

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

CAMILA SOUZA DE ANDRADE

**Avaliação de efeitos ambientais cumulativos na Bacia do Alto
Paraguai: uma abordagem estratégica**

São Carlos

2023

CAMILA SOUZA DE ANDRADE

Versão corrigida

**Avaliação de efeitos ambientais cumulativos na Bacia do Alto
Paraguai: uma abordagem estratégica**

Tese apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo para obtenção ao título de Doutora em Ciências da Engenharia Ambiental.

Área de concentração: Ciências da Engenharia Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Montaña

São Carlos

2023

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Dr. Sérgio Rodrigues Fontes da
EESC/USP com os dados inseridos pelo(a) autor(a).

S553a SOUZA DE ANDRADE, CAMILA
Avaliação de efeitos ambientais cumulativos na
Bacia do Alto Paraguai: uma abordagem estratégica /
CAMILA SOUZA DE ANDRADE; orientador MARCELO MONTAÑO.
São Carlos, 2023.

Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação e
Área de Concentração em Ciências da Engenharia
Ambiental -- Escola de Engenharia de São Carlos da
Universidade de São Paulo, 2023.

1. Efeitos cumulativos. 2. Pantanal. 3. Cenários.
4. Bacia do Alto Paraguai. I. Título.

Eduardo Graziosi Silva - CRB - 8/8907

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Bacharela **CAMILA SOUZA DE ANDRADE**.

Título da tese: "Avaliação de efeitos ambientais cumulativos na Bacia do Alto Paraguai: Uma abordagem estratégica".

Data da defesa: 20/03/2023.

Comissão Julgadora

Resultado

Prof. Associado **Marcelo Montaña** (Orientador)
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC-USP)

APROVADA

Profª. Associada **Amarilis Lucia Casteli Figueiredo Gallardo**
(Escola Politécnica/EP-USP)

APROVADA

Profª. Dra. **Carla Grigoletto Duarte**
(Universidade Federal de São Paulo/UNIFESP)

APROVADA

Profª. Dra. **Anne Caroline Malvestio**
(Universidade Federal de Uberlândia/UFU)

APROVADA

Prof. Dr. **Tomás Augusto Barros Ramos**
(Universidade Nova de Lisboa/UNL-Portugal)

APROVADA

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental:

Prof. Titular **Marcelo Zaiat**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:

Prof. Titular **Carlos De Marqui Junior**

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus e a São José por estarem comigo em todos os momentos desta jornada, tanto na dor quanto na alegria.

À minha família, pelo incentivo na vida acadêmica, que mesmo de longe e às vezes não entendendo as minhas escolhas, torceram pelo meu sucesso e felicidade.

Ao meu companheiro de vida, Marcel, por todo o apoio, suporte e amizade durante estes anos de doutorado. Este título também é seu! E também aos meus sogros, por todo o incentivo depositado até aqui.

Agradeço ao meu orientador Marcelo Montaña (Mindu) pela orientação e motivação durante esta caminhada.

Aos meus amigos do grupo de oração GPP Filhos do Amor, principalmente pelas partilhas, orações, descontrações, aprendizados e companheirismo nos momentos vividos em São Carlos.

Aos amigos queridos que fiz no NEPA pelas trocas, compartilhamento de experiências e aprendizados, em especial Diana, Cynthia, Joyce, Tiago, Thamires, Yara, Sthefanny e Caroline.

À secretaria do PPGSEA, Nelson e Zé pelo suporte no decorrer do doutorado.

Aos meus amigos que mesmo estando distantes, se fizeram presentes nesta trajetória, especialmente a Larissa e Cassiana.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) pela bolsa de doutorado.

“No Pantanal não se pode passar régua sobre muito quando chove. Régua é existidura de limites e o Pantanal não tem limites”.

Manoel de Barros

RESUMO

ANDRADE, C.S. **Avaliação de efeitos ambientais cumulativos na Bacia do Alto Paraguai: uma abordagem estratégica.** 2023. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2023.

A Avaliação dos Efeitos Cumulativos (AEC) constitui uma das abordagens integradas à Avaliação de Impactos (AI) de grande relevância para a análise dos efeitos adversos que afetam a sustentabilidade ambiental, associados ao processo de desenvolvimento. No entanto, o aumento do nível de pressão sobre determinados territórios e ecossistemas associados, amplamente documentado, reflete as limitações existentes na inclusão dos efeitos cumulativos no processo de tomada de decisão, deixando de ser considerados na escala de planejamento e no momento adequados. A Bacia do Alto Paraguai (BAP), situada na região centro-oeste do território brasileiro, se enquadra neste contexto. Nas últimas décadas a dinâmica ecológica desta região que integra o Pantanal Matogrossense tem sido afetada substancialmente, com prejuízos para a provisão de relevantes serviços ecossistêmicos, como resultado da intensificação das atividades econômicas associada à ocorrência de eventos extremos, naturais e de origem antrópica. Neste contexto, a pesquisa que ampara a presente tese de Doutorado teve como objetivo sistematizar conhecimentos referentes à ocorrência de efeitos cumulativos na Bacia do Alto Paraguai a partir da elaboração de cenários prospectivos e considerando uma abordagem estratégica, isto é, que procure identificar os potenciais impactos associados às políticas, planos e programas (PPP) de desenvolvimento que incidem sobre o território da BAP. Para tanto, a pesquisa foi amparada pelas seguintes etapas: (i) identificação das ações estratégicas potencialmente causadoras de efeitos ambientais significativos, já implementadas e a implementar, e definição dos componentes ambientais de interesse (VEC) para a análise pretendida; (ii) identificação e caracterização dos potenciais efeitos cumulativos da BAP; (iii) sobreposição de mapas considerando as principais fontes de pressão na bacia e discussão de cenários prospectivos, considerando como horizonte temporal o ano de 2050. Como resultados, foram identificados os potenciais efeitos cumulativos que incidem sobre os VEC 'recursos hídricos' e 'biodiversidade', levando-se em conta principalmente o seu potencial de alterar o funcionamento ecológico do sistema BAP/Pantanal, tendo sido possível estabelecer uma relação causal entre as PPP implementadas e a sua ocorrência. Considerando os cenários obtidos, conclui-se pela necessidade de revisão do processo de desenvolvimento estabelecido sobre o território da BAP, incorporando a avaliação sistemática dos efeitos cumulativos de caráter estratégico como elemento de suporte à tomada de decisão.

Palavras-chave: Efeitos cumulativos. Pantanal. Cenários. Bacia do Alto Paraguai.

ABSTRACT

ANDRADE, C.S. **Assessment of cumulative environmental effects in the Upper Paraguay Basin: a strategic approach.** 2023. PhD Thesis. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2023.

The Cumulative Effects Assessment (CEA) is one of the integrated approaches to Impact Assessment (IA) of great relevance for the analysis of adverse effects that affect environmental sustainability, associated with the development process. However, the widely documented increase in the level of pressure on certain territories and associated ecosystems reflects the existing limitations in the inclusion of cumulative effects in the decision-making process, as they are no longer considered at the appropriate planning scale and time. The Upper Paraguay Basin (UPB), located in the central-western region of the Brazilian territory, fits into this context. In recent decades, the ecological dynamics of this region, which is part of the Pantanal of Mato Grosso, has been substantially affected, with losses in the provision of relevant ecosystem services, as a result of the intensification of economic activities associated with the occurrence of extreme events, both natural and anthropic. In this context, the research that supports this PhD thesis aimed to systematize knowledge regarding the occurrence of cumulative effects in the Upper Paraguay Basin from the elaboration of prospective scenarios and considering a strategic approach, that is, one that seeks to identify the potential impacts associated with development policies, plans and programs (PPPs) that affect the territory of the UPB. To this end, the research was supported by the following steps: (i) identification of strategic actions potentially causing significant environmental effects, already implemented and to be implemented, and definition of environmental components of interest (VEC) for the intended analysis; (ii) identification and characterization of the potential cumulative effects of the UPB; (iii) overlay of maps considering the main sources of pressure on the basin and discussion of prospective scenarios, considering 2050 as the time horizon. As results, the potential cumulative effects on the VEC 'water resources' and 'biodiversity' were identified, taking into account mainly their potential to alter the ecological functioning of the UPB/Pantanal system, and it was possible to establish a causal relationship between the implemented PPPs and their occurrence. Considering the scenarios obtained, one can conclude that there is a need to review the development process established for the UPB territory, incorporating the systematic evaluation of cumulative effects of a strategic nature as a support element for decision making.

Keywords: Cumulative Effects. Pantanal. Upper Paraguay Basin

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Interação entre atividades e os efeitos cumulativos.	21
Figura 2. Conceituação de Avaliação de Efeitos Cumulativos.	22
Figura 3. Diferenciação entre Avaliação de Impacto Ambiental e Avaliação Ambiental Estratégica.	26
Figura 4. Avaliação e gestão de efeitos cumulativos em nível estratégico.	30
Figura 5. Aplicação da avaliação dos efeitos cumulativos em bacias hidrográficas.	32
Figura 6. Framework da pesquisa.	35
Figura 7. Organização da análise dos PPPs.	38
Figura 8. Etapas para consideração dos efeitos cumulativos.	40
Figura 9 Classificação das questões-chave para seleção dos VEC	43
Figura 10. Localização Bacia do Alto Paraguai.	48
Figura 11. Requisitos legais aplicados ao planejamento e conservação da BAP.	51
Figura 12. Organização institucional do gerenciamento da Bacia do Alto Paraguai.	57
Figura 13. Organização das instituições federais presentes na BAP.	58
Figura 14. Organização das instituições estaduais presentes na BAP.	60
Figura 15. Unidades de conservação e terras indígenas localizadas na BAP.	76
Figura 16. Aumento da pecuária na BAP entre os anos de 2015 a 2018.	77
Figura 17. Uso e ocupação do solo na Bacia do Alto Paraguai.	78
Figura 18. Aumento da agricultura na região da BAP.	80
Figura 19. Cicatrizes do fogo na BAP.	82
Figura 20. Focos de incêndio no Pantanal e Cerrado	85
Figura 21. Empreendimentos hidrelétricos na BAP ano 2020	88
Figura 22. Empreendimentos minerários na BAP ano 2020.	95
Figura 23. Localização dos trechos hidroviários e portos na BAP ano de 2020.	98
Figura 24. Índice de sedimentação na BAP.	102
Figura 25. Análise temporal do campo alagado no Pantanal.	106
Figura 26. Diagrama de causalidade do componente ambiental Biodiversidade	111
Figura 27. Diagrama de causalidade entre o componente ambiental Disponibilidade de recursos hídricos	112
Figura 28. Diagrama causal das atividades e impactos da BAP.	114
Figura 29. Análise temporal das pressões sob a BAP.	123
Figura 30. Projeção de desenvolvimento econômico na BAP através das vertentes de desenvolvimento.	124

Figura 31. Áreas prioritárias de conservação na região da BAP.....	126
Figura 32. Recortes mapa-base desenvolvimento BAP.	127
Figura 33. Recorte 1 aspectos de desenvolvimento na BAP.	128
Figura 34. Recorte 2 Megaleque do Taquari e projetos de desenvolvimento.	129
Figura 35. Recorte 3 concentrações de processos minerários e portos de navegação..	130
Figura 36. Recorte 4 concentrações de áreas prioritárias de conservação e processos minerários.	131
Figura 37. Recorte 5 expansão agrícola e minerária.	132
Figura 38. Análise temporal das vertentes de desenvolvimento na região da BAP.	134

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Critérios par avaliação dos PPPs	40
Quadro 2- Linha do tempo para projeção dos PPPs na região da BAP.....	63
Quadro 3- Análise temporal através da revisão de literatura dos principais artigos analisados	64
Quadro 4- Matriz de identificação dos PPPs em relação às ações estratégicas que incidem sobre os VEC.....	65
Quadro 5. Características-chave da biodiversidade e recursos hídricos da BAP (continua).	68
Quadro 6. Potenciais impactos cumulativos da Bacia do Alto Paraguai (continua).	73
Quadro 7. Indicadores da BAP (continua).	100
Quadro 8. Análise da significância dos impactos na BAP e influência das PPPs (continua).	118

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Tipologia de medida para análise dos PPPs	39
Tabela 2. Categorias e subcategorias de análise.....	39
Tabela 3. Lista de verificação para análise dos efeitos cumulativos da BAP frente ao VEC.	41
Tabela 4. Componentes para avaliação da significância dos impactos cumulativos (continua).....	45
Tabela 5. PPPs analisados (continua).....	61

LISTA DE SIGLAS

AA	Avaliação Ambiental
AAE	Avaliação Ambiental Estratégica
AIA	Avaliação de Impacto Ambiental
AEC	Avaliação dos Efeitos Cumulativos
BAP	Bacia do Alto Paraguai
BM	Banco Mundial
CQA	Conselho de Qualidade Ambiental
CGH	Central Geradora Hidrelétrica
EDIBAP	Estudo de Desenvolvimento Integrado da Bacia do Alto Paraguai
EC	Efeitos Cumulativos
IAIA	International Association for Impact Assessment
MMA	Ministério do Meio Ambiente
NEPA	Lei Nacional de Política Ambiental
OEA	Organização dos estados americanos
OMS	Organização Mundial da Saúde
PPPs	Políticas, Planos e Programas
PNIH	Plano Nacional de Integração Hidroviária
PHE	Plano Hidroviário Estratégico
PNM	Plano Nacional de Mineração
PNUD	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
PDE 2029	Plano decenal de Expansão de Energia
PA	Projeções do Agronegócio
PCH	Pequena Central Hidrelétrica
PCBAP	Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai
SEMA	Secretaria de Estado de Meio Ambiental de Mato Grosso
VEC	Componentes Ambientais de Interesse
UHE	Usina Hidrelétrica
UNESCO	Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura
ZEE	Zoneamento Ecológico Econômico

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	15
2. OBJETIVOS	18
3. REFERENCIAL TEÓRICO	19
4 ASPECTOS METODOLÓGICOS	34
4.1 Etapa I — Identificação do sistema de planejamento da Bacia do Alto Paraguai 36	
4.2 Etapa II — Identificação dos potenciais efeitos cumulativos da BAP	40
4.3 Etapa III — Sobreposição de mapas	46
5 ÁREA DE ESTUDO	47
5.1 Bacia do Alto Paraguai	47
6 CONTEXTO DO PLANEJAMENTO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO PARAGUAI	50
6.1 Quadro legal da BAP	50
6.2 Aspectos institucionais BAP.....	56
6.3 Análise das políticas, planos e programas da região da BAP.....	61
7 POTENCIAIS EFEITOS CUMULATIVOS SOBRE OS COMPONENTES AMBIENTAIS DA BACIA DO ALTO PARAGUAI	67
8 CARACTERIZAÇÃO DOS COMPONENTES AMBIENTAIS DE INTERESSE .	75
8.1 Biodiversidade	75
8.2 Disponibilidade de recursos hídricos	87
8.3 Construção da linha de base ambiental.....	100
8.4 Discussão da rede causal sobre os efeitos cumulativos da BAP.....	110
8.5 Análise da significância dos impactos levantados na BAP	116
8.6 Análise espacial	122
9 CONSIDERAÇÕES FINAIS	138
REFERÊNCIAS	139
APÊNDICE I - PPPs identificados.....	173

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

A Avaliação dos Efeitos Cumulativos (AEC) é considerada uma forma específica de avaliação ambiental, concebida para fornecer informações de como os efeitos das atividades humanas contribuem para a mudança do ambiente (SPALING, 1994). Deste modo, os efeitos cumulativos são caracterizados por estas mudanças, a partir dos impactos biofísicos ou antrópicos de uma ação em conjunto com os impactos de outras ações do passado, presente e as razoavelmente previsíveis no futuro (CEQ, 1978; HEGMANN *et al.*, 1999).

A AEC ajuda a ampliar o escopo das avaliações ambientais, dando atenção crescente às principais facetas do desenvolvimento sustentável e auxiliando nos processos de tomada de decisão e planejamento, principalmente quando há uma concentração espacial de atividades de desenvolvimento causadoras de impactos (TRICKER, 2007; MA; BECKER; KILGORE, 2012) que irão afetar as mudanças nos componentes ambientais de interesse (VEC), considerando as condições ambientais e sociais importantes em um determinado território (SPALING, 1994; HEGMANN *et al.*, 1999; CANTER; ROSS, 2010; HEGMANN; YARRANTON, 2011; CANTER, 2015; NOBLE, 2015).

Ao serem voltadas a bacias hidrográficas, a AEC tem o potencial de capturar os impactos incrementais nos sistemas fluviais e mudanças mais amplas da paisagem que não são abordadas na Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) de projetos, facilitando a identificação dos limites ecológicos e auxiliando no planejamento sob as interações de diferentes ações aditivas e sinérgicas que se acumulam no tempo e espaço (SEITZ; WESTBROOK; NOBLE, 2011; BALL; NOBLE; DUBÉ, 2012), tornando-se essencial (NOBLE; SHEELANERE; PATRICK, 2011; 2014).

Os efeitos cumulativos em bacias hidrográficas originam-se por mudanças incrementais em seus processos, como no escoamento superficial, modificação dos canais de drenagem, sedimentação e alterações no funcionamento de componentes ecológicos resultantes de distúrbios no curso e na paisagem derivadas de atividades naturais ou antropogênicas (REID, 1993, 1998; SEITZ; KRISTENSEN *et al.*, 2013). Tais efeitos decorrem, na maioria das vezes, em função das interações e processos que ocorrem na paisagem e dentro do limite da bacia hidrográfica (SEITZ; WESTBROOK; NOBLE, 2011; NOBLE; BASNET, 2015).

Os sistemas fluviais são cumulativos por natureza (SEITZ; WESTBROOK; NOBLE., 2011), o que implica no fato das bacias hidrográficas estarem sujeitas ao crescente estresse pela atuação de agentes debilitantes e modificadores que causam efeitos ambientais aditivos e sinérgicos e que levam ao incremento da sua vulnerabilidade (REID, 1998; ARRIAGADA *et al.*, 2019). Logo, a necessidade de avaliar os efeitos cumulativos em bacias hidrográficas se torna relevante (SHEELARENE; NOBLE; PATRICK 2014), principalmente devido à sua afinidade com os níveis estratégicos de decisão, dado que o foco recai sobre um receptor ambiental e a maneira como este é afetado pela totalidade de planos, projetos e atividades desenvolvidas (THÉRIVEL; ROSS, 2007).

Contudo, na prática, o planejamento tem sido orientado para o nível de projeto, sendo que na maioria das vezes as avaliações de impacto que lhe oferecem suporte apresentam grandes limitações quanto à integração de impactos cumulativos ou sinérgicos, questões políticas, institucionais e, até mesmo, operacionais (PELLIN *et al.*, 2011; SÁNCHEZ, 2017). Sob esta perspectiva, os efeitos cumulativos dos múltiplos estressores são raramente considerados pelos planejadores e pelos formuladores de políticas nos processos decisórios (SCHINDLER; DONAHUE, 2006; SHEELANERE; NOBLE; PATRICK, 2014).

À vista disso, observa-se a necessidade de analisar os efeitos ambientais cumulativos para além do nível de projeto, para uma escala regional mais ampla a partir do nível estratégico. Assim, o uso da AEC através dos preceitos da Avaliação Ambiental Estratégica (AAE) possibilitará uma maior compreensão dos efeitos cumulativos em níveis diferentes do processo decisório, de modo a explorar novas visões para a sustentabilidade e desenvolvimento regional (GUNN; NOBLE, 2009a).

No âmbito estratégico, um dos desafios para o planejamento do território remete à ponderação sobre impactos ambientais significativos e sua integração ao desenvolvimento social e econômico. A região composta pela Bacia do Alto Paraguai (BAP) se enquadra neste contexto (ALHO; SABINO, 2011; FILHO SOUZA, 2013), no qual os principais conflitos e impactos que a afetam estão relacionados às alterações significativas causadas pela expansão de atividades econômicas na região. O desenvolvimento destas atividades tem promovido mudanças significativas no uso e ocupação do solo e recursos hídricos (WANTZEN *et al.*, 2008; MMA *et al.*, 2008; ALHO; SABINO, 2011; ANA, 2018).

Diante do exposto, essa pesquisa se propôs a discutir sobre os potenciais efeitos cumulativos da Bacia do Alto Paraguai a partir de suas características de planejamento e desenvolvimento, de modo a facilitar a análise estratégica da AEC para o gerenciamento dos recursos hídricos. As principais questões norteadoras para o desenvolvimento desta pesquisa foram: “Quais são as principais fontes de pressão e como elas se organizam na BAP?”; “Qual a relevância dos componentes ambientais de interesse e como são impactados por estas fontes de pressão?”. Para responder a estas perguntas, o estudo incluiu a análise do contexto de planejamento da bacia e levantamento dos potenciais efeitos cumulativos sob os VEC.

2. OBJETIVOS

O presente trabalho teve como objetivo avaliar os efeitos cumulativos estratégicos na Bacia do Alto Paraguai, levando-se em consideração a implementação de políticas, planos e programas de desenvolvimento que incidem sobre o território.

Objetivos específicos

- Identificar os procedimentos e mecanismos institucionais para projeção de desenvolvimento sob a bacia, proporcionando analisar seus efeitos cumulativos;
- Elaborar cenários prospectivos para suportar a identificação e avaliação dos efeitos ambientais cumulativos.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Avaliação dos efeitos cumulativos

Mesmo antes do início das práticas de Avaliação Ambiental (AA), o conceito de efeitos cumulativos (EC) já vinha sendo discutido por vários autores que haviam percebido que as mudanças ambientais significativas resultavam da combinação de efeitos individuais menores de múltiplas ações ao longo de um espaço temporal (BRAGAGNOLO; GENELETTI, 2012).

Na prática da Avaliação de Impacto Ambiental nos Estados Unidos, o termo efeito cumulativo foi mencionando primeiramente em 1973 pelo Conselho de Qualidade Ambiental (CQA) (CANTER; ROSS, 2010), definindo impacto cumulativo e/ou efeito, como:

“[...] Impacto no meio ambiente que resulta do impacto incremental da ação quando adicionado a outras atividades passadas, presentes e ações futuras razoavelmente previsíveis, sem estabelecer qual agência (federal ou não) ou pessoa que executou tais ações. Impactos cumulativos podem resultar de ações individualmente menores, mas coletivamente importantes, que acontecem durante um período [...]” (CEQ, 1978).

Após a definição de EC pelo CEQ em 1978, o termo foi posteriormente detalhado por outros estudiosos (ROUDGARM, 2018), como Cooper (2004) que o define como “impactos combinados de uma única atividade ou de atividades variadas” e os efeitos podem ser definidos como “Qualquer resposta de um componente ambiental ou social ao impacto de uma ação” (HELGEMANN *et al.*, 1999), podendo ocorrer tanto de modo aditivo ou interativo através de processos de ações múltiplas, semelhantes ou diferentes, numa escala temporal ou espacial (SPALING, 1994).

Sánchez (2013) considera que os efeitos cumulativos são aqueles que se acumulam no tempo e/ou no espaço, resultando de uma combinação de efeitos provocados por uma ou por diferentes ações. Assim como a definição da IAIA (2017) que descreve como resultados de mudanças incrementais no ambiente derivadas por múltiplas atividades humanas, sejam elas de caráter similar ou diferentes.

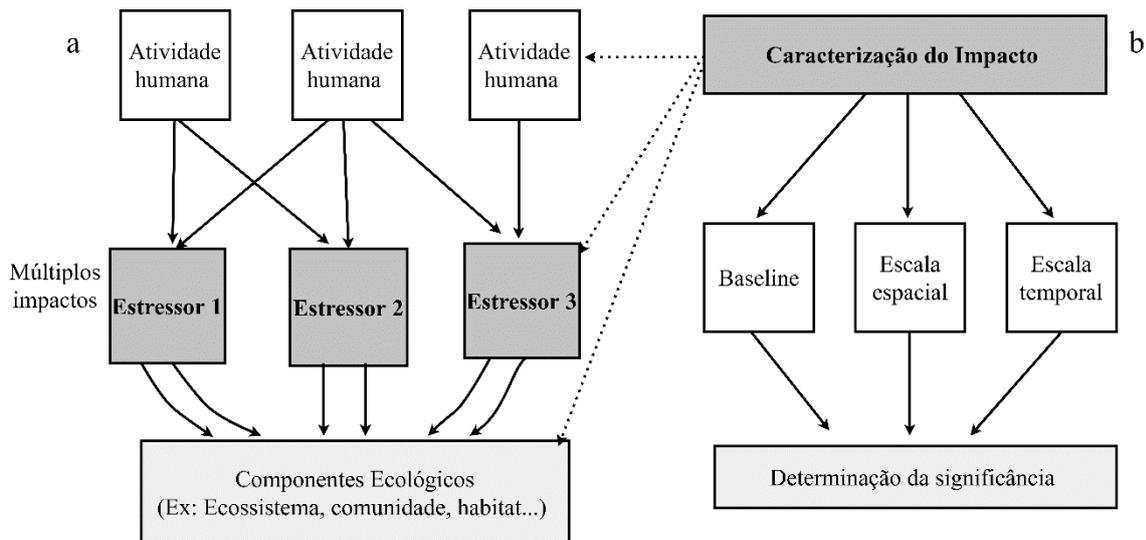
Para Noble, Sheelanere, Patrick (2011) os EC são frequentemente definidos como efeitos que se originam a partir das ações combinadas de perturbações antrópicas,

que têm o potencial de alterar as condições ambientais no espaço e tempo. Broderick, During e Sánchez (2018) discorrem que os efeitos cumulativos podem ser resultados de múltiplas consequências de um mesmo projeto ou da combinação de inúmeras atividades ocorridas tanto no tempo passado, como no presente ou futuro (ROSS, 1998), das quais dão origem à múltiplos efeitos cumulativos.

Por fim, Duinker *et al.* (2013) destacam haver uma diversidade de definições, fundamentos e conceitos na comunidade científica sobre os efeitos cumulativos, havendo a necessidade de esforços para haver concordância em seus princípios e protocolos norteadores. Halseth *et al.* (2016) citam que existem diferentes termos chaves apresentadas pela literatura para definição de “efeito” e “impacto” cumulativo, considerando que, o primeiro é o resultado de uma mudança direta e observável de uma circunstância atual dos processos naturais ou sociais a partir da ação humana e o impacto está associado ao efeito representando consequências a longo prazo (SANCHEZ, 2008; HALSETH *et al.*, 2016). Assim, os efeitos cumulativos incluem toda a gama de impactos, sejam eles positivos e adversos, de curto e longo prazo, sociais, econômicos e culturais, bem como os efeitos biofísicos e suas interações (ATLIN, GIBSON, 2017). Para esta pesquisa, a terminologia empregada foi de “efeitos cumulativos” tendo em vista que “impacto cumulativo” é sinônimo de EC, deste modo, as mesmas metodologias foram empregadas.

Os efeitos cumulativos podem ser produzidos de diversas maneiras, como exemplo, quando uma única atividade e/ou múltiplas atividades conseguem ser promotoras de uma única fonte de estresse ou de várias fontes de estresse, que podem se acumular no espaço (local, regional ou global) e no tempo (passado, presente e futuro) (MURRAY *et al.*, 2014). Sendo que estes estressores podem interagir de diversas maneiras, incluindo a forma aditiva, sinérgica e antagônica (DARLING; CÔTÉ, 2008; FOLEY *et al.*, 2017), fazendo com que estas interações possam causar efeitos diferentes e complexos, se comparados aos efeitos causados pelos estressores individuais (MURRAY *et al.*, 2014), conforme pode ser observado pela Figura 1.

Figura 1. Interação entre atividades e os efeitos cumulativos.



Fonte: Foley *et al.* (2017) adaptado de Murray *et al.* (2014).

Deste modo, a significância dos efeitos cumulativos é baseada através da percepção de quanto um efeito adverso pode resultar no acúmulo de ações aparentemente pequenas e insignificantes, mas quando comparadas a outras categorias de escala, mudanças ou distúrbios, com o tempo, podem levar a mudanças significativas ao ambiente (NOBLE; SKWARUK; PATRICK, 2014).

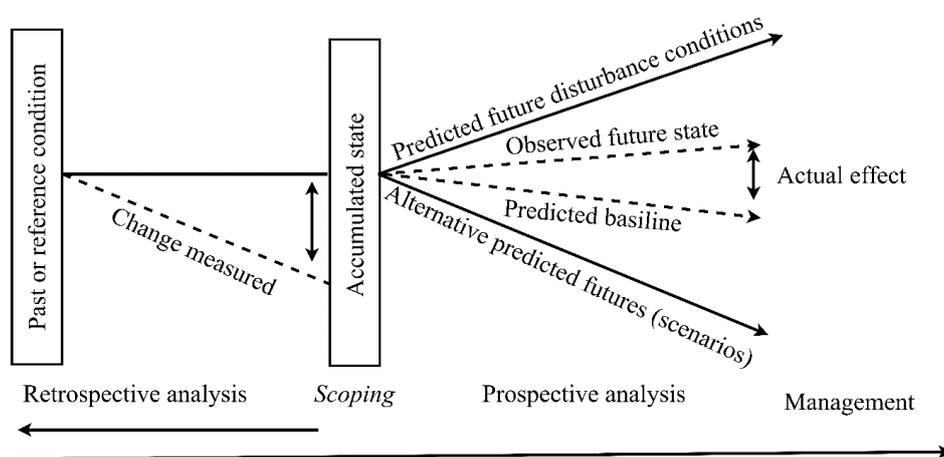
O modelo de tomada de decisão da AEC é baseado pelos VEC (CALCENONI, 2016), ou seja, componentes do ambiente que representam valores ambientais e sociais, orientando na identificação, análise, mitigação e monitoramento das influências cumulativas (OLAGUNJU; OLAGUNJU, 2013; 2015). Ao usar os VEC no processo de tomada de decisão, seu papel na avaliação de impactos ambientais e nas mudanças cumulativas causadas por projetos de desenvolvimento, devem ser levadas em consideração (OLAGUNJU, 2012).

Segundo Canter, Chawla e Swor (2014) os estudos da AEC devem propor uma mudança de pensamento que se concentre aos VEC, ao invés da ação proposta de projeto. Canter e Ross (2010) citam que o mesmo pensamento pode ser estruturado em seis etapas para verificação e avaliação dos impactos cumulativos, como: (1) observar os efeitos diretos e indiretos incrementais do projeto proposto e nos VEC selecionados; (2) identificar outras ações futuras, passadas e presentes razoavelmente previsíveis nos limites de espaço e tempo, que poderiam contribuir para os efeitos cumulativos nos VEC; (3) reunir informações para os VEC selecionados, sobre seus indicadores descrevendo até

as condições projetadas; (4) Conectar o projeto proposto com os VEC e seus indicadores com outras ações na área de estudo; (5) Avaliar a significância dos impactos cumulativos em cada VEC ao longo do horizonte temporal para o estudo; (6) Desenvolver práticas adequadas ou “medidas de mitigação” específicas das atividades para os impactos expressivos.

Dessa forma, Noble (2015) resume em quatro componentes necessários para verificação e avaliação efetiva da AEC (Figura 2): (i) definição do escopo, considerando tudo que será incluído para avaliação dos EC, como a seleção dos VEC, delimitação de limites temporais e especiais assim como outros distúrbios que afetem diretamente os VEC de interesse; (ii) análise retrospectiva dos efeitos cumulativos serve como parte das avaliações realizadas na *baseline*, envolvendo o julgamento das condições dos VEC que mudaram temporalmente e se essa mudança torna-se significativa como sua sustentabilidade; (iii) análise prospectiva dos efeitos cumulativos no qual corresponde a consideração e previsão de como os VEC e seus indicadores podem responder às perturbações causadas por um projeto ou outras atividades; (iv) sua identificação envolve os potenciais efeitos cumulativos previstos e a definição de programas de monitoramento.

Figura 2. Conceituação de Avaliação de Efeitos Cumulativos.



Fonte: Noble (2015).

Não obstante, cabe ressaltar que o longo dos anos, a AEC vem obtendo um lugar de destaque em relação às avaliações ambientais (ROUDGARM, 2018), sobretudo por parte de profissionais, acadêmicos e legisladores (SCLAIR; DOELLE; DUINKER, 2017). Ressalta-se a sua maior aplicação cotidiana em alguns países, como os Estados Unidos, União Europeia e Canadá (DIBO, 2018).

Entretanto, apesar da crescente discussão na literatura em relação aos seus requisitos científicos, sua prática permanece contestada (DUINKER *et al.*, 2012), refletindo-se em dificuldades na sua inserção dentro do processo decisório (DUINKER, GREIG, 2006; WESTBROOK; NOBLE, 2013).

Dentre os desafios encontrados pela avaliação ambiental, a AEC torna-se um processo complexo em relação a sua integração em um aspecto mais amplo de tomada de decisão, considerando que a maioria das vezes está interligado a avaliação de impacto ambiental (AIA) de projeto, tornando-se uma ferramenta não tão eficiente no seu processo decisivo, principalmente porque os efeitos cumulativos podem não estar diretamente associados aos impactos de um projeto individual de desenvolvimento (GUNN; NOBLE, 2009b).

Além disso, a análise dos efeitos cumulativos torna-se problemática a partir da incerteza sobre as escalas espaciais e temporais de análise, assim como pelos diversos processos pelos quais estes recursos podem ser afetados, sem contar que em muitas avaliações ambientais nem se quer são considerados (MACDONALD, 2000), onde muitas vezes os efeitos cumulativos são vistos puramente como obrigação legal, separado da avaliação de impacto de projeto (SINCLAIR; DOELLE; DUINKER, 2017). Deste modo, este instrumento deve ser visto como um elemento norteador que irá auxiliar nas diferentes escalas de avaliação ambiental, visto que se concentra em analisar como um receptor é afetado pela totalidade de planos, projetos e atividades (THÉRIVEL; ROSS, 2007).

Obter uma visão sob os efeitos cumulativos a partir de um nível estratégico deve ser encarado não apenas como uma avaliação acima do projeto, mas uma avaliação que adota uma mentalidade estratégica (GUNN; NOBLE, 2009b). Adotar a AEC como uma mentalidade, é dar devida importância aos efeitos cumulativos, considerando-os como principais componentes da avaliação de impacto, assim, possibilita uma maior articulação em relação à análise dos mesmos, tornando-os um elemento essencial para busca da sustentabilidade e também um auxílio para processo de planejamento (SINCLAIR; DOELLE; DUINKER, 2017).

No nível estratégico, o uso da AEC pode ser parte integrante do planejamento regional, auxiliando na avaliação cumulativa de várias atividades concentradas em uma região, de modo a proporcionar uma análise a partir do valor e teor dos efeitos ambientais cumulativos graduais e fragmentados derivados de pequenos projetos (COOPER; SHEATE, 2004).

Deste modo, a consideração da AEC ao nível de planeamento é defendida como uma saída para identificar efeitos cumulativos finais no ambiente, visto que ao nível de projeto a AEC se restringe a uma avaliação de caráter essencialmente analítico (COOPER; SHEATE, 2002; COOPER, 2004, 2011; THERIVEL; ROSS, 2007; NOBLE, 2008, 2015; GUNN; NOBLE, 2009a). Assim, entende-se que a introdução da AEC junto à AAE potencializaria o estabelecimento de medidas de mitigação e compensação mais efetivas, fornecendo uma estrutura de avaliação ambiental adequada para abordar os efeitos cumulativos, atendendo desta forma às reivindicações de Canter e Ross (2010) e Hegmann e Yarranton (2011) quanto à necessidade de “deixar espaço” para desenvolvimentos futuros e auxiliando no planeamento e gerenciamento dos EC.

3.2 Avaliação ambiental estratégica

A partir dos requisitos estabelecidos pela Avaliação Ambiental (AA) apresentados na Lei Nacional de Política Ambiental (NEPA), em 1969, o governo norte-americano constituiu bases para o início da difusão do conceito de AAE. No entanto, ainda não havia distinção entre a avaliação de políticas, planos e programas e de projetos, onde a mesma se limitava apenas a prática de propostas de projetos (FISCHER, 2002).

Neste sentido, os conceitos de AAE estão firmemente enraizados na introdução da AIA, estabelecidos a partir da legislação fundadora do NEPA em 1969 (SADLER, 2005). Desta maneira, AAE está interligada a todas as formas de avaliação de impacto em um contexto estratégico de tomada decisão, baseando-se nos conceitos e práticas de AIA, principalmente na AIA de projetos (LOBOS; PARTIDÁRIO, 2014; SANCHEZ, 2017). Assim, avaliação ambiental das PPPs foi introduzida nos marcos legais dos governos nacionais, organizações internacionais e bancos de desenvolvimento em todo o mundo (WOOD 2002; DALAL-CLAYTON; SADLER, 2005; TETLOW; HANUSCH, 2012).

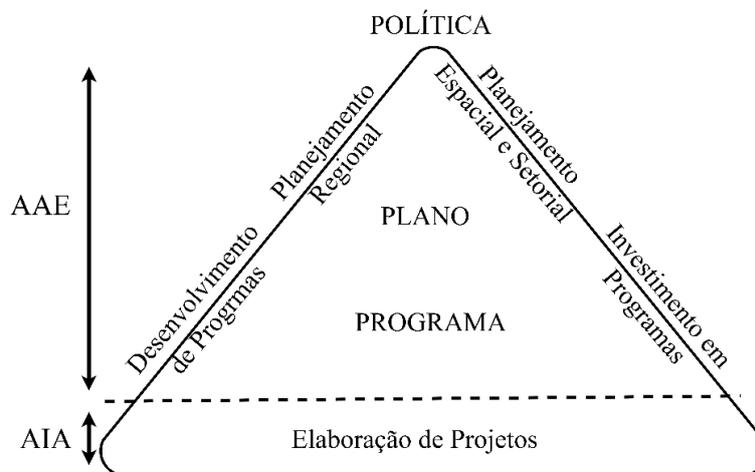
A adoção generalizada de procedimentos de AAE está intrinsecamente ligada a um maior entendimento da relação entre desenvolvimento e meio ambiente, que passou por mudanças desde o início do movimento ambientalista moderno nos anos de 1960 e 1970, sendo firmemente estabelecido pelo relatório de Brundtand, que se tornou parte da política do Banco Mundial em 1987 (TETLOW; HANUSCH, 2012). Vale ressaltar que tais acontecimentos foram importantes para reformulação e redirecionamento de políticas, principalmente em relação à legislação e outras ações que incluíam os PPPs (FISCHER, 2003).

A AAE é um instrumento que começou a se difundir no início dos anos 1990, onde ocorreram várias discussões em relação às suas perspectivas e revisões, tanto quanto aos seus princípios, procedimentos e necessidades, bem como suas semelhanças e diferenças em relação ao AIA. Fazendo com que houvesse a colaboração para a inserção de possíveis metodologias para o seu aprimoramento, tais como a introdução das questões ambientais no processo de tomada de decisão, como também foco na sustentabilidade, abrangendo os aspectos sociais, ambientais e econômicos (DALAY-CLAYTON; SADLER, 2005).

A AAE tem origem e estreita relação com a AIA. No caso, a AIA destina-se à avaliação dos impactos ambientais de empreendimentos, e a AAE remete ao planejamento em estágios decisórios anteriores ao projeto, ao de PPPs (Figura 3). Nesta perspectiva, a prática da AIA já está consagrada ao nível mundial, enquanto a AAE está ganhando visibilidade e aplicabilidade nos últimos anos, disseminada em diferentes áreas (tais como, uso da terra, gestão de resíduos, gestão energética, uso da água) e em diferentes países (TETLOW; HANSCH, 2012; GALLARDO; DUARTE; DIBO, 2016; WU; MA, 2018).

A Diretiva Europeia (2001/42/CE) possuiu um papel fundamental em relação à disseminação e implantação da AAE, destinada a planos e programas com diversos níveis de aplicação, a mesma pode obter uma abordagem ampla e concreta sobre as ações de planejamento (DALAL-CLAYTON; SADLER, 2005; OCDE, 2012; GALLARDO; DUARTE; DIBO, 2016). Considera-se que houve um aumento no número de países que procuraram adequar-se ao Protocolo Europeu de AAE, principalmente pela sua eficácia na melhoria do processo de planejamento, bem como na qualidade dos planos e programas (SADLER, 2005; COMISSÃO EUROPEIA, 2017).

Figura 3. Diferenciação entre Avaliação de Impacto Ambiental e Avaliação Ambiental Estratégica.



Fonte: Adaptado de Tulu (2014) e Partidário (2007).

Assim, a AAE possui uma visão abrangente das implicações ambientais e sociais, de modo a internalizar externalidades que na maioria das vezes não são adequadamente consideradas na formulação de políticas setoriais e de tomada de decisão, possuindo um papel importante para a perspectiva da promoção de resultados sustentáveis (BROWN; THERIVEL, 2000).

Gao *et al.* (2017) consideram que a AAE é realizada a partir da estruturação da tomada de decisão, de modo que possa alcançar um alto nível de proteção ambiental, elencando que não somente as considerações ambientais fazem parte do exercício, mas também as perspectivas sociais e econômicas, analisando a sustentabilidade em um sentido mais amplo.

Dessa forma, vários conceitos sobre os benefícios da AAE podem ser encontrados na literatura, principalmente como uma ferramenta que possui uma abordagem proativa e integrada em relação à avaliação de impacto e a gestão ambiental (ABAZA; BISSET; SADLER, 2004). Sendo uma ferramenta facilitadora que garante que os aspectos ambientais e de sustentabilidade sejam consideradas durante os estágios iniciais dos processos de tomada de decisão (TETLOW; HANSCH, 2012).

Therivel (2004) considera 5 princípios básicos da AAE, (i) é vista como uma ferramenta para melhorar a ação estratégica; (ii) deve-se promover a participação de outras partes interessadas no processo de tomada de decisão; (iii) deve-se encaixar na escala de tempo e nos recursos do processo de tomada de decisão, dando enfoque às principais restrições ambientais e de sustentabilidade; (iv) deve-se ajudar a identificar a

melhor opção para a ação estratégica; (v) deve-se procurar minimizar os impactos negativos, otimizar os positivos e compensar a perda de recursos e benefícios valiosos. Por fim, deve assegurar que as ações estratégicas não excedam limites além dos quais podem ocorrer danos irreversíveis.

Desta forma, Sanchez (2017) afirma haver várias categorizações em relação ao uso da AAE, duas abordagens se destacam neste contexto, tais como “centrada nos impactos” de uma PPP ou como “centrada nos objetivos”, onde suas funções difeririam em relação a sua aplicação e propósito. Levando em consideração que estas abordagens podem variar a partir do contexto de planejamento e/ou foco aos resultados esperados em que ela é aplicada (OLIVEIRA; MONTAÑO; SOUZA, 2009; TETLOW; HANUSCH, 2012). A partir desta perspectiva, Sanchez (2017) classifica as principais funções usualmente atribuídas a AAE:

- Identificar e avaliar as consequências de uma decisão estratégica e de suas alternativas antes que ela seja tomada;
- Inserir a dimensão ambiental e de sustentabilidade no processo de tomada de decisão;
- Formalizar, sistematizar, documentar e informar uma decisão estratégica a ser tomada;
- Criar oportunidades de desenvolvimento que contribuam para a recuperação da qualidade ambiental, prevenção de riscos e melhoria da qualidade de vida das gerações presentes e futuras.

Cabe destacar que a AAE possui uma gama de aplicações com níveis diferentes de atividades estratégicas, podendo ser aplicada a uma área geográfica, setor ou para uma questão específica. Geralmente, os domínios da aplicação da AAE em qualquer país dependerão das categorias de PPP e suas disposições em relação a este instrumento (TETLOW; HANUSCH, 2012).

Dessa forma, nas últimas décadas houve uma variedade de aplicações de AAEs em diferentes contextos, englobando energia, transporte, mudanças climáticas e planejamento territorial ou uso do solo (THÉRIVEL, 2009; JAY, 2010; PHYLIP-JONES; FISCHER, 2015; BÓREN *et al.*, 2017; OPPERMANN, 2017; BALFORS *et al.*, 2018; MALVESTIO; FISCHER; MONTAÑO, 2018; CAMPEOL, 2020). Mostrando que a AAE possui objetivos e contextos variados, tornando-se uma ferramenta flexível que

surge para abordar múltiplas escalas, com perspectivas maiores para responder a novos paradigmas de desenvolvimento (PARTIDÁRIO, 2007).

Assim, a natureza estratégica da AAE se aplica a uma abordagem política, permitindo que seus procedimentos se integrem aos processos de tomada de decisão e na elaboração de práticas que visem o aprimoramento do planejamento (MMA, 2002). Deste modo, a AAE deve ser promovida como uma ferramenta de gestão ambiental para o desenvolvimento de políticas mais eficientes em relação às questões ambientais e valores não materiais dentro de cada nível de decisão (SADLER; VERHEEM, 1996; FISCHER, 1999; FISCHER, 2003; MMA, 2004).

Neste sentido, o uso da AAE como uma ferramenta de abordagem em relação às fraquezas do contexto político e de planejamento das iniciativas de desenvolvimento está sendo cada vez mais difundida, atribuindo-se um papel importante no planejamento e na tomada de decisão (BINA, 2007). Acredita-se que a mesma ofereça muitos benefícios na consideração ambiental nos processos estratégicos e de planejamento (LI, LIU; YANG, 2012).

3.2.1 Avaliação de efeitos cumulativo sob o enfoque estratégico

Dentre os desafios encontrados pela AA, a AEC torna-se um processo complexo em relação a sua integração em um aspecto mais amplo de tomada de decisão, considerando que na maioria das vezes está interligado a AIA de projeto, tornando-se uma ferramenta não tão eficiente no seu processo decisivo em relação aos efeitos cumulativos (GUNN; NOBLE, 2011a). Dessa forma fica evidente que a AEC deveria ser parte integrante da avaliação ambiental tanto no nível de projeto quanto no nível estratégico, pois, está vinculado a diferentes escalas de avaliação ambiental auxiliando na mitigação e gestão do receptor enquanto é afetado pela totalidade de planos, projetos e atividades (THERIVEL; ROSS, 2007).

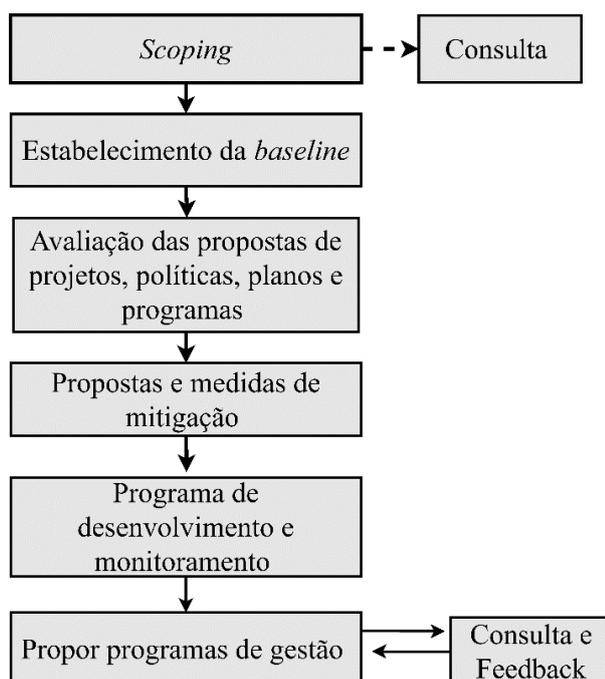
Assim, a consideração dos efeitos cumulativos a partir de uma visão ampla e estratégica torna-se cada vez mais eficaz, devido sua aplicação acima do nível de projeto, compreendendo níveis estratégicos de tomada de decisão que acabam englobando escalas espaciais maiores para múltiplas atividades de desenvolvimento (HARIMANN; NOBLE, 2008), tornando-se um benefício para compreender melhor as fontes cumulativas das mudanças ambientais em um limite pré-estabelecido (DUINKER; GREIG, 2006; NOBLE, 2008).

Cooper e Sheate (2004) discutem que existem quatro razões pelos quais os efeitos cumulativos devem ser incorporados ao um nível estratégico e não somente de projeto, (i) os efeitos cumulativos podem ocorrer em diferentes escalas e, através de um olhar mais amplo, pode-se auxiliar na tomada de decisão através da interação direta com as PPPs; (ii) as autoridades de planejamento estratégico conseguem lidar melhor com os efeitos cumulativos, pois, conseguem tratar estas questões a partir do gerenciamento, monitoramento e mitigação dos mesmos; (iii) a mitigação dos efeitos cumulativos requer uma abordagem mais ampla, como exemplo, o uso da AAE para auxiliar na tomada de decisão, identificação e gerenciamento de responsabilidades e; (iv) incluir uma abordagem estratégica para AEC pode ser vantajoso, visto que auxiliaria na identificação e minimização dos efeitos cumulativos.

Desta forma, a AAE pode desempenhar um papel importante no emprego de soluções estratégicas, principalmente voltadas a análise dos impactos sinérgicos e cumulativos que geralmente não são considerados pelas ações de desenvolvimento, além da melhoria da participação pública e governança ambiental (JONES *et al.*, 2005; MARSDEN, 2011; TULU, 2014).

A integração da AEC com a AAE é fundamental para identificar o que deve ser exigido em lei, política, regulamentação e orientação, atuando melhor quando bem coordenada em níveis de avaliação de impacto regional (políticas, planos e programas) e de projeto (SINCLAIR; DOELLE; DUINKER, 2017). Cooper (2004) destaca que existem etapas para realização a AEC ao nível estratégico, com processo interativo e conectado entre suas etapas, conforme pode ser observado pela Figura 4.

Figura 4. Avaliação e gestão de efeitos cumulativos em nível estratégico.



Fonte: Adaptado de Cooper (2004).

Considerando que a integração de ambas ferramentas podem ser capazes de auxiliar no processo de desenvolvimento (NOBLE, 2008), onde o ponto primordial está no reconhecimento de que esta integração traria benefícios à avaliação ambiental e a tomada de decisão. Desta maneira, o uso da AAE facilitaria a abordagem dos efeitos cumulativos em projetos individuais, cujo reconhecimento através de um nível mais amplo poderá auxiliar no planejamento regional (BONNELL; STOREY, 2000).

Contudo, pode-se dizer que ainda há desafios em relação à integração destas ferramentas, existindo dois fatores limitantes que devem ser discutidos, o da fronteira analítica onde a AAE deve obter uma escala de tempo e espaço para considerar as múltiplas causas dos efeitos cumulativos e seus VEC, e também, o limite de desenvolvimento que influencia um conjunto de ações que podem gerar EC. Assim, os limites analíticos e de desenvolvimento nem sempre estão em consonância para abranger ações que causam EC e realizar sua avaliação (BIDSTRUP; KORNOV; PARTIDÁRIO, 2016).

Gunn e Noble (2011b) discutem suas preocupações sobre os desafios conceituais e metodológicos desta integração, demonstrando que apesar de ser fundamental a consideração dos efeitos cumulativos em um nível estratégico, este conceito precisa ser melhor estruturado. No entanto, ambas ferramentas possibilitam construir visões e práticas diferenciadas a partir da sua integração, permitindo um entendimento mais amplo

no que diz respeito aos efeitos cumulativos e assim, possibilitando um ajuste nas realidades do planejamento, bem como a compreensão do ambiente regional (GUNN; NOBLE, 2009a), sendo que a antecipação dos efeitos cumulativos através da AAE regional pode auxiliar também na orientação ao nível de projeto (ATLIN, GIBSON, 2017).

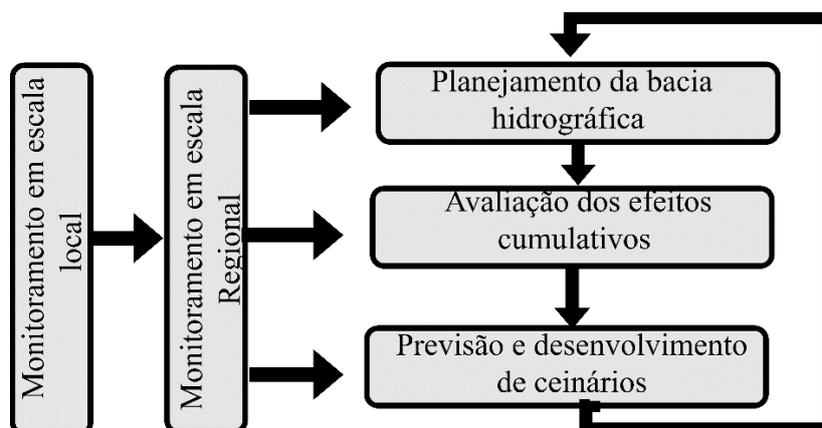
3.2.2 Análise dos efeitos cumulativos em bacias hidrográficas e áreas úmidas

O aumento das alterações antrópicas nos sistemas fluviais acaba resultando em efeitos adversos para a sustentabilidade dos recursos hídricos e áreas úmidas no mundo todo (SCHINDLER, 2001), acarretando impactos cumulativos que afetam direta e indiretamente o meio. As bacias hidrográficas estão sujeitas às ações de múltiplos estressores, como também a distúrbios naturais que trabalham como agentes debilitantes e modificadores dos sistemas fluviais, causando interações aditivas e sinérgicas no espaço e no tempo (REID, 1998; ARRIAGADA *et al.*, 2019).

Além disso, pode-se dizer que os impactos antrópicos e as mudanças climáticas são considerados fatores-chave para as perturbações das áreas úmidas, conhecidas como um dos ecossistemas mais abundante ecologicamente e também um dos mais impactados (WESTBROOK; NOBLE, 2013; PRADHAN *et al.*, 2015). Cabe dizer que o sistema fluvial é influenciado na maioria pela interação dos processos que ocorrem na paisagem nos limites da bacia hidrográfica (SEITZ; WESTBROOK; NOBLE, 2011), cujos impactos podem resultar de impactos considerados pouco significativos quando avaliados individualmente, mas quando combinados, podem configurar impactos muito significativos no tempo e espaço (JOHNSTON, 1994; GALLARDO *et al.*, 2017).

Assim, o uso da AEC em bacias hidrográficas e áreas úmidas pode fornecer informações sobre os efeitos das atividades humanas que contribuem para mudança ambiental (PRESTON; BEDFORD, 1988; BENDOR, 2009; WILLSTEED *et al.*, 2018). Para Dubé *et al.*, (2013) existem quatro componentes principais para o uso da AEC em bacias hidrográficas: (i) monitoramento em escalas locais e regionais; (ii) planejamento da bacia hidrográfica; (iii) avaliação do estado dos efeitos cumulativos da bacia hidrográfica e (iv) previsão e desenvolvimento de cenários, conforme a Figura 5.

Figura 5. Aplicação da avaliação dos efeitos cumulativos em bacias hidrográficas.



Fonte: Adaptado de Dubé *et al.* (2013).

A estrutura da aplicação da AEC em bacias hidrográficas é geralmente definida pela escala espacial das atividades que afetam os recursos de interesse (Bacia hidrográfica), viabilizando analisar seus impactos em várias escalas e, também, considerando estes impactos a partir da própria característica biofísica do curso d'água (VANNOTE *et al.*, 1980; SPALING; SMIT, 1995; SCHINDLER, 1998; MACDONALD, 2000; SQUIRES; WESTBROOK; DUBÉ, 2010).

Para análise dos EC em áreas úmidas, Preston e Bedford (1988) citam que existem três categorias distintas, como: (i) análise das particularidades das unidades da paisagem; (ii) quais são as funções específicas que as zonas úmidas desempenham nestas unidades e (iii) avaliação dos distúrbios antrópicos que causam alteração no desempenho de funções ecológicas no ecossistema. Já Westbrook e Noble (2013) acreditam haver sempre a necessidade da busca pelos estressores para entender os efeitos cumulativos das áreas úmidas. Segundo os autores, os estressores podem ser categorizados como estressores induzidos por fatores antrópicos, que podem afetar direta ou indiretamente as zonas úmidas, e estressores naturais, relacionados a fatores agudos e crônicos não antrópicos.

A literatura vem reportando a necessidade do melhor gerenciamento dos efeitos cumulativos em áreas úmidas e bacias hidrográficas decorrentes aos múltiplos projetos de desenvolvimento (GRAYSON; CHAPMAN; UNDERWOOD, 1999; DUBÉ; MUNKITTRICK, 2001; TINER, 2005; DUBÉ *et al.*, 2006; SQUIRES; WESTBROOK; DUBÉ, 2010; WESTBROOK; NOBLE, 2013).

Geralmente, estas avaliações concentram-se em uma análise sob as mudanças no ambiente aquático (estado do meio) em uma escala espacial maior, e assim, em segundo plano a determinação da causa e efeito, baseando-se na premissa de que apenas se o estado do meio ambiente for afetado pelos efeitos cumulativos das atividades antrópicas a mitigação será necessária (SQUIRES; DUBÉ, 2012; WESTBROOK; NOBLE, 2013). Sem contar que existem outros desafios a serem apontados, resultantes de mudanças nas políticas ou legislação, substituições na sistemática de planejamento, infraestrutura antiga, conflitos crescentes a partir das demandas de água, bem como a colaboração por partes interessadas (CANTER; CHAWLA; SWOR, 2013) e a prática limitada da AIA de projetos a partir de alguns empreendimentos, não capturando toda gama de estresse sofrida pelos sistemas fluviais (NOBLE; SHEELANERE; PATRICK, 2011).

Além disso, algumas atividades que afetam as zonas úmidas não realizam o uso direto AIA, pois em alguns casos, não são consideradas em escala de planejamento de projeto, e quando a mesma é acionada, geralmente se torna restritiva espacialmente e cientificamente para avaliar e gerenciar os efeitos indiretos e induzidos em potencial, e raramente consideram seus efeitos cumulativos (MORGAN; ROBERTS, 2003; NOBLE; HILL; NIELSEN, 2011; WESTBROOK; NOBLE, 2013).

Assim, ainda há a necessidade de ampliar os horizontes da AEC, obtendo uma visão ampla e não tão focada na avaliação de impactos de projetos locais para uma abrangência regional da consideração das fontes cumulativas de impacto, ou seja, uma avaliação mais estratégica acima do nível de projeto (HARRIMAN; NOBLE, 2008). Tendo em vista que os efeitos cumulativos sobre a biodiversidade, principalmente em áreas úmidas e bacias hidrográficas devem ser previstos e gerenciados a partir de um nível estratégico (RAMSAR, 2010), pois estão intrinsecamente ligadas à hidrologia dos sistemas fluviais que os conectam, e o uso de técnicas para análise dos impactos cumulativos torna-se indispensável (JOHNSTON, 1994).

Dessa forma, nota-se cada vez mais a necessidade da integração programas de avaliação, monitoramento e gerenciamento em escalas estratégicas no nível de bacia hidrográfica para apoiar no planejamento do uso do solo e as mudanças cumulativas que afetam diretamente as bacias hidrográficas, de modo a direcionar o processo de tomada de decisão (DUBÉ, 2003; NOBLE; SHEELANERE; PATRICK, 2011; SEITZ; WESTBROOK; NOBLE, 2011; BALL; NOBLE; DUBÉ, 2012; NOBLE; SKWARUK, PATRICK, 2014). Tendo em vista que o planejamento dos recursos hídricos detém de uma visão ampla, e a inserção da AEC e AAE, auxiliariam na gestão destes efeitos

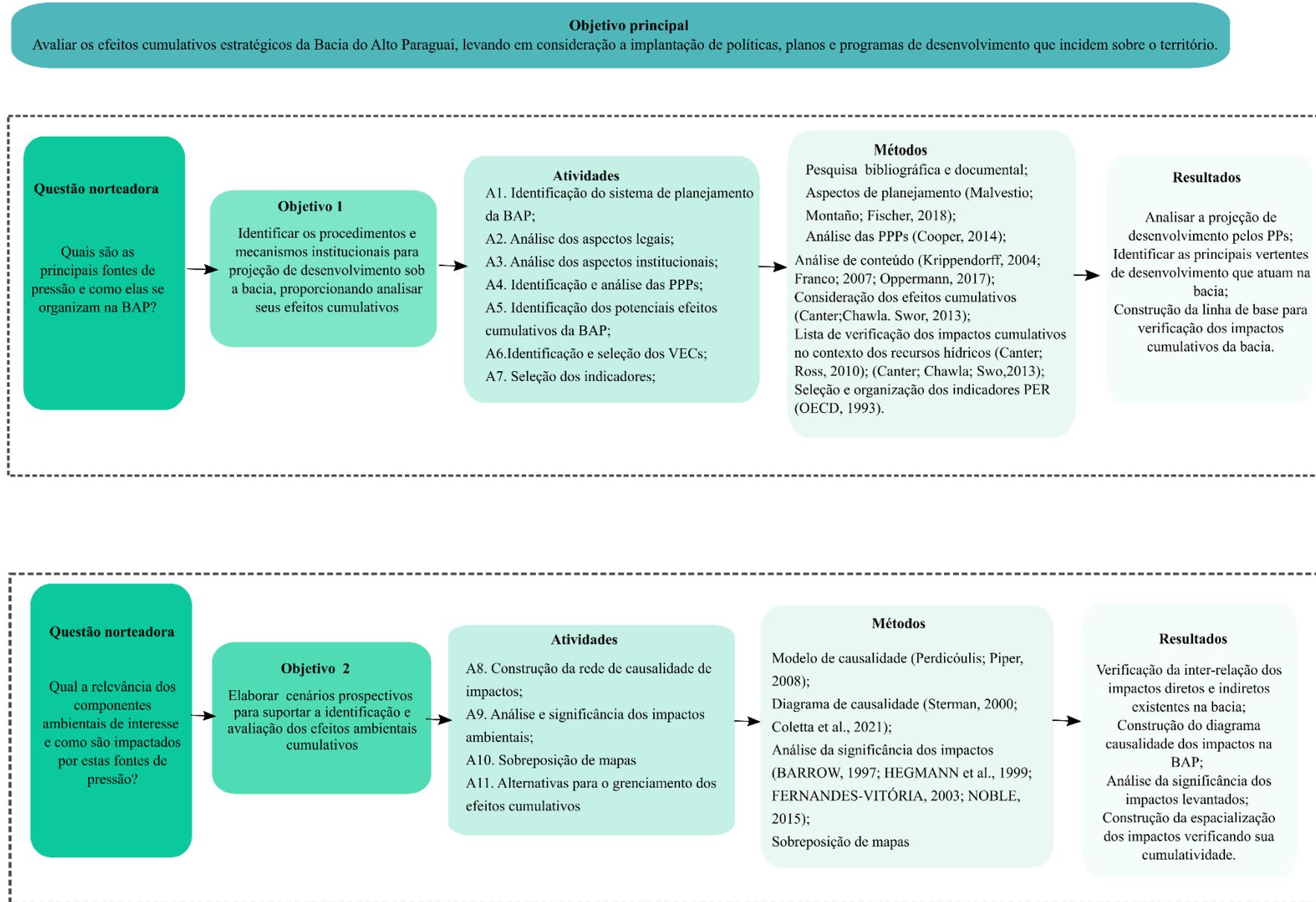
cumulativos de forma que o planejamento das bacias hidrográficas tornasse algo mais completo e eficaz (DUBÉ *et al.*, 2013).

4 ASPECTOS METODOLÓGICOS

Dados os objetivos da pesquisa e a importância do levantamento dos efeitos cumulativos da Bacia do Alto Paraguai (SILVA; GIRARD, 2004; HARRIS *et al.*, 2006; MMA *et al.*, 2008; ALHO; SABINO, 2011; IORIS, 2013), esta pesquisa foi organizada em quatro etapas, conforme apresentado no fluxograma (Figura 6):

- *Etapa I:* visou na identificação do sistema de planejamento da Bacia do Alto Paraguai para a compreensão da sua organização e prática quanto sua gestão e planejamento;
- *Etapa II:* teve como objetivo realizar a coleta de informações sobre potenciais efeitos cumulativos da área de estudo, que possibilitaram a estruturação da *baseline*, escopo e da sobreposição de mapas;
- *Etapa III:* teve como foco a elaboração de cenários relacionadas tanto com a situação presente e futura da bacia partir de cada VEC estabelecido, contribuindo para identificação e análise dos impactos futuros que irão se sobrepor aos impactos atuais, sejam estes ocasionados pelas PPPs analisadas bem como seu uso e ocupação;
- *Etapa IV:* teve como intuito discutir e os efeitos cumulativos da bacia, a partir da compreensão das medidas mais adequadas para evitar, minimizar ou mitigar estes efeitos significativos na área de estudo.

Figura 6. Framework da pesquisa.



Fonte: Elaboração própria.

4.1 Etapa I — Identificação do sistema de planejamento da Bacia do Alto Paraguai

Esta etapa teve o propósito de elaborar um panorama sobre o sistema de planejamento e gerenciamento da BAP, possibilitando visualizar seus aspectos políticos-institucionais para o desenvolvimento, ordenamento e conservação dos recursos hídricos. Sendo que em uma escala de bacia hidrográfica, o detalhamento dos arranjos institucionais para avaliação dos efeitos cumulativos pode auxiliar na organização de mecanismos administrativos necessários para identificar e gerir os efeitos cumulativos (SHANNON, 1988; CHILIMA *et al.*, 2013).

Para isso, foi realizado uma pesquisa exploratória a partir da utilização de métodos de análise qualitativa, proporcionando uma investigação mais ampla sob diferentes perspectivas (GIL, 2002; BOEIJE, 2010). Para ter subsídios na análise do sistema de planejamento e suas respectivas PPPs, primeiramente foi realizado um levantamento bibliográfico sob a área de estudo, a fim de observar quais seriam as principais atividades de desenvolvimento e seus respectivos impactos sob a bacia. Desta forma, partir do levantamento bibliográfico possibilitou selecionar as atividades de energia, mineração, navegação e agropecuária como as vertentes de desenvolvimento para estudo.

Assim, considerando que o sistema de planejamento é amplo e influenciado por diferentes aspectos (SAGER, 2001), foi analisado os aspectos de planejamento, selecionando-os em três categorias, conforme Malvestio; Montañó e Fischer (2018): (i) legais, (ii) institucionais e (iii) práticas de planejamento.

i. Análise dos aspectos legais

Para análise dos requisitos legais da Bacia do Alto Paraguai, considerou a análise do arcabouço jurídico e normativo no âmbito federal e estadual que conduzem referência ao planejamento e conservação da bacia e do Pantanal. Para identificação da legislação foram usados bases de dados Federal¹ e dos estados de Mato Grosso² e Mato Grosso do Sul³, incluindo leis, decretos, resoluções e tratados internacionais, buscando pelas seguintes palavras-chave: *bacia do alto paraguai; pantanal; recursos hídricos; energia; navegação; conservação; mineração; agropecuária; planejamento; desenvolvimento; zonas úmidas; zoneamento ecológico; mudanças climáticas.*

1 Disponível em: <http://www4.planalto.gov.br/legislacao>

2 Disponível em: <https://www.al.mt.gov.br/legislacao/>

3 Disponível em: <http://aacpdappls.net.ms.gov.br/appls/legislacao/secoge/gova>

A busca foi realizada no ano de 2020 e todas as legislações encontradas tiveram seus conteúdos analisados, de modo a identificar as responsabilidades em relação à gestão dos recursos hídricos, bem como o planejamento e conservação da bacia. Neste sentido, as informações coletadas foram classificadas em quatro categorias de análise: (i) diretrizes ambientais gerais; (ii) diretrizes de conservação da BAP/Pantanal; (iii) instrumentos de avaliação de impacto ambiental; (iv) Instrumentos de Planejamento.

ii. Análise dos aspectos institucionais

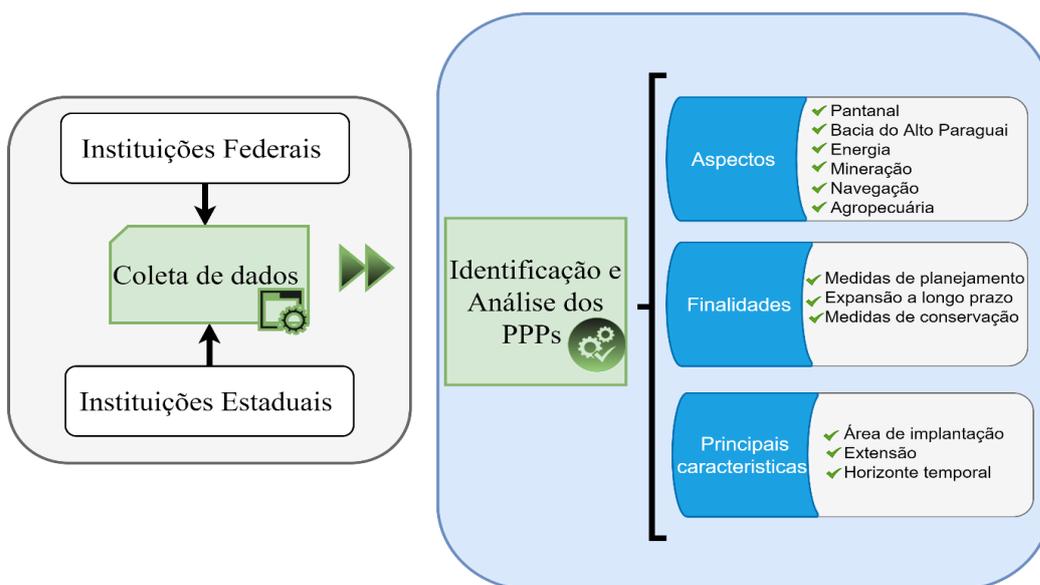
O mapeamento dos agentes institucionais foi realizado através análise do arranjo geral do planejamento e gestão da bacia, bem como a partir de outros agentes, órgãos, autarquias e empresas públicas responsáveis pela implantação e planejamento das vertentes de desenvolvimento selecionadas para o estudo, no âmbito federal e estadual. A pesquisa foi realizada por análise de informações oficiais e publicamente disponíveis, a partir de ‘websites’ institucionais e documentos oficiais, compreendendo que as informações coletadas representam a posição formal das instituições até o ano de análise, correspondente a 2020.

iii. Identificação e análise de políticas, planos e programas

Para verificar como é a prática atual do processo de planejamento e gestão da BAP foram selecionados um conjunto de políticas, planos e programas ao nível federal e estadual (Mato Grosso e Mato Grosso do Sul) a partir de consultas a ‘websites’ e revisão de literatura. A análise dos PPPs foi composta pela verificação fatores como: condição presente da bacia e os potenciais impactos decorrentes dos PPPs analisados (COOPER, 2004).

Foram explorados os aspectos dos PPPs associados ao Pantanal, BAP e as vertentes de desenvolvimento selecionadas, além de verificar também as finalidades de cada documento observando através de suas medidas de planejamento, conservação e expansão a longo prazo, assim como, suas características principais a partir de seu horizonte temporal de trabalho, área de implantação e extensão, conforme pode ser observado pela Figura 7.

Figura 7. Organização da análise dos PPPs.



Fonte: Elaboração própria.

Dessa forma, foram identificadas no total 62 PPPs (Apêndice I) em 2020, dentre estes, apenas 54 puderam ser acessados. Destes 54 analisados, possibilitou a verificação de sinergias ou conflitos entre os objetivos de desenvolvimento e os objetivos ambientais no território correspondente a bacia, possibilitando criar um horizonte temporal para pesquisa e observar o contexto de expansão preconizada pelos projetos e planos de desenvolvimento e suas relações com a gestão e planejamento territorial e seus efeitos cumulativos.

Para auxiliar na construção do horizonte temporal de análise, principalmente na construção das sobreposições de mapa e cenários, foi realizada uma revisão de literatura sobre os impactos ambientais da bacia, possibilitando a sintetização de informações sob as vertentes de desenvolvimento relacionadas aos aproveitamentos hidrelétricos e agropecuária.

Após a primeira análise, foram selecionados 11 planos e programas que estão diretamente ligados a aspectos relacionados ao desenvolvimento de atividades geradoras de impactos e conservação na bacia. Assim, os conteúdos dos relatórios dos PPPs foram analisados qualitativamente a partir de Krippendorff (2004), Franco (2007) e Oppermann (2017) a fim de identificar menções de ações estratégicas que incidem sobre os componentes ambientais de interesse (VEC) e como se destacavam através dos seus objetivos, escopo, monitoramento e recomendações utilizados como unidades de análise para esta pesquisa (Tabela 1).

Tabela 1. Tipologia de medida para análise dos PPPs

<i>Tipologia de medida</i>	Descrição
<i>Planejamento</i>	Diretrizes destinadas ao direcionamento de planejamento da BAP.
<i>Gestão</i>	Medidas relacionadas a operacionalização das ações de gestão relativas à bacia.
<i>Conservação</i>	Medidas voltadas a ações de conservação.

Fonte: Adaptado Oppermann (2017).

Após isso, para identificar as lacunas no contexto analisado, bem como os elementos importantes para a serem considerados, levando em consideração que foram importantes para definir com maior compreensão a forma com que as vertentes de desenvolvimento selecionadas e as práticas de conservação que foram consideradas (Tabela 2).

Tabela 2. Categorias e subcategorias de análise

<i>Categoria de análise nos PPPs</i>	Subcategorias
<i>Desenvolvimento</i>	Solo
	Água
	Ar
<i>Impacto em comum</i>	Mineração
	Agropecuária
	Aproveitamentos hidrelétricos
	Navegação
<i>Biodiversidade</i>	Serviços ecossistêmicos
	Habitats
	Perdas de espécies da fauna e flora

Fonte: Adaptado Oppermann (2017).

Os resultados foram apresentados de forma qualitativa e descritiva a fim de analisar a frequência das categorias, como também quais destas categorias foram mais ou menos citadas nas PPPs selecionadas. Para esta análise foi utilizado o Microsoft Excel 2019, sendo que os critérios presentes no Tabela 2 foram adotados a partir da categorização de Oppermann (2017) e adaptadas conforme a análise e interpretação dos

conteúdos de cada instrumento de planejamento, medindo a compatibilidade dos PPPs com as diretrizes investigadas, utilizando quatro cores de demarcações conforme apresenta o Quadro 1.

Quadro 1. Critérios par avaliação dos PPPs

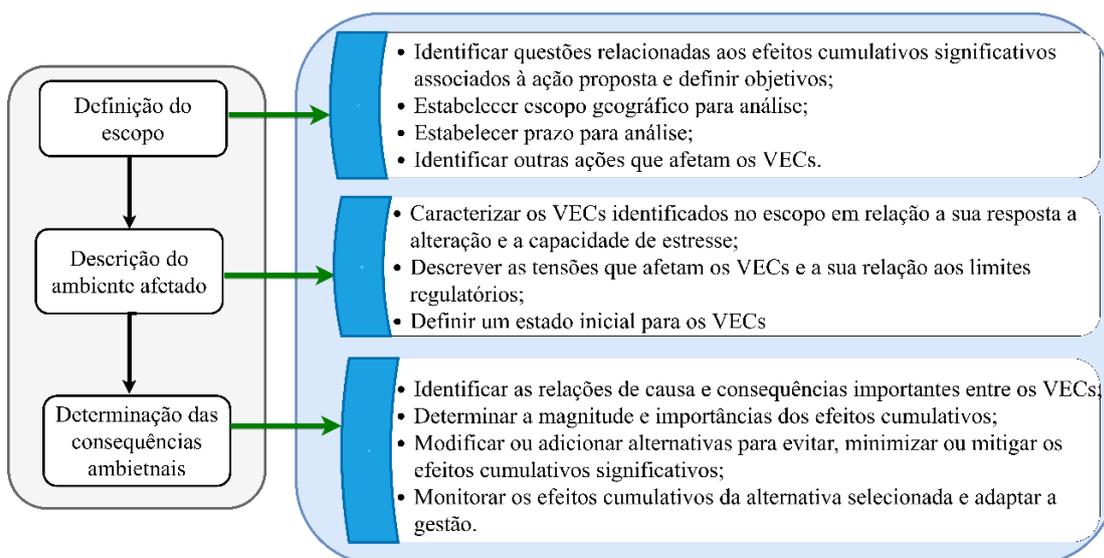
Marcação	Descrição da escala
	Encontrado- Compreendido no texto e tratado de forma clara e direta
	Não encontrado ⁴ - Não mencionado no corpo do texto dos PPPs
	Implícito- Verificado de forma indireta a partir de análise de conteúdo e de diretrizes associadas, não sendo tratado diretamente no texto

Fonte: Adaptado Oppermann (2017).

4.2 Etapa II — Identificação dos potenciais efeitos cumulativos da BAP

Esta etapa foi composta por um levantamento sobre as principais informações referentes aos potenciais efeitos cumulativos da área de estudo, onde foi realizado a seleção dos VEC através das principais características da hidrografia da região, considerando a potencial contribuição das vertentes de desenvolvimento em afetar os componentes ambientais a partir da combinação de impactos derivados dos mesmos. Para isso, foi adotado um procedimento estruturado em três fases: (Fase 1) Definição do escopo; (Fase 2) descrição do ambiente afetado; (Fase 3) determinação das consequências ambientais, seguindo o modelo proposto por Canter; Chawla; Swor (2013), Figura 8.

Figura 8. Etapas para consideração dos efeitos cumulativos.



Fonte: Elaborado pela autora com base em Canter; Chawla; Swor (2013).

⁴ O termo não encontrado sugere que poderia fazer parte do escopo e não foi mencionado ou que não faz parte do escopo. Assim, não foi objeto de análise específica desta pesquisa este juízo.

Assim, os autores consolidam uma lista de verificação para avaliação dos impactos cumulativos no contexto dos recursos hídricos (Tabela 3), sintetizando as boas práticas da AEC em bacias hidrográficas.

Tabela 3. Lista de verificação para análise dos efeitos cumulativos da BAP frente ao VEC.

Seis etapas do processo de avaliação dos efeitos cumulativos
1- Iniciar o processo de AGECE identificando os efeitos diretos e indiretos incrementais do projeto proposto (ou política, plano e programa) em VECs selecionados no entorno do local do projeto. Os VECs podem ser selecionados a partir de informações relacionadas às condições atuais ou futuras, com provável ocorrência de degradação de ambientes protegidos, espécies ou habitats, assim como a presença de outras atividades humanas.
2- Identificação das ações passadas, presentes ou futuras que são razoavelmente previsíveis dentro dos limites de espaço e tempo, que tiveram o poder de contribuir ou ainda contribuem para os efeitos cumulativos nos VECs (tensões) ou seus indicadores. Com base neste conhecimento, inicia-se a identificação adequadas de limites de estudos temporais e espaciais no VEC.
3- Para os VECs selecionados, agrupar a informação adequada sobre seus indicadores e descrever e avaliar o histórico de condições atuais e até mesmo as projetadas. O histórico de informação deve combinar com o limite temporal passado (isto é, um histórico a partir de um dado ponto de referência).
4- Conectar do projeto proposto (plano, política ou programa) a outras ações na área de estudo da AGECE considerando-se os VECs selecionados e seus indicadores, com ênfase aos efeitos incrementais dos VECs, para cada efeito cumulativo associado
5- Avaliar a significância dos efeitos cumulativos em cada VEC dentro do horizonte de tempo estabelecido para o projeto. Tais determinações de significância devem começar com os efeitos incrementais (direto e indireto) do projeto ou da ação em VECs específicos. O foco deve estar no VEC e não no projeto ou ação. Critérios para tais determinações de significância já existem nos sistemas de AIA em vários países, bem como bancos de desenvolvimento e agências de ajuda (Conselho de Qualidade Ambiental, 1978, como citado em Canter et al., 2013). Além disso, o conceito de sustentabilidade ambiental (incluindo social e econômica) pode ser considerado tanto em relação aos efeitos incrementais quanto aos cumulativos.
6- Para os VECs e seus indicadores em que se espera que estejam sujeitos ao incremento negativo dos impactos do projeto e para os quais efeitos cumulativos são significativos, desenvolvendo ações apropriadas ou “medidas de mitigação” da atividade para os impactos levantados. Além disso, se os efeitos cumulativos são esperados em qualquer VEC ou seus indicadores, deve-se considerar a colaboração de partes interessadas para desenvolver articulação de medidas de gestão de efeitos em nível local ou regional, ou ambos.

Fonte: Canter; Ross (2010) como citado em Canter; Chawla; Swor (2013).

A realização destas etapas foi efetuada com base em fontes secundárias, obtidas por revisão de literatura sobre os impactos ambientais da região da bacia, como também,

a partir da análise dos PPPs e documentos oficiais, que possibilitou identificar os principais impactos ambientais da área e selecionar os componentes ambientais que podem ser afetados pelas vertentes de desenvolvimento selecionadas pelo estudo, para posterior discussão sobre os potenciais efeitos cumulativos pela combinação dos impactos identificados na BAP.

A construção da *baseline* proporcionou a identificação das influências atuais e futuras em relação as PPPs da região, principalmente sob as demandas e perspectivas de desenvolvimento, colaborando na identificação dos aspectos ambientais e possibilitando obter uma gama de informações que ajudaram no detalhamento das condições ambientais e seus problemas, de modo auxiliar no processo de planejamento (LEE; WALSH, 1992; THERIVEL, 2004). A construção do escopo possibilitou identificar a partir de uma ampla gama de problemas, um número de questões prioritárias a serem abordadas para a identificação dos VEC (COOPER, 2004).

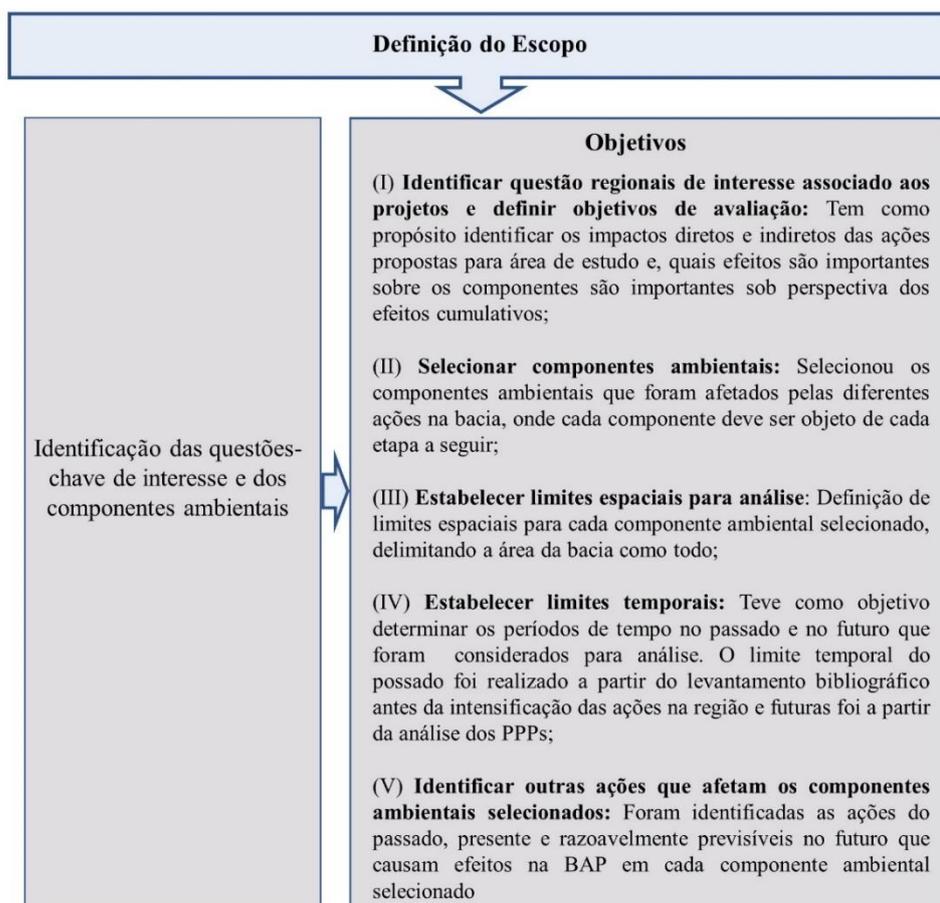
Para adequada consideração do escopo em relação aos efeitos cumulativos foi considerado uma área de influência para cada VEC e seu respectivo efeito esperado conforme os objetivos do estudo (CANTER; ROSS, 2010), onde foram realizados através do mapeamento e georreferenciamento da área de estudo, bem como o uso de matriz para tabular e quantificar as relações entre as atividades humanas e recursos de interesse (CANTER, 2008; DUINKER *et al.*, 2013).

Neste sentido, considerando os levantamentos realizados para a construção da *baseline* e escopo para identificação dos potenciais efeitos cumulativos, optou-se por estruturar a pesquisa a partir de quatro componentes principais: (i) identificação dos VEC; (ii) seleção dos indicadores (iii) construção da rede de causalidade e (iii) sobreposição de mapas, conforme pode ser observado:

i. Identificação e seleção dos VEC

Para análise dos efeitos cumulativos foram selecionados os VEC e os efeitos incrementais diretos e indiretos das atividades de desenvolvimento sob a área de estudo. Através da elaboração do escopo, possibilitou a identificação das questões-chave de interesse e dos componentes ambientais, considerando a sua significância para os recursos, ecossistemas e comunidade humana, Figura 9.

Figura 9 Classificação das questões-chave para seleção dos VEC



Fonte: Elaborado pela autora com base em Dibo (2018); CEQ (1997); Hegmann et al. (1999); Canter e Ross (2010).

Para adequada atenção ao escopo em relação aos efeitos cumulativos foi considerado uma área de influência para cada VEC e seu respectivo efeito esperado (CANTER; ROSS, 2010), possibilitando identificar os componentes ambientais da região e como são afetados pelas atividades de desenvolvimento, podendo gerar potenciais efeitos cumulativos para área de estudo. Desta forma, observou-se que os componentes ambientais relacionados a biodiversidade e disponibilidade de recursos hídricos foram selecionados como VEC para área de estudo.

ii. Seleção de indicadores

O uso de indicadores serviu para subsidiar a avaliação sobre as múltiplas fontes de impacto na bacia, realizada a partir de informações sobre seu estado atual, elaborando um conjunto de indicadores sobre pressão, estado e resposta. Os indicadores de pressão forneceram informações importantes sobre as características dos projetos e PPPs que

impactaram diretamente os VEC, já os indicadores de estado forneceram informações sobre a situação atual dos VEC, enquanto os indicadores de resposta informam sobre as medidas de gestão reais ou potenciais (NERI; DUPIN; SÁNCHEZ, 2016).

Deste modo, a seleção e organização dos indicadores foram realizadas segundo o modelo estrutural baseado na causalidade conhecido como “PRESSÃO-ESTADO-RESPOSTA (PER)”, desenvolvido pela OECD (1993), no qual foi desenvolvida uma tabela com os três tipos principais indicadores: pressão, estado ambiental e de resposta. Sendo que as informações coletadas pelos indicadores serviram de subsídio para construção da *baseline* e prever qualitativamente as condições ambientais da área (CANTER; ATKISON, 2011).

iii. Construção da rede de causalidade dos impactos ambientais

A aplicação da rede de impactos permite a identificação de fatores ambientais a partir de impactos diretos e indiretos, que possibilita o estabelecimento de “cadeias causais” (ERICKSON, 1994). Assim, as informações coletadas nas fases de escopo e *baseline* acerca das atividades e impactos, possibilitou a construção de uma rede causal desenvolvida especificamente para AEC por Perdicoúls e Piper (2008). O método proposto envolve elementos, como: (i) representação dos elementos ambientais; (ii) as ações associadas aos elementos ambientais; (iii) relação de causa-efeitos os das ações consideradas e/ou dos impactos que podem ser provocados; (iv) os efeitos e impactos gerados definidos como mudanças no final da cadeia.

Além disso, foi elaborado um Diagrama de Causalidade a partir do *software* Vensim[®] PLE 8.0.9., visando identificar as principais cadeias de causa e efeito que afetam a evolução dinâmica do sistema e fornecendo uma representação gráfica direta do sistema sob investigação, com foco nas relações entre diferentes variáveis, incluindo benefícios, co-benefícios e qualquer outro elemento influente no comportamento do sistema (COLETTA *et al.*, 2021).

A construção do diagrama se deu a partir do reconhecimento das principais dinâmicas atuais da área de estudo e suas condições atuais, foi primeiramente realizado a análise das relações causais entre as atividades e seus impactos, que possibilitou a identificação dos impactos diretos. Após isso, analisaram-se os impactos diretos sobre seus receptores de forma que pudesse observar como estes impactos afetam os componentes ambientais, para que assim, pudesse observar suas cumulatividades sobre a

área de estudo. Neste sentido, a direção das conexões entre tais variáveis define a dependência causal, positiva (+) se as variáveis mudam na mesma direção ou negativa (-) se elas mudam na direção oposta. Considera-se, ainda, que as combinações de relações causais positivas e negativas podem formar ciclos de *feedback* de reforço ('R') e de equilíbrio ('B'), além dos atrasos relativos ao horizonte de tempo da conexão utilizado o símbolo (//) colocado na seta (STERMAN, 2000; COLETTA *et al.*, 2021).

iv. Análise da significância do impacto

A significância dos impactos cumulativos sobre os VEC selecionados fora analisado segundo os critérios estabelecidos por (BARROW, 1997; HEGMANN *et al.*, 1999; FERNANDES-VÍTORA, 2003; NOBLE, 2015), conforme a Tabela 4.

Tabela 4. Componentes para avaliação da significância dos impactos cumulativos (continua)

Componentes	Classificação	Definição	Simbologia das categorias
Natureza	1. Positiva 2. Neutra 3. Negativa	1. Efeito benéfico ao VEC; 2. Nenhuma mudança ao VEC; 3. Efeito prejudicial ao VEC;	1. NP 2. NN 3. NN-
Ordem	1. Diretos 2. Indiretos	1. Impactos que correspondem a uma simples relação de causa e efeito considerados de primeira ordem; 2. Quando parte de uma cadeia de reações denominado impactos de segunda, terceira, quarta.... ordem.	1. OD 2. OI
Escala espacial	1. Local 2. Regional 3. Global/estratégicos	1. Efeito limitado a uma pequena área ou local; 2. Efeito limitado a uma região (e.g a concentração de vários municípios) 3. Efeitos que se abrange a uma extensa área a nível global ou limites estratégicos.	1. EL 2. ER 3. EG/E
Frequência	1. Contínuo 2. Cíclico regular 3. Cíclico irregular	1. São quando efeitos se manifestam por meio de alterações contínuas ao longo do tempo; 2. São quando ocorrem de modo intermitente e com frequência constante ao longo do tempo; 3. Não permitem uma determinação precisa da frequência de ocorrência.	4. FCO 5. FCR 6. FCI
Reversibilidade	1. Reversível 2. Irreversível	1. Quando é possível reverter a tendência do impacto ou os efeitos decorrentes das atividades ao VEC, levando-se em conta a aplicação de medidas para sua reparação; 2. Quando não é possível reverter a tendência do impacto ao VEC.	1. RR 2. RI

Tabela 4. Componentes para avaliação da significância dos impactos cumulativos (conclusão)

Componentes	Classificação	Definição	Simbologia das categorias
Cumulatividade	<ol style="list-style-type: none"> 1. Aditivos 2. Sinérgicos 3. Antagônicos 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Ocorrem a partir do resultado de diversas ações atuando sobre o mesmo parâmetro ambiental; 2. Ocorrem através de interações entre diferentes impactos que fazem com que o efeito combinado seja maior do que a soma das contribuições individuais; 3. Estão associados a situações em que um impacto pode anular total ou parcialmente, ou interromper outro efeito, ou impacto adverso. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. CA 2. CS 3. CAT
Magnitude	<ol style="list-style-type: none"> 1. Baixa 2. Moderada 3. Alta 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Mínimo ou nenhum comprometimento ao VEC; 2. Efeito considerável ao VEC, existindo a possibilidade de recuperação a curto e médio prazo; 3. Efeito considerável ao VEC, não havendo a possibilidade de recuperação a curto e médio prazo. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. MB 2. MM 3. MA

Fonte: Baseado em Borrow, (1997); Hegmann *et al.*, (1999); Fernandes-Vitória, (2003) e Noble, (2015).

Assim, a análise da significância dos impactos foi importante para auxiliar na determinação dos efeitos adicionais nos VEC selecionados antes de estarem em uma condição e estado que não podem ser revertidas (HEGMANN *et al.*, 1999).

4.3 Etapa III — Sobreposição de mapas

O método de sobreposição de mapas foi realizado com objetivo de observar os impactos que se sobrepõem sobre a área de estudo. Com relação aos efeitos cumulativos, e de acordo com o referencial teórico, as análises contemplaram os impactos cumulativos espaciais e temporais, através das seguintes etapas:

I. Levantamento de dados:

O levantamento de dados foi realizado através de documentos, relatórios e planos explicitados na etapa 4.1, no qual foi possível obter uma gama de informações para obter uma base de dados georreferenciados para *baseline* (i.e descrição do estado atual da bacia e suas condições ambientais e seus principais impactos a partir das principais vertentes de desenvolvimento selecionadas).

II. Escolha dos impactos a partir do diagrama para aplicar na sobreposição de mapas:

A partir do diagrama de causalidade, possibilitou selecionar alguns fragmentos para construção de três diferentes sobreposições de mapas, de acordo com os seguintes critérios: (i) espacialização por meio do indicador de impacto com informações contidas nas PPPs analisadas; (ii) criação de cenário através da área impactada a partir de estudos contidos na literatura com casos similares ao impacto selecionado; (iii) construção de um cenário com dados da *baseline* a partir da situação atual e futura da região da bacia que tenham relação com os impactos do diagrama de causalidade.

III. Definição da *baseline* e indicadores de impacto:

Para cada um dos três cenários foram selecionados dados correspondentes a *baseline* e dos indicadores de impacto, possibilitando também estabelecer os limites espaciais e temporais. O limite temporal foi estabelecido até o ano de 2050 como horizonte futuro, com cenário de que as implantações de alguns empreendimentos já estivessem sido concluídas (aproveitamentos hidrelétricos, empreendimentos minerários e expansão do trecho de navegação) através da análise das PPPs e também a partir da projeção de desenvolvimento descrita na literatura.

IV. Sobreposição de mapas a partir da *baseline* e indicadores de impacto:

Os dados selecionados foram especializados utilizando o software ArcGis versão 10.5 e Qgis versão 3.10. A bacia ocupa as zonas UTM 21 Sul e UTM 22 Sul, mas como a maior parte se encontra na zona UTM 21 Sul essa foi a projeção escolhida, o DATUM utilizado foi o SIRGAS 2000.

5 ÁREA DE ESTUDO

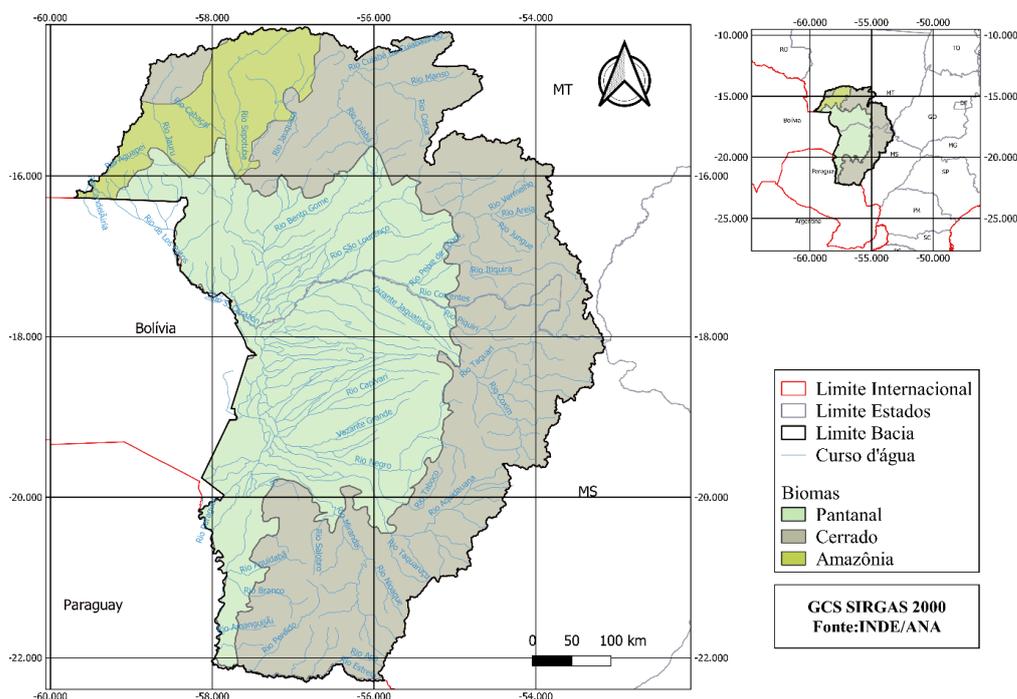
5.1 Bacia do Alto Paraguai

A fim de analisar e discutir o processo de planejamento através da consideração dos efeitos cumulativos a partir de múltiplos estressores, o estudo de foi aplicado na Bacia do Alto Paraguai. A escolha da BAP como área de estudo se justifica pela sua importância no contexto transfronteiriço (Brasil, Bolívia e Paraguai) e também a partir dos potenciais impactos cumulativos relacionados a diferentes vertentes de desenvolvimento na região (ALHO; SABINO, 2011).

A partir dos diferentes projetos de desenvolvimento planejados para região, grandes mudanças socioambientais são previstas, como a expansão da agropecuária e

aproveitamentos hidrelétricos, além de mudanças hidrológicas drásticas nos principais rios tributários do Pantanal a partir de atividades como mineração e o transporte hidroviário. No contexto estratégico do gerenciamento dos recursos hídricos transfronteiriços, a bacia possui grande relevância, principalmente por incluir o Pantanal dentro das suas dimensões (ANA *et al.*, 2004), abrangendo 4,3% do território brasileiro, dividida em regiões de planalto e de planície localizados entre os estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul (MMA *et al.*, 2008), Figura 10.

Figura 10. Localização Bacia do Alto Paraguai.



Fonte: Elaboração própria.

O Pantanal é um bioma único, que a partir da sua dinâmica de alterações dos ciclos anuais de secas e inundações combinado com a topografia local cria-se um mosaico sazonalmente dinâmico e complexo dos habitats aquáticos, semi-aquáticos e terrestres (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989; HAMILTON; SIPPEL; MELACK, 2002; JUNK *et al.*, 2006), possuindo uma vasta diversidade expressada por diferentes composições de vegetação de savana, aquática e florestas de várzea (ABDON *et al.*, 1998; POTT; POTT, 2000; NUNES DA CUNHA; JUNK, 2011; EVANS; COSTA, 2013; EVANS *et al.*, 2014), além de dispor de uma abundante fauna local (ALHO; CAMARGO; FISCHER, 2011), servindo como ambiente para espécies ameaçadas e um importante local para espécies migratórias (HARRIS *et al.*, 2005; TOMAS *et al.*, 2019).

Neste sentido, o Pantanal desempenha um papel significativo na diversidade biológica, apontado como um dos principais *hotpots* de serviços ecossistêmicos do mundo (COSTANZA *et al.*, 1997), incluindo o armazenamento de carbono, manutenção e qualidade da água, controle de enchentes, produção de peixes e recarga de aquíferos (HANSSON *et al.*, 2005; ALHO, 2008; WANTZEN *et al.*, 2008; CLARKSON; AUSSEIL; GERBEAUX, 2013), além de ser fundamental na manutenção do ciclo hidrológico e do clima de grande parte da América do Sul (SANTOS; NOGUEIRA, 2015). Assim, muitas atividades humanas na região da BAP contam com os serviços ecossistêmicos prestados pelo Pantanal, incluindo a pesca profissional e turística, e o turismo contemplativo (BERGIER *et al.*, 2018).

Além disso, a maioria da bacia é composta por aquíferos porosos associados a sedimentos não consolidados que cobrem substratos rochosos antigos (ANA; GEF, PNUMA, 2004). Segundo o Plano Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Rio Paraguai (PHR-Paraguai) os sistemas aquíferos que se destacam como restituição das precipitações são Parecis, Guarani, Bauru-Caiuá e Furnas-Rio Ivaí (ANA, 2018).

No entanto, apesar de ser considerado pelo Plano Nacional de Segurança Hídrica (2017) uma região de alta segurança hídrica e o bioma mais conservado do país, nota-se alterações em seu ambiente natural. Com o passar dos anos registra-se uma crescente presença antrópica na BAP e conseqüentemente no Pantanal (MMA *et al.*, 2008), produzindo novos e amplos distúrbios ambientais que ameaçam seu ambiente ecológico (SILVA; GIRARD, 2004), devido à região possuir importantes atividades econômicas, uma ótima localização e abundantes recursos naturais (IORIS, 2013)

Wantzen *et al.*, (2008) acreditam que existem cenários conflitantes entre conservação da BAP e Pantanal, enquanto o Pantanal está sob baixa pressão antrópica, o planalto é intensamente utilizado. Assim, a área que abrange o Pantanal permite recomendações mais rígidas para a conservação da natureza, enquanto a região de Planalto da bacia hidrográfica do Alto Paraguai precisa considerar todos os efeitos cumulativos das tendências de desenvolvimento que estão em operação e planejadas para esta área, que estão moldando a bacia em médio e longo prazo.

Alho (2008), Alho e Sabino (2011), discutem que as ameaças ambientais que circundam o Pantanal estão relacionadas a principais atividades de desenvolvimento, como a pecuária e agricultura, aproveitamentos hidrelétricos, mineração, urbanização e navegação (WWF 2001; MMA *et al.*, 2008), em que todos atuam fortemente na região da bacia, principalmente em áreas que influenciam diretamente os principais rios tributários

do Pantanal, e que em muitas situações os efeitos cumulativos e sinérgicos não são considerados (WWF, 2018).

Além disso, muitas vezes ainda existem barreiras na implementação de ferramentas regulatórias ambientais que conflitam com os fundamentos preexistentes de estratégias de conservação promovidas por órgãos públicos (IORIS, 2013), fazendo com que os serviços de proteção de áreas úmidas não receberam ação política suficiente (ENDTER-WADA; KETTENRING; SUTTON-GRIER, 2020).

Neste sentido, fica evidente que as novas tendências de desenvolvimento socioeconômico na região da BAP são ameaças constantes em relação à sua conservação, caracterizados principalmente pelos conflitos entre planos e programas setoriais de uso e ocupação do solo e de políticas de conservação, destacando inclusive a necessidade de modelos de avaliação ambiental personalizados para esta região, sobretudo na avaliação dos efeitos cumulativos e as suas transformações socioambientais, principalmente no Pantanal (ALHO; SABINO 2011; IORIS, 2013).

6 CONTEXTO DO PLANEJAMENTO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO PARAGUAI

6.1 Quadro legal da BAP

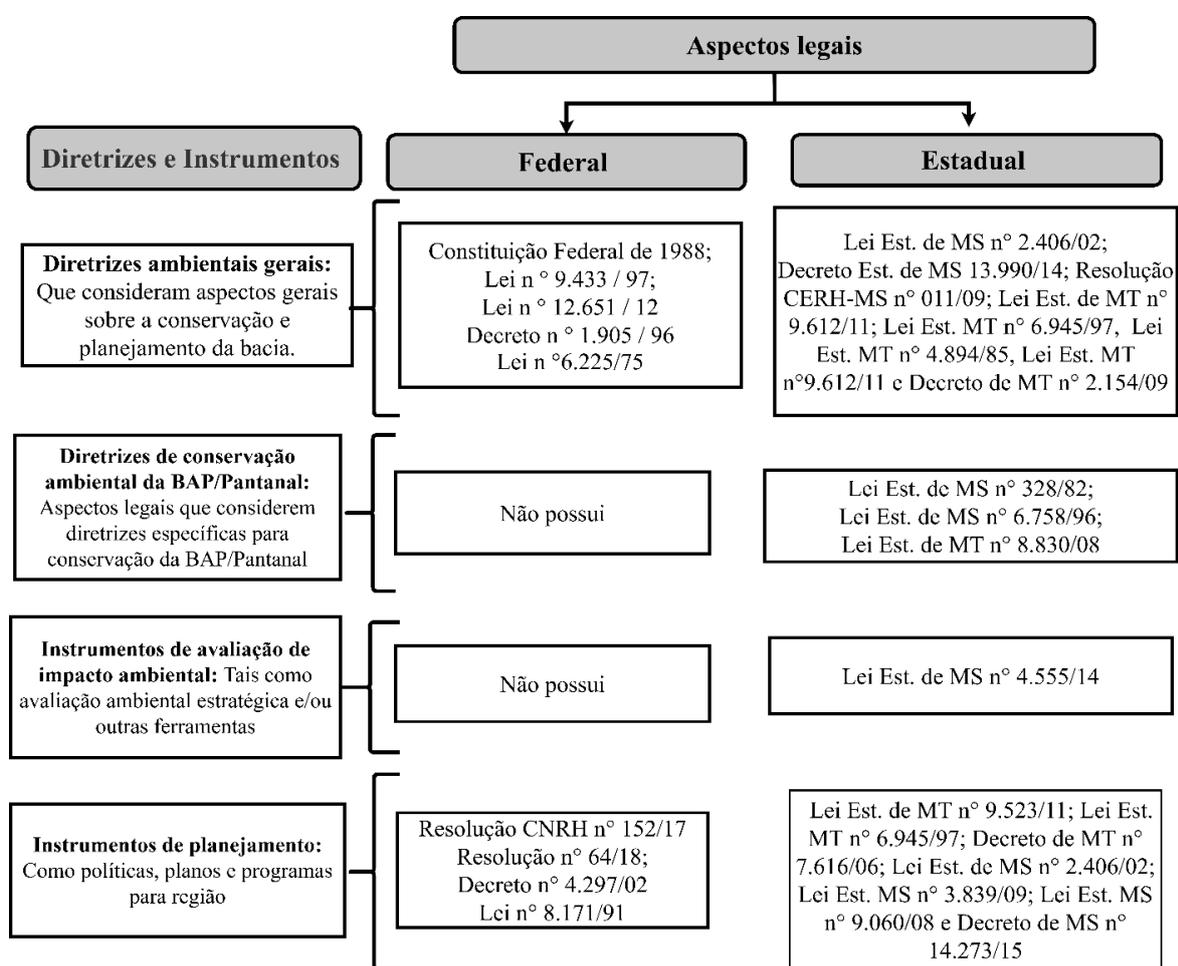
A partir das buscas realizadas, pode-se observar os aspectos legais para o gerenciamento, planejamento e conservação da bacia através de leis, decretos, resoluções normativas e tratados internacionais. Foram identificados 82 documentos, compostos por 3 tratados internacionais, 11 leis, 8 decretos e 1 resolução de âmbito federal, além de 25 leis, 29 decretos e 2 resoluções estaduais dos estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul e normativos locais sobre a bacia compostos por 3 resoluções do Conselho Nacional de Recursos Hídricos e pela ANA, onde todos os documentos analisados estavam vigentes até março 2020.

As bases legais federais e estaduais da BAP, incluem dispositivos que devem funcionar como diretrizes para o ordenamento dos recursos hídricos e ambientais, servindo como instrumento legal para amparar a gestão fronteiriça e de recursos hídricos (ANA; GEF, PNUMA, 2004). Neste sentido, a partir da análise dos instrumentos legais, observou-se que a maioria das diretrizes e instrumentos obrigatórios para o planejamento da bacia estão relacionados a atividades e projetos de usos múltiplos dos recursos hídricos, sendo que os fatores socioeconômicos que produzem mudanças na região estão

associados a políticas de desenvolvimento, como a de energia hidrelétrica, conversão de terras para a agricultura e pastagem, mineração, navegação.

Assim, pode-se observar que os requisitos legais de gestão e conservação da bacia são expressos na forma de diretrizes de planejamento e instrumentos que se aplicam ao planejamento, tendo em vista que as diretrizes analisadas foram: (i) diretrizes ambientais gerais; (ii) diretrizes de conservação ambiental BAP/Pantanal e os instrumentos foram avaliados através de: (i) instrumentos de avaliação de impacto ambiental e (ii) instrumentos de planejamento (Figura 11).

Figura 11. Requisitos legais aplicados ao planejamento e conservação da BAP.



Fonte: Elaboração própria.

No âmbito estratégico de política estadual, a Lei estadual sobre mudanças climáticas de Mato Grosso do Sul n°4.555/14, discute sobre a aplicação da avaliação ambiental estratégica no processo de desenvolvimento setorial referente as PPPs

aplicadas, citando como uma de suas diretrizes para a promoção da gestão sustentável a conservação de biomas como o Pantanal e Cerrado.

Vale ressaltar que também não foram encontrados aspectos legais relacionados diretamente a conservação do Pantanal, tendo em vista que o referido bioma ainda não possui uma lei federal que regulamente seu território, apesar de a Constituição Federal estar vigente há 30 anos e considerá-lo como patrimônio nacional (GUERRA *et al.*, 2020a). No estado do Mato Grosso do Sul, por exemplo, a Lei nº 328/82 dispõe da proteção e preservação ambiental do Pantanal Sul-mato-grossense, proibindo a instalação de usinas sucroalcooleiras nas áreas da BAP pertencentes à Zona Alto Taquari (ZAT) e Zona Serra de Maracaju (ZSM), além de conceder autorização para instalação de qualquer outro tipo de indústria na mesma área, se ficar evidenciado que seu funcionamento não concorrerá ou provocará poluição ambiental no Pantanal (Art. 2), entretanto, não discorre de outros aspectos relacionados a conservação e planejamento da BAP ou até mesmo o Pantanal.

Contudo, no ano de 2019, o governo revogou o Decreto 6.961/09 que proibia novos plantios de cana-de-açúcar na Amazônia e no Pantanal, para fomentar a produção agrícola e de biocombustíveis, provisoriamente suspenso pela Justiça Federal em abril de 2019 e aguarda a decisão final (FERRANTE; FEARNSSIDE, 2018). Em contrapartida, o estado do Mato Grosso, possui uma lei específica para a gestão e proteção da Bacia do Alto Paraguai (Lei Estadual nº 8.830/08), considerando sua conservação e restrições de uso. Contudo, a lei supracitada protege somente a área pantaneira localizada no estado do Mato Grosso, composta por apenas 35% do Pantanal, não produzindo efeito legal na maior parcela do bioma no estado do Mato Grosso do Sul com 65% respectivamente (CUNHA, 2017).

Já no ano de 2022, foi aprovado o Projeto de Lei (PL) nº 561/2022 que altera a Lei nº 8.830/08, em que flexibiliza o uso de terra dentro da planície, permitindo uso das Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reserva legal para o pastoreio do gado, desde que não ocorra supressão de vegetação, além de facilitar a limpeza de pastagem (elimina a atual lista de espécies permitidas para limpeza e deixa isso a cargo de autorização da Secretaria de Estado de Meio Ambiente-SEMA) e, também, permite a restauração de gramíneas nativas e áreas de reserva legal (permite a ação para evitar que outras plantas cresçam, favorecendo as gramíneas para pastagem) (SOS Pantanal, 2022).

Assim, a gestão transfronteiriça dos recursos hídricos ainda é um desafio para o processo de planejamento, principalmente quando cada jurisdição desenvolve sua própria

abordagem de gerenciamento com base em suas circunstâncias geográficas, cultura legislativa e institucional (WORTE, 2017).

Entretanto, algumas leis federais, naquilo que foram compatíveis, auxiliam na conservação do bioma, como a Lei nº12.651/2012 que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, onde o Pantanal é designado como área de uso restrito, permitindo seu uso ambientalmente sustentável. No entanto, não estabelece um valor específico de reserva legal para áreas úmidas e nem tão pouco o real conceito de uso restrito (CUNHA, 2017; TOMAS *et al.*, 2019; GUERRA *et al.*, 2020a).

Ademais, o estado do Mato Grosso do Sul, a partir do Decreto nº14.273/ 2015, dispõe sobre área de uso restrito da planície inundável do Pantanal nos limites do estado, para prevenção e conservação da região, onde propriedades rurais do Pantanal tenham reserva legal de 40% nas formações de pradarias e 50% nas áreas de cerrado.

A partir da análise dos instrumentos de planejamento pode-se identificar alguns programas e políticas específicas para o planejamento da bacia. No estado de Mato Grosso, existe o Programa de Gestão do Pantanal (Decreto nº 7.616/2006), a Política de Ordenamento e Planejamento Territorial do Mato Grosso (Lei estadual nº 9.523/2011), que atualmente está em fase de revisão, e a Política Estadual de Recursos Hídricos (Lei nº 6.945/ 2005), que institui o Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Mato Grosso que apresenta regiões da bacia com alta fragilidade ambiental, principalmente em áreas com proximidade ao Pantanal Mato-grossense e a Lei nº 6.758/96 que ressalta que as áreas alagáveis do Pantanal são consideradas de interesse ecológico, que o poder executivo com o zoneamento ecológico econômico (ZEE) definirá as áreas para cada município.

Já no estado do Mato Grosso do Sul, o programa de gestão territorial do estado (Lei nº 3.839/2009) discute sobre o macrozoneamento, especificando zonas de uso restrito para a BAP; tais como as Zona de Planície Pantaneira (ZPP), Zona Alto Taquari (ZAT) e Zona Serra de Maracaju (ZSM), sendo que o zoneamento do estado numa escala de 1:250.000 ainda não foi concluído.

Além disso, o Decreto nº14.273/15 que dispõe áreas de uso restrito na planície inundável do Pantanal, bem como a Política Estadual de Recursos Hídricos do estado (Lei estadual nº 2.406/02) que institui o Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Mato Grosso do Sul, que destaca dentre seus cenários um aumento expressivo na agropecuária e mineração na região da bacia.

Portanto, por mais que existam políticas relacionadas à gestão do meio ambiente, da terra, dos recursos hídricos e de mudanças climáticas na região do Pantanal, elas carecem das interligações necessárias para sua conservação (IORIS; IRIGARAY; GIRARD, 2014). A literatura tem encontrado lacunas sobre as mudanças socioambientais que estão ocorrendo na região, principalmente através de seus requisitos legais, como regulamentos e formulações de políticas que acabam apresentando deficiências nas legislações estaduais, que dispõe de efeitos limitados sobre a gestão e conservação da bacia (OLIVEIRA, 2002; SAFFORD, 2010; IORIS, 2013; DE SOUZA; IRIGARAY, 2017; CUNHA, 2017; SCHUTZ *et al.*, 2019).

Dentre as iniciativas de planejamento e conservação da bacia, o Projeto de Lei nº 750/2011⁵, traria a formulação de uma política específica para preservar e assegurar o uso sustentável do Pantanal, no entanto, o PL foi revogado e arquivado em 2018. Assim, há falta de um marco regulatório federal que considere as peculiaridades do Pantanal.

Entretanto, a região da BAP e o Pantanal possuem parcerias internacionais para assegurar sua proteção e conservação, como o tratado da Bacia do Prata (1969); Acordo de Cooperação para Desenvolvimento Sustentável e Gestão Integrada da Bacia Hidrográfica do Rio Apa (2006) e a Convenção Ramsar de zonas úmidas de importância internacional, cuja as áreas úmidas que estão inscritas na lista Ramsar no país, quatro se encontram no Pantanal, sendo três em Mato Grosso e uma em Mato Grosso do Sul.

No âmbito internacional, as zonas úmidas do mundo que recebem reconhecimento internacional pela Convenção de Ramsar sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional (Convenção de Ramsar), possui critérios como: i) exige que cada contratante designe pelo menos um local de zona úmida em seu território para inclusão na lista de zonas úmidas de importância internacional, ii) reconhece os locais Ramsar como sendo de valor significativo não apenas para o seu país, mas para a humanidade como um todo, iii) fornece orientação aos empreiteiros na gestão dos locais Ramsar e orientação sobre o uso racional de todas as zonas húmidas, e iv) incorpora o compromisso do governo de tomar as medidas necessárias para garantir a manutenção do seu caráter ecológico e tomar medidas contra as suas ameaças (RIBEIRO *et al.*, 2020).

⁵ Estabelece a Política de Gestão e Proteção do Pantanal Matogrossense, abrangendo todo limite do Pantanal brasileiro, contendo diretrizes para conservação, planejamento e uso sustentável de seus recursos. Disponível em: <https://www25.senado.leg.br/web/atividade/materias/-/materia/103831/pdf>.

Contudo, ainda há inúmeras discussões sobre a conservação e os impactos sob o referido bioma, de forma que poucos países possuem políticas específicas e abrangentes sobre áreas úmidas, tornando-se ainda um grande desafio para seu gerenciamento integrado, onde muitos países ainda carecem de capacidade ou vontade política intersetorial para garantir que essa implementação colaborativa seja realizada (FINLAYSON *et al.*, 2011). Considerando que a maioria das áreas úmidas estão sob efeito de leis ambientais que possuem aspectos gerais sobre sua conservação, não recebendo atenção adequada no cenário político dos governos nacionais (ENDTER-WADA; KETTENRING; SUTTON-GRIER, 2020).

A maioria das políticas ambientais estão sob contextos socioeconômicos complexos e distintos, de modo que as partes interessadas obtenham valores potencialmente conflitantes e divergentes (CHOULAK *et al.*, 2019), a BAP está entre as regiões brasileiras que mais sofrem com relação às mudanças do desenvolvimento econômico nos últimos anos, havendo a necessidade de melhora em suas políticas públicas (TOMAS *et al.*, 2019; GUERRA *et al.*, 2020a).

As fragilidades político-institucionais da bacia decorrem do processo decisório existente, que acabam formando um tripé sobre os tomadores de decisão, comunidades e motivação dos segmentos que interferem em seu planejamento e gestão (ANA; GEF, PNUMA, 2004), de forma que haja a distanciamento na estrutura de formulação de políticas ambientais na região, onde a sua conservação é normalmente vista como secundária ao desenvolvimento econômico, estando basicamente relacionadas a medidas sistemáticas de adaptação, principalmente na inserção de novos segmentos tecnológicos, como a expansão da fronteira agrícola e de energia hidrelétrica (IORIS, 2013; 2014).

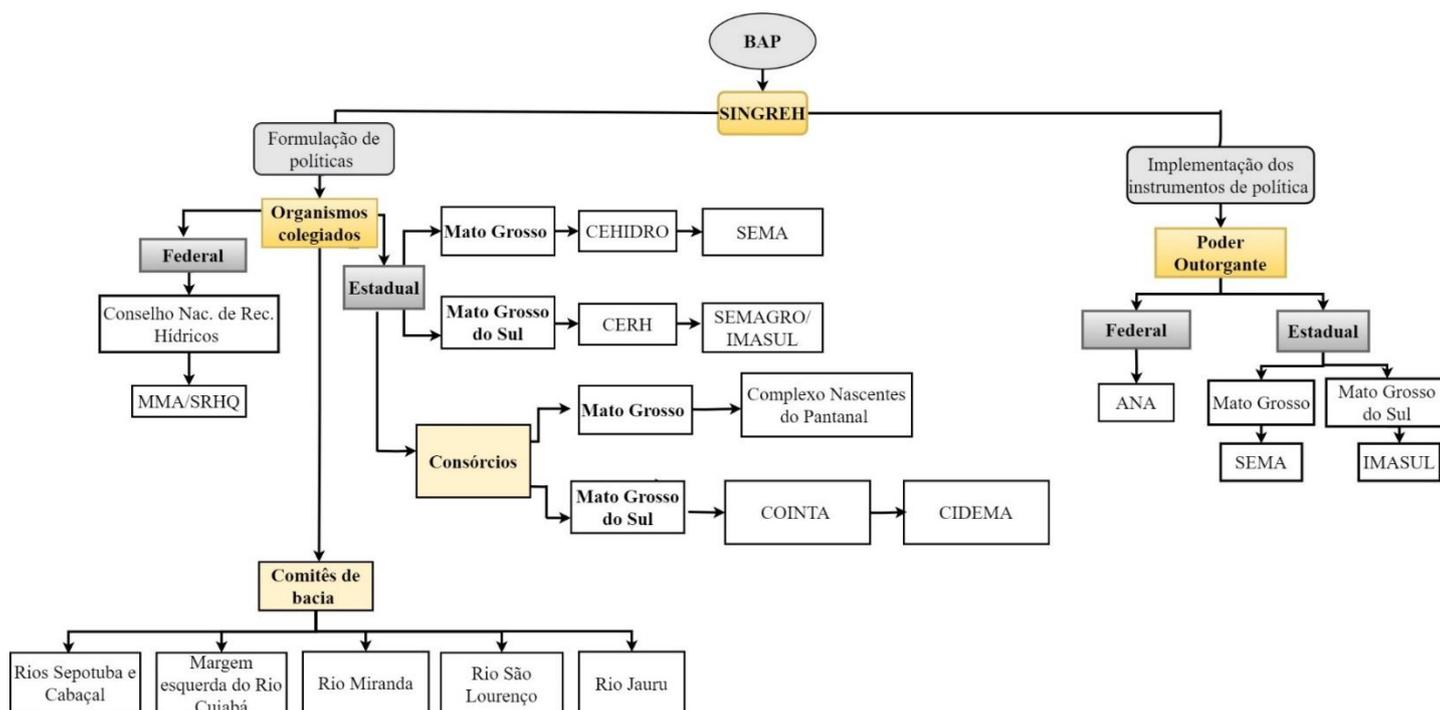
Desta maneira, os efeitos cumulativos causados por múltiplos estressores nem sempre são considerados numa escala mais ampla de planejamento, como o de bacia hidrográfica, pois envolve inúmeras agências, estruturas regulatórias e jurisdições que requerem co-criação de novos ou a transformação dos arranjos institucionais existentes (CHILIMA *et al.*, 2017). A situação da BAP não difere deste contexto, pois, grande parte da falta de implementação de instrumentos de gestão dos recursos hídricos decorre de aspectos associados a cultura incipiente sobre a gestão de bacias hidrográficas e o perfil do processo decisório existente (MMA, 2006).

6.2 Aspectos institucionais BAP

Para análise dos aspectos institucionais, foi realizado um levantamento sobre as instituições que compõem o gerenciamento da BAP até o ano de 2020, conforme pode ser observado pela Figura 12. Para isso, analisou-se em duas esferas administrativas diferentes, no âmbito federal e estadual, sendo estes:

- i. Sistema Nacional de Recursos Hídricos (SINGREH) é um conjunto de órgão e colegiados que concebe e implementa a Política Nacional de Recursos Hídricos, tendo como principal objetivo realizar a gestão do uso da água de forma prática e democrática;
- ii. Conselho Nacional de Recursos Hídricos, responsável pela análise de propostas, deliberação de projetos, e auxilia na articulação sob o uso dos recursos hídricos;
- iii. Ministério do Meio Ambiente (MMA) e respectiva Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano (SRHQ) que auxilia no planejamento e gestão integrada dos recursos hídricos conforme o Decreto nº 9.672/2019;
- iv. Agência Nacional de Águas e de Saneamento Básico (ANA);
- v. Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul (CEHIDRO/MT e CERH/MS, respectivamente);
- vi. Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEMA/MT);
- vii. Secretaria de Estado de Meio Ambiente, Desenvolvimento Econômico, Produção e Agricultura Familiar de Mato Grosso do Sul (SEMAGRO/MS) e o Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul (IMASUL);
- viii. Comitês Estaduais de Bacias Hidrográficas de rios afluentes ao rio Paraguai.

Figura 12. Organização institucional do gerenciamento da Bacia do Alto Paraguai.



Fonte: Elaboração própria.

A BAP ainda não possui uma agência de água ou comitê para a gestão integrada, cuja implantação prescinde de estudos que considerem a verificação da sustentabilidade operacional e financeira da região (ANA, 2018). Dentre outros aspectos, discute-se muito em relação sobre a fragilidade político-institucional e a falta de implementação dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos na bacia, que contribuem para o surgimento de inúmeros problemas e impactos existentes (ANA; GEF; PNUMA e OEA, 2004), principalmente em relação ao gerenciamento dos efeitos cumulativos.

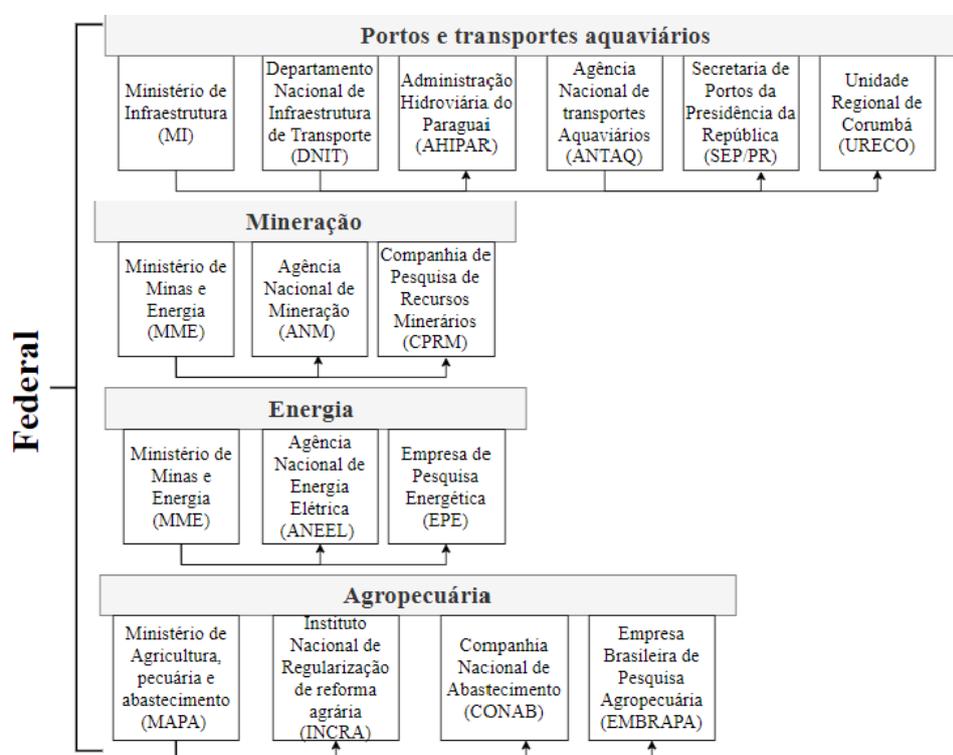
Contudo, dentro o contexto da gestão dos recursos hídricos, no território da bacia existem três consórcios intermunicipais, um no estado de Mato Grosso, o Consórcio Intermunicipal de Desenvolvimento Econômico, Social, Ambiental e Turismo, "Complexo Nascentes do Pantanal" em relação ao "Pacto em Defesa das Cabeceiras do Pantanal" promovido em conjuntura com diversas organizações não governamentais, e no estado de Mato Grosso do Sul os Consórcios Intermunicipal para o Desenvolvimento Sustentável da Bacia do Rio Taquari (COINTA) e o Consórcio Intermunicipal para o Desenvolvimento Integrado das Bacias dos rios Miranda e Apa (CIDEMA) (MMA, 2006; ANA, 2018).

A importância dos consórcios intermunicipais para BAP está relacionada com a gestão ambiental e dos recursos hídricos, de forma que estimule os organismos municipais, sociedade civil organizada e instituições que representam os vários setores de usuários da água à criação de um padrão cultural que auxilie na articulação e mobilização dos municípios para aplicação dos princípios da gestão hídrica (ANA;GEF; PNUMA; OEA, 2004; ANA, 2018), possibilitando o desenvolvimento ambiental da região (MATO GROSSO DO SUL, 2015).

Não obstante, os arranjos institucionais de qualquer bacia hidrográfica abrangem inúmeras fronteiras políticas, de recursos, de interesses e de usuários da água (CHILIMA *et al.*, 2017), que dentre o uso múltiplo dos recursos hídricos existem outros órgãos, autarquias e empresas públicas responsáveis pela implantação e planejamento das vertentes de desenvolvimento selecionadas para o estudo, como navegação, mineração, energia e agropecuária (Figura 13).

Considerando as mudanças recorrentes encontradas pelo setor público/planejamento, em especial, as mudanças de governo, esta estruturação foi desenvolvida no ano de 2020.

Figura 13. Organização das instituições federais presentes na BAP.



Fonte: Elaboração própria.

A organização institucional no âmbito federal das vertentes de desenvolvimento selecionadas na área de transporte, se dá pelo Ministério de Infraestrutura que dentre suas competências, coordena assuntos relacionados as políticas nacionais nos setores aquaviário e de portos, além da participação do planejamento estratégico de implantação e definição de programas de transporte, que dentre suas entidades existem autarquias como o Departamento Nacional de Infraestrutura de Transporte (DNIT) e Agência Nacional de Transportes Aquaviários -ANTAQ (BRASIL, 2019), a administração e gestão de infraestrutura do sistema hidroviário do Paraguai é realizada pela Administração Hidroviária do Paraguai – AHIPAR - vinculada ao DNIT, além da instalação portuária que está sob a gestão da ANTAQ com unidade regional em Corumbá (URECO).

As fontes de energia e mineração são coordenadas pelo Ministério de Minas e Energia, cuja, secretarias de planejamento e desenvolvimento energético e secretaria de geologia, mineração e transformação mineral são responsáveis por conduzir estudos e estratégias para o planejamento energético e minerário. A autarquia responsável pela regulação do setor elétrico brasileiro é realizada pela Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), que tem como um dos seus objetivos implementar políticas e diretrizes para exploração de energia elétrica e ao aproveitamento de potenciais hidráulicos, além de promover outorgar de concessão, permissão e autorização de empreendimentos hidrelétricos (ANEEL, 2020), já a autarquia responsável pelo processo minerário é a Agência Nacional de Mineração (ANM) que tem como principais atribuições a pesquisa mineral, lavra, garimpos, extração de materiais para construção civil, fósseis, água mineral e emissão do Certificado Kimberley. O setor agropecuário está sob administração federal do Ministério de Agricultura, pecuária e abastecimento responsável pela gestão e fomento da agropecuária no país.

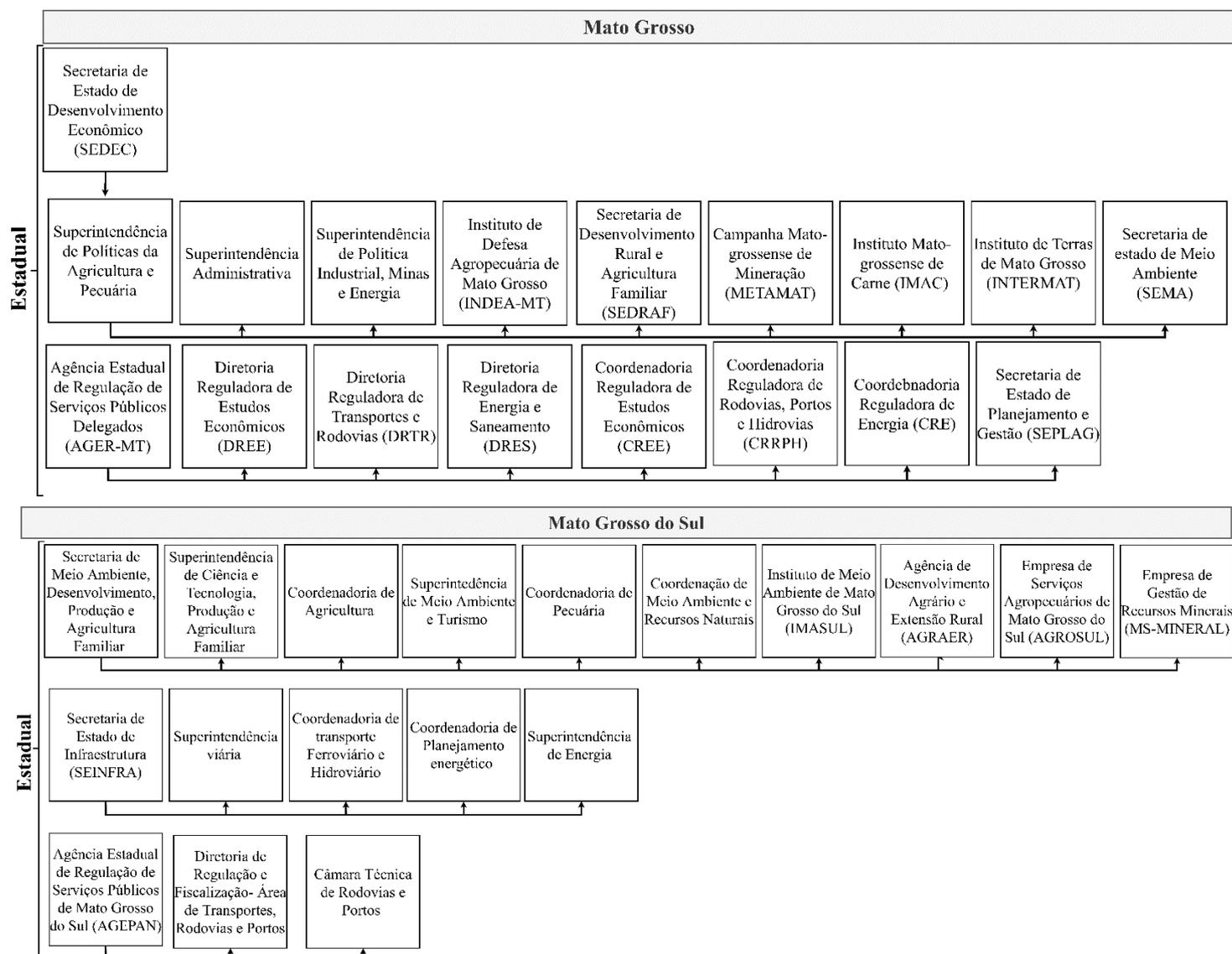
A estrutura institucional composta pelos estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, é realizada por secretarias específicas para cada setor de energia, mineração, transporte aquaviários, portos e o setor agropecuário. A principais instituições do estado de Mato Grosso estão vinculados a Secretaria de Estado de Desenvolvimento Econômico⁶ e Secretaria de Estado de Planejamento e Gestão⁷ que dispõe de secretarias e superintendências de gestão para áreas analisadas, assim como, o estado de Mato Grosso do Sul que possui a Secretaria de Meio Ambiente, Desenvolvimento, Produção e

⁶ Disponível em: http://www.seplan.mt.gov.br/estrutura_organizacional

⁷ Disponível em: http://www.seplan.mt.gov.br/estrutura_organizacional

Agricultura Familiar (SEMAGRO)⁸, Secretaria de Estado de Infraestrutura (SEINFRA)⁹ e a Agência Estadual de Regulação de Serviços Públicos de Mato Grosso do Sul (AGEPAN)¹⁰, Figura 14.

Figura 14. Organização das instituições estaduais presentes na BAP.



Fonte: Elaboração própria.

Normalmente, as estruturas institucionais e jurisdições de planejamento dividem as responsabilidades pelo gerenciamento dos recursos hídricos com base em componentes específicos, como disponibilidade hídrica, qualidade e quantidade da água, infraestrutura

⁸ Disponível em: <http://www.semagro.ms.gov.br/wp-content/uploads/>

⁹ Disponível em: <http://www.seinfra.ms.gov.br/institucional-2/>

¹⁰ Disponível em: <http://www.agepan.ms.gov.br/terminal-hidroviario-interior/>

de abastecimento e aspectos físicos-bióticos, fazendo com que os impactos causados pelas políticas de desenvolvimento não sejam avaliados e gerenciados de forma holística, de tal forma que não haja iniciativas para avaliação e gerenciamento de efeitos cumulativos ao nível de bacia hidrográfica (SCHINDLER; DONAHUE, 2006; CHILIMA *et al.*, 2013).

Dado que as atividades de desenvolvimento são consideradas a partir de projetos individuais, com pouca ou nenhuma consideração dos efeitos cumulativos de ações de planejamento e desenvolvimento passadas, presentes ou futuras, faz com que haja o distanciamento com o contexto mais amplo da tomada de decisão (SHEELANERE; NOBLE; PATRICK, 2013), onde raramente os planejadores e formuladores de políticas considerem os efeitos cumulativos de múltiplos estressores em bacias hidrográficas (SCHINDLER; DONAHUE, 2006).

Tendo em vista que a região da BAP ainda não conta com um zoneamento ambiental que proporcione apoio a tomada de decisão e dê o direcionamento correto para execução de projetos e atividades, além da própria gestão dos recursos hídricos (MMA, 2006), cabe a a necessidade de instrumentos de gestão ambiental (ANA *et al.*, 2004).

6.3 Análise das políticas, planos e programas da região da BAP

A partir da análise dos PPPs em relação as suas características e seu escopo, pode-se notar que dos 54 PPPs analisados (Apêndice I), 33 estavam associados com medidas de planejamento, conservação e expansão a longo prazo da BAP e/ou Pantanal, havendo uma predominância de PPPs no âmbito federal com foco em serviços/infraestrutura, e no âmbito estadual houve PPPs relacionados ao planejamento e gestão da bacia (Tabela 5).

Tabela 5. PPPs analisados (continua).

Âmbito administrativo	Nível estratégico	Ano	Estado	Medidas	Nome
Federal	Políticas	1991	-	Serviços e Inf.	Política Agrícola
		1997	-	Planej. Gestão	Política Nacional de Recursos Hídricos
		2009	-	Planej. Gestão	Política Nacional sobre as Mudanças Climáticas
		2010	-	Serviços e Inf.	Diretrizes da Política Nacional de Transporte Hidroviário
		2019	-	Planej. Gestão	Política Nacional de Desenvolvimento Regional

Tabela 5. PPPs analisados (continuação).

Âmbito administrativo	Nível estratégico	Ano	Estado	Medidas	Nome
Federal	Planos/ programas	2006	-	Planej. Gestão	Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas
		2011	-	Serviços e Inf.	Plano Nacional de Mineração
		2012	-	Serviços e Inf.	Plano Nacional de Logística de Transporte
		2013	--	Serviços e Inf.	Plano Nacional de Integração Hidroviária-BAP
		2013	-	Serviços e Inf.	Plano Hidroviário Estratégico
		2016	-	Planej. Gestão	Programa Nacional de Fortalecimento dos Comitês de Bacias Hidrográficas
		2018	-	Serviços e Inf.	Plano Decenal de Expansão de Energia 2027
		2019	-	Serviços e Inf.	Plano Decenal de Expansão de Energia 2029
		2019	-	Serviços e Inf.	Projeções do Agronegócio
BAP	Planos/ programas	1992	-	Planej. Gestão	Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai
		2004	-	Planej. Gestão	Programa de Ações estratégicas para o gerenciamento integrado do Pantanal e da Bacia do Alto Paraguai
		2015	-	Planej. Gestão	Plano de Recurso Hídrico do Rio Miranda
		2018	-	Planej. Gestão	Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Rio Paraguai
Estadual	Política	1996	MT	Planej. Gestão	Políticas Estadual de gestão e proteção à Bacia do Alto Paraguai
		1997	MT	Planej. Gestão	Política Estadual de Recursos Hídricos
		2002	MS	Planej. Gestão	Política Estadual de Recursos Hídricos
		2011	MT	Serviços e Inf.	Política de Planejamento e Ordenamento territorial do estado de Mato Grosso
		2014	MS	Planej. Gestão	Política Estadual de mudanças climáticas
		2017	MT	Planej. Gestão	Política Estadual de mudanças climáticas
	Planos/ progrmas	1999	MS	Serviços e Inf.	Programa de Desenvolvimento da Produção Agropecuária-MS
		2003	MT	Serviços e Inf.	Plano de Desenvolvimento de Mato Grosso
		2009	MT	Planej. Gestão	Plano Estadual de Recursos Hídricos de Mato Grosso
		2010	MS	Planej. Gestão	Plano Estadual de Recursos Hídricos
	2012	MT	Serviços e Inf.	Plano de Longo Prazo de Mato Grosso- Macro-objetivos, metas globais, eixos estratégicos, estratégias e linhas estruturantes	

Tabela 5. PPPs analisados (conclusão).

Âmbito administrativo	Nível estratégico	Ano	Estado	Medidas	Nome
Estadual	Planos/ progrmas	2015	MS	Serviços e Inf.	Plano Estadual de Logística e Transporte de MS
		2017	MT	Planej. Gestão	PROCOMITES MT
		2017	MS	Planej. Gestão	PROCOMITES MS
		2019	MS/ MT	Serviços e Inf.	Plano Regional de desenvolvimento do Centro Oeste 2020-2030

Legenda: Planej. Gestão (Planejamento e gestão); Serviços e Inf. (Serviços e infraestrutura). Fonte: Elaboração própria.

A coleta dos dados possibilitou verificar a condição presente da bacia e os potenciais impactos decorrentes dos PPPs analisadas, além de explorar as projeções de desenvolvimento econômico influenciadas pelas atividades selecionadas pelo estudo, possuindo diferentes tempos de implantação, se sobressaindo o ano de 2030. O ano 2030 se justifica pelo fato de possuir maior quantidade de PPPs correspondentes as vertentes de desenvolvimento estudadas, conforme pode ser observado pelo Quadro 2.

Quadro 2- Linha do tempo para projeção dos PPPs na região da BAP.

PPPs	ANO DE IMPLANTAÇÃO											
	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31
Plano Nacional de Integração Hidroviária- BAP – PNIH BAP												
Plano Hidroviário Estratégico- PHE												
Plano Nacional de Mineração- PNM												
Plano decenal de Expansão de Energia -2029- PDE												
Plano decenal de Expansão de Energia 2027- PDE												
Projeções do Agronegócio — PA												
Plano estadual de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Rio Paraguai – PRH Paraguai												

Fonte: Elaboração própria.

Ademais, foi realizada em paralelo a análise das PPPs uma revisão de literatura sobre os principais impactos ambientais da região da bacia e seus cenários prospectivos,

que tiveram como horizonte temporal 2050, Quadro 3. Cabe ressaltar que foram selecionados somente os principais artigos que deram suporte para a criação dos cenários.

Quadro 3- Análise temporal através da revisão de literatura dos principais artigos analisados

Vertentes de desenvolvimento	Autores	Ano temporal
Agropecuária	Guerra <i>et al.</i> , (2020b)	2050
	Louzada <i>et al.</i> , (2021)	2058 e 2095
	Cunha <i>et al.</i> , (2021)	2100
	Roque <i>et al.</i> , (2021)	2050
	Silva <i>et al.</i> , (2011)	2050
	Guerra <i>et al.</i> , (2020a)	2050
	Guerra <i>et al.</i> , (2021c)	2050
Mudanças climáticas	Marengo; Alves; Torres (2016)	2071-2100
	Llopart; Reboita; Rocha (2020)	2071-2100
Aproveitamentos hidrelétricos	Oliveira; Peláez; Agostinho, (2021)	2020 em diante
	Ely <i>et al.</i> , (2020)	2030 em diante
	Fantin-Cruz <i>et al.</i> , (2020)	2030 em diante
	Campos <i>et al.</i> , (2020)	2030 em diante
	Peluso <i>et al.</i> , (2022)	2100

Fonte: Elaboração própria.

Dessa forma, através das análises dos PPPs e revisão de literatura, o ano selecionado foi 2050 por haver maiores projeções de desenvolvimento na bacia. Assim, como os PPPs destacados no Quadro 2 e 3 são os que indicam diretamente projeções de desenvolvimento para a região da bacia, e podendo-se observar como a região poderá ser afetada por atividades selecionadas comprometendo diretamente os VEC.

Assim sendo, esta primeira análise dos PPPs possibilitou no processo de verificação as menções de ações estratégicas que incidem sobre os VEC e, como se destacavam através dos seus objetivos, escopo, monitoramento e recomendações resultando em matriz de análise dos planos (Quadro 4).

O Quadro 4 aponta distribuições variadas dos planos em relação às ações estratégicas das vertentes de desenvolvimento selecionadas, mostrando principalmente que temas como serviços ecossistêmicos, habitats e perdas de espécies de fauna e flora, quase não são citados, mesmo em planos específicos da BAP.

Cabe destacar, que os temas supracitados, foram encontrados a através de medidas voltadas a ações de conservação no PAE (Programa de Ações Estratégicas para o Gerenciamento Integrado do Pantanal e da Bacia do Alto) e PRH Paraguai, por serem PPPs orientadas para o gerenciamento e planejamento da bacia.

Dessa forma, apesar do Pantanal não ter avançado em relação às suas políticas ambientais transfronteiriças, se comparado com outros biomas, como Amazônia, Chaco e os Andes (IORIS *et al.*, 2014), alguns mecanismos de conservação são importantes para sua integração numa gestão mais eficiente, como o PRH Paraguai (Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Rio Paraguai), sendo este um instrumento significativo para seu planejamento e gestão.

Além disso, observou-se através da categoria impacto em comum, temas como mineração, navegação e agropecuária foram citados em planos específicos da bacia, como PCBAP (Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai), RH Paraguai (Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Rio Paraguai) incluindo o tema aproveitamentos hidrelétricos e PAE, todos com menções em seu escopo ou monitoramento, através de ações de planejamento e gestão.

Não obstante, planos como o PNLT (Plano Nacional de Logística de Transporte), PNIH -BAP (Plano Nacional de Integração Hidroviária da BAP) e Plano Hidroviário Estratégico (PHE) específicos da área de navegação, tiveram a inclusão mesmo que implícita de áreas como agropecuária e mineração, tendo em vista que o transporte hidroviário facilita e otimiza a logística da economia brasileira para a movimentações das cargas derivadas de insumos de mineração e agricultura.

Apesar da adoção da BAP como unidade de planejamento e gerenciamento ainda constituir um grande desafio, especialmente pela consideração de suas particularidades (MMA, 2006), a bacia deve ser gerenciada de maneira integral compreendendo as inter-relações entre os ecossistemas. Entretanto, ainda há dificuldades de ações coordenadas e conjuntas entre sociedade civil organizada e instituições governamentais para implementação de ações estratégicas (ANA *et al.*, 2004; MARCHETTO *et al.*, 2018), especialmente quanto às políticas de desenvolvimento que vêm sendo implementadas de maneira recorrente na região.

7 POTENCIAIS EFEITOS CUMULATIVOS SOBRE OS COMPONENTES AMBIENTAIS DA BACIA DO ALTO PARAGUAI

Na busca pelo melhor entendimento sob o contexto da BAP e as implicações ambientais decorrentes às diversas fontes de pressão e seus efeitos cumulativos associados, foram identificados primeiramente as características-chave da bacia através de revisão bibliográfica, análise de relatórios e consulta às PPPs da região, conforme a Quadro 5.

Quadro 5. Características-chave da biodiversidade e recursos hídricos da BAP (continua).

Nível	Características-chave da biodiversidade local e Recursos Hídricos	Atividades que influenciam:
Biorregião	<p>A bacia do Alto Paraguai está dividida em duas grandes unidades hidrográficas, o Pantanal (cerca de 36% da bacia) e a Planalto Paraguai (ANA, 2015). A região do Pantanal brasileiro é formado através de um mosaico sazonalmente dinâmico e complexo através de habitats aquáticos, semi-aquáticos e terrestres, com vegetações savânicas, aquáticas, assim como florestas de várzea (ABDON <i>et al.</i>, 1998; POTT; POTT, 2000; CAMARGO; FISCHER, 2011; NUNES DA CUNHA; JUNK, 2011; EVANS; COSTA, 2013; EVANS <i>et al.</i>, 2014; ALHO).</p> <p>Além disso, a BAP possui influência biogeográfica por outros biomas, como o Cerrado ao leste, a Amazônia ao norte e o Chaco a sudoeste, suas nascentes formam-se no Planalto, com domínio do bioma Cerrado e fluem para a planície de inundação Pantanal (ANA; GEF; PNUMA; OEA, 2004).</p>	<p>-Pecuária e agricultura intensiva;</p>
Ecossistema	<p>A BAP possui 3.400 espécies de plantas superiores, sendo 1.863 fanerógamas no Pantanal; 400 espécies de peixes correspondendo a 263 no Pantanal; 179 espécies de répteis sendo 85 no Pantanal mais 94 ocorrendo do Planalto; 80 espécies de anfíbios equivalente a 35 no Pantanal e mais 45 ocorrendo no Planalto; 661 espécies de aves que corresponde a 444 na parte inundável do Pantanal; além de 195 espécies de mamíferos das quais 132 ocorrem no Pantanal e mais 63 são encontradas no Cerrado do entorno (ANA; GEF; PNUMA; OEA, 2003).</p> <p>Alguns autores citam que somente o Pantanal abriga mais de 2.000 espécies de plantas; 582 espécies de pássaros; 132 espécies de mamíferos; 113 espécies de répteis e 41 espécies de anfíbios (ALHO; CAMARGO; FISCHER, 2011; ALHO, 2008) e populações de espécies ameaçadas de extinção como exemplo, a grande arara azul (<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i>), a ariranha (<i>Pteronura brasiliensis</i>), onça (<i>Panthera onca</i>) e veado-do-pantanal (<i>Blastocerus dichotomus</i>) entre outros (CAMPOS; MAGNUSSON, 1995; HARRIS <i>et al.</i>, 2005; BRITSKI <i>et al.</i>, 2007; LEUCHTENBERGER; MOURÃO, 2008, MOURÃO <i>et al.</i>, 2000, 2010).</p>	<p>-Renovação de pastagens e novos lotes através de queimadas ilegais;</p> <p>- Agricultura a partir do uso de pesticidas e agrotóxicos;</p> <p>-</p>

Quadro 5. Características-chave da biodiversidade e recursos hídricos da BAP (continuação).

Nível	Características-chave da biodiversidade local e Recursos Hídricos	Atividades que influenciam:
Serviços ecossistêmicos	Dezessete tipos de serviços ecossistêmicos foram identificados por Constanza <i>et al.</i> , (1997), sendo que o Pantanal brasileiro é uma bacia hidrográfica de valor único para os serviços ecossistêmicos globais (SEIDL; MORAES, 2000), apresentando serviços ecossistêmicos como, serviços geofísicos em nível de paisagem (regulação de gases e climática, serviços hidrológicos, como purificação de água plantas aquáticas, recarga de lençóis freáticos, abastecimento de água e tamponamento de descarga); serviços biogeoquímicos em nível de ecossistema (ciclagem de nutrientes, decoada, renovação biogeoquímica e tratamento de resíduos; serviços ecológicos em nível de comunidade (polinização, controle biológico, cadeias alimentares aquáticas e terrestres), serviços ecológicos em nível populacional (recursos genéticos e biodiversidade); serviços sociais (diversidade cultural e estética) (JUNK <i>et al.</i> , 2006; WANTZEN <i>et al.</i> , 2008; CALHEIROS; OLIVEIRA; PADOVANI, 2012; JUNK; CUNHA, 2012; BERNAL; MITSCH, 2013; IORIS, 2013; SCHULZ <i>et al.</i> , 2015; SERRATI, 2018).	
Áreas protegidas	A região da BAP possui cerca de 120 unidades de conservação, categorizadas como municipais, estaduais e federais abrangendo 7% do seu território. As terras indígenas ocupam 2,3% da bacia, com 29 terras em seu domínio, a partir de povos de etnias Guató, Pareci, Bororo, Umutina, Nambiquara, Bakairi, Chiquitano, Terena, Kadiwéu, Kiniknau e Guaraní-Kaiowá (ANA <i>et al.</i> , 2018).	

Quadro 5. Características-chave da biodiversidade e recursos hídricos da BAP (continuação).

Nível	Características-chave da biodiversidade local e Recursos Hídricos	Atividades que influenciam:
Áreas de interesse de conservação internacional	<p>A BAP possui importância em sua conservação através de projetos e estudos, como:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Projeto Bacia do Prata (1968 -1970) - Estudo para sua planificação e desenvolvimento foram coordenados pela Organização dos estados americanos (OEA); ▪ Estudo Hidrológico da Bacia do Alto Paraguai (Pantanal) (1973) – conduzido pela Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO) e Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD); ▪ Estudo de Desenvolvimento Integrado da Bacia do Alto Paraguai (EDIBAP) (1977 – 1989) foi desenvolvido através do acordo entre o governo brasileiro PNUD e a OEA como organismo executor; ▪ Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai – PCBAP (1991-1996), coordenado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), com recursos de empréstimo do Banco Mundial (BM) e apoio operacional do PNUD (ANA/GEF/PNUMA/OEA, 2004). <p>Além destes projetos e estudos, existem quatro sítios Ramsar localizados no Pantanal brasileiro: Parque Nacional do Pantanal Matogrossense; Reserva Particular do Patrimônio Natural SESC Pantanal; Taimã Estação ecológica; Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Rio Negro. Além do Pantanal ser considerado Reserva da Biosfera e Patrimônio Nacional (RIBEIRO <i>et al.</i>, 2020).</p>	<p>- Extração de minérios que contaminam as águas com metais pesados;</p> <p>-Introdução de espécies exóticas;</p> <p>- Processos agropecuários que causam erosão do solo e desmatamento;</p>
Habitats Insubstituíveis	<p>Dentre habitats insubstituíveis de grande relevância para a bacia, está o Pantanal, que faz parte das suas dimensões, o Pantanal que compreende 3% das áreas úmidas do mundo e também por ser um refúgio de vida selvagem, por ser considerado centros de especiação pelo desenvolvimento de adaptações morfológicas, anatômicas e fisiológicas, bem como traços de história de vida de alguns invertebrados específicos, influenciando de várias formas a diversidade de espécies de habitats na planície e planalto (POTT; POTT, 2004; JUNK <i>et al.</i>, 2012). Além de possuir densas populações de animais, como a maior concentração de crocodilos do mundo, com aproximadamente 10 milhões de jacarés, além da onça-pintada, o maior felino das Américas e a arara-azul (WWF, 2021).</p>	<p>-Construção, instalação e operação de aproveitamentos hidrelétricos;</p> <p>- Silvicultura;</p>

Quadro 5. Características-chave da biodiversidade e recursos hídricos da BAP (conclusão).

Nível	Características-chave da biodiversidade local e Recursos Hídricos	Atividades que influenciam:
Comunidades: Rotas migratórias	<p>Existem 23 espécies de peixes migratórios de longa distância (> 100 km) no Pantanal, incluindo algumas das espécies mais abundantes e também importantes para a pesca artesanal, comercial e recreativa (RESENDE, 2003; AGOSTINHO <i>et al.</i>, 2004; RESENDE, 2011). Dessas, doze são espécies pertencem à ordem <i>caraciforme</i> (<i>characinos</i>) e 11 pertencem à ordem <i>siluriforme</i> (<i>bagres</i>) (CAMPOS <i>et al.</i>, 2020).</p> <p>Além disso, existem espécies de aves migratórias na bacia, algumas que ocorrem especificamente na BAP como um todo e outros somente no Pantanal, como o caboclinho-do-sertão (<i>Sporophila nigrorufa</i>) ocorre em restritas áreas da Bolívia e Bacia do Alto Paraguai e o Rei-do-bosque (<i>Pheucticus aureoventris</i>) ocorrendo na BAP e seu entorno, incluindo regiões como Pontes e Lacerda, Arraial das Lavrinhas, Engenho do Capitão Gama, Cáceres, Porto Limão, Transpantaneira, Serra do Amolar, Maciço do Urucum, RPPN Fazenda Rio Negro, Fazenda Caiman e Miranda (NUNES; TOMAS, 2008). Ademais, algumas espécies migratórias seguem em sentido ao Pantanal como espécies de aves aquáticas conhecidas por migrar para o sul, em áreas úmidas do Estado do Rio Grande do Sul ou para as terras baixas do Rio Paraná e também aves terrestres dos Neotrópicos (PINHO <i>et al.</i>, 2017).</p> <p>Segundo Nunes e Tomas (2004) foram listadas 133 espécies diferentes de aves distribuídas em 32 famílias, com ocorrência na planície do Pantanal que realizam deslocamentos migratórios, com mais famílias mais abundantes <i>Tyrannidae</i>, com 34 espécies (25,5%), <i>Scolopacidae</i> com 15 espécies (12%) e <i>Anatidae</i>, com 12 espécies (9%). Existindo aves limícolas, limícolas neárticas, neotropicais. Aves limícolas pertencentes a locais como lagoas (regionalmente chamadas de baías) de água doce e salina que ocorrem na porção centro-sul do Pantanal (região na Nhecolândia), ou alagadiças com corpos d'água lodosos, em áreas com gramíneas de baixo porte, áreas úmidas junto aos rios ou áreas alagadiças com arbustos e florestas como exemplo, o Quero-quero (<i>Vanellus chilensis</i>), Baturucu (<i>Pluvialis dominica</i>), Pernilongo-de-costas-negras (<i>Himantopus mexicanus</i>), Maçarico-grande-de-perna-amarela e Maçarico-de-perna-amarela (<i>Tringa melanoleuca</i> e <i>T. flavipes</i>), já as aves limícolas neárticas podem ser encontradas em todo Pantanal ou principalmente associado aos grandes rios das porções norte e central, Nhecolândia e/ou nas Baías e Salinas, como Maçarico-pintado (<i>Actitis macularius</i>), Maçarico-solitário (<i>Tringa solitaria</i>), Maçarico-de-bico-virado (<i>Limosa haemastica</i>), Vira-pedra (<i>Arenaria interpres</i>), Maçarico-galego (<i>Numenius phaeopus</i>) e as espécies neotropicais que são registradas no baixo rio Cuiabá e Rio Negro, ambientes alagadiços com gramíneas altas e áreas úmidas ribeirinhas, ao longo dos principais rios, habitats alagadiços, na porção central do Pantanal, Cáceres, Paiaguás, Poconé, áreas úmidas próximas ao rio Paraguai e à região do Negro, Negro e Miranda/Aquidauna, como exemplo de aves Biguá (<i>Phalacrocorax brasilianus</i>), Biguá-tinga (<i>Anhinga</i>), Garça-moura (<i>Ardea coccoi</i>), Garça-branca-grande (<i>Ardea alba</i>), Garça-branca-</p>	<p>-Pesca predatória e ilegal;</p> <p>- Urbanização;</p> <p>-Dragagem nas bacias dos rios para o processo hidroviário;</p>

	pequena (<i>Egretta thula</i>), Garça-vaqueira (<i>Bubulcus ibis</i>), Socó-boi (<i>Tigrisoma lineatum</i>), Tuiuiú (<i>Jabiru mycteria</i>), Curicaca (<i>Theristicus caudatus</i>) entre outros (WWF, 2008).	
--	--	--

Fonte: Elaborado própria.

A identificação das características-chave da bacia proporcionou observar os potenciais efeitos cumulativos sob os componentes ambientais selecionados, caracterizados inicialmente a partir de uma análise causal entre atividade e impacto, possibilitando a identificação dos impactos diretos e indiretos que se encontram na região, conforme pode ser observado pelo Quadro 6.

Quadro 6. Potenciais impactos cumulativos da Bacia do Alto Paraguai (continua).

Atividade	Impactos decorrentes atividades desenvolvidas na bacia	Fonte geradora de impacto	Componente ambiental de interesse	Potenciais impactos cumulativos na bacia
Agropecuária	Aumento da carga de sólidos nos canais fluviais	Remoção da cobertura vegetal e erosão do solo	Disponibilidade e dos recursos hídricos	Mudança da paisagem fluvial pelo aumento da quantidade de sedimentos em suspensão no leque aluvial e aceleração do processo de avulsão ^{1, 2, 3}
Agropecuária	Perda do habitat local	Implantação de áreas para cultivo e pecuária.	Biodiversidade	Redução da diversidade biológica dos biomas Cerrado e Pantanal que compõem a bacia ^{4, 5, 6} .
Agropecuária	Dispersão de compostos químicos e partículas de aerossóis derivados as queimadas (CO ₂ , CH ₄ e NO _x).	Queimadas a partir de ações antrópicas para renovação de pastagens.	Biodiversidade	Alteração do ciclo biogeoquímico e dinâmica de nutrientes ^{7, 8} .
Aproveitamentos Hidrelétricos	Impedimento da migração de espécies de peixes na época da desova	Alteração do fluxo hidrológico	Disponibilidade e dos recursos hídricos	Mudança no comportamento e reprodução dos organismos aquáticos ^{9, 10, 11, 12, 13} .
Aproveitamentos Hidrelétricos	Perda na descarga de nutrientes e material em suspensão.	Modificação no pulso de inundação	Disponibilidade e dos recursos hídricos	Alteração na ciclagem de nutrientes dos processos biológicos e biogeoquímicos dos corpos d'água ^{14, 15, 10} .
Empreendimentos minerários	Mudança do curso natural do rio	Erosão do solo pelo processamento de minério	Disponibilidade e dos recursos hídricos	Degradação das áreas ribeirinhas ^{16, 17} .
Navegação	Mudança do curso natural do rio pelo decorramento e dragagem	Realinhamento e Canalização do rio	Disponibilidade e dos recursos hídricos	Alteração do pulso hídrico do ecossistema pantaneiro ^{18, 19}

Quadro 6. Potenciais impactos cumulativos da Bacia do Alto Paraguai (conclusão).

Atividade	Impacto decorrentes atividades desenvolvidas na bacia	Fonte geradora de impacto	Componente ambiental valorado	Potenciais impactos cumulativos na bacia
Urbanização, Mineração e uso de agrotóxicos	Degradação da qualidade da água		Disponibilidade dos recursos hídricos	Contaminação por metais pesados em diferentes níveis trópicos da bacia ^{5,20, 21} .
Aproveitamentos Hidrelétricos e Agropecuária	Alteração do fluxo de matéria e energia nos ambientes aquáticos do Pantanal	Modificação na morfologia do rio a partir da implantação de aproveitamentos hidrelétricos e também através de queimadas para renovação de pastagens	Disponibilidade dos recursos hídricos	Alteração da magnitude e duração do fenômeno “decoada” ^{22,23,24}
Agropecuária	Invasão de espécies exóticas	Mudança do uso do solo pela substituição de pastagens por novas gramíneas	Biodiversidade	Redução da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos no Pantanal ^{25,26}
Agropecuária	Alterações na intensidade e duração do regime de inundações	Remoção da cobertura vegetal e erosão do solo	Biodiversidade	Interferência no movimento sazonal de animais entre o planalto e planície ^{27,28}
Agropecuária	Homogeneização da comunidade florestal	Ocupação de áreas florestadas para transformação em pastagens	Biodiversidade	Diminuição de interação entre espécies e comunidades ecológicas e diminuição na dispersão de alimentos, cobertura e locais de nidificação ^{5,8,29}
Aproveitamentos Hidrelétricos	Diminuição da conectividade dos sistemas ecológicos que afetam a migração reprodutiva de peixes	Criação de barramentos para instalação de hidrelétricas	Disponibilidade dos recursos hídricos	Redução da produção pesqueira ^{30,2,9}
Agropecuária	Sedimentação dos canais fluviais	Remoção da cobertura vegetal	Disponibilidade dos recursos hídricos	Deslocamento de comunidades ribeirinhas em algumas regiões do Pantanal ^{27,29,}

[1] MIRANDA *et al.*, 2018; [2] WANTZEN *et al.*, 2008; [3] FERREIRA *et al.*, (1994); [4] TEWS *et al.*, (2004); [5] TOMAS *et al.*, (2009); [6] EVANS *et al.*, (2014); [7] FREITAS *et al.*, (2005); [8] SOUZA *et al.*, (2018); [9] ALHO, (2008); [10] ALHO; SABINO, (2011); [11] ALHO; REIS, (2017); [12] WWF (2018); [13] CALHEIROS; CASTRILON; BAMPI (2018); [14] JUNK, (2001); [15] CALHEIROS *et al.*, (2009); [16] TUCCI (1999); [17] ALHO (2011); [18] ANA, (2015); [19] ALHO; VIEIRA, (1997); [20] RICHTER *et al.*, (2019); [21] TOMAS *et al.*, (2019) [22]; ZERLOTTI; SANTANA; CALHEIROS, (2011); [23] CALHEIROS; OLIVEIRA, PADOVANI, (2012); [24] PIVETTA, (2020); [25] SANTOS *et al.*, (2020); [26] FANTIN-CRUZ *et al.*, (2015); [27] ROQUE *et al.*, (2016); [28] BERGIER *et al.*, (2018); [29] SHULZ *et al.*, (2019); [30] JUNK; CUNHA, (2005); [31] ASSINE *et al.*, (2016); [32] IDE *et al.*, (2012). Fonte: Elaboração própria.

Dessa forma, conforme se verifica a partir do levantamento das características da BAP e seus potenciais impactos, biodiversidade e disponibilidade de recursos hídricos são componentes ambientais relevantes e foram escolhidos para serem trabalhados neste processo como indicativo para avaliar os efeitos cumulativos.

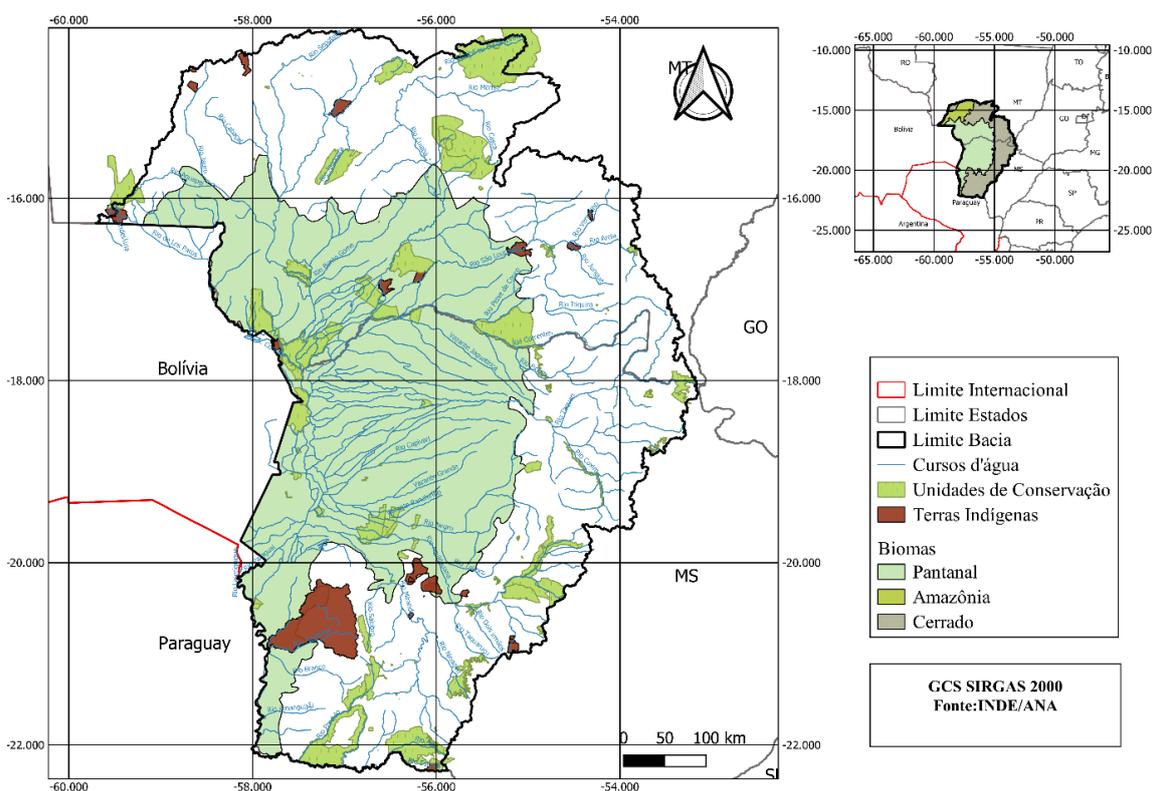
8 CARACTERIZAÇÃO DOS COMPONENTES AMBIENTAIS DE INTERESSE

8.1 Biodiversidade

Com os processos erosivos e o aumento da sedimentação dos canais fluviais, além da perda do habitat local desencadeados pela expansão agropecuária, considerou-se a acumulação de impactos provenientes da alteração do sistema ecológico principalmente por meio da degradação da vegetação decorrentes a diversas atividades realizadas na bacia.

A partir da sua localização fitogeográfica, a vegetação da BAP é caracterizada por quatro domínios diferentes: Floresta amazônica, a savana tropical do Cerrado, a savana do Chaco e Mata Atlântica (POTT; POTT, 2004). Dentre estes biomas, o Cerrado e o Pantanal são os que ocupam a maior parte da bacia, com 50% e 41% respectivamente, além de em cerca 120 unidades de conservação, ocupando 7% do seu território, categorizadas como municipais, estaduais e federais, além de possuir 29 terras indígenas, que ocupam 2,3% da bacia, composta por 11 povos diferentes: Guató, Pareci, Bororo, Umutina, Nambiquara, Bakairi, Chiquitano, Terena, Kadiwéu, Kiniknau e Guaraní-Kaiowá (ANA *et al.*, 2018), conforme pode ser observado pela Figura 15.

Figura 15. Unidades de conservação e terras indígenas localizadas na BAP.



Fonte: Elaboração própria.

A expansão do agronegócio juntamente com o desenvolvimento de infraestrutura, baixa proteção legal e incentivos limitados, faz com que o Cerrado, um dos principais biomas da bacia, esteja correndo grandes riscos ambientais. Apesar de sua grande importância na conservação de espécies e provisão de serviços ecossistêmicos, o Cerrado perde cerca de 1% ao ano sua cobertura vegetal nativa (STRASSBURG *et al.*, 2017).

Além do Cerrado, o Pantanal também vem sofrendo ameaças constantes decorrentes da perda e degradação do seu habitat, causadas pela pressão do desenvolvimento social e econômico, desencadeada predominantemente pelo processo agrícola que ocorre tanto na área de planalto e cada vez mais está acontecendo na própria planície de inundação (SEIDL, 2000; GODOY *et al.*, 2002; HARRIS *et al.*, 2005; ALHO *et al.*, 2011; JUNK *et al.*, 2006; EVANS *et al.*, 2014).

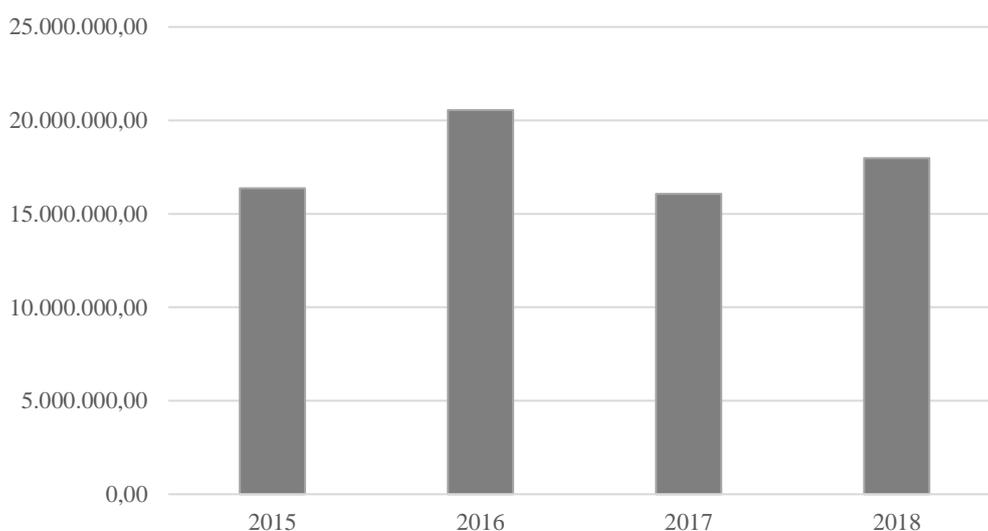
Atividades agropecuárias na região produzem a maior parte da receita líquida do produto interno bruto dos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. Segundo o relatório de Produção Pecuária Municipal (IBGE, 2017) a região Centro-oeste é a mais representativa em nível nacional com 34,5% da produção, sendo que o estado de Mato

Grosso é o estado que mais obtém cabeças de gado com 29,7 milhões e o estado do Mato Grosso do Sul ocupa a quarta posição em destaque nacional, com 21,5 milhões.

A pecuária bovina de corte vem se desenvolvendo expressivamente na BAP, estimulados por planos e programas de desenvolvimento, que após estas implementações, no início da década de 70, ocorreu a expansão de fazendas de gado na região, principalmente no Pantanal, cuja produção de gado aumentou expressivamente de 700.000 para 5 milhões (ABREU *et al.*, 2010; CHIARAVALLOTI; HOMEWOOD; ERIKSON, 2017). Cabe destacar que dentre os anos de 1985 a 2020 houve um aumento de 263% de áreas de pastagens plantadas no bioma Pantanal, sendo que no ano de 2000 havia 1,8 Mha e em 2020 mais que dobrou este valor, para 2,35 Mha (MAPBIOMAS, 2021).

A partir da Figura 16 nota-se que nos últimos quatro anos ocorreram oscilações na produção pecuária, havendo um aumento no ano de 2016 e posteriormente em 2018, considerada como uma atividade econômica de maior representatividade no Pantanal brasileiro, principalmente nas unidades hidrográficas Negro/Miranda, Nabileque e Taquari, destacando-se os municípios de Corumbá-MS, Cáceres-MT, Aquidauana-MS e Porto Murtinho-MS (MMA, 2006). Cunha *et al.*, (2021) destacou que houve um aumento das pastagens cultivadas no estado de Mato Grosso do Sul, entre os períodos de 1986 a 2007, havendo um crescimento do rebanho bovino de 16 para 22 milhões de cabeças (IBGE, 2019), enquanto áreas de vegetação nativa foram convertidas em pastagens.

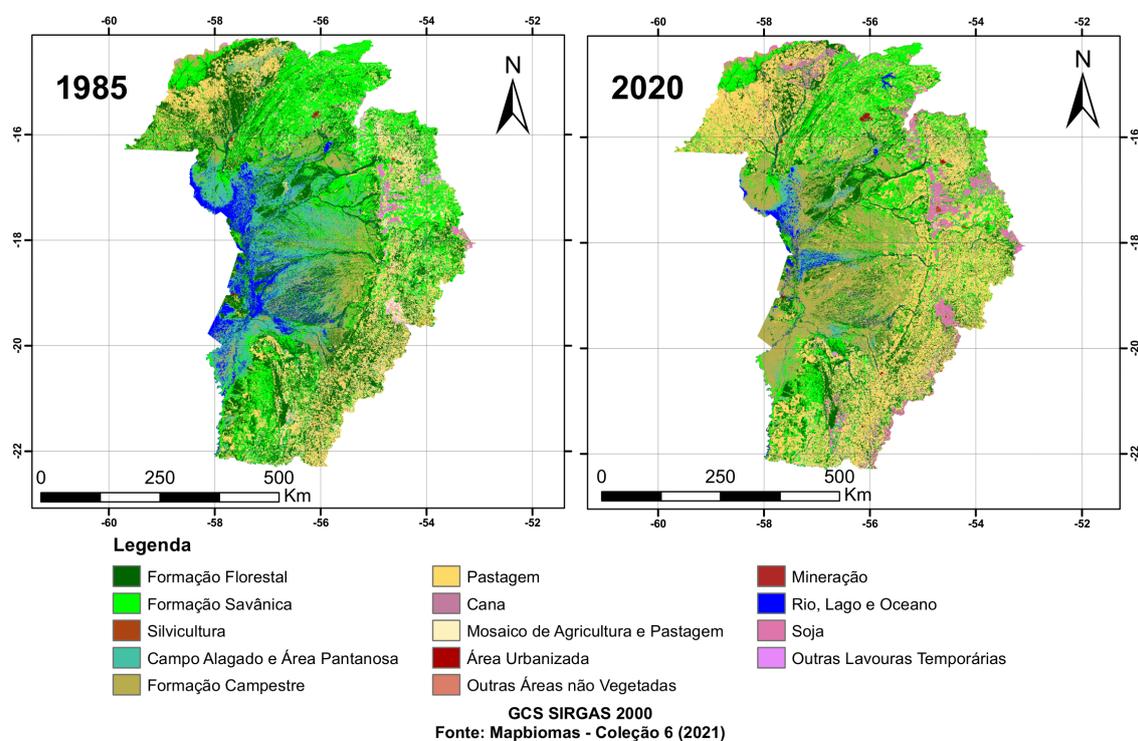
Figura 16. Aumento da pecuária na BAP entre os anos de 2015 a 2018.



Fonte: IBGE (2019).

Entretanto, apesar da pecuária ser considerada uma atividade milenar que ocorre há 300 anos, principalmente na região do Pantanal, existem inúmeras pressões econômicas em relação às fazendas tradicionais localizadas predominantemente na região do Planalto para aumentar a produção de carne bovina, onde 95% das terras na região do Pantanal são compostas de propriedades privadas, que conseqüentemente afetam drasticamente o ecossistema (JUNK; CUNHA, 2005; SOUZA *et al.*, 2018; ALHO *et al.*, 2019). Assim, aspectos como intensificação das atividades agrícolas e desenvolvimento urbano influenciam no aumento do desmatamento (SEIDL; SILVA; MORAES, 2001), conforme pode ser observado pela Figura 17.

Figura 17. Uso e ocupação do solo na Bacia do Alto Paraguai.



Fonte: Elaboração própria.

Atualmente, no ano de 2020, a BAP possui cerca de 40% de suas áreas ocupadas pelo uso agropecuário, considerando que o uso antrópico na bacia aumentou 65% entre os anos de 1985 a 2020 (MAPBIOMAS, 2021). Dessa forma, o desmatamento em larga escala para conversão em pastagens gera impactos na vida selvagem, de modo que os impactos diretos influenciam na competição por interferência e os impactos indiretos intervêm com mudanças na estrutura da vegetação.

Ambos os fatores atuam na disponibilidade de alimentos, cobertura e locais de nidificação e que acabam induzindo também no ciclo da água local, especialmente na região da Nhecolândia, diminuindo a permeabilidade do solo e aumentando o transporte de sedimentos (SOUZA *et al.*, 2018; SHULZ *et al.*, 2019).

Não obstante, é importante ressaltar que a pecuária afeta diretamente a fauna e flora local, bem como as interações com espécies e comunidades ecológicas, fazendo com que haja a homogeneização da comunidade florestal, que influencia, por exemplo, no processo de dispersão de sementes e regeneração florestal realizada por vertebrados frugívoros da região. Além disso, esta atividade gera impactos em efeito cascata numa escala local e regional, de modo que a dinâmica do Pantanal seja afetada, principalmente em regiões onde tem aumentado a fragmentação do seu habitat natural (TOMAS *et al.*, 2009; EATON *et al.*, 2017).

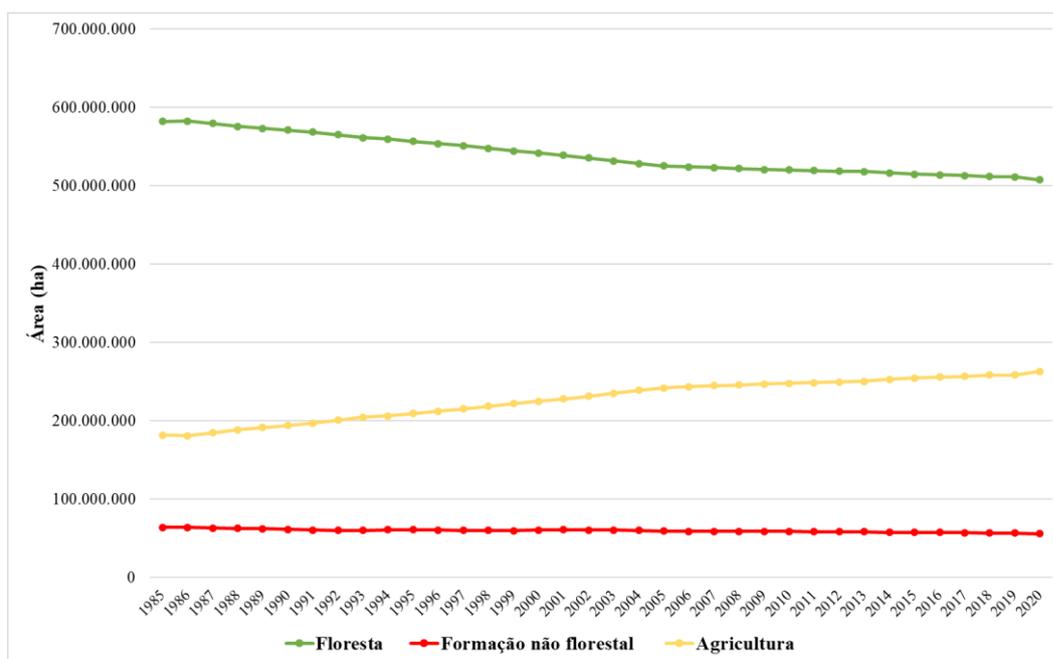
Ademais, nas áreas de planície há uma predominância por gramíneas que são fortemente utilizadas para pastagem de gado, por outro lado, a pastagem nas áreas de planalto possui uma qualidade inferior, sendo substituídas por gramíneas exóticas, como *Urochloa humidicola*, *radicans* e *Panicum repens* que estão se intensificando e invadindo as áreas úmidas e se tornando uma ameaça para a biodiversidade e serviços ecossistêmicos (SANTOS *et al.*, 2020).

Como consequência do desmatamento das formações florestais em áreas abertas de pastagem, há um aumento significativo dos impactos e degradações dos habitats naturais remanescentes, tais como as áreas de Cerrado Murundu, que são importantes pelo fato de serem facilitadores de dispersão de espécies de fauna de habitats mais densos, cuja sua remoção completa pode levar a uma diminuição da diversidade biológica por eliminação de gradientes e por simplificar a estrutura dos habitats naturais (TOMAS *et al.*, 2009).

O Pantanal também é afetado por práticas agrícolas intensivas derivadas das regiões de planalto (SHULZ *et al.*, 2019), que também tem crescido exponencialmente na bacia, abrangendo cerca de 7% do seu total (ANA, 2018). As culturas mais significativas da região são soja, milho, algodão, arroz (MMA, 2006), onde balanços anuais mostram que o estado do Mato Grosso possui grande representatividade na produção agrícola nacional (MAPA, 2019).

Com o fomento em melhorias na região realizado nos anos 70, houve a intensificação das atividades agropecuárias (SALLO *et al.*, 2018), a partir da Figura 18 pode-se observar um crescimento expressivo da agricultura nos anos 90 até os dias atuais.

Figura 18. Aumento da agricultura na região da BAP.



Fonte: MapBiomias (2021).

Cabe destacar que as florestas possuem funções ecológicas importantes para a manutenção do Pantanal, e regiões como a sub-bacia do rio São Lourenço, Alto Médio Taquari e Alto Cuiabá são consideradas áreas críticas em relação às atividades agropecuárias e o desmatamento, tendo em vista que os solos nesta região são frágeis e suscetíveis a erosão auxiliando no aumento da sedimentação (MMA, 2006; ANA, 2018).

A expansão da agropecuária cria impactos significativos na bacia, principalmente no Pantanal, sendo que seus principais impactos são caracterizados pela remoção da cobertura vegetal natural desencadeadas pelo desmatamento, queimadas e desordenamento do uso do solo, cujo aspectos relacionados aos fatores climáticos do regime hidrológico e a falta de medidas de conservação do solo acarretam o processo erosivo, que influencia na aceleração do transporte de nutrientes e sedimentos em até 191% nos cursos d'água à jusante, o que pode levar a mudanças significativas na dinâmica das inundações e nos serviços ecossistêmicos (FERREIRA *et al.*, 1994; WANTZEN *et al.*, 2008; BERGIER, 2013; ANA *et al.*, 2004; GUERRA *et al.*, 2020).

Com o passar dos anos, as taxas de transporte de sedimentos na BAP estão aumentando entre os rios pertencentes a bacia, como o caso dos rios São Lourenço, Cuiabá, Alto Paraguai, Miranda, Alto Taquari, Coxim, Paraguaizinho e Bento Gomes possuem altos valores de carga sólida (BERGIER, 2013; REZENDE-FILHO *et al.*, 2015).

Tais aspectos podem causar impactos socioambientais que influenciam na ciclagem de nutrientes, fornecimento de habitat de peixes, bem como na navegação pela mudança do curso do rio e no deslocamento de algumas comunidades na região do Pantanal, onde as avulsões já causaram inundações permanentes de terra, afetando cerca de 180 fazendas e casas, além de 1.000 famílias na Bacia do Alto Taquari (ASSINE *et al.*, 2016; IDE *et al.*, 2012; SCHULZ *et al.*, 2019).

O processo de avulsão é caracterizado pelo desvio do fluxo de um canal existente para a planície de inundação, resultando em um novo canal, conforme a formação dos leques aluviais que sustentam e renovam a biodiversidade em áreas úmidas (ALHO, 2005; THORP *et al.*, 2010), reconfigurando a distribuição de micro e macro habitats terrestres e aquáticos que aumentam a biodiversidade nas planícies de inundação (BERGIER *et al.*, 2018).

Por mais que seja um fenômeno natural, ele pode ser acelerado por uma combinação de fatores, como chuvas intensas no verão e o desmatamento causado pela pecuária e agricultura extensiva (ASSINE, 2005; BERGIER, 2013; ASSINE *et al.*, 2016), de modo, que influencie diretamente a vida da população na região da bacia, como os eventos de avulsão da “Boca Brava” entre os anos de 1890 e 1915 que aconteceu no lobo do braço do rio São Lourenço, “Zé da Costa” entre os anos de 1980 a 1990 deslocou a foz do rio Taquari e alterou drasticamente as paisagens próximas, e outras avulsões recentes encontradas no megaleque do Taquari (ASSINE, 2005; ASSINE *et al.*, 2014, 2016; LOUZADA; BERGIER; ASSINE, 2020).

Dessa forma, o processo de avulsão flui de regiões de terras mais altas (planalto) para regiões de terras mais baixas (planície), principalmente sem considerar o ajuste da capacidade de suporte, causando diversos problemas, destacando-se os processos erosivos na região do planalto e o transporte de grandes quantidades de sedimentos para o leque aluvial do Taquari (ALHO, 2005; MERCANTE *et al.*, 2007).

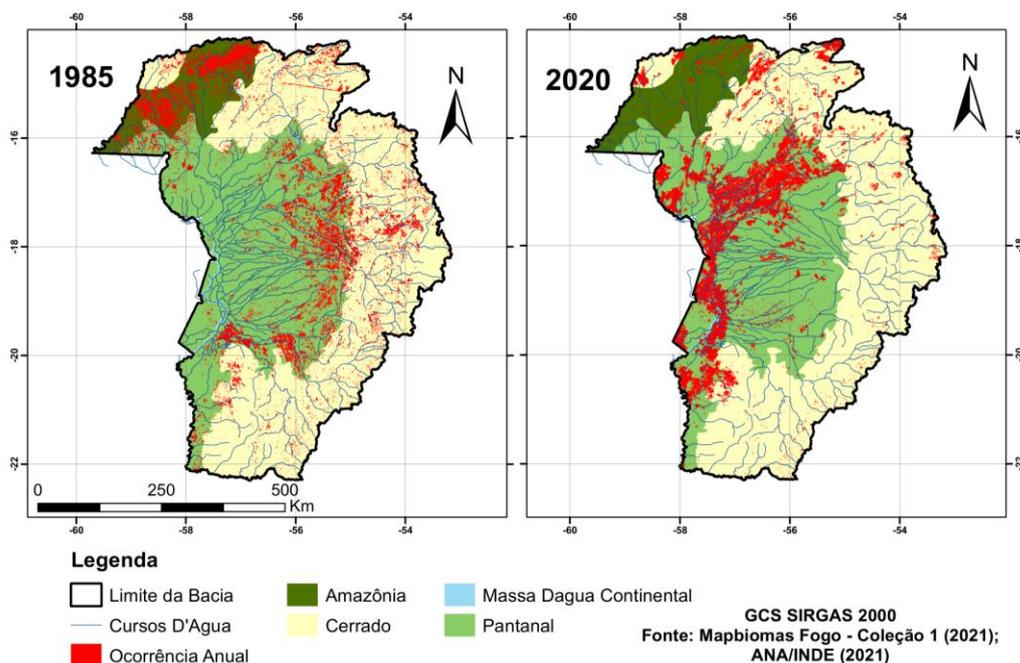
O megaleque do rio Taquari, considerado um dos maiores do mundo, vem sofrendo grandes ameaças correspondentes a intensificação da erosão causada pelas atividades de pecuária e agricultura nas regiões de planalto ao longo dos anos, acelerando o processo de avulsão e afetando a vegetação das áreas úmidas, bem como a dinâmica da biodiversidade e do ecossistema (ASSINE, 2005), tendo como um dos principais processos de avulsão da região o arrombamento do Caronal (ANA, 2018), do qual mudou seu curso em menos 30 anos e abandonou mais de 150 km de leito seco (MAPBIOMAS, 2021).

As alterações na intensidade e duração do regime de inundações influenciam diretamente na mudança de paisagem, induzindo transições entre as comunidades de vegetação além de impactos diretos no movimento sazonal de animais entre o planalto e a planície (ROQUE *et al.*, 2016). Assim, as avulsões naturais ou provocadas pelos rios afetam as comunidades do que vivem nas áreas da planície que possuem como atividade rentável práticas como turismo, pesca e a agropecuária (BERGIER *et al.*, 2018).

Além do desmatamento, as queimadas são práticas comuns na BAP que ocorrem anualmente nos períodos mais secos do ano, entre julho a novembro (CARDOSO *et al.*, 2003; TUCCI, 2004). Dentre os biomas brasileiros, o cerrado e pantanal são mais propensos às queimadas devido às suas características estruturais de fitofisionomias e em decorrência a fatores climáticos ou pelo manejo inadequado de pastagens (PCBAP, 1997).

As queimadas e incêndios induzidos por humanos são grandes ameaças ambientais para a região, apresentando tensões aos biomas que conseqüentemente afetam a fauna e flora em diferentes escalas de tempo e intensidades (ANA, 2018; JUNK, CUNHA, 2005). Considerado um instrumento de manejo agropecuário para renovação de pastagens, o fogo que geralmente se inicia nestas áreas se alastram para áreas abertas, que devido a vegetação seca e o vento, se espalham muitas vezes por áreas de savanas e campos naturais (ALHO, 2005; HARRIS *et al.*, 2005), Figura 19.

Figura 19. Cicatrizes do fogo na BAP.



Fonte: Elaboração própria.

Os focos de incêndios florestais e queimadas apresentam relação direta com o desmatamento do Cerrado (MMA, 2011), destruindo grandes áreas e acarretando perda de habitats, biodiversidade e degradação dos recursos hídricos (ANA *et al.*, 2004). Entretanto, cabe destacar que a região do Pantanal é a que apresenta maiores registros de focos de incêndio, devido a longos períodos de secas e atividades econômicas como agricultura extensiva e plantio de grama para formação de pastagens (OLIVEIRA-JUNIOR *et al.*, 2020), cujos os danos causados estão a perda de espécies nativas, mortes de animais, mudanças nas propriedades do solo e erosão (VIGANÓ *et al.*, 2018a).

Segundo Mapbiomas (2021), em pelo menos 36 anos, a área queimada no Pantanal correspondeu cerca de 86.403 km², ou seja, 57,5% do bioma. Além disso, a área média anual queimada é de cerca de 5,3% do bioma, correspondente a 8.053 km²/ano, atingindo mais 93% da vegetação nativa, como as áreas de vegetação campestre e savana as principais atingidas pelo fogo com mais de 75% de área queimada.

Viganó *et al.*, (2018b) avaliaram os focos de incêndio mensais que ocorriam na região de Corumbá entre os anos de 2005 a 2015, e os autores identificaram um aumento significativo a partir de julho, agosto e setembro respectivamente, apresentando um desvio padrão com coeficiente de variação alto, indicando uma grande heterogeneidade dos dados, devido ao fato de que no segundo semestre é considerado uma estação seca, e assim, há o aumento considerável dos focos de incêndio.

Entretanto, é sabido que o fogo pode atuar como filtro ecológico que possibilita moldar as estruturas das comunidades vegetais, especialmente em sua regeneração, sendo que o processo de queima pode estar associado às condições meteorológicas e de inflamabilidade da vegetação (SOUZA *et al.*, 2019). Contudo, ainda há poucas informações sobre os efeitos e implicações em algumas vegetações, como exemplo as áreas úmidas do Pantanal, cujo seus impactos a longo prazo estão diretamente associados a distribuição e abundância de vários organismos (JUNK; CUNHA, 2005; OLIVEIRA *et al.*, 2014).

Cabe ressaltar que o fogo aumenta a densidade de espécies herbáceas e diminui a riqueza de espécies de árvores em áreas onde os incêndios ocorrem com alta frequência, podendo gerar mudanças permanentes na estrutura, composição e forma da vegetação (ARAÚJO *et al.*, 2013), onde a interação entre as condições climáticas, o ciclo do carbono e as atividades de uso da terra podem acabar potencializando o período de seca e os incêndios frequentes (MORISSETTE *et al.*, 2005; SERRÃO; SANTOS; LIMA, 2014).

Oliveira *et al.*, (2014), analisou que o regime de inundação e a ocorrência de incêndio no Pantanal interagem de maneira sinérgica, sobretudo, em relação a redução do número de caules em regeneração, composição e distribuição das espécies. Toda mudança acarretada pelo manejo inadequado do solo, bem como por mudanças climáticas, pode resultar em mudanças no regime de incêndios, trazendo consequências para os padrões de vegetação e funções do ecossistema, considerando que a cobertura do solo em áreas queimadas reduz expressivamente, levando cerca de quatro a seis meses para igualar-se à área sem queima (CARDOSO; CRISPIM, 2002). Dessa forma, o efeito combinado de inundação e incêndio muda completamente a estrutura da comunidade vegetal (MANRIQUE-PINEDA *et al.*, 2021).

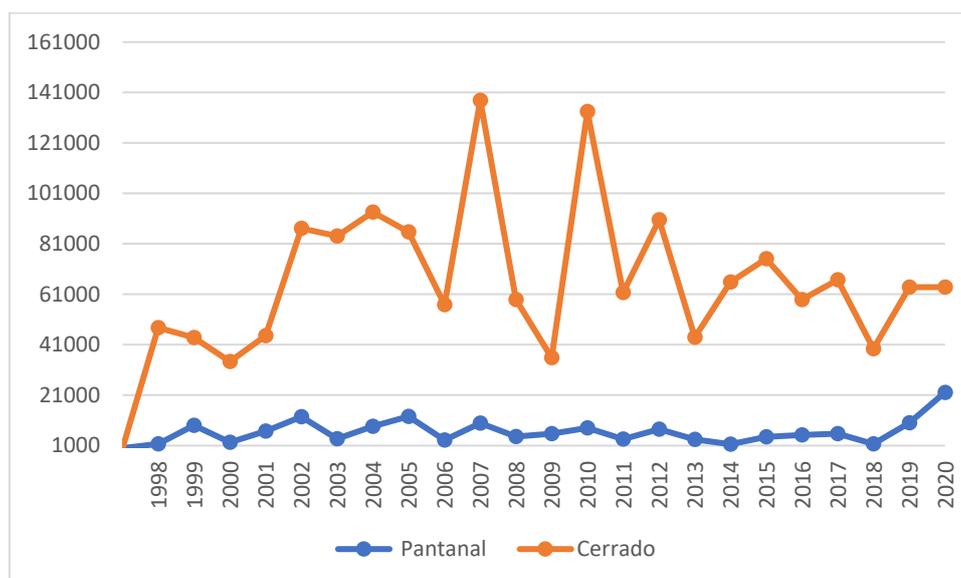
De acordo com os dados do Instituto Nacional de Pesquisa Espaciais (INPE) no ano de 2020 houve um aumento nos focos de incêndio no Pantanal, representados por 82%¹¹ em comparação aos anos anteriores, já com o Cerrado também houve um aumento nos focos de queimadas se comparado ao ano de 2017, apresentando 130%¹². Neste sentido, apesar do ano de 2020, ser atípico, quase todos os territórios indígenas e áreas de conservação foram queimadas, assim como muitas terras privadas, como exemplo o Parque Estadual Encontro das Águas, que foi devastado pelo fogo, sendo de extrema importância para conservação de espécies, onde continha uma das maiores populações de onças-pintadas do mundo (LIBONATI *et al.*, 2022).

Apesar do Pantanal não representar um alto percentual de focos de incêndio em relação ao demais biomas, principalmente o Cerrado, deve-se levar em consideração sua fragilidade e sua não adaptação ao fogo, perturbando o ecossistema nativo, Figura 20.

¹¹ Disponível em: <http://queimadas.dgi.inpe.br>

¹² Disponível em: <http://queimadas.dgi.inpe.br>

Figura 20. Focos de incêndio no Pantanal e Cerrado



Fonte: INPE (2021).

Deste modo, a supressão e/ou intensidade dos focos de incêndio na região podem causar perdas à biodiversidade, principalmente relacionadas substituição de espécies nativas e mudanças drásticas nos processos ecológicos (LEAL FILHO *et al.*, 2021). Freitas *et al.*, (2005) considera que o transporte de emissões de queimadas para regiões distante da fonte emissora e a deposição seca e úmida durante esse transporte, podem contribuir para alterações nos ciclos biogeoquímicos naturais e na dinâmica de nutrientes tanto das regiões emissoras quanto das regiões receptoras.

Neste sentido, a mudança ou destruição da paisagem de áreas úmidas e complexas como o Pantanal, podem causar a perturbação dos processos biológicos que controlam e interagem com as espécies de fauna e flora (TEWS *et al.*, 2004), cuja a remoção da cobertura vegetal também pode prejudicar na disposição de alimentos e abrigos para animais silvestres e plantas epífitas (ALHO, 2005).

Tomas *et al.* (2021) relata que pelo menos 16,952 milhões de vertebrados foram mortos imediatamente pelos incêndios no Pantanal no ano de 2020, sendo que tais incêndios podem ter afetado cerca 65 milhões de vertebrados nativos e 4 bilhões de invertebrados, com base nas densidades de espécies conhecidas, considerando espécies como, a onça-pintada ameaçada de extinção (*Panthera onca*), o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), o cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*), a águia solitária-coroadada (*Buteogallus coronatus*) e a arara-azul (*Anodorhynchus hyacinthinus*) (BERLINCK *et al.*, 2021; TOMAS *et al.*, 2021).

No estado do Mato Grosso do Sul, por exemplo, há uma tendência de crescimento positivo na ocorrência de incêndio em seus principais nos biomas, como o Cerrado e Pantanal, havendo a necessidade de estabelecer políticas públicas para mitigar a ocorrência de ondas de calor nestes biomas, principalmente no Pantanal (OLIVEIRA JUNIOR *et al.*, 2020).

Lembrando que os principais fatores determinantes para o aumento no número de focos e a magnitude da área queimada, anos atuais, como 2019, 2020 e 2021, foram causados pela a seca e sua influência nos pulsos de inundação do Pantanal (JOHN *et al.*, 2021). Considerando que as mudanças climáticas vêm se intensificando, atrelado as queimadas, onde o fogo vem alterando seu ciclo hidrológico e diminuindo a ciclagem da água, que interferem diretamente no clima local e regional. Ainda como consequência, das mudanças climáticas, através o prolongamento da estação seca com temperaturas mais altas e da redução das chuvas contribui para temporadas de incêndios mais longas, quentes e secas (MARENGO; ALVES; TORRES, 2016; LI; SONG; LIU, 2020).

Assim, a variabilidade hidrológica torna-se um fator crucial para entender a dinâmica do fogo e do pulso de inundação, principalmente atrelados aos efeitos sinérgicos encontrados em áreas de vulnerabilidade florestadas do norte da região, seja a partir da disponibilidade de combustível (vegetação seca) ou em condições meteorológicas/hidrológicas (LIBONATI *et al.*, 2022).

As projeções de cenários sob as mudanças climáticas indicam um aquecimento significativo no Pantanal, uma vez que as mudanças projetadas têm mostrado uma redução na duração da estação chuvosa até o final do século (MARENGO; ALVES; TORRES, 2016; LLOPART; SIMÕES REBOITA; PORFÍRIO DA ROCHA, 2020; GOMES *et al.*, 2022). Dessa forma, Libonati *et al.* (2022) destaca através de seus resultados que a tendência de temperatura no Pantanal desde 1980 é cerca quatro vezes maior que o aquecimento global médio.

Como o estudo realizado no Lago Chacororé, localizado no município de Barão de Melgaço do lado norte do Pantanal no estado de Mato Grosso, retrata mudanças no sistema fluvial tanto no lago e como nas áreas ribeirinhas de várzea e vegetação de várzea, (SILIO-CALZADA *et al.*, 2017), assim como as dinâmicas de avulsões nos rios da região, que muitas vezes são respostas às mudanças climáticas (LOUZADA *et al.*, 2021) e o estresse que estação seca causa em muitos gêneros de florestas pluviais e sazonais no Pantanal, podendo afetar o crescimento de algumas espécies arbóreas, composição da comunidade e talvez a diversidade de espécies (VOURLITIS *et al.*, 2022).

Assim sendo, estes estudos revelam uma perda progressiva da capacidade do ecossistema de responder às oscilações climáticas como ocorria no passado, causando alterações que influenciam diretamente os ciclos físico-químicos e biológicos do ecossistema, podendo resultar na perda da biodiversidade, bem como na perda de serviços ecossistêmicos, intrinsecamente ligados ao pulso de inundação (LÁZARO *et al.*, 2020).

Neste contexto, fica evidente que a vegetação é um recurso fundamental para conservação dos recursos hídricos, edáficos e faunísticos, influenciando nos aspectos climáticos e sendo um indicador do estado de conservação do meio para algumas espécies. Na BAP, pode funcionar como barreira ecológica, enquanto para outras, como um importante canal de dispersão de fluxo gênico (PCBAP, 1997).

8.2 Disponibilidade de recursos hídricos

A alteração na dinâmica e nas condições hidrológicas, perda dos habitats aquáticos, além de concentrações de substâncias tóxicas, foram considerados como impactos cumulativos provenientes da disponibilidade dos recursos hídricos.

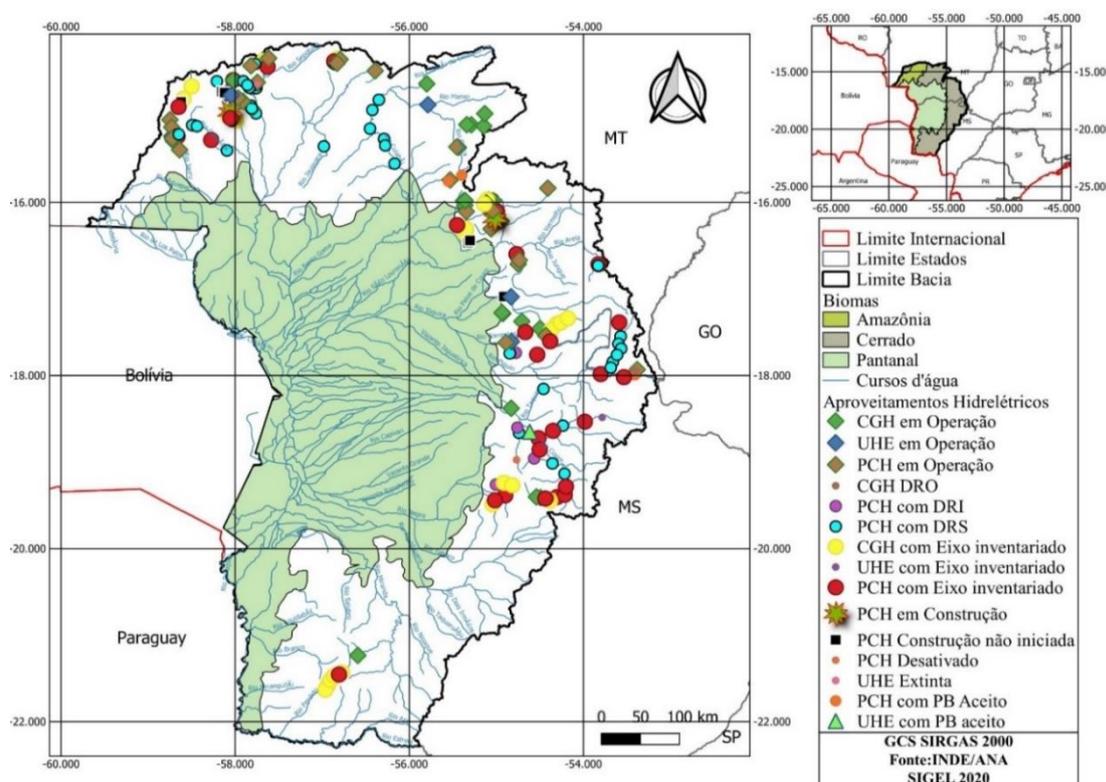
Um dos grandes riscos ecológicos existentes na região da BAP está associado aos empreendimentos hidrelétricos (WWF, 2018). No Brasil, as pequenas centrais hidrelétricas (PCHs) estão se expandindo cada vez mais rápido, impulsionados por políticas e incentivos econômicos à produção de energia renovável (ATHAYDE *et al.*, 2019). No entanto, a construção destes empreendimentos ameaça a provisão de serviços ecossistêmicos, conectividade fluvial, conservação da biodiversidade e meios de subsistência de comunidades indígenas (ATHAYDE *et al.*, 2019).

A maior parcela de geração de energia na BAP é oriunda de aproveitamentos hidrelétricos, explorado até o ano de 2020 por 07 usinas hidrelétricas (UHE), 29 pequenas centrais hidrelétricas e 21 centrais geradoras hidrelétricas (CGH) que se encontram em operação, além de cerca de 118 empreendimentos com potencial para entrar em operação na bacia¹³, incluindo-se 9 PCHs que já receberam autorização para construção e outras

¹³O processo de implantação de um empreendimento hidrelétrico começa pelo estudo do inventário e verificação de suas características a partir da área/região escolhida. O proponente deverá apresentar o Requerimento de Intenção à Outorga de Autorização (DRI-PCH), permitindo a elaboração do projeto básico da PCH para posterior apresentação à ANEEL, incluindo um Sumário Executivo desse projeto. Após isso, é realizado o Despacho de Registro da adequabilidade do Sumário Executivo (DRS-PCH), que analisa a compatibilidade do sumário executivo com os estudos de inventário e do uso do potencial hidráulico, permitindo que a ANEEL solicite a Declaração de Reserva de Disponibilidade Hídrica, e que o proponente

79 PCHs, 28 CGHs e 2 UHE em fase de planejamento (SIGEL, 2020), que segundo os dados realizados pelo Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Rio Paraguai (PRH-Paraguai) o potencial hidrelétrico explorado da região totaliza uma capacidade instalada de 1,2 GW, conforme a Figura 21.

Figura 21. Empreendimentos hidrelétricos na BAP ano 2020



Fonte: Elaboração própria.

A maior concentração de empreendimentos planejados para bacia é de pequeno porte, como pequenas centrais hidrelétricas ou centrais geradoras de energia, localizadas em sua grande maioria na região norte da bacia devido ao seu maior potencial hidráulico

requiera o licenciamento ambiental ao órgão competente. A exploração de centrais geradoras de energia deverá ser realizado pelo Despacho de Requerimento de Outorga (DRO), que tem como finalidade permitir que o agente interessado solicite a informação de acesso às concessionárias de distribuição ou ao Operador Nacional do Sistema Elétrico – ONS, possibilitando a solicitação de licenças e/ou autorizações aos órgãos responsáveis pelo licenciamento ambiental e pela outorga de recursos hídricos e demais órgãos públicos federais, estaduais, municipais ou do Distrito Federal. Assim, após a publicação do DRO o proponente poderá empreender as ações necessárias à implantação da central geradora, inclusive iniciar sua construção (ANEEL, 2015; 2017).

(CALHEIROS; CASTRILON; BAMPI, 2018). Dentre os rios formadores da BAP, os rios Jauru, Cabaçal, Seputuba Cuiabá, Casca, São Lourenço e Correntes são os que apresentam maior concentração de aproveitamentos hidrelétricos existentes e futuros, provenientes de PCHs em fase de Despacho de Registro da adequabilidade do Sumário Executivo (DRS-PCH) e CGHs com eixo inventariado.

As principais discussões em relação a estes aproveitamentos hidrelétricos estão diretamente relacionadas aos possíveis impactos socioeconômicos que tal atividade vem desenvolvendo, e que podem desencadear na bacia, principalmente pela região do Pantanal possuir grande sensibilidade a instalação e operação de empreendimentos de aproveitamentos hídricos devido às suas características geográficas e às suas características ambientais particulares (WWF, 2020).

Estes empreendimentos, por sua vez, operam em fio d'água, sem necessariamente formar um reservatório. Contudo, as maiores preocupações estão direcionadas aos impactos ecológicos cumulativos de muitas barragens ao longo do mesmo curso d'água ou dentro da mesma bacia hidrográfica, de modo que interfiram na descarga de nutrientes e matéria em suspensão, afetando o ciclo de nutrientes dos corpos d'água (CALHEIROS *et al.*, 2009; ALHO; SABINO, 2011; ZERLOTTI *et al.*, 2011). Caso aconteça as implantações destes empreendimentos mais 45 afluentes do rio Paraguai terão suas vazões alteradas causando impactos no sistema hidrológico e à biota aquática (WWF, 2018).

Cabe destacar, que os recursos hídricos da BAP possuem um sistema complexo e dinâmico, principalmente a região que abrange o Pantanal (ALHO; SABINO, 2011). Os rios da bacia hidrográfica ao redor do Pantanal são essencialmente formados pela erosão das rochas subjacentes com vale, as chuvas que ocorrem nas áreas mais altas influenciam na formação de córregos e rios, fazendo com que pequenas formações de rios fluem para um rio maior formando o caule principal para compor as redes de drenagem tributária, cujo seus afluentes são lentos quando se encontram com a planície e tem enseadas com área inundações adjacente, onde eles periodicamente transbordam seus bancos que são moldados pelo terreno, velocidade da água, níveis de oxigênio dissolvido, cargas de nutrientes e tipo de leito do rio, ditando o ritmo da vida do Pantanal (ALHO, 2005; ALHO; SABINO, 2011; ASSINE *et al.*, 2016).

A planície de inundações trabalha como um bioprocessador, onde os nutrientes inorgânicos transportados do rio para a planície são aproveitados por diferentes comunidades durante as fases de seca e cheia para produzir matéria orgânica utilizada

pelos ecossistemas aquáticos e terrestres, cujo os ciclos internos de matéria orgânica e nutrientes entre estas fases resultam em sua acumulação na planície capacitando-a para funcionar em um nível trófico mais alto que o esperado, apenas pela entrada de nutrientes pelas águas do rio. Neste sentido, pode-se dizer que os processos biológicos e biogeoquímicos no sistema rio/planície de inundação são reconhecidos pelo conceito de pulsos de inundação, considerando as trocas laterais entre o rio e suas planícies de inundação, bem como as trocas entre as fases de cheia e seca (JUNK, 2001).

Considerando que os fenômenos biológicos são regidos pelo pulso de inundação e ao longo do percurso do Rio Paraguai e seus tributários, os ecossistemas aquáticos são inteiramente dependentes do regime de inundação que caminha lentamente do norte a sul e de leste a oeste, influenciando na disponibilidade de nutrientes, qualidade da água, teias alimentares e dinâmica populacional (HAMILTON; MCCLAIN, 2002; ALHO, 2005; MATO GROSSO DO SUL, 2010; SCHULZ *et al.*, 2019), obtendo como função a conexão dos habitats de reprodução e de crescimento para todas as espécies de peixes (MATEUS; PENHA, 2018).

Alterações nesta dinâmica hidrológica interferem diretamente no regime de inundações sazonais e interanuais de toda planície pantaneira, afetando a prestação dos principais serviços ecossistêmicos essenciais para a biodiversidade local, com efeitos diretos sobre a cadeia alimentar, redução de espécies e declínio de populações (HALL; JORDAAN; FRISK, 2011; CALHEIROS; CASTRILLON; BAMPI, 2018; MATEUS; PENHA, 2018).

Além disso, modificações na hidrodinâmica do Pantanal interferem na alteração do fluxo de matéria e energia em seus ambientes aquáticos, possibilitando a alteração da magnitude e duração do fenômeno “decoada”. Considerado um processo complexo que sintetiza o funcionamento da planície de inundação, principalmente relacionado ao pulso de inundação, sendo uma forma de estresse ao ambiente aquático, assim como fonte de energia e nutrientes para ambientes aquáticos e terrestres (CALHEIROS; OLIVEIRA, PADOVANI, 2012).

Dentre os efeitos deletérios da implantação destes aproveitamentos hidrelétricos, as alterações no fluxo hidrológico e no pulso de inundação são consideradas grandes ameaças para região, onde já há evidências em sua alteração em alguns rios pertencentes a bacia, como o rio Manso, Casca, São Lourenço, Itiquira, Correntes, todos tributários do Rio Cuiabá uma das principais bacias hidrográficas da BAP/Pantanal (CALHEIROS; CASTRILLON; BAMP, 2018).

Não obstante, a margem direita do rio Paraguai, o rio Jauru conhecido por ser um dos seus principais afluentes (SILVA *et al.*, 2011), já existem PCHs instaladas em efeito cascata de montante à jusante, como caso da PCH Antônio Brennand, PCH Ombreiras, PCH Jauru, PCH Salto, PCH Indiavaí e PCH Figueirópolis causando dentre outros impactos, alterações nas condições físicas e químicas da água (SILVA *et al.*, 2019).

As planícies de inundação são vulneráveis as alterações hidrológicas causadas por barragens de grandes reservatórios de água, principalmente por que influenciam na dinâmica do seu regime hidrológico, podendo causar impactos severos como perda e fragmentação de habitats, perda de conectividade entre o rio e a planície de inundação, invasão de espécies exóticas, perda da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos, afetando não somente a área do reservatório, mas de montante a jusante (BERGIER, 2013; FANTIN-CRUZ *et al.*, 2015).

Apesar da maioria dos aproveitamentos hidrelétricos previstos para a BAP serem de pequeno porte, existem grandes ameaças ambientais decorrentes a operação e implantação de usinas hidrelétricas na região. Até o ano de 2020 a BAP possuía 7 UHEs em operação, 1 com eixo inventariado e 1 plano básico aceito, estando localizadas e planejadas nos rios Jauru, Juba, Itiquira, Manso, Casca, Correntes e Coxim, onde a maioria destes rios já vem apresentado significativas mudanças no pulso de inundação.

A usina hidrelétrica localizada no rio Manso, por exemplo, causou alterações no regime hidrológico da bacia, com impactos diretos nas planícies aluviais a jusante, que desencadeou efeitos ecológicos afetaram a dinâmica do Pantanal como a flora e fauna, que durante a fase baixa da água, matou um grande número de filhotes Talha-mar (*Rynchops niger*), além de impactar pescadores e pecuaristas ao longo do rio Cuiabá, no interior do Pantanal (JUNK; CUNHA, 2005; WANTZEN *et al.*, 2008; ZEILHOFER; MOURA, 2009).

Fantin-Cruz *et al.* (2015) avaliaram os efeitos hidrológicos da operação da usina hidrelétrica Ponte de Pedra (120 MW), localizada no rio Correntes, observando modestas alterações tanto no número de parâmetros quanto em sua magnitude, devido a pequena capacidade de regulação do reservatório combinada com a forte sazonalidade no regime de chuvas e escoamentos. Entretanto, é importante entender os impactos cumulativos no desenvolvimento destes aproveitamentos hidrelétricos, além de compreender como estas barragens podem ser melhor geridas (FANTIN-CRUZ *et al.*, 2016).

É importante destacar que a biota aquática é drasticamente afetada pelos barramentos, pois ela necessita da conectividade dos sistemas ecológicos, afetando a

migração reprodutiva de peixes a médio e longo prazo (WWF, 2018; CALHEIROS 2018). Welcomme e Halls (2001) destacam que existem algumas espécies de peixes que possuem um ciclo reprodutivo sensível aos padrões de inundação, sendo drasticamente impactadas pelas formações de barragens, dentre estes alguns com alto valor socioeconômico, como o *Pseudoplatystoma reticulatum* “Cachara” e o “Pintado” *Pseudoplatystoma corruscans*, entre outros (ALHO; REIS, 2017). Considerando que os peixes são um recurso importante, tanto ecologicamente quanto socialmente, e o Pantanal abriga alta diversidade de espécies, devido à grande variedade de nichos reprodutivos e alimentares, fazendo com que a pesca se torna um fator importante para população local (ALHO, 2008).

Assim sendo, nenhuma das usinas existentes na BAP possui sistemas de passagem de peixes, dificultando o acesso de peixes tropicais aos locais de desova a montante (RESENDE,2003;PELICICE; AGOSTINHO,2008), onde caso haja a instalação de todas as usinas planejadas para a região há previsão que dobre a porcentagem de rios bloqueados para a migração de peixes na BAP, representando de 25-32% dos rios bloqueados para a migração, tendo as sub-bacias do Cuiabá e Taquari as mais impactadas, possuindo 70% dos rios bloqueados (CAMPOS *et al.*, 2020).

Neste sentido, desde o início dos estágios de crescimento das comunidades aquáticas até seu desenvolvimento, dependem estritamente da qualidade da água, porque são altamente dependentes de uma água rica em oxigênio. No entanto, em muitas fazendas localizadas nas áreas de cabeceiras dos planaltos, circundantes ao Pantanal, encontra-se o uso de herbicidas e pesticidas aplicados em campos de cultivo que chegam às cabeceiras dos rios que alimentam a planície pantaneira (ALHO; REIS, 2017).

A cobertura vegetal do cerrado foi removida para fornecer espaço para culturas alimentares, principalmente a soja, milho, arroz, tendo como consequência o uso frequente e descontrolado de pesticidas e herbicidas, sendo difícil quantificação e qualificação destes usos nas fronteiras do Pantanal (ALHO, 2005), causando progressiva deterioração do ambiente natural, pois possuem um alto potencial de bioacumulação na cadeia alimentar, afetando a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos, além de representarem risco à saúde humana (ALHO; LACHER; GONÇALVES, 1988; ANA, 2018).

A literatura já vinha apresentando indícios da concentração de agrotóxicos derivados de insumos e subprodutos agrícolas na região, como no Macrozoneamento do Estado do Mato Grosso do Sul (1989) que apontou que a microrregião do Alto Taquari e

o município de São Gabriel D'Oeste/MS como áreas de elevado consumo de agrotóxico. Dores e Calheiros (2008) analisaram a concentração de agrotóxicos como Piretróide (λ -cialotrina), Dieldrin e p,p' DDE e o p,p' DDT no Rio Miranda, sendo que os três últimos pesticidas citados foram detectados valores acima da legislação vigente. Já Calheiros; Ferracini e Queiroz (2010) analisaram a concentração de agrotóxicos nos principais rios formadores do sistema BAP/Pantanal, e detectaram apenas a contaminação das águas pelo herbicida Atrazina em concentrações abaixo dos padrões estipulados pela legislação, principalmente nos rios Coxim, Taquari, Negro e Miranda. Possavatz *et al.*, (2014), analisou os resíduos de pesticidas em sedimento de fundo de rio na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, detectando pesticidas como *clorpirifós*, *endossulfam (sulfato)*, *λ -cialotrina*, *malationa*, *metolacoloro* e *permetrina* em baixas concentrações, entretanto, analisaram que alguns sedimentos já se encontravam em áreas do Pantanal, evidenciando que a bacia tem alto potencial de transporte de pesticidas para o ambiente aquático. Rezende-Filho *et al.*, (2015), detectou o aumento do SO_4^{2-} ao longo da bacia de São Lourenço até a confluência com o rio Cuiabá, verificando que este aumento provavelmente é de origem agrícola, devendo ser monitorada ao longo dos anos. Contudo, por mais que em alguns valores encontrados pela literatura ainda estejam abaixo dos valores estipulados pela legislação, as contaminações a longo prazo podem ser sub-letais e influenciar na qualidade das águas e na biota aquática do sistema BAP/Pantanal.

Após sua aplicação, seu principal destino é o solo, podendo passar por vários processos que podem levar ao transporte para fora do seu local de aplicação, alcançando áreas não-alvo, como os cursos de água. Na região da BAP, cuja velocidade da água é reduzida devido ao baixo declive do terreno o transporte dos sedimentos pode, eventualmente, ser contaminado por pesticidas e estabelecer-se para as terras baixas do Pantanal (DORES, 2016), com a atividade agrícola inadequada e o uso excessivo de produtos químicos podem levar uma deterioração progressiva dos ecossistemas terrestres e aquáticos (IDE *et al.*, 2012).

Nas áreas de planalto as aplicações de fertilizantes e agrotóxicos contribuem para a contaminação de nitrogênio e potássio nos recursos hídricos, sem contar que os estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul consomem grandes quantidades de fertilizantes e agrotóxicos, cuja a concentração de DDE e DDT já foram encontradas nos rios Cuiabá e São Lourenço, além de concentração por metais pesados no rio Aquidauana (MMA, 2006), na região da bacia do rio Miranda, como exemplo, os defensivos agrícolas Abamectina, Acefato e Glifosato são os mais utilizados (MATO GROSSO DO SUL,

2015) além de concentrações de Fósforo nas regiões de do rio Miranda, Negro e Correntes originários de cargas difusas de origem agropecuária das áreas agrícolas e rebanhos animais (ANA, 2018).

Zeilhofer *et al.*, (2016) notaram que as intensificações contínuas do uso da terra, como na agricultura, pecuária e urbanização, alteraram as condições originais da qualidade da água em termos de concentrações médias de nutrientes e sua periodicidade. Nas áreas mais altas, como o planalto, os fertilizantes minerais são introduzidos principalmente no início da estação chuvosa, quando a lixiviação e o transporte aumentam a variabilidade das concentrações de nutrientes, já no Pantanal os aumentos de concentração estão ligados ao transporte realizado pelo planalto, mas podem ser atribuídos principalmente aos efeitos da planície de inundação.

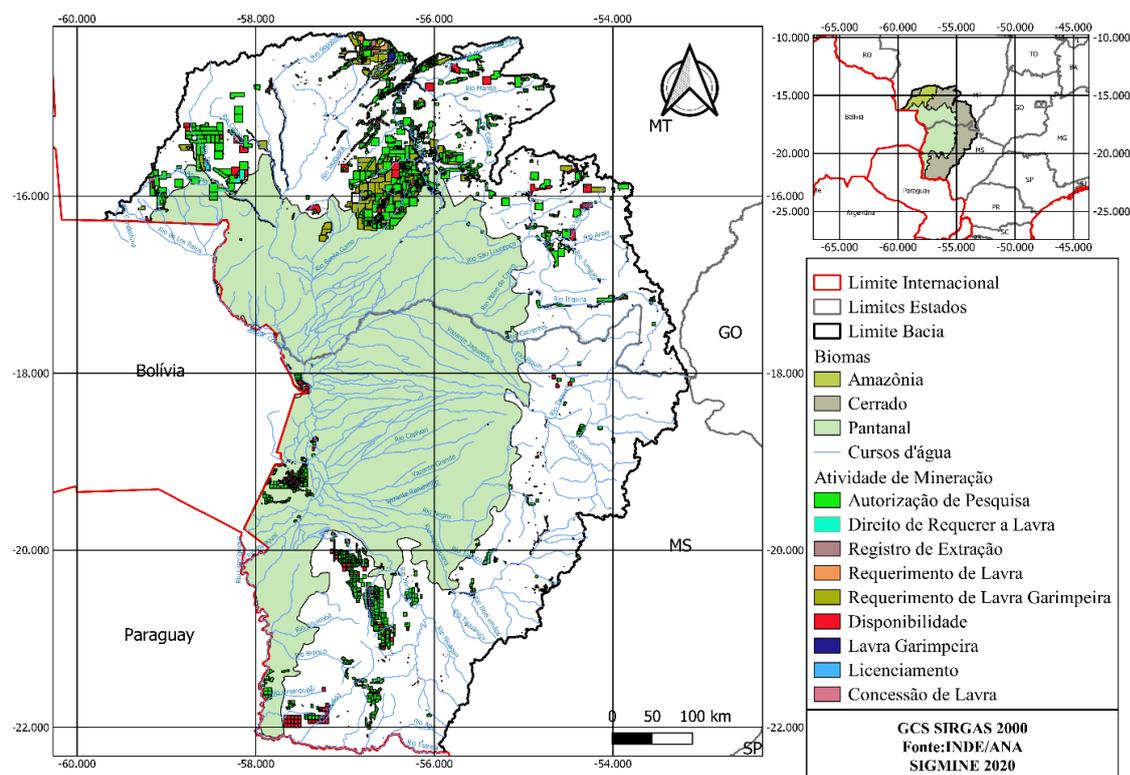
Além da contaminação por insumos agrícolas, as degradações da água na bacia resultam da poluição dos processos minerários, efluentes industriais e esgotos domésticos dos municípios pertencentes à bacia. Dentre estas atividades, a mineração é de suma importância para economia da região, ocorrendo principalmente às margens do Pantanal, onde a mineração não regulamentada de ouro, bem como a extração de minério de ferro, manganês e carbonato de cálcio influenciam na contaminação dos habitats do Pantanal (ALHO, 2005, 2011).

Segundo os dados Sistema de Informações Geográficas da Mineração (SIGMINE-2020), havia uma alta concentração de empreendimentos minerários na região da bacia que está em fase de planejamento ou operação até o ano de 2020, existindo cerca de 1.661 processos em fase de autorização de pesquisa, 655 em fase requerimento de lavra garimpeira e 564 de lavra garimpeira, além de mais de 1.169 processos que estão em fase de direito de requerer lavra, registro de extração, requerimento de lavra, disponibilidade, licenciamento e concessão de lavra ¹⁴ para extração de minério de ouro

¹⁴ A atividade de mineração abrange etapas a partir da autorização de pesquisa, concessão de lavra, registro de licença, registro de extração. Cabe o proponente verificar qual de regime se enquadra, tendo em vista que existem diferentes tipos de regimes de aproveitamento dos recursos minerais, conforme o grau de dificuldade do aproveitamento, a variedade de substâncias minerais, o destino da produção obtida, além de aspectos de caráter social (e.g. (i) regime de autorização e concessão: previsto para aproveitamentos de todas as substâncias minerais; (ii) regime de licenciamento: previsto para aproveitamentos de substâncias de emprego imediato na construção civil, argila vermelha e calcário para corretivo de solos; (iii) regime de permissão de lavra garimpeira: aproveitamento de lavras garimpáveis com área máxima de 50 ha; (iv) regime de extração: aplicado restritamente para aproveitamento de substâncias de emprego imediato na

e ferro, mármore, basalto, calcário, argila dentre outros. É importante ressaltar que as minas de ferro e manganês de Corumbá (MS) estão entre as maiores da região, além de grandes e valiosos depósitos de minério de ferro localizados cordilheira de Urucum são explorados atualmente (TOMAS *et al.*, 2019), Figura 22.

Figura 22. Empreendimentos minerários na BAP ano 2020.



Segundo os dados do Plano Estadual de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Paraguai (2018), estimou-se que cerca de 35% da demanda hídrica correspondente da mineração é abastecida por mananciais superficiais e 65% por mananciais subterrâneos, onde 91% das demandas de mineração na bacia concentram-se no estado de Mato Grosso do Sul na unidade de planejamento e gestão (UPG) do Taquari que está localizado o polo minerosiderúrgico de Corumbá e Ladário, na região do norte

construção civil para uso exclusivo em obras públicas, sendo concedido a órgãos da administração pública direta ou autárquica da União, aos Estados e Municípios ou ao Distrito Federal. Assim, após a aprovação do relatório de pesquisa, o proponente irá requerer o tipo de regime que se enquadra para outorga de uso dos recursos minerários fiscalizados pela Agência Nacional de Mineração (ANM), Disponível em: https://www.dnpm-pe.gov.br/Legisla/Guia/Guia_6.htm.

da bacia, encontra-se a demanda hídrica no município de Nobres, inserido na UPG P-4 Alto Rio Cuiabá.

O processo de mineração é responsável pela degradação ambiental na região da bacia do Paraguai/Diamantino, causando alterações na qualidade da água, incluindo riscos de contaminação de mananciais utilizados para abastecimento humano e a erosão e assoreamento dos cursos d'água, além de efeitos da poeira sobre a flora (ALHO, 2011; ANA, 2018). Estima-se a partir do mapeamento de uso e ocupação do solo do Instituto SOS Pantanal *et al.*, (2015), no ano de 2014, as áreas degradadas por mineração na BAP totalizaram cerca de 7.300 hectares, deste modo, a degradação ambiental pela mineração pode gerar problemas como a degradação das áreas ribeirinhas devido a mudança do curso natural do rio pela exploração dos minérios (TUCCI, 1999).

Não obstante, cabe destacar que em diferentes níveis tróficos do Pantanal já foram encontradas altas concentrações de mercúrio (ALHO; VIEIRA, 1997), além de arsênio dissolvido nas águas alcalinas da Nhecolândia, que pode ser oriundo de atividades de minerárias, industriais e agrícolas (RICHTER *et al.*, 2019), cujo os municípios de Poxoréo-MT, Poconé-MT e Corumbá-MS apresentam os maiores passivos ambientais da região (ANA, 2018). Sendo que a partir da década de 80, a expansão da mineração de ouro nas planícies próximas à cidade de Poconé liberou altas quantidades de mercúrio, influenciando na degradação do habitat e na poluição das águas, mas os depósitos superficiais de ouro estão esgotados e as atividades de mineração caíram acentuadamente nos últimos anos (JUNK; CUNHA, 2005).

Entretanto, altos níveis de mercúrio já foram detectados nos rios pertencentes à BAP, sendo que o Pantanal é extremamente vulnerável à entrada e acúmulo de contaminantes, prejudicando principalmente a fauna local, pois os contaminantes se acumulam em peixes e outros animais da cadeia alimentar, como já verificado em onças-pintadas e jacarés da região (CALLIL; JUNK, 1999; MAY JUNIOR *et al.*, 2018; QUINTELA *et al.*, 2020).

Além da contaminação das águas da bacia por compostos químicos oriundos da mineração, a Embrapa Pantanal (CALHEIROS; OLIVEIRA, 2006) realizou um estudo em 2004 para identificar poluentes químicos nos principais tributários do rio Paraguai, identificando a entrada de nutrientes, como nitrogênio e fósforo que podem ser oriundos de atividades agrícolas como também pela contaminação de esgotos sanitários, ou seja, o Pantanal está sendo contaminado contínua e gradativamente, cuja a contaminação por

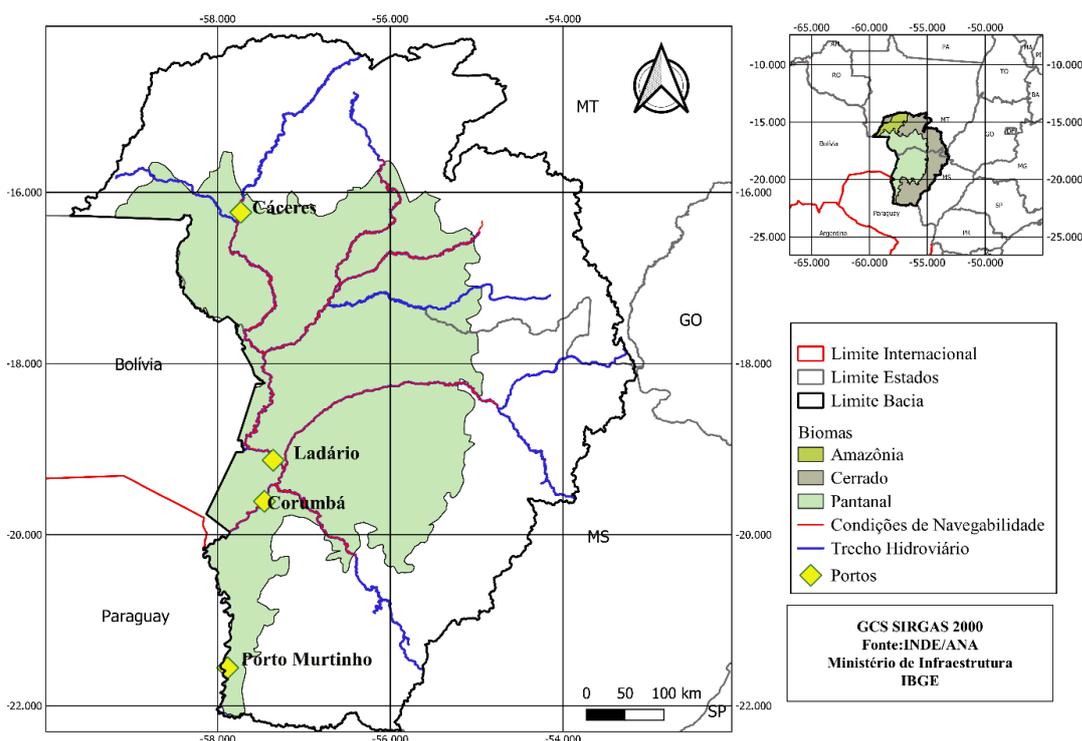
metais pesados e compostos químicos pode comprometer a biodiversidade aquática e a produção pesqueira, devido a toxicidade destes compostos (ANA, 2015).

Outro fato importante a ser discutido em relação aos impactos ambientais na qualidade e quantidade das águas na bacia, são os projetos de navegação industrial, tendo em vista que os projetos hidroviários podem comprometer a qualidade das águas ou o regime hidráulico (FOGLIATTI; FILIPPO; GOUDARD, 2004).

A navegação na BAP acontece ao longo da Hidrovia do Paraguai, sendo parte integrante da Hidrovia Paraguai-Paraná, ligando cinco países da América do Sul, como Argentina, Bolívia, Brasil, Paraguai e Uruguai. O trecho brasileiro divide-se em dois tramos: o tramo Norte, entre Cáceres/MT e Corumbá/MS, e o Tramo Sul, entre Corumbá/MS e a fronteira com o Paraguai, na foz do rio Apa (ANA, 2018). Os trechos de Cáceres (MT) e Corumbá (MS), possui restrições de calado e necessidades de dragagens anuais e de Corumbá à foz do Rio Apa há condições adequadas de navegação comercial durante cerca de 70% do ano; já o Rio Cuiabá é navegável desde sua foz no Rio Paraguai até a cidade de Porto Jofre (MT), e deste ponto até Cuiabá, o rio perde navegabilidade, devido a processos de assoreamento, decorrentes de urbanização e garimpos irregulares, que provocam a destruição das matas ciliares (ANA, 2015) tendo como principais portos na região de Cáceres, Porto Murtinho, Corumbá e Ladário¹⁵, Figura 23.

¹⁵ Ministério de Infraestrutura Transporte Hidroviário e de Portos. Disponível em: <http://transportes.gov.br/bit/63-bit/5124-bitpublic.html#maphidro>

Figura 23. Localização dos trechos hidroviários e portos na BAP ano de 2020.



Fonte: Elaboração própria.

A hidrovía Paraguai-Paraná foi viabilizada pela obra prioritária no PAC 2 para o transporte embarcações de grande porte, no entanto, em condições naturais o rio Paraguai é navegável por este tipo de embarcação apenas no período das cheias. Assegurar a navegabilidade anual da hidrovía pressupõe na realização de obras nos canais e regularização das vazões, gerando impactos ambientais especialmente na região localizada o tramo Norte (IRIGARAY *et al.*, 2017).

A hidrovía possui grande importância econômica na integração do Mercado Comum do Sul (MERCOSUL) com a região centro-oeste brasileira, pois ela permite a ligação fluvial entre os estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul com países da Bacia do Prata, sendo uma das únicas hidrovias brasileiras que tem acesso direto ao mar. A potencialidade da hidrovía na integração em âmbito nacional é elevada, cuja as principais cargas do trecho brasileiro são minério de ferro e de manganês, soja, farelos e outros produtos agrícolas produzidos em Mato Grosso e, no Mato Grosso do Sul o transporte de combustível, fazendo com que o trecho Corumbá-Cáceres seja de suma importância (MMA, 2006; ANTAQ, 2013).

As bacias dos rios Cuiabá, Paraguai, Taquari, Negro e Miranda formam o sistema hidroviário Paraguai que está inserido nos limites do Pantanal (DNIT, 2018), no

qual vários pontos da bacia estão sendo dragados e derrocados para possibilitar o funcionamento e manutenção correta do transporte fluvial ao longo da hidrovía Paraguai-Paraná (ASSINE; SILVA, 2009).

O processo de dragagem associado ao aumento do fluxo do rio, erosão e o transporte fluvial de materiais perigosos, como produtos de mineração e combustível, influenciam diretamente a quantidade e qualidade das águas e no ecossistema da planície (HAMILTON, 1999; GOTTGENS *et al.*, 2001), gerando impactos associados deterioração da qualidade da água, alterações nos padrões das cadeias tróficas, perdas de diversidade e produtividade de peixes e alterações na abundância e mobilidade da vegetação flutuante, além do aumento da pressão sobre os recursos naturais (BORGES; CHAUDHRY; FERREIRA FILHO, 2000).

O Pantanal possui um papel importante na navegabilidade da Hidrovía Paraná-Paraguai, exercendo a função de “esponja de água” devido seus picos de estiagem e cheias, que possibilitam a redução da estação da seca ao longo do sistema fluvial e previne inundaoes catastróficas no médio e baixo Paraná (ZUGAIB, 2007).

Dentre os grandes projetos de infraestrutura destinados para a bacia, o melhoramento do processo hidroviário torna-se uma das grandes preocupaoes da região, apesar de ser considerado importante no ponto de vista geopolítico e geoeconmico, causar intervenoes extensivas como retificação do canal, dragagem, derrocamento e remoção de rochas, no qual foram planejados criar mais de 3.400 km de trechos navegáveis pelo rio Paraguai, capaz de acomodar grandes embarcaoes e comboios de barcaças, cuja maioria dessas intervenoes irreversíveis ocorrerá ao longo dos 1.270 km de rios que atravessam o Pantanal (TOMAS *et al.*, 2019).

Apesar do desenvolvimento econômico que o melhoramento e expansão hidroviária traria para exportação de soja para os mercados mundiais, os impactos socioambientais seriam irreversíveis para os pantaneiros nas zonas baixas a jusante da bacia, assim, a população da bacia do Alto Paraguai está dividida em relação a conveniência do projeto com a maioria se opondo por questoes ambientais (SCHULZ; MARTIN-ORTEGA; GLENK, 2018; SCHULZ *et al.*, 2019). Sem contar com a nova rota de exportação entre a hidrovía Paraguai e rodovia Biocenica (Brasil-Chile) através do município de Porto Murtinho, executando novos terminais portuários para abrir caminho aos portos do Chile via rodovia/hidrovía (MATO GROSSO DO SUL, 2019).

8.3 Construção da linha de base ambiental

A condição atual da BAP foi analisada por uma série de indicadores que individualmente descrevem seu o *status*, e como os impactos estão conectados e influenciam em sua conservação, Quadro 7. Tais indicadores foram estabelecidos a partir das relações entre os elementos de *pressão* que atuam sobre os componentes ambientais na bacia, os elementos que definem o *estado* do ambiente na BAP, e indicadores da *resposta* oferecida à interação entre os anteriores, notadamente na forma de *impactos ambientais*.

Quadro 7. Indicadores da BAP (continua).

Indicadores de Pressão	Indicadores de Estado	Indicadores de Resposta
<p>Tema: Uso e ocupação do solo</p>	<p>Presença de processos erosivos associados ao solo com alto potencial erosivo. Além do alto poder de sedimentação.</p> <p>Extensas áreas de vegetação natural, foram substituídas por pastagem principalmente nas regiões de Planalto.</p> <p>Assoreamento de rios e áreas úmidas.</p> <p>Diminuição e fragmentação de habitats</p> <p>Diminuição da diversidade biológica Cerrado/Pantanal;</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Sedimentação na BAP, principalmente na Bacia do Taquari. • Mudança no habitat natural que afetam a fauna e flora; • Perda da conectividade ecológica; • Aumento dos focos de incêndios na bacia; • Mudanças climáticas.
<p>Tema: Mudanças climáticas</p>	<p>Diminuição dos volumes de chuva;</p> <p>Degradação do Cerrado e Amazônia;</p> <p>Desertificação do solo;</p> <p>Eventos interanuais extremos de enchentes e secas.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Aumento dos focos de incêndios na bacia; • Desmatamento; • Implantação de empreendimentos hidrelétricos; • Perda da biodiversidade local.

Quadro 7. Indicadores da BAP (conclusão).

Indicadores de Pressão	Indicadores de Estado	Indicadores de Resposta
Tema: Qualidade e quantidades das águas	Extensas áreas de vegetação natural no Planalto foram substituídas por pastagem e agricultura. Áreas de mineração nas regiões de planalto; Traços de pesticidas de plantações de soja nos rios pertencente a BAP. Diminuição do fluxo natural da água dos rios; Perturbação na reprodução de peixes na região da BAP	<ul style="list-style-type: none"> • Contaminação do ambiente por metais pesados afetando animais de topo de cadeia; • Contaminação das águas e terras por pesticidas e fertilizantes; • Alteração e impacto no pulso de inundação através de PCHs;

Fonte: Elaboração própria.

I. Indicador uso e ocupação do solo

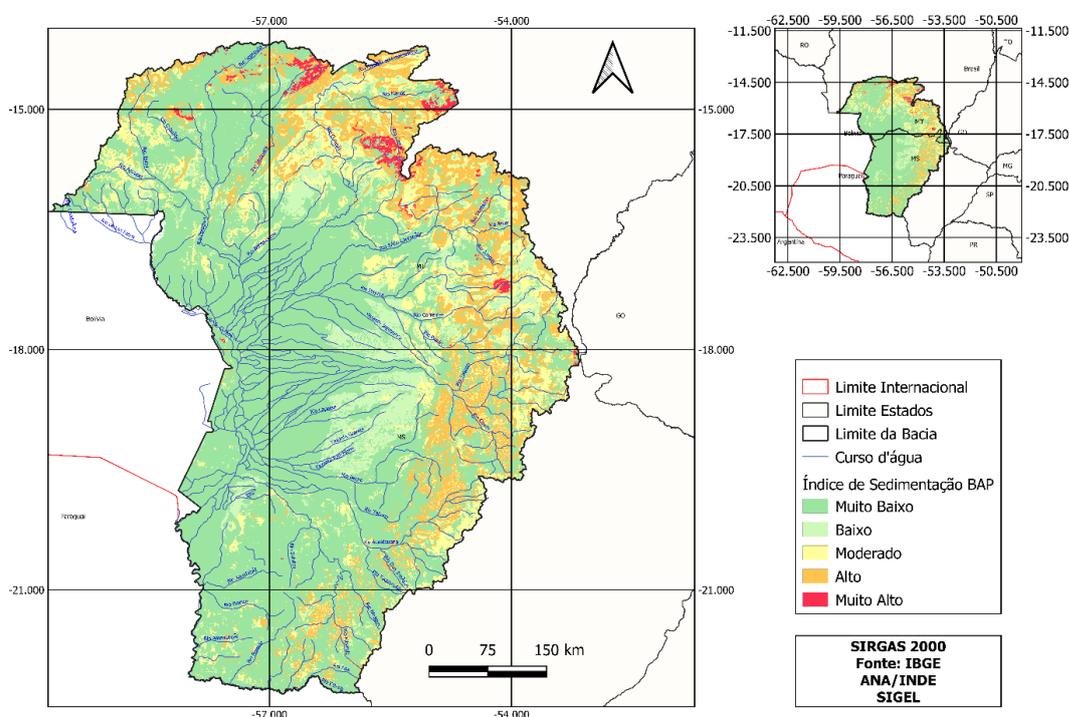
As mudanças no uso do solo têm gerado impactos constantes sobre os processos hidrológicos, afetando os balanços de energia, água e o pulso de inundação no Pantanal brasileiro (HARRIS *et al.*, 2005; GOULDEN; LITVAK; MILLER, 2007). Dessa forma, Miranda *et al.*, (2018) destacam que já há transformações da vegetação densa para áreas de pastagem cultivada, além de alterações no ambiente natural do Pantanal, sendo que no ano de 2017, foram encontrados 392.145,71 hectares de reserva legal com uso do solo em atividades antrópicas, predominantemente nas regiões hidrográficas do Alto Paraguai e Alto Paraguai Superior, assim como nas bordas da planície pantaneira, apresentando também altos índices de desmatamento em algumas unidades de conservação situadas na região de planalto (MMA *et al.*, 2008; WWF, *et al.*, 2017; ANA, 2018).

O Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Paraguai (2018) que destaca que o desmatamento no planalto é apontado como uma das principais causas da poluição dos rios do Pantanal, sendo que as alterações no uso da terra, principalmente para a implantação de atividades agropecuárias e aumento de pastagens são os fatores predominantes deste problema. Assim, sem a gestão adequada do desmatamento fica difícil uma política eficaz de proteção das atividades econômicas e do ambiente pantaneiro, tendo em vista que a água é o recurso mais importante deste bioma, sem sua

conservação, o crescimento econômico estará impossibilitado, pois depende do controle do desmatamento e da recomposição das áreas degradadas nas regiões que formam os rios (KLABIN; DIAS, 2018).

Apesar de boa parte do processo de sedimentação ocorra de maneira natural, atividades ligadas ao uso e ocupação do solo e o ao seu perfil de manejo interferem no aproveitamento quantitativo e qualitativo dos cursos d'água, conduzindo ao seu assoreamento. A partir dos dados de sedimentação da ANEEL (2021) permitiu identificar as áreas com maior potencial de produção de sedimentos (Figura 24).

Figura 24. Índice de sedimentação na BAP



Fonte: Elaboração própria.

A partir da Figura 24, pode-se observar que a região de planalto é considerada a que contém o maior potencial de erosão, destacando as regiões do alto São Lourenço e alto e médio Taquari como extremamente críticas, com os maiores valores de produção de sedimento na BAP, na ordem de 4,2 a 10,9 milhões de toneladas por ano, respectivamente (ANA, 2018).

A Embrapa (2003) considera que a bacia do Alto Taquari é uma das regiões com maiores potenciais erosivos e de transporte de sedimentos da BAP, abrangendo uma área de aproximadamente 65.023 km² dentro da bacia do Alto Paraguai, sendo subdividida em

três compartimentos denominados Alto, Médio e Baixo Taquari que se comportam de acordo como o rio se apresenta ao longo do percurso em direção ao Rio Paraguai (GALDINO; VIEIRA; PELLEGRIN, 2005). Cabe ressaltar que além da região de planalto, o Baixo Taquari corresponde a uma grande porção da planície pantaneira, que vem sendo gravemente assoreada e revela-se como um dos maiores impactos ambientais e socioeconômicos do Pantanal (ANA; GEF; PNUMA; OEA, 2004).

Assim sendo, é importante destacar que os solos e a topografia da região estão sujeitos à erosão, possuindo uma área de terras altas e uma planície plana com encostas rasas, as águas fluem do planalto em direção à planície, onde milhões de toneladas de sedimentos são depositados naturalmente nas áreas baixas, formando um dos maiores leques aluviais do mundo, o mega leque Taquari cobrindo cerca de 50.000 km² (GALDINO; VIEIRA; PELLEGRIN, 2005).

A bacia do Rio Taquari indica fortes processos erosivos, que vão desde erosão laminar a enormes erosões de ravina que formam cânions. As formações destes processos erosivos são derivadas de processos naturais, assim como o uso desordenado do solo que tem provocado o aumento da sua magnitude (CALHEIROS, OLIVEIRA; PADOVANI, 2012).

Dessa forma, o PCBAP (1997) estimou para a bacia em torno de 315,6 ton/ha x ano a perda de solo potencial média na região, que de acordo com a FAO, PNUMA, UNESCO (1980) perdas de solo superiores a 200 t ha⁻¹ ano⁻¹ são consideradas muito altas. O valor médio da perda de solo potencial no Alto Taquari, estimado em 555,6 toneladas por hectare por ano, é considerado alto (> 200 t ha⁻¹ ano⁻¹). grau de erosão ligeiro (< 10 t ha⁻¹ ano⁻¹) ocorre em apenas 0,3% da BAT. Em 31,3% da Bacia, o grau de erosão é moderado (10 a 50 t ha⁻¹ ano⁻¹), em 24,1% é alto (50 à 200 t ha⁻¹ ano⁻¹) e em 44,3% é muito alto (> 200 t ha⁻¹ ano⁻¹) (ANA; GEF; PNUMA; OEA, 2004), levando em consideração que as condições solos são carecidas de cobertura vegetal e com poucas práticas conservacionistas (GALDINO *et al.*, 2004).

O rio Taquari é uma das redes de drenagem mais importantes dentro da bacia do Rio Taquari, que nasce a 900 metros de altitude e percorre 300 km do planalto da Bacia Sedimentar do Paraná, até chegar à entrada da planície do Pantanal, em Coxim, que apresenta altitude próxima de 200 metros. Durante este processo quando percorre a planície do Pantanal, da ordem de 10 vezes, provoca um "efeito de decantação" no material transportado, possuindo em média o ingresso da ordem de 3.8 milhões de toneladas/ano de sedimentos, transportados pelo Rio Taquari, na sua entrada na planície

do Pantanal e valores insignificantes na sua foz, junto ao Rio Paraguai (CREPANI; SANTOS, 1995). Como exemplo, entre os anos de 1977/1982 a descarga sólida total do rio Taquari, em Coxim era de 20.224 t dia⁻¹ e após 12 anos, entre 1994/1995 o PCBAP estimou essa descarga em 29.243 t dia⁻¹ possuindo um aumento de 44,6% de sedimentos entre os dois períodos citados.

Cabe destacar que a sedimentação é um fator de risco para os corpos hídricos, cujo assoreamento pode causar problemas de navegação, enchentes, danificar o leito dos rios e aumentar a carga de detritos orgânicos nas águas, aumentando processo de decomposição (OLIVEIRA; QUEIROZ, 2019), como exemplo a diminuição de 90% da população de peixes no rio Taquari, decorrentes as condições ambientais e os impactos que acontecem na região (JONGMAN; PADOVANI, 2006; MAKASKE *et al.*, 2012).

Neste sentido, pode-se considerar que a sedimentação dos canais fluviais é um dos impactos mais graves resultantes das atividades agropecuárias não sustentáveis fora do Pantanal (TOMAS *et al.*, 2019), onde qualquer alteração no pulso de inundação a longo prazo resultará em mudanças ecológicas que irão afetar diretamente a área da bacia, bem como a vida da população local (JUNK; CUNHA, 2005).

II. Indicador mudanças climáticas

As mudanças climáticas são um grande problema para a humanidade, pois, podem alterar drasticamente o cenário climático atual, afetando vários biomas, inclusive o Pantanal (DE OLIVEIRA APARECIDO *et al.*, 2021). O Pantanal por ser considerado uma das maiores planícies alagáveis do mundo, várias regiões da BAP/Pantanal ficam submersos de 4 a 8 meses cada ano por uma lâmina d'água a partir de 2 cm que é alimentada por grandes rios formadores nas áreas de planalto na bacia, funcionando como um grande reservatório que causa a defasagem de até 5 meses entre as entradas e saídas de água (MARENGO; ALVES; TORRES, 2016; MARENGO; OLIVEIRA; ALVES, 2016), apesar disso, as mudanças climáticas estão levando à mudanças hídricas na região.

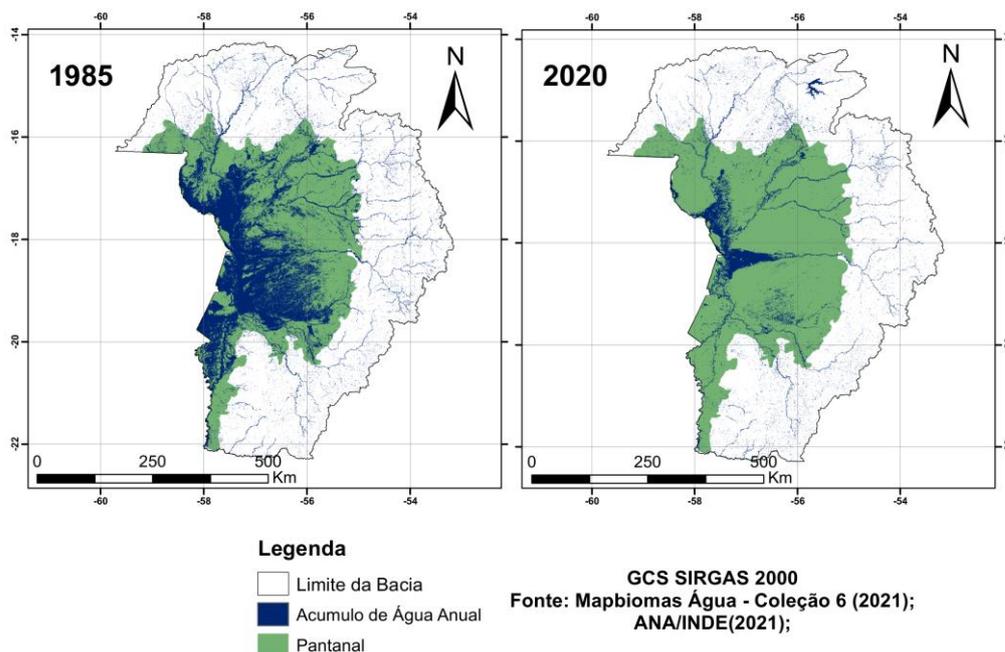
O clima atual da BAP é caracterizado por um padrão de sazonalidade marcante, onde durante a estação seca, de maio a outubro, não são incomuns períodos de seca de mais de cem dias sem chuva e a maior parte da estação chuvosa ocorre entre janeiro, fevereiro e março, quando as chuvas fortes são frequentes (IORIS; IRIGARAY; GIRARD, 2014). A precipitação média anual do Pantanal é de 1.400 mm, variando entre 800 e 1.600 mm, sendo que em alguns anos, pode chegar a 2.000 mm (NORONHA MARCUZZO; ROCHA; MELO, 2011; MARENGO *et al.*, 2021; MARENGO; ALVES;

TORRES, 2016), onde a mudança no clima da região já é discutida por pesquisadores desde a década de 1970.

Marengo *et al* (2021) desenvolveram uma análise temporal sobre o regime hidrológico da BAP, através dos níveis do rio Ladário, com um nível médio anual de 273 cm (1900-2020), variando de 145 cm em novembro a 405 cm em junho. Os autores registraram que sob os níveis de máximo absoluto diário, os cinco eventos com níveis acima de 600 cm foram registrados em abril de 1988 (664 cm), maio de 1905 (662 cm), abril de 1995 (656 cm), abril de 1982 (652 cm) e abril de 1913 (639 cm), além de reportarem que nos anos de 2011, 2014 e 2018 foi decretado estado de emergência em Corumbá devido às enchentes. Já os níveis mais baixos foram detectados em setembro de 1964 (-61 cm), setembro de 1971 (-57 cm), outubro de 1967 (-53 cm), setembro de 1969 (-53 cm) e outubro 1910 (-48 cm), sendo que os anos que obtiveram valores inferiores 1962 a 1973, todos os 12 anos tinham níveis de 100 cm e abaixo. Contudo, desde 2019 há uma seca prolongada, cujo valor de nível mínimo mais recente foi de -32 cm em outubro de 2020, considerado o nível mais baixo em 49 anos.

Segundo os dados da Marinha do Brasil (2022) houve uma queda no nível de água do rio Paraguai em Ladário entre os anos de 2020 com 203 cm e 2021 com 150 cm (405 cm média) no mês de junho, mês que costuma marcar o pico do rio (MARENGO *et al.*, 2021). Além disso, dados do Mapbiomas (2021) indicam que a região da BAP, principalmente os campos alagados do Pantanal diminuíram drasticamente nos últimos anos, com uma redução de 1.3 Mha de superfície de água entre 1989 a 2020, cuja a primeira grande cheia (1988/1989) era considerado 5,8 Mha de área alagada (água e campo alagado) a última grande cheia em 2018 obteve uma área alagada de 4,1 Mha tendo 29% de área alagada no Pantanal, Figura 25.

Figura 25. Análise temporal do campo alagado no Pantanal.



Fonte: Elaboração própria.

Já Lázaro *et al.* (2020), notaram que na região localizada no Pantanal Norte o número de eventos de precipitação aumentou razoavelmente nos últimos 42 anos, bem como a perda de massa de água na paisagem ao longo dos últimos 10 anos especificamente na época da seca, possuindo hoje 13% mais dias sem chuva do que na década de 60, e uma massa d'água 16% menor durante o período de seca considerando os últimos 10 anos.

Por estar conectado a grandes bacias hidrográficas, as áreas úmidas como o Pantanal tem uma maior resiliência às mudanças hidrológicas, mas, com o aumento de eventos extremos de cheias e secas induzirão variações na ocorrência, estrutura, padrão, processo e função das zonas úmidas, modificando a temperatura, hidrologia, ciclos biogeoquímicos, evapotranspiração e mudança na distribuição das espécies, alterando as estruturas das comunidades e as interações das mesmas (JUNK *et al.*, 2013).

Como exemplo, na BAP/Pantanal plantas e animais silvestres são afetados pela mortalidade de árvores na mata ciliar após enchentes extremas, com consequente modificação do habitat destes animais. Ademais, atividades humanas também são prejudicadas, uma vez que a pecuária e o ecoturismo são economicamente importantes na região, e quando ocorrem estações com inundações ou secas incomuns, áreas com assentamentos humanos são impactados (ALHO; SILVA, 2012).

III. Indicador qualidade e quantidade das águas

A BAP abriga um dos maiores *hotspots* de biodiversidade do planeta, o Pantanal, e a qualidade e quantidade da água são itens importantes para sua manutenção. No entanto, estes aspectos estão sob a ameaça crescente a partir dos efeitos de contaminantes derivados de atividades antrópicas, como mineração, pecuária e agricultura, além de empreendimentos hidrelétricos que colocam em risco a biota e os ecossistemas (MAGALHÃES *et al.*, 2016; QUINTELA *et al.*, 2020).

As contaminações dos mananciais da bacia são principalmente por elementos como Pb e Cr presentes no curso superior da bacia e transportados para o trecho inferior e, assim, acabam afetando todo o curso do rio, causando consequências negativas para a vida aquática e terrestre (RIVEROS *et al.*, 2021). Dessa forma, atividades de mineração têm criado grandes problemas ambientais, incluindo contaminação de água e solo com mercúrio, sedimentação de rios e mudanças nas margens de rios e lagos (CAVALCANTI *et al.*, 2012).

Há muito tempo a literatura vem reportando os impactos ambientais significativos gerado pelo mercúrio em uma variedade de ecossistemas, inclusive em áreas úmidas como o Pantanal brasileiro (HYLANDER *et al.*, 1994, 2000a, b; CALLIL; JUNK 2001; LACERDA; FITZGERALD 2001; LEADY; GOTTGENS 2001; FONSECA; MALM; WALDEMARIN, 2005; VIEIRA *et al.*, 2011; ALHO; SABINO 2012; LÁZARO *et al.*, 2015; SORESINI *et al.*, 2020), sendo determinado em espécies de moluscos (VIEIRA; ALHO; FERREIRA, 1995), peixes (ALHO; VIEIRA, 1997 ; HYLANDER *et al.*, 2000b; KUNO, 2003), aves (ALHO; VIEIRA, 1997), jacaré -*Caiman yacare* - (VIEIRA *et al.*, 2011), ariranha - *Pteronura brasiliensis* - (FONSECA; MALM; WALDEMARIN, 2005) e a onça pintada - *Panthera onca* - (MAY-JÚNIOR *et al.*, 2018), este último apresentou a maior concentração de mercúrio do mundo já encontrada em um indivíduo da vida selvagem (MAY-JÚNIOR *et al.*, 2018).

Dentre os animais topo de cadeia analisados estão a onça-pintada, que ocupa apenas 47% do seu território do Pantanal, possuindo uma população estimada em menos de 1.000 indivíduos que se encontra vulnerável ao risco de extinção nesta região (MORATO *et al.*, 2013). Ainda assim, é importante ressaltar que a onça-pintada é reconhecida como uma espécie sentinela, que possui funções vitais correlacionadas a fatores ambientais, úteis para detectar mudanças provocadas por atividades humanas,

permitindo avaliações da integridade do ecossistema (MAY-JÚNIOR *et al.*, 2014) e como predadores de ponta, este felino corre o risco de acumular altas concentrações de poluentes que são biomagnificados na cadeia alimentar (MAY-JÚNIOR *et al.*, 2018).

O Projeto Onçafari (2019)¹⁶, por exemplo, verificou que as onças monitoradas na região de Porto Jofre e Poconé apresentam 40 vezes mais a concentração de mercúrio no sangue do que as monitoradas no estado de Mato Grosso do Sul. Já MAY-JÚNIOR *et al.*, (2018) destacam que no Pantanal brasileiro, as onças podem possuir níveis mais elevados de bioacumulação e biomagnificação de mercúrio como resultado de extensas atividades de mineração de ouro, considerando principalmente as propriedades tóxicas deste elemento e seu uso generalizado nas áreas de mineração de ouro a montante na planície de inundação do Pantanal.

Os autores afirmam, ainda, que os níveis de mercúrio são significativamente mais elevados em onças que residem na região mais próxima às operações de mineração de ouro, em comparação com os indivíduos residentes no local mais distante desta influência. Outro fator que está prejudicando o habitat deste animal são as práticas de pecuária intensiva e os recentes incêndios florestais, levando em consideração que se os incêndios florestais se tornarem cada vez mais frequentes, isso representaria uma séria ameaça para as onças e muitas outras populações de animais selvagens (TORTATO *et al.*, 2021).

Além das onças, animais de topo de cadeia como os Jacarés (*Caiman yacare*) considerados como indicador biológico de contaminação ambiental por mercúrio, foram encontradas concentrações de elementos potencialmente tóxicos não essenciais, arsênio (As), chumbo (Pb) e cádmio (Cd) nas áreas de planalto e planície, possuindo altas concentrações em algumas regiões no Pantanal Norte (QUINTELA *et al.*, 2020). Já Vieira *et al.*, (2011) analisou a concentração de mercúrio (Hg) e metilmercúrio (CH₃Hg⁺) no músculo da cauda de *C. yacare* de áreas próximas aos locais amostrados no presente estudo no Pantanal norte e sul, e encontrou concentrações mais altas em amostras de Pantanal Norte (VIEIRA *et al.*, 2011)

Ainda, foram verificadas contaminações por Arsênio (As) na região da Nhecolândia, possuindo valores acima do esperado (3 mg/L), sendo que este elemento está principalmente na forma de arsenato e aumenta com o processo de evaporação

¹⁶ Informação fornecida pelo projeto OnçaFari durante o vídeo “No encalço das onças do Pantanal”, 2014. Disponível:< <https://www.youtube.com/watch?v=YxUwVOtyq0>> Acesso em 25 de dezembro de 2021.

estimado a partir das concentrações de íons sódio (RICHTER *et al.*, 2019). Barbiéro *et al.*, (2007), por exemplo, identificaram concentrações de Arsênio em águas subterrâneas a lagos alcalinos da Nhecolândia que variaram de 0,11 µg/l a 3,68 mg/l, um valor 368 vezes maior do que as diretrizes da Organização Mundial da Saúde (OMS) para água potável.

Ademais, peixes como Curimatá (*Prochilodus lineatus*), Piau-três-pintas (*Leporinus friderici*), Piranhas (*Serrasalmus* spp.), Bagres (*Pseudoplatystoma coruscans*), Pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*), Cachara (*Pseudoplatystoma fasciatum*), Piranha vermelha (*Pygocentrus nattereri* Kner, 1858) apresentaram concentrações de Cr, Ni, Pb, Hg muitas vezes maiores que o permitido pela Organização Mundial da Saúde (OMS) (BUCK *et al.*, 2019; DE ALMEIDA FERREIRA *et al.*, 2017; HYLANDER *et al.*, 2000; RIVEROS *et al.*, 2021). Dessa forma, se seu habitat continuar a ser perdido e as populações ficarem isoladas, as quantidades de metais pesados como o mercúrio podem, com o tempo, afetar a reprodução não só da onça-pintada, como de outros animais da região, além de afetar a população ribeirinha (MOWBRAY, 2017).

Outro aspecto considerado um grande problema para o gerenciamento das águas na bacia são os empreendimentos hidrelétricos, sobretudo o impacto de instalações individuais propostas na perda de rotas de migração de peixes e sua proximidade com as barreiras existentes (MEDINAS DE CAMPOS *et al.*, 2020). Os afluentes pertencentes a região de planalto são importantes para o desenvolvimento de fontes de nutrientes para o Pantanal, e com a instalação e operação dos empreendimentos hidrelétricos tem afetado a produtividade biológica das várzeas a jusante. Isto ocorre porque os rios carregam baixas concentrações de nutrientes e são, portanto, sensíveis à oligotrofização, ou são fontes gerais de nutrientes particularmente importantes que sustentam a produtividade do ecossistema em rios a jusante e planícies de inundação (OLIVEIRA *et al.*, 2020).

Segundo os estudos sobre os impactos da produção de energia *versus* qualidade da água realizados por Cruz *et al.* (2021), os autores constataram que as PCHs dos afluentes menores são favoráveis em relação às PCHs convencionais em termos de impactos na qualidade da água. Contudo, observou-se que a PCH São Lourenço, que cria um reservatório muito maior no manancial do rio São Lourenço com tempos de residência de 4 a 18 dias, no qual produziu alterações na qualidade da água que se assemelham às relatadas para reservatórios maiores, embora tenham sido mais modesta em magnitude, assim, através da análise dos custos ambientais por unidade de produção de energia sugere que as PCHs dos afluentes menores são escolhas favoráveis em relação à PCH São

Lourenço em termos de impacto ambiental direto no ecossistema fluvial, incluindo os custos materiais de sua construção.

Neste sentido, se todas as PCHs planejadas forem construídas em rios ricos em sedimentos, por exemplo, isso pode ser problemático para as instalações, bem como para os ecossistemas a jusante, pois mais da metade das instalações atuais retiveram sedimentos em suspensão, sendo que 14 das 29 instalações apresentaram retenção líquida de sedimentos suspensos. Assim, previsões de modelos dos impactos de futuras usinas hidrelétricas nas concentrações de sedimentos em suspensão e transporte mostram a retenção de uma grande fração (geralmente muito $> 20\%$) das entradas de sedimentos, onde futuramente reduziria o transporte de sedimentos em suspensão em cerca de 62% da taxa atual (CRUZ *et al.*, 2021).

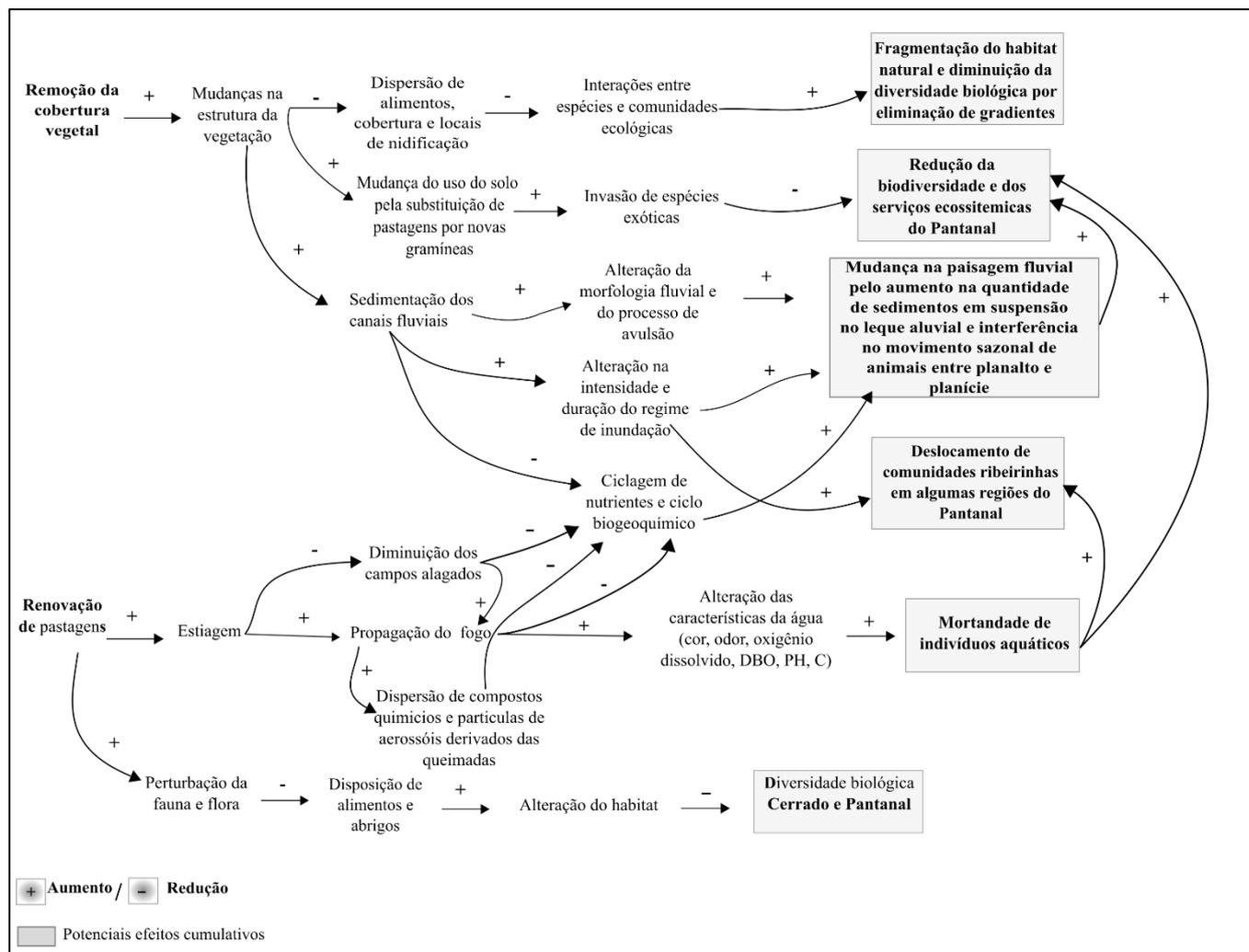
8.4 Discussão da rede causal sobre os efeitos cumulativos da BAP

Para o melhor entendimento da causalidade dos potenciais efeitos cumulativos sobre a área de estudo, elaborou-se diagramas de causalidade. A construção dos diagramas possibilitou a descrição dos impactos diretos e indiretos sobre seus receptores, além da discussão de cada impacto com base nos componentes ambientais levantados.

Os resultados dos diagramas discorrem da avaliação dos impactos ambientais e dos potenciais efeitos cumulativos resultantes das principais fontes de pressão existentes na bacia, apresentando os impactos diretos e as consequências destes efeitos, além de suas potenciais cumulatividades através de cada VEC, demonstrando as relações causais entre os VEC e os impactos identificados.

Assim, primeiramente foi realizado um diagrama de cada componente ambiental valorado e a descrição dos principais impactos encontrados. A Figura 26 apresenta o diagrama de causalidade entre o VEC *Biodiversidade*, podendo-se notar que os principais impactos destacados estão concomitantemente relacionados a atividade agropecuária na região, e conseqüentemente a partir desta ação derivam-se impactos como a remoção da cobertura vegetal e queimadas para renovação de pastagem.

Figura 26. Diagrama de causalidade do componente ambiental Biodiversidade



Fonte: Elaboração própria.

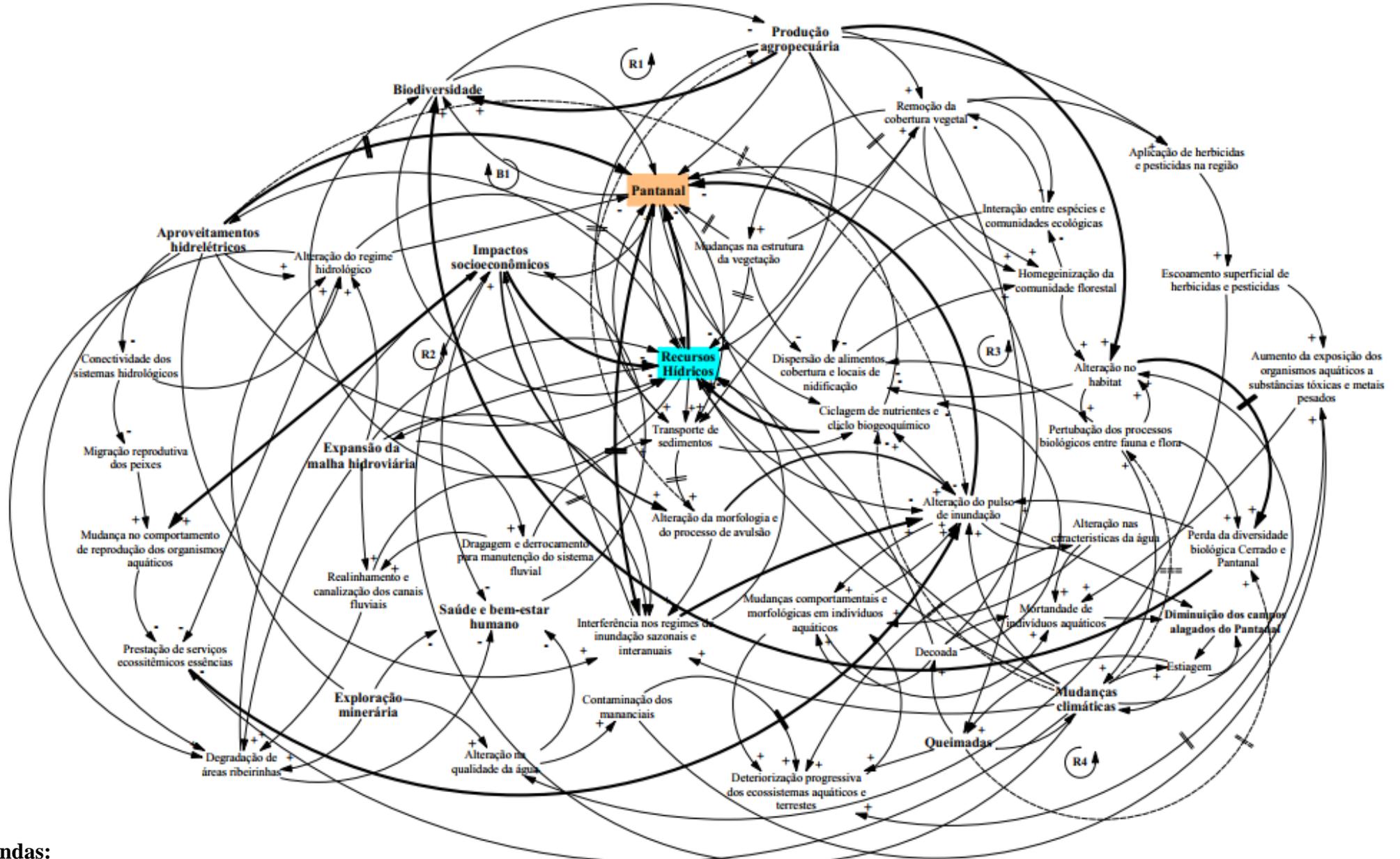
Cabe ressaltar que apesar de alguns fenômenos destacados no diagrama ocorrem de maneira natural, como o processo de avulsão, os mesmos estão sob forte pressão a partir das atividades realizadas na bacia, que acabam influenciando negativamente e criando vários impactos para biodiversidade local.

A partir do VEC *Disponibilidade de recursos hídricos* atividades relacionadas a qualidade e quantidade água foram selecionados como principais pressões para bacia (Figura 27). Desta maneira, uma das principais e mais importantes características da BAP/Pantanal é o fluxo dinâmico das águas e sua periodicidade sazonal (CALHEIROS; CASTRILLON; BAMPI, 2018), caso haja a alteração do regime hidrológico químico ou físico, afetam diretamente a produção, sucessão, função e valores dos sistemas ecológicos (ZHUANG *et al.*, 2011; SILVA *et al.*, 2015), levando em consideração que as populações

na hidrologia da bacia são aspectos importantes a serem observados (STEVAUX *et al.*, 2020).

A elaboração do diagrama de causalidade se deu pela descrição dos principais subsistemas: Biodiversidade, recursos hídricos, Pantanal, aproveitamentos hidrelétricos, exploração minerária, produção agropecuária, expansão da malha hidroviária que foram destacados em **negrito** assim como os principais ciclos de *feedback* relacionados aos subsistemas (Figura 28).

Figura 28. Diagrama causal das atividades e impactos da BAP.



Legendas:
 (+) aumento; (-) diminuição; (\\) atraso ou retardo; (⇒) destaque entre fatores importantes.
 Fonte: Elaboração própria.

A Figura 28 destaca que a variável *Biodiversidade* está ligada à variável *Produção agrícola* (e vice-versa) através do ciclo de reforço R1, demarcando uma relação de intensificação entre estas variáveis. Ainda que indiretamente, este ciclo também intensifica o potencial da variável *Pantanal*, que se reflete como o potencial das terras úmidas, e que, conseqüentemente, possui a capacidade de intensificar as variáveis *Biodiversidade* e *Recursos Hídricos*. Tais relações têm sido construídas ao longo deste trabalho, ressaltando-se, novamente, que a biodiversidade variada e conservada se reflete, também, em recursos hídricos mais preservados, considerando que o aumento da sedimentação nos canais fluviais gera impactos diretos decorrentes da remoção da cobertura vegetal da região derivados de atividades agropecuárias ou associados à outras pressões como a navegação (dragagem dos rios) e mineração (erosão e degradação de áreas ribeirinhas). Conforme explicado ao longo deste trabalho, estas atividades estão relacionadas, em maior ou menor grau, aos processos erosivos e ao aceleração de fenômenos naturais, como o processo de avulsão e afetando regiões ribeirinhas.

O loop de *feedback* de reforço R2 fornece outras informações relevantes sobre a relação entre os impactos socioeconômicos e a alteração do regime hidrológico, que têm impactos diretos aos recursos hídricos e ao Pantanal, onde os múltiplos usos da bacia acaba acarretando um aumento dos impactos na qualidade e quantidade do pescado e, conseqüentemente, na 'produção piscícola'. Assim sendo, esta variável está diretamente relacionada a uma das atividades produtivas mais relevantes da área e, portanto, tem uma influência direta na saúde e bem-estar humano, resultado na necessidade de conservação ambiental da região.

Além disso, nota-se que atividades como implantação dos aproveitamentos hidrelétricos previstos e o melhoramento/expansão do processo hidroviário, assim como o aumento da agropecuária influenciam diretamente na alteração na dinâmica e nas condições hidrológicas do Pantanal, principalmente na descarga de nutrientes e materiais em suspensão, estando diretamente ligado à alteração do ecossistema aquático que interferem em aspectos sociais e econômicos, como o turismo e pesca na região. Assim, com a análise das PPPs pode-se apontar a expansão e implantação dos projetos previstos, acarretaria inúmeros impactos na hidrologia da bacia, afetando contextos sociais, ambientais e econômicos.

Cabe ressaltar que o ciclo R3 aponta perturbações dos processos biológicos entre a fauna e flora, que inteiramente ligados a atividade de produção agropecuária, aparecendo impactos diretos a redução da diversidade biológica a partir da implantação e operação das diversas atividades encontradas na região, intervindo na redução diversidade de habitats como

as diversas composições de vegetação e de animais, afetando seus diferentes níveis tróficos. Já o ciclo de reforço B1 mostra as conexões entre a biodiversidade, recursos hídricos e Pantanal e como são importantes para manutenção de qualidade da bacia.

Além disso, o ciclo R4 reforça como as mudanças climáticas influenciam direta e indiretamente a bacia, desde o pulso de inundação, ciclagem de nutrientes e comportamento dos indivíduos aquáticos e terrestres, externalizando que todos os impactos/atividades citados no diagrama estão conectado(a)s, de forma que as mudanças climáticas são potencializadas pelo desmatamento causado principalmente pela produção agropecuária, que somados a implantação de empreendimentos como PCHs e expansão da malhas hidroviárias aumentam os cenários de seca extrema. A seca extrema cria um cenário para o aumento de incêndios na região, alterando o habitat e aumentando a perturbação entre os processos biológicos entre fauna e flora.

Neste sentido, pode-se observar que as atividades elencadas no diagrama têm o potencial de alterar o funcionamento ecológico do sistema BAP/ Pantanal, influenciando aspectos socioambientais e econômicos da região (MMA, 2006), mostrando que as transformações radicais na paisagem atingem diretamente as zonas de transição entre planalto de planície, fazendo com que o Pantanal seja altamente vulnerável (ENDTER-WADA; KETTENRING; SUTTON-GRIER, 2020).

A compreensão da dinâmica e funcionalidade do processo ecológico da BAP constitui uma parte cada vez mais central do planejamento e conservação de sistemas complexos como o Pantanal (LOURIVAL *et al.*, 2011). Sempre levando em consideração que o pulso de inundação no Pantanal é importante para: (i) produtividade primária e ciclagem de nutrientes, (ii) biodiversidade de aves e peixes assim como a estrutura da comunidade da flora e, (iii) atividades econômicas como pecuária, agricultura e navegação fluvial (MCGLUE *et al.*, 2012).

8.5 Análise da significância dos impactos levantados na BAP

A definição dos impactos cumulativos na BAP foi representada através da inclusão dos efeitos de todas as ações presentes e passadas representadas pelas informações da *baseline*, principalmente a partir do Quadro 6, e com isso auxiliaram na identificação dos impactos significativos, conforme Quadro 8.

Cabe destacar que a distinção entre o ambiente existente e a *baseline* são importantes para análise dos impactos cumulativos e a determinação da significância, considerada uma parte importante para a tomada de decisão, principalmente porque a identificação de um

potencial impacto significativo é o passo que leva o órgão ambiental a considerar, e talvez selecionar, ações menos prejudiciais (MCCOLD; SAULSBURY, 1996).

No Quadro 8, a determinação da significância dos impactos se deu pelos componentes (ordem, escala espacial, frequência, reversibilidade, cumulatividade, magnitude) que são normalmente fatores para decidir se a mitigação é necessária. No entanto, quando tratamos de efeitos cumulativos futuros e seu potencial para a vulnerabilidade e/ou risco da sustentabilidade dos VEC analisados, podemos perceber que as PPPs influenciam para a significância e cumulatividade dos impactos relacionados aos projetos de desenvolvimento na região.

Dessa forma, a significância dos efeitos deve ser avaliada além de seu local e efeitos, considerando fatores que estão em seu contexto e a intensidade, além de que a significância depende da importância do recurso afetado em termos locais, contexto regional ou nacional. (COOPER, 2004).

Quadro 8. Análise da significância dos impactos na BAP e influência das PPPs (continua).

Impactos negativos analisados a partir das atividades na BAP	Caracterização do impacto							Influências das PPPs nos impactos BAP						
	N	O	ES	F	R	C	M	PNIH BAP	PHE	PNM	PDE 2029	PDE 2027	PA	
<i>Recursos hídricos e ecossistemas aquáticos</i>														
Alteração do regime fluvial	NN-	OI	ER	FCR	RI	CS	MA							
Perda e fragmentação de habitats específicos para ictiofauna	NN-	OD	ER	FCI	RI	CA	MA							
Contaminação por metais pesados em diferentes níveis trópicos da bacia	NN-	OI	ER	FCO	RR	CS	MB							
Alteração na morfologia dos processos de avulsão	NN-	OI	ER	FCI	RI	CS	MB							
Mudanças comportamentais e morfológicas dos indivíduos aquáticos	NN-	OD	ER	FCI	RI	CA	MA							
Redução da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos no Pantanal	NN-	OI	ER	FCI	RI	CS	MA							
Perda de conectividade entre rio e planície e inundação (pulso de inundação)	NN-	OI	EG/E	FCI	RR	CS	MA							
Alteração da magnitude e duração do fenômeno “decoada”	NN-	OD	ER	FCI	RI	CS	MA							
Sedimentação dos canais fluviais	NN-	OI	ER	FCO	RR	CS	MB							

Quadro 8. Análise da significância dos impactos na BAP e influência das PPPs (continuação).

Impactos negativos analisados a partir das atividades na BAP	Caracterização do impacto							Influências das PPPs nos impactos BAP					
	N	O	ES	F	R	C	M	PNIH BAP	PHE	PNM	PDE 2029	PDE 2027	PA
<i>Meio físico e ecossistema terrestre</i>													
Alteração do ciclo biogeoquímico e dinâmica de nutrientes	NN-	OI	ER	FCI	RR	CS	MB						
Interferência no movimento sazonal de animais entre o planalto e planície	NN-	OI	EG/E	FCI	RI	CS	MA						
Perda de habitats específicos para fauna e flora	NN-	OI	EG/E	FCI	RR	CA	MA						
Diminuição de interação entre espécies e comunidades ecológicas e diminuição na dispersão de alimentos, cobertura e locais de nidificação	NN-	OI	ER	FCI	RI	CA	MB						
<i>Mudanças climáticas</i>													
Alteração nas taxas de precipitação e evapotranspiração	NN-	OI	EG/E	FCI	RI	CS	MA						
Secas prolongadas	NN-	OI	EG/E	FCI	RI	CS	MA						
Diminuição dos campos alagados	NN-	OI	EG/E	FCI	RI	CS	MA						
Modificação dos ciclos biogeoquímicos	NN-	OI	EG/E	FCO	RI	CA	MA						

Quadro 8. Análise da significância dos impactos na BAP e influência das PPPs (conclusão).

Impactos negativos analisados a partir das atividades na BAP	Caracterização do impacto							Influências das PPPs nos impactos BAP					
	N	O	ES	F	R	C	M	PNIH BAP	PHE	PNM	PDE 2029	PDE 2027	PA
<i>Socioeconomia</i>													
Redução da produção pesqueira	NN-	OI	ER	FCO	RR	CA	MM						
Deslocamento de comunidades em algumas regiões do Pantanal	NN-	OI	ER	FCI	RR	CS	MM						
<p>Legendas:</p> <p>Caracterização do impacto: N: natureza, O: ordem; ES: escala espacial; F: frequência; R: reversibilidade; C: cumulatividade; M: magnitude.</p> <p>Simbologia das características: NN-: natureza negativa; OI: ordem indireta; OD: ordem direta; ER: escala espacial regional; EG/E: escala espacial global/estratégica; FCI: frequência cíclica irregular; FCO: frequência contínua; RR: reversibilidade reversível; RI: reversibilidade irreversível; CS: cumulatividade sinérgica; CA: cumulatividade aditiva; MB: magnitude baixa; MM: magnitude moderada; MA: magnitude alta.</p> <p>PPPs:</p> <p>PNIH BAP: Plano Nacional de Integração Hidroviária- BAP; PHE: Plano Hidroviário Estratégico; PNM: Plano Nacional de Mineração; PDE 2029: Plano decenal de Expansão de Energia; PDE 2027: Plano decenal de Expansão de Energia; PA: Projeções do Agronegócio.</p>													
									Influencia diretamente				
									Influencia parcialmente				

Fonte: Elaboração própria.

Assim, é importante destacar que todos os impactos elencados foram classificados como negativos a partir das condições descritas na linha de base, levando em consideração que todos afetam negativamente a dinâmica e os serviços ecológicos prestados pela BAP. Além disso, correspondem também a impactos indiretos, pela premissa de estarem relacionados a uma extensa cadeia de causa-efeito, perceptíveis a partir do desenvolvimento das principais vertentes (mineração, atividades agropecuárias, aproveitamentos hidrelétricos e navegação).

A distribuição espacial de alguns impactos, como ao do meio físico e de socioeconomia, relacionados a alteração do ciclo biogeoquímico, dinâmica de nutrientes, diminuição de interação entre espécies e comunidades ecológicas, redução da produção pesqueira, deslocamento de comunidades estão classificados em extensão regional, por se estenderem por toda a área de influência da bacia. Já os impactos correspondentes a mudanças climáticas, que afetam diretamente o ecossistema da bacia e Pantanal estão em uma escala de significância global, pois a hidrologia da região articula diretamente com os fatores climáticos, geomorfológicos e de vegetação (LIBONATI *et al.*, 2022).

Não obstante, a cumulatividade da maioria dos impactos se caracteriza como sinérgica, por estarem associados a variações de múltiplas causas/ações e sua facilidade de interação entre diferentes impactos e atividades desenvolvidas na bacia. Tais impactos, em sua grande maioria, possuem frequência irregular por ocorrerem de modo intermitente ao longo do tempo, no qual afetam diretamente os VEC e as condições hidrológicas da região.

A partir do Quadro 8 pode-se notar que as PPPs possuem potencial contribuição na causa dos efeitos cumulativos na bacia, tendo em vista que os impactos levantados derivam das vertentes de desenvolvimento, como exemplo sob o meio físico e o ecossistema terrestre planos de energia e agropecuária influência diretamente, assim como tanto para temas como recursos hídricos e ecossistemas aquáticos quanto para mudanças climáticas a maioria dos planos influenciam diretamente. Cabe destacar que as mudanças climáticas possuem influência direta por afetarem a dinâmica da região, podendo causar distúrbios significativos no funcionamento do ecossistema, principalmente das áreas úmidas, por causa de mudanças na hidrologia, aumentos de temperatura, aumento do nível do mar, além de alterar as taxas de precipitação e evapotranspiração (BRAVO *et al.*, 2014).

Com a combinação destes fatores, conseguimos observar que existem impactos que se tornam significativos a partir do seu contexto de cumulatividade na bacia, como impactos relacionados aos recursos hídricos e os ecossistemas aquáticos, mudanças climáticas e socioeconomia.

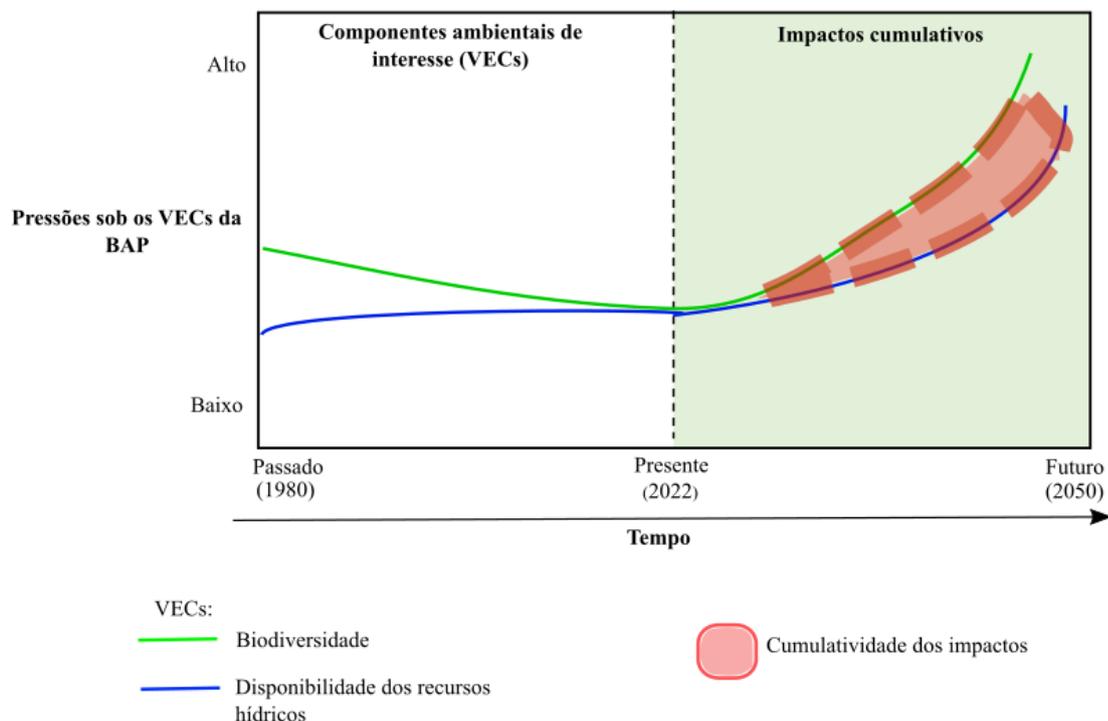
8.6 Análise espacial

Para melhor entendimento e análise das sobreposições dos mapas optou-se por distribuí-los em 3 cenários distintos. Ressalta-se que os mapas gerados poderiam gerar muitas discussões mas não foram contempladas todas as discussões possíveis, onde os pontos de atenção dados para discussão foram para a contribuição do método para compreender os impactos ambientais cumulativos da BAP.

8.6.1 Espacialização por meio do indicador de impacto com informações contidas nas PPPs analisadas

Este cenário visou observar a influência das PPPs no desenvolvimento econômico da BAP, e a compreensão de como a intensificação das vertentes de desenvolvimento combinam-se no espaço e tempo para influenciar o estado dos VEC (*Biodiversidade e Disponibilidade dos Recursos Hídricos*), Figura 29. Cabe destacar que a interferência e impactos nos VEC se relacionam desde o início do desenvolvimento econômico na região na década de 80 até sua expansão nos dias atuais (2022), possibilitando prever sua cumulatividade através da expansão de desenvolvimento prevista tanto pelas PPPs analisadas quanto pelas projeções futuras reportadas na literatura.

Figura 29. Análise temporal das pressões sob a BAP.



Fonte: Adaptado de Mokany; Harwood; Ferrie (2019).

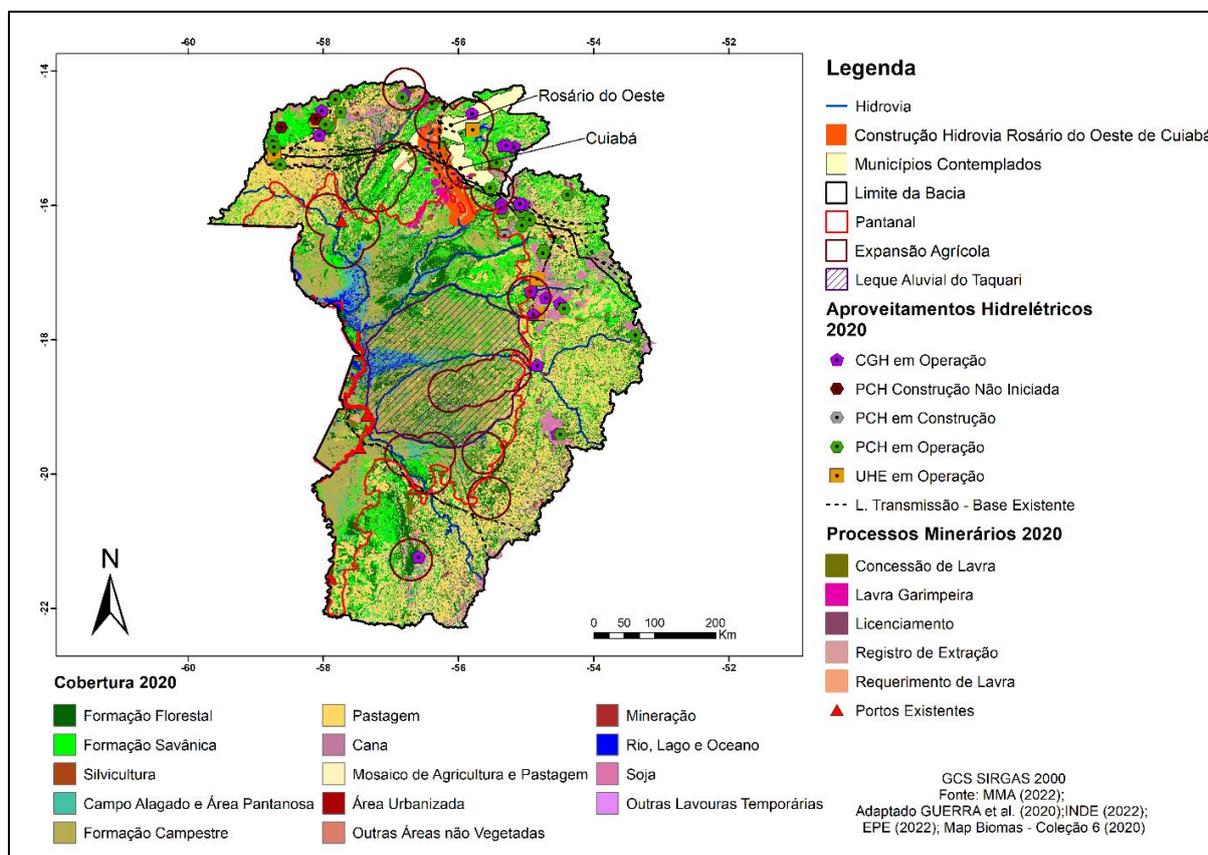
A partir desta perspectiva, criou-se um cenário que indica que as vertentes de desenvolvimento analisadas, como os aproveitamentos hidrelétricos, processos minerários, trechos e portos hidroviários e a expansão agrícola, acarretam novos eixos de crescimento em toda a bacia, Figura 30. Os ícones em rosa simbolizam a maior quantidade de aproveitamentos hidrelétricos em processo de DRS (Despacho de Registro da Adequabilidade do Sumário Executivo) que tem como finalidades permitir que a ANEEL solicite a Declaração de Reserva de Disponibilidade Hídrica, e o interessado requeira o Licenciamento Ambiental pertinente junto aos órgãos competentes. Evidenciando que poderá ocorrer um crescimento principalmente por terem PCH, CGH e UHE com eixos disponíveis em toda a bacia.

Os Planos Decenais de Expansão de Energia dos anos de 2027 e 2029 mostram desdobramento hidrelétrico na região centro-oeste, sendo que o Plano Decenal de Expansão de Energia de 2029 apresenta a atual ampliação das linhas de transmissão do Brasil, e as implantadas na região da bacia, com uma localizada dentro da delimitação Pantanal. Cabe ressaltar que nenhuma linha de transmissão foi projetada pela EPE para os limites da região da BAP até 2029, mas prevê, nos próximos 10 anos, a implantação de 48.998 km no Brasil, ou seja, um aumento de 33% na extensão do sistema.

Além das projeções de energia, os processos minerários mostram-se em crescimento. Conforme o Plano Nacional de Mineração, haverá uma demanda por produtos minerários e minerais não metálicos, destacando investimentos para região Centro-Oeste e principalmente o estado de Mato Grosso para pesquisa mineral, enfatizando a produção de Ouro e Diamante.

A produção agropecuária também se mostra em ascensão, segundo as Projeções do Agronegócio (2018-19 a 2028-29), produtividade nos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul continuará sendo o principal fator que impulsionará o crescimento da produção de grãos nos próximos dez anos, entre os grandes produtores, o Mato Grosso deve continuar liderando a expansão da produção de milho e soja no país, com aumentos previstos na produção de 35,4% e soja, 43,1% respectivamente, assim como abate de rebanho de bovinos. Assim, até 2050 observa-se através dos buffers que em determinadas regiões da bacia haverá um aumento considerável das atividades agropecuárias conforme as perspectivas apontadas por Guerra *et al.* (2020b).

Figura 30. Projeção de desenvolvimento econômico na BAP através das vertentes de desenvolvimento.



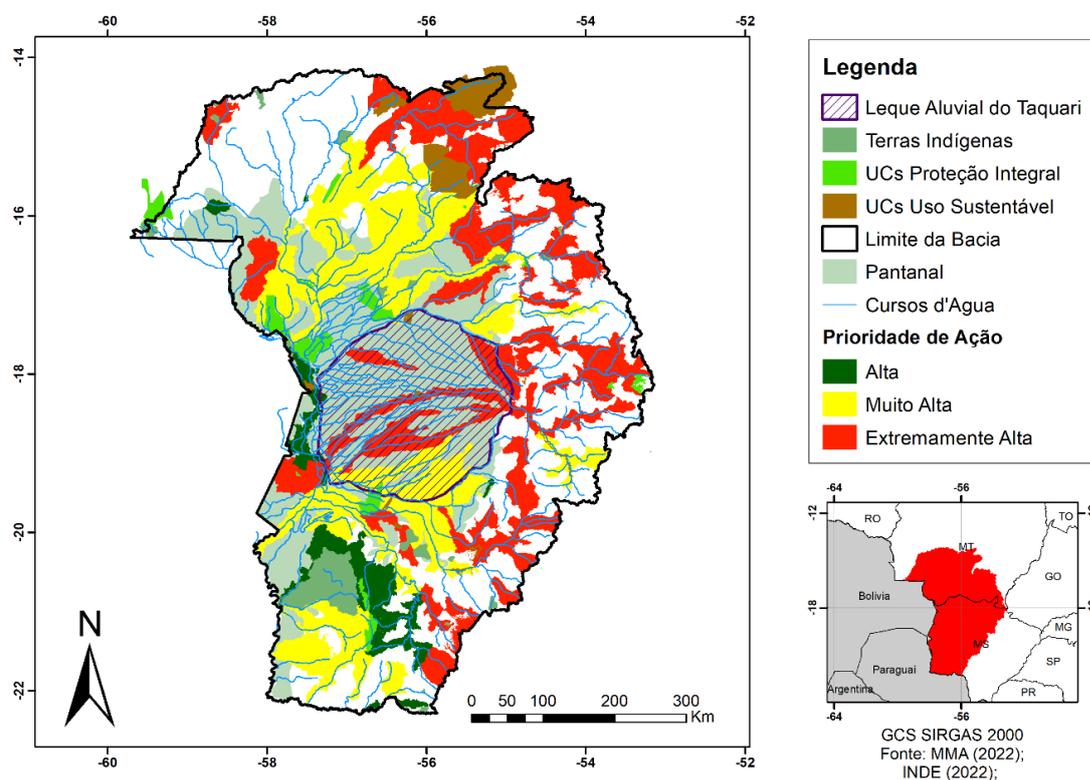
Fonte: Elaboração própria.

As previsões de desenvolvimento e expansão da navegação na região também são positivas, segundo o Plano Nacional de Integração Hidroviária da Bacia do Paraguai, dentre suas projeções de crescimento até 2031 haverá um aumento na demanda potencial de transporte, revelando que poderão ser projetados e implantados novos terminais no rio Paraguai e Cuiabá, sugerindo como a área propícia a implantação Rosário do Oeste, devido à expansão da malha hidroviária em direção ao centro do estado do Mato Grosso. Já o Plano Hidroviário Estratégico visa aprimorar o transporte hidroviário do interior, para o aumento do fluxo de carga principalmente na região de Corumbá e Porto Murtinho. Assim, a partir das considerações pelas demandas potenciais e pelas projeções do Plano Nacional de Logística e Transporte, a hidrovia torna-se um ponto eficiente em relação ao custo logístico (ANA, 2018).

Entretanto, na região em que está inserida a BAP há uma grande concentração de áreas prioritárias de conservação, assim como unidades de conservação e terras indígenas, conforme definição do Ministério do Meio Ambiente (MMA), do Figura 31 . Assim, as áreas prioritárias de conservação definidas pelo MMA, servem como um instrumento de política pública que auxilia na tomada de decisão e planejamento de medidas adequadas à conservação, à recuperação e ao uso sustentável de ecossistemas (MMA,2020), evidenciando que a região do Pantanal possui áreas de importante interesse ecológico identificando espécies-chave para manutenção do ecossistema.

Contudo, na região da BAP está sob forte pressão de conversão de terras pela agropecuária, e cada vez mais ameaçada pela mudança do curso rio pelos projetos de desenvolvimento voltados a energia, navegação e em alguns casos mineração, causando efeitos danosos diretos e indiretos na região e em seu papel como corredor de biodiversidade (DA SILVA *et al.*, 2015). Oliveira, Perez; Agostinho (2021) destacam em sua análise temporal que as áreas de conservação da bacia Paraná-Paraguai não são eficientes em proteger os sistemas aquáticos em regiões mais ricas em ictiofauna, considerando diversas facetas ambientais, e que com passar dos anos a diversidade filogenética nestas regiões é de apenas 1,48%, comprometendo principalmente o VEC de *biodiversidade e disponibilidade de recursos hídricos*.

Figura 31. Áreas prioritárias de conservação na região da BAP.



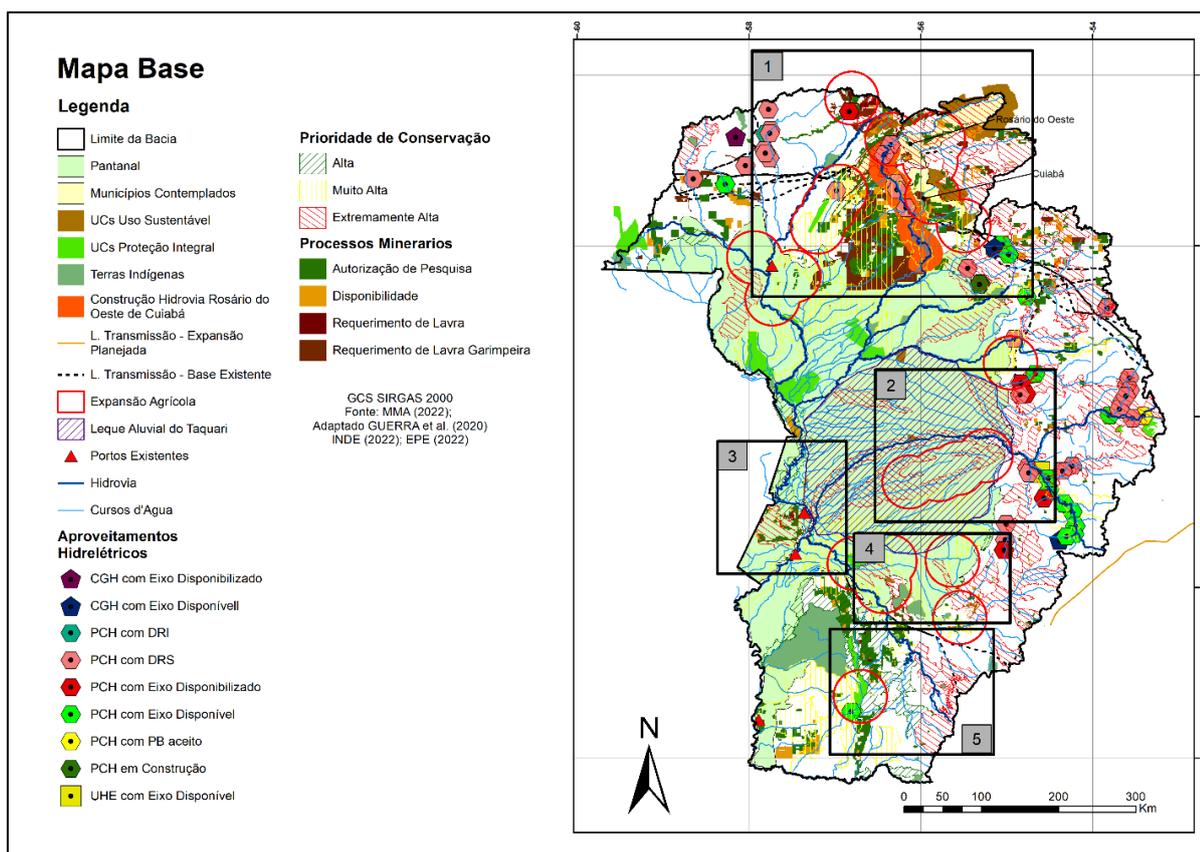
Fonte: Elaboração própria.

Dessa forma, pode-se constatar que há diversas ameaças que levam à ruptura em larga escala dos processos ecológicos, afetando severamente a biodiversidade da BAP e do Pantanal. Sendo que, apenas 2,5% da BAP está protegida formalmente, e as áreas protegidas na região apesar de valor indiscutível, protegem apenas uma fração da vida selvagem e habitats do Pantanal (HARRIS *et al.*, 2005).

8.6.2 Espacialização para análise da significância dos impactos

Análise desta espacialização focou em diferentes processos e impactos, seu mapa base com diferentes recortes pode ser visualizado pela Figura 32 e foram elaborados cinco recortes para facilitar a visualização, conforme a figura a seguir.

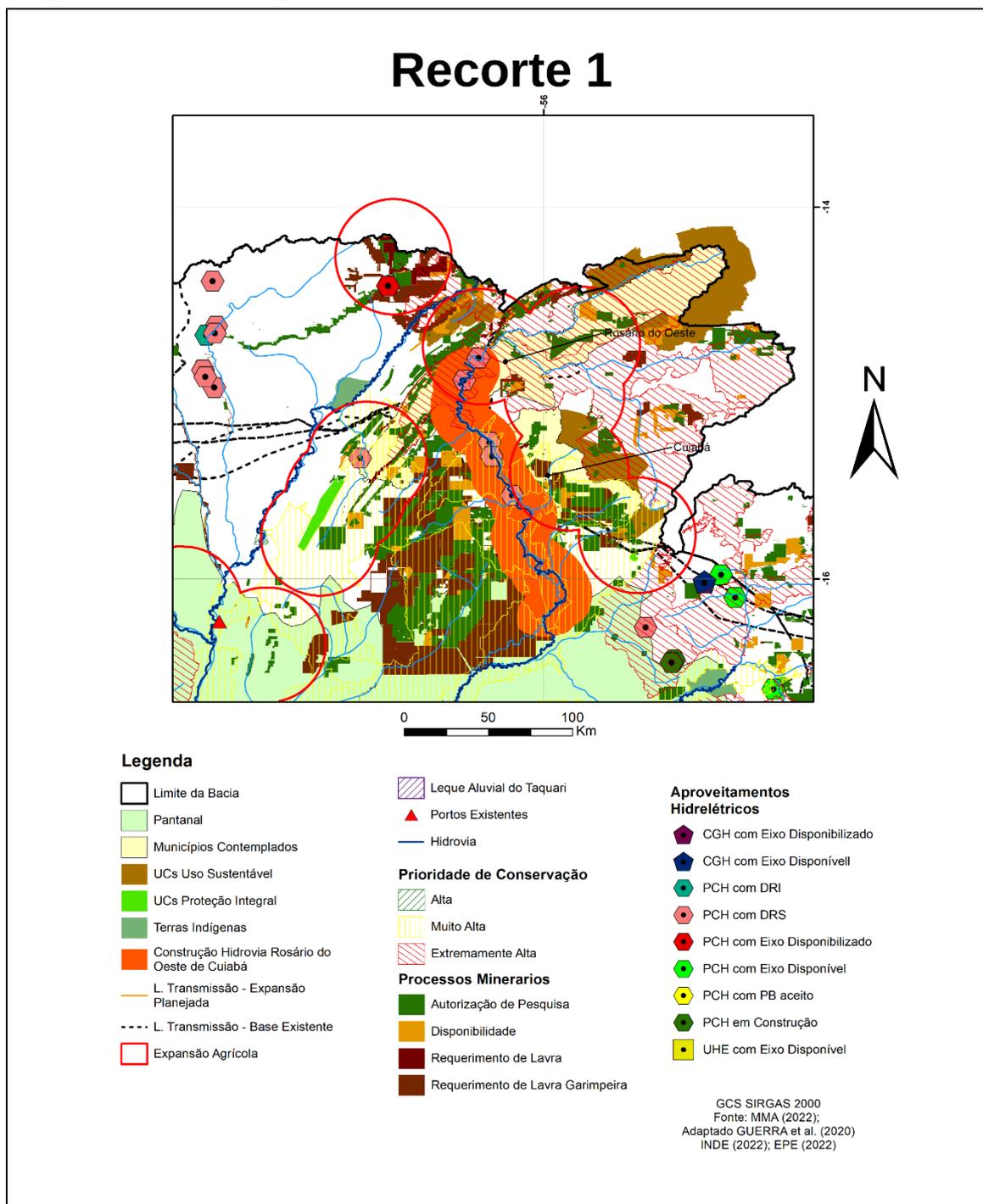
Figura 32. Recortes mapa-base desenvolvimento BAP.



Fonte: Elaboração própria.

A Figura 33, representa o recorte 1 no qual sinaliza uma vasta expansão agrícola na região do Planalto próximo às unidades de conservação de uso sustentável e de proteção integral, além de áreas de extrema prioridade de conservação. Ademais, existem outras fontes de pressão sobre a bacia, como a criação do novo trecho de navegação de Rosário do Oeste, PCHs com DRS, DRI e eixo disponibilizado e empreendimentos minerários com processo de requerimento de lavra e lavra garimpeira, representando impactos potencialmente significativos como alteração do regime fluvial; perda e fragmentação de habitats específicos para ictiofauna; mudanças comportamentais e morfológicas dos indivíduos aquáticos; perda de conectividade entre rio e planície de inundação (pulso de inundação).

Figura 33. Recorte 1 aspectos de desenvolvimento na BAP.



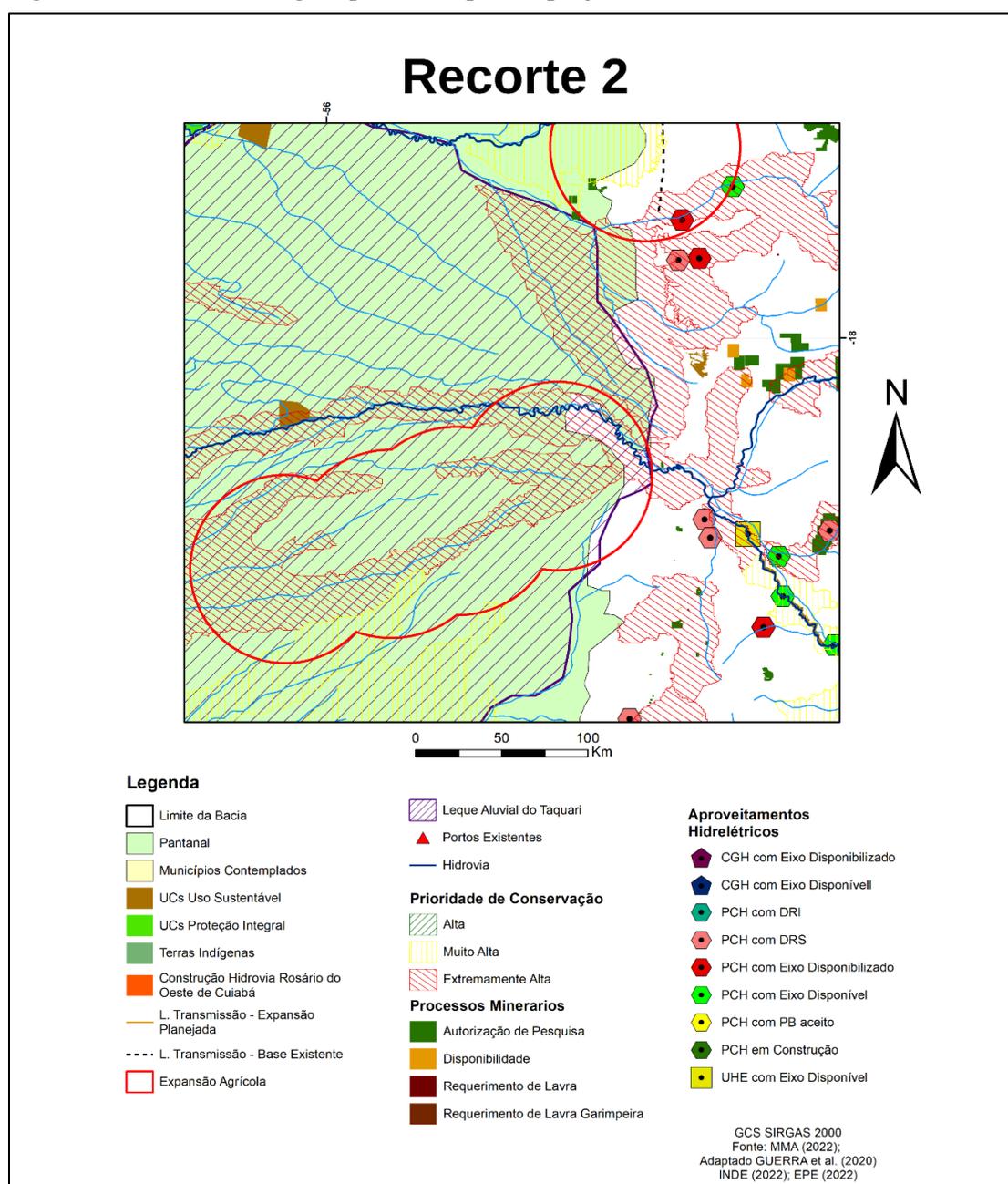
Fonte: Elaboração própria.

Já no recorte 2 (Figura 34), áreas de alta prioridade de conservação estão próximas ou inseridas no Megaleque do Taquari dentro do limite do Pantanal, do mesmo modo que, a expansão agrícola está localizada nas bordas ou próximo ao rio Taquari, assim como as PCHs e as UHE com eixos disponíveis. Cabe ressaltar que o Leque Aluvial do Taquari é maior leque fluvial da planície de inundação do Pantanal, caracterizado como grandes depósitos

sedimentares encontrados em bacias continentais com drenagem distributária e frequentes fenômenos de arrombamento do canal principal (PEREIRA; LO; PARANHOS FILHO, 2022).

A região do Megaleque do Taquari vem sofrendo pela ocupação antrópica e o uso do solo nas cabeceiras, que aumentam a carga de sedimentos e desestabilizam os sistemas fluviais avulsivos nas planícies, intensificando o índice de arrombamentos de canais no trecho inferior e causando impactos socioeconômicos significativos na região (LOUZADA; BERGIER; ASSINE, 2020), considerando que haverá o maior uso da terra, maior será a diminuição do uso de serviços ecossistêmicos de provisão, como a pesca e pecuária (LOUZADA *et al.*, 2021).

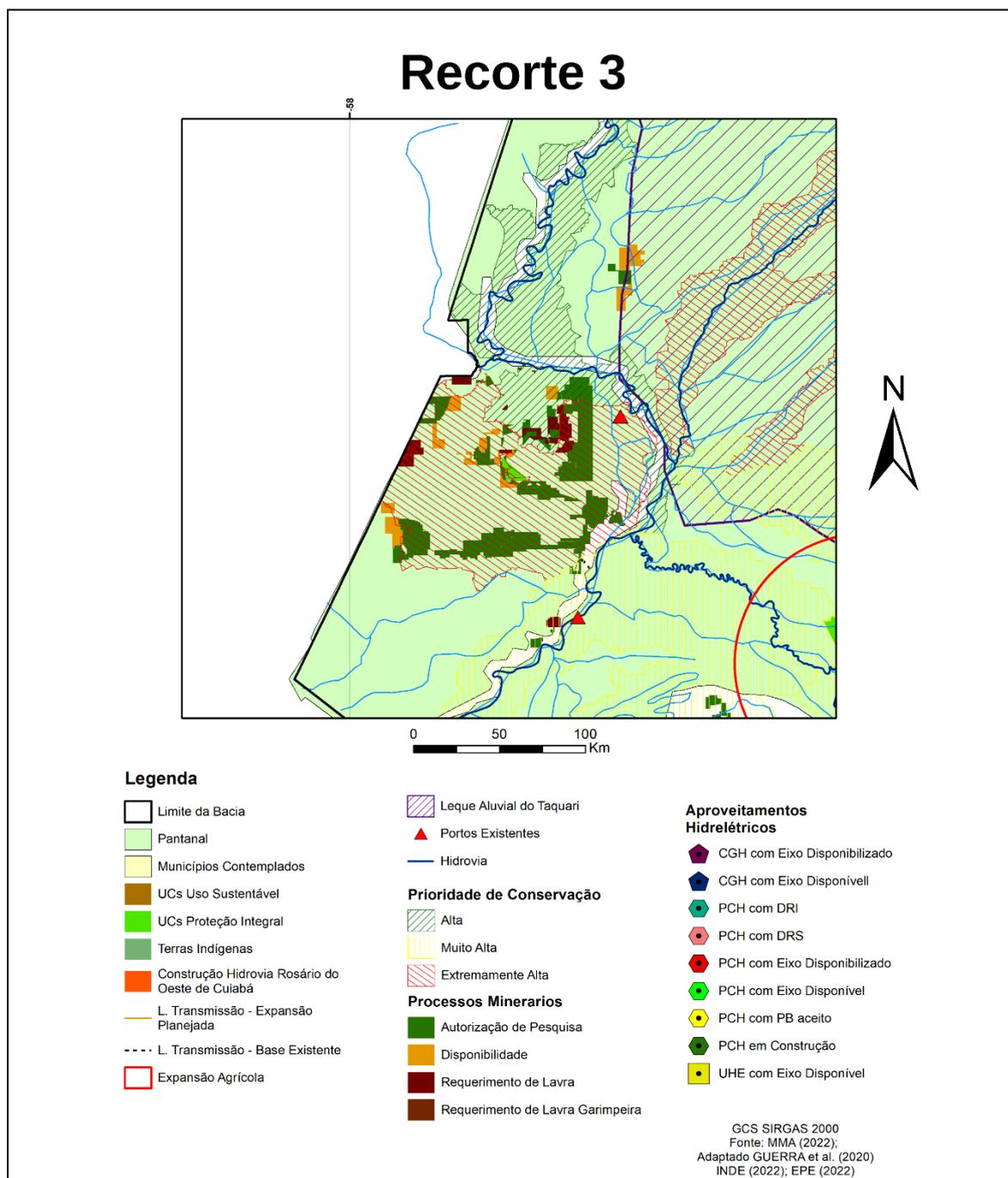
Figura 34. Recorte 2 Megaleque do Taquari e projetos de desenvolvimento.



Fonte: Elaboração própria.

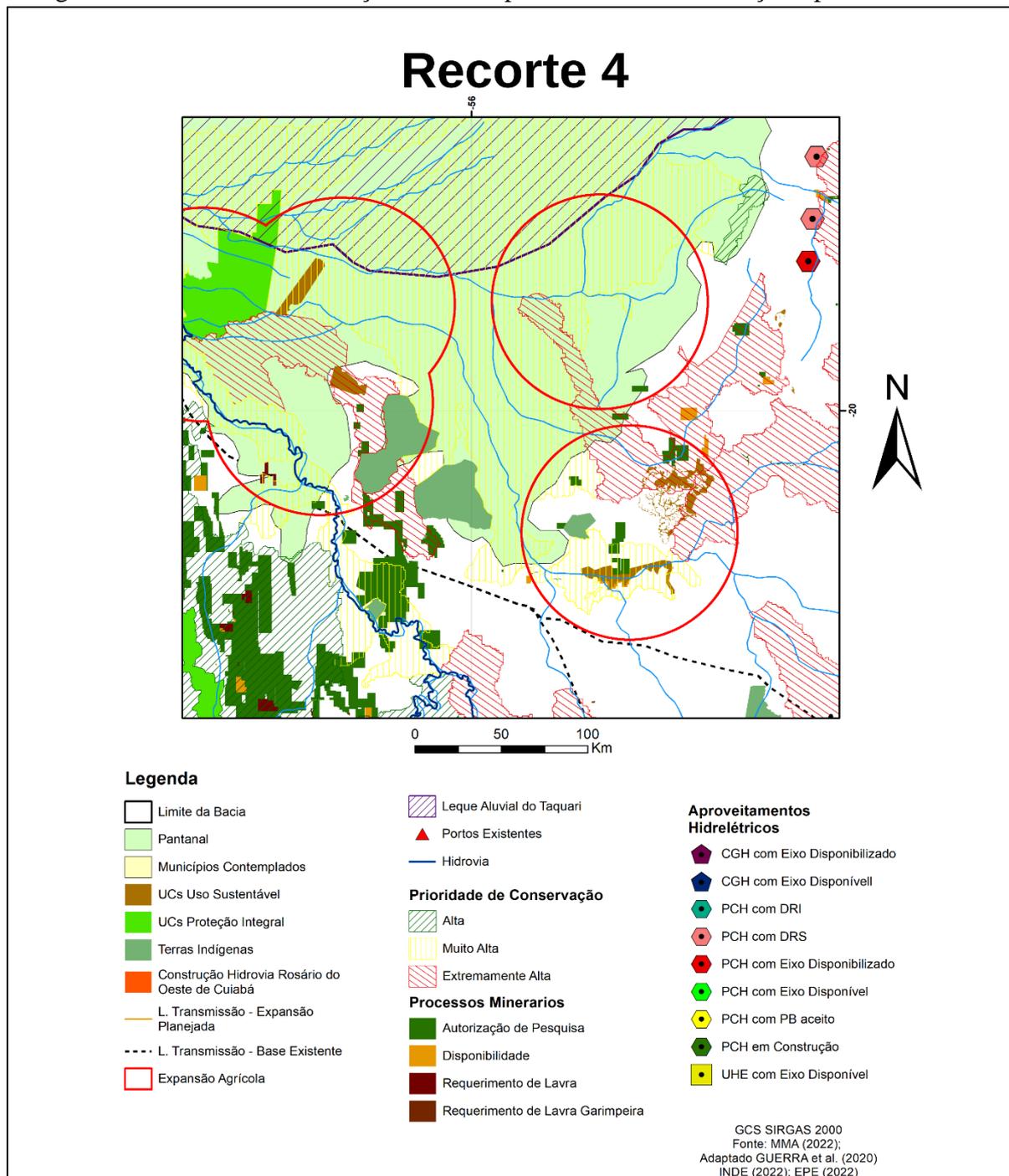
Conforme se verifica no recorte 3, Figura 35, existem 2 portos de navegação que darão suporte para o novo trecho de navegação de Rosário do Oeste, assim como processos minerários em fase de autorização de pesquisa, requerimento de lavra e disponibilidade concentrados a maioria em áreas de alta prioridade de conservação, assim como o recorte 4 e 5, Figuras 36 e 37 respectivamente.

Figura 35. Recorte 3 concentrações de processos minerários e portos de navegação.



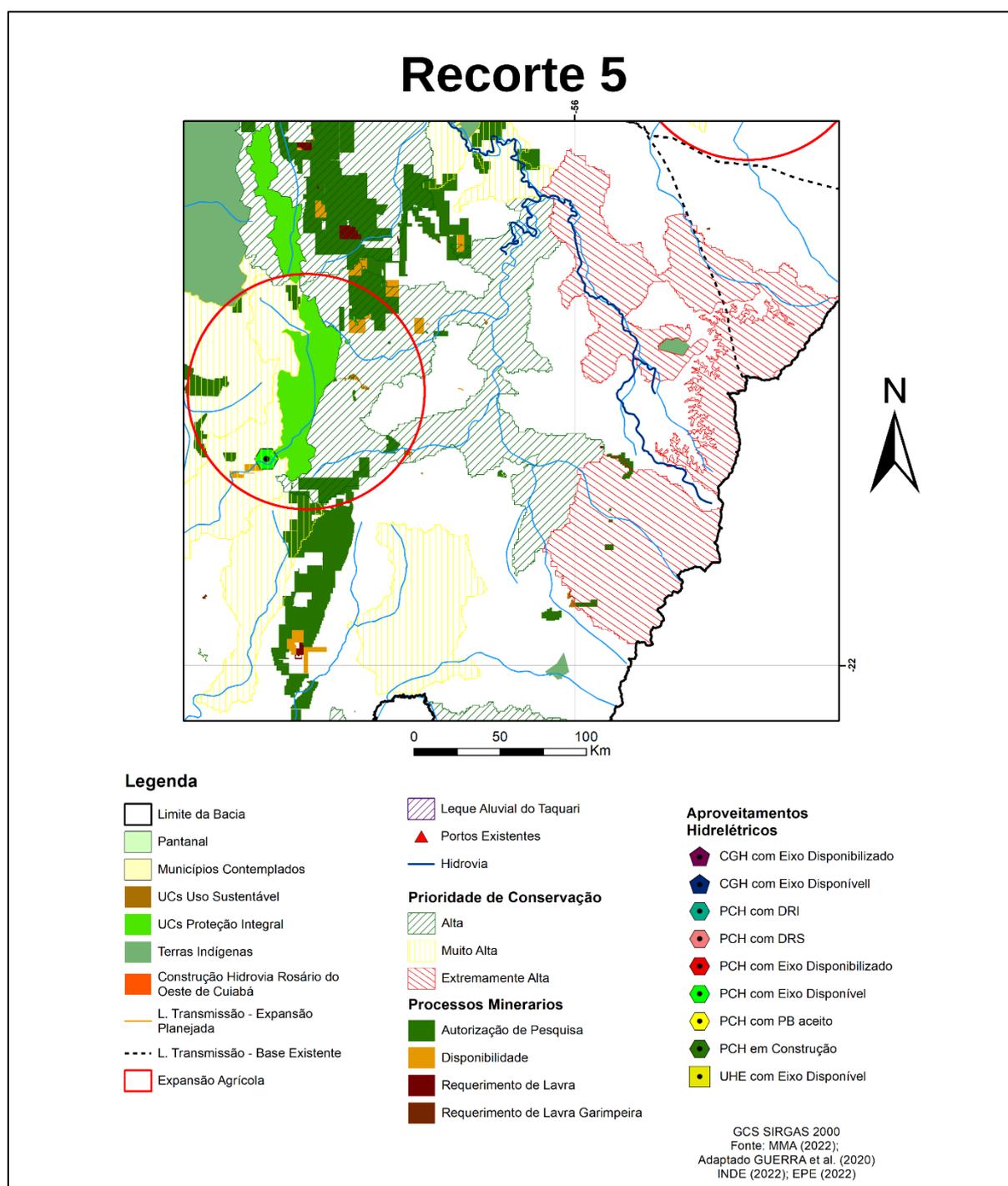
Fonte: Elaboração própria.

Figura 36. Recorte 4 concentrações de áreas prioritárias de conservação e processos minerários.



Fonte: Elaboração própria.

Figura 37. Recorte 5 expansão agrícola e minerária.



Fonte: Elaboração própria.

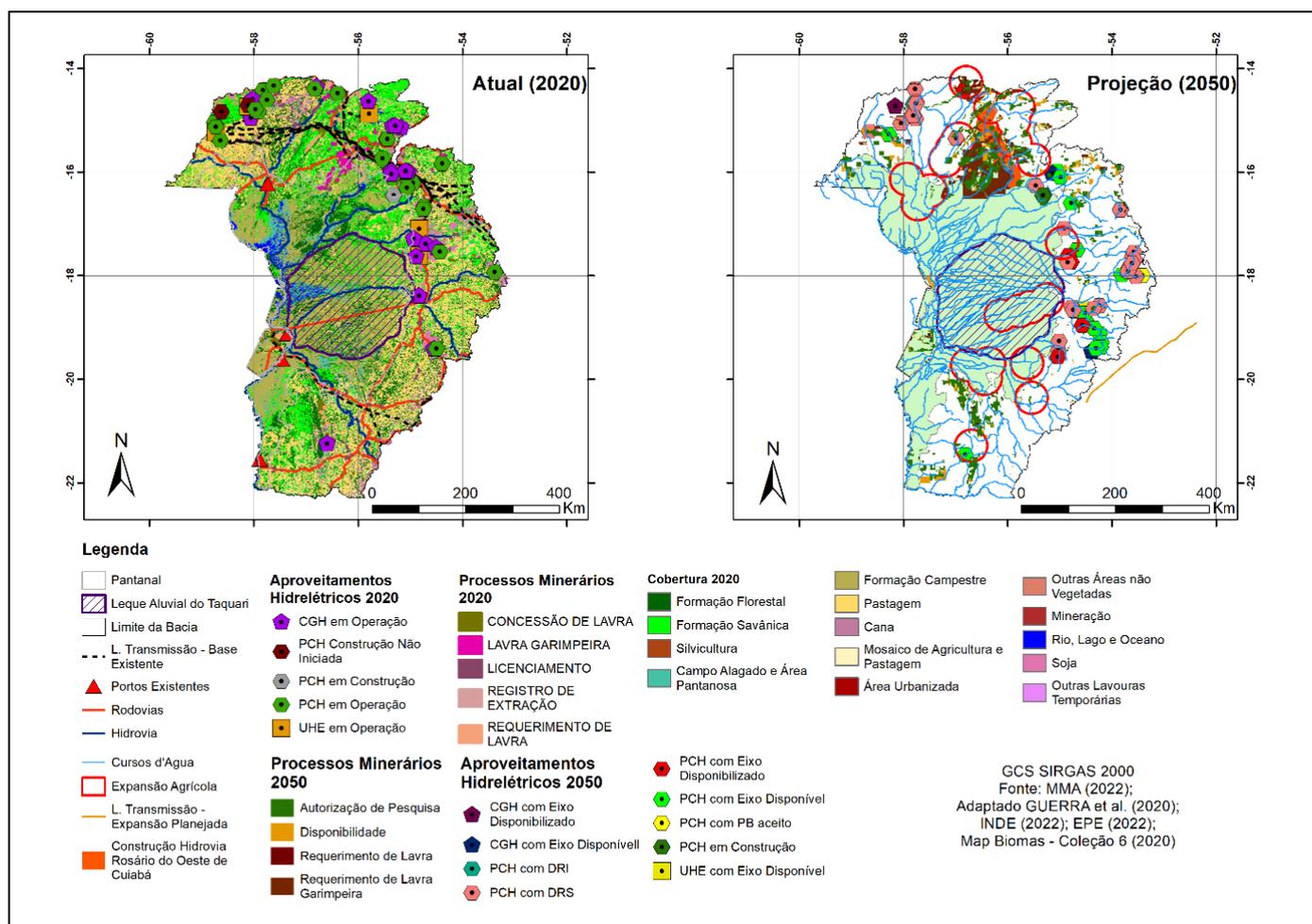
Dessa forma, a partir dos mapas apresentados, é possível observar, no geral, que as áreas de planalto e planície apresentam impactos cumulativos demonstrados pela relação entre: expansão agrícola, de aproveitamentos hidrelétricos, de navegação e minerários. A *baseline* indica que estes impactos cumulativos afetam diretamente os VEC selecionados a partir das alterações no pulso de inundação, mudança no comportamento de reprodução dos organismos

aquáticos e interferência no regime de inundação e ciclagem de nutrientes, associados principalmente à implantação em série de aproveitamentos hidrelétricos, aumento na produção de sedimentos e acumulação sobre os canais fluviais com consequente aceleração do processo de avulsão na região de planície, interferências nos ciclos biogeoquímicos devido à ocorrência de queimadas e práticas agrícolas intensivas, alterações nos cursos d'água para assegurar navegabilidade, e contaminação das águas por metais pesados decorrentes das atividades de mineração e agricultura. Por isso, tendo em vista o potencial de degradação associado ao quadro de efeitos cumulativos verificado, torna-se importante uma abordagem de avaliação de impactos ambientais ampliada para o nível estratégico.

8.6.3 Criação de cenário através da área impactada e projeções partir de estudos contidos na literatura com casos similares ao impacto selecionado

Nesta análise foi realizada a comparação entre a situação atual e planejamento futuro da BAP considerando o horizonte temporal de 2050, que se justifica pela contribuição e discussão da literatura e análise das PPPs existentes, Figura 38. Neste cenário é discutido a cumulatividade dos impactos gerados pela sobreposição em dois períodos, atual e futuro (2050), incluindo empreendimentos já implantados, projetos em implantação e planejamentos futuros.

Figura 38. Análise temporal das vertentes de desenvolvimento na região da BAP.



Fonte: Elaboração própria.

Dentre as causas de pressão que causam impactos cumulativos ao longo dos anos na BAP, a perda de vegetação nativa torna-se um fator chave para a discussão dos efeitos cumulativos na região. A literatura vem reportando cenários futuros de que há 74% de chance de perda da vegetação até 2050 em áreas do Planalto além das áreas que estão sob o limite do planalto com a planície pantaneira, ou seja, áreas que já vem apresentando indícios de pressão antropogênica (SILVA *et al.*, 2011; GUERRA *et al.*, 2020a; GUERRA *et al.*, 2020b).

No qual geralmente a perda de vegetação na bacia se remete ao uso antrópico, principalmente da transição da cobertura florestal para agropecuária, havendo um aumento de 72,9% em 2021 se comparado a 1985 (MAPBIOMAS, 2022). Assim sendo, por mais que o desmatamento no Pantanal seja menor comparado às áreas de planalto, ele possui um comportamento acentuadamente exponencial com o passar dos anos, tornando-se um fator preocupante a longo prazo (SILVA *et al.*, 2011).

Cunha *et al.*, (2021), realizou um mapeamento para analisar as mudanças futuras no uso e ocupação do solo decorrentes do avanço da agricultura nas áreas de vegetação nativa do ecótono Cerrado/Mata Atlântica da bacia do Rio da Prata em 2033, 2050, 2080 e 2100, e observou que se a tendência atual de uso da terra continuar, até 2100 a área da bacia será reduzida à metade, alterando todo seu ecossistema, afetando a vegetação nativa, principalmente a de banhado e conseqüentemente o habitat natural. Além do uso de pesticidas na região, que até 2050 seu uso pode aumentar em até 7,7% (ROQUE *et al.*, 2021).

Dessa forma, a não consideração das medidas de conservação da bacia terão efeitos substanciais nos processos de avulsão, e em diversas atividades econômicas na região (turismo, pesca, pecuária, etc.) e impactos negativos para a conservação da biodiversidade e traria prejuízos para a agricultura no Pantanal (GUERRA *et al.*, 2020a). Louzada *et al.*, (2021) acredita que os arrombamentos causados pelos processos de avulsões impulsionam mudanças na região do Mega leque do Taquari, comprometendo a provisão de inúmeros serviços ecossistêmicos de provisão, indicando que o arrombamento completo do Caronal se dará entre 2058 e 2095.

Cabe ressaltar que as mudanças climáticas e a degradação do Cerrado e Amazônia são fatores importantes a serem considerados na análise de perspectivas para a região da bacia, tendo em vista que os volumes de chuva têm diminuído e o Pantanal está enfrentando períodos de seca muito severos e mais recorrentes. Os cenários de mudanças climáticas projetam aquecimento significativo no Pantanal e, embora as mudanças no padrão de precipitação sejam menos nítidas do que as esperadas para a temperatura para os anos de 2071-2100, espera-se que haja um aquecimento médio anual de até 5-7 °C e uma redução de 30% nas chuvas até o final do século XXI (MARENGO; ALVES; TORRES, 2016; LLOPART; SIMÕES REBOITA; PORFÍRIO DA ROCHA, 2020). Estas condições refletem-se em um impasse futuro, pelo comprometimento dos ciclos físico-químicos e biológicos do ecossistema, podendo resultar na perda de biodiversidade, bem como na perda de serviços ecossistêmicos, intrinsecamente ligados ao pulso de inundação (LÁZARO *et al.*, 2020).

Como consequência da seca, os incêndios se espalharam e afetaram a biodiversidade natural, bem como economia da região. Correa *et al.*, (2022) revela que os incêndios no Pantanal nas últimas duas décadas tenderam a ocorrer com mais frequência em pastagens do que em outros tipos de cobertura do solo, mas os incêndios de 2020 queimaram preferencialmente regiões de floresta. Os efeitos indiretos do fogo costumam ser mais amplos, tardios do que os imediatos, e conseqüentemente alteraram a estrutura das comunidades

animais devido a mudanças nos habitats e na paisagem, afetando na disponibilidade e qualidade dos alimentos (LEAL FILHO *et al.*, 2021).

Além disso, os últimos incêndios que ocorreram na região, afetaram e feriram diversas onças-pintadas, considerada uma espécie sentinela importante para manutenção da qualidade ambiental. Barros *et al.*, (2022) cita que o deslocamento, fome, desidratação, defesa territorial, e menor fecundidade estão entre os impactos que podem afetar a abundância da espécie, assim como, também, de outras espécies menos móveis, influenciando a estabilidade ecológica da região. Dessa forma, o autor acredita que dentre as soluções para evitar a recorrência de mega-incêndios estão ações de proteção de nascentes, o aumento em número de áreas protegidas, regularizar o uso do fogo e alocar brigadas de incêndio antes da seca.

Entretanto, segundo dados do MapBiomas (2022) há uma diminuição constante das Áreas de Preservação Permanente (APPs) no Pantanal, considerando que foram 185 mil hectares das áreas naturais das APPs que sofreram com a ação humana de 1985 a 2021, afetando sobretudo as 148.000 nascentes localizadas no planalto da BAP, composta majoritariamente pelo Cerrado. Assim, é possível afirmar que as áreas úmidas do Cerrado ainda são negligenciadas e incompreendidas devido ao seu funcionamento hidrológico distinto, mapas imprecisos e multiplicidade de tipos de vegetação, no qual sua degradação, pode levar ao colapso de sistemas ecológicos e socioeconômicos inteiros tal qual concluído por Durigan *et al.*, (2022).

Outra pressão antrópica importante a ser destacada devido a significância de seus impactos, são os aproveitamentos hidrelétricos. Caso haja a construção de todos os aproveitamentos hidrelétricos planejados para a BAP, rios com maior carga e descarga de sedimentos terão reduções significativas no transporte de nutrientes que são importantes para produtividade do ecossistema nos rios a jusante e na planície pantaneira, tendo como os principais rios afetados Taquari, Coxim, Sepotuba, Jauru (OLIVEIRA *et al.*, 2020).

Dessa forma, cenários considerando o desenvolvimento hidrelétrico futuro na BAP indicam que o transporte de sedimentos suspensos será reduzido em aproximadamente 62%, quando comparado à taxa atual, onde se as PCHs forem construídas em rios ricos em sedimentos isso pode ser problemático para as instalações, bem como para os ecossistemas a jusante (FANTIN-CRUZ *et al.*, 2020).

Além do mais, caso haja a construção de todos os aproveitamentos hidrelétricos planejados, a área inundada por novos reservatórios triplicará e os quilômetros de rio bloqueados dobrarão, bloqueando de 25 a 32% do sistema fluvial para a migração de peixes,

onde as sub-bacias dos rios Taquari e Cuiabá serão as mais impactadas, cada uma com mais de 70% de seus rios bloqueados, impedindo os movimentos dos peixes e rotas migratórias (MEDINAS DE CAMPOS *et al.*, 2020). Uma vez que a presença destas barreiras pode intensificar os cenários de mudança climática, impedindo que as espécies de peixes cheguem a áreas climaticamente adequadas (OLIVEIRA; PELÁEZ; AGOSTINHO, 2021).

Peluso *et al.*, (2022) acredita que até o final do século as mudanças climáticas juntamente com a criação de barragens realizadas por aproveitamentos hidrelétricos afetarão o alcance de espécies migratórias entre 47% e 100%, e a riqueza local reduzirá cerca de 85% na bacia. Já a área de distribuição futura de peixes migratórios deve ser bloqueada por barragens em até 45%, afetando drasticamente o rendimento da pesca e segurança alimentar no futuro (PELUSO *et al.*, 2022).

Apesar da maioria das barragens citadas sejam compostas por sistemas pequenos, a fio d'água, elas possuem o poder de alterar a frequência e dos pulsos de inundação. Ely *et al.*, (2020), notou que o regime de fluxo em vários trechos não represados também apresentou alterações significativas, provavelmente devido a mudanças climáticas e de uso da terra, considerando que todo o processo representado pelas mudanças hidrológicas em toda a bacia tem o potencial de alterar fundamentalmente a hidrologia, padrões de sedimentos e ecossistema do Pantanal (ELY *et al.*, 2020).

Não obstante, as projeções de navegação também são promissoras na bacia, o Plano Nacional de Integração Hidroviária da Bacia do Paraguai indica a expansão de novo trecho navegável na região, no qual somam com projetos de navegação industrial cuja necessidade de dragagem vem como consequência do processo de erosão na bacia e do aumento do volume de sedimentos transportados para o rio Paraguai (ASSINE; SILVA, 2009).

No entanto, a canalização e o realinhamento dos canais podem comprometer a função exercida pelo Pantanal, responsável pela estabilidade do fluxo d'água do rio Paraguai (ZUGAIB, 2007). Tais iniciativas afetam diretamente a manutenção dos pulsos de inundação da região (MMA, 2006) cujo tráfego atual do rio Paraguai já danificou diques e vegetações ribeirinhas (WANTZEN *et al.*, 1999). Além dos processos minerários que geram impactos negativos sobre a ictiofauna podem alterar a estrutura das comunidades, comprometer cadeias alimentares inteiras e erodir os serviços ecossistêmicos prestados pelos peixes de água doce (AZEVEDO-SANTOS *et al.*, 2021).

Desta maneira, os efeitos são, principalmente, físicos, sobre o ambiente e são motivados por influências econômicas, que acabam prejudicando os VEC e causando impactos significativos regime fluvial, sobretudo na sedimentação dos canais fluviais que acarretam

perda e fragmentação de habitats específicos, redução da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos no Pantanal. As mudanças climáticas também contribuem para o aumento da significância destes impactos pois influenciam diretamente na modificação dos ciclos biogeoquímicos e ciclagem de nutrientes, possibilitando o aumento de secas prolongadas na região.

9 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir das características do contexto de planejamento da BAP nos âmbitos federal e estaduais (Mato Grosso e Mato Grosso do Sul) foi possível analisar as principais fontes de pressão das vertentes de desenvolvimento que se desencadeiam na BAP e, assim, selecionar os VEC a serem considerados na pesquisa. À vista disso, pode-se observar que as novas tendências no desenvolvimento econômico da bacia constituem ameaças constantes em relação à sua conservação, principalmente pelos conflitos entre planos e programas setoriais e as políticas de conservação, e/ou a falta delas.

Apesar da BAP possuir grande importância no contexto geopolítico global, principalmente pelo fato de incluir o Pantanal dentro das suas dimensões, percebe-se haver uma lacuna no processo de planejamento que desconsidera sistematicamente a relação entre as pressões antrópicas induzidas pelas ações estratégicas e a ocorrência de impactos ambientais significativos sobre o território. Os resultados alcançados permitiram verificar que os principais efeitos cumulativos estratégicos que ocorrem sobre a disponibilidade de recursos hídricos e biodiversidade derivam do desenvolvimento de quatro principais setores: mineração, agropecuária, navegação e geração de energia, tendo sido possível observar que tais efeitos afetam diretamente a dinâmica da bacia e seus serviços ambientais. Além disso, a espacialização dos impactos para diferentes horizontes temporais permitiu compreender a dinâmica temporal e espacial da própria cumulatividade em si, realçando desta forma a existência de uma grande lacuna na compreensão das conexões intersetoriais e multissetoriais dos seus efeitos cumulativos estratégicos.

Finalmente, como contribuição do trabalho a pesquisas futuras, entende-se haver algumas questões que remetem ao planejamento e tomada de decisão, cuja investigação seria de grande valia para a correção dos atuais rumos do desenvolvimento sobre o território, voltadas sobretudo aos processos de acompanhamento e gestão dos efeitos cumulativos estratégicos que incidem sobre a BAP.

REFERÊNCIAS

ABAZA, H.; BISSET, R.; SADLER, B. Environmental Impact Assessment and Strategic Environmental Assessment: Towards an Integrated Approach. The United Nations Environment Programme UNEP/Earthprint, 2004, 147 p.

ABDON, M.M *et al.* Utilização de dados analógicos do Landsat-TM na discriminação da vegetação de parte da sub-região da Nhecolândia no Pantanal. *Pesq. agropec. bras.*, v.33, Número Especial, p.1799-1 813, 1998.

ABREU, U.G.P; McMANUS, C; SANTOS, S.A. Cattle ranching, conservation and transhumance in the Brazilian Pantanal. *Pastoralism* v.1, n. 1, 2010.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: regiões hidrográficas brasileiras. Edição Especial. -- Brasília: ANA, 2015, 163p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). Plano Nacional de Segurança Hídrica. Brasília: ANA, 2019, 112p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). Relatório final do Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Rio Paraguai 2018, Brasília, ANA, 2018, 401 p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS *et al* (Brasil). Implementação de Práticas de Gerenciamento Integrado de Bacia Hidrográfica para o Pantanal e Bacia do Alto Paraguai ANA/GEF/PNUMA/OEA: Elaboração do diagnóstico analítico do Pantanal e Bacia do Alto Paraguai- DAB: Resumo executivo, Relatório Final – Brasília: TDA, 2003, 103p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS *et al.*, (Brasil). Implementação de Práticas de Gerenciamento Integrado de Bacia Hidrográfica para o Pantanal e Bacia do Alto Paraguai ANA/GEF/PNUMA/OEA: Programa de Ações Estratégicas para o Gerenciamento Integrado do Pantanal e Bacia do Alto Paraguai: Relatório Final – Brasília: TDA, Desenho & Arte Ltda., 2004, 316p.

AGENCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (Brasil). Estrutura Organizacional. Brasília, 2020. Disponível em: <https://www.aneel.gov.br/a-aneel>. Acesso em: 05 de mai. 2020.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (Brasil). Sistema de Informações Georreferenciadas do Setor Elétrico (SIGEL). ANEEL. Ministério de Minas e Energia, 2019. Disponível em: <https://sigel.aneel.gov.br/portal/home/index.html>. Acessado em: 25 de abr. 2020.

AGÊNCIA NACIONAL DE MINERAÇÃO (Brasil). Sistemas de Informações Geográficas de Mineração (SIGMINE). ANM. Ministério de Minas e Energia, 2020. Disponível em: <http://sigmine.dnpm.gov.br/webmap/>. Acesso em: 25 de abr. 2020.

AGÊNCIA NACIONAL DE TRANSPORTE (Brasil). Plano Nacional de Integração Hidroviária – Bacia do Paraguai: Relatório Técnico. Brasília: ANTAQ, 2013, 32p.

AGOSTINHO, A *et al.* Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: Effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, v.14, n. 1, p.11–19, 2004.

ALHO, C. J. R.; LACHER JR., E. T; GONÇALVES, H. C. Environmental Degradation in the Pantanal Ecosystem. *BioScience*, v.38, p.164-171, 1988.

ALHO, C.J.R *et al.* Ameaças à biodiversidade do Pantanal brasileiro pelo uso e ocupação da terra. *Ambiente & Sociedade*, v. 22, 2019.

ALHO, C.J.R. Biodiversity of the Pantanal: response to seasonal flooding regime and to environmental degradation. *Braz. J. Biol.*, v.68, n.4, p.957-966, 2008.

ALHO, C.J.R. Concluding remarks: overall impacts on biodiversity and future perspectives for conservation in the Pantanal biome. *Brazilian Journal of Biology*, v. 71, n. 1, p. 337-341, 2011.

ALHO, C.J.R. *et al.* Introduced species in the Pantanal: implications for conservation. *Braz. J. Biol.*, v.71, n.1, suppl.1, p.321-325. 2011.

ALHO, C.J.R. The Pantanal. In: FRASER, L.H; KEDDY, P.A. *The World's Largest Wetlands: Ecology and Conservation*. New York: Cambridge University Press, 2005, p. 203-271.

ALHO, C.J.R.; REIS, R.E. Exposure of Fishery Resources to Environmental and Socioeconomic Threats within the Pantanal Wetland of South America. *International Journal of Aquaculture and Fishery Sciences*, v. 3, n.2, p. 022-029, 2017.

ALHO, C.J.R.; SABINO, J. A conservation agenda for the Pantanal's biodiversity. *Brazilian Journal Biology*, v. 71, n. 1, p. 327-335, 2011.

ALHO, C.J.R.; VIEIRA, L.M. Fish and Wildlife resources in the Pantanal wetlands of Brazil and potential disturbances from the release of environmental contaminants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v.16, n.1, p.71–74, 1997.

ALHO, C.J.R; CAMARGO, G; FISCHER, E. Terrestrial and aquatic mammals of the Pantanal. *Braz. J. Biol.*, v. 71, n. 1, p. 297-310, 2011.

ALHO, C.J.R; SABINO J. Seasonal Pantanal flood pulse: implications for biodiversity conservation - a review. *Oecologia Australis*, v.16, p.958-978, 2012.

ALHO, C.J.R; SILVA, J.S.V. Effects of Severe Floods and Droughts on Wildlife of the Pantanal Wetland (Brazil), A Review. *Animals* v. 2, p.591-610, 2012.

ARAÚJO, F.D.C *et al.* Post-fire plant regeneration across a closed forest-savanna vegetation transition. *Forest Ecology and Management*, v.400, p.77-84, 2017.

- ARAÚJO, G. M *et al.* Fire drives the reproductive responses of herbaceous plants in a Neotropical swamp. *Plant Ecology*, v.214, p.1479-1484, 2013.
- MANRIQUE-PINEDA, D.A *et al.* Fire, flood and monodominance of *Tabebuia aurea* in Pantanal. *Forest Ecology and Management*, v.479, n. 118599, p. 1-12, 2021.
- ARCE, R.; GÚLLON, N. The application of Strategic Environmental Assessment to sustainability assessment of infrastructure development. *Environmental Impact Assessment Review*, v.20, p. 393–402, 2000.
- ARRIGADA, L *et al.* A new method to evaluate the vulnerability of watersheds facing several stressors: A case study in mediterranean Chile. *Science of The Total Environment*, v. 651, p. 1517-1533, 2019.
- ASSINE, M.L *et al.* Avulsive Rivers in the Hydrology of the Pantanal Wetland. In: BERGIER, I; ASSINE, M.L. Dynamics of the Pantanal Wetland in South America. *The Handbook of Environmental Chemistry*. London: Springer International Publishing Switzerland, 2016, p. 83-110.
- ASSINE, M.L *et al.* Channel arrangements and depositional styles in the São Lourenço fluvial megafan, Brazilian Pantanal wetland. *Sedimentary Geology*, v. 31, p.172-184, 2014.
- ASSINE, M.L *et al.* Geology and Geomorphology of the Pantanal Basin. In: BERGIER, I; ASSINE, M.L. Dynamics of the Pantanal Wetland in South America. *The Handbook of Environmental Chemistry*. London: Springer International Publishing Switzerland, 2016, p. 23-50.
- ASSINE, M.L. River avulsions on the Taquari megafan, Pantanal wetland, Brazil. *Geomorphology*, v.70, p.357-371, 2005.
- ASSINE, M.L; SILVA, A. Contrasting fluvial styles of the Paraguay River in the northwestern border of the Pantanal wetland, Brazil. *Geomorphology*, v.113, p. 189-199, 2009.
- ATHAYDE, S. *et al.* Improving policies and instruments to address cumulative impacts of small hydropower in the Amazon. *Energy Policy*, v. 132, p. 265–271, 2019.
- ATLIN, C.; GIBSON, R. Lasting regional gains from non-renewable resource extraction: The role of sustainability-based cumulative effects assessment and regional planning for mining development in Canada. *The Extractive Industries and Society*, v. 4, p. 36–52, 2017.
- AZEVEDO-SANTOS, V. M. *et al.* Negative impacts of mining on Neotropical freshwater fishes. *Neotropical Ichthyology*, v. 19, 17 set. 2021.
- BALFORS, B *et al.* Strategic environmental assessment in Swedish municipal planning. Trends and challenges. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 73, p. 152–163, 2018.

- BALL, M.A; NOBLE, B.F; DUBÉ, M.G. Valued ecosystem components for watershed cumulative effects: An analysis of environmental impact assessments in the South Saskatchewan River watershed, Canada. *Integrated Environmental Assessment and Management*, v.9, n. 3, p. 469–479, 2012.
- BARBIERO, L *et al.* Natural Arsenic in Groundwater and Alkaline Lakes at the upper Paraguay basin, Pantanal, Brazil. *Trace Metals and other Contaminants in the Environment*, v. 9, p.101-126, 2007.
- BARROS, A. E. *et al.* Wildfires disproportionately affected jaguars in the Pantanal. *Communications Biology*, v. 5, n. 1, p. 1–12, 13 out. 2022.
- BARROW, C. J. *Environmental and Social Impact Assessment: an introduction*. Arnold: London, 310 p., 1997.
- BELPÁKOVÁ, I. Strategic Environmental Assessment – An Instrument for Better Decision Making Towards Urban Sustainable Planning. *Procedia Engineering*. v. 161, p. 2058–2061, 2016.
- BENDOR, T. A dynamic analysis of the wetland mitigation process and its effects on no net loss policy. *Landscape and Urban Planning*, v. 89, p.17-27, 2009.
- BERGIER, I *et al.* Amazon rainforest modulation of water security in the Pantanal wetland. *Science of The Total Environment*, v. 619–620, p. 1116-1125, 2018.
- BERGIER, I. Effects of highland land-use over lowlands of the Brazilian Pantanal. *Science of the Total Environment*, v. 463–464, p.1060–1066, 2013.
- BERLINCK, C.N *et al.* The Pantanal is on fire and only a sustainable agenda can save the largest wetland in the world. *Brazilian Journal of Biology*, v. 82, n.e244200, p. 1-2, 2022.
- BERNAL, B., MITSCH, W. J. Carbon sequestration in freshwater wetlands in Costa Rica and Botswana. *Biogeochemistry*, v.115, n.1–3, p.77–93, 2013.
- BIDSTRUP, M.; KORNOV, L.; PARTIDÁRIO, M.R. Cumulative effects in strategic environmental assessment: The influence of plan boundaries. *Environmental Impact Assessment Review*. v. 57, p. 151–158, 2016.
- BINA, O. A critical review of the dominant lines of argumentation on the need for strategic environmental assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, v.27, p. 585-606, 2007.
- BOEIJE, H. *Analysis in Qualitative Research*. London: Sage Publications, 2010.
- BONNELL, S. Addressing Cumulative Effects through Strategic Environmental Assessment: A case study of Small Hydro Development in Newfoundland, Canada. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, v. 2, n. 4, p. 477–499, 2000.

BÓREN, S *et al.* Strategic approach to sustainable transport system development e Part 2: the case of a vision for electric vehicle systems in southeast Sweden. *Journal of Cleaner Production*, v. 140, p. 62-71, 2017.

BORGES, J.R.P; CHAUDHRY, F.H; FERREIRA FILHO, P. Um estudo sobre a percepção de ribeirinhos da Bacia do Alto Paraguai a respeito da questão de justiça e equidade em aproveitamento hídrico: o caso da hidrovía Paraguai-Paraná. In. III Simpósio sobre Recursos Naturais e Socioeconômicos do Pantanal, Corumbá-MS, 2000, 1-14p. Disponível em: <https://www.cpap.embrapa.br/agencia/congresso/Socio/BORGES-036.pdf> Acesso: 20 de abr de 2020.

BRAGAGNOLO, C; GENELETTI, D. Addressing cumulative effects in Strategic Environmental Assessment of spatial planning. *AESTIMUM* 60, p. 39-52, 2012.

BRASIL. Nota Técnica nº 170/2017-SRG/SCG/ANEEL. Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL). Disponível em: http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/audiencia/arquivo/2017/080/documento/nt_170_-_consolidacao_das_normas_de_geracao_-_final_2.pdf> Acesso: 23 de abr.2020.

BRASIL. Resolução normativa nº 673, de 4 de agosto de 2015. Estabelece os requisitos e procedimentos para a obtenção de outorga de autorização para exploração de aproveitamento de potencial hidráulico com características de Pequena Central Hidrelétrica – PCH. Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL). Disponível em: <https://www.aneel.gov.br/documents/656877/14486448/ren2015673.pdf>. Acesso em: 12 de out.2019.

BRAVO, J.M *et al.* Impact of projected climate change on hydrologic regime of the Upper Paraguay River basin. *Climatic Change*, v.127, p.27–41, 2014.

BRITSKI, H.A; SILIMON, K.Z.S; LOPES, B.S. *Peixes do Pantanal – Manual de Identificação*. 2ª. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2007.

BRODERICK, M; DURNING, B; SÁNCHEZ, L.E. Cumulative Effects. In. THERIVEL, R; WOOD, G. (Org). *Methods of Environmental and Social Impact Assessment*. 4 ed. New York: Routledge, 2018.

BROWN, A.L.; THERIVEL, R. Principles to guide the development of strategic environmental assessment methodology. *Impact Assessment and Project Appraisal*. v. 18, n. 3, p. 183–189, 2000.

BUCK, D.G *et al.* A global-scale assessment of fish mercury concentrations and the identification of biological hotspots. *Science of The Total Environment*, v. 687, p.956-966, 2019.

CALCENONI, V. Avaliação e Gestão de Efeitos Cumulativos (AGEC) na Avaliação de Impacto de Projetos: O caso da Coordenadoria Geral de Petróleo de Gás (CGPEG) do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Dissertação (Mestrado em Ciências- Programa de Pós-graduação em Ciência da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

CALHEIROS, D *et al.* Influências de usinas hidrelétricas no funcionamento hidro-ecológico do Pantanal Mato-Grossense - Recomendações. EMBRAPA. Documento, n. 102, 2009. Disponível em:<http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/online/DOC102.pdf> . Acesso em: 20 de jul.2018.

CALHEIROS, D. F.; CASTRILON S. K. I.; BAMPI, A. C. Hidrelétricas nos rios formadores do pantanal: ameaças à conservação e às relações socioambientais e econômicas pantaneiras tradicionais. Revista IberoAmericana de Ciências Ambientais, v.9, n.1, p.119-139, 2018.

CALHEIROS, D.F; FERRACINI, V.L; QUEIROZ, S.C.N. Contaminação por agrotóxicos nas águas da Bacia do Alto Paraguai. In: 3º SEMINÁRIO DE AGROECOLOGIA DE MATO GROSSO DO SUL, 2009, Corumbá-MS, 2010, 1-5p. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1002538/contaminacao-por-agrotoxicos-nas-aguas-da-bacia-do-alto-paraguai>. Acesso: 12 de set. 2018.

CALHEIROS, D.F; OLIVEIRA, M.D. Poluição por pesticidas, nutrientes e material em suspensão nos rios formadores do Pantanal Mato-Grossense. Embrapa Pantanal, n. 096 p.1-4, 2006.

CALHEIROS, D.F; OLIVEIRA, M.D; PADOVANI, C.R. Hydro-ecological Processes and Anthropogenic Impacts on the Ecosystem Services of the Pantanal Wetland. In. IORIS, A.A.S. Tropical Wetland Management: The South-american pantanal and the international (Org.). England: ashgate publishing limited, 2012, p.29-56.

CALLIL, C.T; JUNK, W.J. Aquatic gastropods as mercury indicators in the Pantanal of Poconé region (Mato Grosso, Brazil). Water Air Soil Poll, v.125, p. 319-330, 2001.

CALLIL, C.T; JUNK, W.J. Concentração e incorporação de mercúrio por Moluscos Bivalves *Anodonites Trapesialis* (Lamarck, 1819) e *Castalia Ambigua* (Lamarck, 1819) do Pantanal de Pocon-MT, Brasil. Biociências, v.7, n.1, p.3-28, 1999.

CALVACANTE, S.M.C *et al.* The status of the jaguar in the Pantanal, CAT news Special, v.7, p.29-34, 2012.

CAMPEOL, G. Strategic Environmental Assessment and Urban Planning: Methodological Reflections and Case Studies. 1 ed. Italy: Springer, 2020.

- CAMPOS, M.M et al. Predicted impacts of proposed hydroelectric facilities on fish migration routes upstream from the Pantanal wetland (Brazil), *River Res Applic*, v.,36, p.452–464, 2020.
- CAMPOS, Z; MAGNUSSON, W.E. Relationship between rainfall, nesting habitat and fecundity of *Caiman crocodilus yacare* in the Pantanal, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, v.11, p.351-358, 1995.
- CANTER, L. Conceptual models, matrices, networks and adaptive management: emerging methods for CEA. In *Assessing and Managing Cumulative Environmental Effects*, International Association for Impact Assessment, Calgary, AB, 2008.
- CANTER, L. *Cumulative Effects Assessment and Management: Principles Processes and Practices*, EIA PRESS, Horseshoe Bay :Texas, 2015, 864p.
- CANTER, L.; ROSS, B. State of practice of cumulative effects assessment and management: the good, the bad and the ugly. *Impact Assessment and Project Appraisal*, v.28, n.4, p.261-268, 2010.
- CANTER, L.W; ATKISON, S.F. Multiple uses of indicators and indices in cumulative effects assessment and management. *Environmental Impact Assessment Review*, v.31, p.491-501, 2011.
- CANTER, L; CHAWLA, M; SWOR, T. Expanding environmental emphases in water resources planning. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, v.15, n.4, p.36, 2013.
- CANTER, L; ROSS, B. State of practice of cumulative effects assessment and management: the good, the bad and the ugly. *Impact Assessment and Project Appraisal*, v.28, p.261-268, 2010.
- ROUDGARMI, P. Cumulative Effects Assessment (CEA), A Review. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, v. 20, n. 2, p. 1850008-1- 1850008-18, 2018.
- CARDOSO, E.L *et al.* Efeitos da queima na dinâmica da biomassa aérea de um campo nativo no Pantanal. *Pesq agropec. bras.*, v. 38, n. 6, p. 747-752, 2003.
- CARDOSO, E.L; CRISPIM, S.M.A. Queimada: uma prática controlada no Pantanal. *Revista Eco* 21, v. XII, n.71, 2002. Disponível em:<https://ambientes.ambientebrasil.com.br/florestal/artigos/queimada_uma_pratica_controlada_no_pantanal.html> Acesso em: 15 de jan. de 2020.
- CCME. *Regional Strategic Environmental Assessment in Canada: Principles and Guidance*. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, MB, 2009.

CEQ- COUNCIL ON ENVIRONMENTAL QUALITY-CEQ. Regulations for implementing the procedural provisions of the Nepa Act. 40 CFR Parts 1500-1508, 1978. Disponível em: https://www.energy.gov/sites/prod/files/NEPA-40CFR1500_1508.pdf acesso em: 30 de abril de 2019.

CHIARAVALLOTTI, R. M; HOMEWOOD, K; ERIKSON, K. Sustainability and Land tenure: Who owns the floodplain in the Pantanal, Brazil?. *Land Use Policy*, v.64, p.511–524, 2017.

CHILIMA, J.S et al. Institutional arrangements for assessing and managing cumulative effects on watersheds: lessons from the Grand River watershed, Ontario, Canada, *Canadian Water Resources Journal*, v.42, p.223-236, 2017.

CHILIMA, J.S *et al.* Institutional considerations in watershed cumulative effects assessment and management. *Impact Assessment and Project Appraisal*, v.31, p.74-84, 2013.

CHOULAK, M *et al.* A meta-decision-analysis approach to structure operational and legitimate environmental policies – With an application to wetland prioritization. *Science of the Total Environment*, v. 655, p. 384–394, 2019.

CLARKSON, B.R; AUSSEIL, A. G.E; GERBEAUX, P. Wetland Ecosystem Services. In: Dymond JR ed. *Ecosystem services in New Zealand – conditions and trends*. Manaaki Whenua Press, Lincoln, New Zealand, 2013.

COLETTA, V, R *et al.* Causal Loop Diagrams for supporting Nature Based Solutions participatory design and performance assessment. *Journal of Environmental Management*, v.280, p.111668, 2021.

COMISSÃO EUROPEIA. Relatório da Comissão ao Conselho e ao Parlamento Europeu: Nos termos do artigo 12.º, n.º 3 da Diretiva 2001/42/CE relativa à avaliação dos efeitos de determinados planos e programas no ambiente. Bruxelas, 2017.

COMUNIDADE EUROPEIA. Diretiva 2001/42 / CE do Parlamento Europeu e do Conselho relativa à Avaliação dos Planos de Determinados Planos e Programas no Ambiente. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, 2001. Disponível em <<https://eur-lex.europa.eu/legalcontent/PT/TXT/?uri=CELEX:52009DC0469>> Acesso: 06 de out 2018.

CONTANT, C. K.; WIGGINS, L. L. Defining and analyzing cumulative environmental impacts. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 11, n. 4, p. 297–309, 1 dez. 1991.

COOPER, L. M. Guidelines for Cumulative Effects Assessment in SEA of Plans, EPMG Occasional Paper 04/LMC/CEA, Imperial College London, 2004, 49p.

COOPER, L. M; SHEATE, W.R. Integrating cumulative effects assessment into UK strategic planning: implications of the European Union SEA Directive. *Impact Assessment and Project Appraisal*, v.22:1, p.5-16, 2004.

- COOPER, L.M. CEA in policies and plans: UK case studies. *Environmental Impact Assessment Review*, v.31, p.465-480, 2011.
- COOPER, L.M; SHEATE, W.R. Cumulative effects assessment: A review of UK environmental impact statements. *Environmental Impact Assessment Review*, v.22, p. 415–439, 2002.
- CORREA, D. B. *et al.* Increased burned area in the Pantanal over the past two decades. *Science of The Total Environment*, v. 835, p. 155386, 20 ago. 2022.
- COSTANZA, R *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, 1997.
- CREPANI, E.; SANTOS, A. R. Aspectos da erosão na Bacia do Alto Taquari e sua influência no assoreamento do Pantanal Mato-Grossense. In: Encontro sobre sensoriamento remoto aplicado a estudos no Pantanal., Corumbá, p. 143-146, 1995.
- CRUZ, F.R et al. Water quality impacts of small hydroelectric power plants in a tributary to the Pantanal floodplain, Brazil. *River Res. Applic*, v.37, p.448–461, 2021.
- CUNHA, C.L.D. Pantanal Mato-grossense: Um patrimônio nacional à margem da lei. In: IRIGARAY, C.T.J.H; BRAUN, A; IRIGARAY, M. Pantanal Legal: A Tutela jurídica das áreas úmidas e do Pantanal Mato-grossense. Cuiabá-MT: EdUFMT; Carlini & Caniato Editorial, 2017, 197p.
- CUNHA, E.R *et al.* Future scenarios based on a CA-Markov land use and land cover simulation model for a tropical humid basin in the Cerrado/Atlantic forest ecotone of Brazil, *Land Use Policy*, v. 101, n.105141, 2021.
- DA SILVA, C. J. *et al.* Biodiversity and its drivers and pressures of change in the wetlands of the Upper Paraguay–Guaporé Ecotone, Mato Grosso (Brazil). *Land Use Policy*, v. 47, p. 163–178, 1 set. 2015.
- DALAL-CLAYTON. B.; SADLER, B. Strategic environmental assessment – a sourcebook and reference guide to international experience. London: Earthscan, 2005.
- DARLING, E.S; CÔTÉ, I.M. Quantifying the evidence for ecological synergies. *Ecology Letters*, v.11, p. 1278–1286, 2008.
- DE ALMEIDA FERREIRA, C.M et al. Semiquantitative determination of total mercury in *Pygocentrus nattereri* Kner, 1858 and sediment at the plateau of Upper Paraguai River, Brazil. *Chemosphere*, v.174, p. 604-612,2017.
- DE OLIVEIRA APARECIDO, L.C et al. Climate changes and their influences in water balance of Pantanal biome. *Theoretical and Applied Climatology*, v.143, p.659–674, 2021.

DE SOUZA, S.C; IRIGARAY, C.T.J.H. A gestão da Bacia do Alto Paraguai: a participação dos grupos de interesse na formulação do marco legal do Pantanal de Mato de Grosso. In. IRIGARAY, C.T.J.H; BRAUN, A; IRIGARAY, M. Pantanal Legal: A Tutela jurídica das áreas úmidas e do Pantanal Mato-grossense. Cuiabá-MT: EdUFMT; Carlini & Caniato Editorial, 2017, 197p.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE TRANSPORTE. Hidrovia do Paraguai. Disponível em: <http://www.dnit.gov.br/modais-2/aquaviario/hidrovia-do-paraguai>. Acesso em: 26 de abr. 2020.

DIBO, A.P. Avaliação de Impactos Cumulativos para a biodiversidade: Uma proposta de referência no contexto de avaliação de impacto ambiental de projetos. Tese (Doutorado em Ciências- Programa de Pós-graduação em Engenharia de Minas e Petróleo) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.

DORES, E.F.G.C. Pesticides in the Pantanal. In: BERGIER, I; ASSINE, M.L. Dynamics of the Pantanal Wetland in South America. The Handbook of Environmental Chemistry. London: Springer International Publishing Switzerland, 2016, p. 179- 190.

DORES, E.F.G.C; CALHEIROS, D.F. Contaminação por agrotóxicos na bacia do rio Miranda, Pantanal (MS). Revista Brasileira de Agroecologia, v.3, Suplemento especial, p.202-205, 2008.

DUBÉ, M.G *et al.* A framework for assessing cumulative effects in watersheds: An introduction to Canadian case studies. Integrated Environmental Assessment and Management, v.9, n. 3, p. 363–369, 2013.

DUBÉ, M.G *et al.* Development of a new approach to cumulative effects assessment: A northern river ecosystem example. Environmental Monitoring and Assessment, v.113, p. 87–115, 2006.

DUBÉ, M.G. Cumulative effect assessment in Canada: a regional framework for aquatic ecosystems. Environmental Impact Assessment Review, v. 23, p. 723-745, 2003.

DUBÉ, M.G; MUNKITTRICK, K. Integration of Effects-Based and StressorBased Approaches into a Holistic Framework for Cumulative Effects Assessment in Aquatic Ecosystems. Human and Ecological Risk Assessment, v.7, n.2, p.247-258, 2001.

DUINKER, P.N *et al.* Scientific dimensions of cumulative effects assessment: toward improvements in guidance for practice. Environ. Rev. v.21, p. 40–52, 2013.

DUINKER, P.N; GREIG, L.A. The Impotence of Cumulative Effects Assessment in Canada: Ailments and Ideas for Redeployment. Environmental Management, v. 37, p.153–161,2006.

- DURIGAN, G. *et al.* Cerrado wetlands: multiple ecosystems deserving legal protection as a unique and irreplaceable treasure. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 20, n. 3, p. 185–196, 1 jul. 2022.
- EATON, D.P *et al.* Citizen scientists help unravel the nature of cattle impacts on native mammals and birds visiting fruiting trees in Brazil's Southern Pantanal. *Biological Conservation*, v.208, p.29–39, 2017.
- ELY, P. *et al.* Dam-Induced Hydrologic Alterations in the Rivers Feeding the Pantanal. *Frontiers in Environmental Science*, v. 8, 2020.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (Brasil). *Erosão na Bacia do Alto Taquari*. - Corumbá: Embrapa Pantanal, 2003. 46 p.
- ENDTER-WADA, J; KETTENRING, K.M; SUTTON-GRIER, A. Protecting wetlands for people: Strategic policy action can help wetlands mitigate risks and enhance resilience. *Environmental Science and Policy*, v.108, p. 37–44, 2020.
- ERICKSON, P. *A Practical Guide to Environmental Impact Assessment*. San Diego: Academic Press, 1994.
- EVANS, T. L; COSTA, M. Landcover classification of the Lower Nhecolândia subregion of the Brazilian Pantanal Wetlands using ALOS/PALSAR, RADARSAT-2 and ENVISAT/ASAR imagery. *Remote Sensing of Environment*, v.128, p.118–137, 2013.
- EVANS, T.L *et al.* Large-scale habitat mapping of the Brazilian Pantanal wetland: A synthetic aperture radar approach. *Remote Sensing Of Environment*, [s.l], v. 155, p.89-108, 2014.
- FANTIN-CRUZ, I *et al.* Changes in river water quality caused by a diversion hydropower dam bordering the Pantanal floodplain. *Hydrobiologia*, v.768, p.223–238, 2016.
- FANTIN-CRUZ, I *et al.* Effects of a diversion hydropower facility on the hydrological regime of the Correntes River, a tributary to the Pantanal floodplain, Brazil. *Journal of Hydrology*, v.531, p. 810-820, 2015.
- FANTIN-CRUZ, I. *et al.* Further Development of Small Hydropower Facilities Will Significantly Reduce Sediment Transport to the Pantanal Wetland of Brazil. *Frontiers in Environmental Science*, v. 8, 2020.
- FAO; UNEP; UNESCO. *Metodologia provisional para evaluación de la degradación de los suelos*. Roma: FAO Y PNUMA, 86p.il,1980.
- FERNANDES-VÍTORA, V. C. *Guia metodológica para la Evaluación del Impacto Ambiental*. 3ª Edición, Ediciones Mundi-Prensa: Barcelona, 412 p., 2003.
- FERRANTE, L; FEARNSSIDE, P. M. Amazon sugarcane: A threat to the forest. *Science*, v. 359, p. 1472, 2018.

- FERREIRA, C.J.A *et al.* Anthropogenic factors affecting Waters of the Pantanal wetland and associated rivers in the Upper Paraguay River Basin of Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.5, p.135-148, 1994.
- FIDLER, C.; NOBLE, B.F. Advancing regional strategic environmental assessment in Canada's western Arctic: Implementation opportunities and challenges. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, v. 15, n. 1, 2013.
- FILHO SOUZA, E.E. As barragens na Bacia do Rio Paraguai e a possível influência sobre a descarga fluvial e o transporte de sedimentos. *Boletim de Geografia.*, v. 31, n. 1, p. 117-133, 2013.
- FINLAYSON, C.M *et al.* The Ramsar Convention and Ecosystem-Based Approaches to the Wise Use and Sustainable Development of Wetlands. *Journal of International Wildlife Law & Policy*, v.14, n.3-4, p.176-198, 2011.
- FISCHER, T. B. Benefits from SEA application — a comparative review of North West England, Noord-Holland and EVR Brandenburg-Berlin, *Environmental Impact Assessment Review*, 19, pp. 143-173, 1999.
- FISCHER, T. B; SEATON, K. Strategic Environmental Assessment: Effective Planning Instrument or Lost Concept?. *Planning Practice and Research*, v.17, n.1, p.31-44, 2002.
- FISCHER, T.B. Strategic environmental assessment in post-modern times, *Environmental Impact Assessment Review*, v 23, p 155-170, 2003.
- FISCHER, T.B. *Strategic Environmental Assessment in Transport and Land Use Planning*: Earthscan, London, 2002, p. 283.
- FISCHER, T.B. *Theory and practice of strategic environmental assessment: Towards a more systematic approach*. USA:Earthscan, 2007.
- FOGLIATTI, M.C; FILIPPO, S; GOULARD, B. *Avaliação de Impactos Ambientais*. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2004, p.240.
- FOLEY, M.M *et al.* The challenges and opportunities in cumulative effects assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 62, p. 122-134, 2017.
- FONSECA, F.R.D; MALM, O; WALDEMARIN, H.F. Mercury levels in tissues of Giant otters (*Pteronura Braziliensis*) from the Rio Negro, Pantanal, Brazil. *Environ Res*, v. 98, p.368-371, 2005.
- FRANCO, M.L.P.B. *Análise de Conteúdo*. 2ed. Brasília: Líber Livro, 2007.
- FREITAS, S.R *et al.* Emissões de queimadas em ecossistemas da América do Sul. *Estudos Avançados*, v.19, n. 53, p. 167-185, 2005.

- GALDINO, D.F *et al.* Erosão Potencial Laminar Hídrica na Bacia do Alto Taquari. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.9 n.2, p. 125-133, 2004.
- GALDINO, S.; VIEIRA, L.M.; PELLEGRIN, L.A. Impactos ambientais e socioeconômicos na Bacia do Rio Taquari – Pantanal. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2005.
- GALDINO, S; VIEIRA, L.M; SORIANO, B.M.A. Erosão na Bacia do Alto Taquari. Documentos 52, Corumbá: Embrapa Pantanal, 2003. 46 p.
- GALLARDO, A. L. C. F. et al. A avaliação de impactos cumulativos no planejamento ambiental de hidrelétricas na bacia do rio Teles Pires (região amazônica). Desenvolvimento e Meio Ambiente, v. 43, Edição Especial: Avaliação de Impacto Ambiental, 2017.
- GALLARDO, A.L.C.F; DUARTE, C.G; DIBO, A.P. Avaliação ambiental estratégica para o planejamento da expansão da cana-de-açúcar: Uma proposta de roteiro. Revista Ambiente & Sociedade, v. XIX, n. 2, p. 67-94, 2016.
- GAO, J.; CHRISTENSEN, P.; LI, W. Application of the WEAP model in strategic environmental assessment: Experiences from a case study in an arid/semi-arid area in China. Journal of Environmental Management. v. 198, p.1, p 363-371, 2017.
- GIL, A. C. Como elaborar projetos de pesquisa, 4.ed. - São Paulo: Atlas, 2002.
- GODOY, J. M *et al.* Evaluation of the siltation of River Taquari, Pantanal, Brazil, through ²¹⁰Pb geochronology of floodplain lake sediments, J Braz Chem Soc. v.13, n.1, p.71–77, 2002.
- GOMES, G.D *et al.* Projections of subcontinental changes in seasonal precipitation over the two major river basins in South America under an extreme climate scenario. Clim Dyn, v. 58, p.1147-1169,2022.
- GOTTGENS *et al.* The Paraguay–Paraná Hidrovía: Protecting the Pantanal with Lessons from the Past. BioScience, v. 51, n. 4, p. 301-308, 2001.
- GOULDEN, M.L., LITVAK, M; MILLER, S.D. Factors that control Typha marsh evapotranspiration. Aquatic Botany, v. 86, p. 97–106, 2007.
- GRAYSON, J.E; CHAPMAN, M.G; UNDERWOOD, A. J. The assessment of restoration of habitat in urban wetlands. Landscape and Urban Planning, v. 43, p.227-236, 1999.
- GUERRA, A *et al.* Drivers and projections of vegetation loss in the Pantanal and surrounding ecosystems. Land Use Policy, v.91, p.104388, 2020b.
- GUERRA, A *et al.* O futuro da BAP. In: RABELO, A.P.C; SOUZA, M.G. Bacia do Alto Paraguai: uma viagem no tempo. Brasília: IBICT, 2021, p. 67-89c.
- GUERRA, A *et al.* The importance of Legal Reserves for protecting the Pantanal biome and preventing agricultural losses. Journal of Environmental Management, v. 260, p.110128, 2020a.

GUNN, J.H.; NOBLE, B. A conceptual basis and methodological framework for regional strategic environmental assessment (R-SEA). *Assessment and Project Appraisal*, v 27, p 258-270, 2009a.

GUNN, J.H; NOBLE, B.F. Integrating cumulative effects in regional strategic environmental assessment frameworks: Lessons from practice. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, v. 11, n.3, p. 267–290, 2009b.

GUNN, J; NOBLE, B.F. Conceptual and methodological challenges to integrating SEA and cumulative effects assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, v.31, p. 154–160, 2011.

HALL, C.J.; JORDAAN, A.; FRISK, M.G. The historic influence of dams on diadromous fish habitat with a focus on river herring and hydrologic longitudinal connectivity. *Landscape Ecology*, v. 26, n° 1, p. 95-107, 2011.

HALSETH, G.R *et al.* Cumulative Effects and Impacts: Introducing a Community Perspective. In. GILLINGHAM, M.P; HALSETH, G.R; JOHNSON, C.J; PARKES, M.W. *The Integration Imperative: Cumulative Environmental, Community, and Health Effects of Multiple Natural Resource Developments.*(Orgs.) New York: Springer, 2016.

HAMILTON, S. K.; MCCLAIN, M. E. Hydrological controls of ecological structure and function in the Pantanal wetland (Brazil), 2002. Disponível em: </paper/Hydrological-controlsofecologicalstructureandHamiltonMcClain/d50aac0db4bb6fb56e90be85c92003532660cc2f>. Acesso em: 31 out. 2019.

HAMILTON, S.K. Potential effects of a major navigation project (Paraguay-Parana Hidrovia) on inundation in the Pantanal floodplains. *Regulated Rivers Research & Management*, v.15, p.298-299, 1999.

HAMILTON, S.K; SIPPEL, S.J; MELACK, J.M. Comparison of inundation patterns among major South American floodplains. *Journal of Geophysical Research*, v. 107, n. D20, p.8038, 2002.

HANSSON, L.A *et al.* Conflicting demands on wetland ecosystem services: nutrient retention, biodiversity or both?. *Freshwater Biology*, v. 50, p. 705–714, 2005.

HARRIMAN, J.A.E; NOBLE, B.F. Characterizing Project and Strategic Approaches to Regional Cumulative Effects Assessment in Canada. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, v. 10, n. 1, p. 25–50, 2008.

HARRIS, M. B. *et al.* Safeguarding the Pantanal Wetlands: Threats and Conservation Initiatives. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 714–720, 2005.

HARRIS, M.B *et al.* Estimativa da perda de cobertura vegetal original na Bacia do Alto Paraguai e Pantanal brasileiro: ameaças e perspectivas. *Natureza & Conservação*, v. 4, p. 24-49, 2006.

HEGMANN, G *et al.* Cumulative Effects Assessment Practitioners Guide. Prepared by AXYS Environmental Consulting Ltd. and the CEA Working Group for the Canadian Environmental Assessment Agency, Hull, Quebec, 1999.

HEGMANN, G.; YARRANTON, G.A. Alchemy to reason: Effective use of Cumulative Effects Assessment in resource management. *Environmental Impact Assessment Review*, v.31, p. 484-490, 2011.

HENRÍQUEZ-DOLE, L *et al.* Integrating strategic land use planning in the construction of future land use scenarios and its performance: The Maipo River Basin, Chile. *Land Use Policy*, v.78, p.353–366, 2018.

HYLANDER L. D *et al.* Relationship of mercury with aluminum, iron and manganese oxyhydroxides in sediments from the Alto Pantanal, Brazil. *Sci Total Environ*, v.260, p. 97-107, 2000a.

HYLANDER L.D *et al.* Fish mercury concentration in the Alto Pantanal, Brazil: influence of season and water parameters. *Sci Total Environ*, v.261, p. 9-20, 2000b.

HYLANDER L.D *et al.* Mercury levels in Alto Pantanal - a screening study. *Ambio*, v.23, p.478-484, 1994.

IAIA- INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR IMPACT ASSESSMENT. Cumulative Effects Assessment. Fastips nº17. Prepared by J. Blakley, P. Duinker, L. Greig, G. Hegmann, B. Noble, 2017.

ICMBIO, INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. Plano de ação nacional para a conservação da onça-pintada. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 2013. 384 p.

IDE, C.N *et al.* Soil and Water Conservation in the Upper Paraguay River Basin: Examples from Mato Grosso do Sul, Brazil. In: IORIS, A.A.S. *Tropical Wetland Management: The South-american pantanal and the international*. England: Ashgate Publishing Limited, 2012, p.99-133.

IFC- INTERNATIONAL FINANCE CORPORATION. Good Practice Handbook, Cumulative Impact Assessment and Management: Guidance for the Private Sector in Emerging Markets. World Bank Group, Washington, D.C. 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Produção da Pecuária Municipal 2017-PPM. efetivo de rebanhos. Disponível em: <<http://sidra.ibge.gov.br/bda/pesquisas/ppm/>>. Acessado em 12 de jun de 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA.IBGE. Série histórica pecuária estados. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ms/pesquisa/18/16532?ano=2018&tipo=grafico&indicador=16533>. Acessado em 22 de jun. 2019.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISA ESPACIAIS. Análise da situação atual do bioma Pantanal. Disponível em: http://www.obt.inpe.br/OBT/noticias-obt-inpe/queimadas-no-pantanal/analise_da_situacao_atual_do_bioma_pantanal.pdf. Acessado em: 12 de fev 2020.

INSTITUTO SOS PANTANAL, WWF- BRASIL. Monitoramento das alterações da cobertura vegetal e uso do Solo na Bacia do Alto Paraguai – Porção Brasileira – Período de Análise: 2012 a 2014. Brasília, 2015,66p.

IORIS, A.A.R Approaches and Responses to Climate Change: Challenges for the Pantanal and the Upper Paraguay River Basin. *Journal of Critical Social Research*, v.25, p.119-146,2014.

IORIS, A.A.R; IRIGARAY, C.T; GIRARD, P. Institutional responses to climate change: opportunities and barriers for adaptation in the Pantanal and the Upper Paraguay River Basin. *Climatic Change*, v.127, p.139–151, 2014.

IORIS, A.R. Rethinking Brazil’s Pantanal Wetland: Beyond Narrow Development and Conservation Debates. *Journal of Environment & Development*. v. 22, p. 239–260, 2013.

IRIGARAY, C.T.J.H. Contribuição técnico-científica ao aprimoramento do marco regulatório visando à proteção do Pantanal Mato-grossense. In. IRIGARAY, C.T.J.H; BRAUN, A; IRIGARAY, M. *Pantanal Legal: A Tutela jurídica das áreas úmidas e do Pantanal Mato-grossense*. Cuiabá-MT: EdUFMT; Carlini & Caniato Editorial, 2017, 197p.

JACKSON, T.; DIXON, J. Applying strategic environmental assessment to land-use and resource-management plans in Scotland and New Zealand: A comparison. *Impact Assessment and Project Appraisal*, v. 24, p. 89-101, 2006.

JAY, S. Strategic environmental assessment for energy production. *Energy Policy*, v. 38, p.3489–3497, 2010.

JĘDRZEJEWSKI, W., *et al.* Estimating large carnivore populations at global scale based on spatial predictions of density and distribution: application to the jaguar (*Panthera onca*). *PLoS One*, v.13, n.3, p. e0194719, 2018.

JOHN, L *et al.* A desoladora herança dos incêndios. *Ciência Pantanal* (WWF), v .6, 2021.

JOHNSTON, C.A. Cumulative impacts to Wetlands. *Wetlands*. v. 14, n. 1, p. 49-55, 1994.

- JONES, C et al., Strategic environmental assessment and land use planning: An international evaluation. USA/; Earthscan, 2005.
- JONGMAN, R.H.G; PADOVANI, C.R. Integrating stakeholder knowledge and science for river basin management. *Int. J. Water Resour. Manag*, v.22, n.1, p. 49-63, 2006.
- JUNK, W. J. *et al.* Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Aquatic Sciences*, [s.l], v. 68, p.278-309, 2006.
- JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The Flood Pulse Concept in River Floodplain Systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Canadá, v. 106, p. 110-127, 1989.
- JUNK, W. J; NUNES DA CUNHA, C. Wetland management challenges in the South American Pantanal and the international experience. In: Ioris, A. A. R. (ed.) *Tropical wetland management: The South-American Pantanal and the international experience*, Farnham, England: Ashgate, p.315–331, 2012.
- JUNK, W.J *et al.* Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst*, v.24, p.5–22,2014.
- JUNK, W.J *et al.* Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis. *Aquat. Sci.*, v. 75, p.151-167, 2013.
- JUNK, W.J. The flood pulse concept of large rivers: learning from the tropics. *Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology*, v. 27, n.7, p. 3950-3953, 2001.
- JUNK, W.J; CUNHA, C.N. Pantanal: a large South American wetland at a crossroads. *Ecological Engineering*, v. 24, p. 391–401, 2005.
- KLABIN, R; DIAS, F. Desmatamento no planalto pode inviabilizar a água no Pantanal. Disponível em: <https://valor.globo.com/opiniao/coluna/desmatamento-no-planalto-pode-inviabilizar-a-agua-no-pantanal.ghtml> ou as ferramentas oferecidas na página. Acesso 02 de marc. 2021.
- KRIPPENDORFF, K. *Content Analysis: an introduction to its methodology*. 2ed. London: Sage Publication, 2004.
- KRISTENSEN, S; NOBLE, B.F; PATRICK, R.J. Capacity for Watershed Cumulative Effects Assessment and Management: Lessons from the Lower Fraser River Basin, Canada. *Environmental Management*, v.52, p.360–373, 2013.

- KUNO, R. Avaliação da contaminação por mercúrio em peixes do Alto Pantanal. Dissertação (Mestrado em Epidemiologia- Programa de Pós-graduação em Epidemiologia) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.
- LACERDA L.D; FITZGERALD W.F. Biogeochemistry of mercury in wetlands. *Wetl Ecol Manag*, v.9, p. 291-293, 2001.
- LÁZARO, W.L *et al.* Climate change reflected in one of the largest wetlands in the world: an overview of the Northern Pantanal water regime. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 32, p.e104, 2020.
- LÁZARO, W.L *et al.* Non-lethal sampling for mercury evaluation in crocodilians, *Chemosphere*, v. 138,p. 25-32, 2015.
- LEADY, B.S; GOTTGENS, J.F. Mercury accumulation in sediment cores and along food chains in two regions of the Brazilian Pantanal. *Wetl Ecol Manag*, v.9, p.349-361, 2001.
- LEAL FILHO, W *et al.* Fire in Paradise: Why the Pantanal is burning. *Environmental Science & Policy*, v.123, p.31-34,2021.
- LEE, N.; WALSH, F. Strategic environmental assessment: an overview, *Project Appraisal*, v.7, n.3, p.126-136, 1992.
- LEUCHTENBERGER, C; MOURÃO, G. Social organization and territoriality of giant otters (Carnivora: Mustelidae) in a seasonally flooded savanna in Brazil. *Sociobiology*, v.52, n.2, p.257-270, 2008.
- LI, W; LIU, Y.J; YANG, Z. Preliminary Strategic Environmental Assessment of the Great Western Development Strategy: Safeguarding Ecological Security for a New Western China, *Environmental Management*, v. 49, p.483–501, 2012.
- LI, X; SONG, K; C; LIU, G. Wetland Fire Scar Monitoring and Its Response to Changes of the Pantanal Wetland. *Sensors*, v.20, p.4268, 2020.
- LIBONATI, R *et al.* Assessing the role of compound drought and heatwave events on unprecedented 2020 wildfires in the Pantanal. *Environmental Research. Letters*, v. 17, n. 015005, p.2-11, 2022.
- LIBONATI, R *et al.* Rescue Brazil’s burning Pantanal wetlands, *Nature*, v. 588, p. 217- 2019, 2020.
- LLOPART, M; REBOITA, M.S; ROCHA, R.P. Assessment of multi-model climate projections of water resources over South America CORDEX domain. *Climate Dynamics*, v.54, p.99–116, 2020.
- LOBOS, V.; PARTIDÁRIO, M. R. Theory versus practice in Strategic Environmental Assessment (SEA). *Environmental Impact Assessment Review*, v. 48, p. 34–46, 2014.

LOURIVAL, R *et al.* Planning for reserve adequacy in dynamic landscapes; maximizing future representation of vegetation communities under flood disturbance in the Pantanal wetland. *Diversity and Distributions*, v.17, p.297–310, 2011.

LOUZADA, R.O *et al.* Avulsions drive ecosystem services and economic changes in the Brazilian Pantanal wetlands. *Current Research in Environmental Sustainability*, v. 3, p.100057, 2021.

LOUZADA, R.O; BERGIER, I; ASSINE, M.L. Landscape changes in avulsive river systems: Case study of Taquari River on Brazilian Pantanal wetlands. *Science of The Total Environment*, v.723,n.138067, 2020.

MA, Z; BECKER, D.R; KILGORE, M.A. Barriers to and opportunities for effective cumulative impact assessment within state-level environmental review frameworks in the United States. *Journal of Environmental Planning and Management*, v.55, n.7, p.961-978,2012.

MACDONALD, L.M. Evaluating and Managing Cumulative Effects: Process and Constraints. *Environmental Management*, v. 26, n. 3, p. 299–315, 2000.

MACEDO HA, STEVAUX FN, BERGIER I. Methodology for analysis of distribution and classification of the intensity of dequada fish kill events in the Pantanal wetland. *Geografia*, v,40, p.163-176, 2015.

MAGALHÃES, G.C *et al.* Metais potencialmente tóxicos em rios a montante do Pantanal Norte. *Revista Ambiente Água*, v. 11, n. 4, p.834-850, 2016.

MAKASKE, B *et al.* Upstream and downstream controls of recent avulsions on the Taquari megafan, Pantanal, south-western Brazil. *Earth Surf. Process. Life Forms*, v. 37, n. 12, p. 1313-1326, 2012.

MALVESTIO, A.C.; FISCHER, T.B.; MONTAÑO, M. The consideration of environmental and social issues in transport policy, plan and programme making in Brazil: A systems analysis. *Journal of Cleaner Production*, v. 179, p. 674-689, 2018.

MAPBIOMAS. Projeto MapBiomias – Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da Terra no Pantanal - Coleção 7. Disponível em:<https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/FactSheet-Pantanal.pdf>. Acesso 25 de nov. de 2022.

MAPBIOMAS. Projeto Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da Terra no Pantanal - Coleção 6, 2021. Disponível em: <https://mapbiomas-brsite.s3.amazonaws.com/Fact_Sheet_3.pdf>. Acesso: 12 jan. 2022.

MAPBIOMAS. Região Hidrográfica do Paraguai. Disponível em: <<https://plataforma.mapbiomas.org/map#coverage>> Acesso em: 20 de Out. 2021.

- MARCHETTO, M et al. Avanços e desafios da Política de Recursos Hídricos quanto aos instrumentos de gestão. In: FIGUEIREDO, D.M; DORES, C.G.F.E; LIMA, Z.M. (Org.). Bacia do Rio Cuiabá: uma abordagem socioambiental. 1ed. Cuiabá-MT: EdUFMT, 2018, p. 498-536.
- MARENCO, J. A; OLIVEIRA, G.S; ALVES, L.M. Climate Change Scenarios in the Pantanal. In: BERGIER, I; ASSINE, M.L. Dynamics of the Pantanal Wetland in South America. The Handbook of Environmental Chemistry. London: Springer International Publishing Switzerland, 2016, p. 83-110.
- MARENCO, J.A *et al.* Extreme Drought in the Brazilian Pantanal in 2019–2020: Characterization, Causes, and Impacts. *Frontiers in Water*, v.3, n.639204, p.1-20, 2021.
- MARENCO, J.A; ALVES, L.M; TORRES, R.R. Regional climate change scenarios in the Brazilian Pantanal watershed. *CLIMATE RESEARCH*. v. 68, p. 201–213, 2016.
- MARINHA DO BRASIL. Altura anteriores dos rios - Ladário. Centro de hidrografia e navegação do oeste, Brasília, DF. 6p. Disponível em: <https://www.marinha.mil.br/chn-6/sites/www.marinha.mil.br.chn-6/files/3-LAD%C3%81RIO.pdf>. Acesso: 10 jan. 2022.
- MARSDEN, S. Assessment of transboundary environmental effects in the Pearl River Delta Region: Is there a role for strategic environmental assessment?. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 31, n.6, p. 593-601, 2011.
- MATEUS, L.A.F; PENHA, J.M.F. O pulso de inundação, os peixes e a Pesca. In: FIGUEIREDO, D.M; DORES, C.G.F.E; LIMA, Z.M. (Org.). Bacia do Rio Cuiabá: uma abordagem socioambiental. 1ed. Cuiabá-MT: EdUFMT, 2018, p. 431-460.
- MATO GROSSO DO SUL. Novas rotas de exportação pela hidrovía e rodovia bioceânica dão competitividade a MS. Campo Grande -MS: Portal do Governo de Mato Grosso do Sul. 2019. Disponível em: <http://www.ms.gov.br/novas-rotas-de-exportacao-pela-hidrovia-e-rodovia-bioceanica-dao-competitividade-a-ms/>. Acesso em: 23 de abr. 2020.
- MATO GROSSO DO SUL. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento econômico e Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul. Plano de recursos hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Miranda. Campo Grande, MS: DMTR-Engenharia, 2015. 411 p.
- MATO GROSSO DO SUL. Secretaria de Estado de Meio Ambiente, do Planejamento, da Ciência e Tecnologia e Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul. Plano estadual de recursos hídricos de Mato Grosso do Sul. Campo Grande, MS: Editora UEMS, 2010. 194 p.
- MATO GROSSO DO SUL. SECRETARIA DE PLANEJAMENTO E COORDENAÇÃO GERAL. Macrozoneamento geoambiental do Estado de Mato Grosso do Sul. Campo Grande, MS, SEPLAN-MS: IBGE, 1989, 242p.

MAY-JÚNIOR, J.A *et al.* Mercury analysis in hair of free-ranging jaguars (*Panthera onca*) in the Pantanal, Brazil. In. Anais I Congresso Latino-Americano de Toxicologia Clínico Laboral, Porto Alegre- RS, 2014.

MAY-JÚNIOR, J.A *et al.* Mercury content in the fur of jaguars (*Panthera onca*) from two áreas under different levels of gold mining impact in the Brazilian Pantanal, Academia Brasileira de Ciências. Rio de Janeiro. v.90, n.2, supl.1, 2018.

MCCOLD, L. N.; SAULSBURY, J. W. Including past and present impacts in cumulative impact assessments. *Environmental Management*, v. 20, n. 5, p. 767–776, set. 1996.

McGIMPSEY, P.; MORGAN, R. The application of strategic environmental assessment in a non-mandatory context: Regional transport planning in New Zealand. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 43, p. 56–64, 2013.

MEDINAS DE CAMPOS, M *et al.* Predicted impacts of proposed hydroelectric facilities on fish migration routes upstream from the Pantanal wetland (Brazil). *River Res. Applic.* v.36, p.452–464, 2020.

MERCANTE, M. A. *et al.* Alterações causadas por avulsão no Rio Taquari, no Pantanal Mato-Grossense. *Raega - O Espaço Geográfico em Análise*, v. 13, n. 0, 2007.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO; SECRETARIA DE POLÍTICA AGRÍCOLA. Projeções do Agronegócio: Brasil 2018/19 a 2028/29 projeções de longo prazo. Brasília: MAPA/ACE, 2019, 126 p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE- (MMA). A Convenção sobre Diversidade Biológica – CDB. Brasília, 2000, 32p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE- (MMA). Avaliação Ambiental Estratégica para melhorar a gestão ambiental brasileira, 2004. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/informma/item/2227-avaliacao-estrategica-pode-melhorar-gestaoambiental-brasileira>> Acesso em: 12 de Ago 2018.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE *et al.* Livro Verde da Avaliação Ambiental Estratégica do Pantanal. Junho, 2008, 241p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE-(MMA). Avaliação Ambiental Estratégica, Brasília: MMA/SQA, 2002. 92 p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Áreas prioritárias para Biodiversidade. Disponível em:<<https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/ecossistemas-1/areas-prioritarias-para-biodiversidade#:~:text=As%20C3%81reas%20Priorit%C3%A1rias%20para%20a,recupera%C3%A7%C3%A3o%20e%20ao%20uso%20sustent%C3%A1vel>>. Acesso em: 28 de Nov 2022.

- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA nº463, de 18 de dezembro de 2018. – Brasília: MMA, 2018.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Plano de Ação para prevenção e controle do desmatamento e das queimadas: Cerrado. Brasília: MMA, 2011, 200 p.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai - Pantanal - PCBAP, Volume 2, Diagnóstico do meio físico e biótico. Brasília: MMA/PNMA, 1997, 379p.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE; SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS. Caderno da Região Hidrográfica: Paraguai. Brasília: MMA, 2006, 140 p.
- MIRANDA, C. S. et al. Changes in vegetation cover of the Pantanal wetland detected by Vegetation Index: a strategy for conservation. *Biota Neotropica*, v. 18, n. 1, 2018.
- MOKANY, K.; HARWOOD, T. D.; FERRIER, S. Improving links between environmental accounting and scenario-based cumulative impact assessment for better-informed biodiversity decisions. *Journal of Applied Ecology*, v. 56, n. 12, p. 2732–2741, 2019.
- MONTIS, A. Strategic environmental assessment of energy planning tools. A study of Italian regions and provinces. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 46, p.32-42, 2014.
- MORATO, R.G. *et al.* Resource selection in an apex predator and variation in response to local landscape characteristics. *Biological Conservation*, v. 228, p. 233-240, 2018.
- MORATO, R.G. *et al.* Space Use and Movement of a Neotropical Top Predator: The Endangered Jaguar, *PLOS ONE*, v.12, p. 1-17, 2016.
- MORATO, R.G., *et al.* Avaliação do risco de extinção da onça-pintada *Panthera onca* (Linnaeus, 1758) no Brasil. *Biodiversidade Bras*, v.3, p.122–132, 2013.
- MORGAN, K.L; ROBERTS, T. H. Characterization of Wetland Mitigation Projects in Tennessee, USA. *Wetlands*, v. 23, n. 1, p. 65–69, 2003.
- MORISSETTE, T.J *et al.* Validation of MODIS Active Fire Detection Products Derived from Two Algorithms. *Earth Interactions*, v. 9, p. 1, 2005.
- MOURÃO, G.M., *et al.* Aerial surveys of caiman, marsh deer and pampas deer in the Pantanal wetland of Brazil. *Biological Conservation*, v. 92, p.175-183, 2000.
- MOURÃO, G; TOMAS, W; CAMPOS, Z. How much can the number of jabiru stork (*Ciconiidae*) nests vary due to change of flood extension in a large neotropical floodplain? *Zoologia*, v. 27, n. 5, p.751-756, 2010.

- MOWBRAY, S. A toxic threat to the jaguars of the Pantanal, Earth Touch News Network, 2017. Disponível em: <https://www.earthtouchnews.com/conservation/human-impact/a-toxic-threat-to-the-jaguars-of-the-pantanal/>. Acessado: 13 de março 2021.
- MURRAY, C. C *et al.* Cumulative effects in marine ecosystems: scientific perspectives on its challenges and solutions. WWF-Canada and Center For Ocean Solutions. 60 p, 2014.
- NERI, A.C; DUPIN, P; SÁNCHEZ, L.E. A pressure–state–response approach to cumulative impact assessment. *Journal of Cleaner Production*, v. 126, p.288-298, 2016.
- NOBLE, B. Introduction to Environmental Impact Assessment: a guide to principles and practice. 3rd Edition, Canada: Oxford University Press, 2015.
- NOBLE, B. Strategic approaches to regional cumulative effects assessment: a case study of the Great Sand Hills, Canada. *Impact Assessment and Project Appraisal*, v.26, p. 78-90, 2008.
- NOBLE, B.; GUNN, J.H. Regional Strategic Environmental Assessment for Integrated Land Management. *Horizons*, v. 10, n. 4, p. 106-113, 2010.
- NOBLE, B.F. Introduction to Environmental Impact Assessment: A guide to Principles and Practice. 3 ed. Canada: Oxford University Press, 2015.
- NOBLE, B.F; SHEELANERE, P; PATRICK, R. Advancing watershed cumulative effects assessment and management: Lessons from the south Saskatchewan river watershed, Canada. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, v. 13, n. 4, p. 567–590, 2011.
- NOBLE, B.F; SKWARUK, J.S; PATRICK, R.J. Toward cumulative effects assessment and management in the Athabasca watershed, Alberta, Canada, *The Canadian Geographer*, v. 58, n.3, p. 315–328, 2014.
- NOBLE, B; BASNET, P. Capacity for watershed cumulative effects assessment and management in the South Saskatchewan Watershed, Canada. *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques*, v.40, p.187-203, 2015.
- NOBLE, B; HARRIMAN, J. Regional Strategic Environmental Assessment (R-SEA): Methodological Guidance and Good Practice. Alberta: Canadian Council of Ministers of Environment, Government of Alberta, 2008, 62p.
- NOBLE, B; HILL, M; NIELSEN, J. Environmental assessment framework for identifying and mitigating the effects of linear development to wetlands. *Landscape and Urban Planning*, v. 99, p. 133-140, 2011.
- NORONHA MARCUZZO, F.F; ROCHA, H.M; MELO, D.C.R. Mapeamento da precipitação pluviométrica no bioma Cerrado do estado do Mato Grosso. *Boletim Goiano de Geografia*, v. 31, n. 2, p. 83-97, 2011.

NUNES DA CUNHA, C.; JUNK, W. J. A preliminary classification of habitats of the Pantanal of Mato Grosso and Mato Grosso do Sul, and its relation to national and international wetland classification systems. In: WOLFGANG J JUNK; CAROLINA J DA SILVA; CÁTIA NUNES DA CUNHA; KARL M WANTZEN. (Org.). The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland. 1ed.Sofia: Pensoft, 2011, v. 1, p. 127-142.

NUNES, A.P; TOMAS, W.M. Aves migratórias e nômades ocorrentes no Pantanal. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2008, 124p.

NUNES, A.P; TOMAS, W.M. Aves migratórias ocorrentes no Pantanal: Caracterização e conservação. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2004, 27p.

OCED – ORGANIZAÇÃO DE COOPERAÇÃO E DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO. Aplicação da Avaliação Ambiental Estratégica: Guia de Boas Práticas na Cooperação para o Desenvolvimento. Paris: OECD Publishing, 2012.

OLAGUNJU, A. O. Selecting Valued Ecosystem Components For Cumulative Effects In Federally Assessed Road Infrastructure Projects In Canada. Thesis (Degree of Master of Environment and Sustainability) - School of Environment and Sustainability, University of Saskatchewan, Saskatoon, 2012.

OLAGUNJU, A. O; GUNN, J. A.E. Selection of valued ecosystem components in cumulative effects assessment: lessons from Canadian road construction projects. *Impact Assessment and Project Appraisal*, v. 33, p.207-219, 2015.

OLAGUNJU, A; GUNN, J. What Influences Valued Ecosystem Component Selection For Cumulative Effects In Impact Assessment?. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, v.15, n. 4, p. 1350022-1- 1350022-22, 2013.

OLIVEIRA, A. G. DE; PELÁEZ, O.; AGOSTINHO, A. A. The effectiveness of protected areas in the Parana-Paraguay basin in preserving multiple facets of freshwater fish diversity under climate change. *Neotropical Ichthyology*, v. 19, n. 3, p. e210034, 2021.

OLIVEIRA, A.A. Análise dos impactos das políticas de desenvolvimento regional na bacia do Alto Paraguai. *Ensaio e Ciência: Ciências Biológicas, Agrárias e da Saúde*, v. 6, n. 3, p. 13-37, 2002.

OLIVEIRA, I.S.D.; MONTAÑO, M.; SOUZA, M.P. Avaliação Ambiental Estratégica. São Carlos. Suprema Gráfica e Editora, 2009.

OLIVEIRA, J.R; QUEIROZ, T.M. Relação sólidos/turbidez no Rio Grande Vermelho - MT: Afluente do Rio Paraguai na cabeceira do Pantanal. In. ZUFFO, A. M (Org). Pantanal: O

Espaço Geográfico e as Tecnologias em Análise. – Ponta Grossa (PR): Atena Editora, 2019, p. 164-175.

OLIVEIRA, M.D et al. Further Development of Small Hydropower Facilities May Alter Nutrient Transport to the Pantanal Wetland of Brazil. *Frontiers Environmental Science*, v.8, n.577793, 2020.

OLIVEIRA, M.T et al. Regeneration of riparian forests of the Brazilian Pantanal under flood and fire influence. *Forest Ecology and Management*, v. 331, p.256–263, 2014.

OLIVEIRA, T. G. Neotropical cats ecology and conservation. São Luís, MA: Edusmo, 1994.

OLIVEIRA-JÚNIOR, J.F et al. Fire foci related to rainfall and biomes of the state of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Agricultural and Forest Meteorology*, v.282–283, p. 107861, 2020.

ONÇAFARI. O onçafari documentários. Disponível em: <https://oncafari.org/oncafari/documentario/>. Acesso: 15 de mar. 2021.

OPPERMANN, P. A Avaliação Ambiental Estratégica como ferramenta promotora do encadeamento na Política Estadual de Mudanças Climáticas do Estado de São Paulo - PEMC. Tese (Doutorado em Ciências- Programa de Pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental) Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

PARTIDÁRIO, M.R. Scales and associated data – what is enough for SEA needs?. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 27, p. 460-478, 2007.

PELICICE, F. M; AGOSTINHO, A. A. Fish-passage facilities as ecological traps in large neotropical rivers. *Conservation Biology*, v.22, v.1, p.180–188, 2008.

PELLIN, A. et al. Avaliação Ambiental Estratégica no Brasil: considerações a respeito do papel das agências multilaterais de desenvolvimento. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v.16, n.1, p. 27-36, 2011.

PELUSO, L. M. et al. Climate change negative effects on the Neotropical fishery resources may be exacerbated by hydroelectric dams. *Science of The Total Environment*, v. 828, p. 154485, 1 jul. 2022.

PERDICOÚLIS, A; PIPER, J. Network and system diagrams revisited: Satisfying CEA requirements for causality analysis. *Environmental Impact Assessment Review*, v.28, p.

PEREIRA, L. E.; LO, E. L.; PARANHOS FILHO, A. C. Analysis of the Taquari Megafan through radiometric indices. *Journal of South American Earth Sciences*, v. 119, p. 104034, 2022.

PHYLIP-JONES, J.; FISCHER, T.B. Strategic environmental assessment (SEA) for wind energy planning: Lessons from the United Kingdom and Germany. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 50, p. 203-212, 2015.

- PINHO, J.B et al. Migration patterns and seasonal forest use by birds in the Brazilian Pantanal. *Bird Conservation International*, v. 27, n.3, p.371-387, 2017.
- PIVETTA, M. O Pantanal pede água. *Rev. Pesquisa FAPESP*, nº297, p.31-35, 2020.
- PIZZELLA, D.G.; SOUZA, M.P. Avaliação Ambiental Estratégica de Planos de Bacias Hidrográficas. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 18, n. 3, p.243-252, 2013.
- PORTO, M.; TUCCI, C.E.M. Planos de recursos hídricos e as avaliações ambientais. *REGA*, v. 6, n. 2, p. 19-32, 2009.
- POSSAVATZ, J et al. Resíduos de pesticidas em sedimento de fundo de rio na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. *Ambiente & Água*, v. 9 n. 1, 2014.
- POTT, A.; POTT, V. J. Features and conservation of the Brazilian Pantanal wetland. *Wetlands Ecology and Management*, v. 12, n. 6, p. 547–552, 2004.
- POTT, V.J; POTT, A. Plantas Aquáticas do Pantanal. Brasília: Embrapa. Centro de pesquisa Agropecuária do Pantanal (Corumbá-MS), 2000, 404 p.
- PRADHAN, N et al., Framework tool for a rapid cumulative effects assessment: case of a prominent wetland in Myanmar. *Environ Monit Assess*, v. 187, n.341, p. 2-18, 2015.
- PRESTON, E.M; BEDFORD, B.L. Evaluating Cumulative Effects on Wetland Functions: A Conceptual Overview and Generic Framework. *Environmental Management*, v. 12, n.5, p. 565-583, 1988.
- QUINTELA, F.M et al. Arsenic, lead and cadmium concentrations in caudal crests of the yacare caiman (*Caiman yacare*) from Brazilian Pantanal. *Science of the Total Environment*, v. 707, p.135479, 2020.
- RAMSAR, Ramsar Convention Secretariat. Impact assessment: Guidelines on biodiversity-inclusive environmental impact assessment and strategic environmental assessment. Ramsar handbooks for the wise use of wetlands, 4 edition, v. 16. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland, 2010.
- REGA, C.; BONIFAZI, A. Strategic Environmental Assessment and spatial planning in Italy:Sustainability, integration and democracy. *Journal of Environmental Planning and Management*, v 57, p 1333-1358, 2014.
- REGA, C; SINGER, J; GENELETTI, D. Investigating the substantive effectiveness of Strategic Environmental Assessment of urban planning: Evidence from Italy and Spain. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 73, p.60-69, 2018.
- REHHAUSEN et al. Quality of federal level strategic environmental assessment – A case study analysis for transport, transmission grid and maritime spatial planning in Germany. *Environmental Impact Assessment Review*, v.73, p.41-59, 2018.

REID, L.M. Cumulative Watershed Effects and Watershed Analysis. In NAIMAN, R. J.; BILBY, R. E. (Orgs.), *River ecology and management: Lessons from the Pacific coastal ecoregion*. New York: Springer-Verlag, 1998.

REID, L.M. Research and cumulative watershed effects. Gen. Tech. Rep. GTR 141. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Albany, 1993.

RESENDE, E. D. Ecology of Pantanal fish. In. W. J. JUNK, P; GIRARD, O; C. ROSSETTO, J; M. PENHA; S. A. SANTOS (Eds.). *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*. Moscow, Russia: Pensoft, 2011.

RESENDE, E. D. Migratory fishes of the Paraguay-Parana Basin excluding the Upper Parana Basin. In. J. CAROLSFELD; B. HARVEY, C; ROSS; A. BAER (Eds.), *Migratory fishes of South America: Biology, fisheries and conservation status*. Ottawa, Canada: The World Bank, 2003.

RESS, W.E. Cumulative environmental assessment and global change. *Environmental Impact Assessment Review*, v.15, p. 295-309, 1995.

REZENDE-FILHO, A.T et al. Impacts of Lithological and Anthropogenic Factors Affecting Water Chemistry in the Upper Paraguay River Basin. *Journal of Environmental Quality*, v. 44, p.1832–1842, 2015.

RIBEIRO, S et al. Land use in Brazilian continental wetland Ramsar sites, *Land Use Policy*, v.99,n.104851, p. 1-6, 2020.

RICHTER, L et al. Dissolved arsenic in the upper Paraguay River basin and Pantanal wetlands. *Science of the Total Environment*, v.687, p.917–928, 2019.

RIVEROS, A.F et al. Toxicogenetic effects on fish species in two sub-basins of the upper Paraguay river, Southern Pantanal e Brazil. *Chemosphere*, v.264, n. 128383, p.2-9,2021.

ROJAS, C; PINO, J; JAQUE, E. Strategic Environmental Assessment in Latin America: A methodological proposal for urban planning in the Metropolitan Area of Concepción (Chile). *Land Use Policy*, v.30, p. 519-527, 2013.

ROQUE, F. DE O. et al. Simulating land use changes, sediment yields, and pesticide use in the Upper Paraguay River Basin: Implications for conservation of the Pantanal wetland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 314, p. 107405, 1 jul. 2021.

ROQUE, F.O et al. Upland habitat loss as a threat to Pantanal wetlands. *Conservation Biology*. v. 30, n. 5, p.1131–1134, 2016.

ROSS, J.L.S. PCBAP - Plano de conservação da bacia do alto Paraguai e o zoneamento ecológico econômico para o Brasil. In. 1º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, Campo

Grande, Brasil, 11-15 novembro 2006, [...] Anais Embrapa Informática Agropecuária/INPE, p.667-674.

ROSS, W.A. Cumulative effects assessment: learning from Canadian case studies. *Impact Assessment and Project Appraisal*, v.16, p.267-276, 1998.

ROZAS-VÁSQUEZ, D *et al.* Integration of ecosystem services in strategic environmental assessment across spatial planning scales. *Land Use Policy*, v.71, p.303-310, 2018.

ROZAS-VÁSQUEZ, D *et al.* Multi-actor involvement for integrating ecosystem services in strategic environmental assessment of spatial plans. *Environmental Impact Assessment Review*, v.62, p.135-146, 2017.

SADLER, B. *Strategic Environmental Assessment at the Policy Level: Recent Progress, Current Status and Future Prospects.* [s.l: s.n.] 2005.

SADLER, B.; VERHEEM, R. *Strategic environmental assessment — status, challenges and future directions*, The Hague: Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, n. 53, 1996.

SAFFORD, T.G. The Political–Technical Divide and Collaborative Management in Brazil’s Taquari Basin. *The Journal of Environment & Development*, v.19, n.1, p. 68–90, 2010.

SAGER, T. Planning Style and Agency Properties. *Environment and Planning A*, v. 33, n.3, p. 509-532, 2001.

SALLO, K.F.A.P *et al.* Mudanças do uso e cobertura da terra. In. FIGUEIREDO, D.M; DORES, C.G.F.E; LIMA, Z.M. (Org.). *Bacia do Rio Cuiabá: uma abordagem socioambiental.* 1ed. Cuiabá-MT: EdUFMT, 2018, p. 74- 98.

SÁNCHEZ, L.E. *Avaliação de impacto ambiental: Conceitos e métodos.* 2 ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2013.

SÁNCHEZ, L.E. *Avaliação de impacto ambiental: Conceitos e métodos.* 1 ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

SÁNCHEZ, L.E. Por que não avança a Avaliação Ambiental Estratégica no Brasil? *Revista Estudos Avançados*, v. 31, n. 89, 2017.

SANTOS, A.C. A; NOGUEIRA, J.S. Análise do material particulado no Pantanal Mato-Grossense. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 30, n. 3, p. 254–264, 2015.

SANTOS, M.R.R.; BERNARDO, K.; SORIANO, E. Aplicação da avaliação ambiental estratégica em planejamento territorial: o exemplo da Alemanha. *Geografia*, v. 35, n. 2, p. 465-476, 2010.

SANTOS, S.A *et al.* An Emergy-Based Approach to Assess and Value Ecosystem Services of Tropical Wetland Pastures in Brazil. *Open Journal of Ecology*, v.10, p.303-319, 2020.

- SCHINDLER, D. W; DONAHUE, W. F. An impending water crisis in Canada's western prairie provinces. *PNAS*, v.103, n.19, p.7210-721, 2006.
- SCHINDLER, D.W. Replication Versus Realism: The Need for Ecosystem-Scale Experiments. *Ecosystems*, v.1, p. 323–334, 1998.
- SCHINDLER, D.W. The cumulative effects of climate warming and other human stresses on Canadian freshwaters in the new millennium. *Can J Fish Aquat Sci*, v. 58, p. 18-29, 2001.
- SCHULZ, C *et al.* Prospects for Payments for Ecosystem Services in the Brazilian Pantanal: A Scenario Analysis. *Journal of Environment & Development*, v. 24, n.1, p. 26–53, 2015.
- SCHULZ, C. *et al.* Physical, ecological and human dimensions of environmental change in Brazil's Pantanal wetland: Synthesis and research agenda. *Science of The Total Environment*, v. 687, p. 1011–1027, 2019.
- SCHULZ, C; MARTIN-ORTEGA, J; GLENK, K. Value landscapes and their impact on public water policy preferences. *Global Environmental Change*, v.53, p. 209–224, 2018.
- SEIDL, A.F; MORAES, A. S. Global valuation of ecosystem services: application to the Pantanal da Nhecolandia, Brazil, *Ecological Economics*, v. 33, n.1, p. 1-6, 2000.
- SEIDL, A.F; SILVA, J.S.V; MORAES, A. S. Cattle ranching and deforestation in the Brazilian Pantanal. *Ecological Economics*, v. 36, p. 413–425, 2001.
- SEITZ, N.E; WESTBROOK, C.J; NOBLE, B.F. Bringing science into river systems cumulative effects assessment practice. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 31, p.172-179, 2011.
- SERRÃO, E.F.O; SANTOS, C.A; LIMA, A.M.M. Avaliação da seca de 2005 na Amazônia: uma análise da calha do rio Solimões, *Estação Científica UNIFAP*, v. 4, n. 2, p. 99-109, 2014.
- SERRATI, V.B. Exploring ecosystem services provided by the Pantanal wetland, South America: A preliminary review of methods to improve the knowledge on the benefits provided by the wetland. Dissertation (Mester's degree Environmental Science – Environmental System Analysis) – Wageningen University and Research, Holanda, 2018.
- SHANNON, M. “Social organizations and institutions”. In *River ecology and management: lessons from the pacific coastal ecoregion*, Edited by: Naiman, R. and Bilby, R. New York: Springer Verlag, 1998.
- SHEELANERE, P.; NOBLE, B.F.; PATRICK, R.J. Institutional requirements for watershed cumulative effects assessment and management: Lessons from a Canadian trans-boundary watershed. *Land Use Policy*, v. 30, p. 67–75, 2013.

- SILIO-CALZADA, A *et al.* Long-term dynamics of a floodplain shallow lake in the Pantanal wetland: Is it all about climate?. *Science of The Total Environment*, v.605–606, p. 527-540, 2017.
- SILVA, A.C.C *et al.* Cumulative changes in water quality caused by six cascading hydroelectric dams on the Jauru River, tributary of the Pantanal floodplain. *RBRH*, v. 24, e. 18, 2019.
- SILVA, C. J; GIRARD, P. New challenges in the management of the Brazilian Pantanal and catchment area. *Wetlands Ecology And Management*, [s.l.], v. 12, n. 6, p.553-561, 2004.
- SILVA, C.J *et al.* Biodiversity and its drivers and pressures of change in the wetlands of the Upper Paraguay–Guaporé Ecotone, Mato Grosso (Brazil). *Land Use Policy*, v. 47, p. 163-178, 2015.
- SILVA, J.S.V *et al.* Evolution of deforestation in the Brazilian Pantanal and surroundings in the timeframe 1976 – 2008. *Geografia*, v. 36, Número Especial, p. 35-55, 2011.
- SINCLAIR, A.J; DOELLE, M; DUINKER, P.N. Looking up, down, and sideways: Reconceiving cumulative effects assessment as a mindset. *Environmental Impact Assessment Review*, n. 62, p.183–194, 2017.
- SLOOTWEG, R.; JONES, M. Resilience thinking improves SEA: a discussion paper. *Impact Assessment and Project Appraisal*, v. 29, p. 263-276, 2011.
- SONODA, F.N *et al.* Unidades de Conservação da bacia do Rio Cuiabá. In. FIGUEIREDO, D.M. SALOMÃO, F.X.T (Org.). *Bacia do Rio Cuiabá- uma abordagem socioambiental*, EdUFMT, Entrelinhas,2009, p. 191–200.
- SORENSEN, J.C. *A Framework for Identification & Control of Resource Degradation & Conflict in the Multiple Use of the Coastal Zone*. Berkeley, CA: Department of landscape Architecture, University of California, 1971.
- SORESINI, G *et al.* Total mercury concentration in the fur of free-ranging giant otters in a large Neotropical floodplain, *Environmental Research*, v.110483, 2020.
- SOS PANTANAL. O que mudou na nova lei do Pantanal aprovada pelo Mato Grosso?. *Pantanal Ameaçado*. Disponível em: <https://www.sospantanal.org.br/o-que-mudou-na-nova-lei-do-pantanal-aprovada-pelo-mato-grosso/>. Acesso em: 15 de jul. 2022.
- SOUZA, A.H.A *et al.* Fire can weaken or trigger functional responses of trees to flooding in wetland forest patches. *Journal of Vegetation Science*, v.30, p.521–532, 2019.
- SOUZA, J.C *et al.* Habitat use, ranching, and human-wildlife conflict within a fragmented landscape in the Pantanal, Brazil. *Biological Conservation*, v. 217, p.349–357, 2018.

- SPALING, H et al. Managing regional cumulative effects of oil sands development in Alberta, Canada. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, v. 2, n. 4, p. 501-528, 2000.
- SPALING, H. Cumulative Effects Assessment: Concepts and Principles. *Impact Assessment*, v.12, p.231-251, 1994.
- SPALING, H; SMIT, B. A conceptual model of cumulative environmental effects of agricultural land drainage. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 53, p.99-108, 1995.
- SQUIRES, A. J; WESTBROOK, C.J; DUBÉ, M.G. An approach for assessing cumulative effects in a model river, the Athabasca River basin. *Integrated Environmental Assessment and Management*, v. 6, n.1, p. 119–134, 2010.
- SQUIRES, A.J; DUBÉ, M.G. Development of an effects-based approach for watershed scale aquatic cumulative effects assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management*, v.9, n. 3, p. 380–39, 2012.
- STERMAN, J.D. *Business Dynamics: Systems Thinking and Modelling for a Complex World*. Irwin McGraw-Hill, Boston, 2000.
- STEVAUX, J.C *et al.* Changing fluvial styles and backwater flooding along the Upper Paraguay River plains in the Brazilian Pantanal wetland. *Geomorphology*, v. 350, p. 106906, 2020.
- STRASSBURG, B. B. N. *et al.* Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, v.1, n.99, 2017.
- TAO, T.; TAN, Z.; HE, X. Integrating environment into land-use planning through strategic environmental assessment in China: Towards legal frameworks and operational procedures. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 27, p. 243–265, 2007.
- TETLOW, M.; HANUSCH, M. Strategic environmental assessment: the state of the art. *Impact Assessment and Project Appraisal*. v.30, n.1, p.15–24, 2012.
- TEWS, J. *et al.* Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, v. 31, n. 1, p. 79–92, 2004.
- THERIVEL, R *et al.* Sustainability-focussed impact assessment: English experiences. *Impact Assessment and Project Appraisal*, v.27, n. 2, p.155– 168, 2009.
- THERIVEL, R. *et al.* *Strategic Environmental Assessment*. London: Earthscan, 1992. 181p.
- THERIVEL, R. *Strategic environmental in action*. London: Earthscan, 2004.
- THERIVEL, R.; ROSS, B. Cumulative effects assessment: Does scale matter?. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 27, p.365-385, 2007.

- THORP, J.H *et al.* Linking Ecosystem Services, Rehabilitation, and River Hydrogeomorphology. *BioScience*, v. 60, n. 1, 2010.
- TINER, R. W. Assessing cumulative loss of wetland functions in the Nanticoke River watershed using enhanced National Wetlands Inventory data. *WETLANDS*, v. 25, n. 2, p. 405–419, 2005.
- TOMAS, W. M. *et al.* Sustainability Agenda for the Pantanal Wetland: Perspectives on a Collaborative Interface for Science, Policy, and Decision-Making. *Tropical Conservation Science*, v. 12, p. 1940082919872634, 2019.
- TOMAS, W.M *et al.* Distance sampling surveys reveal 17 million vertebrates directly killed by the 2020's wildfires in the Pantanal, Brazil. *Scientific Reports*, v.11, p.23547,2021.
- TOMAS, W.M et al. Intervenções Humanas na Paisagem e nos Habitats do Pantanal. Dados eletrônicos. – Corumbá: Embrapa Pantanal, 2009, 58p.
- TORTATO, F.R *et al.* Reconciling biome-wide conservation of an apex carnivore with land-use economics in the increasingly threatened Pantanal wetlands. *Scientific Reports*, v.11, n.22808, p.2-8, 2021.
- TRICKER, R.C. Assessing cumulative environmental effects from major public transport projects. *Transport Policy*, v.14, p.293–305, 2007.
- TUCCI, C.E.M. Potenciais impactos e o desenvolvimento do Pantanal. In: *Hydrological and Geochemical Processes in Large Scale River Basins*, 1999, Manaus, Anais [...], p. 1-7. Disponível em: <http://rhama.com.br/blog/wp-content/uploads/2017/01/potenciais-impactos-e-desenvolvimento-pantanal.pdf>. Acesso em: 15 de out. de 2018.
- TUCCI, C.E.M. Recursos Hídricos e Conservação do Alto Paraguai. Porto Alegre, Instituto de Pesquisas Hidráulicas – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, p.123.
- TULU, F.D. Integration of strategic environmental assessment into regional planning. *Journal of Geography and Regional Planning*, v. 3, n.1, p. 001-015, 2014.
- VANNOTE, R.L *et al.* The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 37, n.1, p. 130-137, 1980.
- VERBURG, P. H *et al.* Modeling the Spatial Dynamics of Regional Land Use: The CLUE-S Model. *Environmental Management*. v. 30, n. 3, p. 391–405, 2002.
- VIEIRA L.M et al. Mercury and methyl mercury ratios in caimans (*Caiman crocodilus yacare*) from the Pantanal area, Brazil. *J Environ Monitor*, v. 13, p. 280-287, 2011.
- VIERA, L.; ALHO, C.J.R; FERREIRA, G.A.L. Contaminação por mercúrio em sedimento e em moluscos do Pantanal, Mato Grosso, Brasil. *Revista brasileira de Zoologia*, v. 12, n.3, p.663 – 670, 1995.

VIGANÓ, H.H.G *et al.* Incêndios no Pantanal de Corumbá, MS: Modelagem e previsão a partir das técnicas de análise multivariada. *Ambiente & Água*, v. 13 n. 5, p.e2024, 2018a.

VIGANÓ, H.H.G *et al.* Prediction and Modeling of Forest Fires in the Pantanal. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 33, n. 2, p.306-316, 2018b.

VOURLITIS, G.L *et al.* Tree growth responses to climate variation in upland and seasonally flooded forests and woodlands of the Cerrado-Pantanal transition of Brazil. *Forest Ecology and Management*, v.505, p. 119917, 2022.

WANTZEN, K. M. *et al.* Towards a sustainable management concept for ecosystem services of the Pantanal wetland. *Ecohydrology & Hydrobiology*, v. 8, n. 2–4, p. 115–138, 2008.

WANTZEN, K.M *et al.* Recent impacts of navigation on the Upper Paraguay River. *Rev. Bol. de Ecologie* 6: 173–182, 1999.

WEILAND, U. Strategic Environmental Assessment in Germany — Practice and open questions. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 30, p. 211–217, 2010.

WELCOMME, R.; HALLS, A. Some considerations of the effects of differences in flood patterns on fish populations. *Ecohydrology and Hydrobiology*, v. 1, p. 8, 2001.

WESTBROOK, C.J; NOBLE, B.F. Science requisites for cumulative effects assessment for wetlands, *Impact Assessment and Project Appraisal*, 31:4, 318-323, 2013.

WILLSTEED, E.A *et al.* Obligations and aspirations: A critical evaluation of offshore wind farm cumulative impact assessments. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 82, p. 2332-2345, 2018.

WOOD, C. Environmental Impact Assessment-Process Practice and Performance. In Institute of Environmental Management and Assessment. *Environmental Assessment Yearbook. The EA agenda for Johannesburg and beyond*. IEMA Centre University of Manchester; 2002.

WORTE, C. Integrated watershed management and Ontario's conservation authorities. *International Journal of Water Resources Development*, v.33, n.3, p.360-374, 2017.

WU, Y.Y; MA, H.W. Analysis of strategic environmental assessment in Taiwan energy policy and potential for integration with life cycle assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, v.71, p.1-11,2018.

WWF. Five interesting facts about the pantanal, the world's largest tropical wetland, 2021. Disponível em:<<https://www.worldwildlife.org/stories/5-interesting-facts-about-the-pantanal-the-world-s-largest-tropical-wetland>> Acessado 24 Agosto 2021.

WWF. Relatório Alternativas Energéticas Renováveis na Bacia do Alto Paraguai (BAP). Brasília, DF: WWF-Brasil. 82 p. Disponível

- em:https://wwfbr.awsassets.panda.org/downloads/relatorio_avaliacao_energia_bacia_alto_paraguai_final_pdf.pdf. Acesso: 20 dez. 2021.
- WWF-BRASIL. Análise de Risco Ecológico da Bacia do Rio Paraguai – Primeira Atualização – 2018. Brasília, 2018, p.23.
- WWF-BRASIL. Aves migratórias no Pantanal: distribuição de aves limícolas neárticas e outras espécies aquáticas no Pantanal, Coordenação Técnica – Inês Serrano /Iniciativa: WWF-Brasil Brasília, 2008, 99p.
- WWF-BRASIL. Retrato da Navegação no Alto Paraguai. 1º edição, Brasília: WWF, 2001, 63p.
- WWF-BRASIL; UNIVERSIDADE CATÓLICA DOM BOSCO; FUNDAÇÃO TUIUIÚ. Bacia do Alto Paraguai: Uso e ocupação do solo – 2016. Brasília, 2017, 39p.
- ZEILHOFER, P. *et al.* Temporal patterns of water quality in the Pantanal floodplain and its contributing Cerrado upland rivers: implications for the interpretation of freshwater integrity. *Wetlands Ecology and Management*, v. 24, n. 6, p. 697–716, 2016.
- ZEILHOFER, P; MOURA, R.M. Hydrological changes in the northern Pantanal caused by the Manso dam: Impact analysis and suggestions for mitigation. *Ecological Engineering*, v.3 5, p.105–117, 2009.
- ZERLOTTI, P.; SANTANA, S.; CALHEIROS, D. Hidrelétricas na Bacia do Alto Paraguai. Campo Grande, MS: ECOA, p. 32, 2011.
- ZHUANG, D.C. *et al.* A wetland ecological construction study on reclaiming a lake from an area in Dongting Lake Plain. *World Reg. Stud.*, v. 2, p. 107-112, 2011.
- ZUGAIB, E. A hidrovía Paraguai-Paraná. Brasília, Brasil: Funag, 2006.

APÊNDICE I - PPPs identificados

ÂMBITO	ANO DE ELABORAÇÃO	PPP	TEMA	STATUS DE ANÁLISE
FEDERAL	2019	Política Nacional de Desenvolvimento Regional	Desenvolvimento	Analisado
	2009	Política Nacional sobre a Mudanças Climáticas	Conservação	Analisado
	1997	Política Nacional de Recursos Hídricos	Conservação	Analisado
	2010	Diretrizes da Política Nacional de Transporte Hidroviário	Desenvolvimento	Analisado
	2018	Política Nacional de Transporte	Desenvolvimento	Não analisado
	1991	Política Agrícola	Desenvolvimento	Analisado
	2012	Plano Nacional de Logística de Transporte	Desenvolvimento	Analisado
	2013	Plano Nacional de Integração Hidroviária- BAP	Desenvolvimento	Analisado
	-	Plano Nacional de Logística Integrada	Desenvolvimento	Não Analisado
	2013	Plano Hidroviário Estratégico	Desenvolvimento	Analisado
2006	Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas - PNAP	Conservação	Analisado	

ÂMBITO	ANO DE ELABORAÇÃO	PPP	TEMA	STATUS DE ANÁLISE
	2011	Plano Nacional de Mineração	Desenvolvimento	Analisado
	-	Plano Plurianual de Mineração	Desenvolvimento	Não Analisado
	2007	Plano Nacional de Energia	Desenvolvimento	Analisado
	2018	Plano decenal de Expansão de Energia 2027	Desenvolvimento	Analisado
	2019	Plano decenal de Expansão de Energia 2029	Desenvolvimento	Analisado
	2006	Plano Nacional de Recursos Hídricos	Conservação	Analisado
	2018	Plano Agrícola e Pecuário 2018-2019 (Plano Safra)	Desenvolvimento	Analisado
	2019	Projeções do Agronegócio	Desenvolvimento	Analisado
	2017	Plano Plurianual (PPA) 2016-2019	Desenvolvimento	Analisado
	2019	Plano Nacional de Segurança Hídrica	Conservação	Analisado
	-	Plano Nacional de Eficiência Energética	Desenvolvimento	Analisado
	1985	Programa Nacional de Conservação de Energia- Procel	Desenvolvimento	Analisado
	2013	Programa Nacional de Dragagem Portuária e Hidroviária II	Desenvolvimento	Analisado
	-	Programa de Investimento em Energia Elétrica	Desenvolvimento	Não Analisado
	2017	Programa de Revitalização da Indústria Mineral	Desenvolvimento	Analisado

ÂMBITO	ANO DE ELABORAÇÃO	PPP	TEMA	STATUS DE ANÁLISE
	2013	Programa de modernização Portuária	Desenvolvimento	Não Analisado
	-	Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar- Pronaf.	Desenvolvimento	Não Analisado
	1997	Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai - PCBAP	Conservação	Analisado
	2016	Programa Nacional de Fortalecimento dos Comitês de Bacias Hidrográficas- PROCOMITES	Conservação	Analisado
	2018	Plano estadual de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Rio Paraguai	Conservação	Analisado
	2007	Avaliação Ambiental Estratégica Bacia do Alto Paraguai	Conservação	Analisado
	2004	Programa de Ações estratégicas para o gerenciamento integrado do Pantanal e da Bacia do Alto Paraguai	Conservação	Analisado
	1975	Lei sobre o Plano de Proteção do Solo e Combate a erosão	Conservação	Analisado

ÂMBITO	ANO DE ELABORAÇÃO	PPP	TEMA	STATUS DE ANÁLISE
ESTADUAL MATO GROSSO	2015	Plano de Recurso Hídrico do Rio Miranda	Conservação	Analisado
	1992	Política Agrícola do Estado de Mato Grosso do Sul	Desenvolvimento	Analisado
	2014	Política Estadual de Mudanças Climáticas	Conservação	Analisado
	2002	Política Estadual de Recursos Hídricos de Mato Grosso do Sul	Conservação	Analisado
	2015	Plano Estadual de Logística e Transporte de Mato Grosso do Sul	Desenvolvimento	Analisado
	2010	Plano Estadual de Recursos Hídricos	Conservação	Analisado
	-	Plano de desenvolvimento Regional MS-2010 A 2030	Desenvolvimento	Não Analisado
	2012	Plano de desenvolvimento e integração da faixa de fronteira do MS	Desenvolvimento	Analisado
	2019	Plano Regional de desenvolvimento do Centro Oeste (PRDCO) 2020-2023	Desenvolvimento	Analisado
	-	Cenários estratégicos de longo prazo de Mato Grosso do Sul MS 2020	Desenvolvimento	Não Analisado
	2017	Procomitês Mato Grosso do Sul	Conservação	Analisado
	2018	PROGESTÃO ANA	Conservação	Analisado

ÂMBITO	ANO DE ELABORAÇÃO	PPP	TEMA	STATUS DE ANÁLISE
	2019	Programa de Atualização do Cadastro da Agropecuária e do Estoque de Animais Bovinos e Bubalinos	Desenvolvimento	Analisado
	1999	Programa de Desenvolvimento da Produção Agropecuária-MS (PDAgro)	Desenvolvimento	Analisado
	2000	Programa de Verticalização da Pequena Produção Agropecuária do Estado de Mato Grosso do Sul – PROVE Pantanal	Desenvolvimento	Analisado
	2016	Plano Plurianual 2016-2019	Desenvolvimento	Analisado
	2009	Programa de Gestão Territorial do Estado de Mato Grosso do Sul (PGT/MS)	Planejamento	Analisado
ESTADUAL MATO GROSSO	1996	Políticas estadual de gestão e proteção à Bacia do Alto Paraguai	Conservação	Analisado
	1985	Política estadual de meio ambiente	Conservação	Analisado
	2011	Política de Planejamento e Ordenamento territorial do estado de Mato Grosso	Planejamento	Analisado

ÂMBITO	ANO DE ELABORAÇÃO	PPP	TEMA	STATUS DE ANÁLISE
	1997	Política Estadual de Recursos Hídricos de Mato Grosso	Conservação	Analisado
	2017	Política estadual de mudanças climáticas	Conservação	Analisado
	2009	Plano estadual de Recursos Hídricos de Mato Grosso	Conservação	Analisado
	2001	Pro-mineração MT	Desenvolvimento	Analisado
	2012	Plano de Longo Prazo de Mato Grosso- Macro-objetivos, metas globais, eixos estratégicos, estratégias e linhas estruturantes	Desenvolvimento	Analisado
	2017	PROGESTÃO-ANA	Conservação	Analisado
	2017	Procomitês MT	Conservação	Analisado
	2003	Plano de Desenvolvimento de Mato Grosso	Desenvolvimento	Analisado