,6	Índice de biomassa desovante	Atributos hidrológicos
R	Desvios dos recrutamentos	
θ	Parâmetro das prioris	

Tabela 3. Verossimilhança (-log(L)) total e parcial (das distribuições de tamanho e idade e CPUEs da pesca experimental) para diferentes combinações de índices de recrutamento e de biomassa desovante e considerando os parâmetros de crescimento fixo e estimado. A título de comparação, o Caso-Base apresentou verossimilhança total de 824,23 e parcial de 860.

Recrutamento	Biomassa Desovante	Linf e k fixos		Linf e k estimado			
		-log(L) parcial	-log(L) total	-log(L) parcial	-log(L) total	Linf	k
duração	-	879.19	889.43	-	-	-	-
intensidade	-	889.57	830.45	-	-	-	-
atraso	-	766.47	868.12	-	-	-	-
-	duração	878.00	876.62	-	-	-	-
-	intensidade	872.17	810.25	-	-	-	-
-	atraso	758.25	860.76	-	-	-	-
duração	intensidade	888.89	884.26	847.41	852.04	53.52	0.129
duração	atraso	898.02	905.72	856.68	860.98	57.08	0.115
intensidade	duração	888.21	862.12	836.25	802.28	71.93	0.088
intensidade	atraso	905.83	843.24	823.82	763.02	74.89	0.085
atraso	duração	896.64	891.96	848.08	830.87	66.51	0.095
atraso	intensidade	905.02	851.43	844.73	794.69	58.58	0.115
					média	63.75	0.104

Tabela 4. Perfil de verossimilhança total ($-\log(L)$) para valores de mortalidade natural fixos (0,30; 0,40; 0,45; 0,50; 0,55 e 0,60) e a estimativa do coeficiente de crescimento (k) para o modelo com índices de recrutamento (intensidade da cheia) e de biomassa desovante (atraso da cheia).

Mortalidade natural	$-\log(L)$	k estimado
0.30	797.97	0.104
0.35	784.99	0.103
0.40	764.33	0.105
0.45	760.38	0.104
0.50	768.84	0.102
0.55	766.99	0.101
0.60	765.99	0.101
	média	0.103

APÊNDICE B - FIGURAS

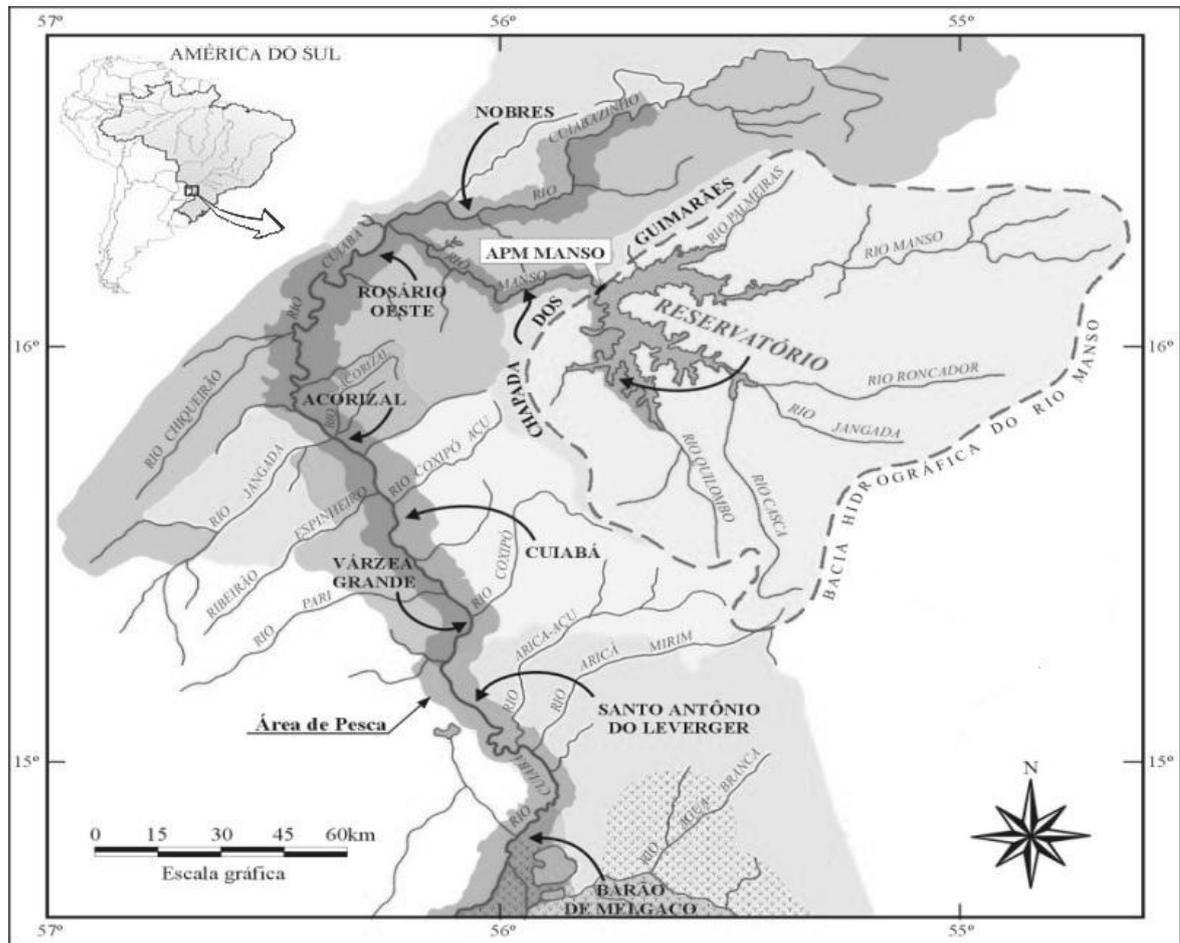


Fig. 1. Localização da área de estudo (rio Cuiabá e reservatório de APM Manso) no estado de Mato Grosso, Brasil.

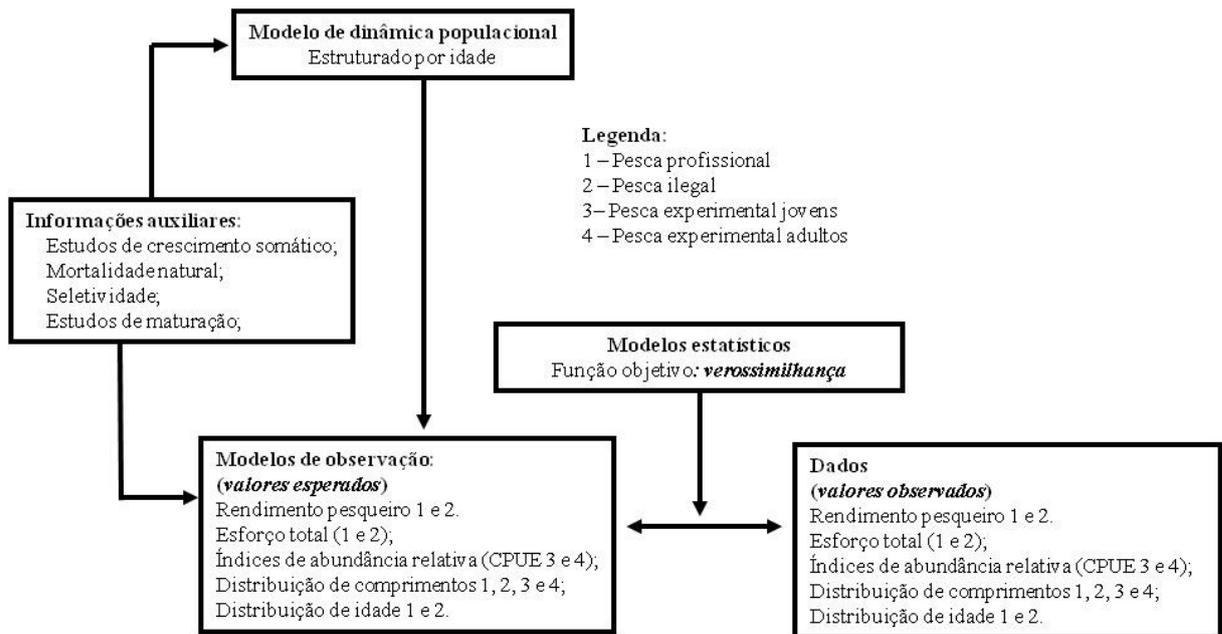


Fig. 2. Modelo conceitual do procedimento analítico do modelo integrado de dinâmica populacional estruturado por idades.

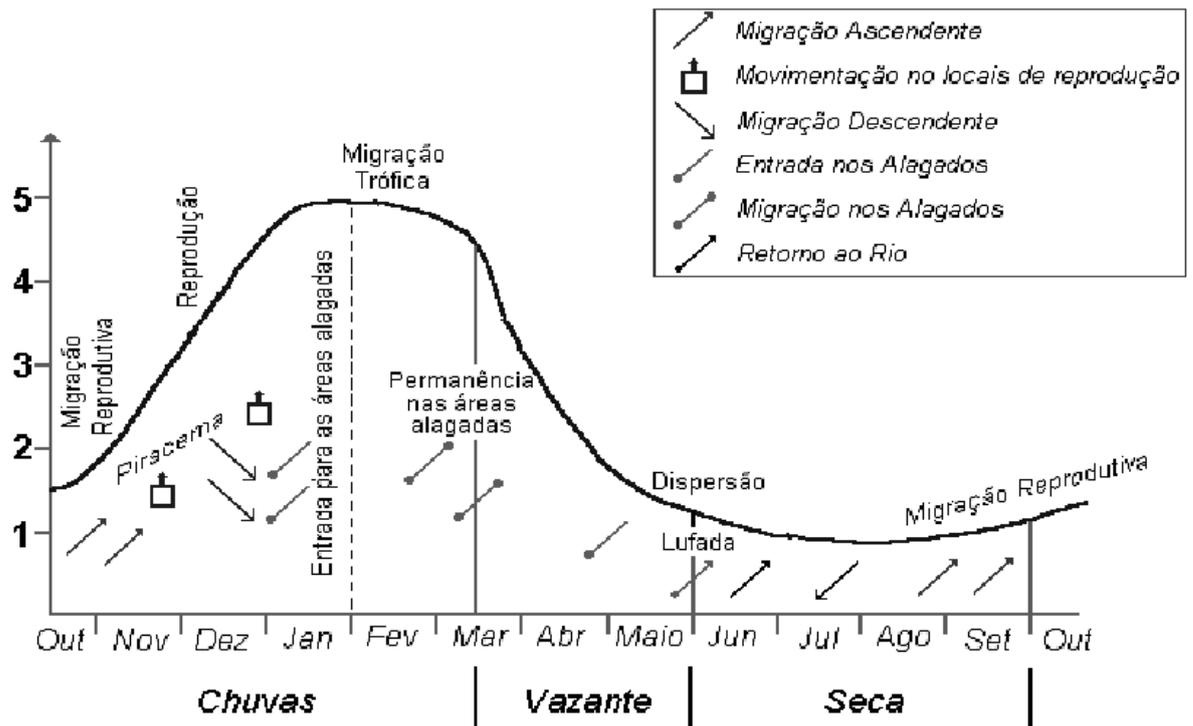


Fig. 3. Modelo conceitual da inter-relação entre a variação do nível hidrológico do rio Cuiabá com os movimentos dos peixes migradores. Piracema – migração reprodutiva. Lufada – deslocamento dos peixes concentrados em cardumes das áreas inundadas para o leito do rio. **Fonte:** Ferraz de Lima (1986).

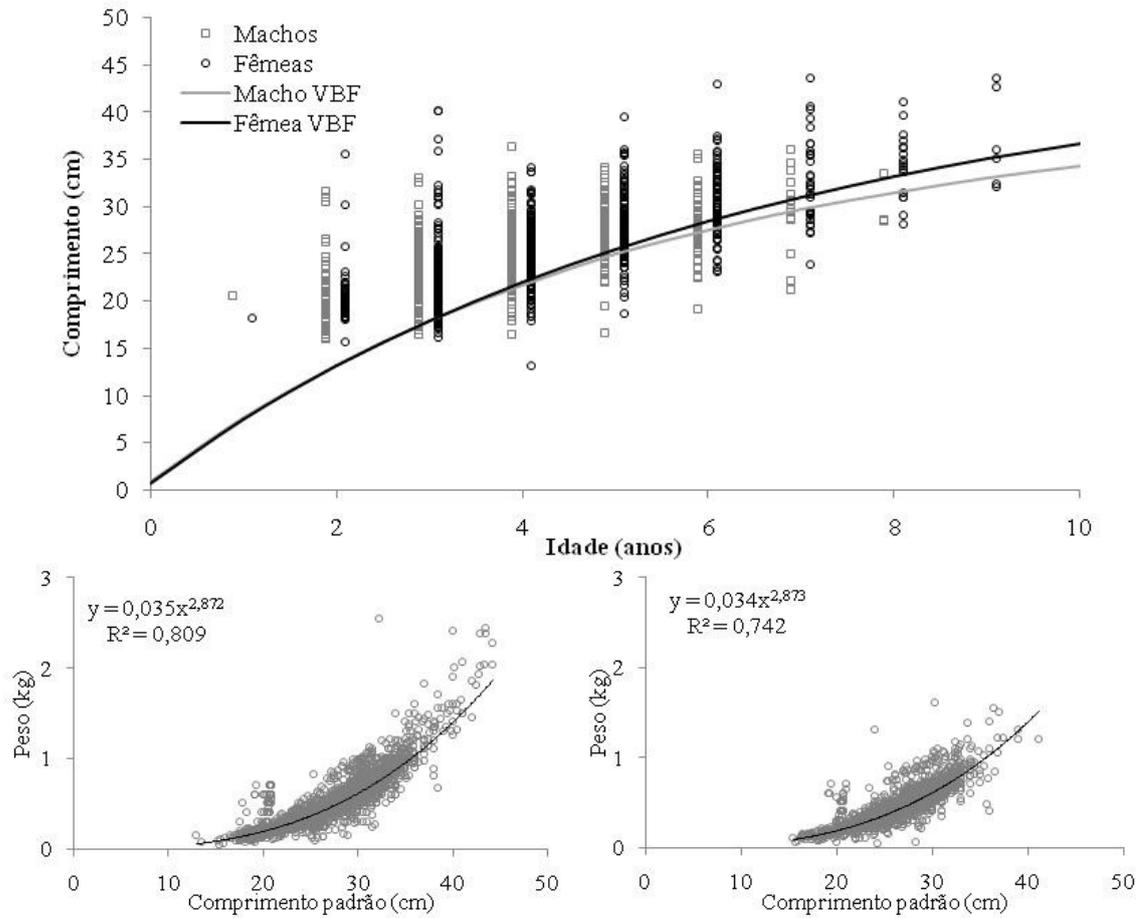


Fig. 4. Superior: Círculos e quadrados representam os valores observados para fêmeas e machos, respectivamente, enquanto que as linhas são as curvas da Von Bertalanffy (parâmetros para machos: $L_{inf} = 40,08$ e $k = 0,19$; fêmeas: $L_{inf} = 45,68$ e $k = 0,16$; dados compilados de Balbi et al. em preparação). Inferior: Relação peso e comprimento para fêmeas (esquerda) e machos (direita).

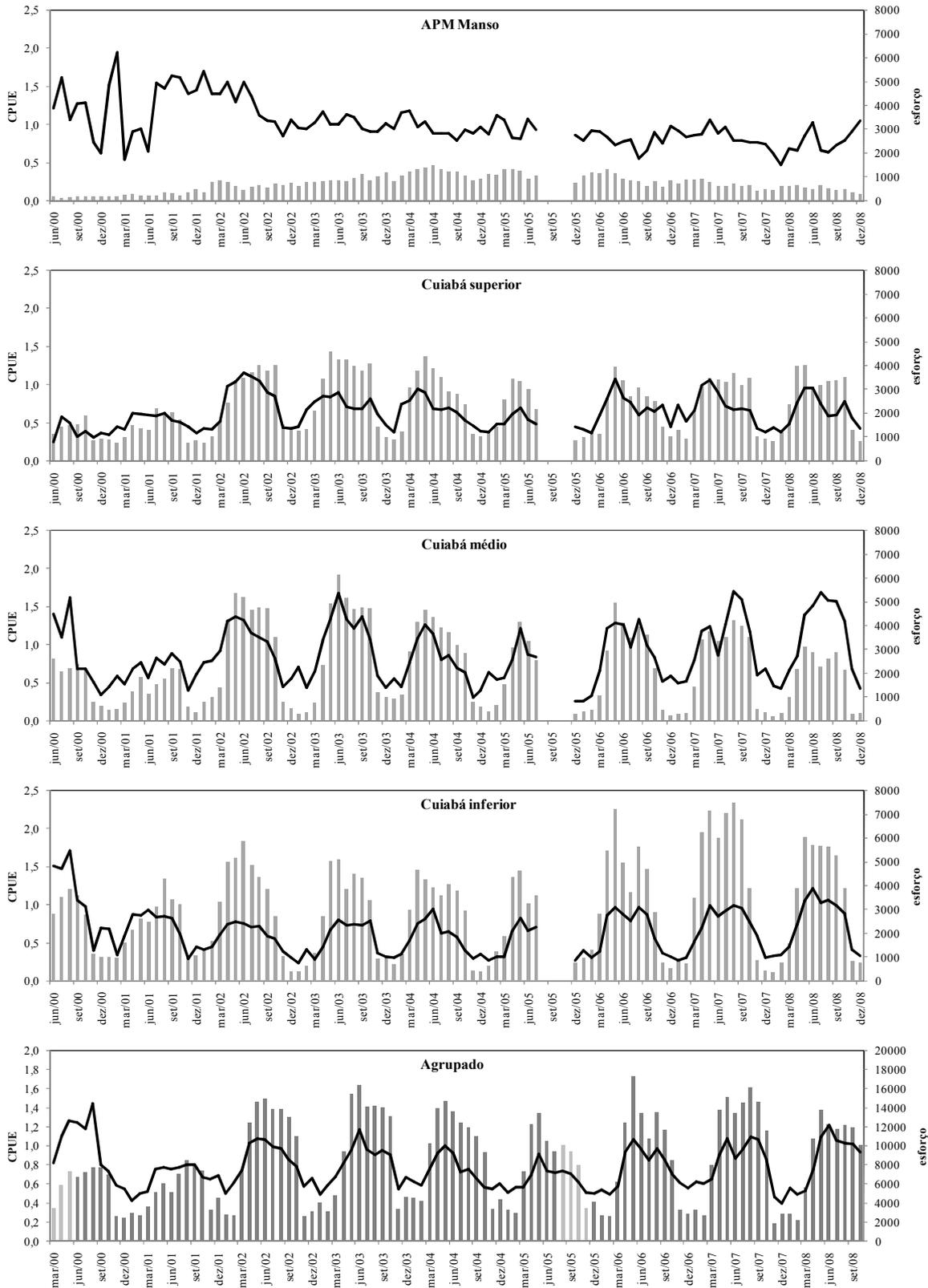


Fig. 5. Captura por unidade de esforço (kg/dias de pesca) (linhas) e esforço (colunas), em números de dias pescados, por área (reservatório, rio Cuiabá superior, médio e inferior) e agrupado, por mês.

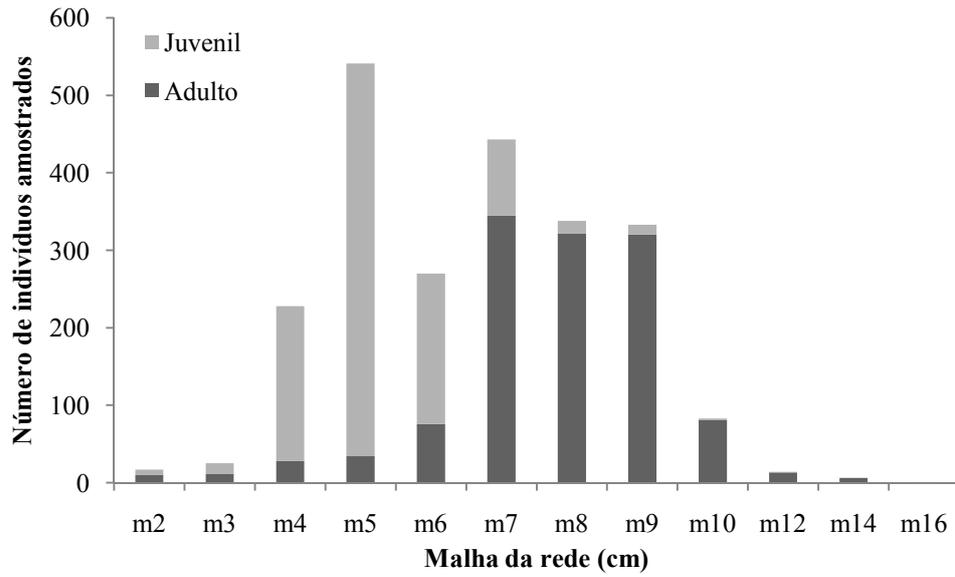


Fig. 6. Número de indivíduo de piraputanga amostrados para cada malha de rede da pesca experimental.

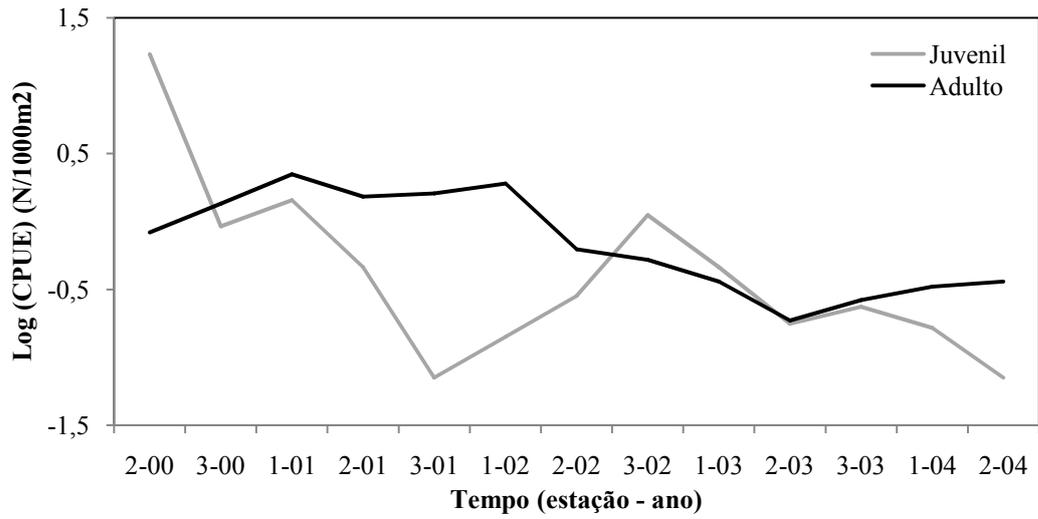


Fig. 7. Logaritmo dos índices de abundância relativo (CPUE) de jovens (bateria de redes com malhas de 2 a 6 cm) e de adulto (bateria de redes com malhas de 7 a 16 cm).

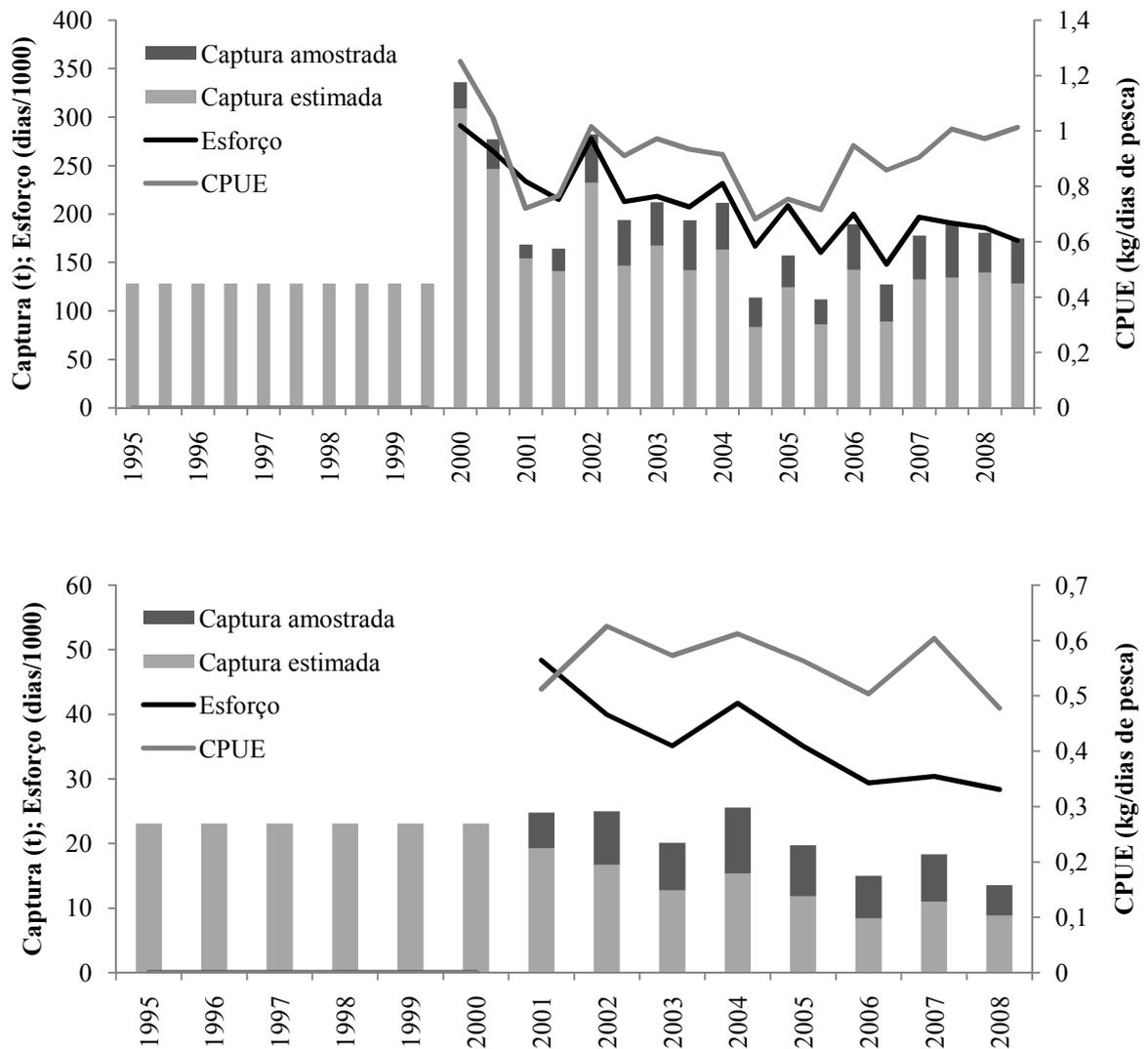


Fig. 8. Colunas: Captura total (amostrada e estimada) (toneladas) por estação do ano; linhas: esforço total estimado (número de dias pesca/1000) por estação do ano; e Captura por unidade de esforço (CPUE – toneladas/dias de pesca) por estação do ano. Superior: referente à frota legal (estações 2 e 3). Inferior: referente à frota ilegal (estação 1).

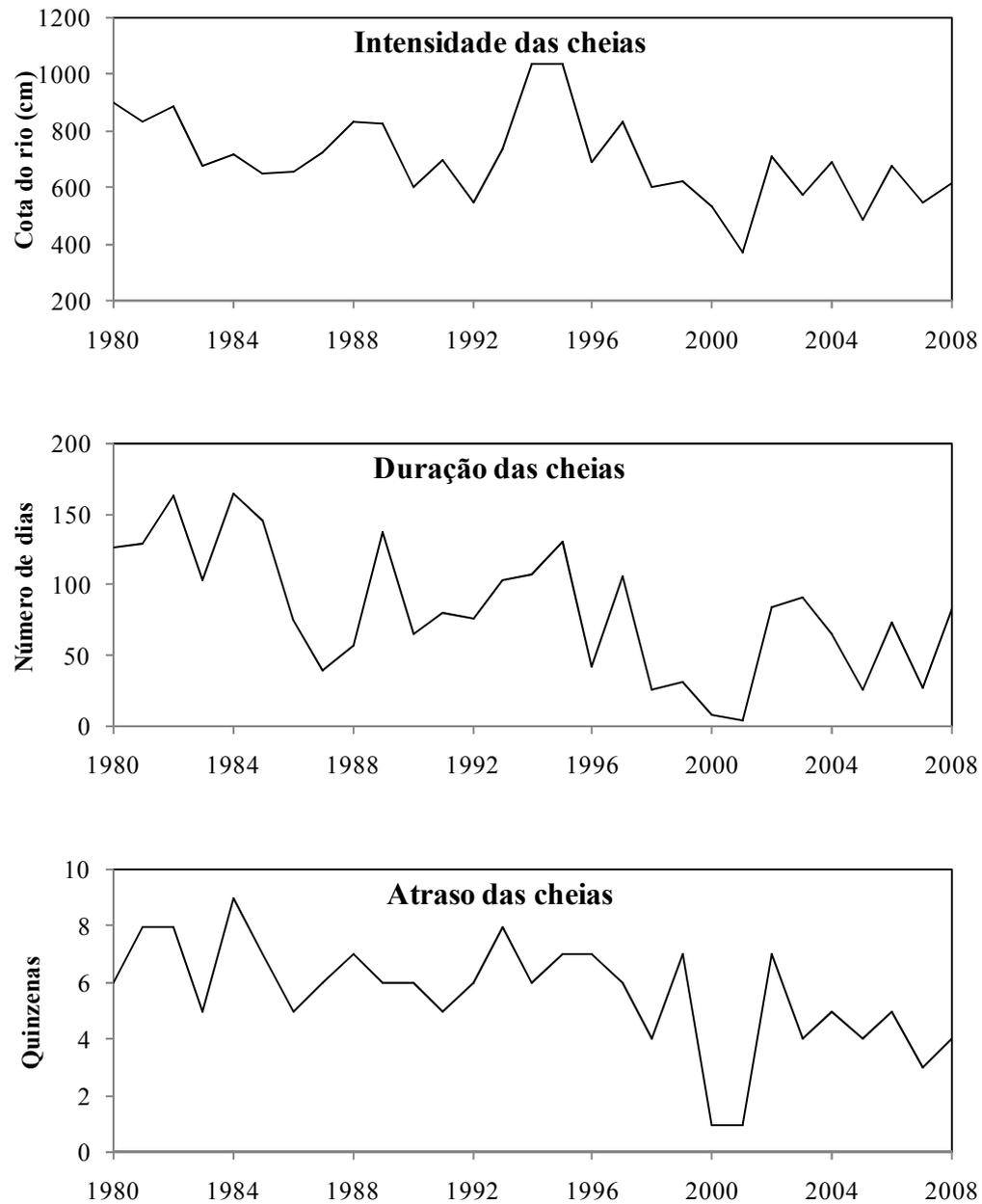


Fig. 9. Atributos do ciclo hidrológico, intensidade, duração e atraso das cheias para o período considerado no modelo, do ano de 1980 a 2008.

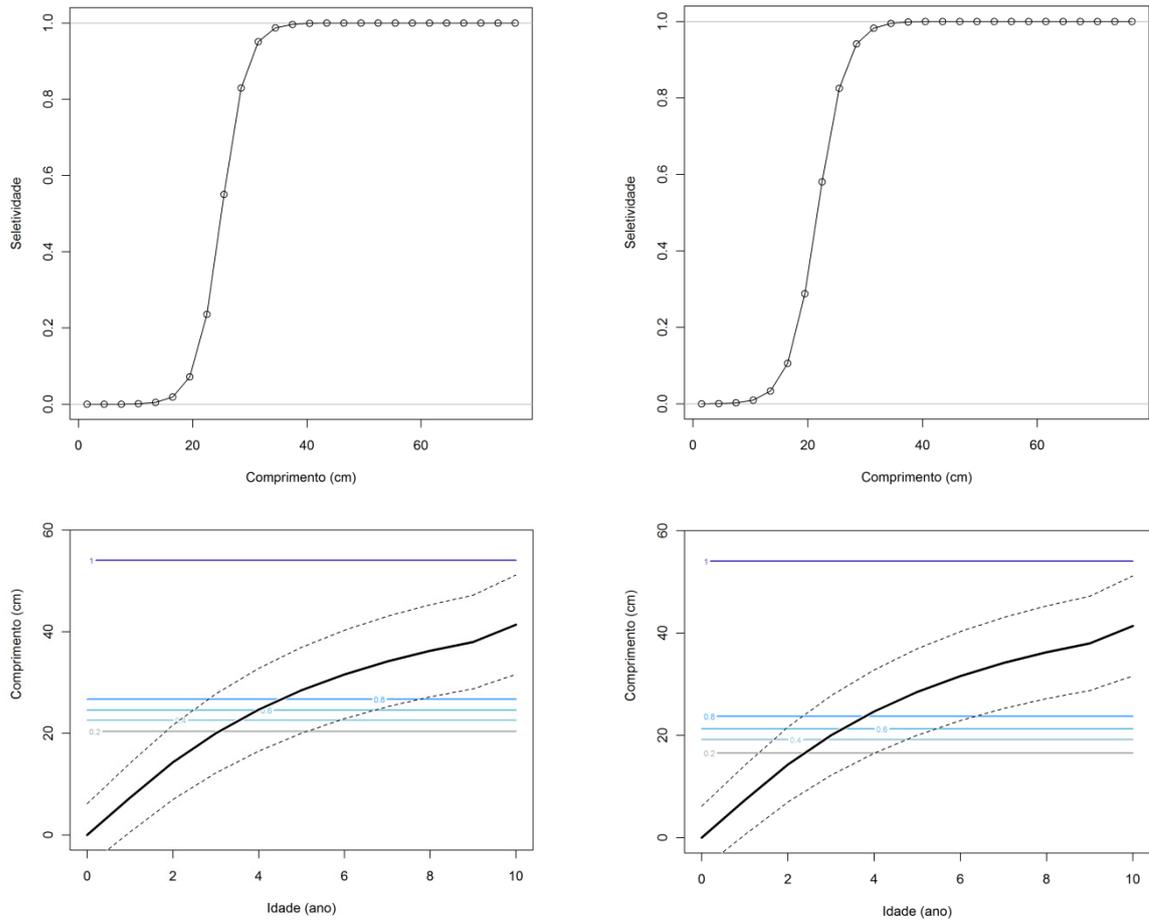


Fig. 10. A: Curva de seletividade (função logística) ajustada para a frota legal; B: Curva de seletividade (função logística) ajustada para a frota ilegal; C: Curva de crescimento de Von Bertalanffy, com o acumulador de idades (*plus group*) igual a 10 anos, e as linhas que indicam a seletividade no tamanho para a frota legal; D: Curva de crescimento de von Bertalanffy, com o acumulador de idades (*plusgroup*) igual a 10 anos, e as linhas que indicam a seletividade no tamanho para a frota ilegal.

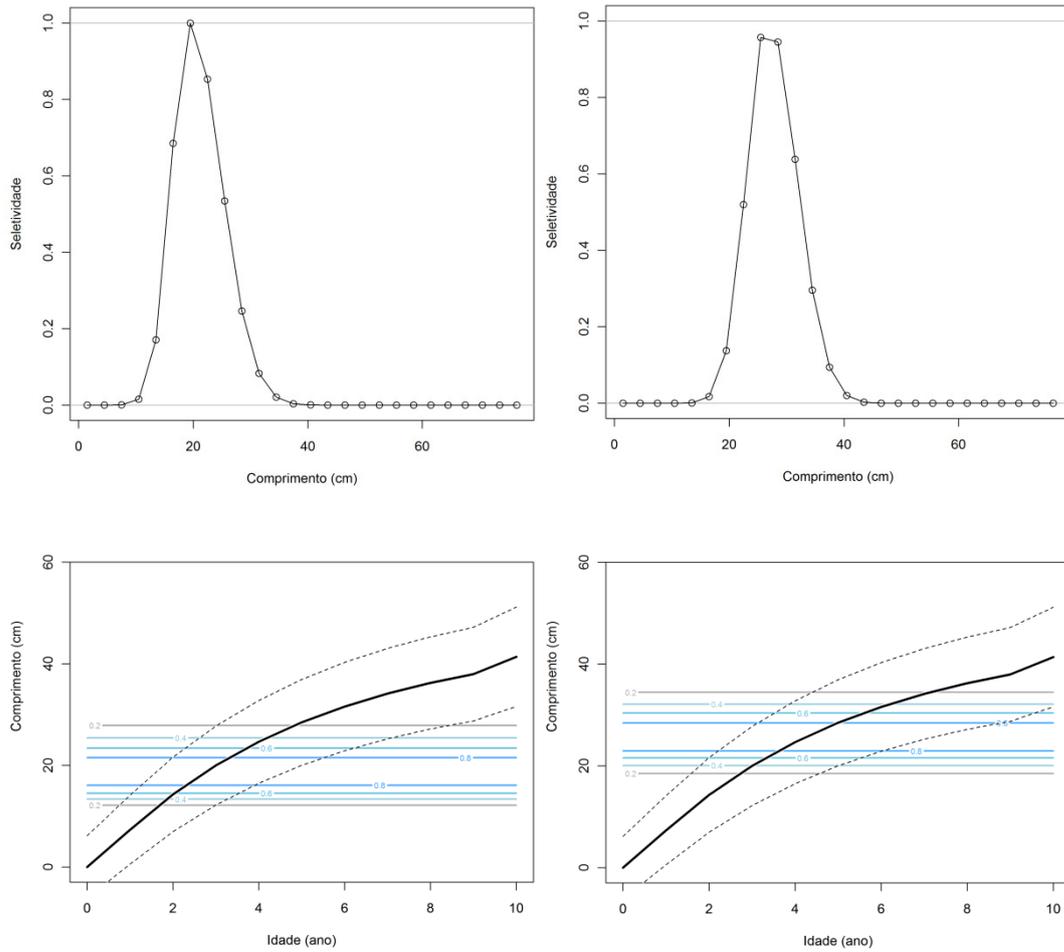


Fig. 11. A: Curva de seletividade ajustada para os juvenis pela função dupla normal; B: Curva de seletividade ajustada para os adultos pela função dupla normal; C: Curva de crescimento de Von Bertalanffy, com o acumulador de idades para 10 anos, e as linhas que indicam a seletividade no tamanho dos juvenis; D: Curva de crescimento de von Bertalanffy, com o acumulador de idades para 10 anos, e as linhas que indicam a seletividade no tamanho dos adultos.

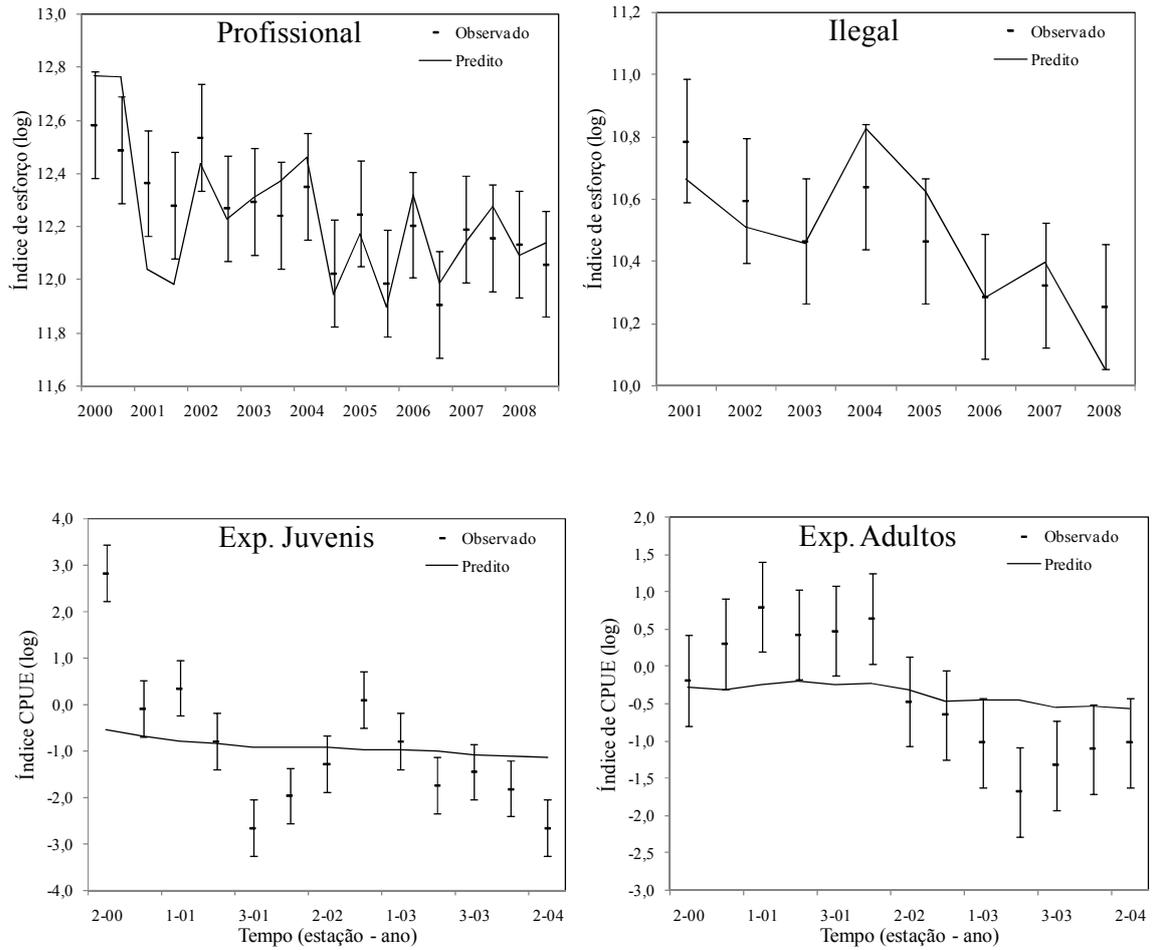


Fig. 12. Superior: Índices de esforço pesqueiro das frotas legal e ilegal, observados e estimados pelo modelo (Caso-base). Inferior: Índices de CPUE observado e estimado para pescar experimental de juvenis (Exp. Juvenis) e de adultos (Exp. Adultos).

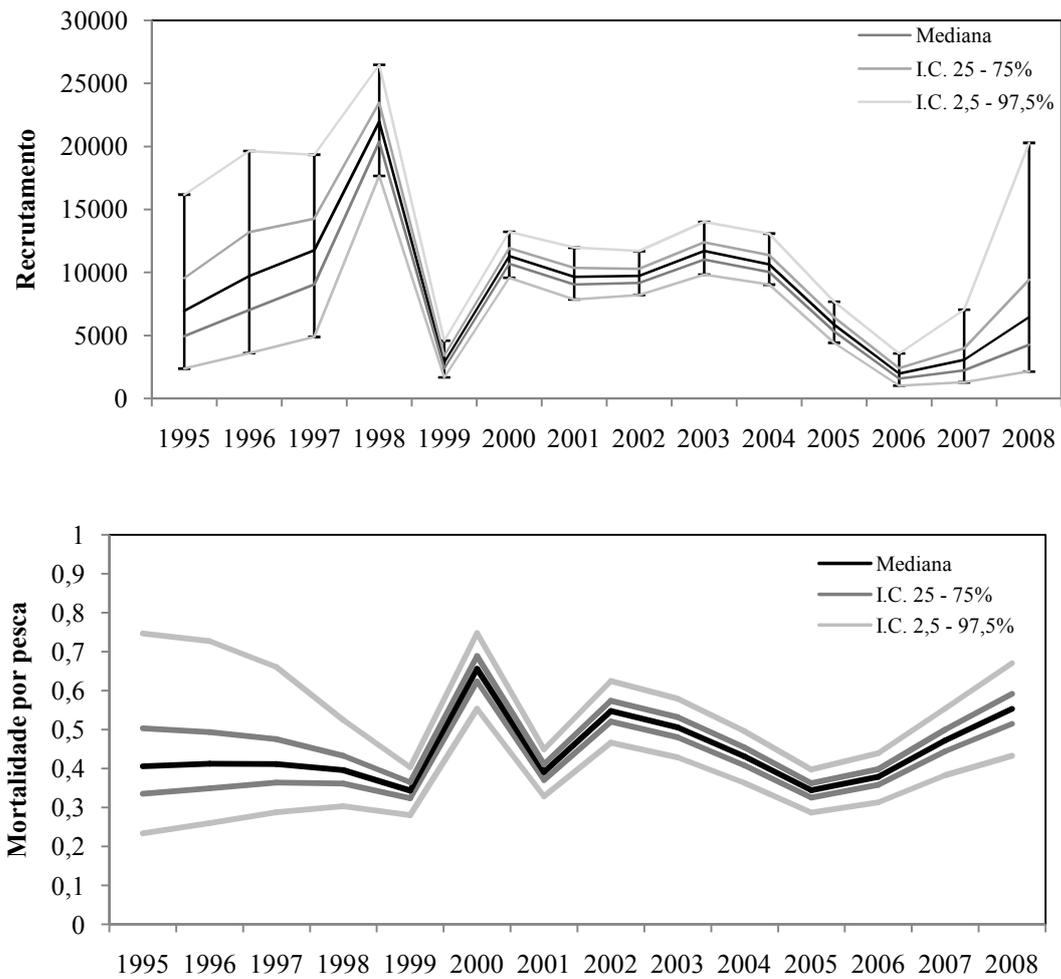


Fig. 13. Mediana e intervalos de credibilidade de 2,5–97,5% e 25–75% das distribuições posteriores conjugadas do recrutamento (superior) e da mortalidade por pesca (inferior) no Caso-Base.

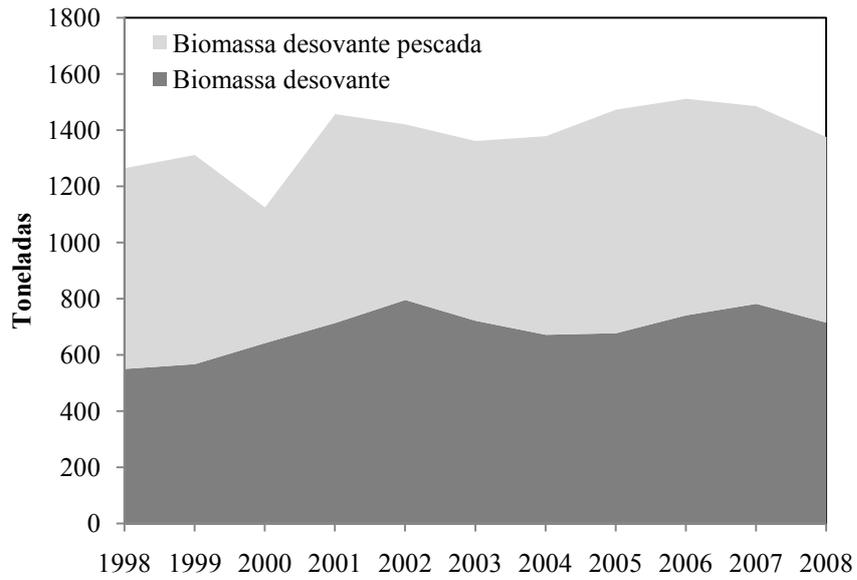


Fig. 14. Biomassa de fêmeas maduras (estoque desovante) presentes no estoque (cinza claro) e pescadas (cinza escuro) ao longo dos anos.

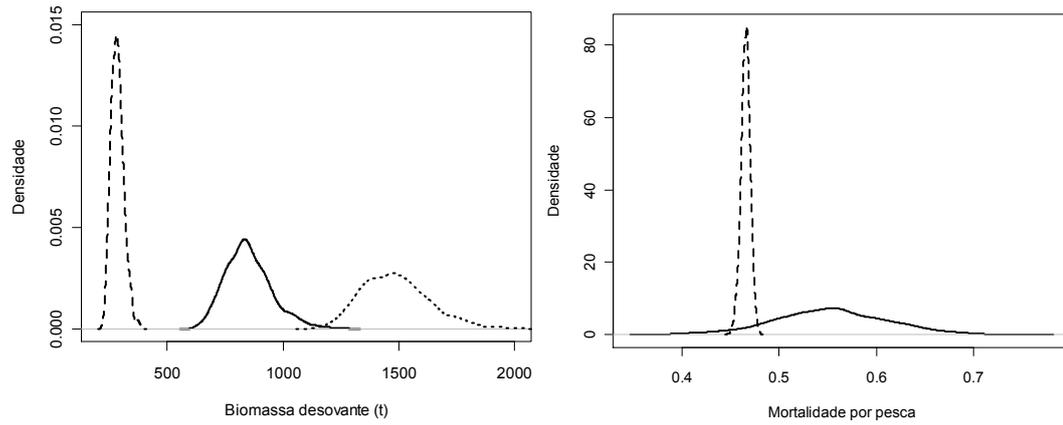


Fig. 15. A: Distribuições posteriores marginais da biomassa desovante virgem (linha pontilhada), atual (2008 – linha contínua) e que maximiza o rendimento sustentável (linha tracejada); B: Distribuições posteriores marginais da mortalidade por pesca atual (2008 – linha contínua) e que maximiza o rendimento máximo sustentável (linha tracejada).

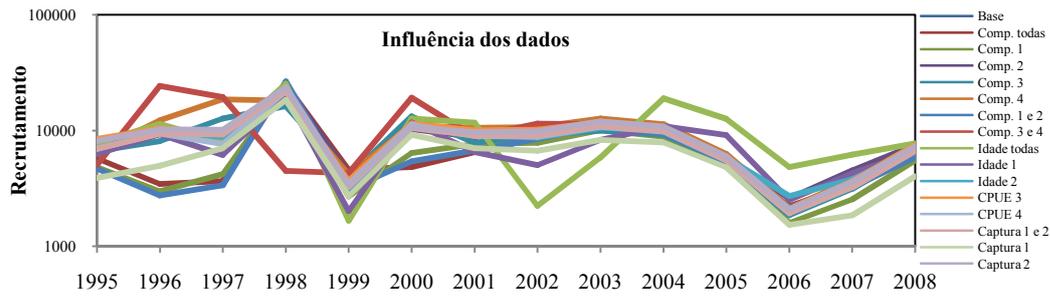


Fig. 16. Influência dos diversos conjuntos de dados sobre as estimativas de recrutamentos anuais.

Cada linha representa a estimativa dos recrutamentos sem a utilização do conjunto de dados especificado. Os números 1, 2, 3 e 4 presentes na legenda representam a origem dos dados (1: frota legal; 2: frota ilegal; 3: pesca experimental de juvenis; 4: pesca experimental de adultos).

Base: Caso-base;

Comp.: Dados das distribuições de comprimentos (todas: se refere aos números 1, 2, 3 e 4, simultaneamente);

Idade: Dados das distribuições etárias (todas: se refere aos números 1, 2, 3 e 4, simultaneamente);

CPUE: Dados dos índices de Captura por unidade de esforço;

Captura: Dados de capturas totais das frotas.

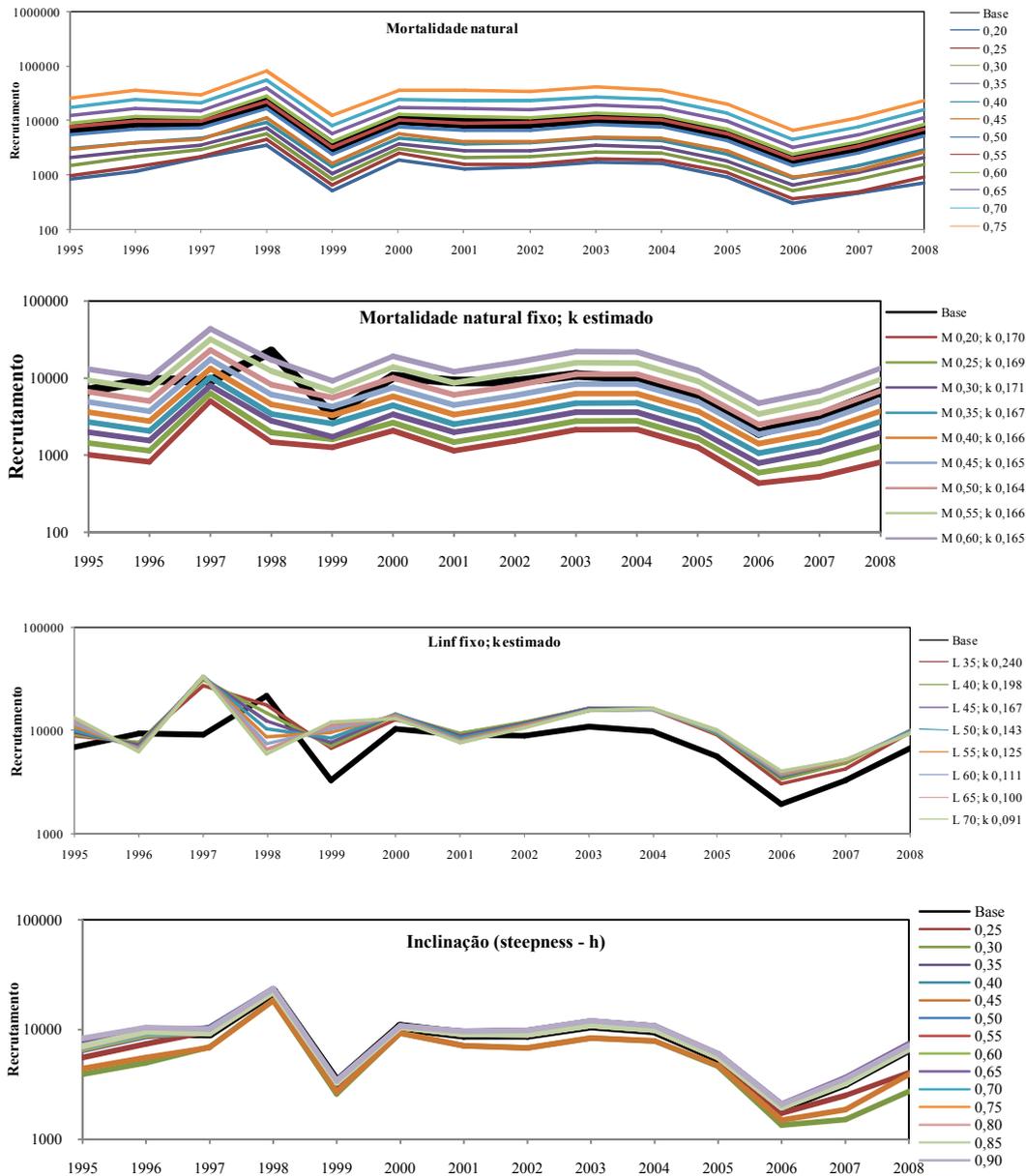


Fig. 17. Estimativa dos recrutamentos anuais com diferentes conjuntos de cenários (A, B, C e D). A: diferentes valores fixados para a mortalidade natural, com o coeficiente de crescimento (k) fixado em 0,2; B: diferentes valores fixados para a mortalidade natural, com o k liberado para ser estimado pelo modelo; C: diferentes valores fixados para o crescimento assintótico (L_{∞}), com o k liberado para ser estimado pelo modelo; D: diferentes valores fixados para a inclinação da curva estoque-recrutamento de Beverton-Holt (*steepness - h*).

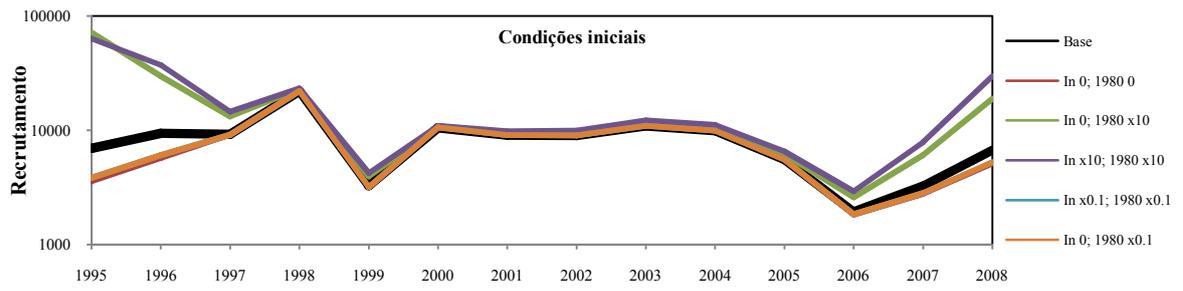


Fig. 18. Estimativa dos recrutamentos anuais com diferentes conjuntos de cenários para as condições iniciais.

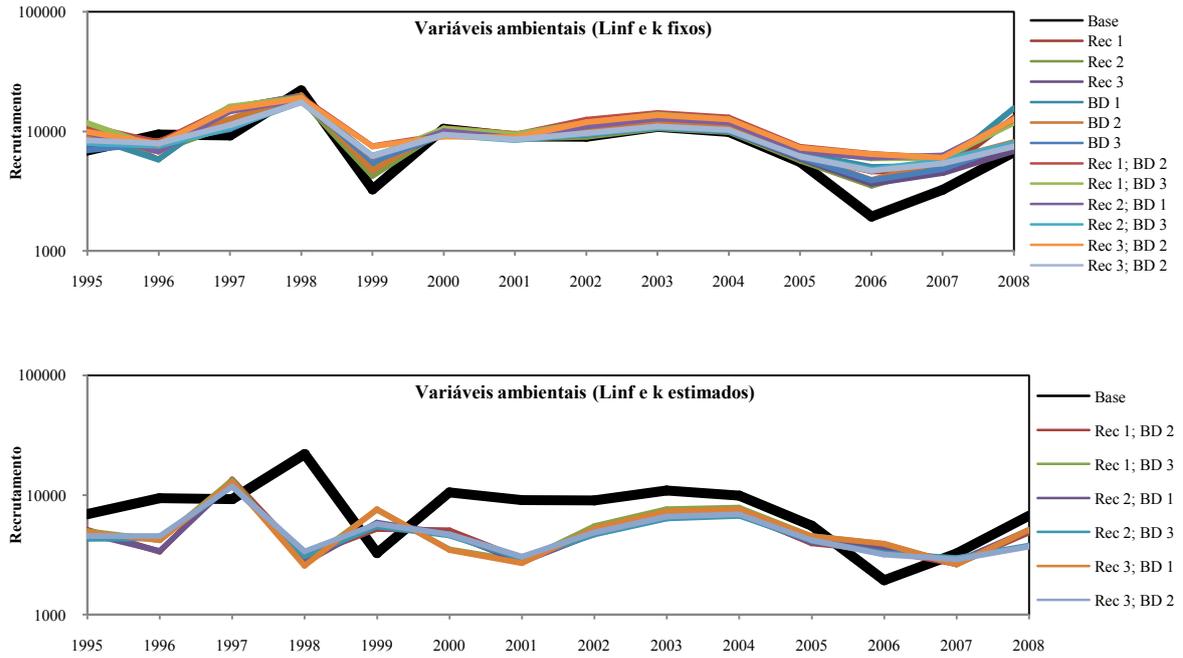


Fig. 19. Estimativa dos recrutamentos anuais com diferentes combinações de atributos hidrológicos (1: duração das cheias; 2: intensidade das cheias; 3: atraso das cheias) para os índices de recrutamento (Rec) e de biomassa desovante (BD), com os parâmetros de crescimento fixos (A) e estimados (B).

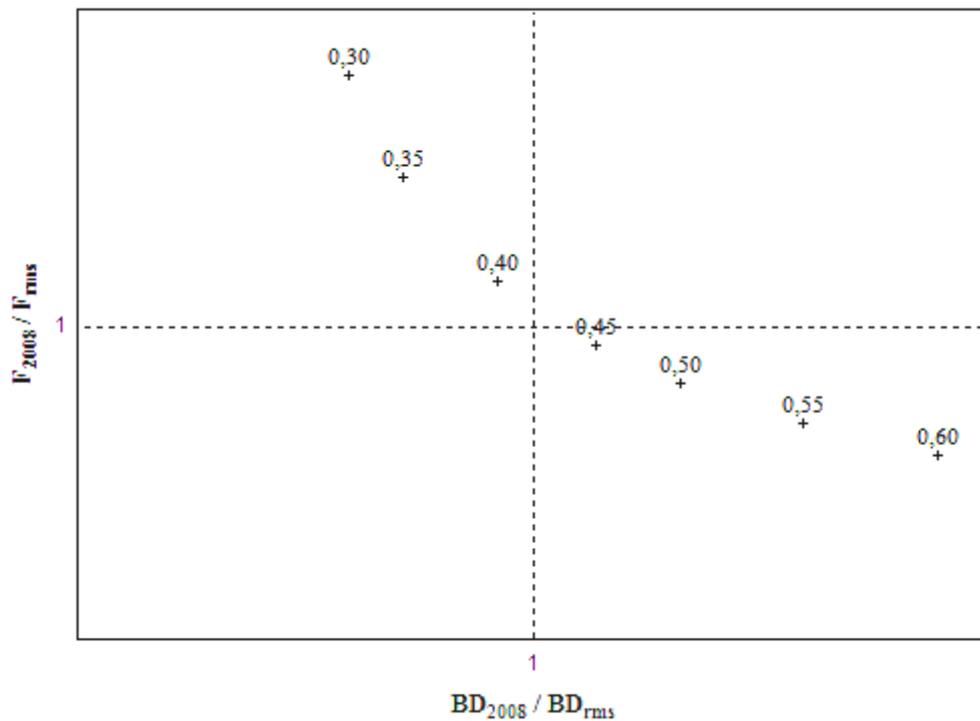


Fig. 20. Percepção do estado do estoque em função dos valores de mortalidade natural. No eixo x, a razão entre a biomassa desovante (BD) do ano de 2008 pela BD_{RMS} que proporciona o máximo rendimento sustentável; valores menores do que 1 permite concluir que o estoque esta deplecionado. No eixo y a razão da mortalidade por pesca (F) do ano de 2008 pelo F_{RMS} que proporciona o máximo rendimento sustentável; valores maiores do que 1 permite concluir que o estoque esta sendo sobrepescado.

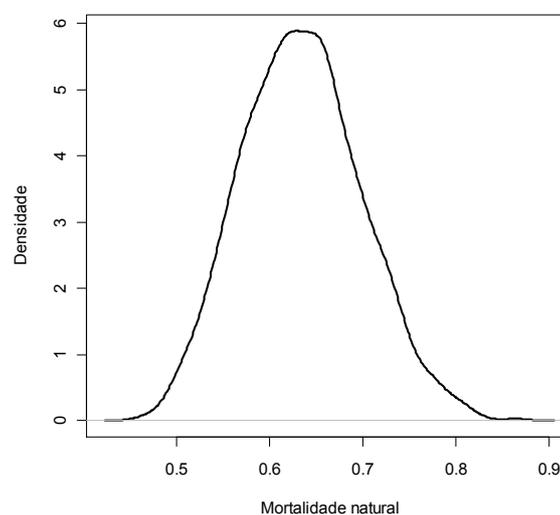


Fig. 21. Distribuição posterior marginal para mortalidade natural estimada pelo modelo com os parâmetros de crescimento de 63,75 cm de comprimento assintótico e 0,102 de coeficiente de crescimento e com índices de recrutamento (intensidade da cheia) e de biomassa desovante (atraso da cheia).

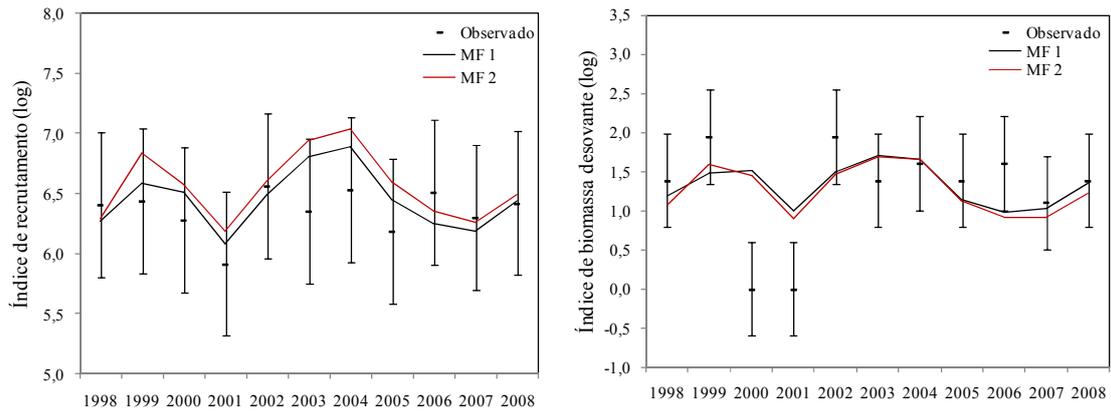


Fig. 22. Esquerda: Atributo hidrológico intensidade da cheia (observado), ajustado ao índice de recrutamento pelos MF1 (M livre) e MF2 (M fixo). Direita: Atributo hidrológico atraso da cheia (observado), ajustado ao índice de biomassa desovante pelos MF1 (M livre) e MF2 (M fixo).

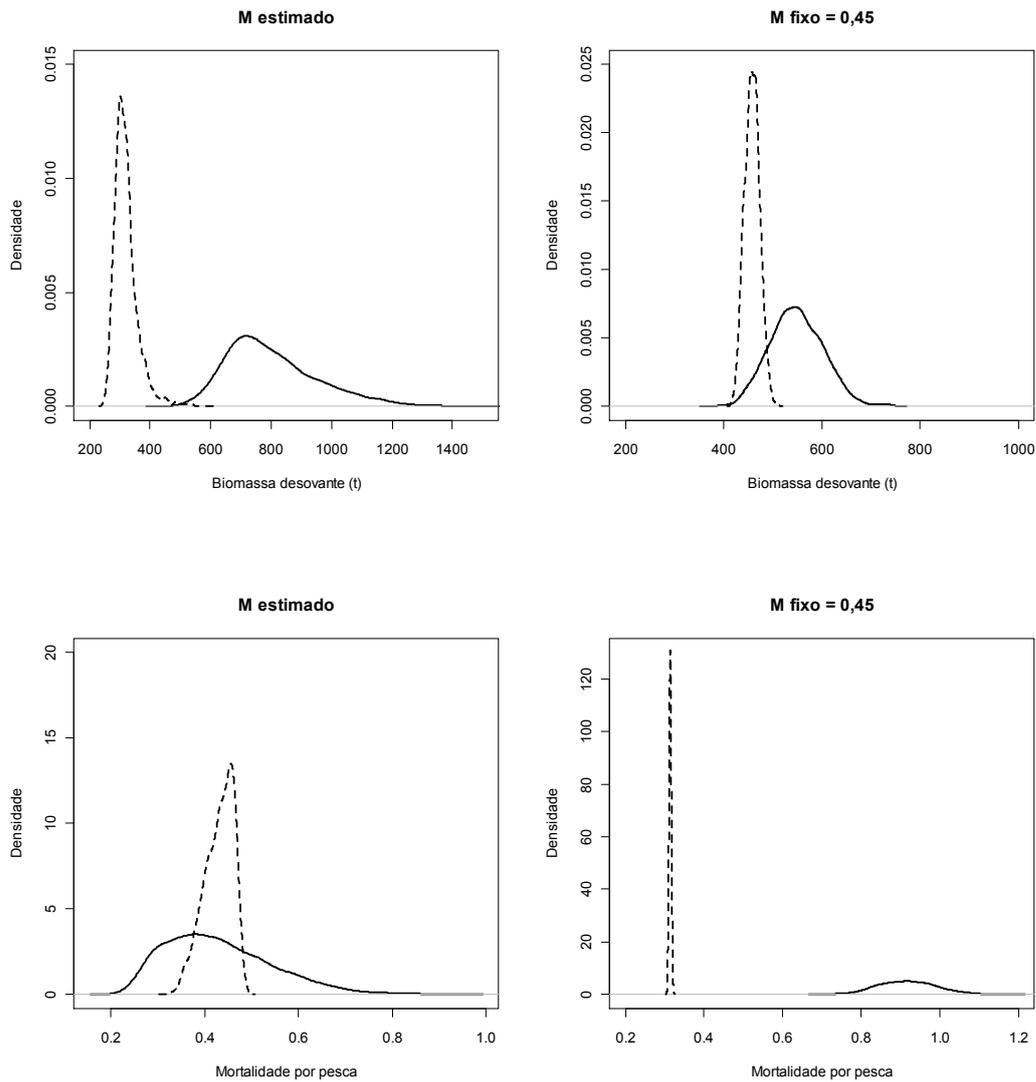


Fig. 23. Superior: Distribuições posteriores marginais da biomassa desovante atual (2008 – linha contínua) e que maximiza o rendimento sustentável (linha tracejada) para o MF1 (Mortalidade natural estimada pelo modelo) e MF2 (mortalidade natural fixada em 0,45). Inferior: Distribuições posteriores marginais da mortalidade por pesca atual (2008 – linha contínua) e que maximiza o rendimento máximo sustentável (linha tracejada) para o MF1 e MF2.