



Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação  
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde  
Universidade Federal de Mato Grosso Do Sul

**Compreendendo a restrição da pesca artesanal profissional: uma  
relação socioeconômica em diferentes cenários na Bacia do Alto Rio  
Paraguai**

Beatriz Carneiro de Oliveira



Campo Grande  
**Março 2022**

**Compreendendo a restrição da pesca artesanal profissional: uma relação socioeconômica em diferentes cenários na Bacia do Alto Rio Paraguai**

Beatriz Carneiro de Oliveira

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de **Mestre em Ecologia**, pelo Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

Orientador: Rafael Dettogni Guariento

## **Banca avaliadora**

Dr. Luciana Silva Carneiro  
[lscarnei@gmail.com]

Dr. Josué Raizer  
[jraizer@gmail.com]

Dr. Karina Keyla Tondato de Carvalho  
[karinatondato@gmail.com]

## **Agradecimentos**

Agradeço ao meu orientador, Dr. Rafael Guariento, por toda dedicação colocada neste projeto e no meu crescimento profissional.

Agradeço, também, ao Dr. André Nunes que corroborou de forma significativa com o desenvolvimento e melhoria desta dissertação.

Por fim, agradeço ao programa de pós-graduação em Ecologia e Conservação (PPGEC - UFMS) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio prestado durante todo o desenvolvimento do mestrado.

## Índice

<b>Resumo</b> -----	01
<b>Abstract</b> -----	02
<b>Introdução</b> -----	03
<b>Métodos</b> -----	06
Área de estudo e pescadores profissionais artesanais da Bacia do Alto Paraguai ---	06
Modelo matemático - Processo de Markov e programação dinâmica estocástica ---	10
<b>Resultados</b> -----	15
Pesca na bacia hidrográfica pantaneira - Bacia do Alto Paraguai -----	15
Predições do modelo -----	16
<b>Discussão</b> -----	23
<b>Referências bibliográficas</b> -----	29

## **Resumo**

A Bacia do Rio Alto Paraguai, BAP, é amplamente utilizada para atividade pesqueira e a pesca artesanal profissional é uma das categorias presentes na BAP. Os pescadores que utilizam a pesca como fonte de renda e subsistência sofrem anualmente de instabilidade alimentar e financeira devido à proibição da pesca no período da Piracema - que dura 4 meses. Com base nisto, este trabalho teve o objetivo de retratar esta modalidade de pesca praticada na BAP identificando as espécies mais exploradas entre 1995 e 2016; como também, compreender como a restrição e suas relações socioeconômicas moldam a preferência na composição de espécies. Para compreender esta dinâmica, foram compilados os dados de pesca referente aos 22 anos (disponibilizados pela EMBRAPA) e, posteriormente, foi desenvolvido um modelo matemático baseado no processo de decisão de Markov. Os resultados dos dados compilados mostram que o esforço da pesca na BAP é ditado pelos mercados locais, e por isso, a pesca destinada para comércio possui um caráter seletivo maior que a pesca de subsistência. Além disso, o resultado corrobora com os resultados do modelo que mostram que o esforço da pesca está atrelado à dependência e utilidade dada à biomassa de pesca, e por isso, nem sempre é vantajoso concentrar-se apenas em espécies maiores e mais rentáveis. Estes dados podem explicar parcialmente a dinâmica do esforço pesqueiro da pesca profissional artesanal praticada pelas comunidades ribeirinhas na Bacia do Alto Paraguai.

## **Abstract**

Upper Paraguay River Basin (UPRB) is widely used for fishing activities and professional artisanal fishing is one of the categories present in the UPRB. Riverside communities that use fishing as a source of income and subsistence annually suffer from food and financial instability due to the fishing ban during the Piracema period - which lasts 4 months. Based on this, this work aimed to portray this type of fishing practiced in the BAP identifying the most exploited species between 1995 and 2016; as well as understanding how restriction and its socioeconomic relationships shape preference in species composition. In order to understand these dynamics, fishing data for the 22 years were compiled (available from EMBRAPA) and, later, a mathematical model based on Markov's decision process was developed. The results of the compiled data show that fishing effort in the UPRB is dictated by local markets, and therefore commercial fishing has a greater selective character than subsistence fishing. Furthermore, the result corroborates the results of the model that show that fishing effort is linked to the dependence and sensitivity of utility to fishing biomass, and therefore, it is not always advantageous to focus only on larger and more profitable species. These data may partially explain the fishing effort dynamics of artisanal professional fishing practiced by riverside communities in the Upper Paraguay River Basin.

## **Introdução**

A pesca constitui a base da subsistência de milhares de pessoas (Neiland 2004, Bene et al. 2009, Bene & Friend 2011), desempenhando, também, um papel vital no fornecimento de alimentos (Welcomme et al. 2010, Weeratunge et al. 2014, Kapembwa et al. 2021). Estima-se que cerca de 116 milhões de pessoas nos países em desenvolvimento se beneficiam diretamente da pesca (Banco Mundial 2012). Em 2015 a pesca artesanal forneceu uma quantidade de proteína animal equivalente ao consumo alimentar total de pelo menos 158 milhões de pessoas em todo o mundo (McIntyre et al. 2016, Funge-Smith 2018, Funge-Smith & Bennett 2019). Além disso, o pescado também é uma contribuição vital para a renda familiar. Dentro do setor de recursos naturais renováveis, mais de 90% trabalha no setor da pesca artesanal (Olale & Henson 2013); e no Brasil, mais de um milhão de pescadores estão registrados, sendo 99% de pequena escala (Jimenez et al. 2020). Contudo, ainda que o papel desempenhado pela pesca seja essencial, as comunidades pesqueiras nos países em desenvolvimento são geralmente pobres e instáveis (Platteau 1989, Jansen 1997, Béné 2004, Salagrama 2006). Embora haja poucos estudos práticos, a instabilidade é bastante associada aos processos ambientais em comunidades pequenas e rurais (Tregidgo et al. 2020), visto que a estabilidade refere-se ao poder de obtenção de recursos independente das adversidades ambientais e políticas (Peng et al. 2019).

Para os pescadores profissionais artesanais presentes na Bacia do Alto Paraguai - BAP, as populações de peixes de água doce fornecem segurança alimentar e costumam ser uma das fontes mais importantes de proteína e micronutrientes, além de uma fonte vital de renda (Netto & de Fátima 2018, Lo et al. 2020). Assim, uma parcela da pesca é comercializada enquanto que a outra é consumida pelos pescadores e suas famílias

(Kawarazuka 2010). A quantidade necessária do recurso é variável e ditada por diversos fatores (e.g. aumento no consumo per capita familiar e diminuição na média de biomassa capturada) e a proibição da pesca é um fator que desestabiliza a segurança pesqueira e gera variação na demanda.

A incerteza sobre um abastecimento estável econômico e alimentício é um dos problemas de segurança alimentar mais significativos no mundo (Sibhatu et al. 2015, Upton et al. 2016). Não ter acesso aos recursos naturais pode representar uma fonte de instabilidade, tornando as comunidades mais vulneráveis (Béné 2009, Mills et al. 2011). Embora muitos grupos de pessoas em diferentes contextos socioecológicos possam se adaptar razoavelmente bem a uma mudança, essas adaptações não implicam necessariamente em vidas melhores. Pescadores artesanais, por exemplo, dependem fortemente de recursos naturais que variam de acordo com seu próprio contexto ecológico (Perry et al. 2010). Um exemplo são os ribeirinhos que sofrem de insegurança em razão da sazonalidade presente na Amazônia. Tregidgo et al. (2020) relataram que durante o período em que as florestas ficaram inundadas a média da biomassa pescada por família era aproximadamente a metade (16,9 kg/72hr) quando comparado ao período de não inundação (32,1 kg/72hr). Foi visto também, que o aumento no tempo da pesca, a utilização de outros materiais de pesca e o consumo de proteína doméstica, como frango e a carne bovina foram aderidos para compensar a baixa entrada de peixe na alimentação (Tregidgo et al. 2020). As estratégias, contudo, podem ser diferentes de acordo com a realidade dos pescadores, isto é, se utilizam a pesca para subsistência, comercialização ou ambos; como também o nível de dependência que possuem com este recurso natural - pescadores que utilizam apenas a pesca como principal fonte de recurso ou que utilizam outras fontes juntamente com a pesca. Estas características são fatores importantes para compreender o comportamento pesqueiro do pescador diante da

instabilidade no fornecimento de recursos alimentares.

A gestão da pesca envolve inúmeras preocupações sociais e econômicas, mas existe também, dentre outras, uma consideração ecológica pertinente: a pressão de pesca sobre espécies particulares e o quanto ela afeta a viabilidade de populações humanas que dependem desse recurso (Kolding & Van Zwieten 2011). Na bacia hidrográfica pantaneira, observa-se que a pesca comercial é altamente seletiva (Garcia 2006, Scpesca/MS). Mesmo que a Bacia do Alto Rio Paraguai abrigue aproximadamente 343 espécies de peixes (ANA 2020; base de dados SpeciesLink (<http://smlink.cria.org.br>)) mais da metade da biomassa capturada é composta por poucas espécies (Catella 2003, Schulz et al. 2019). Isso porque, pelo ponto de vista do comércio, as espécies mais procuradas alcançam os melhores preços de venda (Tiriba & Santana 2017, Doria et al. 2020). A pesca de subsistência também pode possuir característica seletiva, porém em um nível menor quando comparada a pesca comercial (Tregidgo et al. 2021). Uma pesca altamente seletiva pode ter consequências não intencionais de desestabilizar dinâmicas populacionais, aumentar a probabilidade de extinções locais e prejudicar o mercado econômico das espécies exploradas (Anderson et al. 2008). A persistência das espécies de peixes é essencial para a própria permanência das comunidades pesqueiras e, por isso, é necessário entender o quanto a variação frente às diferentes condições pode afetar a pressão sobre os recursos pesqueiros.

A crescente demanda pela pesca - em 1961 o consumo mundial per capita era de 9 kg/ano e em 2015 de 20 kg (dos Santos & Gonçalves 2019) - gerou políticas públicas com intuito de garantir a estabilidade dos estoques pesqueiros (Vivekanandan 2019). Desde 1998, o período da piracema - subida de peixes em cardumes para as áreas de cabeceiras dos rios, onde ocorre a desova (Alho & dos Reis 2017, Alho et al. 2019) - é amparada por uma Legislação Federal (lei 9.605/98), que proíbe a pesca em todas as modalidades e em todos os

rios da BAP (Moraes & Seidl 2019). Neste cenário, a pesca fica proibida por quatro meses (novembro-fevereiro) (Rockenbach 2016, Diniz 2017).

Compreender a dinâmica pesqueira é essencial para desenvolver e contribuir em planos de gestão pesqueira que possam ajudar a alcançar resultados nas esferas sociais, ecológicas e econômicas para a permanência e manutenção dos pescadores e a conservação das espécies de peixes pescadas. Neste cenário, este trabalho tem como objetivos principais caracterizar a pesca artesanal profissional praticada na BAP através da identificação das espécies mais exploradas por esta modalidade de pesca entre 1995 e 2016; bem como, analisar o comportamento pesqueiro diante de cenários de incerteza alimentar e financeira, tendo em vista a seletividade e finalidade da pesca, através de um modelo baseado no processo de decisão de Markov.

## **Métodos**

### *Área de estudo e pescadores profissionais artesanais da Bacia do Alto Paraguai*

A Bacia do Alto Paraguai (BAP) ocupa uma área de aproximadamente 600 mil km<sup>2</sup> na América do Sul, dos quais 363.442 km<sup>2</sup> estão no Brasil. O Pantanal brasileiro, totalmente inserido na BAP, tem extensão de cerca de 140 mil km<sup>2</sup> e representa aproximadamente 41% da bacia (Harris et al. 2006). Esta extensão é setorizada em Planalto (64%) e Planície Pantaneira (36%), onde o Planalto é caracterizado pelo bioma Cerrado e uma parte da Amazônia e a Planície pelo bioma Pantanal (Zumak et al. 2021) (figura 1).

O processo de ocupação humana do Pantanal iniciou-se entre os séculos XVII e XVIII com os bandeirantes paulistas em busca de pedras e metais preciosos (Harris et al. 2006). Em 1718, a descoberta de ouro em Cuiabá atraiu um contingente populacional para a região e, no entorno das minas, estabeleceu-se a ocupação do território. Porém, com o declínio das minas



Figura 1. Bacia do Alto Paraguai, onde se observa a planície do Pantanal (cinza claro), o Planalto circundante (cinza escuro), e as principais drenagens nos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul (Brasil). Em Mato Grosso do Sul estão demarcados (pontos laranjas) os locais de vistoria de pescada da Polícia Ambiental.

no século XIX e sem apoio do Estado, muitos escravos migraram para a região do Pantanal (Neuburger & Silva 2011, Chiaravalloti et al. 2022) em busca de outras atividades que mantivessem o sustento. Destas atividades, a pesca foi uma das principais desenvolvida na região (Chiaravalloti et al. 2022).

Com a permanência das pessoas, o desenvolvimento da região e a alta abundância e diversidade de peixes, desenvolveu-se três modalidades de pesca na BAP: de subsistência, profissional artesanal e amadora ou esportiva. O enfoque deste trabalho está na pesca profissional artesanal que, diferente da pesca de subsistência, é uma atividade econômica fortemente ligada ao modo de vida e valores culturais dos pescadores. O pescado atende às necessidades alimentares da família, mas destina-se principalmente à comercialização (Araujo et al. 2019). Atualmente, há oito colônias de pescadores distribuídas em 8 municípios: Corumbá, Ladário, Miranda, Aquidauana, Anastácio, Bonito, Coxim e Porto Murtinho (Barletta et al. 2015, Chiaravalloti et al. 2022). Os pescadores profissionais que atuam na BAP, em sua maioria, estão associados a uma das oito colônias de pescadores (Chiaravalloti et al. 2022). Importante ressaltar que a pesca profissional artesanal pertence à categoria de trabalho formal. Cerca de 90% dos ribeirinhos na BAP são registrados formalmente como “pescador profissional artesanal” e a maioria pratica essa atividade rotineiramente (Chiaravalloti 2019). Além disso, é uma atividade tradicional que apresenta peculiaridades de acordo com cada região e o conhecimento dos pescadores (Catella et al. 1997).

A pesca profissional-artesanal ocorria durante todos os meses do ano. Na ausência de regras formais e reconhecidas pelo governo, os pescadores seguiam um calendário de atividades determinado pela abundância dos recursos pesqueiros nas diferentes épocas do ano (Dantas et al. 2017). As regras eram baseadas na experiência dos pescadores locais e, como

tal, representavam uma forma de conhecimento ecológico tradicional (Dantas et al. 2017). Contudo, em 12 de fevereiro de 1998 foi criada a Lei Federal nº 9.605 em que dispõe a proibição de pesca no período em que ocorre a piracema - as espécies de peixes migratórias de longa distância migram anualmente com o intuito de desovar (Alho & dos Reis 2017, Diniz 2017, Rockenbach 2016). A implementação de um período da piracema como medida de gestão foi baseada no intuito de proteger os períodos reprodutivos das espécies e de reduzir os esforços de pesca sobre as comunidades de peixes. A piracema tem duração de 4 meses e ocorre anualmente entre novembro e fevereiro, ao passo que os meses de pesca permitida acontecem de março a outubro (Alho & dos Reis 2017). Neste trabalho, consideramos dois períodos de tempo dentro do espaço de tempo de pesca permitida com o intuito de avaliar se o comportamento pesqueiro se intensifica quando o período da Piracema está próximo. Deste modo, classificamos como: (1) os meses que não antecedem ao período da Piracema e (2) o mês que antecede imediatamente ao período da Piracema. Os meses que não antecedem imediatamente ao período da Piracema são representados pelos meses de março a setembro, de maneira que o mês que antecede imediatamente é representado pelo último mês de pesca permitida; outubro.

#### *Compilação de dados*

Para este estudo foram utilizados dados de desembarque da pesca profissional artesanal do Sistema de Controle da Pesca de Mato Grosso do Sul (SCPESCA) que são publicados anualmente em Boletins de Pesquisa e Desenvolvimento da Embrapa Pantanal. O SCPESCA foi implementado em 1994 através da parceria entre a Embrapa Pantanal com a Secretaria de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul (SEMAGRO), atual Instituto de Meio Ambiente do

Mato Grosso do Sul (IMASUL), e a Polícia Militar Ambiental. No SCPESCA são registradas cerca de 30 variáveis sobre a pesca turística e profissional artesanal nos rios da Bacia do Alto

10

Paraguai. Com base nesses dados, são obtidas estatísticas descritivas anuais sobre a atividade de pesca relacionada ao desembarque pesqueiro de aproximadamente 14 espécies de maior valor comercial pescadas em 15 rios (Rios Paraguai, Miranda, Aquidauana, Taquari, Apa, Coxim, Cuiabá, Piriquí, Dois Irmãos, Paraguai-Mirim, Jauru, Correntes, Nabileque, Salobra, Albuquerque, Dois Rios) por mês, assim como a captura média mensal por pescador, por viagem de pesca, estado de origem dos pescadores, meio de transporte utilizado e número de dias de pesca.

Neste contexto, para realizar as análises de frequência de captura e biomassa capturada - ambas por espécie, foram utilizadas as seguintes informações: (1) identificação dos indivíduos a nível de espécie e (2) quantidade pescada em unidade de quilo (kg) para cada espécie durante os meses de pesca permitida por ano. Os dados foram retirados de 22 Boletins de Pesquisa e Desenvolvimento anuais de controle de pescado emitidos de 1995 a 2016 pelo SCPESCA. Para a análise de biomassa capturada realizou-se dois cálculos: (1) a soma da quantidade total, em kg, de biomassa de todas as espécies nos 22 anos; (2) a soma da quantidade total, em kg, de biomassa de cada espécie nos 22 anos. Então, tendo a soma da quantidade total de biomassa capturada de cada espécie e de todas juntas, determinou-se a porcentagem que cada espécie representa no total.

#### *Modelo matemático - Processo de Markov e programação dinâmica estocástica*

Para determinar a decisão ótima dos pescadores sob diferentes cenários de incerteza quanto à seguridade alimentar no período de restrição de pesca, foi desenvolvido um modelo baseado no processo de decisão de Markov. Neste modelo a quantidade de recurso pesqueiro que os

pescadores possuem mudam a cada semana baseado em suas decisões de pesca, e consequentemente, a biomassa de pescado adquirida. Para solucionar o modelo, foi utilizada

11

programação dinâmica estocástica que determina, baseada no modelo de Markov, as decisões ótimas em cada passo de tempo (Marescot et al. 2013).

O modelo busca simular a dinâmica de decisões de pesca de espécies que trazem diferentes retornos, em termos de recurso ou renda, para os pescadores. Uma grande dificuldade em simular o impacto do retorno em termos de pescado ou renda na decisão dos pescadores recai no fato destas variáveis apresentarem diferentes unidades. No entanto, nós tomamos como premissa que o aumento na quantidade de peixe pescado ou na renda é positivo para os pescadores. Desta forma, a perspectiva de *utilidade* consegue reunir ambas variáveis em uma mesma unidade, pois os efeitos de ambas variáveis são correlacionados (baseado em Marescot et al. 2013). Foi estabelecido, portanto, que diferentes decisões de pesca retornam distintos ganhos em termos de biomassa pesqueira. A biomassa pesqueira poderia ser utilizada para a subsistência do pescador, em termos de demanda alimentar, ou poderia ser revertida em renda. Para ambos os fins, a biomassa pesqueira serviria como uma medida de *utilidade*, que poderia, portanto, ter diferentes propósitos ou finalidades. Dentro da perspectiva de *utilidade*, essa unidade integradora deve ser maximizada a partir das decisões de pesca.

Para definirmos a função de utilidade, que deve ser maximizada, vamos estabelecer duas variáveis de tempo:  $d = 1, 2, \dots, D$  e  $t = 1, 2, \dots, T$ , onde  $D$  representa os dias de pesca dentro de um mês de esforço, e  $T$  é o número de períodos dentro de cada mês, em semanas. Desta maneira,  $T + 1$  representaria o primeiro dia após um mês de esforço de pesca.

A variável de estado  $X = X(t, d)$  representa a biomassa de pesca no início do período

$t$  do mês  $d$ . O modelo apresenta níveis de recurso indicando que é possível acumulá-los. Com isso, o pescador pode adentrar o mês de pesca seguinte com disponibilidade de reservas de recursos, podendo ser de nível baixo, intermediário ou alto. Embora o modelo apresente esta

12

possibilidade, para este estudo foi estabelecido que as reservas de pesca de um mês não são acumuladas para o mês seguinte, de modo que o pescador entra no mês seguinte sem acúmulo de recursos. Adotou-se essa medida com a finalidade do trabalho refletir de forma mais verdadeira a realidade dos pescadores, visto que, o acúmulo de recurso só é viável para famílias que detém fornecimento confiável de gelo ou eletricidade e a grande maioria carecem de recursos e equipamentos de instalações de refrigeração que conservem o peixe por uma escala de tempo maior (Tregidgo et al. 2020). Para cada período  $t$ , o pescador deve escolher entre diferentes tipos de pesca. Cada tipo pode representar uma única ou um grupo de espécies de peixes que retornam diferentes quantidades de biomassa de pesca por esforço. Porém, estas escolhas diferem quanto ao sucesso de captura por esforço de pesca. Foi estabelecido, portanto, um *trade-off* entre as escolhas dos tipos de pesca, na medida que as decisões que trazem mais retorno são aquelas que têm menor probabilidade de sucesso por esforço de pesca. Desta maneira, os pescadores precisam decidir entre situações que trazem maior retorno, a um maior risco, ou que trazem pouco retorno, mas são mais garantidas de serem obtidas. Os valores de retorno em biomassa pesqueira e probabilidade de sucesso de cada decisão estão disponíveis na Tabela 1.

Foi assumido que a biomassa pesqueira adquirida é utilizada a cada período para subsidiar a subsistência da população de pescadores. Esse custo de subsistência para cada  $t$  é dado por uma constante que é subtraída do montante adquirido por cada decisão de pesca. Para o mês que antecede o período da Piracema, outros custos de subsistência são

adicionados. Estes custos são associados às constantes  $pA$  e  $pB$ , que representam as probabilidades de alta ou baixa dependência dos recursos pesqueiros como fonte alimentar durante o período de pesca proibida. A probabilidade de baixa dependência  $pB = 1 - pA$ . Diferentes valores de  $pA$ , portanto, representam diferentes níveis de risco quanto às

Tabela 1 - Valores de parâmetros utilizados no modelo de decisão ótima de pesca.

Parâmetros	Significado	Valor
$X_{max}$	Máximo de biomassa pescada	$4 \times 10^4 g$
lamda	Probabilidade de encontrar o recurso	90%
		45%
		30%
		22%
		18%
		15%
		13%
		11%
		10%
e	Ganho em biomassa inversamente proporcional ao lamda	09%
		$0.5 \times 10^4 g$
		$1 \times 10^4 g$
		$1.5 \times 10^4 g$
		$2 \times 10^4 g$
		$2.5 \times 10^4 g$
		$3 \times 10^4 g$
		$3.5 \times 10^4 g$
		$4 \times 10^4 g$
		$4.5 \times 10^4 g$
$5 \times 10^4 g$		
$N_x$	Níveis de recurso	Baixo, Intermediário e Alto
$pD$	Probabilidade de depender da pesca como fonte única de recurso	18, 36, 54, 72 e 90 (%)
$m_0$	Quantidade mínima de biomassa que o pescador adentra o mês	$0.5 \times 10^4 g$

gama	Custo da pesca	0.75
D	Tamanho do período de pesca dentro de um mês	30 dias
T	Número de períodos dentro de cada mês	4 semanas

alternativas para a seguridade alimentar dos pescadores durante o período da Piracema.

Nos meses não imediatos ao período da Piracema, março a setembro, a utilidade da biomassa de pesca é definida por uma função que tem como variável a quantidade de biomassa pesqueira; de forma que:

$$\begin{aligned}
 &= 0 \text{ se } x < x \text{ crítico} \\
 U(x, T + 1, d) & \\
 &= x^z \text{ se } x > x \text{ crítico}
 \end{aligned}$$

onde, no cenário em que o pescador não consegue atingir uma biomassa crítica de pescado sua utilidade é zero, pois essa biomassa crítica representa o mínimo necessário para subsistência. O termo  $z$  refere-se a sensibilidade da utilidade à biomassa de pesca adquirida. Para valores de  $z < 1$ , a utilidade pouco aumenta para valores altos de biomassa adquirida. Para valores de  $z = 1$  a utilidade aumenta linearmente com a biomassa de pesca adquirida e para valores de  $z > 1$ , a utilidade aumenta exponencialmente com a biomassa de pesca adquirida. Desta forma, foi assumido que cenários com valores de  $z < 1$  representam situações onde a população de pescadores utilizam os recursos de pesca para subsistência, onde depois de certo limite, a utilidade não aumentaria com o aumento da biomassa de pesca adquirida. Já para os cenários com valores de  $z = 1$  ou  $z > 1$ , quanto mais biomassa adquirida maior a utilidade, o que representaria uma situação onde os pescadores transformam a

biomassa adquirida em renda. O quanto de renda é gerada para cada unidade de biomassa de pesca depende diretamente do valor de  $z$ , onde essa relação seria mais pronunciada para valores maiores de  $z$ .

No mês que antecede imediatamente ao período da Piracema, a utilidade da biomassa

15

de pesca é definida pela probabilidade máxima de garantir a quantidade mínima de subsistência associada à quantidade de biomassa de pesca:

$$\begin{aligned}
 &= 0 \text{ se } x < (1 - pA) \\
 U(x, T + 1, D) & \\
 &= (1 - pA) * x^z + pb * x^z \text{ se } x > (1 - pA)
 \end{aligned}$$

Neste caso, a utilidade é condicionada à probabilidade de dependência exclusiva dos recursos da pesca no período de proibição da pesca.

A equação de programação dinâmica, que determina a utilidade a cada passo de tempo (i.e., para todo  $t < T$ ) é dada por:

$$U(x, t, d) = \max[1 - p(\text{sucesso de captura})]U(x'i, t + 1, d)$$

onde:

$$x'i = x + \text{ganho} - \text{custo de esforço de captura}, \text{ dado que } 0 \leq x'i \leq x_{\max}$$

O script de programação para a solução da equação de programação dinâmica foi desenvolvido utilizando a linguagem R, e está disponível como um anexo do trabalho de dissertação. Uma descrição detalhada de como a programação dinâmica, a partir da técnica de

indução retrógrada, é capaz de solucionar problemas de natureza estocástica, conforme estabelecido nas formulações acima, pode ser obtido em Mangel (2015).

## Resultados

### *1. Pesca na bacia hidrográfica pantaneira - Bacia do Alto Paraguai*

Foram constatadas 16 espécies de peixes da região reunidas sob 13 nomes comuns

16

(ver tabela 2). De acordo com as análises de frequência de captura e mensuração da biomassa capturada - ambas por espécies - a pesca comercial realizada na bacia hidrográfica pantaneira se apresentou altamente seletiva. Embora a maioria das espécies, com exceção do Tucunaré (*Cichla piquiti*) e Curimbatá (*Prochilodus lineatus*), tenham registro de captura em quase todos os meses de pesca permitida durante os 22 anos de coleta de dados do SCPESCA, há uma discrepância na quantidade de biomassa pescada de cada uma delas (figura 2). As espécies consideradas nobres no mercado têm maior porcentagem de captura, que são: Pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*), Cachara (*Pseudoplatystoma reticulatum*) e Pacu (*Piaractus mesopotamicus*). As três espécies mencionadas somam aproximadamente 75% de toda biomassa capturada na BAP. As demais espécies que não são consideradas nobres e, portanto, podem ser encontradas no mercado por um preço mais baixo, apresentam uma taxa de captura, em termos de biomassa, inferior. A classificação de valoração das espécies que ocorrem na BAP e, conseqüentemente, a taxa de retorno que cada um fornece é dada principalmente pelo tamanho do indivíduo que varia entre as espécies. Assim, as espécies com maior exigência de tamanhos mínimos de captura possuem, também, maiores retornos (figura 3).

## 2. Predições do modelo

Foi analisado o comportamento de pesca, no que diz respeito ao esforço de pesca e a preferência pelas espécies, de acordo com as variáveis (1) dependência do pescador pela pesca - possui ou não possui fontes alternativas de recursos e (2) a sensibilidade da utilidade à biomassa de pesca adquirida. Os resultados incluem 18 cenários - gerados para entender o comportamento de pesca frente ao período da Piracema - reunidos em 2 gráficos distintos (figuras 4 e 5). Desta forma, os gráficos 4 e 5 comportam cada cenário gerado, onde o eixo x

17

Tabela 2 - Relação das espécies de peixes computadas pelo Scpesca/MS.

Nome comum	Nome científico
Barbado	<i>Pirirampus pirinampu</i> (Spix & Agassiz, 1829) <i>Luciopimelodus pati</i> (Valenciennes, 1840)
Cachara	<i>Pseudoplatystoma reticulatum</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889) <sup>1</sup>
Curimatá	<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)
Dourado	<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)
Jaú	<i>Zungaro jahu</i> (Ihering, 1898) <sup>2</sup>
Jurupensém	<i>Sorubim lima</i> (Bloch & Schneider, 1801)
Jurupoca	<i>Hemisorubim platyrhynchos</i> (Valenciennes, 1840)
Pacu	<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887)
Piavuçu	<i>Leporinus macrocephalus</i> Garavelo & Britski, 1988)
Pintado	<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)
Piranha	<i>Pigocentrus nattereri</i> (Kner, 1858) <i>Serrasalmus maculatus</i> (Kner, 1858) <i>Serrasalmus marginatus</i> (Valenciennes, 1837)
Piraputanga	<i>Brycon hilarii</i> (Valenciennes, 1850)
Tucunaré	<i>Cichla piquiti</i> (Kullander & Ferreira, 2006) <sup>3</sup>

<sup>1</sup> Espécie descrita anteriormente como *Pseudoplatystoma fasciatum* (Linnaeus, 1766).

<sup>2</sup> Espécie descrita anteriormente como *Paulicea luetkeni* (Steindachner, 1875) e que passou a ser considerado como um sinônimo júnior por Lundberg & Littman (2003).

<sup>3</sup> Espécie introduzida. Originária da Bacia Amazônica.

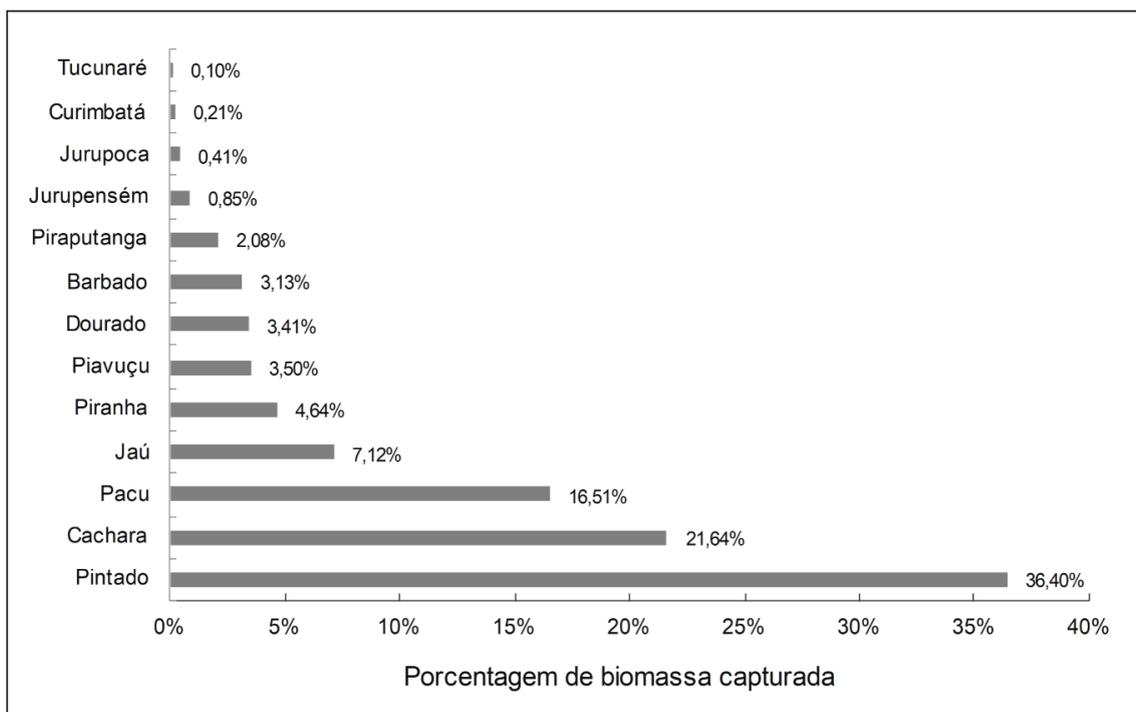


Figura 2. Porcentagem de biomassa capturada pela pesca profissional artesanal com finalidade de comércio na Bacia do Rio Alto Paraguai nos anos de 1995 a 2016.



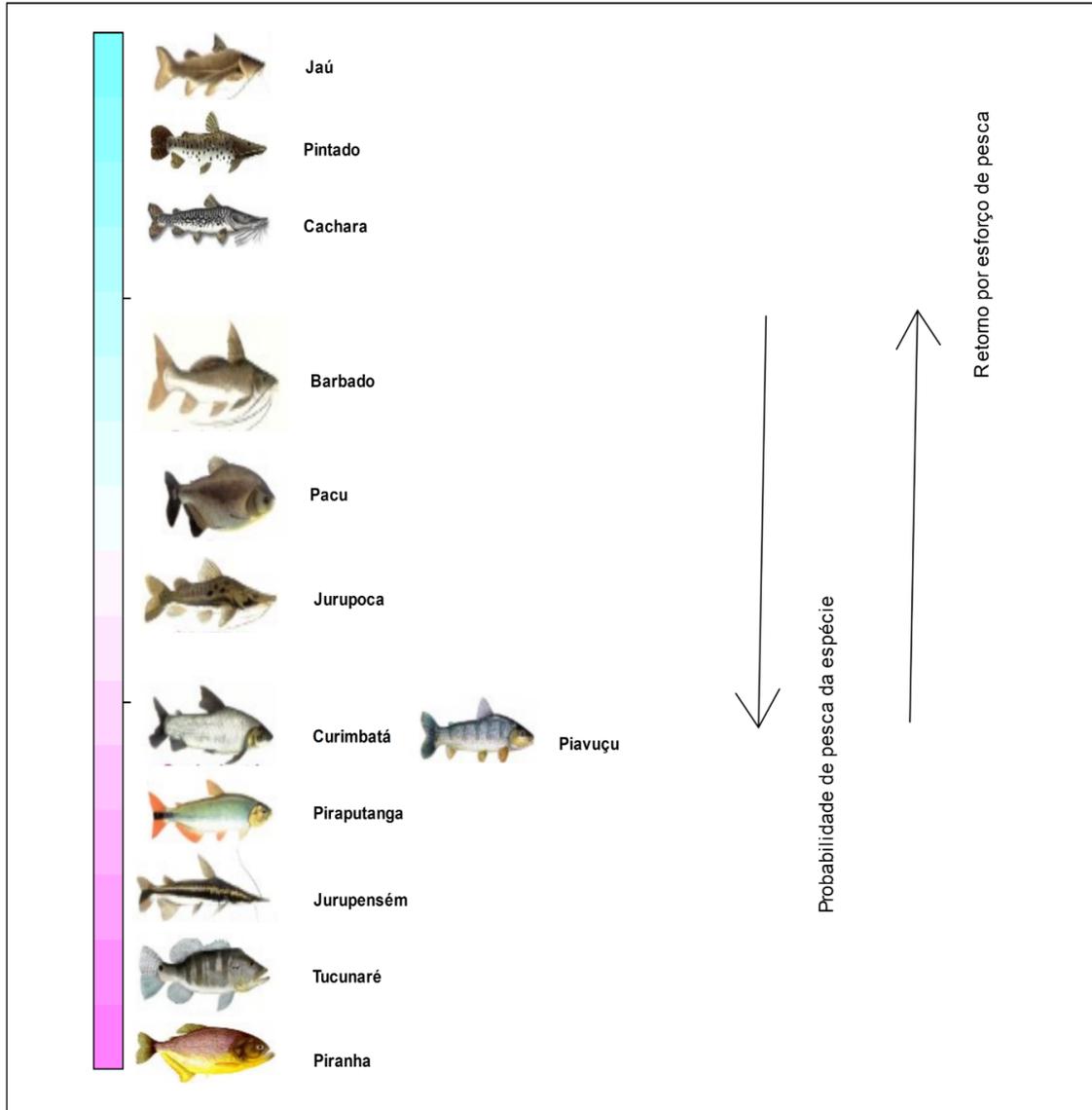


Figura 3. Gradiente de valoração das espécies de peixes na bacia hidrográfica pantaneira. Gradiente foi elaborado com base na tabela de tamanho mínimo de cada espécie permitido para captura. Quanto maior o tamanho mínimo de captura mais qualitativa a espécie se encontra no gradiente. Tabela com tamanho mínimo está disponível em: <https://www.semagro.ms.gov.br>

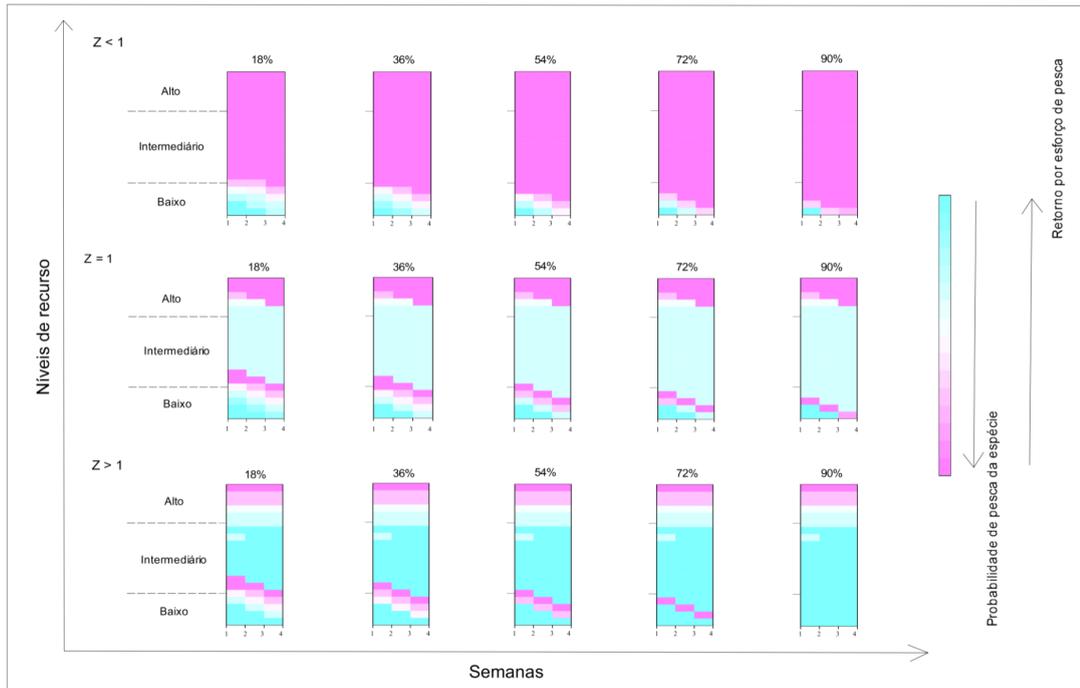


Figura 4. Representação do possível comportamento dos pescadores profissionais artesanais no mês que antecede imediatamente à Piracema. A seleção por espécies de peixes varia de acordo com a sensibilidade da utilidade à biomassa de pesca adquirida e dependência do pescador pela pesca. A dependência está representada pelas porcentagens, sendo 18% pouco dependente e 90% muito dependente. Já o  $z$  retrata a sensibilidade, sendo  $z < 1$  - subsistência e  $z = 1, z > 1$  - renda.

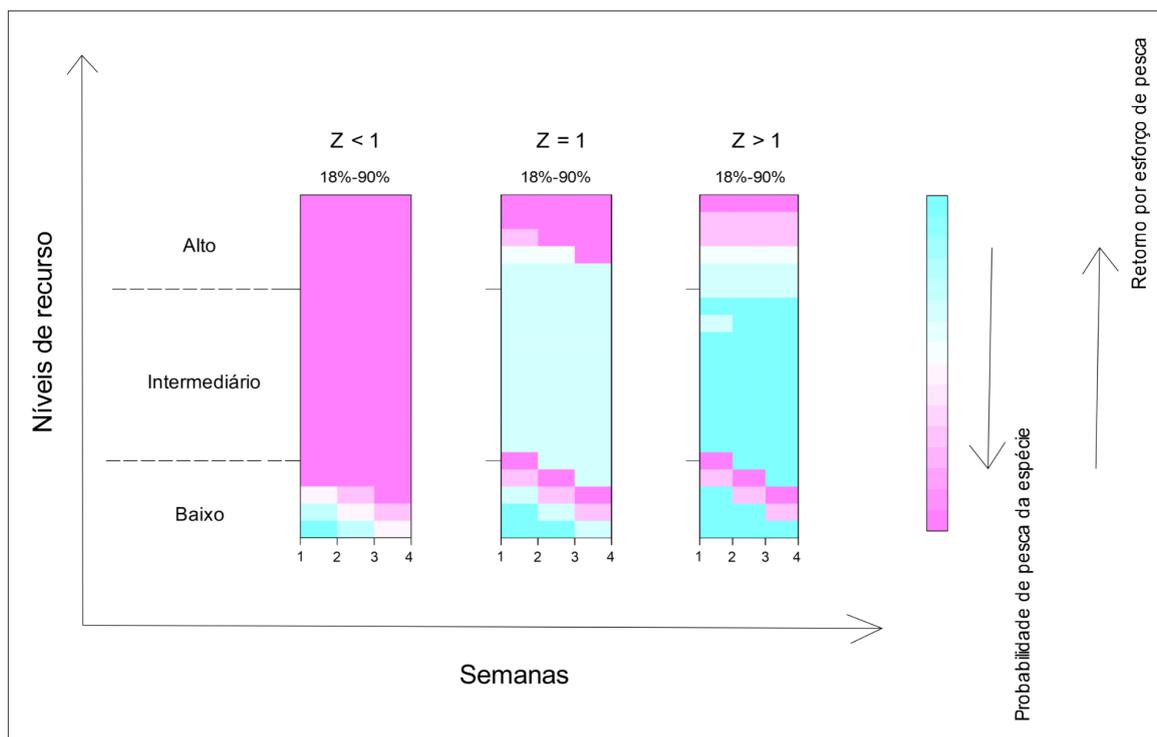


Figura 5. Representação do possível comportamento dos pescadores profissionais artesanais nos meses que não antecedem imediatamente à Piracema. A seleção por espécies de peixes varia de acordo com a sensibilidade da utilidade à biomassa de pesca adquirida. O comportamento de pesca manteve-se constante em relação à dependência e, por isso, há apenas um gráfico retratando todas as probabilidades. A dependência está representada pelas porcentagens que variam de 18% a 90%. Já o  $z$  retrata a sensibilidade, sendo  $z < 1$  - subsistência e  $z = 1$ ,  $z > 1$  - renda.

representa as semanas do mês e o eixo  $y$  os níveis de recurso que o pescador já possui ao adentrar o mês da pesca. Ainda que o modelo apresente níveis de recurso, considerou-se que os pescadores adentram o mês sem reserva. Em cada unidade de tempo há uma decisão do esforço de pesca. Os resultados mostraram que as duas variáveis estudadas - dependência e sensibilidade - influenciam as decisões de pesca. Os resultados serão separados e descritos de acordo com a sensibilidade da utilidade.

A pesca destinada para a subsistência,  $z < 1$ , apresentou uma preferência, quase que majoritariamente, por espécies de maior abundância traduzida na probabilidade de sucesso de pesca, e, conseqüentemente, menor retorno (figuras 4 e 5;  $z < 1$ ). Essa preferência é vista tanto para o mês que antecede imediatamente à Piracema (figura 4;  $z < 1$ ) quanto para os demais meses (figura 5;  $z < 1$ ). Para os meses que não antecedem de imediato a Piracema, a dependência do pescador pela pesca não influenciou na resposta do comportamento; as escolhas mantiveram-se constantes (figura 5;  $z < 1$ ). Já para o mês próximo a Piracema, o grau de dependência foi um fator determinante para as decisões de pesca frente à proibição da pesca, de modo que a preferência pelas espécies abundantes aumenta conforme a dependência pela pesca torna-se maior (figura 4;  $z < 1$ ) quando o pescador possui um nível de recurso baixo.

Quando a sensibilidade de pesca está mais alinhada para a obtenção de renda  $z = 1$ , observou-se que a preferência foi, principalmente, por espécies com abundância e retorno interpostos aos extremos alto e baixo (figuras 4 e 5;  $z = 1$ ); independente do mês referido - imediato ou não ao período da Piracema. Os meses que não antecedem imediatamente à Piracema não apresentaram variação no comportamento pesqueiro considerando a variável de dependência pela pesca (figura 5;  $z = 1$ ). Ao contrário deste resultado, nos meses próximos a Piracema a dependência pela pesca foi influente nas decisões. Conforme a dependência

aumenta, a preferência por espécies abundantes diminui.

Por último, para  $z > 1$  as decisões de pesca foram, predominantemente, em peixes menos abundantes, porém que retornam maior ganho (figuras 4 e 5;  $z > 1$ ). Essa preferência é vista tanto para o mês que antecede imediatamente à Piracema (figura 4;  $z > 1$ ) quanto para os demais meses (figura 5;  $z > 1$ ). Para os meses não imediatos à Piracema, não houve nenhuma alteração na seleção de espécies quando associada à dependência pela pesca (figura 5;  $z > 1$ ). Já para o mês próximo ao período de proibição da pesca, o grau de dependência foi um fator influente na resposta frente à insegurança. A escolha por espécies de alto retorno em ganho aumenta conforme a probabilidade do pescador não possuir outra fonte de recurso também aumenta.

## **Discussão**

Este estudo mostra que a dependência pela pesca e a utilidade do pescado (i.e. retorno proveniente do acúmulo de pescado) moldam o comportamento pesqueiro na Bacia do Alto Paraguai (BAP) e influenciam a decisão do pescador de quando alocar o esforço de pesca em espécies maiores, e mais rentáveis, ou menores, porém mais fáceis de serem obtidas. Os resultados mostraram que a pesca destinada para subsistência possui um enfoque maior em espécies menores e mais abundantes. Isto sugere que dependendo do contexto, alocar o esforço de pesca em espécies menores também pode ser uma decisão vantajosa para os pescadores profissionais artesanais e suas famílias. Por outro lado, à medida que a utilidade da pesca é voltada para o comércio, o perfil de pesca possui um enfoque em espécies maiores - mesmo que sejam menos abundantes. Este resultado é corroborado pelos dados dos 22 anos de pesca na BAP nos quais mostram que a pesca de comércio possui um caráter altamente seletivo; tendo o esforço pesqueiro concentrado nas poucas espécies que são mais valiosas no

mercado. Em última análise, os resultados obtidos no presente estudo, sugerem quais comportamentos de pesca devem prevalecer em situações de insegurança alimentar e financeira decorrente do período da piracema. Nos parágrafos seguintes serão discutidas as possíveis razões que podem explicar os padrões observados nos cenários estudados e as implicações ecológicas destes resultados.

As predições teóricas deste estudo sugerem que os pescadores que possuem alta dependência pela pesca como única fonte de recurso intensificam o padrão de pesca em espécies com menor retorno, mas mais abundantes, quando a utilidade do pescado se assemelha aos padrões de subsistência. Pescadores com perfil voltado para uma alta dependência da pesca e uma total ausência de outros meios financeiros e de subsistências apresentaram um índice de vulnerabilidade muito mais alto do que os pescadores que possuem meios alternativos de subsistência e trabalho (Béné 2009, Martins et al. 2019). Isto sugere que a incerteza de um retorno, que provém de uma única fonte compatível com as necessidades familiares, implica uma preocupação maior em relação à segurança alimentar (Olale & Henson 2013, Gasalla et al. 2017, Martins & Gasalla 2020). Diversos fatores podem estar atrelados à questão da pesca como única fonte de recurso de comunidades e famílias: cultural, social, financeiro e educacional. Seja como for, pescadores com maior dificuldade ao acesso a outras fontes de recursos reduzem a estratégia de esforço em espécies com maior retorno em biomassa, porém menos abundantes e intensificam o esforço em espécies menores e mais abundante com a finalidade de reduzir o risco de insucesso da pesca e garantir o consumo de proteína animal (Bell et al. 2009). Na BAP a alta dependência da pesca como única fonte de recurso é a realidade mais predominante (Araujo et al. 2019). Dos pescadores, 88% destinam o pescado tanto para renda familiar quanto alimentação e 48%, em caso extremo de insegurança alimentar e financeira, mudariam para outra região a fim de buscar

novas oportunidades na pesca, porque alegam não terem conhecimento para exercer outras atividades profissionais como fonte alternativa de renda (Araujo et al. 2019). Importante ressaltar que apesar desses pescadores não encontrarem suporte em atividades alternativas, eles encontram em políticas públicas. Como é o caso do seguro-defeso, que tem o objetivo de estabelecer uma remuneração para os pescadores profissionais artesanais durante os meses da piracema que garante maior segurança econômica e alimentar para as famílias de pescadores ao mesmo tempo que diminui a pressão aos recursos pesqueiros durante o período reprodutivo das espécies (Araujo et al. 2019).

Em contraste, os pescadores que possuem alta dependência pela pesca como única fonte de recurso no período da piracema intensificam o padrão de pesca em espécies com maior retorno, mesmo que menos abundantes, quando a utilidade do pescado se assemelha aos padrões de pesca comercial. Foi observado em estudos prévios que pescadores mais flexíveis para realizar outras atividades (outros trabalhos) mostram uma maior abertura para investir em espécies de maior risco e maior retorno em biomassa (Martins et al. 2019, Silva & Siebert 2019). Essa flexibilidade ocorre no emprego de estratégias e a mais usual é a de *entering and leaving* (entrar e sair) na pesca. Ou seja, quando a pesca está ruim, o pescador que possui essa flexibilidade passa a realizar atividades alternativas esperando obter maior ganho até o momento em que seja vantajoso pescar novamente (Nunes et al. in press). Outras estratégias também são utilizadas, como compensar o declínio da captura aplicando maior esforço de pesca e/ou usar equipamentos alternativos e geralmente mais eficientes (McClanahan et al. 2005). Assim, a disposição dos indivíduos para se adaptar à insegurança alimentar e financeira pode ser impulsionada por fontes alternativas de empregos onde a oportunidade de investir em espécies rentáveis é facilitada, não comprometendo a subsistência e a renda (Daw et al. 2012, Martins et al. 2019). Estas observações contradizem

nossa expectativa teórica de que a menor incerteza devido ao período da Piracema diminui a pressão em espécies que trazem maior retorno. Para melhor compreensão deste fenômeno, é importante salientar que a seletividade da pesca ocorre em função da preferência do público consumidor e de mercados locais. Tanto a pesca de subsistência quanto a pesca de renda são inerentemente seletivas, pois os pescadores escolhem espécies baseadas em interesses particulares (Fenberg & Roy 2008, Zhou et al. 2010, Tiriba & Santana 2017, Doria et al. 2020). Ainda, a pesca comercial detém uma característica seletiva maior que a pesca de subsistência por ser concentrada e ditada por espécies maiores e mais rentáveis no mercado (Tregidgo et al. 2021). O comércio de pescado na BAP é basicamente local e entre municípios, isso sugere que fluxos dentro da pesca em escala local são provenientes do poder aquisitivo do público consumidor.

Os dados de 22 anos compilados corroboram com estas observações e mostram que os esforços da pesca comercial estão concentrados no Pintado, Cachara e Pacu e juntos correspondem a 74,5% do total de biomassa capturada na BAP (Araujo et al. 2019, Schulz et al. 2019). Nos comércios locais na BAP, estas espécies possuem um valor econômico maior e, conseqüentemente sofrem maior pressão de pesca seletiva, por apresentarem maior tamanho corpóreo (Tocantins et al. 2011, Tiriba & Santana 2017). Sabe-se que os mercados locais em regiões mais desenvolvidas têm consumidores com maior poder aquisitivo, e com isso, pescadores renunciam à captura de muitas espécies em favor de algumas espécies-alvo mais rentáveis (Reddy et al. 2013, Bieg et al. 2018). Neste trabalho não foi avaliado o poder aquisitivo dos consumidores locais de peixe, porém considerar esta variável em trabalhos futuros pode ser importante para entender melhor o funcionamento do esforço de pesca na BAP. De todo modo, a pesca seletiva é mais propensa a promover respostas compensatórias a partir de espécies individuais (Bieg et al. 2018). No caso da BAP, a resposta compensatória se

dá em um maior retorno financeiro através das espécies mais procuradas e consumidas pela região.

De forma geral, assim como observado neste estudo, a pesca de subsistência apresenta um comportamento menos seletivo. Pelo fato da pesca de subsistência não possuir um caráter exigente, esta tende a ser mais generalista do que seletiva. Dessa forma, o pescador aloca o esforço pesqueiro em espécies mais abundantes contando ter uma maior chance de sucesso de captura - considerando a certeza de que o que for pescado terá utilidade alimentar. Cada família que compõe as comunidades ribeirinhas possui um consumo alimentar aproximadamente fixo, podendo ser bastante variável entre famílias da mesma comunidade e sobretudo entre comunidades diferentes (Isaac et al. 2015). Não foi investigado o consumo das famílias pesqueiras, todavia trabalhos futuros que almejam expandir nossa abordagem devem analisar esta variável, a fim de determinar os diferentes graus de generalidade de acordo com a demanda alimentar familiar. Isso permitiria discutir e entender melhor onde se concentra o esforço de pesca ao longo de um *continuum* de espécies (figura 2) e quais sofrem maior pressão por este segmento de pesca.

No entanto, é necessário olhar a seletividade de forma mais abrangente, pois ela possui duas vias: a social, que condiz com os pescadores, e a ecológica, referente às comunidades de peixes. Adotar uma estratégia de pesca seletiva para maximizar o ganho, como mostra os resultados do modelo, é uma estratégia que pode provocar sobrepesca para as comunidades de peixes? Embora aparentemente pareça mais provável que a seletividade possui a capacidade de afetar a biodiversidade reduzindo temporariamente a abundância dos peixes, estas duas vias não são excludentes (Pomeroy et al. 2016). A pesca artesanal na BAP é realizada por ribeirinhos que vivem sob uma dinâmica social e ecológica que contribui para a sustentabilidade local das comunidades de peixe. As restrições impostas pelo próprio

sistema social (i.e. meios de subsistência alternativos e o uso de tecnologia relativamente simples - pesca com vara e anzol) e ecológico (i.e. pulso de inundação na planície) limitam a pesca a menos de 10% de todas as massas de água disponíveis durante grande parte do ano (Welcomme & Hagborg 1977, Chiaravalloti et al. 2017, Chiaravalloti & Dyble 2019). Isto mostra que a escala de captura de peixes pela pesca profissional-artesanal é modesta (Hoeftle & Bicalho 2016). Estas conclusões, somadas a limitações quanto à abordagem adotada no presente trabalho, fazem com que não sejamos capazes de inferir precisamente sobre os reais impactos das diferentes decisões de pesca sobre as populações de peixes. Portanto, trabalhos futuros devem avaliar como a intensificação da pesca pode afetar a viabilidade populacional (estoque pesqueiro) das espécies mais visadas, a partir das características demográficas de cada espécie e o emprego de modelos populacionais específicos.

Conclui-se, portanto, que os resultados aqui obtidos mostram que a pesca destinada para comércio possui um caráter seletivo maior que a pesca de subsistência, diferença que se acentua quanto maior a incerteza quanto às outras fontes de recursos no período da piracema. Foi observado que o esforço da pesca está atrelado à dependência e da utilidade dada à biomassa de pesca, e por isso, nem sempre é vantajoso concentrar-se apenas em espécies maiores e mais rentáveis. Esses resultados ajudam a entender que as variáveis estudadas atuam em conjunto e representam a complexidade das tomadas de decisões que minimizem a insegurança alimentar e financeira ocasionada pelo período da piracema; bem como, a importância ecológica das espécies que sofrem maior pressão de pesca. Espera-se que este estudo possa contribuir para a construção de uma compreensão mais ampla sobre aspectos sociais dos pescadores e aspectos ecológicos das comunidades de peixe a fim de promover o conhecimento para a manutenção dos pescadores profissionais artesanais e para a exploração sustentável da pesca na bacia hidrográfica do Pantanal.

## Referências bibliográficas

- Alho, C. J., & dos Reis, R. E. (2017). Exposure of fishery resources to environmental and socioeconomic threats within the Pantanal wetland of South America. *International Journal of Aquaculture and Fishery Sciences*.
- Alho, C. J., Mamede, S. B. Benites, M., Andrade, B. S., Sepúlveda, J. J. (2019). Threats to the biodiversity of the Brazilian Pantanal due to land use and occupation. *Ambiente & Sociedade*, 22.
- ANA (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico). 2020. Estatística pesqueira. Relatório de Andamento 06: Diagnóstico de Ictiofauna, Ictioplâncton e Pesca na RH Paraguai. Elaboração de Estudos de Avaliação dos Efeitos da Implantação de Empreendimentos Hidrelétricos na Região. 110p
- Anderson, C. N., Hsieh, C. H., Sandin, S. A., Hewitt, R., Hollowed, A., Beddington, J., ... & Sugihara, G. (2008). Why fishing magnifies fluctuations in fish abundance. *Nature*, 452(7189), 835-839.
- Araujo, M. D., Catella, A. C., Pellegrin, A., Fernandes, F. A., & Avila, A. F. D. (2019). Avaliação de impacto da contribuição da Embrapa na política do seguro-defeso. *Embrapa Pantanal-Artigo em periódico indexado*.
- Banco Mundial. (2012). Hidden Harvest : The Global Contribution of Capture Fisheries. Washington, DC. © World Bank. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/11873>  
License: CC BY 3.0 IGO.
- Barletta, M., Cussac, V. E., Agostinho, A. A., Baigún, C., Okada, E. K., Carlos Catella, A., ... & Fabré, N. N. (2015). Fisheries ecology in South American river basins. *Freshwater fisheries ecology*, 311-348.
- Bell, J. D., Kronen, M., Vunisea, A., Nash, W. J., Keeble, G., Demmke, A., ... & Andréfouët, S. (2009). Planning the use of fish for food security in the Pacific. *Marine Policy*, 33(1), 64-76.
- Béné, C. (2004). Poverty in small-scale fisheries: a review and some further thoughts. *Poverty and small-scale fisheries in West Africa*, 61-82.
- Béné, C. (2009). Are fishers poor or vulnerable? Assessing economic vulnerability in small-scale fishing communities. *The journal of development studies*, 45(6), 911-933.
- Béné, C., Steel, E., Luadia, B. K., & Gordon, A. (2009). Fish as the “bank in the water”– Evidence from chronic-poor communities in Congo. *Food policy*, 34(1), 108-118.
- Béné, C., & Friend, R. M. (2011). Poverty in small-scale fisheries: old issue, new analysis. *Progress in Development Studies*, 11(2), 119-144.
- Bieg, C., McCann, K. S., McMeans, B. C., Rooney, N., Holtgrieve, G. W., Lek, S., ... & Fraser, E. (2018). Linking humans to food webs: a framework for the classification of global fisheries. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(7), 412-420.
- Catella, A. C., Nascimento, F. L., Moraes, A. S., Resende, E. D., Calheiros, D. F., Oliveira, M. D., & Palmeira, S. D. S. (1997). Ictiofauna. *Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (Pantanal)–PCBAP. Diagnóstico dos Meios físico e biótico: meio biótico*. Brasília, 2, 323-400.
- Catella, A. C. (2003). A pesca no Pantanal Sul: situação atual e perspectivas. *Embrapa Pantanal-Documentos (INFOTECA-E)*.
- Chiaravalloti, R. M., Homewood, K., & Erikson, K. (2017). Sustainability and Land tenure: Who owns the floodplain in the Pantanal, Brazil?. *Land Use Policy*, 64, 511-524.
- Chiaravalloti, R. M., & Dyble, M. (2019). Limited open access in socioecological systems:

How do communities deal with environmental unpredictability?. *Conservation Letters*, 12(2), e12616.

Chiaravalloti, R., Catella, A., & Siqueira, A. (2022). Pesca Profissional Artesanal no Pantanal Sul: Histórico, Manejo dos Recursos e Recomendações para a Sustentabilidade. *Biodiversidade Brasileira*, 12(2): 1-15.

Dantas, J. G., de Oliveira Mota, T. D. S., Neta, R. N. F. C., Junior, A. R. T. (2017). Conhecimento tradicional sobre Piracema e Defeso da Pesca em duas comunidades da área de proteção ambiental da Baixada Maranhense. *Atos de Pesquisa em Educação*, 12(3), 641-659.

Daw, T. M., Cinner, J. E., McClanahan, T. R., Brown, K., Stead, S. M., Graham, N. A., & Maina, J. (2012). To fish or not to fish: factors at multiple scales affecting artisanal fishers' readiness to exit a declining fishery. *PloS one*, 7(2), e31460.

Diniz, M. H. (2017). Defaunação: a atual crise da biodiversidade. *Revista Brasileira de Direito Animal*, 12(1).

Doria, C. R. C., Dutka-Gianelli, J., de Sousa, S. T. B., Chu, J., & Garlock, T. M. (2020). Understanding impacts of dams on the small-scale fisheries of the Madeira River through the lens of the Fisheries Performance Indicators. *Marine Policy*, 104261.

dos Santos, A. A., & Gonçalves, W. N. (2019). Improving Pantanal fish species recognition through taxonomic ranks in convolutional neural networks. *Ecological Informatics*, 53, 100977.

Fenberg, P. B., & Roy, K. (2008). Ecological and evolutionary consequences of size-selective harvesting: how much do we know?. *Molecular ecology*, 17(1), 209-220.

Funge-Smith, S. J. (2018). Review of the state of world fishery resources: inland fisheries. *FAO Fisheries and Aquaculture Circular* n°. C942 Rev. 3.

Funge-Smith, S., & Bennett, A. (2019). A fresh look at inland fisheries and their role in food security and livelihoods. *Fish and Fisheries*, 20(6), 1176-1195.

Garcia, I. C. B. (2006). Influência da pesca seletiva sobre os comprimento médio de maturação em populações de dourado (*Salminus brasilienses*), piraputanga (*Brycon hilarii*) e curimatá (*Prochilodus lineatus*) no Rio Miranda, Mato Grosso do Sul (*Doctoral dissertation, Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul. 46p*).

Gasalla, M. A., Abdallah, P. R., & Lemos, D. (2017). Potential impacts of climate change in Brazilian marine fisheries and aquaculture. *Climate change impacts on fisheries and aquaculture: a global analysis*, 455-470.

Harris, M. B., Arcângelo, C., Pinto, E. C., Camargo, G., Ramos-Neto, M. B. & Silva, S. M. (2006). Estimativa da perda de cobertura vegetal original na Bacia do Alto Paraguai e Pantanal brasileiro: ameaças e perspectivas. *Natureza & Conservação*, 4(2), 50-66.

Hoefle, S., & Bicalho, A. M. (2016). Nature enclosures: historic peasants versus public and private conservation units of the Paraguay River in the Pantanal wetlands of western Brazil. *Belgeo. Revue belge de géographie*, (4).

Isaac, V. J., Almeida, M. C., Giarrizzo, T., Deus, C. P., Vale, R., Klein, G., & Begossi, A. (2015). Food consumption as an indicator of the conservation of natural resources in riverine communities of the Brazilian Amazon. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 87, 2229-2242.

Jansen, E. K. (1997). 'Poor Fisher Folk' the effects of trade and aid in the Lake Victoria. *Socioeconomics of the Lake Victoria Fisheries Project Technical Report No1. IUCN Eastern African Regional program, IUCN, Nairobi*.

Jimenez, É. A., Amaral, M. T., de Souza, P. L., Costa, M. D. N. F., Lira, A. S., & Frédou, F. L. (2020). Value chain dynamics and the socioeconomic drivers of small-scale fisheries on

the amazon coast: A case study in the state of Amapá, Brazil. *Marine Policy*, 103856.

Kapembwa, S., Gardiner, A., & Pétursson, J. G. (2021). Small-scale fishing: Income, vulnerability and livelihood strategies at Lake Itzhi-Tezhi, Zambia. *Development Southern Africa*, 38(3), 331-352.

Kawarazuka, N. (2010). The contribution of fish intake, aquaculture, and small-scale fisheries to improving nutrition: A literature review. *The WorldFish Center, Penang, Malaysia*, p. 51.

Kolding, J., & van Zwieten, P. A. (2011). The tragedy of our legacy: how do global management discourses affect small scale fisheries in the south?. In *Forum for development Studies* (Vol. 38, No. 3, pp. 267-297). Routledge.

Lo, M., Reed, J., Castello, L., Steel, E. A., Frimpong, E. A., & Ickowitz, A. (2020). The Influence of Forests on Freshwater Fish in the Tropics: A Systematic Review. *BioScience*, 70(5), 404-414.

Mangel, M. (2015). Stochastic dynamic programming illuminates the link between environment, physiology, and evolution. *Bulletin of Mathematical Biology*, 77(5), 857-877.

Marescot, L., Chapron, G., Chadès, I., Fackler, P. L., Duchamp, C., Marboutin, E., & Gimenez, O. (2013). Complex decisions made simple: a primer on stochastic dynamic programming. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(9), 872-884.

Martins, I. M., Gammage, L. C., Jarre, A., & Gasalla, M. A. (2019). Different but similar? Exploring vulnerability to climate change in Brazilian and South African small-scale fishing communities. *Human Ecology*, 47(4), 515-526.

Martins, I. M., & Gasalla, M. A. (2020). Adaptive Capacity Level Shapes Social Vulnerability to Climate Change of Fishing Communities in the South Brazil Bight. *Frontiers in Marine Science*, 7, 481.

McClanahan, T. I. M. O. T. H. Y., Davies, J., & Maina, J. (2005). Factors influencing resource users and managers' perceptions towards marine protected area management in Kenya. *Environmental conservation*, 32(1), 42-49.

McIntyre, P. B., Liermann, C. A. R., & Revenga, C. (2016). Linking freshwater fishery management to global food security and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 113, 12880–12885.

Mills, D., Béné, C., Ovie, S., Tafida, A., Sinaba, F., Kodio, A., ... & Lemoalle, J. (2011). Vulnerability in African small-scale fishing communities. *Journal of International Development*, 23(2), 308-313.

Moraes, A. S., & Seidl, A. F. (2019). Sport fishing trips to the Southern Pantanal (Brazil). *Revista de Economia e Sociologia Rural*, 36(3), 211-226

Neiland, A. E. (2004). Fisheries development, poverty alleviation and small-scale fisheries: a review of policy and performance in developing countries since 1950. *Poverty and small-scale fisheries in West Africa*, 189-208.

Netto, S. L., & de Fátima Mateus, L. A. (2018). Comparação entre a pesca profissional-artesanal e pesca amadora no Pantanal de Cáceres, Mato Grosso, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 35(3), 373-387.

Neuburger, M., & Da Silva, C. J. (2011). Riberinhos between ecological adaptation and modernisation. *The Pantanal: ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*, 674-94.

Olale, E., & Henson, S. (2013). The impact of income diversification among fishing communities in Western Kenya. *Food policy*, 43, 90-99.

Peng, W., Berry, E. M., Ferranti, P., Berry, E., & Anderson, J. (2019). The concept of food security. *Encyclopedia of Food Security and Sustainability*, 2, 1-7.

Perry, R. I., Ommer, R. E., Allison, E. H., Badjeck, M. C., Barange, M., Hamilton, L., ... &

- Sumaila, U. R. (2010). Interactions between changes in marine ecosystems and human communities. *Marine ecosystems and global change*, 221-252.
- Platteau, J. P. (1989). Penetration of capitalism and persistence of small-scale organizational forms in Third World fisheries. *Development and Change*, 20(4), 621-651.
- Polícia Militar Ambiental de Mato Grosso do Sul (PMA - MS). (2020). Cartilha do Pescador. Disponível em: <https://www.pm.ms.gov.br/wp-content/uploads/2020/02/cartilha-pescador-2020.pdf>
- Pomeroy, R., Parks, J., Mrakovcich, K. L., & LaMonica, C. (2016). Drivers and impacts of fisheries scarcity, competition, and conflict on maritime security. *Marine Policy*, 67, 94-104.
- Reddy, S. M., Wentz, A., Aburto-Oropeza, O., Maxey, M., Nagavarapu, S., & Leslie, H. M. (2013). Evidence of market-driven size-selective fishing and the mediating effects of biological and institutional factors. *Ecological Applications*, 23(4), 726-741.
- Rockenbach, E. L. (2016). A (im)possibilidade de aplicação do princípio da insignificância para o crime de pesca predatória.
- Salagrama, V. (2006). Trends in poverty and livelihoods in coastal fishing communities of Orissa State, India. *Food & Agriculture Org*, nº 490.
- Schulz, C., Whitney, B. S., Rossetto, O. C., Neves, D. M., Crabb, L., de Oliveira, E. C., ... & da Silva, C. A. (2019). Physical, ecological and human dimensions of environmental change in Brazil's Pantanal wetland: Synthesis and research agenda. *Science of the total environment*, 687, 1011-1027.
- Sibhatu, K. T., Krishna, V. V., & Qaim, M. (2015). Production diversity and dietary diversity in smallholder farm households. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(34), 10657-10662.
- Silva, R. A., & Siebert, T. H. R. (2019). Levantamento dos principais peixes comercializados na feira do pescado de Santarém-Pará, de setembro de 2017 a janeiro de 2018. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*, 12(1), 62-74.
- Tiriba, L., & Santana, F. (2017). From the field journal: conversations about work culture with fisherwomen and fishermen from Mato Grosso's Pantanal. *Trabalho & Educação-ISSN 1516-9537/e-ISSN 2238-037X*, 26(2), 65-84.
- Tocantins, N., Rossetto, O. C., & Borges, F. R. (2011). Abordagem socioeconômica dos pescadores filiados à colônia Z11: município de Poconé, Pantanal de Mato Grosso, Brasil. *Revista Geográfica de América Central*, 2, 1-9.
- Tregidgo, D., Barlow, J., Pompeu, P. S., & Parry, L. (2020). Tough fishing and severe seasonal food insecurity in Amazonian flooded forests. *People and Nature*, 2(2), 468-482.
- Tregidgo, D., Parry, L., Barlow, J., & Pompeu, P. S. (2021). Urban market amplifies strong species selectivity in Amazonian artisanal fisheries. *Neotropical Ichthyology*, 19.
- Upton, J. B., Cissé, J. D., & Barrett, C. B. (2016). Food security as resilience: Reconciling definition and measurement. *Agricultural economics*, 47(S1), 135-147.
- Vivekanandan, E. (2019). Seasonal Fishing Ban: Need for collecting and applying right type of scientific information. *Marine Fisheries Information Service; Technical and Extension Series*, (240), 7-16.
- Weeratunge, N., Béné, C., Siriwardane, R., Charles, A., Johnson, D., Allison, E. H., ... & Badjeck, M. C. (2014). Small-scale fisheries through the wellbeing lens. *Fish and Fisheries*, 15(2), 255-279.
- Welcomme, R. L., Cowx, I. G., Coates, D., Béné, C., Funge-Smith, S., Halls, A., & Lorenzen, K. (2010). Inland capture fisheries. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365(1554):2881-96.
- Welcomme, R. L., & Hagborg, D. (1977). Towards a model of a floodplain fish population

and its fishery. *Environmental biology of fishes*, 2(1), 7-24.

Zhou, S., Smith, A. D., Punt, A. E., Richardson, A. J., Gibbs, M., Fulton, E. A., ... & Sainsbury, K. (2010). Ecosystem-based fisheries management requires a change to the selective fishing philosophy. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(21), 9485-9489.

Zumak, A., Tolone, W., & Larcher, L. Caracterização geográfica da BAP e do bioma Pantanal. (2021) In: Rabelo, A. P. C., Souza, M. G. de (Org.). *Bacia do Alto Paraguai: uma viagem no tempo*. Brasília, DF: Ibict, p. 24-53.

### Anexo 1 - Algoritmo desenvolvido na linguagem R para a solução da equação de programação dinâmica proposta no trabalho.

```
### Inicio do codigo

library(lattice)

library(gridExtra)

library(grid)

#variação na probabilidade de depender de outras fontes de alimento no período de restrição

for (condition in 1:5) {

  if (condition == 1) {

    pb <- 0.18

  }

  else if (condition == 2) {

    pb <- 0.36

  }

  else if (condition == 3) {

    pb <- 0.54

  }

  else if (condition == 4) {

    pb <- 0.72

  }

  else {
```

```

pb <- 0.9
}

#interpolacao
interpolat <- function(x1) {
  xc = x1 * NX / xmax
  if(xc < 1){
    return(0)
  }
  ix = floor(xc)
  dx = xc - ix
  if (ix == NX) {
    f_interpol <- Fit[a,(t + 1), ix]
    return(f_interpol)
  }
  else {
    f_interpol <- (1 - dx) * Fit[a,t + 1, ix] + dx * Fit[a,(t + 1), (ix + 1)]
    return(f_interpol)
  }
}

interpolat_night <- function(x1) {
  xc = x1 * NX / xmax
  if(xc < 1){
    return(0)
  }
  ix = floor(xc)
  dx = xc - ix
  if (ix == NX) {
    f_interpol <- Fit[a, 1, ix]
    return(f_interpol)
  }
  else {
    f_interpol <- (1 - dx) * Fit[a,1, ix] + dx * Fit[a,1, (ix + 1)]

```

```

    return(f_interpol)
  }
}

mes <- 2

NX = 20 # of x-levels

semanas = 4

xmax = 4

xmin = 0

fx = 5

lambda = c(0.9, 0.45, 0.3, 0.22, 0.18, 0.15, 0.13, 0.11, 0.1, 0.09) # prob de encontrar recurso

e = c(0.5, 1, 1.5, 2, 2.5, 3, 3.5, 4, 4.5, 5)

cg = 0.4

m0 = 1.5

gama = 0.5 (custo da pesca)

delta = 1.0 / (semanas)

escolha = 10

D = array(NA, c(mes,semanas - 1, NX))

Fit = array(NA, c(mes, semanas, NX))

#pesca = update em funcao do tempo e quantidade (x)

for (x in 1:NX){
  xreal = x * xmax / (NX + 0.0)

  if (xreal == 0) {
    Fit[mes, semanas, x] = 0
  }
  else {
    if (xreal <= (1-pb)) {
      Fit[mes,semanas, x] = 0
    }
    # else if (xreal <= pb) {
    #
    #   Fit[mes,semanas, x] = (1 - pb) * x^1
  }
}

```

```

#
# }
else {
  Fit[mes,semanas, x] = (1 - pb) * x^0.8 + pb * x^0.8
}
}
}
for (a in mes:1) {
  for (t in (semanas - 1):1) {
    for (x in 1:NX) {
      xreal = x * xmax / (NX + 0.0)
      maxutil = 0
      for (esc in 1:escolha) {
        xprime0 = xreal - delta * gama * m0
        if (xprime0 <= 0) {
          utilidade = 0.0;
        }
        else {
          x1 = xprime0 + delta * e[esc]
          x2 = xprime0
          if (x1 > xmax) {
            x1 = xmax
          }
          prob_food <- (lambda[esc])
          utilidade = prob_food * interpolar(x1) + (1-prob_food)*interpolar(x2)
        }
        if (utilidade > maxutil) {
          maxutil <- utilidade
          D[a,t, x] <- esc
        }
        Fit[a,t, x] = maxutil
      }
    }
  }
}

```

```

}

for (x in 1:NX) {

  xreal = x * xmax / (NX + 0)

  if (xreal <= (cg)) {

    Fit[(a-1),semanas, x] = 0

  }

  # else if (xreal <= cb) {

  #   Fit[(a-1),semanas, x] = (1 - pb) * interpolat_night((xreal - cg))

  # }

  else {

    Fit[(a-1),semanas, x] = x^1.2 # (1 - pb) * interpolat_night((xreal - cg)) + pb *
interpolat_night((xreal - cb))

  }

}

}

#PLOT

if (condition == 1){

  plot1 <- levelplot(D[1,,], xlab="semanas",

    ylab="Quantidade de recurso", main = "longe",cex.main=0.6)

  plot1.2 <- levelplot(D[2,,], xlab="semanas",

    ylab="Quantidade de recurso", main = "perto",cex.main=0.6)

  proporcao_1<-table(D[1,,])/59

  proporcao_1.2<-table(D[2,,])/59

}

if(condition==2){

  plot2 <- levelplot((D[1,,]), xlab="semanas",

    ylab="Quantidade de recurso", main = "longe",cex.main=0.6)

  plot2.2 <- levelplot(D[2,,], xlab="semanas",

    ylab="Quantidade de recurso", main = "perto",cex.main=0.6)

  proporcao_2<-table(D[1,,])/59

  proporcao_2.1<-table(D[2,,])/59

```

```

    }

if(condition==3){
  plot3 <-levelplot(D[1,,], xlab="semanas",
                    ylab="Quantidade de recurso", main = "longe",cex.main=0.6)

  plot3.2 <- levelplot(D[2,,], xlab="semanas",
                       ylab="Quantidade de recurso", main = "perto",cex.main=0.6)

  proporcao_3<-table(D[1,,])/59
  proporcao_3.2<-table(D[2,,])/59
}

if(condition==4){
  plot4 <-levelplot(D[1,,], xlab="semanas",
                    ylab="Quantidade de recurso", main = "longe",cex.main=0.6)

  plot4.2 <- levelplot(D[2,,], xlab="semanas",
                       ylab="Quantidade de recurso", main = "perto",cex.main=0.6)

  proporcao_4<-table(D[1,,])/59
  proporcao_4.2<-table(D[2,,])/59
}

if(condition==5){
  plot5 <-levelplot(D[1,,], xlab="semanas",
                    ylab="Quantidade de recurso", main = "longe",cex.main=0.6)

  plot5.2 <- levelplot(D[2,,], xlab="semanas",
                       ylab="Quantidade de recurso", main = "perto",cex.main=0.6)

  proporcao_5<-table(D[1,,])/59
  proporcao_5.2<-table(D[2,,])/59
}
}

#colorkey = F

p1 <- grid.arrange(plot1, plot1.2,
                   ncol=2)

p2 <- grid.arrange(plot2, plot2.2,
                   ncol=2)

p3 <- grid.arrange(plot3, plot3.2,
                   ncol=2)

```

```
p4 <- grid.arrange(plot4, plot4.2,  
                   ncol=2)  
p5 <- grid.arrange(plot5, plot5.2,  
                   ncol=2)  
### Fim do codigo
```