



MUSEU PARAENSE EMILIO GOELDI
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

Consistência e uso das informações sobre ameaça no processo participativo de indicação de áreas prioritárias para a conservação da Amazônia.

Rodrigo Baia Castro

Dissertação apresentada ao programa de Pós-graduação em zoologia, do Museu Paraense Emílio Goeldi e Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para a obtenção de grau de mestre em zoologia.

Orientadora: Dr^a Ana Luisa K. M. Albernaz

Belém

2014

Consistência e uso das informações sobre ameaça no processo participativo de indicação de áreas prioritárias para a conservação da Amazônia.

Rodrigo Baia Castro

Orientadora: Dr^a Ana Luisa K. M. Albernaz

Belém

2014

SUMÁRIO

Artigo a ser submetido para a revista Oryx - The Internacional Journal of Conservation:

Resumo.....	4
Abstract	5
1.0 INTRODUÇÃO.....	6
2.0 MATERIAIS E MÉTODOS.....	10
2.1 Área de Estudo.....	10
2.2 Banco de dados.....	11
2.3 Análise dos dados.....	12
3.0 RESULTADOS	13
4.0 DISCUSSÃO.....	17
5.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	22

[Artigo a ser submetido para a revista Oryx - The International Journal of Conservation]

Consistência e uso das informações sobre ameaça no processo participativo de indicação de áreas prioritárias para a conservação da Amazônia.

Rodrigo Baia Castro¹ & Ana Luisa Kerti Mangabeira Albernaz¹

¹ Programa de Pós Graduação em Zoologia, Universidade Federal do Pará, Museu Paraense Emilio Goeldi, Belém, Pará, Brasil. Email: rodrigocastro7@yahoo.com.br; anakma@museu-goeldi.br

Resumo: Apesar dos avanços acadêmicos, o planejamento para a conservação tem falhado na execução de ações que priorizem a preservação da biodiversidade. Novas estratégias têm sido propostas para o aumento da efetividade de planos de conservação, entre as quais a realização de processos decisórios com ampla participação, que facilitariam a aceitação social das ações. Este artigo analisa como as informações a respeito das ameaças foram utilizadas no processo de tomada de decisão para a indicação das áreas prioritárias para a conservação da Amazônia, no processo coordenado pelo Governo Brasileiro em 2006. Primeiramente foi verificada a consistência das informações sobre ameaças atribuídas às novas áreas indicadas, para depois avaliar se a existência, níveis e tipos de ameaças definidos pelos participantes influenciaram na indicação de áreas para conservação. Os resultados mostram que houve alguns acertos no reconhecimento das ameaças, mas também algumas incoerências, principalmente nos níveis atribuídos e para os tipos de ameaças de menor intensidade, como a pesca. O processo decisório também não aproveitou integralmente estas informações para a indicação de áreas para a conservação. A inexistência de informações sobre as motivações dessas incoerências deixam dúvida quanto à presença do oportunismo político, mas apontam que no processo participativo deve ser alocado um maior esforço para aliar o processo participativo aos sistemas de suporte à decisão, de forma a gerar uma ordem de prioridades mais quantitativa e menos dependente da seleção individual dos participantes, de forma a refletir mais diretamente às reais urgências de implantação.

Palavras chave: Amazônia, ameaças, conservação, decisão.

Abstract: Despite academic progress, planning for conservation has failed in performing actions that prioritize biodiversity conservation. New strategies have been proposed to increase the effectiveness of conservation plans, including the realization of decision-making processes with broad participation, facilitate social acceptance of the shares. This article analyzes how information about the threats were used in the decision-making for indicating priority areas for the conservation of the Amazon, in the coordination of the Brazilian Government in 2006 process. First we verified the consistency of information on threats attributed to new areas indicated, and then assess whether the existence, levels and types of threats defined by the participants influenced the indication areas for conservation. The results show that there have been some successes in recognition of threats, but also some inconsistencies, especially in assigned levels and types of low intensity threats such as fishing. The decision making process is also not fully used this information for the indication of areas for conservation. The lack of information about the motivations of these inconsistencies leave no doubt as to the presence of political opportunism, but point out that the participatory process should be allocated a larger effort to combine the participatory decision support systems process in order to generate a priority order more quantitative and less dependent on the individual selection of the participants, to reflect more directly to actual emergency deployment.

Keywords: Amazon, threats, conservation, decision.

1.0– INTRODUÇÃO

A criação de áreas de conservação a partir de valores naturais é uma prática consolidada, na qual reservas foram criadas inicialmente visando principalmente proteger valores cênicos e recreativos e sem uma preocupação prioritária de contribuir para a conservação da biota regional (Pressey, 1994). Entretanto, novas necessidades de proteção e novas metodologias foram desenvolvidas com o objetivo principal de proteger uma parcela representativa da biodiversidade, incluindo ecossistemas, comunidades, populações e espécies (Margules & Pressey, 2000). Para tanto, definir os elementos da biodiversidade e os processos que ameaçam sua existência tornaram-se princípios básicos da metodologia que se tornou conhecida como planejamento sistemático para a conservação (Margules & Pressey, 2000).

Uma grande quantidade de tempo, dinheiro e esforço têm sido alocados em técnicas para a identificação de áreas para a conservação (Margules & Pressey, 2000). No entanto, apesar do crescente número de trabalhos científicos sobre o tema, grande parte do conhecimento produzido não é transformado em ações. Cerca de dois terços da produção científica na área correspondem a planos não implementados, revelando um problema de adequação entre a ciência da conservação e o mundo real (Knight *et al.*, 2007). Uma das estratégias propostas para aumentar a efetividade dos planejamentos é a incorporação de informações socioeconômicas, de forma assegurar o máximo benefício, que seria o de investir em áreas com grande número de espécies e um elevado grau de ameaças, os chamados “hotspots” (Polasky, 2008).

A associação de dados ecológicos à informações sobre custos e densidade populacional humana possibilitam a obtenção de maior viabilidade na implementação de planos sistemáticos (Game *et al.*, 2011; Knight *et al.* 2009). Além do mais, acredita-se que a consideração de valores sociais permite o aperfeiçoamento das estratégias, reduzindo a incerteza na realização de ações e influenciando decisivamente na criação e manejo das unidades (Brandon, 1998). Entretanto, a coincidência entre áreas com alto valor para a conservação e apoio social nem sempre é uma realidade, evidenciando mais um obstáculo para a criação de áreas protegidas (Bryan *et al.*, 2010).

O envolvimento de diferentes grupos de interesse desde as fases iniciais do

planejamento é uma das principais sugestões para aumentar as chances de sucesso na implementação dos planos (Walmsley & White, 2003; Ban *et al.*, 2009), pois a desinformação dos atores locais e regionais a respeito de valores de biodiversidade dificultam a realização das ações. Por isso, em tese, a definição de ações de conservação em consonância com necessidades de ordem social, além de contribuir para a compilação e análise dos dados acerca dos valores de conservação e das ameaças nas priorizações espaciais, pode aumentar a efetividade dos planos. Este processo que reuni diversas variáveis em busca de viabilizar a conservação é denominado oportunismo, e potencialmente complementa medidas de valores de conservação com dados sobre custos, capital humano e capital social (Knight & Cowling, 2008).

Outros autores argumentam que diferentes tipos de oportunismo podem influenciar o processo de indicação de áreas para conservação (Pressey & Bottrill, 2008). O primeiro seria o oportunismo informado, que reflete um equilíbrio entre as prioridades baseadas na representação e persistência da biodiversidade e a utilidade de considerar as restrições do mundo real, reconhecendo que a exclusão de ameaças é um elemento-chave para o sucesso da conservação e que para isso as necessidades e aspirações de pessoas devem ser satisfeitas (Pressey & Bottrill, 2008). O segundo seria o oportunismo político, ou desinformado, que leva à criação de reservas em áreas residuais, que não acrescentam grande contribuição para a conservação da biodiversidade e acabam levando à perda de oportunidades para a conservação de áreas com maior necessidade de proteção. A persistência do oportunismo político na criação de áreas de conservação tem interferido negativamente na manutenção da biodiversidade, causando uma impressão enganosa de progresso na conservação (Pressey & Bottrill, 2008).

A conservação da Amazônia tem sido preocupação de ambientalistas há anos, pois o bioma compreende a maior extensão de floresta tropical úmida existente (Martino, 2007). Diferentemente de outros biomas brasileiros, a maior parte da Amazônia ainda está conservada, oferecendo uma grande oportunidade para a criação de reservas que efetivamente contribuam para a conservação de seus ambientes e espécies. A floresta amazônica provê serviços ambientais importantes tanto local como globalmente, e que incluem a conservação da biodiversidade, o armazenamento

de carbono, e a regulação dos ciclos hidrológicos regionais (Houghton *et al.* 2000). Sua enorme área e a grande variedade de ecossistemas abrigam uma das maiores diversidades do mundo (Mittermeier *et al.* 1992; Martinho, 2007), porém a complexidade de seus ambientes e o pouco conhecimento tornam difíceis estimativas confiáveis sobre a biodiversidade (Peres, 2005).

O processo de ocupação humana tem ameaçado a conservação da biodiversidade na Amazônia (Verissimo *et al.*, 2011), e cerca de 18% do território já foi desflorestado (INPE, 2012). Embora as taxas de desmatamento tenham diminuído nos últimos anos, o índice ainda é elevado (Reydon, 2011). As maiores mudanças no bioma relacionam-se às atividades de uso da terra, principalmente a atividade agropecuária, que provocam mudanças estruturais e a consequente perda de espécies (Kirby *et al.*, 2005; Fearnside, 2005). Dentre outras potenciais ameaças, a pesca comercial tem afetado a integridade de ecossistemas aquáticos e posto em risco os estoques de peixes ao longo dos grandes rios (Junk *et al.*, 2007), e a caça tem provocado a diminuição da densidade de grandes mamíferos em áreas mais acessíveis e (Peres & Lake, 2003). Esta última atividade tem sido potencializada pela extração de madeira, que por sua vez aumenta a acessibilidade de caçadores ao interior das florestas, o que contribui para o declínio da comunidade de grandes mamíferos e desestruturação ecossistemas.

Há uma enorme pressão política nacional e internacional impulsionando a implementação de uma rede de áreas protegidas para a conservação da biodiversidade Amazônica. Em comparação com outros biomas, a história de conservação da Amazônia é única, uma vez que grande parte das reservas já criadas seguiram algum planejamento. Embora tenha havido iniciativas internacionais, a maior proporção de áreas implementadas foi resultado de planos governamentais, que indicaram as áreas a serem conservadas (Schulman *et al.*, 2007). A mais recente iniciativa para indicar as áreas prioritárias para a conservação na Amazônia Brasileira foi conduzida pelo Governo Brasileiro em 2006. O processo contou com um conjunto de informações cedidas por diversos órgãos e com a participação de diversos grupos de interesse (representantes do governo, do setor acadêmico, organizações ambientalistas, entidades representativas do povo, de comunidades tradicionais e representantes do setor privado), possibilitando que as negociações fossem baseadas nos diversos pontos

de vista (MMA, 2007). Esse processo foi realizado em duas etapas: a primeira constou de reuniões técnicas, que visaram à definição de alvos e metas de conservação, dentre estes: alvos de biodiversidade (espécies endêmicas, espécies ameaçadas, bacias hidrográficas entre outros), alvos de uso sustentável (espécies de importância econômica, medicinal ou de importância para populações tradicionais entre outros) e alvos de persistência de processos (serviços ambientais, manutenção climática, ciclos biogeoquímicos entre outros), que deu origem a um mapa baseado na metodologia de planejamento sistemático. Este mapa foi denominado no processo como mapa de importância biológica. As áreas prioritárias foram definidas na segunda fase, chamada de seminários regionais. Nelas, além do mapa de importância biológica, outras informações foram usadas, como a localização de cidades, desmatamento, e demandas locais, entre outras, para definir o contorno final das áreas indicadas. Depois de terminado o desenho, cada área foi caracterizada quanto às ameaças, urgência, oportunidades e grau de importância para a conservação. No geral, foi recomendado pelos organizadores aos participantes que fosse atribuída maior urgência para as áreas mais ameaçadas, adotando a seguinte simbologia: alta, muito alta ou extremamente alta (MMA, 2007). Apesar do conjunto de informações reunidas, o mapa final das áreas indicadas não necessariamente deveriam levar em consideração os fatores biológicos.

Como resultado, houve a indicação de 824 áreas prioritárias (Figura 1), que ocupam 80% da Amazônia (MMA, 2007). No entanto, entre essas, 490 já estavam protegidas, mas que segundo a orientação do governo, necessariamente deveriam fazer parte do mapa. Para cada uma das 334 áreas novas (ainda não protegidas), foi indicado o tipo de ação necessária, como a criação de Unidades de Conservação (UC) de proteção integral, de uso sustentável ou de categoria indefinida, além da demarcação de Terras indígenas e territórios quilombolas, entre outras ações.

Essa atualização das áreas prioritárias para a Amazônia representou um dos mais amplos processos de consulta e decisão participativa em planejamentos para a conservação no mundo, e por isso representa uma chance única para investigar os aspectos positivos e negativos das decisões tomadas. No que diz respeito aos alvos e metas indicadas durante o próprio processo, o resultado final não foi muito eficiente, uma vez que grande quantidade de áreas foi indicada para a criação de novas áreas

protegidas, mas essas, se criadas, não corresponderiam a um acréscimo substancial na biodiversidade representada (Albernaz & Costa, 2013). Em relação às ameaças descritas nas etapas participativas, ainda não havia sido investigado se as informações trazidas nas reuniões são corroboradas por aquelas descritas na literatura, ou de que forma elas influenciaram as decisões relativas à indicação para a criação de novas áreas protegidas. Dessa forma, esse processo oferece oportunidade para ajudar a compreender, na prática, se o oportunismo informado predominou no processo de decisão coletiva. Portanto, este trabalho tem como finalidade analisar a consistência e uso das informações sobre ameaças consideradas pelos participantes e analisar como os tipos de ameaças e os níveis reconhecidos influenciaram as decisões para indicação de novas áreas para a conservação. Para isso, pretende-se utilizar as informações sobre ameaças para as quais a distribuição espacial é mais bem conhecida: atividades agropecuárias, pesca, caça.

2.0 – MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 – Área de Estudo

A Amazônia Brasileira está localizada na região Neotropical e corresponde a uma área de floresta tropical úmida e densa que, de acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, 2004, compreende cerca de 4,19 milhões quilômetros quadrados e caracteriza-se como o maior bioma brasileiro em extensão, ocupando quase metade do território nacional (MMA, 2007). É composto de 61% de floresta, 14% de savana, 10% de outros tipos de vegetação. Cerca de 15% do seu território é formado por área antrópica (IBGE, 2008). É o bioma que apresenta maior quantidade e tamanho médio de áreas protegidas, que se dividem em Unidades de Conservação, Terras Indígenas e Territórios Quilombolas. As unidades de conservação no Brasil são as áreas protegidas destinadas prioritariamente à conservação da biodiversidade, serviços ambientais e são categorizadas como Unidades de Conservação (UCs) de Proteção integral ou UCs de Uso Sustentável, (SNUC, 2002). As UCs de Proteção Integral são destinadas à preservação da biodiversidade, sendo permitida somente a pesquisa científica e, em alguns casos, o turismo e atividades de educação ambiental, desde que haja prévia autorização do órgão responsável

(Verissimo *et al*, 2011; Rylands *et al*, 2005). As UCs de Uso Sustentável são aquelas destinadas tanto à conservação da biodiversidade como à extração racional dos recursos naturais (Verissimo *et al*, 2011; Rylands *et al*, 2005).

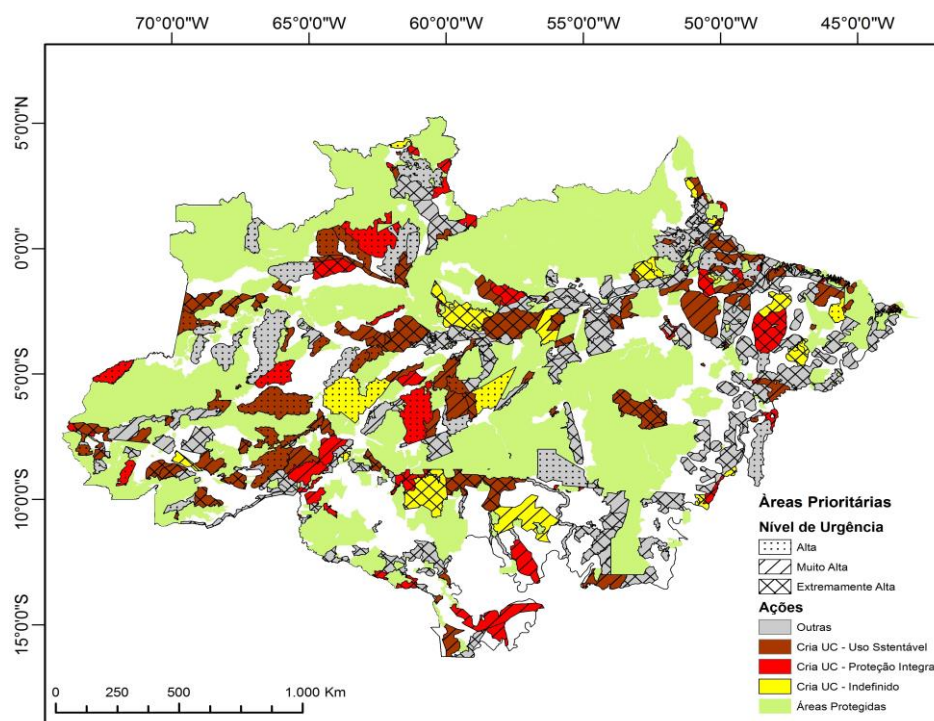


Figura 01: Mapa resultante da atualização das áreas prioritária à conservação da Amazônia. Fonte: MMA, 2007.

2.2 – Banco de dados

As análises foram realizadas a partir do banco de dados e dos mapas produzidos no processo de atualização de áreas prioritárias para o bioma Amazônia em 2006 (figura 1). Foram utilizadas apenas as informações das 334 áreas novas, para as quais as informações de ações indicadas e ameaças são disponíveis. O banco de dados é composto pelo identificador de cada uma das áreas, seguido pelas respectivas informações atribuídas pelos participantes. As informações incluem as ameaças e oportunidades referentes a cada área, e que podem ser relacionadas às ações indicadas e graus de urgência associadas às respectivas áreas que constam no conjunto de dados geospaciais do bioma. Como para muitas das áreas, há mais de uma ameaça e algumas das ameaças foram descritas em palavras diferentes, o primeiro passo foi criar novos campos no banco de dados, para individualizar e padronizar as tipos de ameaças.

2.3 – Análises dos dados

Para a avaliação da pertinência das informações prestadas pelos participantes, foram selecionadas no banco de dados os tipos de ameaças de interesse para o estudo (caça, pesca e agropecuária) e com o auxílio do software de sistema de informação geográfica - ArcGis 10.0, foi analisada a existência de um padrão coincidente entre as informações atribuídas pelos participantes e o conhecimento veiculado em literatura especializada que poderia ser verificável por meio de bases de dados digitais.

A análise da ameaça agropecuária foram realizadas a partir da sobreposição entre o mapa de áreas com esses tipos de ameaças produzido na oficina e o mapa de desflorestamento da Amazônia disponível no PRODES (INPE, 2012), que consiste em um mosaico geo-referenciado da distribuição do desflorestamento na Amazônia, a qual resultou no mapa indicando as diferentes proporções de desflorestamento das áreas sob esta ameaça. A análise foi realizada em dois níveis de abordagem. Em um primeiro nível considerou-se apenas se há desflorestamento nas áreas consideradas ameaçadas pela agropecuária. Para este nível foram consideradas ameaçadas áreas com qualquer proporção de desmatamento. No segundo nível de análise considerou-se se os participantes foram capazes de definir acuradamente o nível de ameaças. Para isso, testou-se, com o teste não paramétrico Kruskal-Wallis, se houve diferença na proporção de área desflorestada entre os três níveis de prioridade atribuídos pelos participantes (Alta, Muito Alta e Extremamente Alta).

Para a análise da distribuição da ameaça por caça, foram utilizados os dados geoespaciais de estradas e de rios, disponibilizados pelo Sistema de Proteção da Amazônia – SIPAM, escala 1:250 000; e os de localidades, povoados e vilas, fornecidos pelo IBGE (2007), 1:1.000.000. Zonas-tampão (“buffers”) de 5 km de distância das principais estradas, localidades e rios que cortam a Amazônia, foram usadas para analisar os locais de maior acesso humano e representar as áreas mais expostas à atividade de caça (Peres e Lake, 2003). O mapa resultante foi comparado com as áreas indicadas como ameaçadas pela caça, permitindo assim a análise da coincidência.

A análise das áreas ameaçadas por pesca também foram realizadas em dois níveis: um apenas para confirmação da ocorrência e outro para analisar se foram

reconhecidas as diferenças em intensidade da exposição. A análise da ocorrência foi realizada a partir da comparação visual entre o mapa de hidrografia do SIPAM, contendo a disposição dos maiores rios e áreas alagadas, que conforme Junk *et al* (2007), são as áreas mais visadas pela pesca comercial, e o mapa de áreas indicadas como ameaçadas por esta atividade. Para analisar uma possível diferença de intensidade da ameaça, foram calculadas a distancia das áreas prioritárias sob esta ameaça para os principais corpos de água e para as localidades com mais de 50 mil habitantes, usadas como indicadores para o calculo nível de exposição destas áreas em relação à presença antrópica. Foram então comparadas se as áreas indicadas como mais ameaçadas eram mais próximas aos rios e às cidades de maior porte. Para a distância para a água, as distâncias foram truncadas em 10 km, considerando que as maiores distâncias não teriam influência. Para as cidades as distâncias não foram truncadas, por se considerar que os moradores das cidades maiores podem ir mais longe.

Para verificar se há uma relação entre os tipos de ameaças e a tomada de decisão de áreas prioritárias foram realizados testes de qui-quadrado entre as variáveis categóricas tipo de ameaça (agropecuária, caça, pesca, e outras ameaças) e indicação para criação de Unidade de Conservação (área indicada ou não indicada).

Para a análise da influencia dos níveis de urgência na indicação de novas reservas foi avaliada a relação entre a categoria “urgência” (alta, muito alta e extremamente alta) e indicação de UC (área indicada ou não indicada) a partir do teste qui-quadrado. Todas as análises estatísticas foram realizadas com o software “Statistica 10.0”.

3.0 – RESULTADOS

Grande parte das informações a respeito da existência da ameaça atividade agropecuária nas áreas prioritárias apresentaram-se coerentes, já que 97 de 102 áreas citadas nas oficinas sob esta ameaça apresentaram algum nível de desmatamento. Áreas indicadas na porção oriental do bioma e aquelas próximas à fronteira da Amazônia com outros biomas brasileiros apresentaram maiores índices de desmatamento. De maneira geral, houve diferenças na proporção de área desflorestada

entre os três níveis de urgência atribuídos pelos participantes (Kruskal-Wallis = 29,573, $df=2$, $p<0.001$). No entanto, o nível máximo de urgência (Extremamente Alta) foi atribuído a uma grande proporção das áreas (51,2%) e todas as classes apresentaram grande amplitude de variação, tendo incluído desde áreas com nenhum desflorestamento até áreas com mais de 90% de desflorestamento em seu interior (figura 3). Além disso, a ameaça agropecuária não foi mencionada para muitas das áreas com altas proporções de desflorestamento (figura 4).

Do total de 49 áreas citadas na oficina como ameaçada pela caça, 47 apresentaram sobreposição com o modelo de áreas com acessibilidade humana, confirmando grande parte das informações cedidas pelos participantes a respeito desta ameaça. Entretanto, grande quantidade de áreas apresentou sobreposição com o modelo de áreas de acessibilidade para caça e não foram denominadas como ameaçadas por esta atividade (figura 4).

As informações cedidas a respeito das áreas ameaçadas pela pesca também foram confirmadas parcialmente quando comparadas com a literatura especializada, já que do total de 79 áreas, apenas 4 não possuem sobreposição com grandes rios da bacia amazônica. No entanto, há muitas áreas que também estão próximas aos rios e que não foram consideradas ameaçadas por pesca (figura 4), e não houve diferenças significativas das distâncias para os rios entre as áreas indicadas como ameaçadas ou não pela pesca (Kruskal-Wallis= 9151,5, $df=1$, $p=0.247$). Da mesma forma, a distância para as cidades de mais de 50 mil habitantes não teve muita relação com a indicação de ameaça por pesca ou na prioridade atribuída pelos participantes (figura 5). Também não houve um forte indício de que a ameaça por pesca tenha influenciado a definição do grau de urgência das áreas, porque para muitas áreas não indicadas como ameaçadas pela pesca foi atribuído o nível de urgência “Extremamente Alta” (figura 5).

A parte oriental da Amazônia apresentou o maior contingente de cidades com mais de 50 mil habitantes próximas as novas áreas prioritárias. Nesta região, a distância entre áreas de conservação e as cidades variou entre 0 e 215 km, enquanto que, na parte ocidental a distancia entre cidades e áreas prioritárias sob esta ameaça variou de 0 à 423 km. Várias áreas apresentaram sobreposição com os grandes rios da Amazônia e estão compreendidas no intervalo de 500 km de distancias das cidades,

considerada como zona de ação de pescadores (Petrere, 1978), e não foram indicadas como ameaçadas pela pesca. Dentre as áreas mais ameaçadas estão o braço norte do arquipélago do Marajó e o braço sul do arquipélago do Marajó.

Na análise da influencia dos tipos de ameaças na indicação das áreas prioritárias, não foi detectada relação significativa para as atividades de agropecuária ($p>0,05$) e caça ($p>0,05$) na indicação de áreas para a criação de UCs. No entanto, houve relação significativa entre a indicação de UCs e áreas ameaçadas pela pesca ($p<0,05$). Áreas com alto nível de urgência de conservação não foram priorizadas na indicação de unidades de conservação de proteção integral ou uso sustentável ($P>0,05$).

A análise da proporção de áreas indicadas para a criação de UCs por tipo de ameaça indicou que áreas consideradas ameaçadas por atividades de pesca recebeu prioridade na indicação de UCs, sendo que 46 (58,22%) áreas sob esta ameaça foram indicadas para a criação de áreas protegidas, de uso sustentável ou de classificação indefinida. Já a caça e a atividade agropecuária, demonstraram ter sido consideradas menos compatíveis com a indicação de áreas para proteção, recebendo respectivamente, 21 (42,85%) e 46 indicações (45,09%).

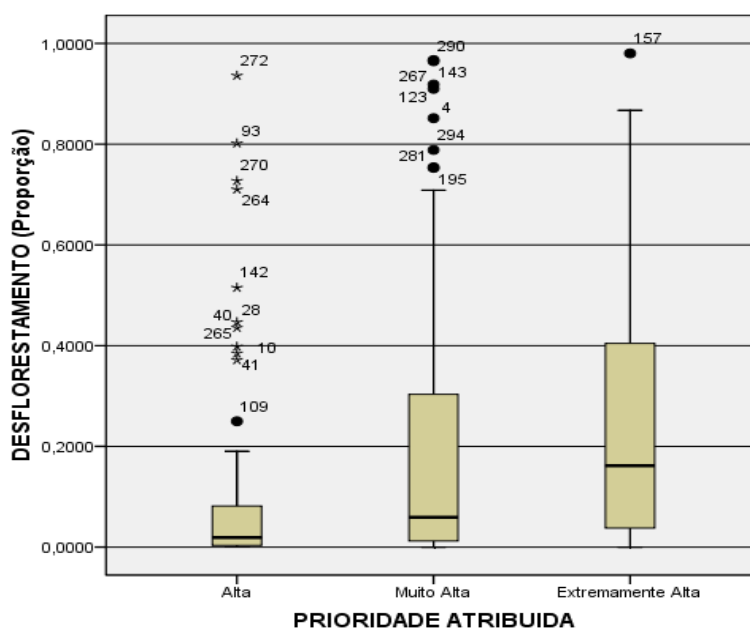


Figura 3: Comparação entre a proporção de desflorestamento nas áreas prioritárias com as classes de prioridade atribuídas pelos participantes.

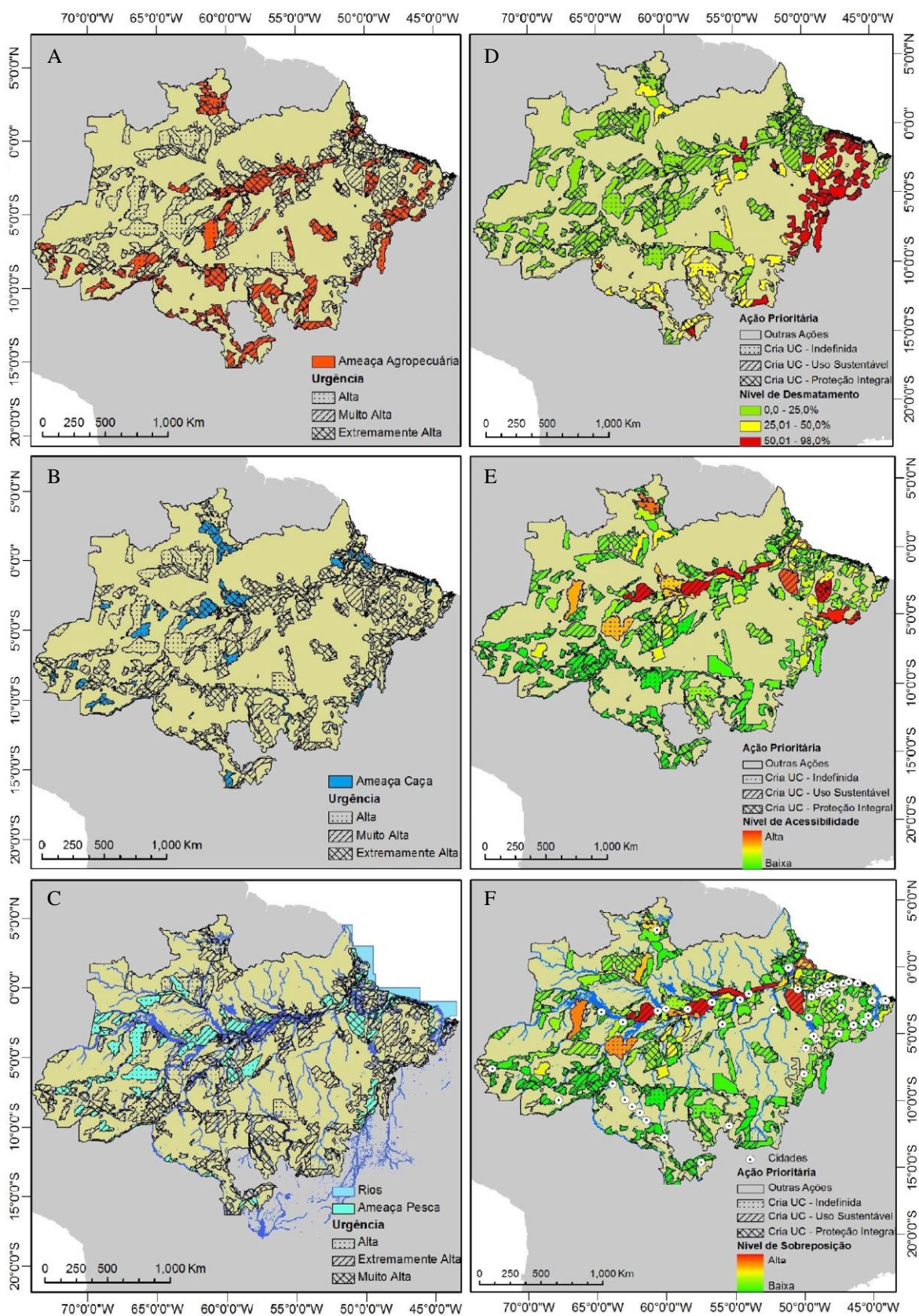


Figura 4: Associação do mapa de classes de urgência atribuídas na oficina com o mapa de áreas ameaçadas pela atividade agropecuária (A); com o mapa de áreas ameaçadas pela atividade de caça (B); com mapa de áreas ameaçadas pela atividade pesca(C); Associação do mapa de ações prioritárias atribuídas na oficina com a proporção de desflorestamento nas novas áreas prioritárias para a conservação da Amazônia (D); com o modelo de nível de acessibilidade por caçadores às florestas (E); com mapa do nível de sobreposição dos grandes rios e cidades às áreas(F).

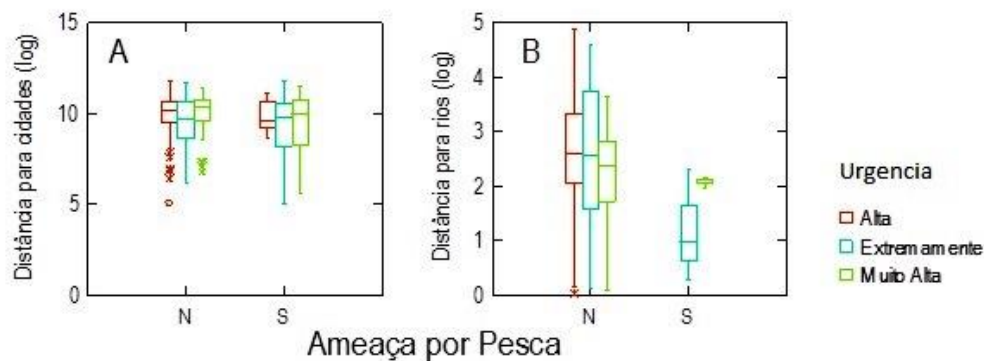


Fig 5. Distâncias das cidades para as áreas indicadas (S) e não indicadas (N) como ameaçadas pela pesca e as respectivas categorias de urgência propostas nas oficinas para: (A) Cidades; (B) Rios principais.

4.0 – DISCUSSÃO

Há grande apelo por parte de organizações internacionais para a associação de informações oriundas do conhecimento tradicional ao conhecimento científico na tomada de decisão a respeito da conservação da biodiversidade. Especialistas definiram alguns passos para a combinação eficiente destes conhecimentos em processos decisórios (Fazey *et al*, 2006). O primeiro deles é reconhecer a existência de diferentes tipos de conhecimento associados a diferentes grupos de interesses. Em seguida, recomenda-se validar tanto as informações tradicionais como o conhecimento científico, e finalmente as informações de diferentes fontes devem ser combinadas de uma forma transparente e que apóie a tomada de decisão conjunta (Sutherland *et al*, 2013). Embora o processo de atualização das áreas prioritárias da Amazônia tenha adotado inicialmente estes passos por meio da compilação de um grande volume de dados científicos e da participação de diferentes grupos de interesse, ainda não havia sido feito nenhum tipo de validação quanto à consistência na utilização das informações sobre ameaça, seja na classificação das áreas ou na sua relação com a

indicação de áreas para conservação. De modo geral, as comparações realizadas com as informações sobre ameaças disponíveis na literatura especializada indicam que parte das informações foi corroborada por estudos especializados, principalmente as relacionadas à agropecuária, que se constituem na ameaça mais acentuada e a mais facilmente verificável. No entanto, as informações mais específicas foram um tanto contraditórias, sendo apenas parcialmente verificáveis. A maioria das áreas indicadas como ameaçadas de fato apresentou algum nível de degradação ou ameaça. No entanto, para muitas áreas igualmente ou ainda mais ameaçadas não foi atribuída nenhuma ameaça. Esses resultados indicam que, embora a consulta pública tenha levantado informações aparentemente corretas, elas parecem ter um alcance espacial limitado às áreas conhecidas pelos participantes dos eventos. Apesar disso, o processo forneceu uma importante contribuição para detecção de ameaças, com a conseqüente ampliação de estudos sobre o tema. Este efeito entre limitação no alcance geográfico, mas com contribuições conceituais importantes, foi observado também na comparação da eficiência entre “experts” e algoritmos de suporte à decisão na África do Sul (Cowling *et al*, 2003).

O nível de urgência atribuído pelos participantes foi ainda menos acurado, pois para muitas das áreas com poucas ameaças verificáveis foi atribuída a máxima urgência, enquanto a outras mais acessíveis ou mais desflorestadas, a urgência atribuída foi menor. Esses resultados são de certa forma esperados, pois processos decisórios envolvendo participação social são eventos raros e com pequena quantidade de trabalhos publicados (Knight & Cowling, 2008) que possam contribuir para a melhoria do processo. A tomada de decisão que resguarde valores e cuidados técnicos é um grande desafio neste tipo avaliação (Wilson, 2008). Entrevistas com tomadores de decisão indicaram que fatores sociais, ideologias pessoais e valores dos participantes podem interferir nas decisões, influenciando de forma decisiva o sucesso de objetivos (Wallace, 2003). Diversos valores e objetivos definidos pelo público em processos participativos, embora considerados importantes por gestores de recursos, são muitas vezes não incorporados em decisões (Miller & McGee, 2001). As análises realizadas, assim, reforçam que nesse tipo de processo, planejadores não têm uma influência tão alta sobre as decisões, pois indivíduos e organizações podem ter uma visão discordante daquela proposta pelos gestores. No processo de atualização das áreas prioritárias da Amazônia, infelizmente não é possível saber se as inconsistências

encontradas entre a classificação dos níveis de urgência recomendada pelos gestores e a adotada pelos participantes foram devidas a pressões pessoais e políticas relacionadas a demandas específicas dos atores que tiveram oportunidade de participar do processo, ou a uma divergência nos valores considerados pelos participantes. Embora a orientação geral tenha sido de atribuir maior urgência às áreas mais ameaçadas (MMA, 2007, seção perguntas e respostas), é comum que áreas sob forte ameaça sejam consideradas de baixo valor para a conservação (Faith & Walker, 2002) e esta pode ser uma das razões por que para algumas das áreas muito ameaçadas tenha sido atribuída baixa urgência, que ocorreu para todos os tipos de ameaças aqui considerados. Assim, embora tenha havido alguma orientação de que áreas mais ameaçadas recebessem maior prioridade, não houve uma discussão aprofundada sobre as implicações de se adotar essa estratégia, o que pode ter ocasionado a adoção de estratégias divergentes e que resultaram em indicações pouco consistentes. Tais características podem ser benéficas em relação à economia de tempo nas decisões, porém não conseguem refletir todos os objetivos ou perspectivas (Gregory *et al*, 2001).

Embora as informações e classificações tenham sido atribuídas de forma inconsistente, a utilização de ameaças nas decisões refletiu haver um reconhecimento de que diferentes tipos de ameaças podem se relacionar de forma distinta com a criação de áreas protegidas. Áreas ameaçadas por pesca foram indicadas em maior proporção para a criação de áreas protegidas, enquanto que a presença das ameaças de atividades agropecuárias (desflorestamento) e caça não influenciaram significativamente nas decisões. Para a pesca, parece ter havido o reconhecimento da necessidade de ser manter a floresta íntegra para favorecimento da produtividade (Barthem, 2004), além de que a presença do estado nessas áreas poderia contribuir para a conservação das espécies (Scholz, 2010). Além disso, estudos apontam para baixos índices de perdas econômicas no “trade-off” entre ganhos ecológicos e perdas no comércio do pescado como resultado da criação de unidades de conservação (Scholz, 2010). Já para as ameaças agropecuárias e de caça, há opiniões divergentes quanto à indicação de áreas com esses tipos de ameaças para a conservação. Para alguns, decidir pela proteção das áreas sob a ameaça agropecuária representaria grande oportunidade de redução do desmatamento, já que facilitaria ações do governo sem qualquer dano para agricultores pobres. Além disso, a maior parte das pastagens na

Amazônia é pouco produtiva, o que faz com que a redução na taxa de desmatamento tivesse um custo de oportunidade pequeno para a economia nacional (Fearnside, 2006). Outro ponto de vista seria que áreas com altos índices de desflorestamento têm poucas chances de recuperar a biodiversidade sem investimentos substanciais (Lamb et al, 2005) e dificilmente a agropecuária é controlada com sucesso em áreas com alto potencial de atratividade (relevo plano, solos férteis, proximidade de mercados) para a atividade (Aguiar *et al*, 2007). Dessa forma, a não influência dessa atividade na indicação de áreas para a conservação pode ser reflexo desta divergência de opiniões.

Para a caça, optar pela proteção de áreas sob este tipo de ameaça poderia desencadear rejeição pela população local, já que há conflito entre as necessidades humanas e a preservação (Treves *et al*, 2009). Assim, parece também haver uma divergência de opiniões, com alguns acreditando que as espécies devam ser protegidas enquanto outros acreditam que as comunidades afetadas atuam contra os esforços de conservação (Treves *et al*, 2009). Esta variedade de opiniões torna o processo decisório bastante complexo e ao mesmo tempo controverso, dificultando o equilíbrio do sistema de tomada de decisão.

É possível, mas pouco provável, que outras ameaças, não analisadas neste estudo, tenham influenciado na indicação dos níveis de urgência atribuídos pelos participantes, pois dados sobre estas são escassos e tais atividades são apresentadas em menor intensidade ao longo da Amazônia. Além disso, existem poucas publicações a respeito da distribuição e atuação de tais atividades no bioma, o que limitaria a utilização destes dados na tomada de decisão. Além da pouca correspondência entre os níveis de urgência e as ameaças analisadas neste estudo, os níveis indicados nas oficinas foram muito genéricos para ajudar a definir ordem de prioridade das ações, o que também reduz a utilidade dessas informações. No entanto, esta foi uma falha nas orientações fornecidas e não propriamente resultante do processo participativo. As falhas na indicação e utilização dos dados de ameaças representaram uma grande perda de oportunidade na seleção de áreas, pois as informações fornecidas não atingem ao objetivo a que se propunham – de contribuir para estabelecer uma ordem de urgência para as ações de conservação. Outra forma de aprimoramento do processo seria a utilização de uma função de custo associada ao sistema de suporte à decisão, que teria fornecido prioridades, quantificação, custos mais claros e maior valorização

de áreas com menores proporções de desflorestamento atuais e futuras. Da mesma forma que para os alvos e metas, a definição da função de custo poderia ser baseada em um amplo processo participativo, de forma a ter uma base conceitual que aproveitasse do conhecimento tradicional daqueles que tem contato mais direto com o ambiente amazônico. Além de possibilitar a seleção de áreas mais conservadas, o processo participativo associado ao uso do sistema de suporte à decisão selecionaria menores áreas com maior valor para melhoria na proporção de alvos e metas atingidos, o que também não foi obtido no processo participativo (Albernaz & Costa, 2013). No entanto, a tomada de decisão em si não incorporou as ferramentas mais atuais de planejamento para a conservação, com prejuízos para os resultados. Em outras palavras, o que faltou foi aliar o conhecimento tradicional ao científico para uma tomada de decisão conjunta.

A incorporação de conhecimento a respeito de ameaças é essencial para a criação de medidas de conservação, e a consideração dos diferentes tipos de ameaça e seus níveis podem ser ferramentas importantes para a produção de um plano de conservação eficaz. O processo participativo para atualização das áreas prioritárias a conservação da Amazônia apresentou pontos positivos, como o de revelar uma ampla aceitação social sobre a importância da criação de áreas protegidas em diferentes setores da sociedade, o que resultou em uma proposta para um grande incremento no número de unidades de conservação. Houve avanços também no reconhecimento dos tipos de ameaça e de que estas podem influenciar a criação de áreas protegidas de diferentes formas. No entanto, os resultados indicam que o processo participativo ocorrido na Amazônia não foi muito coerente na identificação das áreas ameaçadas ou na atribuição da intensidade das ameaças, pois os níveis de urgência indicados não foram capazes de apoiar a definição de uma ordem clara de urgências. Portanto, a inexistência de informações sobre as motivações dessas incoerências deixam dúvida quanto à presença do oportunismo político, mas apontam que no processo participativo deve ser alocado um maior esforço para definir uma ordem de urgência mais quantitativa e mais diretamente relacionada às urgências do mundo real.

5.0 - REFERÊNCIAS

- Aguiar, A.P.N., Câmara, G. & Escada, M.I.S. (2007). Spatial statistical analysis of land-use determinants in the Brazilian Amazonia: Exploring intra-regional heterogeneity. *Ecological modeling* 209,169-188.
- Albernaz, A.L., & Costa, L.R.F. (2013). Estratégias para aumentar a eficiência e reduzir custos das áreas prioritárias para a Amazônia. In: C.A. Peres, J. Barlow, T.A. Gardner & I.C.G.Vieira (Orgs), *Conservação da Biodiversidade em Paisagens Antropizadas do Brasil*. Editora UFPR, Curitiba. p. 489-504.
- Ban, N.C., Picard, C.R., & Vicent. A.C.J. (2009). Comparing and Integrating Community-Based and Science-Based Approaches to Prioritizing Marine Areas for Protection. *Conservation biology* 23, 899-910.
- Barthem, R.B., 2004. Aquatic biota. In: “Biodiversity in the Brazilian Amazon: assessment and priority actions for conservation, sustainable use and benefit sharing”. eds J.P.R. Capobianco, A. Veríssimo, A. Moreira, D. Sawyer, I. Santos, L.P. Pinto, pp. 62-79. Estação Liberdade & Instituto Socioambiental, São Paulo.
- Brandon, K. (1998). Perils to parks: the social context of threats. In: Brandon, K., Redford, K.H. & Sanderson, S. *Parks in peril: people, politics, and protected areas*. pp. 415-439. Island Press, Washington, D.C.
- Bryan, B.A., C.M. Raymond, & Crossman, N.D.(2010). Comparing Spatially Explicit Ecological and Social Values for Natural Areas to Identify Effective Conservation Strategies. *Conservation Biology* 25,172-181.
- Cowling, R. M. Pressey, R.L. Sims-Castley, R. , le Roux, A. Baardd, E. Burgers, C.J. & Palmer, G. 2003. The expert or the algorithm?—comparison of priority conservation areas in the Cape Floristic Region identified by park managers and reserve selection software. *Biological Conservation* 112, 147-167.
- Faith, D. P. & Walker, P.A. (2002). The role of trade-offs in biodiversity conservation planning: linking local management, regional planning and global conservation efforts. *J. Biosci.* 27 (Suppl. 2) 393–407.

- Fazey, I., Fazey, J.A., Salisbury, J.G., Lindenmayer, D.B. & Dovers, S. (2006). The nature and role of experiential knowledge for environmental conservation. *Environmental Conservation*, 33, 1–10.
- Fearnside, P.M. (2005). Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências. *Megadiversidade* 1,113-123.
- Fearnside, P.M. (2006). Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impacto e controle. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia-INPA. *Acta Amazônica*, vol 36(3) 395-400.
- Game, E.T., Lipset-Moore, G., Hamilton, R., Peterson, N., Kereseke, J., Atu, W., Watts, M. & Possingham, H. (2011). Informed opportunism for conservation planning in the Solomon Islands. *Conservation Letters* 4 , 38-46.
- Gregory, R., J. L. Arvai, & McDaniels, T. (2001). Value-focused thinking for environmental risk consultations. *Research in Social Problems and Public Policy* 9, 249–275.
- Houghton, R. A., Skole, D. L., Nobre, C. A., Hackler, J. L., Lawrence, K. T. & Chomentowski, W. H. (2000). Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. *Nature* 403, 301-304.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2004. Mapa de Biomas do Brasil. www.ibge.gov.br/home/geociencias/default_prod.shtm#USO. [acessado em 20 de janeiro de 2012].
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2008. Indicadores de Desenvolvimento Sustentável. IBGE, Rio de Janeiro, RJ.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012. Sistema de Proteção da Amazônia. (2012). Ministério da defesa. <http://www.sipam.gov.br>[acessado em 22 de dezembro de 2012].
- INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2012). PRODES - Programa de cálculo do desflorestamento da Amazônia.Ministério da ciência tecnologia e

inovação. www.inpe.br. [Acessando em 17 de janeiro de 2013].

- Junk, W., Soares, M.G.M. & Bayley, P.B. (2007). Freshwater fishes of the Amazon River basin: their biodiversity, fisheries, and habitats. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 10, 153–173.
- Kirby R. K., William, F.L., Albernaz, A. L. K., Schroth, G., Phil, M.F., Scott B., Eduardo, M.V. & Carlos, C. (2005). The future of deforestation in the Brazilian Amazon. *Futures* 38, 432-453.
- Knight, A. T., & Cowling, R. M. (2007). Embracing opportunism in the selection of priority conservation areas. *Conservation Biology* 22, 1346–1348.
- Knight, A.T. & Cowling, R.M. (2008). Clearing the Mud from the Conservation Opportunity Debate: Reply to Pressey and Bottrill. *Conservation Biology* 22, 1340–1345.
- Knigh, A. T., Cowling, R.M., Difford, M. & Campbell, B.M. (2009). Mapping Human and Social Dimensions of Conservation opportunity for the Scheduling of conservation Action on Private Land. *Conservation Biology* 24, 1348-1358.
- Lamb, D., Erskine, P.D. & Parrotta, J.A. (2005). Restoration of degraded tropical forest landscape. *Science*, 310, 1628 -1632.
- Margules, S. R. & Pressey, R.L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature* 405, 243 – 253.
- Martino, D. (2007). Deforestation in the Amazon: Pressures and outlook. *Ecology, Third World Resurgence* 200, 1-5.
- Miller, K. K., & McGee, T. K. (2001). Toward incorporating human dimensions information into wildlife management decision making. *Human Dimensions of Wildlife* 6, 205–221.
- Mittermeier, R.A., Werner, T. Ayres, J.M. & Fonseca, G.A.B. (1992). O país da megadiversidade. *Ciência Hoje*, 14, 20-27.

- MMA - Ministério do Meio Ambiente. (2007). Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. – Brasília. 29-38.
- Peres, C.A. & Lake, I.R. (2003). Extent of Nontimber Resource Extraction in Tropical Forests: Accessibility to Game Vertebrates by Hunters in the Amazon Basin. *Conservation Biology* 17,521-535.
- Peres, C. A. (2005). Why we need megareserves in Amazonia. *Conservation Biology* 19, 728-733.
- Petriere Jr., M. 1978. Pesca e esforço de pesca no Estado do Amazonas I – Esforço e captura por unidade de esforço. *Acta Amazônica*, 8(3), 439-454.
- Polasky, S. (2008). Why conservation planning needs socioeconomic data. *Proceedings of the National Academy of Science USA. PNAS*, 105,6505–6506.
- Pressey, R.L. (1994). Ad Hoc Reservations: Forward or Backward Steps in Developing Representative Reserve Systems? *Conservation biology*, 8, 662-668.
- Pressey, R.L & Bottrill, M.C. (2008). Opportunism, threats, and the evolution of systematic conservation planning. *Conservation Biology* 22, 1340-1345.
- Reydon, B.P. (2011). O desmatamento da floresta amazônica: causa e soluções. *Economia Verde: desafios e oportunidades*. 8,143-155.
- Rylands, A.B. & Brandon, K. (2005). Unidades de conservação brasileiras. *Megadiversidade*. 1, 28-35.
- Scholz, A. J., Steinback, C., Kruse, S.A., Mertens, M. & Silverman, H. (2010). Incorporation of Spatial and Economic Analyses of Human-Use Data in the Design of Marine Protected Areas. *Conservation Biology*, 3, 485–492.
- Schulman, L., Ruokolainen, K., Junikka, L., Sääksjärvi, I.E., Salo, M., Sanna-Kaisa, J., Salo, J. & Higgins, M. (2007). Amazonian biodiversity and protected areas:

do they meet? *Biodivers Conserv.* 16,3011-3051.

SNUC (Sistema Nacional de Unidades de Conservação). (2002). Ministério do Meio Ambiente, SNUC, Brasília.

Sutherland, W.J., Gardner, T.A., Haider, L.J., & Dicks, L.V. (2013). How can local and traditional knowledge be effectively incorporated into international assessments? Conservation Science Group, Department of Zoology, University of Cambridge, Cambridge, UK. *Fauna & Flora International, Cambridge Journals .Oryx*, 48(1), 1–2.

Treves, A., Wallace, R.B. & White, S. (2009). Participatory Planning of Interventions to Mitigate Human–Wildlife Conflicts. *Conservation Biology*, 23(6), 1577–1587.

Tengo, M., Brondizio, E.S., Elmeqvist, T., Malmer, P. & Spilrenburg, M. 2014. Connecting Diverse Knowledge Systems for Enhanced Ecosystem Governance: The Multiple Evidence Base Approach. Springer. Kungl Vetenskaps Akademien.

Verissimo, A., Rolla, A., Vedoveto, M., Maior, A.P.C.S., Monteiro, A., Brito, B., Souza Jr, C., Augusto, C.C., Cardoso, D., Conrado, D., Araujo, E., Ricardo, F., Ribeiro, J., Lima, L.M., Ribeiro, M.B., Vedoveto, M., Mesquita, M., Barreto, P.G., Salomão, R. & Futada, S.M. (2011). Áreas Protegidas da Amazônia Brasileira: Avanços e Desafios. Sistema Nacional de Conservação – SNUC. Instituto de pesquisa AMAZON/ISA, 1-85.

Walmsley, S. F. & White, A. T. (2003). Influence of social, management and enforcement factors on the long-term ecological effects of marine sanctuaries. *Environmental Conservation* 30, 388–407.

Wallace, R. L. 2003. Social influences on conservation: lessons from U.S. recovery programs for marine mammals. *Conservation Biology* 17,104–115.

Wilson, R. S. 2008. Balancing Emotion and Cognition: a Case for Decision: Aiding in Conservation Efforts. *Conservation Biology*, 22(6), 1452–1460.