

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

FLAVIANA SOARES CANDEIAS

**DINÂMICA DE EXPANSÃO PERI-URBANA E
INSTRUMENTOS DE GESTÃO AMBIENTAL SOBRE
ÁREAS PROTEGIDAS DE MANANCIAIS NO CHILE,
BRASIL E AUSTRÁLIA**

São Carlos – SP
2022

FLAVIANA SOARES CANDEIAS

DINÂMICA DE EXPANSÃO PERI-URBANA E INSTRUMENTOS DE
GESTÃO AMBIENTAL SOBRE ÁREAS PROTEGIDAS DE
MANANCIAIS NO CHILE, BRASIL E AUSTRÁLIA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a titulação de Mestre em Ciências Ambientais¹.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Eduardo Moschini

Coorientador: Prof. Dr. Francisco Antônio Dupas

São Carlos-SP
2022

Candeias, Flaviana Soares

Dinâmica de expansão peri-urbana e instrumentos de gestão ambiental sobre áreas protegidas de mananciais no Chile, Brasil e Austrália / Flaviana Soares Candeias -- 2022.
158f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, campus São Carlos, São Carlos
Orientador (a): Luiz Eduardo Moschini
Banca Examinadora: Adriana Maria Zalla Catojo, Fábio Iwashita
Bibliografia

1. Áreas Protegidas . 2. Expansão Urbana. 3. Instrumentos de Gestão Ambiental. I. Candeias, Flaviana Soares. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Ronildo Santos Prado - CRB/8 7325



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

Folha de Aprovação

Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Flaviana Soares Candeias, realizada em 14/10/2022.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Francisco Antonio Dupas (UFSCar)

Profa. Dra. Adriana Maria Zalla Catojo (UFSCar)

Prof. Dr. Fabio Iwashita (DEC-NY)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela minha vida, por me capacitar e me proteger.

Agradeço aos meus pais, Priscila e Ronaldo, por tudo que fizeram e fazem por mim. Por serem o pilar norteador dos meus princípios e valores. Agradeço a minha irmã, Catarina, por ser minha companheira e amiga. Obrigada por me acompanharem de perto desde o início desse trabalho, por estarem ao meu lado em todos os momentos e principalmente acreditarem em mim.

Agradeço ao Professor Luiz Moschini, pelo imenso apoio.

Agradeço ao orientador Francisco Dupas, pelas ideias, sugestões e ajuda.

Agradeço aos professores do Programa de Pós-graduação PPGCam, por transmitirem tanto conhecimento de maneira humanizada e valiosa.

Agradeço aos professores Carlos Wilmer e Adriana Catojo e o Dr. Fábio, pelo apoio, conversas e contribuições para este trabalho.

Agradeço ao Ismael da Silva, por toda ajuda e conselhos durante o trabalho.

Agradeço a minha grande amiga Rebeca Siqueira por estar comigo em todos os momentos, minha amiga Jaqueline Carolino, e ao meu amigo Felipe (Itaoca), por, além da amizade, terem me ajudado e incentivado.

Agradeço aos meus amigos e amigas que estiveram comigo durante toda essa caminhada, e aos que chegaram no meio dela, ajudando da forma que podiam, sempre dispostos a ouvir e aconselhar.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Este trabalho foi financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), processo número 2020/09414-6. "As opiniões, hipóteses e conclusões ou recomendações expressas neste material são de responsabilidade do(s) autor(es) e não necessariamente refletem a visão da FAPESP".

RESUMO

Candeias, F. S. - **Dinâmica de expansão peri-urbana e instrumentos de gestão ambiental sobre áreas protegidas de mananciais no Chile, Brasil e Austrália.** 2022 – 147f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, São Carlos, 2022.

Considerando a relevância das áreas protegidas (APs) usadas como mananciais para grandes centros urbanos e as pressões que elas vêm sofrendo com o avanço de áreas urbanas, este trabalho analisa três APs e seus respectivos instrumentos de gestão ambiental em diferentes países do hemisfério sul no Chile, Brasil e Austrália, com realidades socioambientais e econômicas distintas. O objetivo é ampliar o conhecimento sobre a relação entre as variáveis de uso do solo e os instrumentos de gestão ambiental vigentes na área. Por meio do mapeamento multitemporal do uso do solo, entre 1985 e 2020, com imagens *LandSat*, classificação de Máxima Verossimilhança em ambiente SIG, foram analisadas as mudanças ocorridas no entorno e dentro do limite das APs. Os resultados indicam uma crescente expansão urbana em direção às APs junto de outras modificações no uso do solo, como a redução da vegetação, as quais exercem influência sobre a qualidade e quantidade da água nos mananciais. Em relação aos instrumentos, identificou-se problemas que convergem para a gestão inadequada, em diferentes intensidades. Para contribuir com a manutenção dos recursos hídricos e dos serviços ecossistêmicos em APs é imprescindível que exista um investimento econômico, monitoramento e gestões eficazes na ampliação e no planejamento de áreas de vegetação atrelada ao planejamento urbano.

Palavras-Chave: área protegida; expansão urbana; instrumentos de gestão ambiental; gestão de recursos hídricos.

ABSTRACT

Considering the relevance of protected areas (PAs) used as springs for large urban centers and the pressures they have been suffering with the advancement of urban areas, this work analyzes three PAs and their respective environmental management instruments in different countries of the global southern hemisphere in the Chile, Brazil and Australia, with different socio-environmental and economic realities. The objective is to expand knowledge about the relationship between the variables of land use and the environmental management instruments in force in the area. Through multitemporal mapping of land use, between 1985 and 2020, with Landsat images, Maximum Likelihood classification and in a GIS environment, the changes that occurred in the surroundings and within the limits of the PAs were analyzed. The results indicate a growing urban expansion towards the PAs along with other changes in land use, such as the reduction of vegetation, which influence the quality and quantity of water in springs. Regarding the instruments, problems were identified that converge to inadequate management, in different intensities. To contribute to the maintenance of water resources and ecosystem services in PAs, it is essential that there is an economic investment, monitoring and effective management in the expansion and planning of areas of vegetation linked to urban planning.

Keywords: Protected area; Water yield; watershed management; forest conservation; land use pattern

LISTA DE IMAGENS

CAPÍTULO 1 e 2

| | |
|--|----|
| Figura 1. Fluxograma da estrutura da dissertação. | 13 |
| Figura 2. Localização Reserva Nacional Lago Peñuelas. | 24 |
| Figura 3. Reservatório Lago Peñuelas com água em 1997. | 27 |
| Figura 4. Reservatório Lago Peñuelas sem água em 2021. | 28 |
| Figura 5. Vegetação do Lago Peñuelas. | 29 |
| Figura 6. Localização área de estudo Área de Preservação Ambiental Serra da Mantiqueira. | 30 |
| Figura 7. Formações vegetacionais de APSM. | 34 |
| Figura 8. Interior Parque D'Águilar. | 36 |
| Figura 9. Localização do Parque Nacional D'Águilar. | 37 |
| Figura 10. Reservatório Wivenhoe dentro da Bacia do Rio Brisbane. | 39 |

CAPÍTULO 3

| | |
|---|----|
| Figura 1. Localização das três áreas de estudo (A), (B) e (C). | 57 |
| Figura 2. Fluxograma geral do método. | 60 |
| Figura 3. Mapas multitemporais de uso e cobertura do solo e indicação de vetores de crescimento urbano em (A), (B) e (C). | 64 |
| Figura 4. Gráficos dos quantitativos (ha) (%) do uso e cobertura do solo de (A), (B) e (C). | 65 |
| Figura 5. Vetores de expansão da mancha urbana em direção às APs. | 69 |

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1 e 2

| | |
|--------------------------------|----|
| Tabela 1. Valores de acurácia. | 50 |
|--------------------------------|----|

CAPÍTULO 3

| | |
|--|----|
| Tabela 1. Materiais usados e suas especificações. | 60 |
| Tabela 2. Classe urbana nas áreas internas e externas às áreas protegidas. | 70 |

LISTA DE ABREVIATURAS

- (A) – Área que inclui a Reserva Nacional Lago Peñuelas do Chile e o *buffer*
- (B) – Área que inclui Área de Proteção Ambiental Serra da Mantiqueira e o *buffer*
- (C) – Área que inclui o Parque Nacional D'Águilar e o *buffer*
- AP – Áreas Protegidas
- APA – Áreas de Proteção Ambiental
- APASM – Área De Proteção Ambiental Serra Da Mantiqueira
- AS – Agricultura, pastagem, solo exposto, rocha, área queimada
- BH – Bacia Hidrográfica
- BOM – Bureau Of Meteorology
- CONAF – Corporación Nacional Forestal
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
- PNDA – Parque Nacional D'Águilar
- EA – Espelho D'água
- EU – Expansão Urbana
- ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
- IUCN – International Union Conservation of Nature
- ODS – Objetivo de Desenvolvimento Sustentável
- ONU – Organização das Nações Unidas
- PM – Planos de Manejo
- PDM – Planos Diretores Municipais
- PNUMA – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
- PSA – Pagamento por Serviços Ambientais
- RNLP – Reserva Nacional Lago Peñuelas
- RPP – Relatório ao Planeta Protegido
- SEQ – South East Queensland
- SEQRP – South East Queensland Regional Plan
- SIG – Sistemas de Informação Geográfica
- SNASPE – Sistema Nacional de Áreas Selvagens Protegidas do Estado

SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação

UC – Unidade de Conservação

VE – Vegetação nativa, mata ciliar, vegetação arbustiva, floresta plantada

WDPA - World Database on Protected Areas

ZA – Zona de Amortecimento

SUMÁRIO

| | |
|---|-----------|
| CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO GERAL | 13 |
| 1. Estrutura da Dissertação | 13 |
| 2. Introdução ao tema da Pesquisa..... | 14 |
| 3. Justificativa..... | 16 |
| 4. Objetivos..... | 17 |
| 4.1 Objetivos Gerais | 17 |
| 4.2 Objetivos Específicos | 17 |
| CAPÍTULO 2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA..... | 18 |
| 1. Áreas Protegidas | 18 |
| 2. Áreas Protegidas e Mananciais | 21 |
| 3. Áreas Protegidas do Chile, Brasil e Austrália..... | 23 |
| 3.1 Reserva Nacional Lago Peñuelas – Chile | 23 |
| 3.1.1 Contexto Geral..... | 23 |
| 3.1.2 Aspectos morfoclimáticos | 24 |
| 3.2 Área de Proteção Ambiental Serra da Mantiqueira – Brasil | 30 |
| 3.2.1 Contexto Geral..... | 30 |
| 3.2.2 Aspectos morfoclimáticos | 31 |
| 3.3 Parque Nacional D’Águilar – Austrália | 34 |
| 3.3.1 Contexto Geral..... | 34 |
| 3.3.2 Aspectos morfoclimáticos | 37 |
| 5. Gestão ambiental e APs | 41 |
| 6. Sensoriamento Remoto | 48 |
| CAPÍTULO 3 – ARTIGO: Dinâmica de expansão peri-urbana e instrumentos de gestão ambiental sobre áreas protegidas de mananciais no Chile, Brasil e Austrália | 53 |
| 1. Introdução | 53 |
| 2. Materiais e métodos | 56 |
| 2.1 Caracterização da área de estudo | 56 |
| 2.2 Fonte de dados..... | 59 |
| 2.3 Métodos..... | 60 |
| Etapa I: Determinação e reconhecimento da área de estudo. | 61 |
| Etapa II: Análise multitemporal do uso e cobertura do solo. | 61 |
| Etapa III: Análise dos instrumentos de gestão ambiental..... | 62 |

| | |
|---|------------|
| Etapa IV: Análise dos vetores de expansão urbana e comparação entre os cenários de expansão. | 62 |
| 3. Resultados..... | 63 |
| 3.1 Mudança do uso do solo e os vetores de crescimento..... | 63 |
| 3.2 Análise dos instrumentos de gestão ambiental..... | 71 |
| Chile | 71 |
| Brasil..... | 72 |
| Austrália | 74 |
| 4. Discussão | 76 |
| 5. Conclusões..... | 79 |
| 6. Referências..... | 81 |
| CAPÍTULO 4 – CONSIDERAÇÕES FINAIS..... | 93 |
| REFERÊNCIAS..... | 95 |
| ANEXOS I – Composições coloridas falsa cor, em imagens de satélite LandSat5 e LandSat8, representando a área de estudo. | 104 |
| ANEXO II - Artigo gerado a partir da dissertação na língua inglesa. | 107 |

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO GERAL

1. Estrutura da Dissertação

Essa pesquisa está organizada conforme fluxograma da Figura 1.

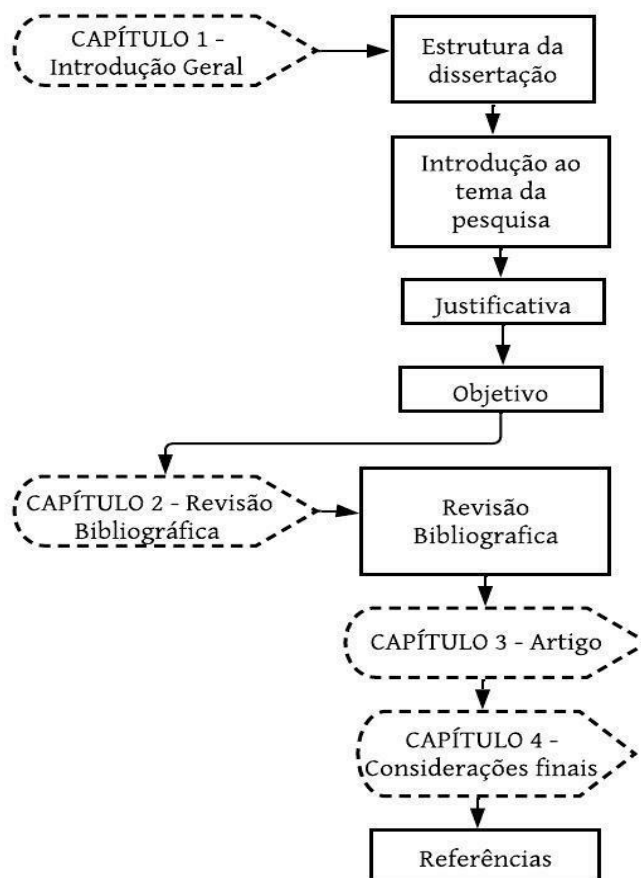


Figura 1. Fluxograma da estrutura da dissertação.

O Capítulo 1 trata da Introdução Geral desta pesquisa. Ele apresenta a estrutura da dissertação, introduz o tema de estudo e desenvolve sua justificativa e seus objetivos. Trata-se, portanto, de um capítulo de abertura, que aborda a organização da pesquisa e sua temática geral em termos da importância da discussão de seus fundamentos – ou sua relevância – a nível nacional e internacional.

No Capítulo 2 está feita a revisão bibliográfica da pesquisa, que identifica, apresenta e discute os principais conceitos e ideias do trabalho, isto é, questões que precisam ser previamente assimiladas para que seja possível desenvolver o trabalho

apropriadamente até seu final, incluindo a discussão das características particulares de cada uma das áreas de estudo selecionadas.

O Capítulo 3 traz o artigo científico, na íntegra. Estruturado a partir de uma introdução com fundamentação bibliográfica e da descrição dos métodos utilizados para a realização da pesquisa, o artigo apresenta uma descrição das áreas estudadas, bem como a metodologia empregada para a análise multitemporal, a análise dos instrumentos de gestão ambiental e a comparação e proposta para os cenários identificados. Os resultados obtidos dizem respeito à mudança do uso do solo, aos vetores de crescimento e à análise dos instrumentos de gestão ambiental, e são discutidos nas conclusões do artigo.

Por fim, o Capítulo 4 traz as Considerações Finais, isto é, aquelas considerações possíveis de serem feitas acerca e após todo o percurso da pesquisa, em termos de caminhos, resultados, dificuldades, limitações, dentre outras considerações pertinentes, e que apontem para futuros desenvolvimentos dentro da temática da gestão ambiental de mananciais.

2. Introdução ao tema da Pesquisa

A água é um recurso absolutamente indispensável à vida. Seja para o consumo humano, para as atividades industriais ou para a dessedentação de animais e agricultura, o acesso à água de qualidade é essencial para a sobrevivência e bem-estar de uma comunidade. Por isso, em todas as regiões habitáveis do planeta, a discussão em termos de uma gestão adequada da água vem se tornando cada vez mais urgente, devido principalmente ao crescente desequilíbrio entre a sua oferta e o aumento de sua demanda.

Esse cenário de desequilíbrio entre oferta e demanda, que engloba tanto o não acesso à água segura como também à baixa quantidade de água disponível, impõe uma notória crise hídrica, que só tem a crescer, e eventualmente se associa a crises na saúde e tem relação direta com a precariedade da vida de um grande contingente populacional. É diante disto que a existência de APs, que protegem mananciais de água, torna-se especialmente relevante.

Um marco histórico acerca de áreas naturais protegidas foi em 1872, com a criação do Parque Nacional de Yellowstone, nos Estados Unidos, um importante marco que viria a ser replicado em outros países (PELLIZARO, 2015). A partir disso, cresce a percepção da importância do papel dos parques na conservação e proteção da paisagem natural, principalmente no que diz respeito à sua capacidade de controlar as consequências da

atuação antrópica sobre essas áreas, e a discussão sobre uma certa padronização a respeito da implementação, objetivos e manejo dessas áreas vai crescendo cada vez mais, ano a ano, até a definição mundial estabelecida pela IUCN acerca das diferentes classificações de APs (IUCN, 1994).

Décadas depois, hoje as APs são instrumentos para proteção de mananciais e outras áreas altamente ameaçadas, estando distribuídas por todo o planeta e sendo um componente substancial para manutenção estratégica de diversos serviços ecossistêmicos necessários para a sobrevivência humana. Neste sentido, é de notoriedade, em especial no ambiente científico, a necessidade urgente de conservação e recuperação dessas áreas, visando não só a biodiversidade, mas também a manutenção de áreas de mananciais capazes de atender necessidades de suprimento hídrico e mitigação da crise hídrica. Neste sentido, o investimento na proteção desses territórios gera benefícios para importantes bacias hidrográficas, de grandes centros urbanos, que fornecem água potável para aproximadamente dois terços da população global (HARRISON et al., 2016).

A grande questão aqui é que o manejo adequado e a proteção de florestas naturais que compõem essas áreas são capazes de orientar o melhor fornecimento de água. Em algumas regiões, as florestas influenciam na quantidade de água disponibilizada no ciclo hidrológico. Assim, fica clara a importância da conservação dessas áreas naturais, de modo a utilizarmos soluções baseadas na natureza para obter um abastecimento hídrico com melhor qualidade (WWAP, 2018).

Atividades humanas demandam muito recurso hídrico, e são causadoras da degradação da qualidade da água e solo devido ao aporte de contaminantes, gerando a diminuição da qualidade da água superficial e subterrânea (MELLO, 2019; MELLO, 2020). Esse cenário tende a se agravar principalmente em países com economias em desenvolvimento ou emergentes.

Nesse cenário, o uso do solo destinado à urbanização e às atividades industriais e agropecuárias, sem a adoção de diretrizes sustentáveis eficazes, é uma dinâmica que vem se tornando cada vez mais comum, e se expandindo a altas taxas nessas áreas. O avanço desordenado da ocupação humana não gera apenas problemas ecológicos, como também afeta questões sociais atreladas ao bem-estar dessas comunidades.

Dada a natureza destes desafios postos a quem busca melhor organizar a gestão ambiental concernente à proteção de mananciais peri-urbanos, questiona-se a forma como países têm atuado, casos do Chile – que se encontra em uma região crise hídrica acentuada pela atuação das mudanças climáticas sobre suas fontes hídricas, como geleiras das

Cordilheiras dos Andes – do Brasil – que possui uma intensa riqueza natural, mas também está submetido a problemas de escassez hídrica, devido sobretudo a fatores de gestão – e da Austrália – um país com regiões extremamente secas, onde boa parte da chuva que cai é utilizada para o abastecimento de um contingente populacional em expansão, que vem pressionando suas áreas de mananciais – selecionados como áreas-chave de análise para este estudo.

3. Justificativa

Esta pesquisa justifica-se pela relevância do tema das áreas protegidas em especial do seu vínculo com o aspecto hídrico, e a pertinência e urgência de endereçarmos, enquanto sociedade, soluções à iminente crise de fornecimento de água. É sabido que atuações antrópicas negativas promovem alterações nas paisagens naturais e geram efeitos deletérios sobre os mananciais, com sérias consequências a toda sociedade.

Essa atuação antrópica é potencializada pela crescente taxa de população global, e seu vínculo com a expansão da mancha urbana. Neste sentido, apoiado por ferramentas geotecnológicas que oferecem possibilidade de observação histórica, pode-se conhecer a dinâmica da evolução do crescimento desta mancha urbana, dada por um aumento demográfico que possui projeções alarmantes.

Considerando que essa seja uma realidade mundial, é do interesse de muitos países, se não todos, avançar nessas resoluções. Um bom caminho para esse objetivo comum passa por analisar de maneira comparativa o modo como essas áreas vêm sendo geridas pelos tomadores de decisão, traçando diagnósticos comuns, isto é, que vão para além das peculiaridades de cada país estudado, e forneçam parâmetros regulares para alavancar alterações em suas respectivas legislações.

Junto da análise dos diferentes instrumentos de gestão ambiental que proporciona informações importantes para se expandir o conhecimento acerca do seu funcionamento e das direções a serem tomadas para aprimorar a base legal existente nos países, em vistas sempre à continuidade do abastecimento hídrico e formando embasamento para a gestão ótima desses territórios.

A partir disso é possível, por meio de uma amostragem, representar regiões com diferentes características socioeconômicas e ambientais, além das individualidades de gestão aplicadas em cada país, responsável por promover diferentes interfaces de atuação de instrumentos de gestão ambiental. São avaliadas três APs já referidas, no Chile a

Reserva Nacional Lago Peñuelas (A), no Brasil a Área de Proteção Ambiental Serra da Mantiqueira (B) e na Austrália o Parque Nacional D’Aguilar (C).

Para além de todos esses aspectos de relevância do estudo, este tem a intenção de apoiar com subsídios para reverter as consequências das mudanças climáticas, que já são uma realidade global.

4. Objetivos

4.1 Objetivos Gerais

O objetivo geral deste trabalho é analisar a dinâmica do uso e cobertura do solo relativas às áreas peri-urbanas do entorno das APs e seus mananciais segundo as experiências nas áreas dos três países supracitados. Esta análise permitirá identificar áreas que estão sendo ocupadas pelo crescimento urbano – que atua como forte indutor de impactos sobre os mananciais ou dentro das áreas.

4.2 Objetivos Específicos

Podemos definir três principais objetivos específicos:

a) Mapear e quantificar a evolução dos vetores de crescimento urbano da região periurbana, em direção as APs de mananciais de A, B e C, por meio da análise multitemporal (1985, 1987, 1995, 2005, 2015 e 2020) do uso e cobertura do solo, utilizando de imagens de satélite *LandSat* 5 e 8, junto das bases de dados, chilena, brasileira e australiana;

b) Analisar de forma comparativa os instrumentos de gestão ambiental (Plano de manejo, plano de recursos hídricos, plano de ordenamento territorial e legislações) aplicados nas APs, de maneira a questionar a sua atuação sobre os cenários identificados;

c) A partir da análise da dinâmica dos vetores de crescimento urbano frente aos instrumentos de gestão regulatórios e de oferta de água, junto das possíveis semelhanças e divergências identificadas, apresentar as vantagens e desvantagens, de forma a propor novas abordagens para a compreensão da atuação dos instrumentos de gestão usados e sua conexão com a dinâmica da paisagem.

CAPÍTULO 2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo serão tratados conceitos que fundamentam esta pesquisa. Isto é, conceitos através dos quais as discussões sobre gestão ambiental e preservação de mananciais podem ser apropriadamente feitas. A seguir está feita: (1) uma revisão sobre as APs, abordando definições e importância, e em seguida, sua (2) interconexão com a questão dos mananciais. Depois, (3) uma caracterização das áreas escolhidas para o estudo, tratando do contexto geral e dos principais aspectos morfoclimáticos de cada uma, (4) uma discussão a respeito da gestão ambiental das APs, e por fim (5) a questão do sensoriamento remoto nos estudos ambientais e sua instrumentalização para os interesses relacionados às APs.

1. Áreas Protegidas

A vida cotidiana da população carrega consigo a multiplicidade oferecida pela biodiversidade, desde os locais de moradia até os alimentos consumidos. Porém, uma vez envolvida na vida humana, a biodiversidade sofre com o declínio da sua conservação (SMITH e DAILY, 2020; JONES et al., 2018; GRANTHAM et al., 2020).

Considerando esse cenário desafiador de perdas de ambientes naturais, as APs atuam como uma estratégia importante para minimizar o detrimento da biodiversidade (LEBERGER et al., 2020), principalmente em locais pressionados pelas ações antrópicas (GELDMANN et al., 2019). Neste sentido, as APs são consideradas como bases de conservação e desempenham um importante papel para atingir metas globais de biodiversidade e controlar a extinção de algumas espécies (GELDMANN et al., 2019).

O modelo de Parques Nacionais foi criado em diferentes países, e considerava as particularidades de gestão nacional e realidades socioeconômicas locais. Neste cenário, até meados do século XX os países apresentavam forte diversificação nos objetivos e na maneira de gerir seus parques e outras APs, trazendo uma maior complexidade sobre o tema (PELLIZARO, 2015).

Em 1933 foi criada uma padronização quanto à nomenclatura e objetivos de manejo dos parques, durante a Convenção para a Proteção de Fauna e Flora em Estado Natural, sediada em Londres, que estabeleceu a distinção entre quatro classes para os Parques Nacionais. Dentre as discussões estava a questão dos conflitos entre a população

tradicional (nativa) que habitava e se desenvolvia dentro dessas áreas naturais (PELLIZARO, 2015), e como lidar com elas.

Em 1948 é criada a IUCN, para atuar de maneira fundamental na conservação ambiental a nível internacional. Como um órgão regulador com foco em áreas naturais, a IUCN atua na definição e estabelecimento do conceito sobre essas áreas, estabelecendo um padrão mundial para a nomenclatura e manejo das APs. Inclusive, é justamente com a criação da IUCN que se define o conceito de APs como *áreas terrestres ou aquáticas, destinadas à proteção e à manutenção de diversidade biológica e de recursos culturais naturais, que estão submetidas a manutenções legais* (DUDLEY, 2008; IUCN, 1994; PELLIZARO, 2015).

Décadas depois, em 1994, a entidade estabelece diretrizes de conhecimento internacional sobre a criação, gestão e manejo para essas áreas, definindo, conforme seu objetivo de gestão, sete categorias: Reserva Natural Estrita; Área Silvestre; Parque Nacional; Monumento Natural/Formação Natural; Área de Manejo de habitats/ espécies; Paisagem terrestre/marinha protegida; e Área protegida de uso sustentável dos recursos naturais (DUDLEY, 2008; LEUNG et al., 2018).

Além da IUCN, quando falamos em preservação do meio ambiente, nacional e internacionalmente, é importante citar também o surgimento do PNUMA. Instituído pela ONU em 1972, o PNUMA remetia a um grupo de pesquisa e discussão ambiental que logo apontou para a necessidade de uma convenção internacional sobre a diversidade biológica, visto que já eram reconhecidas as importantes ameaças que diferentes ecossistemas vinham sofrendo devido à crescente e intermitente atuação humana. Em razão disto, em 1992 acontece a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, que, entre diversas aprovações, estabelece a Convenção Sobre Diversidade Biológica, que visava e definia, dentre outros objetivos, a utilização sustentável dos componentes naturais (BRASIL, 1994; PELLIZARO, 2015).

Segundo bases do WDPA – que apresenta um vasto banco de dados abertos sobre APs reconhecidas dentro das categorias da IUCN, elaborado com dados atualizados mensalmente provenientes de informações de agências e organizações governamentais – 16,64% de ecossistemas terrestres são formados por APs, indicando a presença de 269.667 APs pelo mundo, em sua atualização de abril de 2022 (WORLD DATABASE ON PROTECTED AREAS, 2022).

Dentre os objetivos do desenvolvimento sustentável suas metas podem contribuir com a eficácia da gestão e expansão da implantação de APs pelo mundo, como mostra o

RPP. O Relatório, por sua vez, faz referências importantes sobre a relação das APs com os serviços ecossistêmicos que elas oferecem para a sociedade, como a oferta de alimentos, sequestro e armazenamento de carbono, proteção contra riscos de desastres naturais, polinização, serviços de valores culturais, educacionais e recreativos, além do oferecimento de água para o abastecimento hídrico (UNEP-WCMC e IUCN, 2021).

Segundo este relatório, desde 2010 houve um grande progresso no aumento de área protegidas mundiais, que apontam para a direção da meta global de cobertura de área protegidas e conservadas. No entanto, esse aumento no número de APs não é proporcional a efetividade da sua proteção e gestão, sendo necessária maior atenção ao aprimoramento de suas gestões e governança (UNEP-WCMC e IUCN, 2021).

Além disso, é reconhecida a necessidade da conexão entre as APs, a fim de expandir seus processos ecológicos. O RPP mostra, neste sentido, que menos de 8% das áreas que estão protegidas estão conectadas. E além de não estarem próximas e interligadas, suas áreas circundantes não são manejadas de forma adequada, diminuindo os potenciais ecológicos internos dessas áreas (WATSON et al., 2014; WARD et al., 2018; UNEP-WCMC e IUCN, 2021).

Mesmo que seja reconhecida a necessidade de uma gestão adequada para essas áreas, a mensuração do grau de eficiência de sua gestão é complexa, e deve levar em conta diferentes aspectos, como planejamento, questões sociais e processos de gestão (GRAY ET AL., 2016; FUENTE et al., 2020).

Mas embora as APs possuam uma participação importante para conter a devastação de ambientes naturais, elas também sofrem ameaças em seus ambientes internos e externos. Geldmann et al. (2014) revelam, em escala global, a evolução da pressão humana sobre as APs desde os anos 90 e o seu grau de interferência em relação à localização e à categoria da área protegida.

Jones et al. (2018) sugerem o desenvolvimento de planos de restauração, reafirmando que as pressões antrópicas afetam a redução do valor ecossistêmico dessas áreas em todo o mundo. Nessa mesma linha, Guerra et al. (2019) mostram que as APs estão sujeitas a pressões ao seu redor, e muitos dos usos dos solos, quando convertidos a outros usos, não voltam ao seu estado natural.

McDonald et al. (2009) analisam que a distância entre uma AP e uma área urbana é inferior a 50km, e essa distância tende a diminuir proporcionalmente com o aumento da urbanização. Neste sentido, o avanço urbano apresenta projeções significantes para 2030, podendo triplicar o seu espaço urbano ao redor das APs (SETO et al., 2012). Essa

tendência, analisada por autores em cenários mundiais, reflete a ameaça que as APs enfrentam e estão sujeitas para o seu futuro, principalmente com gestão menos rigorosa (McDONALD et al., 2009; FUENTE et al., 2020).

2. Áreas Protegidas e Mananciais

Visto como um elemento essencial à sobrevivência, desde a antiguidade os corpos d'água influenciaram os padrões de habitação humana, trazendo para suas margens as comunidades dependentes desse recurso (SETO, 2020).

A relação do homem com a água remete ao suprimento necessário para sobrevivência e a interação negativa de poluição e desperdício. Devido aos moldes estabelecidos desde os primórdios pelo homem, a população enxerga esse cenário de modificação e perdas de recursos como algo natural, indissociavelmente atrelado ao desenvolvimento urbano (HERING, 2020).

Os diferentes tipos de uso da terra representam vários graus de risco para os recursos hídricos, sendo as áreas urbanas e agrícolas os tipos de uso da terra que mais causam degradação da qualidade da água em todo o mundo. A remoção da vegetação nativa em paisagens dominadas pelo homem altera o escoamento superficial das águas pluviais (COSTA et al., 2018; ANJINHO et al., 2021), a infiltração e a evapotranspiração na bacia hidrográfica, causando redução da fertilidade do solo, eutrofização de corpos d'água devido ao aporte de nutrientes, e a erosão do solo (DORICI et al., 2016), além de efeitos sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (DE OLIVEIRA et al., 2017, MELLO et al., 2019; PAIVA et al., 2020).

Esses reservatórios de água doce estão mundialmente ameaçados, o que afeta todas as formas de vida. No entanto, quase dois terços da população global vivem nas proximidades de APs, que costumam ser criadas com o objetivo de proteger os recursos hídricos e abastecer grandes centros urbanos (DUDLEY e STOLTON, 2003; BECKER et al., 2013; STARZYNSKI e SIMÕES, 2015; BERNEY e HOSKING, 2016; SCHUCH, 2017; FERREIRA et al., 2019; CHUNG et al., 2021).

Esses cenários de mudanças na paisagem natural em mananciais e APs, devido a atuação humana, foi motivo, em 1861, da criação da Floresta Protetora da Tijuca por D. Pedro II, onde foi estabelecido o reflorestamento dos morros cariocas, que estavam cobertos por plantações de café, para proteger suas áreas de mananciais e hoje formam o

Parque Nacional da Tijuca no Rio de Janeiro (PARQUE NACIONAL DA TIJUCA, 2020).

Nesse sentido, reconhece-se que as APs mundiais atuam positivamente no abastecimento hídrico da população, principalmente a sua jusante (REID et al., 2005; HARRISON, 2016; BERNEY et al., 2016)

A América do Sul e Austrália captam os maiores volumes de provisão de água doce provenientes das APs (HARRISON et al., 2016). Já países mais industrializados da América do Norte e Europa possuem cerca de 90% da sua população a jusante de APs e, ainda assim, elas permanecem expostas às ameaças de atividades humanas, principalmente em regiões de alto desenvolvimento (HARRISON et al., 2016).

Estratégias de conservação e manejo são instrumentos chaves para maximizar os serviços provenientes das APs e conter o avanço das ameaças a essas regiões (GRAY et al., 2016; MELLO et al., 2020; CHUNG et al., 2021). Acordos multilaterais reconhecem que uma gestão eficaz da água, pensando na população e no ecossistema, ajudam a melhorar a disponibilidade do recurso. Além disso, as estratégias podem necessitar de acordos a níveis de bacias, para alcançar seus objetivos de proteção, como é o caso de bacias hidrográficas que englobam APs e regiões não preservadas, mas que são importantes para o abastecimento da população devido aos seus altos volumes de água disponível (HARRISON et al., 2016).

Segundo Duran-Escalada (2017), a disponibilidade da água afetada pelas mudanças climáticas e o acréscimo da demanda hídrica podem promover a necessidade de usos de água de baixa qualidade. Tal ideia está associada ao crescimento da população e ao aumento do uso de diferentes produtos poluidores, que impactam negativamente os corpos d'água que seriam usados para abastecimento humano (FOLEY et al., 2005; MELLO et al., 2020; PAIVA et al., 2020).

Os desafios relacionados com a gestão da água se associam com as necessidades humanas e o interesse de preservar o ambiente hídrico para que forneça serviços ecossistêmicos, sendo que eventuais soluções para os problemas hídricos devem ser concretizadas por pessoas de autoridade e responsabilidade local. Afinal, a comunidade que reconhece o valor dos recursos hídricos protege-os mais (REID et al., 2005; HERING, 2020).

Além da sociedade, o próprio ecossistema sofre e sofrerá com as consequências das mudanças do clima, visto que alterações causadas por essas mudanças influenciam de

maneira fortemente negativa a biodiversidade e os ecossistemas (HOFFMANN e BEIERKUHNLEIN, 2020; IPCC, 2021).

Hoje mais do que nunca, os cenários da dinâmica do uso do solo e do comportamento humano para com os recursos naturais influenciam nas mudanças climáticas, afetando diretamente a vida humana (IPCC, 2021). Entre outros desafios das mudanças climáticas, o suprimento hídrico é um dos fatores mais assustadores para a sociedade, que a cada ano demanda mais desse recurso (FERREIRA et al., 2019; MELLO et al., 2019; TROMBONI e DODDS, 2017; SORIANO et al., 2022).

3. Áreas Protegidas do Chile, Brasil e Austrália

Embora apresentem características culturais, econômicas e sociais distintas entre si, os três países selecionados pela pesquisa – Chile, Brasil e Austrália – dispõem de importantes APs que buscam conservar os ambientes naturais e seus serviços ambientais. Seguindo as diretrizes da IUCN, cada um desses países estabelece critérios nacionais para a proteção e gestão de suas APs, que foram escolhidas por esta pesquisa considerando o seu potencial de abastecimento urbano e sua proximidade com centros urbanos de expressivo desenvolvimento. A seguir estão descritos e comentados cada um dos casos.

3.1 Reserva Nacional Lago Peñuelas – Chile

3.1.1 Contexto Geral

Em um cenário de grande diversidade de ecossistemas, que vai de regiões tropicais a desérticas, o Chile apresenta uma rica diversidade em aspectos ambientais. Dentro de seus aspectos administrativos, o país é dividido em regiões, províncias e comunas. Denominada como V Região, a região de Valparaíso abriga uma das mais importantes aglomerações urbanas do país. Seguindo a divisão política administrativa, a V Região possui oito províncias. Dentro das oito províncias estão abrigadas trinta comunas, incluindo a comuna de Valparaíso, Viña del Mar e Quilpué, as quais, juntas com outras cidades, formam conurbações de grandes centros urbanos, próximos da RNLP (CNCA, 2015).

Segundo a CONAF, entidade responsável pela administração das APs no Chile por meio do SNASPE, suas áreas são divididas em três categorias: Parque Nacional,

Reserva Nacional e Monumento Natural, sendo 42 Parques, 46 Reservas e 18 Monumentos, totalizando 106 unidades de proteção. Dentre todas estas, o nosso objeto de estudo no país é precisamente a Reserva Nacional Lago Peñuelas (Figura 2), criada pelo decreto-lei nº 859 de 1952.

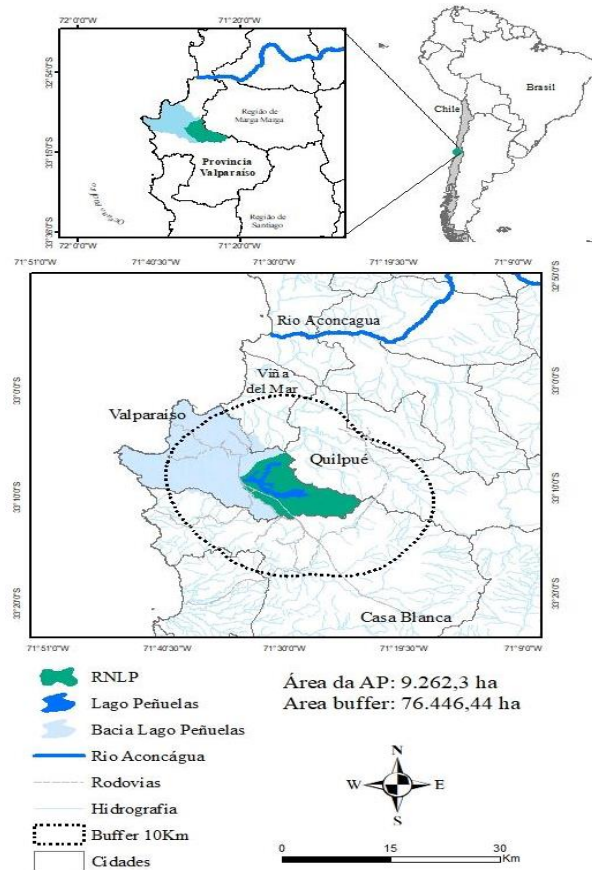


Figura 2. Localização Reserva Nacional Lago Peñuelas.

As reservas nacionais no país são definidas como uma região destinada para a conservação e uso da abundante natureza, sob vigilância oficial, onde a fauna e flora são submetidas a proteção compatíveis com os objetivos pelos quais a reserva foi criada (CONAF, 2021).

3.1.2 Aspectos morfoclimáticos

A hidrografia do país é representada por três distintas áreas hidrográficas, com características únicas, fundamentadas em fatores climáticos, geomorfológicos e litológicos, influenciando os aspectos do escoamento e recarga hídrica. Ao norte do país encontram-se as Áreas Arreicas, onde estão as bacias com cursos de água superficial

esporádicos ou sem afloramento na superfície, devido a absorção de água pelas áreas desérticas. Também, mais ao norte, estão as Áreas Endorreicas, onde as águas da bacia não atingem o mar e ficam armazenadas em um ponto central caracterizado por uma lagoa ou salina. No restante do território nacional, estão as Áreas Exóricas, onde as bacias são alimentadas pela água da chuva e correm para o mar (BIBLIOTECA DEL CONGRESO NACIONAL DE CHILE, 2020).

A região da AP se encontra dentro das Área Exóricas, visto que essa área está situada entre o vale partido do Rio Aconcágua, ao norte da área da Reserva Nacional Lago Peñuelas (9.262 ha) até o canal de Chacao, ao sul. Nesta região, existe uma alimentação fluvial dividida em dois trechos, estando a Reserva na área caracterizada por cursos onde as águas são provenientes da chuva e do degelo. Essa região se encontra na zona denominada Subúmida de regime misto.

Nas proximidades da Reserva, encontram-se bacias hidrográficas do tipo andina, com nascentes na Cordilheira dos Andes, tendo como exutório o mar, enquanto a AP se localiza em uma bacia hidrográfica costeira, possuindo como característica setores continentais com unidades de drenagem desconectados que chegam ao mar (BIBLIOTECA DEL CONGRESO NACIONAL DE CHILE, 2020; INSTITUTO GEOGRÁFICO MILITAR, 1984).

A bacia hidrográfica, na qual está inserida a RNLP é denominada como Costeira entre Aconcagua-Maipo, e, dentro dessa bacia encontram-se as sub-bacias: Marga-Marga (466,4 km²); Lago Peñuelas (320,9 km²); Casablanca e San Jeronimo (970,1 km²); E. del Rosario a Rio Maipo (549,6 km²) (DIRECCIÓN GENERAL DE AGUAS, 2014). A Reserva fica na sub- bacia Lago Peñuelas.

São numerosos os corpos d'água do país e da região de Valparaíso, com destaque aos rios Petorca, La Ligua e Aconcágua e a foz do rio Maipo. O rio Aconcágua, nasce da convergência de diferentes rios nascidos na Cordilheira dos Andes, e tem contribuição de neves durante o verão e de chuvas na época de inverno. Com 7.340 km² de superfície, a bacia do rio Aconcágua é intensamente usada para abastecimento de água potável dos centros urbanos da região e de atividades econômicas industriais e agrícolas (CARVALLO e GONZALEZ, 2020).

Ao longo dos anos, o rio Aconcágua apresentou uma queda em seu fluxo de água, tendo em 2010 uma vazão média inferior a 20m³/s em sua primeira estação de medição, no primeiro trecho do rio, e entre 2018 e 2019 apresentou uma vazão média de 11m³/s. Em outros trechos do rio, a vazão também apresenta quedas consideráveis (CARVALLO

e GONZALEZ, 2020). Segundo Carvalho e Gonzalez (2020), essa queda se deve não só às mudanças climáticas que afetam o país, como também às ações de cunho antrópico que potencializam essa redução hídrica por meio da gestão de uso da água nacional e por uso do solo não planejado.

Embora o país apresente 101 bacias hidrográficas (DIRECCIÓN GENERAL DE ÁGUAS, 2015), a região central onde estão presentes o maior contingente populacional junto do forte setor produtivo de mineração, industrial e agropecuária apresenta apenas 16 bacias para suprimento hídrico.

Com relação ao clima, a região de Valparaíso se enquadra na classificação de Köppen-Geiger Csb (clima mediterrâneo com chuva de inverno) apresentando temperatura média de 11°C, altitudes de 100 a 1.000 metros acima do mar e precipitações médias de 700 mm, onde na RNLP encontra-se altitudes que variam de 337m a 613m. Esse clima característico ocorre em setores não costeiros da província de Valparaíso e em áreas de altas altitudes (GOBIERNO REGIONAL de VALPARAÍSO, 2014).

A precipitação local apresenta um regime sazonal com temperaturas associadas a uma estação fria e chuvosa durante o inverno e uma estação quente e seca nos períodos de verão (LUEBERT e PLISCOFF, 2012). Porém, devido às alterações promovidas pelas mudanças climáticas, tanto no âmbito regional como local, as temperaturas vêm apresentando um aumento nas mínimas de inverno e máximos de verão e redução das chuvas, diferenciando uma zona litorânea (Valparaíso e Laguna Verde) do interior seco (Placilla de Peñuelas).

As mudanças climáticas também afetam a disponibilidade hídrica regional e local. Os cenários observados multitemporalmente na Reserva apontam a redução da superfície d'água do reservatório. A Figura 3, apresenta imagens da época em que o reservatório continha água e na Figura 4, imagens de 2021, com o reservatório já sem água o suficiente para exercer seu potencial de abastecimento dos centros urbanos, como Valparaíso. Segundo o administrador da RNLP, o reservatório possuía uma superfície de água correspondente a 1.700 hectares em meados de 1995 e em 30 de dezembro de 2021 o mesmo apresentava menos de 5 hectares coberto por água.



Figura 3. Reservatório Lago Peñuelas com água em 1997. Fonte: Óscar Andrés Salazar (2021) (Comunicação Pessoal).



Figura 4. Reservatório Lago Peñuelas sem água em 2021. (a) corpo d'água presente no reservatório em 2021; (b) área antes coberta por água. Fonte: Óscar Andrés Salazar (2021) (Comunicação Pessoal).

A geomorfologia da área de estudo é marcada por planícies litorais costeiras, compondo morros que limitam a bacia hidrográfica Lago Peñuelas. O solo da Reserva

Nacional Lago Peñuelas é predominantemente argiloso, originados do processo de decomposição de rochas magmáticas do tipo granito. A vegetação (Figura 5) da reserva é composta de algumas unidades fitogeográficas, como Matorrales e Bosques Esclerófilos, marcante na zona central do país, além de outros diversos componentes faunísticos da área (CONAF, 1999).

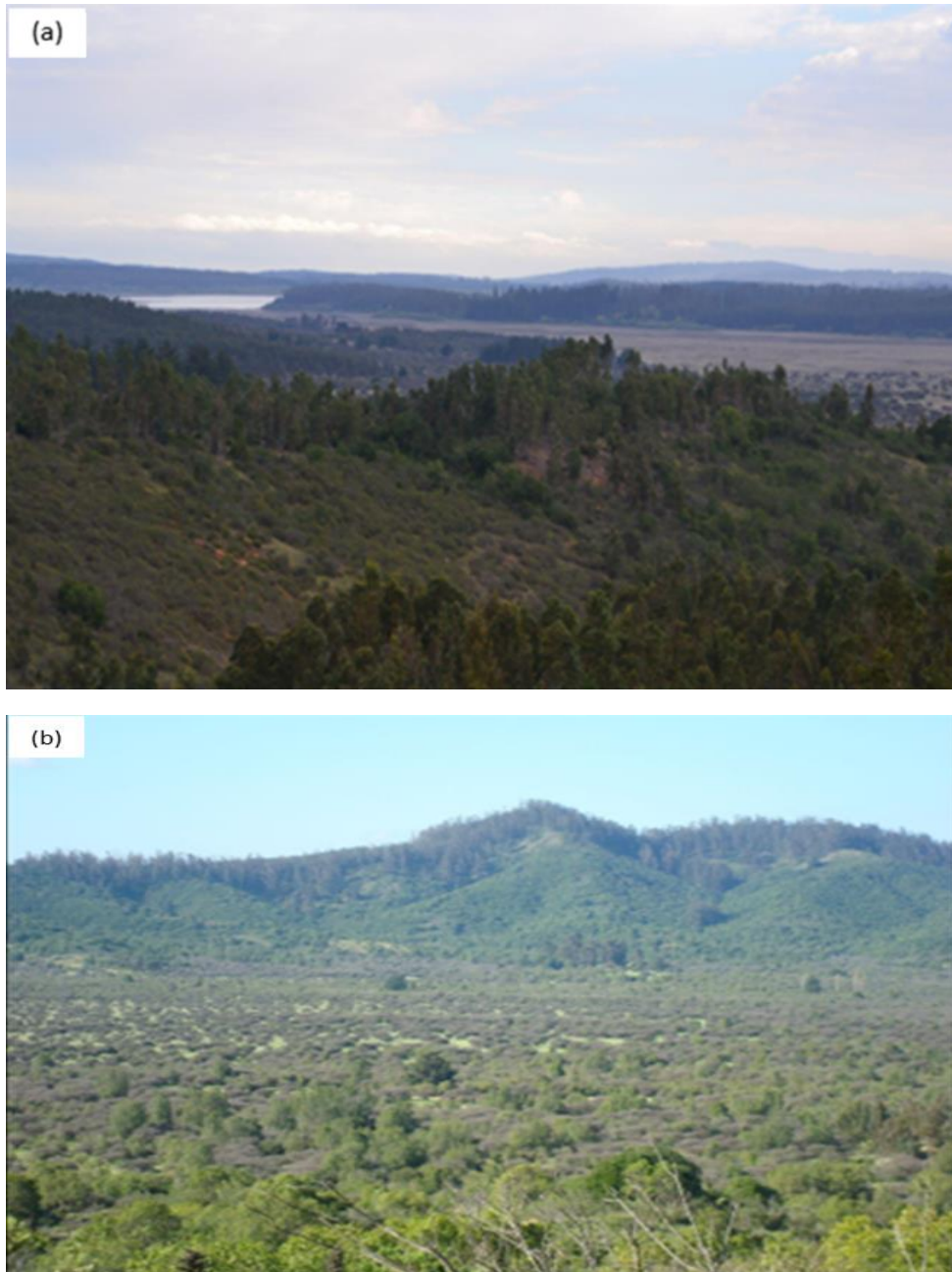


Figura 5. Vegetação do Lago Peñuelas. (a) bosques esclerofilos; (b) matorrales. Fonte: CONAF (2020).

3.2 Área de Proteção Ambiental Serra da Mantiqueira – Brasil

3.2.1 Contexto Geral

Considerado como o quinto maior país em extensão territorial e o maior da América Latina, o Brasil possui uma área de 8.514.876,599 km² (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2020).

Dividido em cinco regiões, no Sudeste estão os estados, São Paulo, Rio de Janeiro, Espírito Santo e Minas Gerais, apresentando o maior PIB do país, e é onde está a área de estudo brasileira (Figura 6), marcada como uma região de expansão econômica alimentada pelos setores da agricultura, extrativismo e indústria (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2020).

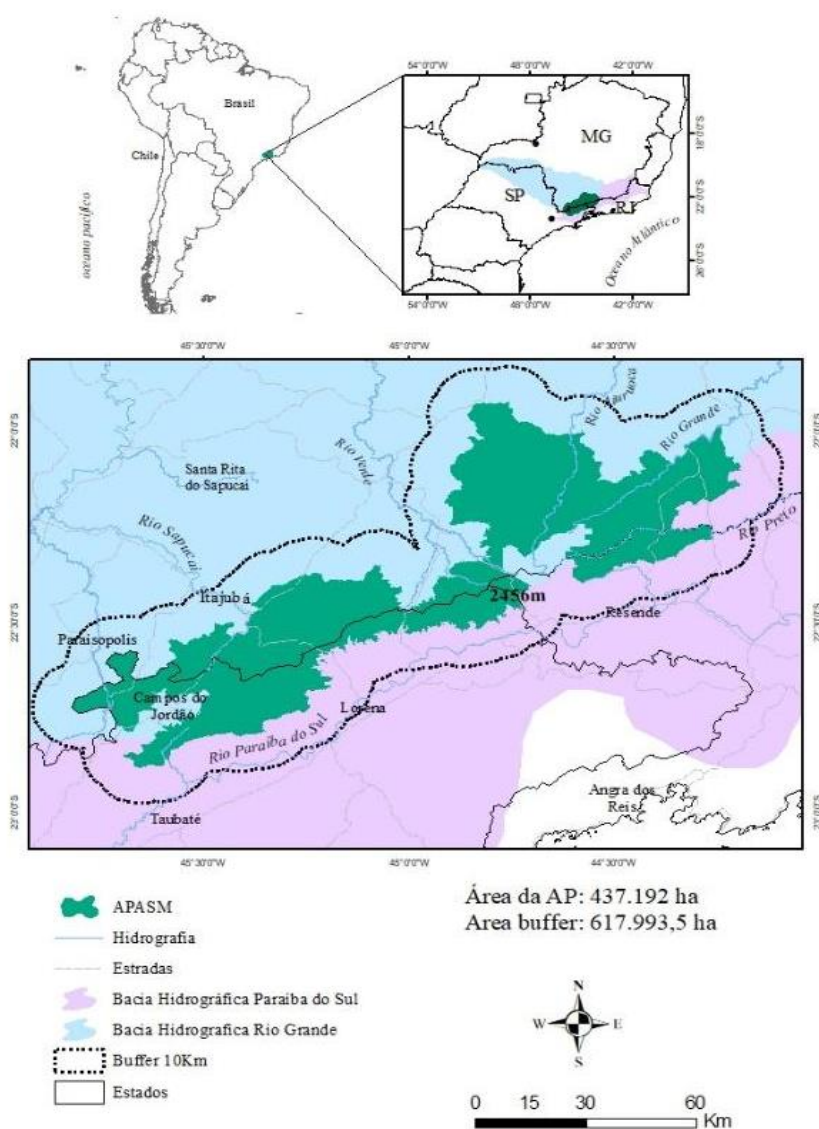


Figura 6. Localização área de estudo Área de Preservação Ambiental Serra da Mantiqueira.

Essa dinâmica econômica atrai a expansão e concentração de grandes centros urbanos para a região. Segundo o IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2020), estima-se que a população atual do país é de 213.502.480 de habitantes, estando na região sudeste 89.632.912 dos habitantes, representando cerca de 41% da população.

No país, as APs são compostas por um grupo de áreas com características naturais relevantes que tem por objetivo sua conservação (BRASIL, 2000). A APASM compõe um grupo de APs denominadas no país como UC, e aqui tratadas pelo conceito geral de AP.

A APASM possui uma área total 437.192,11 ha e seu nome foi definido como “lugar onde nascem as águas” ou “serra que chora” devido a sua riqueza em recursos hídricos nascidos em suas áreas, responsáveis por abastecer pequenas cidades e grandes centros urbanos dos estados a que pertencem. Seu outro objeto de preservação, além das suas águas, são as grandes cadeias montanhosas as quais formam a APA (ICMBio, 2018).

3.2.2 Aspectos morfoclimáticos

A hidrografia do país é formada a partir de diferentes aspectos físicos e biológicos, como o clima, relevo, geologia e cobertura vegetal. Suas águas são distribuídas em doze regiões hidrográficas agrupadas em bacias compostas por rios de diferentes vazões (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO, 2022). A abundância dos recursos hídricos do país se distribui de forma irregular e em muitos dos casos são mal utilizados.

Seguindo a classificação das divisões estabelecidas para as bacias hidrográficas do país, a área (B) se encontra entre as bacias Rio Grande (69,44%) e Rio Paraíba do Sul (31,56%). A bacia do Rio Grande abrange os estados de Minas Gerais e uma pequena parte de São Paulo enquanto a outra bacia se localiza entre os estados do Rio de Janeiro, Minas Gerais e São Paulo. Os principais rios que compõem a bacia do Rio Grande são Rio Grande, Rio Verde, Rio Aiuruoca, Rio Turvo Grande, Rio Ingaí e Rio Capivari. A bacia Paraíba do Sul é formada pela união dos rios Paraíba e Paraitinga, no estado de SP. Seus principais afluentes, que atuam sobre a influência de chuvas de verão, são os rios Jaguari, Paraíba Pirapetinga e outros (ICMBio, 2018).

O rio Jaguari, é responsável pelo abastecimento do Sistema Cantareira, principal sistema de abastecimento da cidade de São Paulo. Um dos municípios pelo qual o rio Jaguari passa, Extrema em Minas Gerais, foi precursora em aplicar PSA, tendo como objetivo a preservação das nascentes cujas águas desembocam no rio Jaguari. Iniciada em 2007 e aplicado até hoje, o projeto teve aproximadamente 754.153 mil árvores plantadas atuando na recuperação e proteção de aproximadamente quinhentas nascentes (POMPÊO e MOCHINI, 2020).

Os usos de água que ocorrem na APASM são principalmente voltados para o abastecimento humano (sem e com tratamento), irrigação, dessedentação de animais, sendo esses classificados como de usos consuntivos, enquanto os não consuntivos são destinados a proteção de comunidades aquáticas, pesca, piscicultura e lançamentos de efluentes domésticos e agropecuários. Ao todos os usos de maior concentração são do abastecimento público, agricultura e piscicultura. Os mananciais, responsáveis por abastecer importantes centros urbanos, como as cidades de São Paulo e Rio de Janeiro, estão presentes em grandes partes da Serra da Mantiqueira (ICMBio, 2018).

Caracterizado como uma zona de climas tropical, com estação chuvosa no verão e seca no inverno, a região sudeste, é classificada por *Koppen* com o subtipo *Cfa*, classificado como sub-tropical, sem estações secas e temperaturas do mês mais quentes superior a 22°. A região de altitudes que chegam em 2.500m, apresenta ocorrências de geadas nos meses de junho, julho e agosto assim como temperaturas de 30°C durante o verão (KOPPEN, 1928).

A precipitação na região da APASM, tem volume médio anual variando entre 1.100mm e 1.500 mm, com umidade relativa média de 82%. Devido a presença de escarpas, que se localizam ao contrário da direção dos ventos, exercem uma influência na frequência das chuvas durante o ano, favorecendo o crescimento da pluviosidade proporcional à altitude. A distribuição sazonal das chuvas é separada em dois períodos diferentes, com épocas de seca entre os meses de maio a agosto e chuvosa no restante, sendo o mês de agosto o mais seco, com médias por volta de 25mm e janeiro o mais chuvoso passando de 300mm (ICMBio, 2018).

A geologia da área (B) é composta por embasamento da Plataforma Sul-Americana, definido por rochas magmáticas e metamórficas de alto grau, de idade Arqueana, formado por grande heterogeneidade petrográfica. Seu sistema de montanhas é pertencente ao domínio morfoclimático dos cinturões móveis neoproterozóicos (ICMBio, 2018).

Dentre os seis biomas brasileiros, a região de estudo brasileira é formada predominantemente pela Mata Atlântica com formações de Florestas Ombrófilas (Mista, Densa e Estacional Semidecidual) com algumas formações correspondentes ao bioma cerrado, indicando a presença de ambos os biomas (ICMBio, 2018). A Figura 7, apresenta a vegetação que são encontrados em (B).

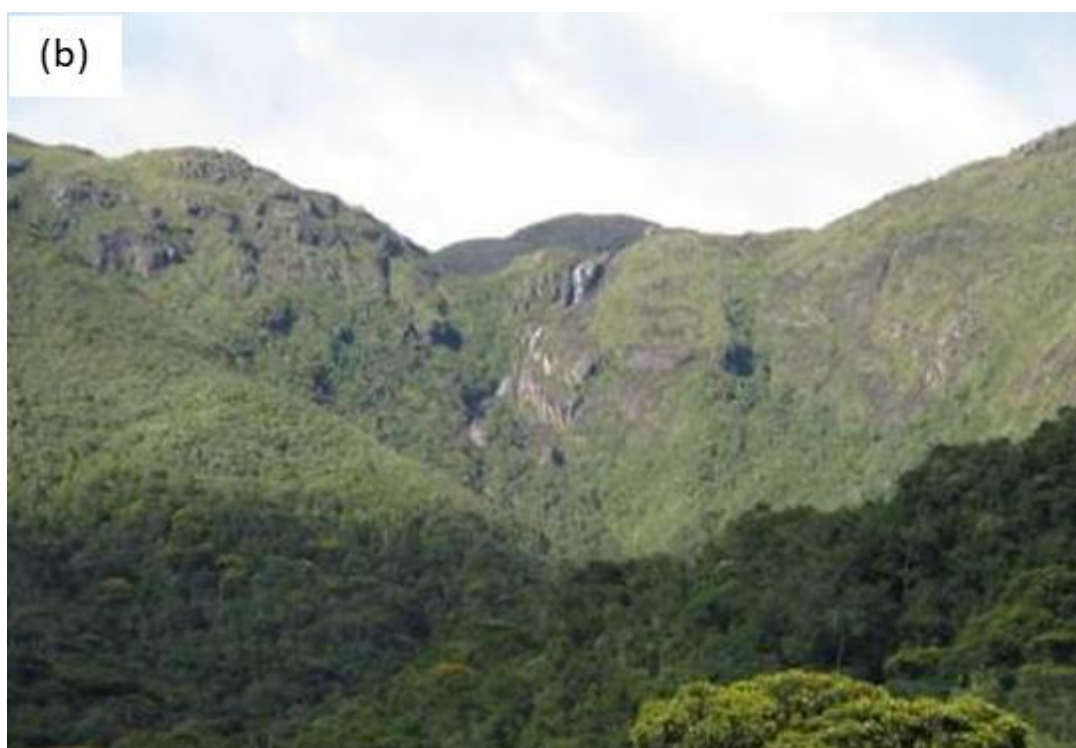




Figura 7. Formações vegetacionais de APSM. (a) vegetação do entorno da Pedra do Bauzinho; (b) fragmento de floresta ombrófila mista; (c) formação de floresta ombrófila mista em Campos do Jordão dentro da APASM. Fonte: ICMBio (2018).

3.3 Parque Nacional D'Águilar – Austrália

3.3.1 Contexto Geral

Reconhecido como o sexto maior país em massa continental do mundo e completamente cercado por água, a Austrália, localizada na Oceania, possui aproximadamente 7.692 milhões de Km² (AUSTRALIAN BUREAU OF STATISTICS, 2021). Com 6 estados, o país é uma monarquia com administração urbana em três níveis: federal, estadual e governo local. Ao sudeste da Austrália, a capital do estado de Queensland, Brisbane, é um grande centro urbano com potencial de crescimento, ocupando o terceiro lugar entre os maiores centros populacionais do país apresentando uma população de 2.362.672 habitantes, no último censo datado de 2016 (AUSTRALIAN BUREAU OF STATISTICS, 2021).

A tendência do crescimento urbano é nacionalmente vista, acarretando o aumento da expansão urbana e uma maior intensidade de uso das áreas já urbanizadas. Por todo o país é identificado um crescimento nos subúrbios, cidades interioranas e costeiras. A ocupação urbana dentro desse cenário, cresce sobre áreas naturais presentes nas periferias

das cidades avaliada como um dos principais impulsionadores das mudanças ambientais (STATE OF THE ENVIRONMENT, 2016).

Entre as APs do estado de Queensland está o Parque Nacional D'Águilar (38.475 ha) (Figura 8), o qual está inserido na categoria de Parque Nacional, segundo a Lei de Conservação da Natureza de 1992, que estabelece a gestão das APs, os parques nacionais são destinados a preservar permanentemente a condição natural da área e a proteção dos recursos e valores culturais (AUSTRALIA, 1994).



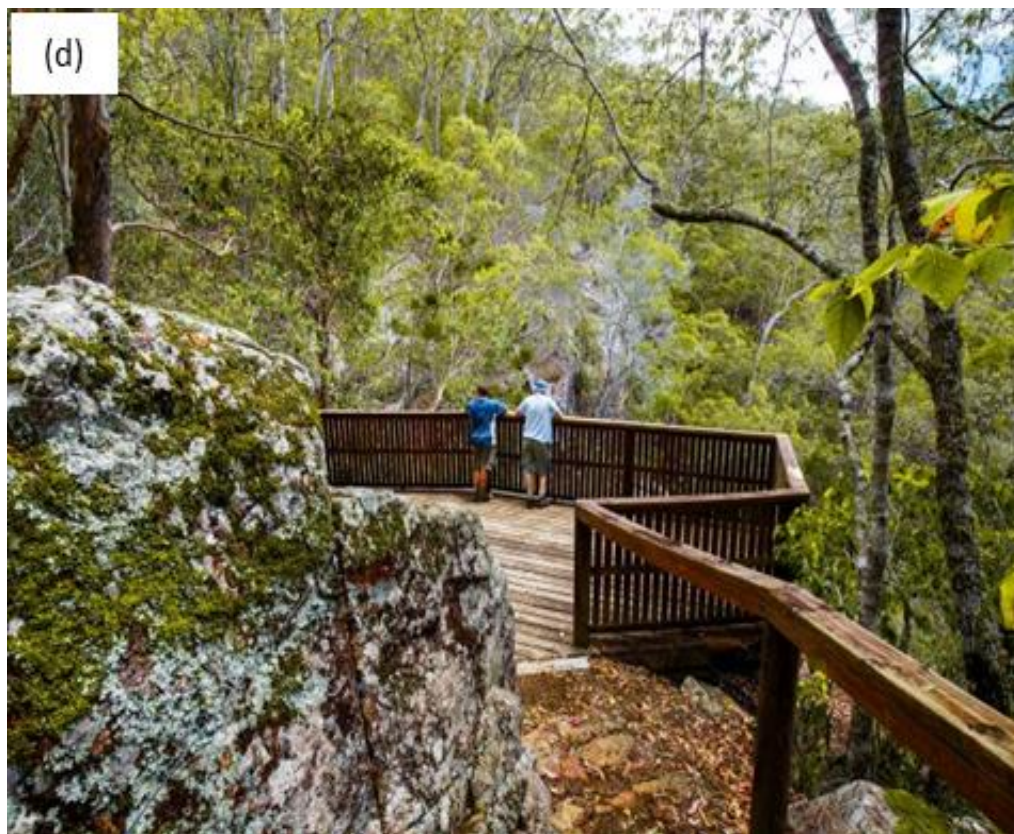


Figura 8. Interior Parque D'Águilar. (a) Vista de terrenos íngremes do PNDA; (b) Riacho dentro do parque; (c) Caminho de trilha para passeios de bicicleta; (d) Mirante dentro do parque. Fonte: Queensland Government (2020).

3.3.2 Aspectos morfoclimáticos

A hidrografia do país segue a divisão de drenagem definida pelo *Australian Water Resources Council* tendo doze áreas de drenagem estabelecidas conforme suas características topográficas e suas zonas climáticas. Ao total, são encontradas 245 bacias hidrográficas no país (BUREAU OF METEOROLOGY. 2021).

A área de estudo australiana está situada nas proximidades do rio Brisbane (Figura 9), sendo esse o maior do estado de Queensland com 309 km². Sua nascente se localiza na cordilheira de Brisbane, partindo em direção ao sul, chegando nas represas de *Wivenhoe* e *Somerset*, e atravessando a cidade de Brisbane, se encontrando com o rio *Bremer*, antes de chegar ao mar (VAN DEN HONERT e MCANENEY, 2011).

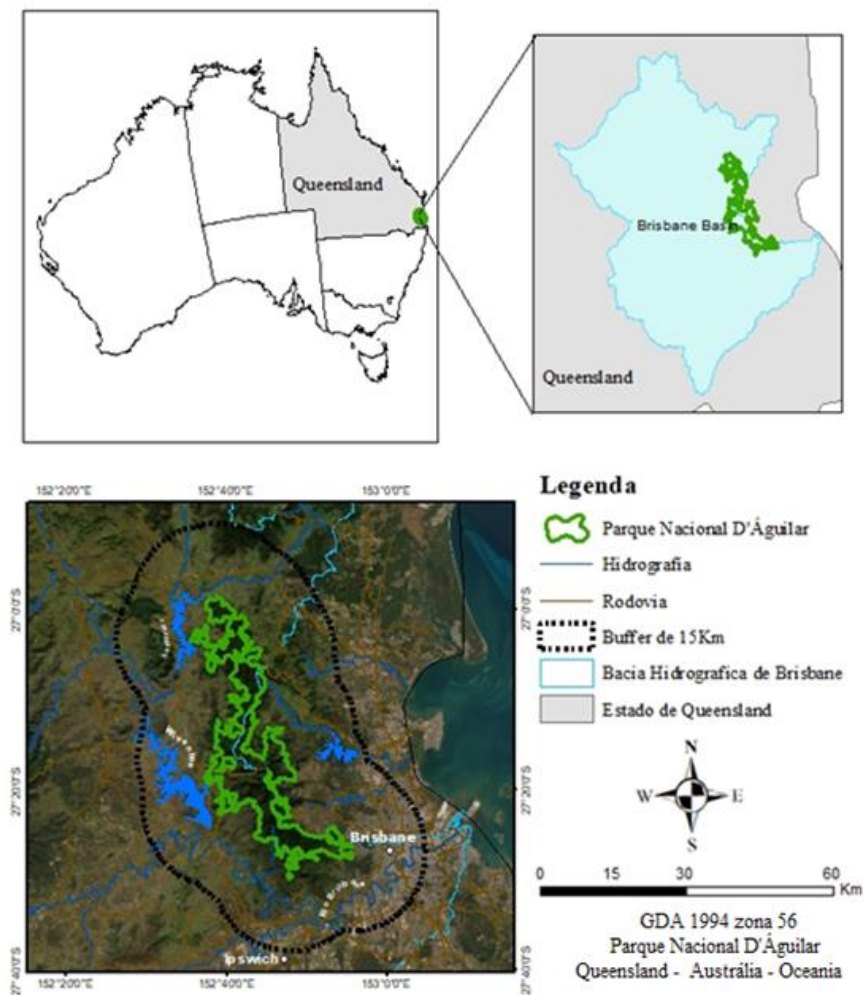


Figura 9. Localização do Parque Nacional D'Águilar.

Devido a características montanhosas, com altitudes que alcançam 763m, com íngremes encostas e uma geologia formada por metassedimentos com afloramentos de rochas vulcânicas e intrusões graníticas que interfere nas características vegetacionais do parque, o escoamento do PNDA chega para as represas de Somerset, Wivenhoe, lago Manchester, reservatório Gold Creek, reservatório Enoggera e Lago Samsonvale. Dentro dessa geologia montanhosa do D'Aguiar tem-se ainda a nascente o rio Pine e diversos outros riachos que desaguam no rio Brisbane e Stanley (QUEENSLAND GOVERNMENT, 2013).

Dentre as represas e rios citados, o Lago Wivenhoe tem um papel fundamental devido a sua capacidade de abastecimento hídrico para Brisbane. Sua origem advém da criação da barragem com o mesmo nome no ano de 1984, a qual tinha como principal objetivo conter os episódios de enchentes que acometeram o centro urbano (SEQWATER, 2022).

Nesse contexto, encontra-se a bacia hidrográfica do rio Brisbane, a qual possui uma área de 13.549,2 km², composta por quatro sub-bacias: Bremer River, Brisbane River, Lockyer Creek e Stanley River. Sua drenagem é determinada pela topografia do local junto da cobertura vegetal e do tipo de solo, o qual apresenta características diferentes. Ao noroeste montanhoso, os solos finos e pedregosos determinam um escoamento superficial rápido, enquanto nos locais com solos profundos e com maior capacidade de armazenamento hídrico o escoamento é lento ocorrendo episódios de inundações, principalmente nos fundos de vale e na planície costeira (DEPARTMENT OF ENVIRONMENT AND SCIENCE, 2021).

Na Figura 10 encontram-se imagens do entorno do Lago Wivenhoe, onde não são encontradas mata ciliares ao redor da represa, o que pode se desenvolver em erosão. Além de suas características físicas, a bacia tem como principal característica o desenvolvimento urbano e atividades agropecuárias recebendo pressões de uso e ocupação da terra (QUEENSLAND GOVERNMENT, 2013). Ainda, episódios de enchentes e inundações do rio Brisbane, como ocorrido em 1974, apresenta as dificuldades na gestão de planejamento urbano, o que levou a criação de estratégias voltadas para cenários de inundação (BRISBANE CITY COUNCIL, 2022).



Figura 10. Reservatório Wivenhoe dentro da Bacia do Rio Brisbane. (a) Vegetação Parque Nacional D'Aguilar; (b) área próxima ao lago Somerset. Fonte: Francisco Dupas (2016)

A Austrália apresenta uma significativa variação climática dentro das suas regiões. Ao Norte do país o clima tropical com estações chuvosas e secas tem duração de aproximadamente seis meses. Na região central do país o clima desértico é identificado por uma alta pressão subtropical que inibe a atuação de ventos com umidade. Já ao sul, o clima temperado abrange grandes regiões do país, sendo marcado por estações diferentes e disparidade de temperatura entre as estações de verão e inverno (BUREAU OF METEOROLOGY, 2021).

Na região da área de estudo, o clima é caracterizado como subtropical, com precipitações ao longo do ano. Com os maiores índices de chuvas nas estações de verão e outono as chuvas médias anuais e sazonais são influenciadas ainda pelos padrões climáticos como El Niño (COASTADAPT, 2022). Segundo dados históricos do BOM (2021), a precipitação em Brisbane apresentou significativas variações ao decorrer dos anos de estudo considerados nesta pesquisa. Considerando o valor da média das medições anuais feita pelo BOM na estação Alderley, em 1985 a precipitação média era de 102,33mm e em 2020 de 90,77mm (BUREAU OF METEOROLOGY, 2021). As temperaturas ficam em média de 19°C, tendo no verão uma média de 24°C. No entanto, devido a influência das mudanças climáticas, o estado de Queensland apresenta suas temperaturas com aumento de 1°C.

A geologia na área de estudo é formada por rochas metamórficas, extensos vales aluviais, depósitos costeiros arenosos quaternários e depósitos predominantemente jurássicos e jovens da Grande Bacia Artesiana (DEPARTMENT OF ENVIRONMENT AND SCIENCE, 2021). A ecorregião da área de estudo da Austrália é caracterizada como de Florestas Temperadas de folha larga e mistas, onde se encontram florestas de eucalipto e acácia (DEPARTMENT OF AGRICULTURE, WATER AND THE ENVIRONMENT, 2021).

No contexto climático, o país pôde experimentar três grandes cenários de seca: Seca da Federação (1895-1903); Seca da Segunda Guerra Mundial (1939-1945) e a Seca do Milênio, a mais recentemente ocorrida entre (1996-2010). Esses episódios decorreram das influências dos fatores climáticos El Niño e o Dipolo do Oceano Índico que atuam sobre o país (COASTADAPT, 2021).

Assim como o resto do planeta, a Austrália vem apresentando cenários de intensas ondas de calor devido a mudanças climáticas. Com essas altas temperaturas, o país fica submetido a ocorrência de incêndios florestais por todo o seu território. Ao Sudeste a

ocorrência de incêndio acontece geralmente nas estações de verão e outono, onde o clima é seco e quente (COASTADAPT, 2021).

5. Gestão ambiental e APs

A preocupação com o uso dos recursos naturais, envolvendo sua utilização adequada relacionada a sua exploração e seu consumo, é refletida por meio da gestão ambiental, que busca a otimização do controle de uso dos seus recursos e a redução dos possíveis impactos negativos (BARROS et al., 2012; ABUDU et al., 2018).

Considerando os diferentes serviços ecossistêmicos oferecidos pelas APs, para que esses sejam eficazes e continuem a existir de forma efetiva, é necessária uma gestão adequada (GRAY et al., 2016). Estudos mostram que APs de todo o mundo estão e estarão sujeitas às modificações ocasionadas pelas mudanças do clima (HOFFMANN e BEIERKUHNLIN, 2020; SORIANO et al., 2022).

Embora a equidade social e gestão da AP sejam fatores que devem convergir para a melhoria da conservação, muitas APs possuem um tipo de gestão de cima para baixo, dificultando a participação das partes interessadas, incluindo o setor social (CALVO e GELDMANN, 2020), e outras possuem um modelo de co-gestão que busca a convergência de ideias e uma participação mais equitativa, mesmo que, em alguns casos, desafios válidos de estruturação e eficiência sejam enfrentados. Porém esse modelo busca uma maior participação da sociedade local (WARD et al., 2018). A gestão dessas áreas ainda é desafiada pelas questões financeiras, que, em muitos casos, não consideram o verdadeiro potencial ecológico da área natural (WATSON et al., 2014).

Em função da necessidade de uma gestão capaz de atender as necessidades particulares de cada nacionalidade, cada país possui o seu próprio programa de gestão das APs os quais devem buscar atender às diretrizes impostas pela IUCN.

No que se refere aos instrumentos de gestão ambiental chilenos, após a promulgação da Lei de Bases Ambientais de 1994 (nº 19.300) alguns instrumentos ambientais foram estabelecidos no país. Antes disso, não existiam instrumentos que permitissem à autoridade desenvolver aplicação de normas para a proteção integrada e coordenada de assuntos ambientais.

A partir dessa lei, criou-se como principais instrumentos: (i) Educação e Pesquisa; (ii) Sistema de Avaliação de Impacto Ambiental; (iii) Participação da Comunidade no Procedimento de Avaliação de Impacto Ambiental; (iv) Normas de Qualidade Ambiental

e da Preservação da Natureza e Conservação do Patrimônio Ambiental; (v) Normas de Emissão; (vi) Planos de Gestão, Prevenção ou Descontaminação (CHILE, 1994).

No instrumento (iv), entre outras diretrizes está a obrigação do Estado em gerenciar as APs e criar um Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas, incluindo unidades terrestres e marinhas, tendo como objetivo preservar a diversidade biológica natural e o patrimônio ambiental local. Fica a cargo do Estado criar também áreas silvestres protegidas de propriedade privada, as quais se submeterão aos mesmos acordos das APs do estado assim como, estabelecer um órgão administrador do Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas (CHILE, 1994).

Pelo SNASP, fica instituído a elaboração de um plano de manejo para cada uma de suas APs de forma a considerar as definições e objetivos estabelecidos para a sua categoria. Pelo plano, ficam definidas as normas gerais da área e suas atividades a serem realizadas e autorizadas (CHILE, 1984; SISTEMA NACIONAL DE ÁREAS SILVESTRES DEL ESTADO, 2020).

As APs estão a cargo da CONAF, que atua por meio do Ministério da Agricultura e protege essas áreas SNASP. Por meio do sistema, foi criada uma rede de Áreas Selvagens Estaduais Protegidas onde busca-se representar os diferentes ecossistemas do país visando sua conservação e preservação (SISTEMA NACIONAL DE ÁREAS SILVESTRES DEL ESTADO, 2020).

A CONAF, tem um papel fundamental na efetividade da gestão das APs chilenas, incorporando diferentes planos, programas e políticas para a garantir a gestão de 101 APs, sendo essas divididas em três grupos: Parques Nacionais, Reservas nacionais e Monumentos Naturais (CONAF, 2022).

Atualmente são registrados 42 parques nacionais, os quais têm por objetivo a proteção e conservação de natureza com belezas cênicas e de relevância nacional, onde o público pode aproveitar o ambiente quando este está sob vigilância oficial. As Reservas Nacionais, representadas por 46 unidades, são destinadas, além da conservação, para o aproveitamento das riquezas naturais tendo uma proteção equilibrada com os objetivos de criação da reserva, estando submetida ao uso perante vigilância oficial. Por último, são encontrados 18 Monumentos Naturais, que podem ser plantas, animais, objetos ou regiões que possuem um valor histórico ou científico e ficam submetidas à proteção absoluta (CONAF, 2022).

Além disso, no ano de 2010, por meio da Lei nº 20.417, criou-se o Ministério do Meio Ambiente, que motivou a criação, em 2011, do projeto de lei do Serviço de

Biodiversidade e Áreas Protegidas, o qual tramita desde sua criação pela câmara dos deputados. O serviço tem como objetivo a conservação da biodiversidade por meio da gestão de um Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Entre seus pilares, estão a criação de um SNAP contendo todas as APs nacionais, centralizando a gestão que atualmente está dividida em cinco diferentes ministérios: Agricultura; Culturas; Bens Nacionais; Meio ambiente; e Economia (CHILE, 2020).

Por outro lado, no Brasil, a Política Nacional do Meio Ambiente de 1981, estabelece diversos instrumentos ambientais como o zoneamento ambiental, a avaliação de impactos ambientais, licenciamento de atividades potencialmente poluidoras, a criação de espaços territoriais especialmente protegidos, e outros (BRASIL, 1981).

O SNUC é o sistema responsável pela criação dos critérios, implementação e gestão das unidades de conservação. A partir dele, determinou-se as categorias das UC do Brasil, estando as mesmas em dois grupos, a de Proteção Integral e a de Uso sustentável (BRASIL, 2000).

O primeiro grupo é composto por: Estação Ecológica, Reserva Biológicas, Parque Nacional, Monumento Natural, Refúgio de Vida Silvestre, tendo como objetivo preservar a natureza, sendo admitido apenas o uso indireto dos seus recursos naturais, com exceção dos casos previstos na lei. O segundo grupo, formado pelas Área de Proteção Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico, Floresta Nacional, Reserva Extrativista, Reserva de Fauna, Reserva de Desenvolvimento Sustentável e Reserva Particular do Patrimônio Natural (BRASIL, 2000).

Dando foco na Área de Proteção Ambiental, a mesma em sua maioria, apresenta um certo grau de ocupação humana, com atributos abióticos, bióticos, estéticos ou culturais, tendo por objetivo proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso de recursos naturais (BRASIL, 2000; ICMBio, 2018).

O SNUC ainda determina a criação de um plano de manejo para as APs. Esse instrumento, obrigatório para todas as unidades, tem como fundamento os objetivos gerais de uma unidade de conservação. Nele estão o zoneamento e as normas que devem presidir o uso da área e o manejo dos recursos naturais.

Os órgãos responsáveis pela gestão do SNUC são CONAMA, que estabelece atribuições para acompanhar a implementação do sistema, o Ministério do Meio Ambiente, órgão que coordena, e os órgãos executores, Instituto Chico Mendes e o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais (BRASIL, 2000).

As unidades caracterizadas pelo SNUC agregam as UC brasileiras, federais, estaduais e municipais. As unidades federais ficam a cargo do ICMBio, que é vinculado com o Ministério do Meio Ambiente e compreende o Sistema Nacional do Meio Ambiente. As APs estaduais e municipais ficam sob responsabilidade dos órgãos estaduais e municipais de meio ambiente, respectivamente (MOSAICO MANTIQUEIRA, 2021).

Além disso, o SNUC também determina o estabelecimento das zonas de amortecimento, que embora não sejam obrigatórias para áreas de proteção ambiental, são importantes para delimitar e restringir atividades humanas ao redor das unidades, a fim de reduzir os impactos negativos da área (BRASIL, 2000).

Já na Austrália, a gestão de suas APs é orientada pela Lei de Conservação da Natureza de 1992, baseada nos princípios de gestão, planos de gestão, acordos de conservação e programas de gestão. A lei estabelece dez classes de APs no estado de Queensland, sendo elas: parques nacionais, parques nacionais científicos, parques nacionais de terras aborígenes, parques nacionais de terras dos ilhéus do Estreito de Torres, parques nacionais de terras aborígenes da Península do Cabo York, parques de conservação, reservas de recursos, reservas especiais de vida selvagem, refúgios naturais, áreas de conservação coordenadas (AUSTRÁLIA, 1992).

A administração de um parque nacional, como o PNDA, visa a preservação permanente da condição natural da área, proteção dos seus valores culturais, e a garantia de que a área seja usada considerando seus aspectos naturais e de forma ecologicamente sustentável. A manipulação dos recursos naturais do parque é autorizada caso ele seja declarado como área de gestão especial, podendo, neste caso, acontecer em vistas à sua proteção ou restauração. Por meio da mesma lei, ficou estabelecido que as APs devem elaborar uma declaração de gestão ou plano de gestão, que oriente a sua administração e planejamentos (QUEENSLAND GOVERNMENT, 2013).

No panorama geral, devido a necessidade de uma gestão para todas as APs, os PM atuam como uma ferramenta instrumental para orientar gestores e outros interessados sobre como uma área deve ser gerenciada. É um documento técnico que considera as normas de regulação do uso, gestão e manejo dos recursos naturais e as implementações físicas necessárias para a conservação de uma AP (SILVA JUNIOR e SANTOS, 2015).

Esses planos são definidos e elaborados através de estudos que incluem diagnósticos de ambientes físicos, sociais e biológicos relacionados à área de estudo. Eles servem como uma ferramenta para garantir a proteção da área visando o alcance dos

objetivos de criação das unidades de conservação (BRASIL, 2000; LIMA e RANIERI, 2018).

Esses planos, são um produto do planejamento dessas áreas, por isso sistemas organizacionais, recursos e estudos são essenciais para alcançar o seu objetivo e atender os objetivos das áreas que serão manejadas, fornecendo orientação necessária (IUCN, 2003).

Esse instrumento, em diferentes partes do mundo, é determinado por meio de legislações que fornece às organizações gestoras uma instrução estatutária para preparar seus planos. Quando a gestão de uma determinada área não segue as normativas dos planos de manejo pode gerar uma infração legal, a qual é importante para o cumprimento e fiscalização por parte dos gestores. A elaboração dos PM deve incluir toda a AP, e possuir informações sobre o que procura alcançar com a sua gestão e as logicas por trás dos objetivos e diretrizes estabelecidos (IUCN, 2003).

Neste sentido, os objetivos e as abordagens de gestão das APs são estabelecidos pelos PMs, onde também são abordados aspectos sobre a tomada de decisão que devem ser aplicadas. Além disso, é também importante que durante a elaboração do PM, a consulta das partes interessadas seja feita, com a intenção de melhorar o desempenho de proteção da área (LEE e MIDDLETON, 2003).

Por tudo isso, o investimento na proteção desses territórios gera benefícios para diferentes esferas regionais como as importantes bacias hidrográficas que fornecem água potável para a população, os grandes centros urbanos, e as próprias áreas naturais (PERES, 2012; HARRISON et al., 2016).

Embora exista uma gestão para essas áreas, as pressões antrópicas que são exercidas sobre as APs dizem respeito a agressões externas, vinculadas às mudanças no uso do solo nas proximidades das áreas. Tal processo se inicia com a ausência de barreiras nos limites das APs – um exemplo de gestão ineficaz (SHAFER, 1999).

Como estratégia, os PM contam com uma série de outros planos e documentos que visam ordenar as áreas internas e externas das APs. Esses planos podem servir com um apoio para essas áreas como também podem ser criados a partir dos planos de manejo (IUCN, 2003; LIMA e RANIERI, 2018).

Os instrumentos de gestão territorial, como os PDM ou os Planos de Ordenamento Territorial, são tipos de instrumentos que podem atuar em conjunto com os PM, uma vez que apresentem uma articulação entre seus objetivos em busca de uma atuação eficiente

que correlacione os recursos naturais e o desenvolvimento humano nas áreas em que atuam (PERES, 2012; LIMA e RANIERI, 2018).

Fazendo parte da implementação desses instrumentos, ou criados por ele, podem ser estabelecidos zoneamentos que instaura diferentes “áreas” ou “zonas” criadas com diferentes objetivos e manejadas de diferentes maneiras para atender o crescimento e o desenvolvimento humano, aplicados em escalas urbanas e rurais atendendo tanto o desenvolvimento urbano como também a gestão das APs (PERES, 2012).

O ordenamento territorial dado por esses planos, devem buscar, entre outros objetivos, a garantia e a manutenção adequada de áreas naturais protegidas de forma harmônica com as atividades antrópicas presentes ao redor ou no interior das APs. Sendo implementados com a intensão sustentável, o planejamento territorial precisa considerar ainda as questões sociais que estruturam e definem a sua paisagem (SANTOS, 1995; PERES, 2012; MARICATO, 2015), além do crescimento populacional.

Um planejamento urbano de qualidade subsidia também uma melhora na saúde pública. Isso porque a busca por cidades mais sustentáveis fundamenta-se em estudos que atendam às necessidades do local, incluindo os aspectos naturais que podem fazer parte dos grandes centros urbanos, e proporcionam uma abertura para o desenvolvimento de serviços ecossistêmicos. Mas para isso, isto é, para a elaboração de um plano urbano mais sustentável, a participação da população se faz necessária (HOWES, et al., 2017; BAJRACHARYA e KHAN, 2020).

Sabendo que o crescimento urbano é parte do desenvolvimento populacional, este pode ser um fator positivo quando acompanhado de um bom planejamento. Neste sentido, é importante que os planejadores usem estratégias e planos mais eficazes, que considerem principalmente o crescimento à larga escala (ABUDU et al., 2018; HAMID et al., 2022).

Seto et al. (2012) e Abudu et al. (2018), já avaliavam uma significativa expansão urbana em diversos países até 2030, e sugeriram que, a despeito da alta heterogeneidade nos padrões nacionais de variabilidade espacial e expansão, em todos os países o crescimento urbano se dará sob a regra dos conflitos com a biodiversidade local.

Segundo Hamid et al., (2022), o preenchimento de áreas urbanas já estabelecidas é uma estratégia importante para ser considerada quando o objetivo é alcançar metas de desenvolvimento sustentável da cidade. Essa estratégia tem um peso maior do que apenas a criação de políticas de crescimento externo. Isso porque a periurbanização, que é o desenvolvimento de usos antrópicos mistos fora do limite urbano, vem afetando as paisagens naturais e colocando em riscos seus serviços ecossistêmicos.

O rápido crescimento urbano sem planejamento cria áreas metropolitanas insustentáveis e conseqüentemente ameaça ambientes naturais e suas funções. Essa atuação antrópica estabelece desafios em diferentes níveis, como nacionais, regionais e locais, além de evidenciar uma forte disparidade social e econômica (HAMID et al., 2022, SORIANO et al., 2022).

O uso dos recursos naturais está historicamente ligado ao desenvolvimento econômico da sociedade. No entanto, existe uma forte relação entre os recursos hídricos urbanos e o aumento da urbanização (CHUNG et al., 2021), que perpassa as fronteiras geopolíticas estabelecidas e demanda uma execução da gestão hídrica e do planejamento do uso do solo de maneira mais abrangente, justamente para além de escalas espaciais impostas (SCHUCH et al, 2017).

Nesse sentido, não existe coerência em planejar o uso da terra sem planejar o uso da água em conjunto, visto que ambos apresentam fortes conectividades (HARRISON et al., 2016). Analisar os instrumentos de planejamento do uso da terra e a gestão dos recursos hídricos em escala regional se faz importante, devido à interconexão das funções hidrológicas nas paisagens (SCHUCH et al, 2017).

Sabendo que os planos de uso da terra e recursos hídricos, bem como outros planos relacionados a instrumentos ambientais, são elaborados em cada gestão política, esses se transformam a cada mudança de mandatos, carregando em seus resultados as diferentes abordagens estabelecidas nas diferentes gestões (SCHUCH et al, 2017).

Embora muitos países elaborem planos de gestão para uma escala local, os impactos globais decorrentes da expansão urbana geram conseqüências na biodiversidade global, ultrapassando fronteiras geopolíticas. Por isso, os planos devem ser elaborados e interpretados em escala local, regional e global (SETO et al., 2012; HARRISON et al., 2016).

Neste sentido, observa-se que os instrumentos de gestão ambiental são uma ferramenta essencial para dar suporte ao desenvolvimento de centros urbanos, de forma a ordenar o espaço, favorecendo as questões organizacionais e o desenvolvimento, a fim de contribuir para as questões sociais e ambientais (SANTOS, 1998, 1965; MARICATO, 2015). Como mostrado por Bovet et al. (2017), o desenvolvimento sustentável é um desafio presente em diversos países, e, para que esse desenvolvimento aconteça, é necessária a regulação do uso e ocupação do solo por meio de planejamento em escala local e regional.

6. Sensoriamento Remoto

Outra ferramenta que subsidia estudos para a melhoria da atuação humana em conjunto com a natureza é o sensoriamento remoto, classificado como uma técnica baseada em interpretação e mensuração de dados sem ter contato direto com os objetos, fenômenos ou áreas a serem analisadas. É o contato praticado de forma remota por meio da utilização conjunta de diferentes sensores que ficam a bordo de plataformas como satélites, aeronaves, drones e outros (FLORENZANO, 2011; ARONOFF, 2005).

Devido à grande abrangência do sensoriamento remoto, é possível realizar o monitoramento de qualquer lugar, seja ele terrestre, nas partes mais remotas e inacessíveis do planeta como vulcões, áreas de extremos eventos climáticos, áreas submetidas a radioatividade e conflitos militares, seja ele aquático, nas áreas desconhecidas do oceano, analisando suas interações e modificações a fim de contribuir com estudos, inventários e manejo (ARONOFF, 2005).

As informações disponibilizadas por esses sensores conseguem acompanhar de forma eficiente os processos que ocorrem na Terra, gerando informações acessíveis para serem usadas na observação de fenômenos naturais e antrópicos (FLORENZANO, 2011; NOVO, 2011).

Existem alguns conjuntos básicos de processamento de imagens, entre eles a classificação das imagens. De acordo com ela, podem ser aplicadas, a fim de verificar o uso do solo, duas metodologias de classificação: a classificação supervisionada (com identificação dos *pixels* de cada classe manualmente) e a não supervisionada (com identificação dos *pixels* de cada classe automaticamente).

Segundo Novo (2011), a classificação supervisionada é baseada no uso de áreas de treinamento onde são aplicados modelos matemáticos a fim de reunir outros *pixels* semelhantes àqueles determinados no treinamento. Esse processo utiliza amostras de *pixels* conhecidas para classificar *pixels* de identidade desconhecida. Para que seja possível a realização desse processamento, é necessário que o analista determine, com base em um pré-conhecimento, as classes para o treinamento.

Diversos métodos de classificação supervisionada podem ser utilizados, como o Método de Máxima Verossimilhança, um procedimento estatístico que necessita de uma amostragem razoavelmente grande de amostras. O método parte do princípio de que objetos pertencentes a uma determinada classe apresentam uma resposta espectral

análoga à média de valores dessa classe. Para isso é necessário um número representativo de *pixels* amostral de cada classe e que esses tenham uma distribuição estatística próxima da distribuição normal (CRÓSTA, 1993; ROSA, 1992).

Nesse sentido, faz-se necessário um conhecimento prévio da área a ser classificada, para que as classes sejam determinadas de maneira eficaz e a seleção das amostras represente toda a área de estudo. Novo (2011) considera a necessidade de um conjunto amostral de treinamento homogêneo de forma a representar as classes de interesse a fim de minimizar os erros que podem ser gerados pela pouca representatividade amostral.

Embora o método de Máxima Verossimilhança seja muito utilizado, os resultados de uso do solo provenientes dele podem estar submetidos a erros (SILVA et al, 2021; COELHO, 2017). De maneira geral os enganos podem acontecer quando alguns *pixels* considerados em determinada área de treinamento de uma classe x são atribuídos pela regra de decisão do método para uma classe y, como explicado por Crósta (1993).

A fim de reduzir a confusão entre classes, recomenda-se uma amostragem significativa dos alvos distintos. Devido a isso, é importante aplicar metodologias que avaliem a exatidão da classificação realizada (ROSA, 1992; TANGERINO e LOURENÇO, 2013). Esse processo pode-se dar a partir de técnicas como a de matriz de confusão, onde dados da distribuição percentual dos *pixels* classificados são analisados para determinar se sua classificação foi correta ou incorreta. Essa análise se baseia na comparação entre o mapa classificado e os mapas de referência, ou dados coletados em campo, a fim de analisar se os pontos são concordantes ou não (CONGALTON, 1991; TANGERINO e LOURENÇO, 2013).

As amostras coletadas, que formarão a matriz de confusão, devem representar o conjunto de *pixel* do mapa temático. Para isso, valores mínimos são estabelecidos para que essa representação seja coerente, como definido por Congalton (1991) – os mapas referentes a áreas muito extensas devem ter aproximadamente 100 pontos de amostragem, enquanto mapas com áreas menores podem atribuir 50 pontos amostrais.

A partir da matriz de confusão são gerados os índices de acurácia, como a acurácia do usuário e acurácia do produtor. A primeira está relacionada com a inclusão de uma área dentro de uma classe que ela não representa, e a segunda é a exclusão de uma área da classe à qual pertence realmente (CONGALTON, 1991).

O índice Kappa utiliza dessa matriz para, enfim, avaliar a concordância da classificação. O índice considera todos os elementos da matriz, diferentemente da

exatidão geral que considera apenas a diagonal principal. O *kappa* é bastante usado por apresentar maior acurácia em relação aos outros métodos devido à medição da probabilidade de um *pixel* estar classificado de forma correta (CONGALTON, 1998; TANGERINO e LOURENÇO, 2013; COELHO, 2017; SORIANO et al., 2022).

A determinação do *Kappa* é dada pela equação 1.

Equação 1. Coeficiente Kappa

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r (x_{i+} + x_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (x_{i+} + x_{+i})}$$

Onde: K é o estimador do coeficiente Kappa; r é o número de linhas da matriz quadrada; x_{ii} é o número de observações na linha i e da coluna i respectivamente e N representa o número total de observações.

Seus valores ficam entre 0% e 100%, onde quanto maior é a porcentagem, melhor é caracterizada a acurácia das classificações, quando comparadas aos mapas de referência. Sua interpretação é fundamentada na faixa de valores estabelecida por Landis e Koch (1977) como mostrada na Tabela 1.

Tabela 1. Valores de acurácia.

| Valor de Kappa | Qualidade da classificação |
|-----------------------|-----------------------------------|
| <0,00 | Péssima |
| 0,00 -0,20 | Ruim |
| 0,20 - 0,40 | Razoavel |
| 0,40 -0,60 | Boa |
| 0,60 -0,80 | Muito boa |
| 0,80 -1,00 | Excelente |

Fonte: Landis e Koch (1977).

Outros autores utilizaram da metodologia do índice *Kappa* para avaliar seus resultados, como Queiroz et al. (2017) que, por meio de uma comparação entre imagens de diferentes satélites, obteve um índice *kappa* classificado como “Bom” para imagens *LandSat* e “muito bom” para imagens *RapidEye*. Outros autores avaliaram a acurácia de seus resultados, como Nery et al. (2013) que teve como resultado de índice classificado como “Muito boa”, variando de 61% a 75%.

Hamid et al. (2022) analisaram, por meio do índice *Kappa*, a precisão dos mapas gerados para mensurar a expansão da mancha urbana, usando imagens *LandSat* 8, a partir do ano de 2000. Nessa análise a classificação foi considerada excelente, variando de 0,84 a 0,90. Zhou et al. (2021), analisando o crescimento urbano por meio de diferentes produtos de cobertura e uso do solo, aplicaram o coeficiente *Kappa* para a validação da sua análise, que ficou entre 0,64 e 0,85.

Mas embora o índice apresente-se como uma ferramenta importante para a validação dos mapas de classificação, em alguns resultados fica evidente a perda de qualidade da classificação. Isto se dá pela confusão espectral entre as classes e a presença de *pixels* mistos que está relacionado à baixa resolução espacial das imagens utilizadas. Durante a classificação de imagens, é frequente a ocorrência de confusão espectral entre os alvos (FILHO, 2007; COELHO, 2017; TUMELIENE et al., 2021).

A assinatura espectral dos objetos observados pelos sensores está relacionada ao seu comportamento espectral. Cada objeto, ou alvo, oferece um tipo de radiação eletromagnética refletida, e, neste sentido, cada um apresenta um comportamento, que pode sofrer influências de componentes atmosféricos, como nebulosidade e o espalhamento de luz, que, quando combinados, são classificados como atenuação atmosférica (PEREIRA, 2017).

Cada alvo tem suas particularidades e para estudar a assinatura espectral dos alvos em diferentes regiões é necessário considerar a heterogeneidade dos elementos da superfície, como o caso de alvos representantes de áreas urbanas, vegetação e agricultura. No caso da vegetação, ela pode ser influenciada pelo seu aspecto e vigor, de forma que cada tipo de vegetação e seu estado fenológico podem apresentar um comportamento (PEREIRA, 2017). A representação do uso do solo, sob a influências dos estágios fenológicos das plantas, pode ficar designada à mudança de condições da planta e não à mudança do uso do solo propriamente dito (TUMELIENE et al., 2021).

A interpretação de imagens de diferentes estações é ainda influenciada pelas questões climáticas e de temperatura atuantes na época, caracterizadas como influências de sazonalidade. Por outro lado, a variação sazonal pode influenciar na observação e diferenciação de alvos como pastagens e matas, que são facilmente diferenciadas em épocas de seca quando os pastos e campos naturais ficam mais secos e a vegetação florestal continua com seus tons de verde (FILHO, 2000). As imagens obtidas com maior ângulo de elevação solar e com condições de iluminação mais homogêneas apresentam

menor variação da resposta espectral de um alvo com relação ao seu posicionamento (FILHO, 2000).

Dado ao forte potencial de uso do sensoriamento remoto, sua aplicação tem sido largamente usada em estudos voltados para representação e análise das alterações referentes à expansão urbana (DUPAS, 2001; COSTA et al., 2013; LIU et al., 2016; LECHNER et al., 2020; SILVA, 2021; HAMID et al. 2022), avaliação de condições ambientais relacionada à vulnerabilidade de retorno de doenças (ABDELSATTAR e HASSAN, 2020), uso do solo (CHOWDHURY et al., 2018), monitoramento aquático (FARIDATUL et al., 2019), vulnerabilidade dentro de áreas protegidas (RODRÍGUEZ et al., 2019), estudos sobre modelagens hidrológicas (COSTA et al., 2012; MIRZAEI et al., 2016; BESSAH et al., 2020; SILVA, 2021), análise a níveis de bacias hidrográficas (OLIVEIRA et al., 2015; PONTES et al., 2019; CHOWDHURY et al., 2018) e outros temas.

Segundo Zhou et al. (2022) o uso do sensoriamento remoto oferece um embasamento para os dados tradicionais e auxiliam no monitoramento e progresso das metas globais, como o caso ODS. Neste sentido, analisar as mudanças dinâmicas do espaço urbano sobre a eficiência do uso do solo pode ajudar a enfatizar as lacunas das políticas de planejamento que são aplicadas, tanto na escala local, como regional e até mesmo global.

Zhou et al. (2021) em seu estudo observou por meio de imagens do sensoriamento remoto, o crescimento urbano, dado por diferentes formas, como por preenchimento, expansão de borda e saltos. Ele ainda observou que os aglomerados mais distantes da zona urbana, localizados nas áreas suburbanas e rurais, foram se expandindo e se conectando com a área urbana central e mais densa, o que denominou como núcleo urbano central.

Considerando o avanço tecnológico, o uso de ferramentas como os SIG e o sensoriamento remoto são uma estratégia importante para a criação e monitoramento do planejamento urbano. As geotecnologias, que oferecem dentre outros resultados o acompanhamento do uso do solo, são importantes para monitorar e prever paisagens urbanas, sendo assim essenciais para a identificação de locais adequados para o desenvolvimento urbano (ABUDU et al., 2019; HAMID et al., 2022).

CAPÍTULO 3 – ARTIGO: Dinâmica de expansão peri-urbana e instrumentos de gestão ambiental sobre áreas protegidas de mananciais no Chile, Brasil e Austrália

RESUMO

A dinâmica de expansão da mancha urbana sobre APs pode causar interferência comprometendo a quantidade e qualidade de água de mananciais. Sendo assim, é essencial conhecer a dinâmica de expansão urbana contemporânea e seus instrumentos de gestão ambiental. Estudamos três APs, localizadas em países do hemisfério sul com realidades socioambientais e econômicas distintas, Reserva Nacional Lago Peñuelas (A) do Chile, na Área de Proteção Ambiental Serra da Mantiqueira (B) do Brasil e no D’Aguilar National Park (C) da Austrália, com o objetivo ampliar o conhecimento sobre as relações entre as variáveis de uso e cobertura do solo e seus instrumentos de gestão ambiental vigentes. Mapeamos áreas no entorno das APs no período de 1985 até 2020 usando imagens Landsat e técnicas de classificação por Máxima Verossimilhança. Na comparação das evoluções foram utilizados instrumentos de gestão ambiental comuns entre as APs, sua abrangência e seu comportamento. Verificamos que os resultados de impactos sobre os mananciais, são decorrentes de uma gestão inadequada associada à falta de recursos financeiros, falta de monitoramento e criação, ou mesmo a fiscalização efetiva da legislação. Mostramos também que a manutenção ou ampliação das áreas de vegetação oriundas de planejamento urbano e regional integrado com todas as APs, podem ser importantes fornecedores de água e biodiversidade.

Palavras-chaves: Área protegida; produção de água; gestão de bacias hidrográficas; conservação florestal; padrão de uso da terra.

1. Introdução

Áreas Protegidas são regiões de grande valor e potencial para a conservação e manutenção da biodiversidade, além de conter a devastação de ambientes naturais, (IUCN, 1994; Gray et al.; 2016; Leberger et al.; 2020), elas têm relação com os serviços ecossistêmicos oferecidos para a sociedade, como a oferta de alimentos, sequestro e armazenamento de carbono e muitos outros além do oferecimento de água para o abastecimento hídrico (UNEP-WCMC e IUCN, 2021).

Estão situadas em diferentes tipos de relevo, e sobre áreas de intenso desmatamento em todas as regiões da Terra, sendo destinadas inclusive, para a proteção de mananciais (Dudley e Stolton, 2003; Harrison et al., 2016; Silva e Rodgers, 2018; Hoang e Kanemoto, 2021). Além de abastecimento hídrico de centros urbanos (Starzynski e Simões, 2015; Berney e Hosking, 2016; Ferreira et al., 2019; Immerzeel et al., 2020), regulam a qualidade e quantidade desses recursos no mundo (Mello et al., 2019; Magalhães e Junior, 2019; Pontes et al., 2019; Wang et al., 2020; Mello et al., 2020).

Na América do Norte e Europa cerca de 90% da sua população estão a jusante de APs. A América do Sul e a Austrália captam os maiores volumes de água doce provenientes de APs, tendendo a se intensificar à medida que essas regiões são mais atrativas para o desenvolvimento (Harrison et al., 2016). Também, quase dois terços da população global vivem nas suas proximidades, as quais têm como objetivo proteger os recursos hídricos e abastecer grandes centros urbanos (Dudley e Stolton, 2003; Becker et al., 2013; Starzynski e Simões, 2015; Harrison, 2016; Berney e Hosking, 2016; Schuch, 2017; Ferreira et al., 2019; Chung et al., 2021).

Contudo, em escala global, é vista a evolução da pressão humana sobre as APs desde os anos 90 e o seu grau de interferência com relação à localização e à categoria da AP (Geldmann et al., 2014).

Observa-se que as pressões antrópicas de mudanças de uso do solo ao redor das APs afetam na redução do valor ecossistêmico dessas áreas em todo o mundo, sugerindo o desenvolvimento de planos de recuperação (Jones et al., 2018; Guerra et al. 2019; Coelho, 2017; Silva, 2017).

Em 2009, esse avanço urbano sobre as APs já tinha uma distância dessas áreas inferior à 50 km a qual tende a diminuir com o crescimento da população (McDonald et al., 2009). Projeções mostram que o espaço urbano irá se triplicar ao redor das APs (Seto et al., 2012), nesses avanços, a principal ameaça está sobre as áreas com gestão menos rigorosa (McDonald et al., 2009; Fuente et al., 2020).

Embora as APs tenham seus objetivos sólidos de conservação (Dudley, 2008) dentro do seu limite e, em alguns casos, em suas áreas de amortecimento (Lima e Ranieri, 2018; Silva et al., 2021), fatores externos a elas apresentam iminentes ameaças para a sua existência (Geldmann et al., 2014; Jiang e Yu, 2019; Geldmann et al., 2019). Devido ao avanço da urbanização, as mudanças do uso do solo e as mudanças climáticas, a biodiversidade e os ecossistemas vêm sofrendo consequências negativas (Fuentes et al.,

2020; Souza et al., 2021), sugerindo que este cenário pode afetar a eficiência de uso dos ecossistemas das APs por todo mundo.

É reconhecido que uma gestão eficiente das APs garante uma maior efetividade de proteção da biodiversidade (Gray et al., 2016; Geldmann et al., 2019). No entanto, para que essa gestão garanta a subsistência das áreas, são necessárias implementações eficazes de medidas que fomentem a preservação da diversidade local e ao redor dessas áreas (Watson et al., 2014; Ward et al., 2018), reduzindo agressões externas vinculadas às mudanças no uso do solo nas proximidades das APs que, muitas vezes, são iniciadas pela ausência de barreiras físicas em seus limites e aliadas a uma gestão ineficaz (Shafer, 1999).

Além dos instrumentos de gestão vinculados ao manejo das APs é essencial a existência de instrumentos relacionados ao ordenamento das cidades (Gong et al., 2018) e aos recursos hídricos (Harrison et al., 2016). Isto promove uma sinergia capaz de gerenciar as áreas naturais e seu entorno, para que o ecossistema protegido possa dar continuidade no oferecimento dos seus serviços ecossistêmicos (Dudley, 2008; Harrison et al., 2016; Grantham et al., 2020).

Cidades e as áreas ao seu entorno devem ser geridas por estudos que proporcionem um desenvolvimento em equilíbrio com a atuação dos serviços ecossistêmicos e, necessariamente, com a participação dos cidadãos, para que essas sejam mais sustentáveis (Howes, et al., 2017; Bajracharya e Khan, 2020; Chung et al., 2021).

A fim de analisar essa dinâmica de expansão da mancha urbana, é possível e recomendado o uso do sensoriamento remoto para seu mapeamento. (Geldmann et al., 2014; Coelho, 2017; Jones et al., 2018; Guerra et al. 2019; Rodríguez et al., 2019; Leberger, 2020; Mortoja e Yigitcanlar, 2020; da Silva et al., 2021). Contudo, não basta apenas analisar de forma multitemporal a expansão (Jiang e Yu, 2019; Lechner et al., 2020; Hamid et al., 2022) mas sim, fazer uma análise da relação dos instrumentos de gestão aplicados em cada país (Harrison et al., 2016; Schuch et al., 2017; Lima e Ranieri, 2018).

Portanto, buscamos estudar três APs localizadas em diferentes países do hemisfério Sul, com diferentes realidades socioambientais e econômicas, situadas no Chile (A- Reserva Nacional Lago Penuelas (RNLP)), Brasil (B- Área de Proteção Ambiental Serra da Mantiqueira (APASM)) e Austrália (C- D'Aguilar National Park (PNDA)), via avaliação comparativa a fim de obter resultados da dinâmica da expansão da mancha urbana e a atuação de importantes instrumentos de gestão ambiental comuns

entre as três APs. Finalmente, teremos novas abordagens sobre essa dinâmica, resultando em avanço da nossa compreensão da interconexão das funções ecológicas e antrópicas das paisagens.

2. Materiais e métodos

2.1 Caracterização da área de estudo

As áreas de estudo (Figura 1) em países do hemisfério sul próximas ao paralelo - 23° S, estão localizadas em regiões também montanhosas com altitudes de cerca de 600 metros em (A), próxima a Cordilheira dos Andes do Chile, 2.500 metros em (B), na Mata Atlântica e 700 metros em (C), na costa leste da australiana. Possuem IDH nacional 0,703 para o Chile, 0,761 para o Brasil e 0,938 para a Austrália e renda per capita de US\$16,502.80, US\$7,518.80 e US\$59,934.12, respectivamente (World Bank, 2022).

As origens dos mananciais são de degelo nos Andes chilenos, da Mata Atlântica brasileira e da pluviosidade que cai sobre as florestas com predominância de eucalipto e estresse hídrico australiano. Em cada uma delas existe um peso maior ou menor da vegetação na produção dos mananciais. Assim, independente do peso que a vegetação e das demais variáveis exercem na produção de cada manancial e da sua influência na biodiversidade, as análises foram fundamentadas exclusivamente visando a mensuração das áreas de ocupação antrópicas sobre essas paisagens, devido à expansão das manchas urbanas e agropecuária sobre as APs.

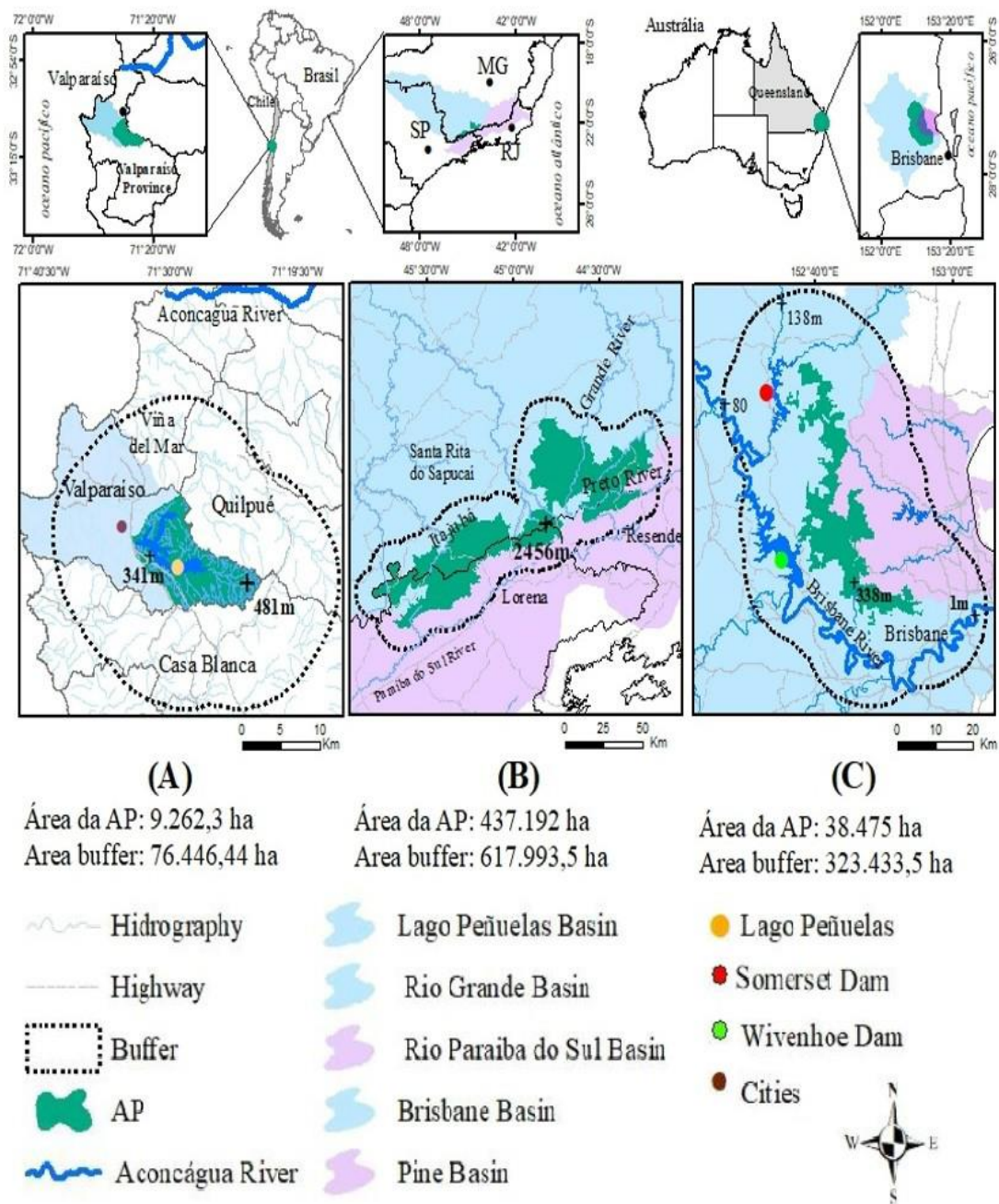


Figura 1. Localização das três áreas de estudo (A), (B) e (C).

(A) está localizada na parte central do Chile, na região de Valparaíso, próxima das cidades de Valparaíso, Placilla de Peñuelas, Viña del Mar e Quilpué (CONAF, 2020). Os municípios de Valparaíso, Viña del Mar e Quilpué, com 30.198, 80.921 e 97.540 habitantes, respectivamente, se enquadram em panorama de crescimento, de 1982 até 2020 (MINVU, 2008, 2019; INE, 2017).

No período estudado, Placilla de Peñuelas, próxima a Reserva Nacional Lago Peñuelas, tinha 4.699 habitantes e cresceu para 40.000 (INE, 2017). O clima é temperado

do tipo mediterrâneo tendo um inverno marcado por precipitações, entre maio e agosto, e intensos períodos de seca durante o verão. Outros fatores atuam sobre a Reserva, como as mudanças climáticas que assolam o país, em especial sua região central, influenciada e potencializada por fatores antrópicos como a agricultura e a expansão urbana.

Sua geologia é formada por rochas paleozoicas e mais antigos representantes das eras mesozoica e cenozoica, composta pelas planícies litorâneas com as rochas graníticas e metamórficas cobertas por sedimentos heterogêneos de origem eólica e marinha do plioceno e quaternário (CONAF, 1999).

A Reserva foi criada em 1952, entre outros objetivos, para proteger sua bacia hidrográfica que contém o reservatório Lago Peñuelas, o qual anteriormente era responsável pelo abastecimento hídrico dos setores de Valparaíso e Viña del Mar (CONAF, 1999) e que, atualmente, devido aos baixos volumes de água, não é mais capaz de atender a demanda hídrica da região, atuando apenas como reservatório para a geração de água potável dependente do abastecimento de chuvas (Carvallo e Gonzales, 2020).

A área (B) está localizada no sudeste do Brasil, na divisa estadual de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais. Foi criada com o objetivo de conservar o conjunto paisagístico, cultural e hídrico da sua região (ICMBio, 2018). É uma região marcada pelo alto desenvolvimento de atividades agropecuária intensivas, industriais e urbanização (ICMBio, 2018). Os vinte e sete municípios que estão inseridos em (B) apresentam crescimento populacional de 565.356 para 767.635 habitantes (IBGE, 2021).

Sua área é de 437.192,11 ha onde estão inseridas outras APs, formando o Mosaico da Mantiqueira. Possui clima tropical de altitude com precipitação em torno de 1.250 e 2.500 mm e temperatura média de 13 a 21°C. A geologia é composta por embasamento da Plataforma Sul-Americana, definido por rochas magmáticas e metamórficas intensamente fraturadas variadas de idade Arqueana formados por grande heterogeneidade (ICMBio, 2018).

Em função das características geológicas, climáticas e topográficas possui um importante papel hídrico, contendo nascentes que abastecem reservatórios de metrópoles e o interior de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais. Esses reservatórios atendem perto de 20 milhões de habitantes (CEIVAP, 2018; Pompêo e Moschini, 2020).

O PNDA, foi criado com o objetivo de proteger seus valores paisagísticos devido ao seu grande valor de biodiversidade. Está localizada na Austrália na cidade de Brisbane, sul do estado de Queensland. A cidade, no período de 1985 a 2020, tinha

1.245.078 e cresceu para 2.582.007 habitantes (ABS, 2021). A região SEQ onde está situado o parque, é a região mais populosa do estado.

Com uma área de 36.422 ha, inclui outros parques como o Byron Creek *Conservation Park* com 72 ha e D'Aguilar *National Park (Recovery)* com 1.981ha que é classificado como Floresta Estadual, mas ambos os parques estão situados na BH do Rio Brisbane e sub-bacias (Queensland Government, 2013).

O parque possui um clima subtropical com altas precipitações nos meses de verão e outono, apresentando uma média de 1.063mm, e é responsável por proteger uma grande diversidade de espécies e ecossistemas junto de suas paisagens naturais (Queensland Government, 2013). A área é caracterizada por rochas metamórficas e acidificantes, e sua geologia formada por extensos vales aluviais, sedimentos, depósitos predominantemente jurássicos e jovens da Grande Bacia Artesiana (Dupas, 2016).

Dois reservatórios, formados por barragens, localizados a oeste do parque, completam o fluxo do rio Brisbane e são responsáveis por abastecer o grande centro urbano da cidade de Brisbane, Logan e Ipswich, a leste. Na bacia e ao redor do parque, são encontrados uso do solo destinados à agropecuária. As áreas de mananciais, localizadas dentro das bacias das barragens, apresentam cerca de um terço de vegetação natural, sendo sua minoria reservada para os parques naturais e as florestas estaduais (Dudley e Stolto, 2003).

2.2 Fonte de dados

Os materiais usados neste estudo para a delimitação e caracterização da área, assim como para a elaboração dos mapas de uso do solo, foram obtidos por meio de fontes governamentais e institucionais de cada país e estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Materiais usados e suas especificações.

| Materiais | Área | Fonte | Formato | Datum |
|---|------|---------------|-------------|-------------|
| APs | (A) | IDE (2020) | Vetor | WGS84 |
| | (B) | ICMBio (2020) | | SIRGAS 2000 |
| | (C) | DES (2020) | | GDA 94 |
| Limites Geográficos (estados e municípios). | (A) | IDE (2020) | Vetor | WGS84 |
| | (B) | IBGE (2020) | | SIRGAS 2000 |
| | (C) | DES (2020) | | GDA 94 |
| Bacia Hidrográfica e Hidrografia | (A) | IDE (2020) | Vetor | WGS84 |
| | (B) | ANA (2020) | | SIRGAS 2000 |
| | (C) | DES (2020) | | GDA 94 |
| Mapas de Uso do Solo | (B) | COELHO (2017) | Vetor | SIRGAS 2000 |
| Software ArcGIS | - | ESRI (2015) | Versão 10.5 | |

| Imagens de satélite | Área | Ano | Satélite | Sensor | Mês | Resolução | |
|-----------------------|------|-----------|-----------|---------|------------------|-----------|-----------|
| USGS - Earth Explorer | (A) | 1985 | LandSat 5 | TM* | Janeiro | 30 metros | |
| | | 1995 | LandSat 5 | | | | |
| | | 2005 | LandSat 5 | | | | |
| | | 2015 | LandSat 8 | | | | |
| | | 2020 | LandSat 8 | | | | |
| | (B) | 1985 | LandSat 5 | TM* | Mai/Jun/Ago | 30 metros | |
| | | 1995 | LandSat 5 | | Agosto | | |
| | | 2005 | LandSat 5 | | Abr/Agos/Jul/Ago | | |
| | | 2015 | LandSat 8 | | Setembro | | 30 metros |
| | | 2020 | LandSat 8 | | | | |
| (C) | 1987 | LandSat 5 | TM* | Julho | 30 metros | | |
| | 1995 | LandSat 5 | | Jul/Ago | | | |
| | 2005 | LandSat 5 | | Julho | | | |
| | 2015 | LandSat 8 | | Agosto | | 30 metros | |
| | 2020 | LandSat 8 | | | | | |

*Thematic Mapper **Operational Land Imager

2.3 Métodos

A metodologia utilizada no desenvolvimento dessa pesquisa é composta por quatro etapas fundamentais, como segue no fluxograma da Figura 2.

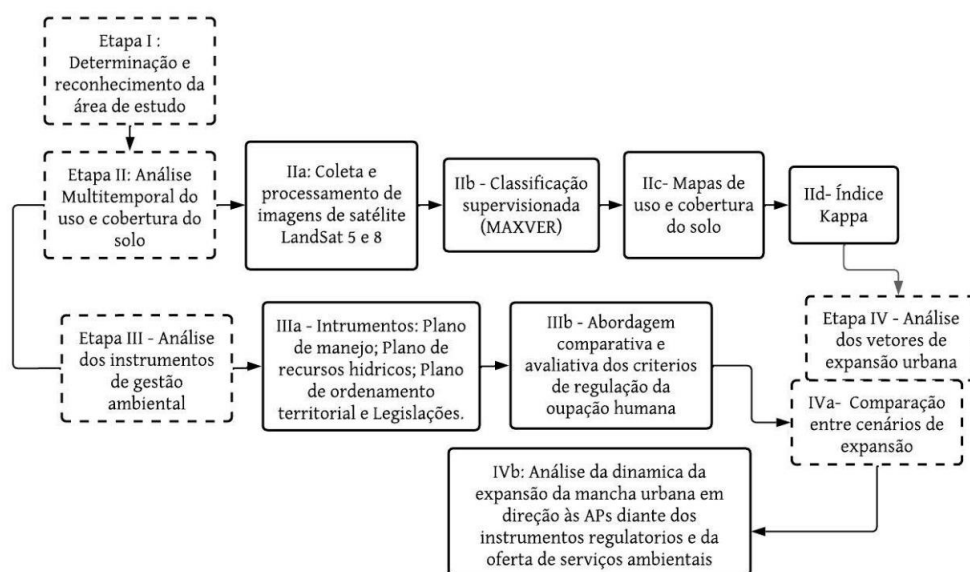


Figura 2. Fluxograma geral do método.

Etapa I: Determinação e reconhecimento da área de estudo.

Como mostrado na Figura 1, as três áreas de estudo localizam-se próximas ou inseridas dentro de mananciais com capacidade de suprimento para importantes centros urbanos nas suas proximidades e dentro das APs, problemas similares de abastecimento, ocupação antrópica, além da atuação das mudanças climáticas.

Considerou-se para a delimitação das áreas de estudos a criação de *buffers* que incluíam a presença de atividades de expansão urbana ao redor das APs, não tendo relação com as zonas de amortecimento estabelecidas para algumas categorias de APs. Para a (A), estabelecemos 10 km, área esta que abrange parte da área dos municípios de Valparaíso, Placilla de Peñuelas, Viña del Mar e Quilpué. Para a (B), consideramos a mesma distância de (A). Já para (C), gerou-se um buffer de 15 km a fim de abranger, além das áreas urbanas, os reservatórios de água Summerset e Wivenhoe, localizados à montante do Rio Brisbane, que em sua margem esquerda faz parte do manancial.

Etapa II: Análise multitemporal do uso e cobertura do solo.

Foram selecionadas imagens do satélite *Landsat 5* e *8* (etapa IIa - Tabela 1). Essas foram padronizadas para o sistema de referência de cada país. Realizamos o processamento digital das imagens e a composição de bandas, obedecendo a composição de falsa-cor 5, 4 e 3 para 1985, 1987, 1995 e 2005 e bandas 6, 5 e 4 para 2015 e 2020.

Imagens de satélites referentes ao ano de 1987, foram usadas para (C), devido à ausência de imagens correspondente ao ano de 1985. Para (B), os mapas de uso do solo 1995 e 2005 foram disponibilizados por Coelho (2017) e, para os anos de 1985, 2015 e 2020 de (B) e os de (A) e (C) para todos os anos, foram elaborados, por meio da metodologia de classificação supervisionada (etapa IIb) por Máxima Verossimilhança (Novo, 2011), seguindo a mesma metodologia de Silva (2021) e Coelho (2017).

Os mapas de uso e cobertura do solo (etapa IIc) resultantes apresentam as classes: VE - vegetação nativa, mata ciliar, vegetação arbustiva, floresta plantada; AS - agricultura, pastagem, solo exposto, rocha, área queimada; EU - áreas urbanas e áreas construídas consolidadas; EA - corpos d'água.

Os mapas dos anos iniciais (1985/1987) e finais (2020) gerados, foram validados por meio da metodologia de validação do índice Kappa (IIId), a fim de analisar a

concordância da classificação (Congalton, 1998; Coelho, 2017) e seus resultados comparados pela faixa de valores atribuídos por Landis e Koch (1977).

Etapa III: Análise dos instrumentos de gestão ambiental.

Analisamos os instrumentos (Etapa IIIa) por meio de uma abordagem comparativa e (Etapa IIIb) dos planos que regulam a ocupação do território, sendo destacados pontos de divergência e convergência entre os instrumentos dos diferentes países:

- Planos de recursos hídricos: identificamos planos com abordagem do tema proteção dos mananciais com atuação nas bacias hidrográficas e centros urbanos, e quais os órgãos vinculados e se esses planos são aplicados e consideram a área de estudo;
- Planos de manejo: identificamos a existência do zoneamento, com conteúdo relevante entre AP, o manancial envolvendo o potencial hídrico e órgãos vinculados;
- Plano de ordenamento territorial: identificamos o zoneamento estabelecido pelos planos a fim de observar as direções dos crescimentos urbanos executado pelas autoridades;
- Legislação: nelas buscamos a presença de critérios ambientais na constituição dos países e identificação das leis relacionadas com as APs, do ordenamento territorial urbano e dos recursos hídricos.

Etapa IV: Análise dos vetores de expansão urbana e comparação entre os cenários de expansão.

As análises foram obtidas por meio do procedimento de cálculo das áreas das classes dos mapas de uso e cobertura do solo do *ArcGIS* 10.5. Em seguida, para demonstrar e analisar a variação das classes, calculamos a sua diferença percentual e determinamos os vetores de crescimento urbano, considerando as mudanças da classe urbana do primeiro e último ano analisado a fim de demonstrar a mudança ocorrida, identificar a sua direção em trinta e cinco anos e apresentar subsídios para indicar o redirecionamento do crescimento da mancha urbana, mostrando a importância do planejamento urbano via vetores de expansão.

Por fim, com a comparação (etapa IVa) entre os cenários apresentados por (A) (B) e (C), por meio do estudo da dinâmica dos vetores de expansão e as comparações entre

os instrumentos estudados, foram analisadas a dinâmica da EU em direção às APs diante dos instrumentos regulatórios (etapa IVb).

3. Resultados

3.1 Mudança do uso do solo e os vetores de crescimento

Na Figura 3 é mostrada a evolução espacial multitemporal das áreas estudadas de (A), (B) e (C), que somadas às áreas de *buffers* em cada AP apresentam 85.708,74 ha, 1.055.185,61 ha e 359.845,50 ha, respectivamente. Os valores do coeficiente *kappa* obtidos foram, para o Chile 75 % e Brasil 88 % em 1985 e Austrália 86 % em 1987. Para 2020 foi 80 %, 83% e 86%, respectivamente. Segundo Landis e Koch (1977) a classificação é avaliada como muito boa para o primeiro ano do Chile e excelente para os demais. Resultados nessa faixa podem ser dados devido a qualidade das imagens de satélite utilizadas, o comportamento espectral dos alvos perante as questões climáticas atuantes. no momento, o que podem favorecer a confusão espectral e gerar confusões na classificação (Coelho, 2017).

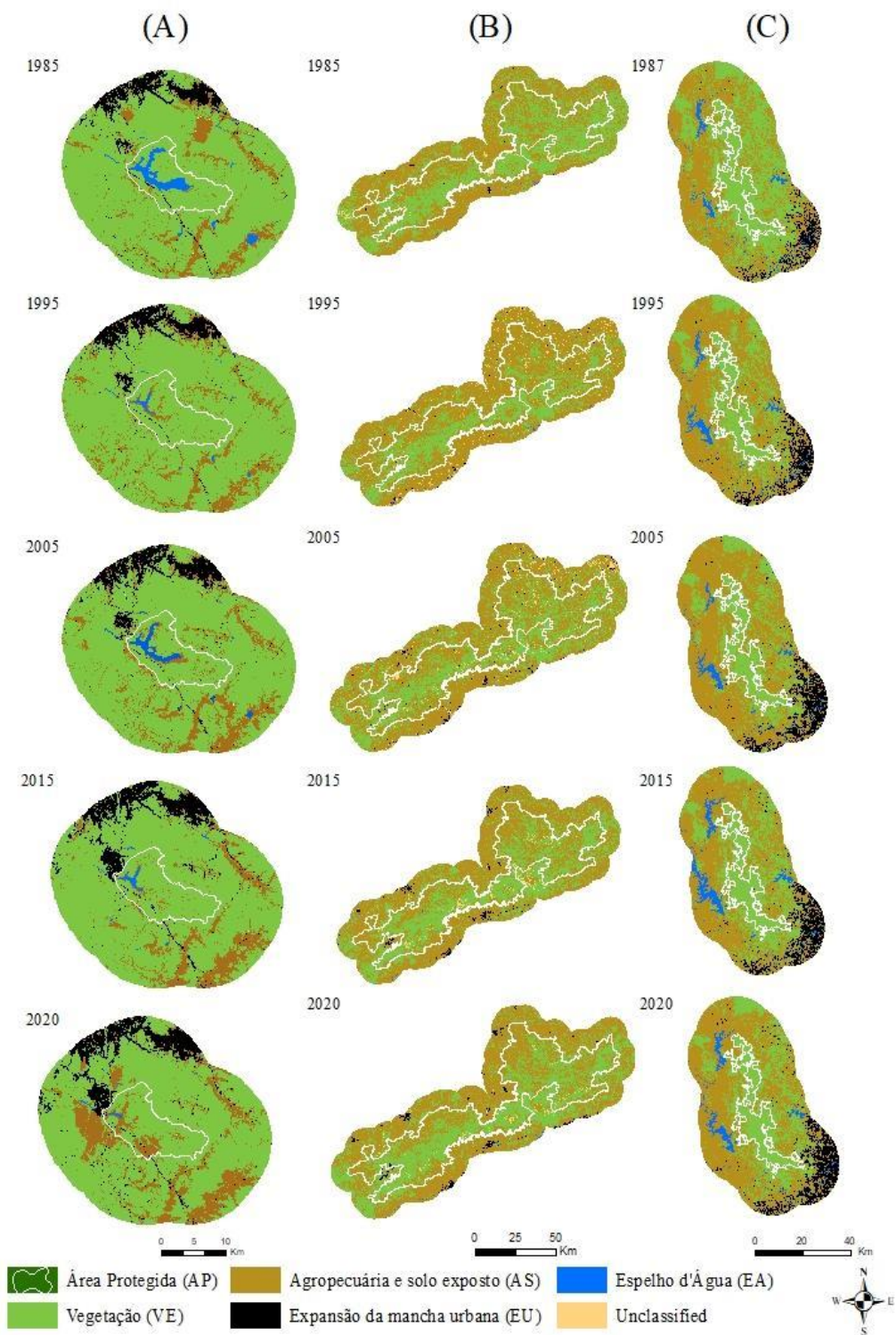


Figura 3. Mapas multitemporais de uso e cobertura do solo e indicação de vetores de crescimento urbano em (A), (B) e (C).

Na Figura 4 (A, B e C) são apresentados gráficos com os quantitativos das classes do uso e cobertura do solo estabelecidas para as áreas das APs e *buffers*.

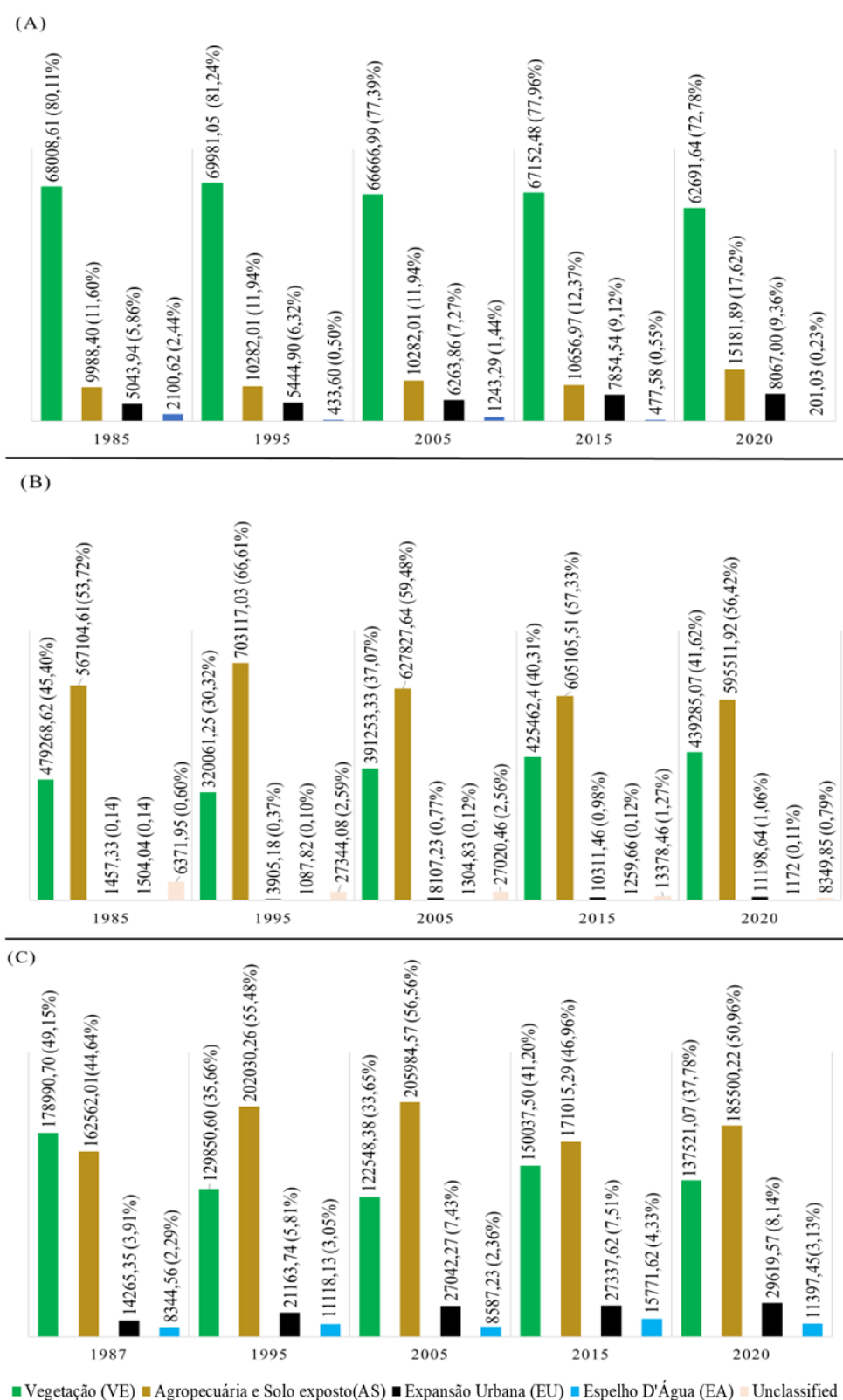


Figura 4. Gráficos dos quantitativos (ha) (%) do uso e cobertura do solo de (A), (B) e (C). (A) Mudanças no uso do solo na área de estudo da RNLP; (B) Mudanças no uso do solo na área de estudo da APASM; (C) Mudanças no uso do solo na área de estudo do PNDA.

Como mostrado na Figura 3 (A) e Figura 4 (A), para o período de 1985 a 2020, considerando os percentuais em relação à área total do buffer mais AP, houve redução constante de Vegetação (VE) até -7,37%, onde a mesma foi, em algumas regiões, transformada em áreas de agropecuária e solo exposto (AS) e também substituída por expansão da mancha urbana (EU), principalmente à Placilla de Peñuelas.

Dentro da classe AS, incluímos áreas que foram queimadas, onde +6,05% da área foi afetada gradativamente, enquanto ao nordeste e sudeste (Casa Blanca) da área encontramos um intenso uso agrícola, junto também de solo exposto de preparo para plantio. Houve uma EU de +3,52% com crescimento constante, indicando uma forte expansão da mancha urbana entre 1985 e 2020.

Uma variação de 2,44% para 0,23%, aconteceu na classe de espelho d'água (EA), mostrando que o sistema de armazenamento de água chegou ao colapso pela redução de seu volume, com uma redução da área do reservatório de 1.609,80 ha em 1985 para 72,80 ha em 2020, sendo que as maiores áreas foram identificadas em 1985 e 2005 com 1.243,29 ha.

A redução hídrica ocorreu não só pelo seu uso intensivo, mas também pelas mudanças climáticas e inadequada gestão hídrica local e nacional (Budds, 2018; Garreaud et al., 2019; Muñoz et al., 2020). Isso levou à busca de novas fontes de abastecimento originárias do Rio Aconcágua (Figura 1) e do Reservatório Los Aromos, ao norte da Reserva, provenientes de águas de degelo das montanhas e, com isso, demonstrando assim a fragilidade do sistema.

No entanto, as águas do rio Aconcágua com BH de 7.340 km², tem grande importância regional. Contudo, por exploração intensa, já apresentam vazões em declínio acentuado atingindo mínimos históricos. Desde 2010 sua vazão média esteve abaixo de 20 m³/s, enquanto entre 2000 e 2005 sua vazão era superior a 35 m³/s até 50 m³/s (Carvallo e Gonzalez, 2020).

As pressões vêm do uso consuntivo pelas diversas atividades, mas ainda com direitos para uso com informação de volume de captação não definida. Enquanto os mananciais decaem, os direitos pelo uso da água vêm aumentando na região. Isso resulta que, se todos os direitos concedidos fossem de fato exercidos, ele não seria capaz de suprir a demanda (Carvallo e Gonzalez, 2020).

Como mostrado na Figura 4 (B) para o período de 1985 a 2020, observamos que VE no período atingiu -3,78%. Em 1995 VE atingiu seu mínimo de vegetação chegando a 30,32% com AS atingindo 66,61%. Contudo, VE cresceu em 2020 até 41,62% e AS

reduziu para 56,42%, o que mostra que a vegetação voltou a apresentar um crescimento positivo, sendo que as áreas estão sendo substituídas por vegetação mais jovem, também observado por Ronquim et al., 2016, Coelho (2017) e Rosa et al. (2021). Este crescimento também pode estar associado ao abandono das áreas rurais com migração dos moradores para áreas urbanas do entorno (Ronquim et al., 2016; Silva e Dupas, 2017).

A expansão urbana, apresentou um crescimento de +0,90% e ocorreu de maneira pulverizada nas cidades do entorno e também dentro de remanescentes da Mata Atlântica. Ainda em 2020, apesar do crescimento da vegetação a partir de 1995, as áreas destinadas a atividades AS são ainda a maior paisagem com 56,42% e, devido ao relevo, é causadora de significativos processos erosivos (Silva e Dupas, 2017) o que leva a redução do volume e da qualidade da água do manancial, devido a episódios de assoreamento.

Esse tipo de paisagem quando sem vegetação influencia na diminuição das taxas de infiltração da água (Pinto, 2015; Alvarenga et al., 2016), levando a diminuição do volume de água que irá abastecer os reservatórios. Como (B) apresenta um relevo com altitudes chegando a 2.500 m (Figura 1) e as atividades agrícolas para pequenos cultivos e pecuária estão localizadas nas partes mais baixas próximas aos cursos d'água, a área é representada por um manejo historicamente inadequado (ICMBio, 2018). Os mananciais com significativa área superficial estão fora da área de estudo da APASM, por conta disso não pode ser visualizado.

Quanto aos recursos hídricos, apesar da estratégica localização da APASM (Becker et al., 2013), questionamos sua futura capacidade em continuar a abastecer com quantidade e qualidade os grandes centros urbanos devido ao crescimento populacional e as mudanças na paisagem potencializada pela abertura de novas estradas (Silva et al., 2021). Manchas de crescimento urbano estão principalmente sobre as áreas de vegetação e pastagem, portanto, essas mudanças no seu uso do solo tornam suas áreas de mananciais cada vez mais sensíveis (Paiva et al., 2020; Silva et al., 2021).

Como mostrado na Figura 4 (C) de 1987 a 2020, observamos que ocorreu com VE -11,37%, transformando-se em áreas EU e de atividades de AS que apresentou +6,37%. Esse crescimento pode ser atribuído ao intenso uso agrícola e às áreas de pastagem que vem se expandindo desde a análise feita em 1987 (DAF, 2018). Além da expansão de AS, no mesmo intervalo de tempo verificamos que EU chegou a +4,26%, mostrando um forte crescimento das áreas residenciais dispersas em direção a AP. Mesmo sendo uma AP reconhecida pela legislação (Queensland Government, 2013),

confirmando nossos resultados, EU intensificou-se com o passar dos anos, motivo que se alinha com o crescimento da cidade de Brisbane (Mortoja e Yigitcanlar, 2020).

Os lagos Somerset e Wivenhoe (Figura 1) estão localizados no rio Brisbane, onde o *D'Aguilar National Park* está nas proximidades. Eles atuam também na mitigação de enchentes a jusante e são responsáveis pelo abastecimento hídrico de Brisbane e da área metropolitana de Ipswich. Sua flutuação de nível é influenciada principalmente pela sazonalidade devido às chuvas e ao represamento, onde o EA apresentou +0,84%. Isso é corroborado pela medição de outubro de 2021, onde o volume existente no lago era de apenas 463.087 m³, mas comportando 1.165.240.000 m³ (SeqWater, 2021).

Nas áreas estudadas e em suas BH, seus rios passam no meio das cidades e são modificados pelos assentamentos ao redor do seu percurso. Em sua maioria, suas águas são coletadas pela indústria e agropecuária, além de estarem associadas à crescente remoção da mata ciliar, das encostas e abertura de novas estradas que deflagram intensos processos erosivos decorrentes do uso inadequado do solo.

Isto mostra a deficiência de planejamento territorial voltado para atividades de usos múltiplos (Kemp et al., 2015; Silva e Dupas, 2017; Alarcon e Magrini, 2018; Kemp et al., 2019; Carvallo e Gonzalez, 2020; Silva et al., 2021; Souza et al., 2021). Além de ocupar locais inadequados, a EU cresceu em direção as APs, nas três áreas de estudo. Este crescimento, já foi constatado por outros pesquisadores que indicam essa tendência.

Reid et al. (2005), Foley et al. (2005), Fuentes et al., (2020) e Harrison et al. (2016), mostram que a redução do potencial de proteção dos diferentes tipos de paisagens pode ser atribuída ao comportamento de expansão da mancha urbana em direção às APs, dificultando a manutenção do fornecimento de serviços ecossistêmicos e de provisão.

Infraestruturas urbanas, construídas nas proximidades dessas áreas atuam significativamente sobre os processos ecológicos e sobre as funções biológicas das paisagens do arredor e do interior das APs (Fuentes et al., 2020).

Em síntese, verificamos que essa pressão de urbanização acelerada possui um modelo para a dinâmica que tem características específicas de ocupação muito próximas nas três APs estudadas. O principal fator da expansão da mancha urbana, que tem como indutor inicial do processo a abertura de pequenas estradas em solo de acesso para alcançar as propriedades onde a agropecuária vai, gradativamente, se mostrando presente e crescente. Este ciclo segue com avanço até completar com o ciclo de loteamentos e urbanização até dentro das APs, seguindo a mesma dinâmica constatada por Silva et al. (2021).

Entre as três APs de estudo, apenas a APASM permite a ocupação e desenvolvimento antrópico no seu interior, por conta disso essa ocupação no interior das outras APs não atende seus objetivos de gestão, os quais não autorizam a ocupação antrópica no seu interior.

Desta forma, na Figura 5 e Tabela 2, mostramos que a tendência e forma de EU em direção às APs são também uma ocorrência nos três países e que contribuem para essa pressão sobre as APs. Isto acontece independentemente de suas características socioeconômicas, sendo diferente apenas nas dimensões e nas características construtivas das ocupações.

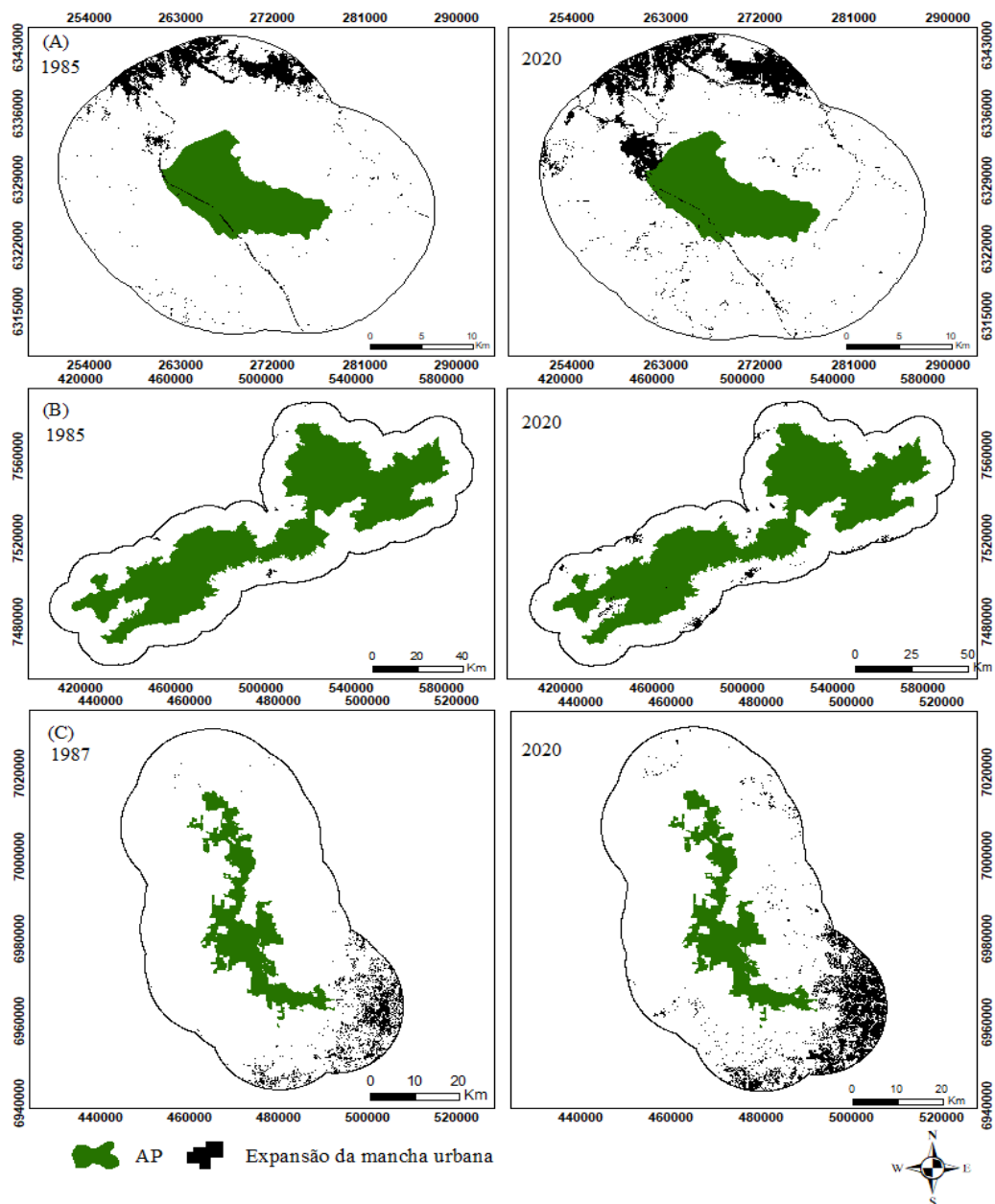


Figura 5. Vetores de expansão da mancha urbana em direção às APs.

Tabela 2. Classe urbana nas áreas internas e externas às áreas protegidas.

| | | (A) % | (B) % | (C) % |
|-----------|--------|-------|-------|-------|
| 1985/1987 | AP | 1,60 | 6,87 | 0,02 |
| | Buffer | 98,40 | 93,13 | 99,98 |
| 2020 | AP | 1,38 | 2,00 | 0,01 |
| | Buffer | 98,62 | 98,00 | 99,99 |

Os valores correspondentes a classe urbana, no interior do Parque Nacional D'Aguilar, até o presente estudo podem estar mais associados a confusão espectral das imagens de satélite, visto a sua diminuição no período.

Além disso, esses valores podem estar associados a presença de estradas ou caminhos dentro da AP, tais quais apresentam comportamento da classe urbana, como acontece na e Reserva Nacional Lago Peñuelas, onde passa uma rodovia que liga Valparaíso a Santiago. Em ambas as áreas, por possuírem normas de controle de expansão dentro de suas áreas, esse crescimento pode ser mais controlado.

Por outro lado, na Serra da Mantiqueira, os valores apresentados podem estar de fato associados à presença de novas instalações urbanas, visto que é permitido, além de já ter sido constatado por outros autores (Silva et al., 2021).

Portanto, (i) a determinação desses vetores de expansão urbana pode, a baixo custo financeiro, atuar como uma importante ferramenta de monitoramento e correção das direções de crescimento, em países que não possuem planejamento territorial adequado e, (ii) poderão oferecer subsídios elementares para o monitoramento da EU das cidades que estejam ou não no entorno de APs usadas como mananciais.

Observamos que para os três casos estudados torna-se essencial a adoção, em conjunto com a sociedade, de políticas públicas na forma de leis que criem os instrumentos de gestão adequados. Elas devem ser capazes de regular e intervir de maneira a interromper essa dinâmica de expansão da mancha urbana no entorno das APs mananciais.

3.2 Análise dos instrumentos de gestão ambiental.

Chile

No Chile o Plano de Manejo é determinado pela lei do Sistema Nacional de Áreas Selvagens Protegidas do Estado. O plano, criado em 1999, reforça os objetivos da reserva para a conservação da BH Lago Peñuelas a fim de melhorar a qualidade e a quantidade de água para abastecimento humano (Conaf, 1999).

Quanto ao seu zoneamento, este foi elaborado considerando a cobertura vegetal, as alterações e fragilidades do solo e a infraestrutura, não estabelecendo zona de amortecimento (Shafer, 1999; Muñoz e Salazar, 2014). O plano ainda estabelece que deve existir uma análise da oferta e demanda dos recursos hídricos para qualquer projeto relacionado a ela. O desenvolvimento dentro da reserva se limita a construções de baixo impacto destinadas a atividades turísticas de cunho ambiental sem influenciar negativamente na reserva (Conaf, 1999).

A Constituição Política da República do Chile de 1980 em seu artigo 19 e pelo Código das Águas estabelece os direitos de uso d'água para proprietários privados, podendo influenciar na disponibilidade hídrica para toda a população (Budds, 2018; Muñoz et al., 2020). A Organização dos Usuários de Água é formada por aqueles que possuem direito de uso da água e são responsáveis pela sua gestão e distribuição (CNR, 2021).

Este sistema de gestão hídrica está vinculado às complicações da falta da água e desencadeia dificuldades no acesso à mesma pelas populações menos favorecidas, como os camponeses e comunidades mais distantes. Autores demonstram as consequências desse sistema mercantil para a distribuição de água no país (Carvallo e Gonzalez, 2020; Muñoz et al., 2020) e a real eficácia do sistema de gestão hídrica em relação a sua capacidade de suprimento hídrico (Muñoz et al., 2020).

Em 2005 (Lei nº 20.017/2005) foi contemplado o reconhecimento entre a relação da água subterrânea e superficial, a designação de reserva e pagamento pelo direito pela água não usado, que impossibilita que outros usem, causando problemas quando não existe outros meios de obtenção de água para abastecimento da população (Chile, 2005; Budds, 2018).

Quanto ao meio ambiente, sua constituição aborda em um dos seus artigos a questão ambiental, sendo o Estado responsável por garantir que os cidadãos tenham

acesso a um ambiente livre de poluição e promova a conservação da natureza. A Lei 19.300 de 1994 de Bases Gerais do Meio Ambiente determina que o estado é responsável pela administração de um sistema para gerenciar suas APs (Chile, 1994).

Tal sistema ficou estabelecido pelo Sistema Nacional de Áreas Selvagens Protegidas do Estado por meio da Lei 18.362 de 1984, que administra as APs em conjunto com a CONAF, vinculado ao Ministério da Agricultura (Marzi, 2019; Chile, 2020).

Por meio da Lei e Portaria Geral de Urbanismo e Construção, foram estabelecidos instrumentos de ordenamento urbano, envolvendo a região metropolitana, as áreas intercomunais e a região de Valparaíso. Nos instrumentos, a RNLP está incluída em áreas de valor ambiental. Contudo, observamos a evolução da expansão urbana em direção e nas proximidades da reserva, principalmente de Valparaíso e Placilla de Peñuelas.

O Plano Regional de Desenvolvimento Urbano da região de Valparaíso considera que o desenvolvimento urbano esteja em conformidade com a conservação do solo de valor ecológico e produtivo (Chile, 2007). O Plano Regional de Ordenamento Territorial criado em 2014 visa orientar políticas nas áreas social, econômica e físico-ambiental por meio de uma análise técnico-científica do território, fortalecendo áreas menos favorecidas pelas políticas públicas locais relativas ao ordenamento territorial. Este Plano regional de ordenamento, ainda não colocado em vigor, também visa abordar possíveis fragilidades dos planos reguladores metropolitano com uma abordagem de planejamento territorial incluindo as questões ambientais e valorizando seus aspectos naturais (Muñoz e Salazar, 2014; Hidalgo et al., 2015).

Brasil

No Brasil, os Planos de Manejo são determinados pelo SNUC (Brasil, 2000). Em 2018, foi criado o PM da APASM, o qual estabelece diretrizes para o zoneamento da área em busca do alcance dos objetivos de preservação do manancial por meio de práticas que restringem a atuação antrópica (ICMBio, 2018b; Gray et al., 2016).

Possui entre as diretrizes, a priorização da área para aplicação de projetos de pagamento por serviços ambientais e restauração florestal, importantes para a conservação (Brancaion et al., 2013; Silva et al., 2021; Souza et al., 2021). Ainda determina que os municípios integrantes da APASM devem considerar essa zona como rural, sendo proibida o uso dessa área para zonas urbanas (ICMBio, 2018a).

É importante ressaltar, as zonas de amortecimento, definidas segundo o art. 2º, XVIII da Lei n. 9.985/2000, com normas e restrições para atividades antrópicas que existem no país e são estabelecidas no entorno de algumas de suas unidades de conservação, embora não seja o caso das APAs. Os gestores das APs são os responsáveis pela determinação de regras específicas estabelecendo as restrições na área, onde os limites da zona de amortecimento são definidos na criação da unidade, ficando incluídas na gestão e em seu Plano de Manejo (Brasil, 2000).

Apesar da sua existência, importância e legislação atuante, pode ser observado um avanço de instalações habitacionais dentro dos parques do mosaico, que pode acontecer por diversos motivos, como observado por Silva et al. (2021) no Parque Nacional do Itatiaia. Neste, foi identificado um acréscimo de 329 residências dispersas dentro da zona de amortecimento da área de estudo entre os anos de 2011 e 2017, onde 90.7% dela está sob o nível de pressão antrópica muito alta, exercido pela agropecuária e urbanização.

Os recursos hídricos são orientados pela Política Nacional de Recursos Hídricos estabelecida pela lei 9.433/1997. Entre seus objetivos estão a garantia da disponibilidade hídrica para futuras e atuais gerações além da sua utilização integrada. A política busca atuar junto da participação do poder público, dos usuários e das comunidades na gestão dos recursos. Entre os instrumentos, o Plano de Recursos Hídricos elaborado para cada bacia, abrange a situação dos recursos e as alternativas de crescimento demográfico e modificação do uso do solo (Barbosa et al., 2017; de Oliveira, et al, 2017).

A Constituição Federal garante o direito de todos ao meio ambiente saudável e impõe a corresponsabilidade do poder público e da coletividade para proteger o ambiente para as futuras gerações, estabelecendo dois princípios ambientais importantes: o da obrigatoriedade da intervenção do Estado e a participação pública (Barbosa et al., 2021).

A Política Nacional do Meio Ambiente Lei 6.938/1981 reforça as questões de sustentabilidade ecológica, além de regular o uso de recursos naturais e obrigar o licenciamento de diferentes empreendimentos (Brasil, 1981). O Lei de Proteção da Vegetação Nativa 12.651/2012 (Brasil, 2012), estabelece áreas de preservação permanente e Reserva Legal para os proprietários de terras com ambientes naturais em todo o território nacional. Por meio da Lei nº 14.119 foi criada a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais, a qual promoverá ações voltadas, entre outras, à conservação e melhoria da quantidade e qualidade da água, com foco em bacias hidrográficas com baixa cobertura vegetal, as quais são altamente usadas para abastecimento (Brasil, 2021b).

O Estatuto da Cidade (Lei 10.257/2001) implementa o ordenamento social das cidades usando instrumentos por meio de uma visão holística abrangendo diferentes áreas e objetivos de não atender pequenas parcelas da sociedade (Maricato, 2015; Rocco et al., 2019).

Como constatamos neste estudo, apesar da existência do Plano Diretor Municipal, alguns municípios do entorno da APASM não apresentam esse plano, o que gera um desenvolvimento desalinhado com o crescimento urbano, as paisagens naturais e as áreas de mananciais presentes na APASM (Lima e Ranieri, 2018; Maricato, 2015).

Esse cenário é comprovado pelos vinte e sete municípios presentes da área, onde apenas dez possuem o plano e, desses, apenas cinco fazem referência à AP em seu ordenamento, trazendo diretrizes para a sua conservação, ou seja, não existe sinergia com o Plano de Manejo, a fim de alcançar os objetivos de ordenamento territorial (ICMBio, 2018a).

Austrália

Na Austrália, a gestão das APs assim como a conservação e a proteção do meio ambiente, é de responsabilidade de cada estado (Hobday e McDonald, 2014), sendo estabelecidas e administradas seguindo a Lei de Florestas de 1959 e a Lei de Conservação da Natureza de 1992. Além de estabelecer as diferentes classes de APs, também determina quais são as atividades permitidas e proibidas no território (Austrália, 1992).

Mesmo o parque nacional sendo de grande importância como manancial urbano regional, onde ao seu redor encontra-se o reservatório que abastece a área urbana, as atividades agropecuária e indústrias de Brisbane e região, seu Plano de Manejo é um documento breve e aborda apenas a questão de manejo das pragas e do fogo, e uso voltado para o turismo, sem detalhamentos sobre a gestão dos recursos hídricos e o uso do solo, não destacando sua importância como manancial. Isso abre caminho para a degradação e desvalorização da AP, dando espaço para atividades antrópicas (Hobday e McDonalds, 2014; Watson et al., 2014).

Ainda, amparado por leis, atividades de pastagem podem ser autorizadas nessas áreas, embora essa atividade seja inconsistente com os critérios de preservação estabelecidos pela Lei de Conservação da Natureza, devido aos seus impactos ambientais (Dupas, 2016; Prowse et al., 2019).

Seu plano de manejo não apresenta diretrizes de zoneamento interno e para suas áreas limítrofes (Queensland Government, 2013), e mesmo no zoneamento da cidade ao seu entorno, não foram identificadas regras para a zona rural e urbana referente ao manancial destacando sua importância (Brisbane City, 2014, 2019).

Na Austrália, a Lei de Proteção Ambiental de 1994 protege a qualidade das águas, aliada à Política de Proteção Ambiental (Água e Biodiversidade de Áreas Úmidas) de 2019 que busca preservar a qualidade da água a fim de melhorar e proteger seus valores ambientais, com o objetivo de estabelecer diretrizes para o seu uso (Queensland Government, 2020a). O *Water Act* 2000 de Queensland determina a criação de planos de água, como o *Water Plan (Moreton)* 2007 que aborda a bacia de Brisbane e tem objetivos de regular a captação dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos (Queensland Government, 2020b; Bureau Of Meteorology, 2020).

A Constituição Federal da Austrália não aborda as questões ambientais, mas outras leis da Commonwealth e do estado australiano abordam (Hobday e McDonald, 2014). A principal legislação ambiental é a Lei de Proteção Ambiental e Conservação da Biodiversidade de 1999 que embora seus objetivos não tenham foco em APs, eles apresentam intenção à preservação e proteção do meio ambiente; fornecimento de avaliação ambiental nacional; melhoria na proteção e gestão de importantes locais naturais, entre outros objetivos (Bajracharya e Khan, 2020).

Além disso, pode ser observado um desequilíbrio decorrente da descentralização do poder, o que traz dificuldades ao governo local provocando inconsistências na qualidade da gestão ambiental o que dificulta exercer suas funções adequadamente (Hobday e McDonald, 2014) pois o sistema legal ambiental no estado é composto por várias partes, formando um sistema complexo, com a interligação de vários níveis do governo que atuam na proteção ambiental (McGrath, 2011).

Fundamentada na Lei de Planejamento de 2016, que estabelece orientações de planejamento por meio dos seus instrumentos de Políticas Estaduais de Planejamento, em nível regional, o SEQRP 2009-2031 (Queensland Government, 2009), criado a partir de uma revisão do SEQRP 2005-2026, buscou retratar sobre o crescimento da região considerando os problemas de gestão emergentes. Esse plano estabelece alguns resultados desejados para cada setor abordado no plano, o que envolve recursos naturais, biodiversidade, desenvolvimento, água, mudanças climáticas e outros. Além desses resultados desejados, o plano traz princípios e políticas para orientar o desenvolvimento

do SEQRP se baseando no conceito de pegada urbana para controlar o crescimento urbano focando em nós e corredores de trânsito (Bajracharya e Khan, 2020).

No entorno de (C) atuam três planos locais, os quais buscam estratégias de desenvolvimento econômico e crescimento populacional focado na densificação. O plano Brisbane City Council, com objetivos de médio a curto prazo para orientar o uso e o desenvolvimento do território municipal (Kozlowski e Yusof, 2016). Tal plano traz diretrizes sobre o estabelecimento de espaços verdes dentro da metrópole, que apresenta um forte crescimento populacional (State of the Environment, 2016). Contudo, apesar da existência do Brisbane City Council, observamos também a evolução da EU sobre áreas do entorno do PNDA.

As zonas estabelecidas nas proximidades do parque são as urbanas e rurais, estando o seu limite incluído na zona de manejo e conservação ambiental, onde não foi identificado objetivos para a questão dos mananciais e seu valor hídrico. No Moreton Bay Regional Council Planning Scheme, as zonas ao redor e as incluídas no parque são rurais, de manejo e conservação ambiental (Moreton Bay, 2016), mas no Somerset Region Planning Scheme predominam as zonas rurais (Somerset, 2016).

4. Discussão

Entre os três países, o Brasil e o Chile possuem zoneamento e diretrizes voltadas para o manejo das áreas de mananciais dentro do seu plano de manejo, o que gera o reconhecimento da atuação das APs no fornecimento de água para os ecossistemas à jusante. Foi identificado que apenas o Brasil possui lei que determina o estabelecimento de zonas de amortecimento com o propósito de minimizar os impactos negativos ao redor de suas unidades de conservação de proteção integral (Brasil, 2000; Lima e Ranieri, 2018), embora não seja a categoria da APASM.

Essas zonas de amortecimento, por possuírem benefícios de remediar impactos diversos, foram recomendadas inicialmente desde a década de 1930, mas foram pouco implementadas pois interferiam nos direitos dos proprietários privados que habitavam o redor das APs. Isso mostra que a criação das zonas de amortecimento se relaciona com um planejamento peri-urbano adequado (Shafer, 1999).

Entre os três planos de manejo analisados, o mais completo, detalhado e atualizado foi o da APASM, abrangendo as características físicas, biológicas, econômicas e sociais da área. Quando bem elaborado, o plano é capaz de gerar uma integração da AP

com as questões sociais, ambientais e econômicas das comunidades do seu entorno, mas para que isso seja possível, é necessário a aplicação efetiva de manejo incorporado aos investimentos com recursos financeiros (Watson, 2014).

Observamos ainda, que existem múltiplas formas de gerenciar a estrutura governamental dos recursos hídricos nos países estudados, e que existe uma forte relação entre os recursos hídricos disponíveis e o aumento da urbanização atuando sobre mananciais de APs, muito além das fronteiras geopolíticas estabelecidas (Schuch et al., 2017).

Diferente do Brasil e Austrália, o Chile não apresenta exigência de planos para BHs, que busquem o ordenamento territorial visando a qualidade e quantidade de água. Além disso, o país tem passado por situações de intensa crise hídrica, o que pode estar vinculado com a ausência de fortes políticas públicas ambientais em diferentes níveis, e a incorporação de diretrizes para garantir a preservação de ambientes com relevante interesse hidrológico.

A ineficiência da gestão dentro de uma bacia com potenciais de desenvolvimento urbano reduz os serviços prestados pela vegetação, principalmente os relacionados à qualidade e quantidade de água, proporcionando cenários de escassez (Harrison et al., 2016; Bessah et al., 2020). Atrelado a isso, tem-se ainda a necessidade de avaliar a atuação das mudanças climáticas e sua forte contribuição na redução dos volumes de água.

Embora o Brasil apresente forte legislação para a proteção dos recursos hídricos, faz-se necessário a análise da eficácia da sua aplicação, nas diferentes regiões do país, visto seus cenários de desigualdades (Alvarenga et al., 2016; Barbosa et al., 2017; Rosa e Guarda, 2019). Enquanto na Austrália, é observado uma falta de integração entre os órgãos de gestão, como o Departamento dos Parques e o SeqWater, não estabelecendo efetivo planejamento e controle sobre as condições, a importância e dimensões de suas APs como mananciais (Dupas, 2016).

Comparando os cenários da legislação dos três países, observa-se no Chile, uma necessidade de aplicação e elaboração de mais leis, em nível federal, além da necessidade de ampliar os projetos de leis específicas para os recursos naturais e sua conservação. Verifica-se ainda, uma gestão confusa e descentralizada nos setores de gestão ambiental como observado por Hidalgo et al., (2015) e Marzi (2019).

Com relação ao planejamento territorial, no Chile, nota-se que a existência de diversos planos atuantes na mesma área não garante a eficácia na proteção ambiental e nem a participação social na elaboração desses planos (Carvajal et al., 2019; Hidalgo et

al., 2015). Além disso, segundo Hidalgo et al. (2015), pouca atenção dada às questões sobre o planejamento intercomunitário favoreceram a expansão urbana e seus impactos negativos, como a potencialização de conurbação sem planejamento e falta de diretrizes voltadas para a mobilidade urbana e dinâmica de expansão, o que leva a prejuízos ambientais.

No Brasil, a existência de diversas leis não garante a sua aplicabilidade e sua eficiência, levantando uma necessidade de aplicação de mais recursos financeiros que leve a uma maior fiscalização sobre as normas ambientais existentes (Maricato, 2015; Rocco et al., 2019; Barbosa et al., 2021). Nesse sentido, embora o Brasil apresente uma fundamentação jurídica relevante, existem graves problemas que assolam o planejamento urbano. Em pequenas cidades que não possuem suporte técnico adequado para desenvolver os planos e usar as ferramentas do Estatuto, e, as grandes cidades que sofrem com o elevado número populacional (Rocco et al., 2019). Portanto, as leis e marcos regulatórios acabam não sendo suficientes para atuar sobre questões históricas da falta de planejamento (Maricato, 2015).

Não diferente, na Austrália, observa-se ainda, uma fragilidade nas leis e na aplicação das existentes, principalmente devido à descentralização e pouca atuação da União e baixa comunicação entre órgãos (Brackertz, 2013; Dupas, 2016; Bajracharya e Khan, 2020). além de inconsistências no desenvolvimento dos planos regionais e locais por falta de sinergia entre os atores a fim de atingir um planejamento local eficaz que vise a proteção dos mananciais (Hodbay e McDonalds, 2014).

Em suma, observamos também que os três países apresentam dificuldades na elaboração, e na execução eficiente de leis ambientais, onde são constatados objetivos divergentes entre as políticas, incentivos falhos, falta de comunicação para com a sociedade, competência insuficiente para implementação, mostrando que a ação governamental dos países sofre limitações, assim como em grande parte do mundo (Howes et al., 2017).

Portanto, os resultados obtidos neste estudo mostram a necessidade da integração de políticas ambientais corretas, disponibilização de recursos financeiros (Hodbay e McDonalds, 2014; Howes, et al., 2017) e uma gestão vinculada com o planejamento territorial atuante sobre suas áreas limítrofes e zonas de amortecimento e a participação pública é essencial para a gestão efetiva (Bajracharya e Khan, 2020) das áreas a fim de atender as necessidades culturais e históricas da região, assim como o investimento em pesquisas (Shafer, 1999), para que assim as existências das APs sejam mais eficientes.

Apesar da situação dos três locais estudados terem como consequência a queda na produção dos mananciais, as origens dessa queda são diferentes nos três países. Em cada país, as variáveis ambientais expressam diferentes condições, não sendo a vegetação a principal. Conjuntamente, os impactos sobre os mananciais, são decorrentes de uma mistura de variadas situações que resultam em problemas parecidos.

No Chile em (A), devido à forte contribuição das geleiras da Cordilheira dos Andes na produção dos mananciais, o que mais afeta a sua redução são as mudanças climáticas que provocam o seu derretimento prematuro junto com a redução das chuvas (Bown et al., 2008; Buytaert et al., 2017; Ayala et al., 2020; Escanilla-Minchel, et al., 2020; Immerzeel et al., 2020).

No Brasil, apesar da crescente expansão urbana, houve em um período aumento da VE evidenciado talvez por abandono das áreas de pastagens e plantio que pode ser atribuído a fatores de êxodo rural. No país, possivelmente exista uma relação mais direta e destacada da cobertura vegetal no ciclo hidrológico como determinante na produção e manutenção dos seus mananciais (Ellison et al., 2017; Sone et al., 2018; Mello et al., 2020).

Já na Austrália em (C), caracterizada por cenários extremos, de intenso stress hídrico, de enchentes e erosão (Hobday e McDonalds, 2014; Chua et al., 2019; McMahon et al., 2020), talvez a vegetação não exerça função tão essencial na quantidade da água nos mananciais, possivelmente sofra mais com a interferência das mudanças climáticas que influenciam no ciclo hidrológico e, portanto, necessitem de aperfeiçoamento da gestão fundamentada nos impactos das mudanças climáticas e suas consequências nos ambientes naturais (Kozłowski e Yusof, 2016; Schuch et al, 2017; Mortoja e Yigitcanlar, 2020; Prosse et al.,2021).

Em suma, mostramos que as estratégias gerais de conservação devem ser fundamentadas em instrumentos criados ou adaptados localmente para que sejam adequados aos princípios elementares para maximizar os serviços provenientes das APs.

5. Conclusões

Consideramos que, independentemente de suas características geográficas, socioambientais e econômicas de cada país, fatores relevantes podem ser destacados. (i) verificamos que existe equidade do fator inicial que leva à expansão da mancha urbana. A característica predominante são interesses financeiros que exercem pressão para que os

limites do perímetro urbano sejam ultrapassados, ou seja, áreas localizadas no entorno rural, seguindo em direção às APs. (ii) é possível realizar a baixo custo financeiro, a determinação desses vetores de EU, sendo, portanto, uma importante ferramenta para o planejamento. (iii) com tais subsídios elementares também é possível controlar, monitorar e corrigir as direções da expansão das manchas de crescimento urbano em países que não possuem recursos financeiros adequados para realizar o planejamento territorial das cidades que estejam ou não no entorno de APs usadas como mananciais. (iv) foi evidenciado que para o período estudado houve uma redução da vegetação e um crescente avanço da expansão urbana e agropecuária, em proporções parecidas.

A análise dos instrumentos existentes denota que os problemas estão relacionados à necessidade de uma gestão adequada. Observa-se diferentes intensidades da aplicação de seus instrumentos já existentes, omissão ou falta de criação deles, o que pode ser atribuída, em conjunto, à falta de recursos financeiros, falta de monitoramento, falta de integração entre os instrumentos, ou a ausência da aplicação efetiva da legislação já existente.

Verificamos também que esses impactos têm modelos de ocupação muito próximos, pois continua prevalecendo a falta de objetivos claros e falta de planejamento, embora exista todo o arcabouço legal de instrumentos de gestão ambiental, aqui estudados. Ficou evidente que os fracos resultados obtidos na proteção dos mananciais é uma falha crônica da efetiva aplicação de planejamento adequado.

Falta atenção adequada ao comportamento dos fatores intervenientes à dinâmica urbana e às variáveis ambientais, principalmente considerando as projeções populacionais e o desenvolvimento econômico. Essa deficiência, leva os países para um ciclo crescente de problemas cada vez mais difíceis de resolver.

A recuperação ou a manutenção da vegetação oriunda de planejamento urbano e regional integrado com as APs, influencia na conservação de mananciais, além de continuarem atuando como importantes fornecedores de outros serviços ecossistêmicos. Associar o desafio financeiro aos mecanismos econômicos às legislações, como por exemplo Pagamento por Serviços Ambientais para proteção ambiental, como já vem sendo utilizado pelo Brasil, mas atendendo às necessidades particulares de cada país, pode ser uma boa solução.

Finalmente, ainda que eles sejam parte dessa dinâmica reconhecemos o limite das análises considerando apenas o uso e cobertura do solo e a leitura dos instrumentos, pois ainda diversos fatores influenciam na dinâmica de uso do solo e expansão urbana, para

além do que está definido em ambos. Os planos muitas vezes não são por completos autoaplicáveis ou implementados, dependem de recursos financeiros e desenvolvimento de programas e projetos específicos que são também vinculados a eles.

6. Referências

Australian Bureau Of Statistics. Regional Population 2020-21. 2022. Disponível em: <https://www.abs.gov.au/statistics/people/population/regional-population/latest-release>. Acesso 20 de mar. de 2022.

Alarcon, V. J., Magrini, C., 2018. Scenarios of Sediment Transport Management in Francia Creek, Valparaiso, Chile. *Lecture Notes in Computer Science*, p.205–218. https://doi.org/10.1007/978-3-319-95168-3_14

Alo, C. A., Pontius R.G. Jr., 2008. Identifying systematic land-cover transitions using remote sensing and GIS: the fate of forests inside and outside protected areas of Southwestern Ghana. *Environ. Plan. Plan. Des.*, v.35, p. 280-295. <https://doi.org/10.1068/b32091>

Alvarenga, L. A., de Mello, C. R., Colombo, A., Cuartas, L. A., Bowling, L. C., 2016. Assessment of land cover change on the hydrology of a Brazilian headwater watershed using the Distributed Hydrology-Soil-Vegetation Model. *Catena*. v.143, p.7–17. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.04.001>

Austrália. Nature Conservation Act 1992. Queensland, 1992. Disponível em: < <https://www.legislation.qld.gov.au/view/html/inforce/current/act-1992-020> >

Ayala, A., Farías-Barahona, D., Huss, M., Pellicciotti, F., McPhee, J., Farinotti, D., 2020. Glacier runoff variations since 1955 in the Maipo River basin, in the semiarid Andes of central Chile. *The Cryosphere*, v.14, p.2005–2027. <https://doi.org/10.5194/tc-14-2005-2020>

Bajracharya, B., Khan, S., 2020. Urban Governance in Australia: A Case Study of Brisbane City. *Adv. 21st Century Hum. Settlements*. p. 225–250. https://doi.org/10.1007/978-981-13-6709-0_8

Barbosa, L. G., Alves, M. A. S., Grelle, C. E. V., 2021. Actions against sustainability: Dismantling of the environmental policies in Brazil. *Land Use Policy*, v.104, p.105384. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105384>

Barbosa, M. C., Mushtaq, S., Alam, K., 2017. Integrated water resources management: Are river basin committees in Brazil enabling effective stakeholder interaction? *Environ. Sci. Policy*, v.76, p.1–11. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.06.002>

Becker, C. G., Rodriguez, D., Zamudio, K.R., 2013. The Brazilian adirondacks? *Science*. 340, p.428. <https://www.science.org/doi/10.1126/science.340.6131.428-a>

Berney, P., Hosking, T., 2016. Opportunities and challenges for water-dependent protected area management arising from water management reform in the Murray–Darling Basin: a case study from the Macquarie Marshes in Australia. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* v.26, p.12–28. <https://doi.org/10.1002/aqc.2639>

Bessah, E., Raji, A. O., Taiwo, O. J., Agodzo, S. K., Ololade, O. O., Strapasson, A. Hydrological responses to climate and land use changes: The paradox of regional and local climate effect in the Pra River Basin of Ghana. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, v. 27, p. 100654, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.100654>

Bureau Of Meteorology. Climate Data Online, 2021. Disponível em: <http://www.bom.gov.au/climate/data/index.shtml>. Acesso 07 jun. 2021.

Bown, F., Rivera, A., Acuña, C., 2008. Recent glacier variations at the Aconcagua basin, central Chilean Andes. *Annals of Glaciology*, v.48, p.43-48. doi:<https://doi.org/10.3189/172756408784700572>

Brackertz, N., 2013. Political Actor or Policy Instrument? Governance Challenges in Australian Local Government. *Commonwealth Journal of Local Governance*, p. 3–19. doi:[10.5130/cjlg.v12i0.3261](https://doi.org/10.5130/cjlg.v12i0.3261)

Brancalion, P. H. S., Melo, F.P.L, Tabarelli, M., Rodrigues R.R.; 2013. Restoration Reserves as Biodiversity Safeguards in Human Modified Landscapes. *Natureza & Conservação*, v.11, n. 2, p.186-190. <http://doi.editoracubo.com.br/10.4322/natcon.2013.029>

Brasil, 1981. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília, DF. <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/16938.htm>

Brasil, 2000. Lei nº 9.985. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Brasília, DF. <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm#:~:text=LEI%20No%209.985%2C%20DE%2018%20DE%20JULHO%20DE%202000.&text=Regulamenta%20o%20art.,Natureza%20e%20d%C3%A1%20outras%20provid%C3%A2ncias..> Acesso 04 abr. 2020.

Brasil, 2012. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Brasília, DF. < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm> . Acesso 04 jun 2021.

Brasil, 2021b. Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais Brasília, 2021. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/lei-n-14.119-de-13-de-janeiro-de-2021-298899394>. Acesso 27 dez. 2021.

Brisbane City, 2014. Brisbane City Plan 2014 (ePlan). Disponível em: <http://eplan.brisbane.qld.gov.au> Acesso 20 jun. 2021.

Brisbane City, 2019. Brisbane's Total Water Cycle Management Plan. Disponível em: <https://www.brisbane.qld.gov.au/clean-and-green/natural-environment-and-water/water/brisbanes-total-water-cycle-management-plan> Acesso 03 jan. 2022.

- Budds, J., 2018. Securing the market: Water security and the internal contradictions of Chile's Water Code. *Geoforum*. v.113, p. 165–175. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2018.09.027>
- Buytaert, W., Moulds, S., Acosta, L., De Bièvre, B., Olmos, C., Villacis, M., Tovar, C., Verbist, K.M.J., 2017. Glacial melt content of water use in the tropical Andes. *Environ. Res. Lett.* 12. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa926c>
- Carvajal, F., Muñoz, A. M., Salazar, A., Leguía, M., Guajardo, F. J. 2019. Divergencias y contradicciones en la planificación sustentable del periurbano rural metropolitano de Valparaíso. Caso Reserva de la Biosfera La Campana-Peñuelas, Chile central/Divergences and contradictions in the sustainable planning of the. *Urbano*, v.22(39), p.64–87. <https://doi.org/10.22320/07183607.2019.22.39.04>
- Carvalho, C.R., González, P.H. (org.) 2020. La gestión del agua en la región de Valparaíso. Centro de investigação. Valparaiso: Universidad de Valparaíso Chile. Disponível em: <<https://cidep.uv.cl/attachments/article/19/DT3%20El%20Agua%20en%20la%20regio%CC%81n%20de%20Valparai%CC%81so.pdf>>. Acesso 4 jul. 2020.
- CEIVAP, 2018. Relatório de situação: Bacia do Rio Paraíba do Sul 2018. Disponível em: <<http://www.ceivap.org.br/conteudo/relsituacao2018.pdf>>. Acesso 16 abr. 2021.
- CHILE. Ley 20017 Modifica el código de aguas. Santiago, 2005. Disponível em: <<https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=239221>>
- CHILE. Resolución Exenta N° 230. Plan regional de desarrollo urbano y territorial, región de Valparaíso. Valparaiso, 2007. Disponível: <https://infofirma.sea.gob.cl/DocumentosSEA/MostrarDocumento?docId=4b/3e/28eb8623f18b50ab208ca9f2984981158bcd> (Acesso 20 jun. 2020)
- Chua, E. M., Wilson, S. P., Vink, S., Flint, N., 2019. The influence of riparian vegetation on water quality in a mixed land use river basin. *River Research and Applications*. doi:<https://doi.org/10.1002/rra.3410>
- Chung, M.G., Frank, K.A., Pokhrel, Y., Dietz, T., Liu, J. Natural infrastructure in sustaining global urban freshwater ecosystem services. *Nature Sustainability*, v.4, p.1068–1075, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00786-4>
- CNR - Comision Nacional del Riego. Organizaciones de Usuarios de Agua. Disponível em:<<https://www.cnr.gob.cl/agricultores/infraestructura/gestion/organizaciones-de-usuarios-de-agua/>> Acesso 14 de ago de 2021.
- Coelho, D. S. Análise das mudanças do uso da terra e cobertura vegetativa na Serra da Mantiqueira e entorno através de indicadores ambientais. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, Minas Gerais, p. 113, 2017.

CONAF - CORPORACIÓN NACIONAL FORESTAL. Parques chilenos. Disponível em: <https://www.conaf.cl/parques-nacionales/parques-de-chile/> Acesso 16 dez 2021.

CONAF - CORPORACIÓN NACIONAL FORESTAL. Plan de Manejo Reserva Nacional Lago Peñuelas, 1999. Disponível em: https://www.conaf.cl/wpcontent/files_mf/1382468783RNPe%C3%B1uelas.pdf Acesso 18 abr. 2020

Congalton, R. G. A comparison of sampling schemes used in generating error matrices for assessing the accuracy of maps generated from remotely sensed data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v. 54, n. 5, p. 593 – 600, 1988. doi: 0099-1112/88/5405-593\$02.25/0

Congalton, R. G. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote sensing of environment*, v. 37, n. 1, p. 35-46, 1991. [doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90048-B](https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90048-B)

DAF, 2018. Queensland agriculture snapshot 2018. Disponível em: https://www.daf.qld.gov.au/_data/assets/pdf_file/0007/1383928/State-of-Agriculture-Report.pdf. Acesso 14 fev 2021.

Dudley, N. (ed), 2008. Guidelines for Applying Protected Area Management Categories, IUCN, Gland, Suíça. Disponível em: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/pag-021.pdf>

Dudley, N., Stolton, S., 2003. Running Pure: the Importance of Forest Protected Areas to Drinking Water. World Bank, WWF Alliance for Forest Conservation and Sustainable Use. Disponível em: <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/15006>

DUPAS, F. A. Crescimento urbano e suas implicações ambientais: redirecionamento de cidades de médio porte utilizando as variáveis ambientais, sensoriamento remoto e SIG - Estudo do caso de São Carlos, SP. Relatório final de pesquisa de Pós-doutoramento FAPESP, Universidade Federal de São Carlos, Departamento de Engenharia Civil, Engenharia Urbana, 2001.

Dupas, F. A. Desenvolvimento de procedimentos de Gestão de Áreas Protegidas (AP) baseada na análise comparativa de Instrumentos do Brasil e Austrália visando a Proteção dos Recursos Hídricos. 2016. Pós-Doutorado. Australian Rivers Institute, Griffith University, p.43, 2016.

Ellison, D.; Morris, C.E.; Locatelli, D.B.; Sheil, D.; Cohen, J.; Gutierrez, V.; Noordwijk, M. Van, Credo, I.F., Pokorny, J., Gaveau, D., Spracklen, D. V, Ilstedt, U., Teuling, A.J., Gebreyohannis, S., Sands, D.C., Muys, B., 2017. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world, v. 43, p.51–61. <https://doi.org/doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.01.002>

Escanilla-Minchel, R., Alcayaga, H., Soto-Alvarez, M., Kinnard, C., Urrutia, R., 2020. Evaluation of the Impact of Climate Change on Runoff Generation in an

Andean Glacier Watershed. *Water*, v.12,e.12, p.3547.
<https://doi.org/10.3390/w12123547>

Ferreira, P., van Soesbergen, A., Mulligan, M., Freitas, M., Vale, M.M., 2019. Can forests buffer negative impacts of land-use and climate changes on water ecosystem services? The case of a Brazilian megalopolis. *Sci. Total Environ.*, v.685, p.248–258.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.065>

Foley, J. A., 2005. Global Consequences of Land Use. *Science*, v. 309, n.5734, p.570–574. <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1111772>

Fuentes, B., Bertzky, B.; Delli, G., Mandrici, A., Conti, M., Florczyk, A. J., Freire, S., Schiavina, M., Bastin, L., Dubois, G. 2020. Built-up areas within and around protected areas: Global patterns and 40-year trends. *Global Ecology and Conservation journal*, v. 24. [10.1016/j.gecco.2020.e01291](https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01291)

Galante, M.L.V, Beserra, M.M.L, Menezes, E.O., 2002. Roteiro Metodológico de Planejamento: Parque Nacional, Reserva Biológica, Estação Ecológica. Edições IBAMA, Brasília, 136 pp.

Geldmann, J., Manica, A., Burgess, N.D., Coad, L., Balmford, A., 2019. A global-level assessment of the effectiveness of protected areas at resisting anthropogenic pressures. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* v. 116, p.23209–23215.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1908221116>

Gong, J., Hu, Z., Chen, W., Liu, Y., Wang, J., 2018. Urban expansion dynamics and modes in metropolitan Guangzhou, China. *Land use policy*, v.72, p. 100–109.
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.025>

Grantham, H.S., Duncan, A., Evans, T.D., Jones, K.R., Beyer, H.L., Schuster, R., Walston, J., Ray, J.C., Robinson, J.G., Callow, M., Clements, T., Costa, H.M., DeGemmis, A., Elsen, P.R., Ervin, J., Franco, P., Goldman, E., Goetz, S., Hansen, A., Hofsvang, E., Jantz, P., Jupiter, S., Kang, A., Langhammer, P., Laurance, W.F., Lieberman, S., Linkie, M., Malhi, Y., Maxwell, S., Mendez, M., Mittermeier, R., Murray, N.J., Possingham, H., Radachowsky, J., Saatchi, S., Samper, C., Silverman, J., Shapiro, A., Strassburg, B., Stevens, T., Stokes, E., Taylor, R., Tear, T., Tizard, R., Venter, O., Visconti, P., Wang, S., Watson, J.E.M., 2020. Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. *Nat. Commun.* v. 11, p.1–10. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19493-3>

Gray, C.L., Hill, S.L.L., Newbold, T., Hudson, L.N., Börger, L., Contu, S., Hoskins, A.J., Ferrier, S., Purvis, A., Scharlemann, J.P.W., 2016. Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nat. Commun.* v.7. <https://doi.org/10.1038/ncomms12306>

Guerra, C.A., Rosa, I.M.D., Pereira, H.M., 2019. Change versus stability: are protected areas particularly pressured by global land cover change? *Landsc. Ecol.* v.34, p.2779–2790. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00918-4>

Harrison, I.J., Green, P.A., Farrell, T.A., Juffe-Bignoli, D., Sáenz, L., Vörösmarty, C.J., 2016. Protected areas and freshwater provisioning: a global assessment of

freshwater provision, threats and management strategies to support human water security. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* v.26, p.103–120. <https://doi.org/10.1002/aqc.2652>

Hidalgo, R., Alvarado, V., Volker, P., Arenas, F., e Salazar, A. 2015. Ordenamiento costero metropolitano en Chile: de la expectativa de regulación a la planificación cooptada (1965-2014). *Cadernos sobre Habitação e Urbanismo*, v.8, p.206-225. <http://dx.doi.org/10.11144/Javeriana.cvu8-16.ocmc>

Hoang, N.T., Kanemoto, K., 2021. Mapping the deforestation footprint of nations reveals growing threat to tropical forests. *Nat. Ecol. Evol.* v.5, p.845–853. <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01417-z>

Hobday, A.J., McDonald, J., 2014. Environmental issues in Australia, *Annual Review of Environment and Resources.* v.39, p. 1-28. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-012113-111451>

Hoffmann, S., Beierkuhnlein, C., 2020. Climate change exposure and vulnerability of the global protected area estate from an international perspective. *Divers. Distrib.* v.26, p.1496–1509. <https://doi.org/10.1111/ddi.13136>

Howes, M., Wortley, L., Potts, R., Dedekorkut-Howes, A., Serrao-Neumann, S., Davidson, J., Smith, T., Nunn, P., 2017. Environmental Sustainability: A Case of Policy Implementation Failure? *Sustentabilidade*, v.9, p.165. <https://doi.org/10.3390/su9020165>

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades e Estados. 2020. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados>. Acesso 04 de abr. de 2022.

ICMBio, 2018. Plano de Manejo da área proteção ambiental da Serra da Mantiqueira. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/plano-demanejo/plano_de_manejo_serra_da_mantiqueira_2018.pdf > (Acesso 02 abr 2020).

ICMBio, 2021. Mapa Temático e Dados Geoestatísticos das Unidades de Conservação Federais. Disponível em: <[https://www.gov.br/icmbio/pt-br/servicos/geoprocessamento/mapa-tematico-e-dados-geoestatisticos-das-unidades-de-conservacao-federais](https://www.gov.br/icmbio/pt-br/servicos/geoprocessamento/mapa-tematico-e-dados-geoestatisticos-das-unidades-de-conservacao-federais/mapa-tematico-e-dados-geoestatisticos-das-unidades-de-conservacao-federais) >

Immerzeel, W.W., Lutz, A.F., Andrade, M., Bahl, A., Biemans, H., Bolch, T., Hyde, S., Brumby, S., Davies, B.J., Elmore, A.C., Emmer, A., Feng, M., Fernández, A., Haritashya, U., Kargel, J.S., Koppes, M., Kraaijenbrink, P.D.A., Kulkarni, A. V., Mayewski, P.A., Nepal, S., Pacheco, P., Painter, T.H., Pellicciotti, F., Rajaram, H., Rupper, S., Sinisalo, A., Shrestha, A.B., Viviroli, D., Wada, Y., Xiao, C., Yao, T., Baillie, J.E.M., 2020. Importance and vulnerability of the world's water towers. *Nature*, v. 577, p.364–369. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1822-y>

INE, 2017. Estimaciones y proyecciones de población de Chile - Censo 2017. Disponível em: <<https://www.censo2017.cl/descargas/proyecciones/estimaciones-y>

proyecciones-chile-1992-2050-base-2017-poblacion-e-indicadores.xlsx>. Acesso 20 nov 2020.

IUCN/WCMC. Guidelines for Protected Area Management Categories. Gland and Cambridge: IUCN. 1994.

Jiang, L., Yu, L., 2019. Analyzing land use intensity changes within and outside protected areas using ESA CCI-LC datasets. *Glob. Ecol. Conserv.* v.20. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00789>

Jones, K. R., Venter, O., Fuller, R. A., Allan, J. R., Maxwell, S. L., Negret, P. J., Watson, J. E. M. 2018. One-third of global protected land is under intense human pressure. *Science*, v.360, e.6390, p. 788–791. <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aap9565>

Kemp, J., Olley, J., Capon, S., 2019. An environmental history of Moreton Bay hinterlands. In: *Moreton Bay Quandamooka & Catchment: Past, Present, and Future*. pp. 2–7.

Kemp, J., Olley, J.M., Ellison, T., McMahon, J., 2015. River response to European settlement in the subtropical Brisbane River, Australia. *Anthropocene*, v.11, p.48–60. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2015.11.006>

Kozłowski, M., Yusof, Y.M., 2016. The role of urban planning and design in responding to climate change: the Brisbane experience. *Int. J. Clim. Chang. Strateg. Manag.* v.7, p.394 – 417. <https://doi.org/10.1108/IJCCSM-05-2014-0064>

Landis, J.R.; Koch, G.G. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, v. 33, n. 1, p. 159-174, 1977. doi.org/10.2307/2529310

Leberger, R., Rosa, I.M.D., Guerra, C.A., Wolf, F., Pereira, H.M., 2020. Global patterns of forest loss across IUCN categories of protected areas. *Biol. Conserv.* v.241, p.108299. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108299>

Lima, E.A.C.F., Ranieri, V.E.L., 2018. Land use planning around protected areas: Case studies in four state parks in the Atlantic forest region of southeastern Brazil. *Land use policy*, v.71, p.453–458. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.020>

Lyons M, Phinn S, Roelfsema C. 2019. Moreton Bay e expansão urbana da bacia e mudança da vegetação. In: Tibbetts, I.R., Rothlisberg, P.C., Neil, D.T., Homburg, T.A., Brewer, D.T., Arthington, A.H. (eds). *Moreton Bay Quandamooka & Catchment: Passado, presente e futuro*. Fundação Moreton Bay. Brisbane, Austrália. Disponível em: <https://moretonbayfoundation.org/>

Magalhães, R.J.F., Júnior, A.R.B., 2019. The value of the watershed protection service. *Eng. Sanit. e Ambient.* v.24, p.1049–1060. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522019142492>

Maricato, E. *Para Entender a Crise Urbana*. São Paulo: Expressão Popular, 2015.

Marzi, C. M. H. ¿Qué Se Necesita Para La Protección De La Biodiversidad? Servicio De Biodiversidad Y Áreas Protegidas, Y Sistema Nacional De Áreas Protegidas: Comentarios, Problemas Y Desafíos. Trabalho de conclusão (Licenciatura em

Ciencias Jurídicas y Sociales). Departamento De Derecho Económico. Facultad De Derecho. Universidad De Chile. Santiago. p. 63. Chile, 2019

Mcdonald, R. I.; Forman, R. T.T.; Kareiva, P.; Neugarten, R.; Salzer, D.; Fisher, Jon., 2009. Urban effects, distance, and protected areas in an urbanizing world. *Landscape and Urban Planning*, v. 93, n. 1, p. 63–75. [10.1016/j.landurbplan.2009.06.002](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.06.002)

McGrath, C., 2011. *Synopsis of the Queensland Environmental Legal System*. (5th ed). Environmental Law Publishing, Australia.

McMahon, J.M., Olley, J.M., Brooks, A.P., Smart, J.C.R., Stewart-Koster, B., Venables, W.N., Curwen, G., Kemp, J., Stewart, M., Saxton, N., Haddadchi, A., Stout, J.C., 2020. Vegetation and longitudinal coarse sediment connectivity affect the ability of ecosystem restoration to reduce riverbank erosion and turbidity in drinking water. *Sci. Total Environ.* v.707, 135904. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135904>

Mello, K. de, Taniwaki, R.H., Paula, F.R. de, Valente, R.A., Randhir, T.O., Macedo, D.R., Leal, C.G., Rodrigues, C.B., Hughes, R.M., 2020. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *J. Environ. Manage.* v.270, 110879. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>

Mello, K. de, Valente, R.A., Randhir, T.O., Vettorazzi, C.A., 2019. Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil. *Ecol. Indic.* v. 93, p.1293–1301. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.030>

MINVU, 2008. Plan regional de desarrollo urbano y territorial de la V Región de Valparaíso. Valparaíso, 2008. Disponible em: <https://infofirma.sea.gob.cl/DocumentosSEA/MostrarDocumento?docId=4b/3e/28eb8623f18b50ab208ca9f2984981158bcd>. Acceso 15 set. 2020.

MINVU, 2019. Disponible em: <https://www.minvu.cl/wp-content/uploads/2019/05/INE-PROYECCIONES-POBLACION-POR-COMUNA-2015-2020.xlsx> . Acceso 27 jun. 2020.

MOP, 2005. Dirección General de Aguas: Información pluviométrica, fluviométrica, estado de embalses y aguas subterráneas. n° 328. Santiago. Disponible em: <https://dga.mop.gob.cl/productosyservicios/informacionhidrologica/Informacin%20Mensual/boletin082005.pdf> . Acceso 13 jun 2020.

Moreton Bay, 2016. Planning scheme document. Disponible em: <https://www.moretonbay.qld.gov.au/Services/Building-Development/Planning-Schemes/MBRC/Document>>. Acceso 08 jun. 2021.

Mortoja, M.G., Yigitcanlar, T., 2020. Local drivers of anthropogenic climate change: Quantifying the impact through a remote sensing approach in Brisbane. *Remote Sens.* v. 12. <https://doi.org/10.3390/rs12142270>

Muñoz, A. M., Salazar A., 2014. Reserva de la Biosfera La Campana – Penuelas: micro-region modelo para la planificación del desarrollo regional sustentable. In: A Moreira-Munoz, A Borsdorf (eds). *Reservas de la Biosfera de Chile: Laboratorios*

para la Sustentabilidad. Academia de Ciencias Austriaca, Pontificia Universidad Católica de Chile, Instituto de Geografía, Santiago, serie Geolibros. v. 17 p.106–122

Muñoz, A.A., Klock-Barría, K., Alvarez-Garretón, C., Aguilera-Betti, I., González-Reyes, Á., Lastra, J.A., Chávez, R.O., Barría, P., Christie, D., Rojas-Badilla, M., Lequesne, C., 2020. Water crisis in petorca basin, Chile: The combined effects of a mega-drought and water management. *Water* (Switzerland). v.12. <https://doi.org/10.3390/w12030648>

Novo, E. M. L. M. Sensoriamento Remoto: Princípios e Aplicações. 4 ed. São Paulo: Edgard Blücher, 2011.

Oliveira, V.A., de Mello, C.R., Viola, M.R., Srinivasan, R., 2017. Assessment of climate change impacts on streamflow and hydropower potential in the headwater region of the Grande river basin, Southeastern Brazil. *Int. J. Climatol.*, v. 37, p. 5005–5023. <https://doi.org/10.1002/joc.5138>

Paiva, A.C. da E., Nascimento, N., Rodriguez, D.A., Tomasella, J., Carriello, F., Rezende, F.S., 2020. Urban expansion and its impact on water security: The case of the Paraíba do Sul River Basin, São Paulo, Brazil. *Sci. Total Environ.* 720. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137509>

Pinto, L. C. Hydropedology at the Mantiqueira Range, Southeastern Brazil. Tese (doutorado). Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, 165p., 2015.

Pompêo, M., Moschini-Carlos, V. (org.) Reservatórios que abastecem São Paulo: problemas e perspectivas. São Paulo : Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2020. Disponível em: http://ecologia.ib.usp.br/portal/publicacoes/all_book_2020.pdf

Pontes, P.R.M., Cavalcante, R.B.L., Sahoo, P.K., Silva Júnior, R.O. d., da Silva, M.S., Dall’Agnol, R., Siqueira, J.O., 2019. The role of protected and deforested areas in the hydrological processes of Itacaiúnas River Basin, eastern Amazonia. *J. Environ. Manage.* v. 235, p. 489–499. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.090>

Population, total. World Bank, 2022. Disponível em: <https://data.worldbank.org/indicator/SP.POP.TOTL>. Acesso 20 jul. 2022.

Prowse, T.A.A., O’Connor, P.J., Collard, S.J., Rogers, D.J., 2019. Eating away at protected areas: Total grazing pressure is undermining public land conservation. *Glob. Ecol. Conserv.* v. 20, e.00754. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00754>

QUEENSLAND GOVERNMENT, 2013. D’Aguilar National Park, D’Aguilar National Park (Recovery) and Byron Creek Conservation Park Management Statement 2013. Department of National Parks, Recreation, Sport and Racing, Brisbane, 13 pp. Acesso 07 abr. 2021.

QUEENSLAND GOVERNMENT, 2020a. Legislation Queensland. Environmental Protection (Water and Wetland Biodiversity) Policy 2019. Disponível em: <https://www.legislation.qld.gov.au/view/html/inforce/current/sl-2019-0156#sec.16> . Acesso 04 abr. 2021.

QUEENSLAND GOVERNMENT, 2020b. Legislation Queensland. Water Plan (Moreton) 2007. Disponível em: <https://www.legislation.qld.gov.au/view/html/inforce/current/sl-2007-0031> . Acesso 21 abr. 2021.

Reid, W. V., Mooney, H. A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S.R., Chopra, K., Dasgupta, P., Dietz, T., Duraiappah, A. K., Hassan, R., Kasperson, R., Leemans, R., May, R.M., McMichael, A.J., Pingali, P., Samper, C., Scholes, R., Watson, R.T., Zakri, A.H., Zurek, M.B., 2005. Ecosystems and human well-being - Synthesis: A Report of the Millennium Ecosystem Assessment. Island Press. <https://edepot.wur.nl/45159>

Rocco, R., Royer, L., Mariz Gonçalves, F., 2019. Characterization of Spatial Planning in Brazil: The Right to the City in Theory and Practice. *Plan. Pract. Res.* v. 34, p. 419–437. <https://doi.org/10.1080/02697459.2019.1636552>

Rodríguez, D.R., Vega, J.M., Echavarría, P., 2019. A twenty year GIS-based assessment of environmental sustainability of land use changes in and around protected areas of a fast developing country: Spain. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* v. 74, p. 169–179. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.08.006>

Ronquim, C.C., Silva, R.F.B., Figueiredo, E.B., Bordonal, R.O., A.H.C. Teixeira, T.C.D. Cochask, J.F., 2016. Carbon sequestrations sociated to the land-use and land-cover changes in the forestry sector in Southern Brazil *Proceedings of Spie*, v. 9998 (9998), pp. 1-14. <https://doi.org/10.1117/12.2242094>

Rosa, A. M. R.; Guarda, V. L. de M. 2019. Gestão de recursos hídricos no Brasil: um histórico. *Revista Direito Ambiental e sociedade*, v. 9, n. 2, p. 197-220.

Rosa, M.R., Brancalion, P.H.S., Crouzeilles, R., Tambosi, L.R., Piffer, P.R., Lenti, F.E.B., Hirota, M., Santiami, E., Metzger, J.P., 2021. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. *Sci. Adv.*, v.7, p.1–9. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abc4547>

Schuch, G., Serrao-Neumann, S., Morgan, E., Low Choy, D., 2017. Water in the city: Green open spaces, land use planning and flood management – An Australian case study. *Land Use Policy*, v. 63, p.539–550. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.01.042>

SeqWater. Wivenhoe, 2021. Disponível em: <https://www.seqwater.com.au/dams/wivenhoe>>. Acesso 14 out. 2021.

Seto, K. C.; Güneralp, B.; Hutyra, L. R., 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 109, n. 40, p. 16083–16088. doi: 10.1073/pnas.1211658109

Shafer, C. L., 1999. US National Park Buffer Zones: Historical, Scientific, Social, and Legal Aspects. *Environmental Management*, v.23, p.49–73. <https://doi.org/10.1007/s002679900167>

Silva, A.M. da, Rodgers, J., 2018. Deforestation across the World: Causes and Alternatives for Mitigating. *Int. J. Environ. Sci. Dev.*, v.9, p.67–73. <https://doi.org/10.18178/ijesd.2018.9.3.1075>

Silva, H.J. da, Dupas, F.A., 2017. Análise da expectativa da perda de solo nos anos de 1985 e 2015 na APA da Serra da Mantiqueira e na APA Fernão Dias. *An. do XVIII Simpósio Bras. Sensoriamento Remoto -SBSR* 3138–3145.

Silva, I.A., Dupas, F.A., Costa, C.W., Medeiros, G. de O.R., de Souza, A.R., 2021. Spatiotemporal changes in land cover land use in protected areas of Serra da Mantiqueira, Southeastern Brazil. *Environ. Challenges*, v.4, 100195. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100195>

SOE, 2016. Desenvolvimento Urbano: Biodiversidade. <https://soe.environment.gov.au/theme/biodiversity/topic/2016/urban-development>

Somerset, 2016. Somerset Region Planning Scheme. Disponível em: <<https://www.somerset.qld.gov.au/our-services/somerset-region-planning-scheme>> . Acesso 08 jun. 2021.

Sone, J. S., Gesualdo, G. C., Zamboni, P. A. P., Vieira, N. O. M., Mattos, T. S., Carvalho, G. A., Rodrigues, D. B.B., Sobrinho, T. A. ,Oliveira, P. T. S., 2018. Water provisioning improvement through payment for ecosystem services. *Science of The Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.319>

Souza, A.R. de, Dupas, F.A., Silva, I.A. da, 2021. Spatial targeting approach for a payment for ecosystem services scheme in a peri-urban wellhead area in southeastern Brazil. *Environ. Challenges*, v.5, e.100206. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100206>

Starzynski, R., Simões, S.J., 2015. Avaliação Quantitativa Do Uso Dos Recursos Hídricos Em Unidade De Conservação: Estudo De Caso Do Parque Estadual Serra Do Mar. *Soc. Nat.*, v.27, p.327–340. <https://doi.org/10.1590/1982-451320150210>

Tangerino, D.F., Lourenço, R. T. Comparação da exatidão de métodos de classificação supervisionada e não supervisionada a partir do índice kappa na microbacia do Ribeirão Duas Águas em Botucatu/SP. *Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE*

UNEP-WCMC e IUCN (2021) Protected Planet Report 2020. UNEP-WCMC e IUCN: Cambridge UK; Gland, Suíça. <https://livereport.protectedplanet.net/>

Wang, L., Wang, S., Zhou, Y., Zhu, J., Zhang, J., Hou, Y., Liu, W., 2020. Landscape pattern variation, protection measures, and land use/land cover changes in drinking water source protection areas: A case study in Danjiangkou Reservoir, China. *Glob. Ecol. Conserv.* v.21, e.00827. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00827>

Ward, C., Stringer, L.C., Holmes, G., 2018. Protected area co-management and perceived livelihood impacts. *J. Environ. Manage*, v.228, p.1–12. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.018>

Watson, J.E.M., Dudley, N., Segan, D.B., Hockings, M., 2014. The performance and potential of protected areas. *Nature*, v.515, p.67–73. <https://doi.org/10.1038/nature13947>

CAPÍTULO 4 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

Muitos estudos vêm confirmando um expressivo crescimento em áreas peri-urbanas em direção às APs (GELDMANN et al., 2014; FUENTE et al., 2020; SORIANO et al., 2022). Este trabalho compara países com distintas realidades socioeconômicas, e diferentes maneiras de aplicação de instrumentos de gestão ambiental, e encontra que a expansão da mancha urbana apresenta comportamento análogo nas três regiões, e pode influenciar nas características naturais dos seus recursos hídricos.

Entre as principais influências envolvidas nessa dinâmica estão os interesses financeiros em busca da expansão dos limites urbanos e a fragilidade da atuação do planejamento territorial ambiental adequado, que favorecem a transformação da paisagem natural de vegetação para um quadro de urbanização, trazendo consequências negativas e muitas vezes irreversíveis para as áreas de mananciais.

Uma boa estratégia de enfrentamento a essa dinâmica são as metodologias de baixo custo, como é o caso da determinação de vetores de expansão urbana aqui realizada, que atuaria como uma ferramenta de subsídio ao planejamento urbano, em especial para centros urbanos no entorno de APs.

No que tange ao limite das análises aqui realizadas, primeiro, embora este estudo não avance na questão da implementação dos instrumentos, por meio da revisão bibliográfica e de análises comparativas foi possível notar que os problemas mais habituais estão relacionados à falta de gestão adequada. O que se observa é uma alternância e diferentes intensidades da aplicação dos instrumentos de gestão ambiental já existentes, ou mesmo a omissão e falta de criação de novos.

Segundo o objetivo aqui não foi analisar todos os instrumentos ambientais existentes e atuantes nos países e em suas respectivas áreas, mas sim comparar instrumentos comum e importantes entre elas e quando o assunto são APs e mananciais. Considera-se ainda que existem diversos fatores, além dos instrumentos de gestão ambiental, que influenciam na dinâmica de expansão aqui analisada, como a expansão populacional e a pressão econômica.

Os instrumentos de gestão ambiental aplicados, tanto dentro das APs como ao seu redor, seguem critérios de abordagens, escala e atuação diferentes, o que influencia na efetividade de proteção dos seus mananciais, da sua biodiversidade, do controle da expansão urbana e consequentemente na disponibilidade hídrica de qualidade. Nesse sentido, as consequências convergem em impactos semelhantes a outras regiões.

Com esse estudo, identificamos que as principais dificuldades encontradas se relacionam a recursos financeiros, monitoramento da atuação dos instrumentos aplicados, e falta de integração entre diferentes instrumentos usados na mesma área. Além disso, identificou-se em um cenário global que, ao dar importância para a conservação dos ambientes naturais, preservados pelas APs, os países estarão contribuindo para reduzir as consequências negativas das mudanças climáticas, que se expressam em alterações no ciclo da água, e já são uma preocupação global.

Em termos de futuros aprofundamentos e continuação deste trabalho, aponta-se para uso de modelagem para a projeção da expansão urbana nas áreas de estudo, a fim de simular cenários futuros a partir dos contextos, passados e presentes, aqui identificados. Neste sentido, será possível complementar e embasar a criação e reestruturação dos instrumentos de gestão ambiental por meio dos vetores de crescimento urbano. Além disso, este trabalho deixa como contribuição à posteridade um vasto banco de dados geográficos e de literatura. A tarefa de monitorar e analisar as mudanças dinâmicas no espaço tempo deve ser constante, tornando-se um acompanhamento necessário para compreender os processos de desenvolvimento urbano, e direcioná-los da maneira mais conveniente à sociedade.

REFERÊNCIAS

- ABDELSATTAR, A.; HASSAN, A. N. Assessment of malaria resurgence vulnerability in Fayoum, Egypt Using Remote Sensing and GIS. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, v. 24, n.1, p.77–84, 2021.
- ABUDU, D.; ECHIMA, R. A.; ANDOGAH, G. Spatial assessment of urban sprawl in Arua Municipality, Uganda. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, v.22, p.315-322, 2018.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **As regiões hidrográficas do Brasil**, 2022. Disponível em: <<https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/gestao-das-aguas/panorama-das-aguas/regioes-hidrograficas>>. Acesso em: 05 de jan. de 2022.
- ANJINHO, P. DA S. ; BARBOSA, M. A. G. A. ; COSTA, C. W. ; MAUAD, F. F. . Environmental fragility analysis in reservoir drainage basin land use planning: A Brazilian basin case study. **Land Use Policy**, v. 100, p. 104946, 2021.
- ARONOFF, S. **Remote sensing for GIS managers**. 1.ed. Redlands, California: ESRI Press, 2005. 487 p.
- AUSTRÁLIA. Nature Conservation Act 1992. Queensland, 1992. **Queensland Government**, Queensland, p. 247, May 1992. Disponível em: <<https://www.legislation.qld.gov.au/view/html/inforce/current/act-1992-020> >
- AUSTRALIAN BUREAU OF STATISTICS. Regional Population 2020-21. 2022. Disponível em: <https://www.abs.gov.au/statistics/people/population/regional-population/latest-release>. Acesso 20 de mar. de 2022.
- BAJRACHARYA, B.; KHAN. S. Urban Governance in Australia: A Case Study of Brisbane City. *In*: Bharat Dahiya, Ashok Das (ed.) **New Urban Agenda in Asia-Pacific: Governance for Sustainable and Inclusive Cities**. Singapore: Springer, 2019. p 225-250.
- BARROS, D. A.; NASCIMENTO, G.O.; ALVES, P. J. A.; REZENDE, J.L.P.; SILVA, R.A. Breve análise dos instrumentos da política de gestão ambiental brasileira. **Política & Sociedade**, v. 11, n. 22, 2012.
- BECKER, C.G., RODRIGUEZ, D., ZAMUDIO, K.R. The Brazilian adirondacks? **Science**. 340, p.428, 2013.
- BERNEY, P.; HOSKING, T. Opportunities and challenges for water-dependent protected area management arising from water management reform in the Murray–Darling Basin: a case study from the Macquarie Marshes in Australia. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 26, p. 12–28, 2016.
- BESSAH, E.; RAJI, A. O.; TAIWO, O. J.; AGODZO, S. K.; OLOLADE, O. O.; STRAPASSON, A. Hydrological responses to climate and land use changes: The paradox of regional and local climate effect in the Pra River Basin of Ghana. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 27, p. 100654, 2020.
- BIBLIOTECA DEL CONGRESO NACIONAL DE CHILE. **Hidrografía Chile Nuestro País**, 2020. Disponível em: <<https://www.bcn.cl/siit/nuestropais/hidrografia.htm>> Acesso em: 27 abr. 2020.

BOVET, J.; REESE, M.; KÖCK, W. Taming expansive land use dynamics – Sustainable land use regulation and urban sprawl in a comparative perspective. **Land Use Policy**, v. 77, p. 837–845, 2017.

BRASIL. Lei nº 9.985. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, julho 2000.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, agosto 1981.

BRISBANE CITY COUNCIL. **Flood strategy**. Brisbane, 2022. Disponível em: <https://www.brisbane.qld.gov.au/community-and-safety/community-safety/disasters-and-emergencies/be-prepared/flooding-in-brisbane/flood-strategy>. Acesso 05 jan. 2022.

BUREAU OF METEOROLOGY. 2021. **Climate Data Online**. Disponível em: <http://www.bom.gov.au/climate/data/index.shtml>. Acesso em: 07 jun. 2021

CALVO, N. Z.; GELDMANN, J. Protected areas to deliver biodiversity need management effectiveness and equity. **Global Ecology and Conservation**, v. 22, p. 2-8, 2020.

CARVALLO, C.R., GONZÁLEZ, P.H. (org.) 2020. La gestión del agua en la región de Valparaíso. Centro de investigação. Valparaíso: Universidad de Valparaíso Chile. Disponível em: <https://cidep.uv.cl/attachments/article/19/DT3%20El%20Agua%20en%20la%20regio%CC%81n%20de%20Valparai%CC%81so.pdf>. Acesso 4 jul. 2020.

CHILE. Ley 19300. Aprueba la ley sobre bases generales del medio ambiente. **Biblioteca del Congreso Nacional Chile**, Santiago, 1994.

CHILE. Ministerio del Medio Ambiente. Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas. Santiago: Ministerio del medio ambiente. 2020. Disponível em: <https://mma.gob.cl/biodiversidad/servicio-de-biodiversidad-y-areas-protegidas/#:~:text=E1%20proyecto%20de%20ley%20del,sistema%20nacional%20de%20C3%A1reas%20protegidas>. Acesso em: 04 de julho de 2020.

CHOWDHURY, M.; HASAN, M. E.; ABDULLAH-AL-MAMUN, M. M. Land use/land cover change assessment of Halda watershed using remote sensing and GIS. **Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, v. 23, n. 1, p. 63–75, 2018

CHUNG, M.G., FRANK, K.A., POKHREL, Y., DIETZ, T., LIU, J. Natural infrastructure in sustaining global urban freshwater ecosystem services. **Nature Sustainability**, v.4, p.1068–1075, 2021.

COASTADAPT, 2021. **Australia's climate - drivers, variability and extremes**. Disponível em: <https://coastadapt.com.au/australias-climate-drivers-variability-and-extremes>. Acesso em: 26 nov. 2021.

COELHO, D. S. **Análise das mudanças do uso da terra e cobertura vegetativa na Serra da Mantiqueira e entorno através de indicadores ambientais**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, Minas Gerais, p. 113, 2017.

CONAF. **Plan de Manejo Reserva Nacional Lago Peñuelas**. Corporación Nacional Forestal. 1999. Disponível em:

https://www.conaf.cl/wpcontent/files_mf/1382468783RNPe%C3%B1uelas.pdf> Acesso em: 18 abr. 2020

CONGALTON, R. G. A comparison of sampling schemes used in generating error matrices for assessing the accuracy of maps generated from remotely sensed data. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 54, n. 5, p. 593 – 600, 1988.

CONGALTON, R. G. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. **Remote sensing of environment**, v. 37, n. 1, p. 35-46, 1991.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Introduction**, 2022. Disponível em: < <https://www.cbd.int/intro/>> Acesso em: 04 de jul. 2022.

CORPORACIÓN NACIONAL FORESTAL. **Parques chilenos**, 2022. Disponível em: <https://www.conaf.cl/parques-nacionales/parques-de-chile/>> Acesso em: 16 dez 2021.

COSTA, C. W.; DUPAS, F. A. ; CESPEDES, J. G. ; SILVA, L. F. . Monitoramento da expansão urbana, cenários futuros de crescimento populacional e o consumo de recursos hídricos no município de São Carlos, SP. **Geociências**, v. 32, p. 63-80, 2013.

COSTA, C. W.; DUPAS, F. A.; PONS, N. A. Regulamentos de uso do solo e impactos ambientais: Avaliação crítica do Plano Diretor Participativo do município de São Carlos, estado de São Paulo, Brasil. **Geociências**, v. 31, p. 143-157, 2012.

COSTA, C. W.; LORANDI, R.; LOLLO, J. A.; IMANI, M.; DUPAS, F. A. Surface runoff and accelerated erosion in peri-urban wellhead area in southeastern Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, p. 1-18, 2018.

CRÓSTA, A. P. **Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto**. Campinas: Unicamp, 1993.

DE OLIVEIRA, V. A.; DE MELLO, C. R.; VIOLA, M. R.; SRINIVASAN, R. Assessment of climate change impacts on streamflow and hydropower potential in the headwater region of the Grande river basin, Southeastern Brazil. **International Journal of Climatology**, v. 37, n. 15, p. 5005–5023, 2017.

DEPARTMENT OF AGRICULTURE, WATER AND THE ENVIRONMENT. **Australia's ecoregions**, 2021. Disponível em:< <https://www.awe.gov.au/agriculture-land/land/nrs/science/ibra/australias-ecoregions>> Acesso em: 05 dez. 2021.

DEPARTMENT OF ENVIRONMENT AND SCIENCE. **WetlandSummary** - facts and maps, 2021. Disponível em: <https://wetlandinfo.des.qld.gov.au/wetlands/facts-maps/basin-brisbane/>> Acesso em: 18 de set. de 2021.

DIRECCIÓN GENERAL DE AGUAS. **Atlas del Agua**: Chile 2016. Ministério de obras públicas. 2015. Disponível em: <https://dga.mop.gob.cl/DGADocumentos/Atlas2016parte1-17marzo2016b.pdf>. Acesso em: 23 de set. de 2020.

DIRECCIÓN GENERAL DE AGUAS. Inventario de Cuencas, Subcuencas, y Subsubcuencas de Chile. Ministerio de obras públicas. 2014. Disponível em: <https://snia.mop.gob.cl/sad/CUH5690.pdf> . Acesso em: 01 de set. de 2020.

DORICI, M.; COSTA, C. W. ; DE MORAES, M. C. P. ; PIGA, F. G. ; LORANDI, R.; DE LOLLO, J. A. ; MOSCHINI, L. E. Accelerated erosion in a watershed in the southeastern region of Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, p. 1301, 2016.

DUDLEY, N. (Ed.). Guidelines for applying protected area management categories. IUCN, p. 143, 2008.

DUPAS, F. A. Crescimento urbano e suas implicações ambientais: redirecionamento de cidades de médio porte utilizando as variáveis ambientais, sensoriamento remoto e SIG - Estudo do caso de São Carlos, SP. Relatório final de pesquisa de Pós-doutoramento FAPESP, Universidade Federal de São Carlos, Departamento de Engenharia Civil, Engenharia Urbana, 2001.

DURAN-ENCALADA, J. A.; PAUCAR-CACERES, A.; BANDALA, E. R.; WRIGHT, G. H. The impact of global climate change on water quantity and quality: A system dynamics approach to the US–Mexican transborder region. **European Journal of Operational Research**, v. 256, n.2, p. 567–581. 2017.

FARIDATUL, M. I.; WU, B. E.; ZHU, X. Assessing long-term urban surface water changes using multi-year satellite images: A tale of two cities, Dhaka and Hong Kong. **Journal of Environmental Management**, v.243, p.287–298, ago. 2019.

FERREIRA, P.; VAN SOESBERGEN, A.; MULLIGAN, M.; FREITAS, M.; VALE, M. M. Can forests buffer negative impacts of land-use and climate changes on water ecosystem services? The case of a Brazilian megalopolis. **Science of the Total Environment**, v. 685, p. 248–258, 2019.

FILHO, M. C. A.; MENESES, P.R., SANO, E.E. Sistema de classificação de uso e cobertura da terra com base na análise de imagens de satélite. **Revista Brasileira de Cartografia**, n.59, p.1-10, 2007.

FLORENZANO, T. G. **Iniciação em sensoriamento remoto**. 3ed. São Paulo: Oficina de Textos, p, 71-79, 2011.

FOLEY, J. A., 2005. Global Consequences of Land Use. **Science**, v. 309, n.5734, p.570–574.

FUENTE, B.; BERTZKY, B.; DELLI, G.; MANDRICI, A.; CONTI, M.; FLORCZYK, A. J.;FREIRE, S; SCHIAVINA, M.; BASTIN; L.;DUBOIS,G. Built-up areas within and around protected areas: Global patterns and 40-year trends. **Global Ecology and Conservation journal**, v. 24, 2020

GALANTE, M.L.V, BESERRA, M.M.L, MENEZES, E.O. **Roteiro Metodológico de Planejamento**: Parque Nacional, Reserva Biológica, Estação Ecológica. Edições IBAMA, Brasília, 2002. p.136.

GELDMANN, J., JOPPA, L.N., BURGESS, N.D. Mapping Change in Human Pressure Globally on Land and within Protected Areas. **Conserv. Biol.** v.28, p.1604–1616, 2014.

GOBIERNO REGIONAL DE VALPARAÍSO. **Plan Regional de Ordenamiento Territorial Región de Valparaíso 2014 - 2024**. Valparaiso, 2014. Disponível em: < https://eae.mma.gob.cl/storage/documents/04_Anteproyecto_PROT_Valparaiso_Continental_1.pdf.pdf > Acesso 29 out 2020

GONZALEZ, R.C; WOODS, R. E. **Processamento de imagens digitais**. São Paulo: Edgard Blucher – 2000.

GRANTHAM, H.S., DUNCAN, A., EVANS, T.D., JONES, K.R., BEYER, H.L., SCHUSTER, R., WALSTON, J., RAY, J.C., ROBINSON, J.G., CALLOW, M., CLEMENTS, T., COSTA, H.M., DEGEMMIS, A., ELSEN, P.R., ERVIN, J., FRANCO,

P., GOLDMAN, E., GOETZ, S., HANSEN, A., HOFVANG, E., JANTZ, P., JUPITER, S., KANG, A., LANGHAMMER, P., LAURANCE, W.F., LIEBERMAN, S., LINKIE, M., MALHI, Y., MAXWELL, S., MENDEZ, M., MITTERMEIER, R., MURRAY, N.J., POSSINGHAM, H., RADACHOWSKY, J., SAATCHI, S., SAMPER, C., SILVERMAN, J., SHAPIRO, A., STRASSBURG, B., STEVENS, T., STOKES, E., TAYLOR, R., TEAR, T., TIZARD, R., VENTER, O., VISCONTI, P., WANG, S., WATSON, J.E.M. Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 1–10, 2020.

GRAY, C.L.; HILL, S.L.L.; NEWBOLD, T.; HUDSON, L. N.; BOÏRGER, L.; CONTU, S.; HOSKINS, A. J.; FERRIER, S.; PURVIS, A.; SCHARLEMANN, J. P.W. Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. **Nature Communications**, v. 7, 2016.

HAMIDI, S.M.; HEIDARLOU, H. B.; FÜRST, C.; NAZMFAR, H. Urban Infill Development: A Strategy for Saving Peri-Urban Areas in Developing Countries (the Case Study of Ardabil, Iran). **Land**, v.11, p.454. 2022.

HARRISON, I. J.; GREEN, P. A.; FARRELL, T. A.; JUFFE-BIGNOLI, D.; SÁENZ, L.; VÖRÖSMARTY, C. J. Protected areas and freshwater provisioning: a global assessment of freshwater provision, threats and management strategies to support human water security. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 26, p. 103–120, 2016.

HERING, J. G. Fresh water. In: TORTELL, P. (ed.), **Earth 2020: Na insider's guide to a rapidly changing planet**. Cambridge, Reino Unido: Open Book Publishers, 2020.

HOFFMANN, S.; BEIERKUHNLEIN, C. Climate change exposure and vulnerability of the global protected area estate from an international perspective. **Diversity and Distributions**, v. 26, n. 11, p. 1496–1509, 2020.

HOWES, M.; WORTLEY, L.; POTTS, R.; DEDEKORKUT-HOWES, A.; SERRAO-NEUMANN, S.; DAVIDSON, J.; SMITH, T.; NUNN, P. Environmental Sustainability: A Case of Policy Implementation Failure? **Sustentabilidade**, v.9, p.165, 2017.

ICMBIO. **Plano de Manejo do Parque Nacional do Itatiaia**. Ministério de Meio Ambiente, 1982. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-planos-de-manejo/Plano de Manejo Digitalizado itatiaia.pdf> Acesso em: 04 jun.2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Cidades e Estados**. 2020. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados>. Acesso em: 04 de abr. de 2022.

IUCN/WCMC. **Guidelines for Protected Area Management Categories**. Gland and Cambridge: IUCN. 1994.

JONES, K. R; VENTER, O.; FULLER, R. A.; ALLAN, J. R.; MAXWELL, S. L.; NEGRET, P.J.; WATSON, J. E. M. One-third of global protected land is under intense human pressure. **Science**, v. 360, p.788-791, 2018.

KÖPPEN, W.; Geiger, R., 1928. *Klimate der Erde*. Goth a: Verlag Justus Perthes. Wall-map 150cmx200cm.

- LANDIS, J.R.; KOCH, G.G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v. 33, n. 1, p. 159-174, 1977.
- LEBERGER, R.; ROSA, I. M.D.; GUERRA, C. A.; WOLF, F.; PEREIRA, H. M. Global patterns of forest loss across IUCN categories of protected areas. **Biological Conservation**, v. 241, 2019, p. 108299, 2020.
- LECHNER, A.M.; FOODY, G.M.; BOYD, D.S. Applications in Remote Sensing to Forest Ecology and Management. **One Earth**, v. 2, p.405–412. 2020.
- LEE, T.; MIDDLETON, J. **Guidelines for Management Planning of Protected Areas**. IUCN Gland, Switzerland and Cambridge. Reino Unido. p.79. 2003.
- LEUNG, Y.; SPENCELEY, A.; HVENEGAARD, G.; RALF, B. Tourism and visitor management in protected areas. **IUCN**, 2018.
- LIU, Y.; CHESHIRE, L.; WADLEY, D. Mapping mis-location and housing stress in the private rental sector: A case study of Brisbane, Australia. **Applied Geography**, v.76, 2016.
- LIMA, E.A.C.F.; RANIERI, V.E.L., 2018. Land use planning around protected areas: Case studies in four state parks in the Atlantic forest region of southeastern Brazil. *Land use policy*, v.71, p.453–458. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.020>
- LUEBERT, F.; PLISCOFF, P. Variabilidade climática y bioclimas de la Región de Valparaíso, Chile. **Investigaciones Geográficas**, v. 56, n. 44, p. 41, 2012.
- MARICATO, E. **Para Entender a Crise Urbana**. São Paulo: Expressão Popular, 2015
- MELLO, K. DE, TANIWAKI, R.H., PAULA, F.R. DE, VALENTE, R.A., RANDHIR, T.O., MACEDO, D.R., LEAL, C.G., RODRIGUES, C.B., HUGHES, R.M. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **J. Environ. Manage.** v.270, p.110879, 2020.
- MELLO, K. DE, VALENTE, R.A., RANDHIR, T.O., VETTORAZZI, C.A. Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil. **Ecol. Indic.** v. 93, p.1293–1301, 2018.
- MIRZAEI, M.; SOLGI, E.; SALMANMAHINY, A. Assessment of impacts of land use changes on surface water using L-THIA model (case study: Zayandehrud river basin). **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 12, 2016.
- MOSAICO MANTIQUEIRA. **Unidades de Conservação**. Disponível em: <<http://www.mosaicomantiqueira.org.br/site/o-mosaico/>>. Acesso em: 22 out. 2021.
- NERY, C. V. M.; FERNANDES, F. H. S.; MOREIRA, A. A.; BRAGA, F. Avaliação das Técnicas de Classificação MAXVER, MAXVER – ICM e Distância Mínima Euclidiana de acordo com Índice Kappa. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 6, n.2, p.320-328. 2013.
- NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento Remoto: Princípios e Aplicações**. 4 ed. São Paulo: Edgard Blücher, 2011.
- OLIVEIRA, W. N. de; FERREIRA, N. C. Avaliação multitemporal do uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica do Ribeirão João Leite utilizando imagens landsat-5. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 38, p. 46–62, 2015.

PAIVA, A.C. DA E.; NASCIMENTO, N.; RODRIGUEZ, D.A.; TOMASELLA, J.; CARRIELLO, F.; REZENDE, F.S. 2020. Urban expansion and its impact on water security: The case of the Paraíba do Sul River Basin, São Paulo, Brazil. **Sci. Total Environ.** v.720, 2020.

PELLIZARO, P.C.; HARDT, L.P. A.; HARDT, C.; HARDT, M.; SEHLI, D.A. gestão e manejo de áreas naturais protegidas: contexto internacional. **Ambiente & Sociedade**, n.1, p. 21-40, 2015.

PEREIRA, J. A. DOS S. **Impacto da chuva no comportamento dos índices físicos para classificação do uso da terra no submédio do São Francisco microrregião de Itaparica-PE.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Pernambuco, 2017.

POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. (org.) **Reservatórios que abastecem São Paulo: problemas e perspectivas.** São Paulo: Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2020.

PERES, R. B. O planejamento regional e urbano e a questão ambiental: análise da relação entre o plano de bacia hidrográfica Tietê-Jacaré e os planos diretores municipais de Araraquara e São Carlos, SP. Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos, p.370, 2012.

PONTES, P. R.M.; CAVALCANTE, R.B.L.; SAHOO, P. K.; SILVA JÚNIOR, R. O.da; DA SILVA, M. S.; DALL'AGNOL, R.; SIQUEIRA, J. O. The role of protected and deforested areas in the hydrological processes of Itacaiúnas River Basin, eastern Amazonia. **Journal of Environmental Management**, v. 235, p. 489–499, 2019.

QUEENSLAND GOVERNMENT, 2013. **D'Aguilar National Park, D'Aguilar National Park (Recovery) and Byron Creek Conservation Park Management Statement 2013.** Department of National Parks, Recreation, Sport and Racing, Brisbane, 13 p. 2013. Disponível em: https://parks.des.qld.gov.au/_data/assets/pdf_file/0032/165758/daguilar.pdf Acesso em: 10 de mai. de 2020.

QUEIROZ. T.B., SOUSA, R. S., BALDIN, T., BATISTA, F. J., MARCHESAN, J., PEDRALI, L. D., PEREIRA, R. S. Avaliação do desempenho da classificação do uso e cobertura da terra a partir de imagens landsat 8 e rapideye na região central do rio grande do sul. **Geociências**, v. 36, n. 3, p. 569 - 578, 2017.

REID, W. V.; MOONEY, H. A.; CROPPER, A.; CAPISTRANO, D.; CARPENTER, S.R.; CHOPRA, K.; DASGUPTA, P.; DIETZ, T.; DURAIAPPAH, A. K.; HASSAN, R.; KASPERSON, R.; LEEMANS, R.; MAY, R.M.; MCMICHAEL, A.J.; PINGALI, P.; SAMPER, C.; SCHOLLES, R.; WATSON, R.T.; ZAKRI, A.H.; ZUREK, M.B.; **Ecosystems and human well-being - Synthesis: A Report of the Millennium Ecosystem Assessment.** Island Press. 155p. 2005

ROSA, R. **Introdução ao Sensoriamento Remoto.** 2ª ed. rev. Uberlândia. Ed. da Universidade Federal de Uberlândia, 1992.

SANTOS, M. **A cidade nos países subdesenvolvidos.** Rio de Janeiro: Civilização Brasileira S.A., 1965.

SANTOS, M. **A urbanização desigual.** Petrópolis: Vozes, 1980.

SCHUCH, G.; SERRAO-NEUMANN, S.; MORGAN, E.; LOW CHOY, D. Water in the city: Green open spaces, land use planning and flood management – An Australian case study. **Land Use Policy**, v. 63, p.539–550. 2017.

SeqWater. **Wivenhoe**, 2021. Disponível em:<<https://www.seqwater.com.au/dams/wivenhoe>>. Acesso em: 14 jan. 2022.

SETO, K. C.; GÜNERALP, B.; HUTYRA, L. R. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 109, n. 40, p. 16083–16088, 2012.

SHAFER, C. L. US National Park Buffer Zones: Historical, Scientific, Social, and Legal Aspects. **Environmental Management**, v.23, p.49–73, 1999.

SILVA, I.A., DUPAS, F.A., COSTA, C.W., MEDEIROS, G. DE O.R., DE SOUZA, A.R. Spatiotemporal changes in land cover land use in protected areas of Serra da Mantiqueira, Southeastern Brazil. **Environ. Challenges**, v.4, p. 100195, 2021.

SILVA JÚNIOR, O. M. da; SANTOS, M. A. dos. Redefinição de Limites de Áreas Protegidas Para Produção de Energia na Amazônia. Cadernos de Energia /PPE – Programa de Planejamento Energético COPPE – Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia. Universidade Federal do Rio de Janeiro. – Rio de Janeiro: PPE, 2015.

SISTEMA NACIONAL DE ÁREAS SILVESTRES ESTADO. **O que é SNASP?** Disponível em: <https://www.parquesnacionales.cl/que-es-el-snaspe/>. Acesso em: 31 de julho de 2020.

SORIANO, M.; HILVANO, N.; GARCIA, R.; HAO, A. J.; ALEGRE, A.; JUNIOR, C. T. Land Use/Land Cover Change Detection and Urban Sprawl Analysis in the Mount Makiling Forest Reserve Watersheds and Buffer Zone, *Philippines Environments* 6:1–20. doi: 10.3390/environments6020009

SMITH, J. R.; DAILY, G. C. Everyday biodiversity. In: Philippe Tortell (ed.), **Earth 2020: Na insider's guide to a rapidly changing planet**. Cambridge, Reino Unido: Open Book Publishers, 2020.

SNASP - Sistema Nacional de Áreas Silvestres Estado. O que é SNASP? Disponível em: <https://www.parquesnacionales.cl/que-es-el-snaspe/>. Acesso em: 31 de julho de 2020.

STARZYNSKI, R.; SIMÕES, S. J. Avaliação Quantitativa Do Uso Dos Recursos Hídricos Em Unidade De Conservação: Estudo De Caso Do Parque Estadual Serra Do Mar. **Sociedade & Natureza**, v. 27, n. 2, p. 327–340, 2015.

STATE OF THE ENVIRONMENT. **Desenvolvimento Urbano: Biodiversidade**, 2016. Disponível em: <<https://soe.environment.gov.au/theme/biodiversity/topic/2016/urban-development>> Acesso em: 11 de jun de 2020.

TANGERINO, D.F.; LOURENÇO, R. T. **Comparação da exatidão de métodos de classificação supervisionada e não supervisionada a partir do índice kappa na microbacia do Ribeirão Duas Águas em Botucatu/SP**. Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE.

TROMBONI, F.; DODDS, W.K. Relationships Between Land Use and Stream Nutrient Concentrations in a Highly Urbanized Tropical Region of Brazil: Thresholds and Riparian Zones. **Environ. Manage**, v.60, p.30–40, 2017.

TUMELIENE, E.; VISOCKIEN, E. J. S.; MALIENE, V. The Influence of Seasonality on the Multi-Spectral Image Segmentation for Identification of Abandoned Land. **Sustainability**, v.13, 2021.

UNEP-WCMC e IUCN. **Protected Planet Report 2020**. UNEP-WCMC e IUCN: Cambridge Reino Unido; Gland, Suíça. 2020 Disponível em: <https://livereport.protectedplanet.net/>. Acesso em: 11 de jun de 2020.

VAN DEN HONERT, R. C.; MCANENEY, J. The 2011 Brisbane Floods: Causes, Impacts and Implications. **Water**, v. 3, n.4, p. 1149–1173, 2011.

WARD, C.; STRINGER, L. C.; HOLMES, G. Protected area co-management and perceived livelihood impacts. **Journal of Environmental Management**, v. 228, n., p. 1–12, 2018.

WATSON, J. E.M.; DUDLEY, N.; SEGAN, D. B.; HOCKINGS, M. The performance and potential of protected areas. **Nature**, v. 515, n. 7525, p. 67–73, 2014.

WORLD DATABASE ON PROTECTED AREAS. **Protected Planet Report 2020**, 2022. Disponível em: <https://www.protectedplanet.net/en/thematic-areas/wdpa?tab=WDPA>. Acesso em: 14 de jan de 2022.

WWAP (United Nations World Water Assessment Programme)/UN-Water. 2018. **The United Nations World Water Development Report 2018: Nature-Based Solutions for Water**. Paris, UNESCO. Acesso em: 14 de jan de 2022.

ZHOU, M.; LU, L.; GUO, H.; WENG, Q.; CAO, S.; ZHANG, S.; LI, Q. Urban Sprawl and Changes in Land-Use Efficiency in the Beijing–Tianjin–Hebei Region, China from 2000 to 2020: A Spatiotemporal Analysis Using Earth Observation Data. **Remote Sens**. 2021, v.13, p.2850, 2021.

ANEXOS I – Composições coloridas falsa cor, em imagens de satélite LandSat5 e LandSat8, representando a área de estudo.

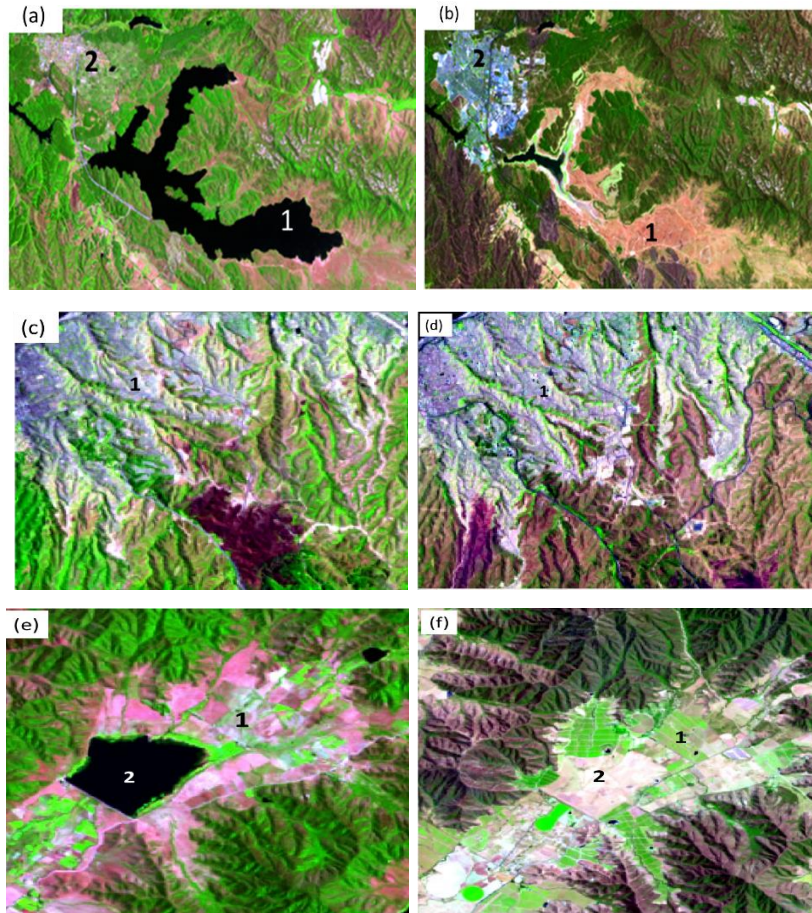


Figura 1. Mudança do uso do solo observadas em Imagens de Satélite LandSat 5 e 8 em (A).(a) Lago Peñuelas representado pela tonalidade mais escura (1) da Reserva Nacional Lago Peñuelas e a cidade de Placilla, ao noroeste do lago (2), representado pela tonalidade cinza, em 1985; (b) Mudança na superfície de água do Lago Peñuelas e expansão da mancha urbana, em direção a Reserva do município de Placilla (1), em 2020; (c) Abrangência da cidade de Valparaíso (1), no ano de 1985, representado pela cor cinza e com alguns tons de roxo; (d) Expansão da cidade (2) de Valparaíso e intensificação da concentração e expansão de moradias representada pela coloração branca e tons de roxo e cinza, em 1985; (e) Área de agricultura (1), na tonalidade rosa e verde claro, na região sudeste da Reserva, com uma represa (2) coberta por água no ano de 1985; (f) Cenário de 2020 da área agrícola (1) ao sudeste da reserva com o reservatório sem água.

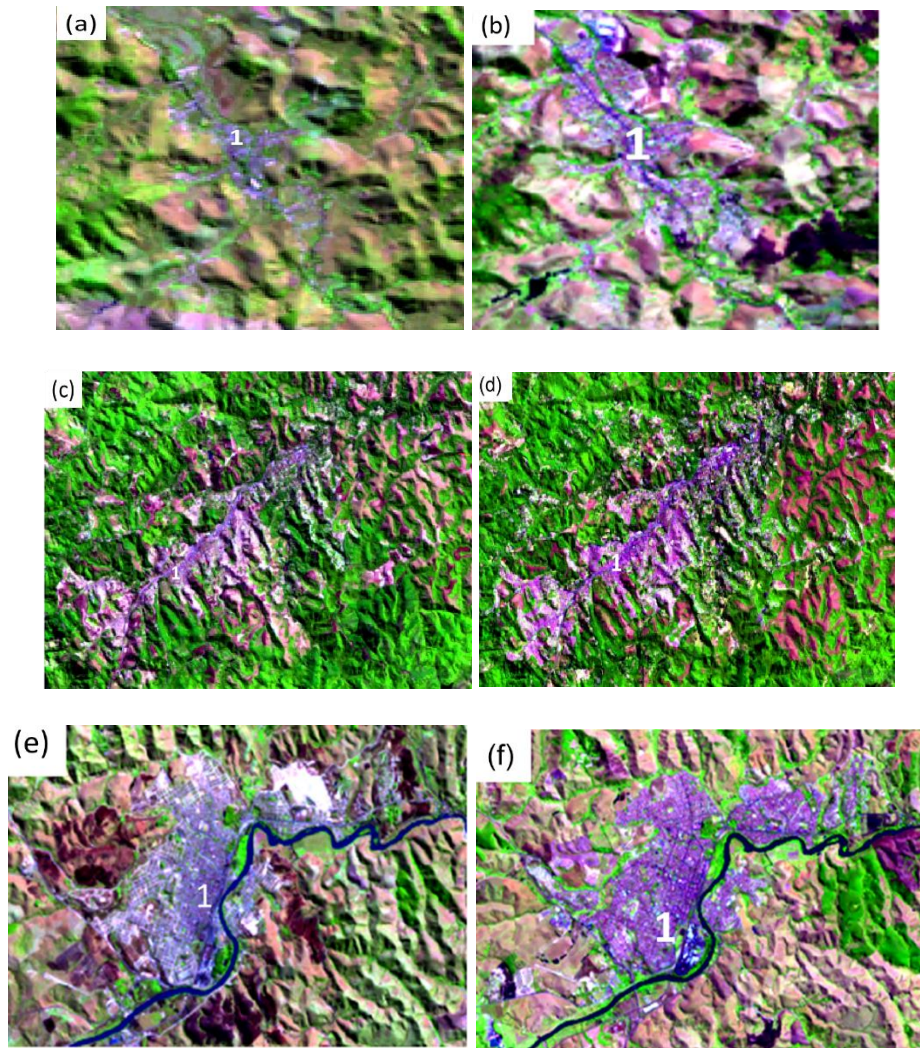


Figura 2. Mudança do uso do solo observadas em Imagens de Satélite LandSat 5 e 8 em (B). (a) Perímetro urbano da cidade (1) de Itamonte, ao norte da APASM no ano de 1985 representado pela tonalidade roxa e azulado, acompanhado de área classificadas como agropecuária/solo exposto, nas cores marrom claro. (b) Área antropizada (1), com cor roxa, na região do município de Campos do Jordão, cidade conhecida por seu forte turismo, no ano de 1985. (c) Cidade de Cruzeiro (1), ao sul da APASM, no entorno do Rio Paraíba do Sul, no tom azul escuro, no ano de 1985. (d) Expansão da área da cidade de Itamonte no ano de 2020. (e) Expansão da área de Campos do Jordão, no ano de 2020. (f) Expansão da cidade de Cruzeiro no ano de 2020.

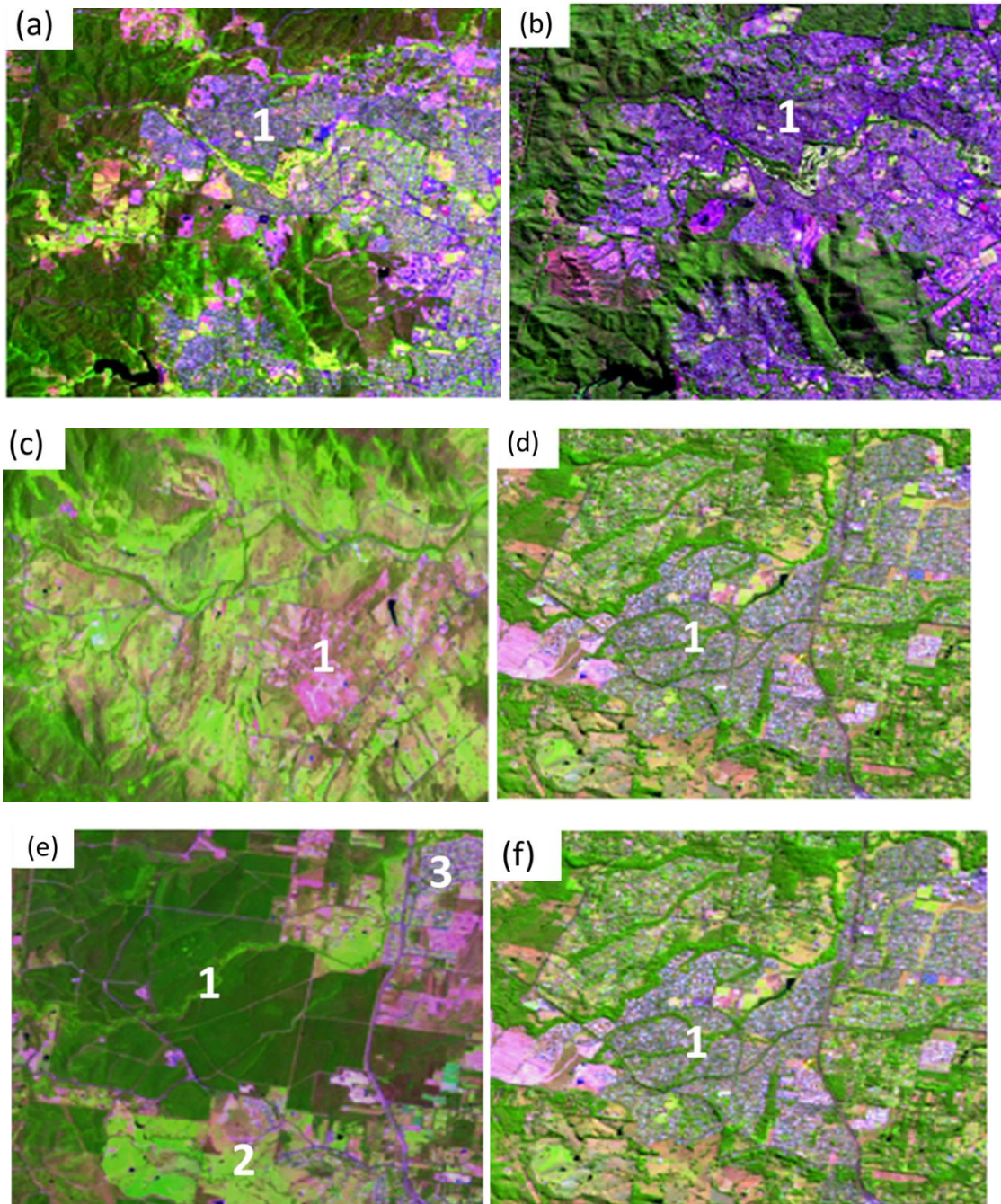


Figura 3. Mudança do uso do solo observadas em Imagens de Satélite LandSat 5 e 8 em (C). (a) Área de ocupação urbana (1), representada pelas cores roxo, rosa, azul e cinza, no subúrbio de The Gap, em 1987 na região sul do Parque, noroeste de Brisbane. (b) Evolução da mancha urbana (1) em direção ao Parque Nacional D'Aguilar no ano de 2020 em The Gap. (c) Área predominantemente de pastagem (1), nas cores verde claro, rosa, com poucos pixels de representação da classe urbano no subúrbio de SamFord Valley lado esquerdo do PNDA, em 1987. (d) Evolução de infraestrutura urbana (1) junto de agropecuária/solo exposto no ano de 2020 em Samford Valley. (e) Área com predominância de plantação de silvicultura (1) e outras áreas de agropecuária (2) com alguns pontos urbanos (3) (roxo e cinza) na margem esquerda do DNPA, no subúrbio de Natangba (f) Mudança no uso do solo de plantação de silvicultura para áreas urbanas (1) em direção à margem esquerda do Parque, em Natangba.

ANEXO II - Artigo gerado a partir da dissertação na língua inglesa.

Instruments of environmental management and the dynamics of peri-urban sprawl over protected water sources in Chile, Brazil and Australia

ABSTRACT

The expansion dynamics of the urban spot over protected areas (PAs) can interfere and compromise the quantity and quality of spring waters. Therefore, it is essential to be aware of the dynamics of contemporary urban sprawl and its environmental management instruments. We studied three PAs and their instruments in different countries of the southern hemisphere with varied socio-environmental and economic realities. The PAs and their watersheds (WS) are the Lago Penuelas National Reserve (A) in Chile, the Environmental Protection Area of Serra da Mantiqueira (B) in Brazil and the D'Aguilar National Park (C) in Australia. Therefore, this research aims to expand knowledge on the relationships between the variables of land use and cover: native vegetation, riparian forest, shrub vegetation, planted forest (VE); agriculture, pasture, exposed soil, rock, burned area (AS); expansion of the consolidated urban spot (EU) and water bodies (EA) and their current environmental management instruments. For the mapping of the different quantities of protected areas plus a buffer, we used a ten-year interval, from 1985 to 2020. Landsat remote sensing images were used with classification techniques by Maximum Likelihood and evaluation of accuracy through the confusion matrix and GIS. In the comparison of the evolutions, common environmental management instruments were used among the PAs, their scope and their behavior selecting the Management Plans, Water Resources Plans, Legislation and Urban Land Use Planning, common to the countries. Considering an increase (+) or reduction (-), a joint analysis of the results show the dynamics of the areas from 1985 to 2020 of (VE), (AS), (EU) and (EA). In (A) (-7.37%, +6.05%, +3.52%, -2.21%), (B) (-3.78%, -2.69%, +0.92%, not present) and from

1987 to 2020 (C) (-11.52%, +6.37%, +4.26%, +0.84%). We found that, despite different forms of management procedures, the results of impacts on water sources, regardless of the socio-environmental and economic conditions of each country, are due to problems related to inadequate management. There is an alternation and different intensities of the application of their existing instruments or the omission to them, which can be attributed, jointly, to the lack of financial resources, lack of monitoring and creation, or even the effective inspection of the legislation. It also shows that the maintenance or expansion of VE areas from urban and regional planning integrated with all PAs can be important water and biodiversity suppliers. Stimuli and association with economic mechanisms, such as the legislation in force in Brazil on Payment for Ecosystem Services and Adoption of PAs by companies, can be one of the most promising ways of revegetation in properties.

Keywords: protected area, water yield, watershed management, forest conservation, land use pattern.

1 Introduction

PAs are regions of great value and potential for the conservation and maintenance of biodiversity. Besides restraining the devastation of natural environments, (IUCN, 1994; Gray et al.; 2016; Leberger et al.; 2020), they are related to the ecosystem services offered to society, such as food supply, carbon capture and storage, besides being a source of water supply (UNEP-WCMC and IUCN, 2021). They are located in different types of relief, and over areas of intense deforestation in all regions of the Earth, and intended for the protection of water sources (Dudley and Stolton, 2003; Harrison et al., 2016; Silva and Rodgers, 2018; Hoang and Kanemoto, 2021). In addition to water supply from urban

centers (Starzynski and Simões, 2015; Berney and Hosking, 2016; Ferreira et al., 2019; Immerzeel et al., 2020), they regulate the quality and quantity of resources worldwide (Mello et al., 2019; Magalhães and Junior, 2019; Pontes et al., 2019; Wang et al., 2020; Mello et al., 2020).

In North America and Europe about 90% of their population is downstream PAs. South America and Australia capture the largest volumes of freshwater from PAs, a volume that tends to increase as these regions are very attractive for development (Harrison et al., 2016). Also, almost two-thirds of the global population lives in the vicinities of areas aimed at the protection of water resources and the provision of water for large urban centers (Dudley and Stolton, 2003; Becker et al., 2013; Starzynski and Simões, 2015; Harrison, 2016; Berney and Hosking, 2016; Schuch, 2017; Ferreira et al., 2019; Chung et al., 2021). However, since 1990s, the increase of human pressure on PAs and a degree of interference with the location and the category of PA is evidenced on a global scale (Geldmann et al., 2014). Also observed are anthropogenic pressures of changes in land use and in their neighboring areas, which affect the reduction of the ecosystem value of these areas worldwide, where the development of recovery plans is suggested (Jones et al., 2018; Guerra et al. 2019; Coelho, 2017; Silva, 2017). In 2009, the urban advance over PAs already had a median distance of less than 50 km and its size is inversely proportional to the population growth (McDonald et al., 2009), having in 2012 a projection for 2030 to triple its urban area around PAs (Seto et al., 2012). In these advances, the main threat is over those of small areas and with less rigorous management (McDonald et al., 2009; Fuente et al., 2020).

Although PAs have their solid preservation objectives (Dudley, 2008) within their limits and, in some cases, in their buffer areas (Lima and Ranieri, 2018; Silva et al., 2021), factors external to them present imminent threats to their existence (Geldmann et al.,

2014; Jiang and Yu, 2019; Geldmann et al., 2019). Due to advances in urbanization, changes in land use and climate change, biodiversity and ecosystems have undergone negative consequences (Hoffmann and Beierkuhnlein, 2020; Souza et al., 2021), suggesting that this scenario may affect the efficiency of use of PA ecosystems worldwide.

It is recognized that an efficient management of PAs ensures greater effectiveness in protecting biodiversity (Gray et al., 2016; Geldmann et al., 2019). However, for this management to guarantee the subsistence of the areas, effective measure implementations that promote the preservation of local diversity and in the vicinities are necessary (Watson et al., 2014; Ward et al., 2018), reducing external aggressions linked to changes in land use in PAs, which are often initiated by the absence of barriers at their limits, besides being combined with ineffective management (Shafer, 1999).

In addition to instruments linked to the management of PAs, instruments related to city planning (Gong et al., 2018) and water resources (Harrison et al., 2016) are essential. This promotes a synergy capable of managing natural areas and their surroundings, so that the protected ecosystem can continue to offer its ecosystem services (Dudley, 2008; Harrison et al., 2016; Grantham et al., 2020; da Silva et al., 2021; Souza et al., 2021). Therefore, quality urban planning is required to subsidize an improvement in public health. More sustainable cities and their surroundings should be based on studies that provide an opening for the development of ecosystem services and, necessarily, with the participation of citizens (Howes, et al., 2017; Bajracharya and Khan, 2020; Chung et al., 2021).

The dynamics of expansion of urban spots and impact vectors (Geldmann et al., 2014; Coelho, 2017; Jones et al., 2018; Guerra et al. 2019; Rodríguez et al., 2019; Leberger, 2020; Mortoja and Yigitcanlar, 2020; da Silva et al., 2021) allow the use of

remote sensing for its mapping. However, it is not enough to only analyze the expansion in a multi-temporal way (Alo and Pontius, 2008; Jiang and Yu, 2019; Lechner et al., 2020), but rather to analyze the relationship of the management instruments applied in each country (Schuch et al., 2017). Remote sensing can use the Maximum Likelihood methodology (Novo, 2011) and validate its results from techniques with the confusion matrix in order to determine whether the classification was correct or incorrect (Landis and Koch, 1977; Congalton, 1991; 1998).

Thereby, many research results have been developed with a view to contribute to the knowledge, preservation and recovery of the PAs remnants of water sources and their basins, which supply large urban centers and their ecosystem services. Currently, studies capable of identifying the existing directions of the multi-temporal growth of urban spots advancing on the PAs of water sources and jointly analyzing their environmental management instruments in different countries and their realities are essential. This may result in new proposals more consistent with the reality of each experience.

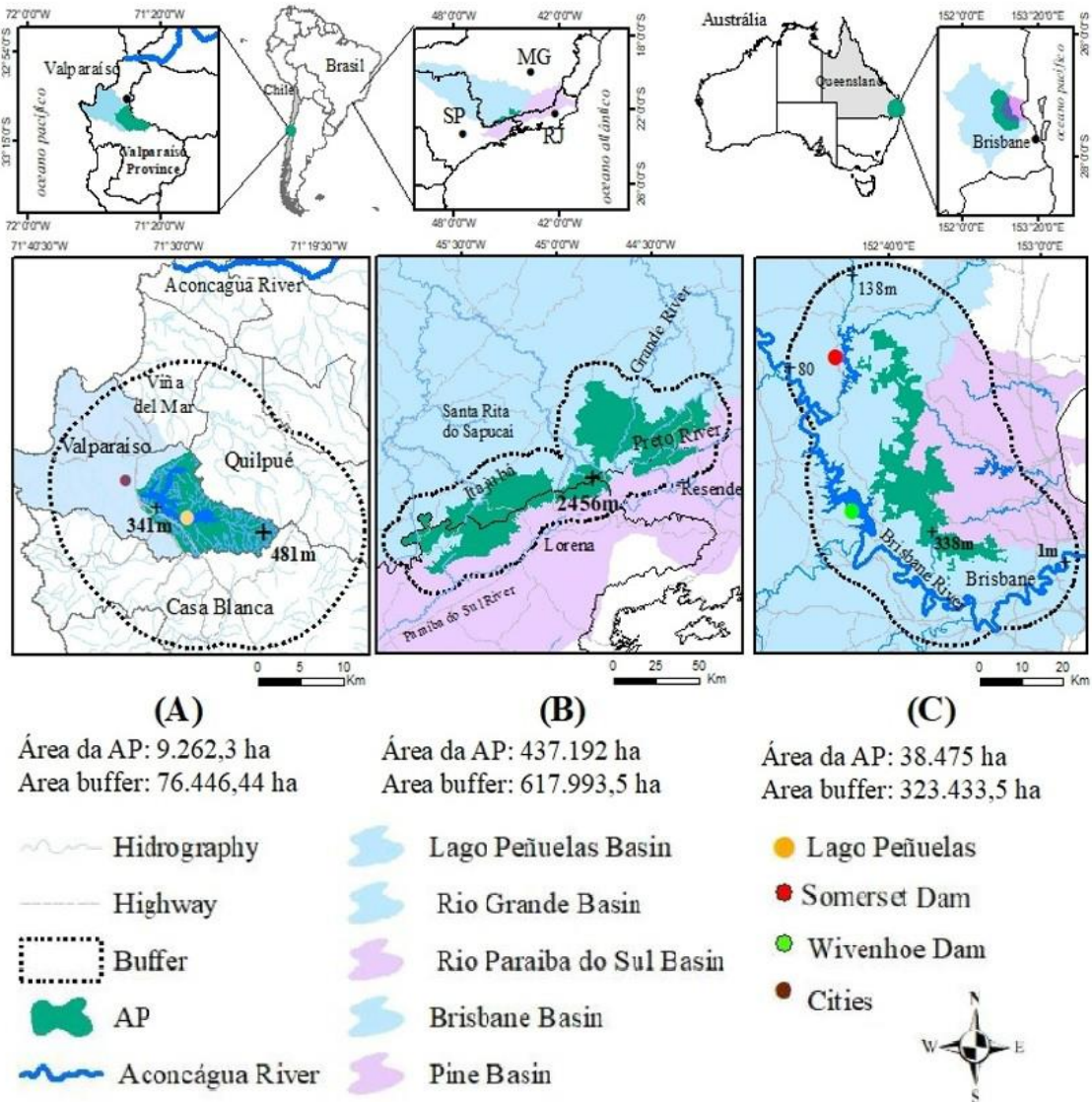
In this paper, we sought to analyze three PAs located in different countries of the southern hemisphere, with different socio-environmental and economic realities. They are located in Chile (Lago Penuelas National Reserve), Brazil (Environmental Protection Area of Serra da Mantiqueira) and Australia (D'Aguilar National Park). For our research, multi-temporal scenarios were established (1985, 1995, 2005, 2015 and 2020). The results obtained from the urban spot evolution dynamics were analyzed jointly with the evolution of the legal environmental management instruments in force and common among the countries, namely - management plan, water resources plan, legislation and urban land use planning.

2. Materials and Methods

2.1. Characterization of the study area

The study areas (Figure 1) in countries of the southern hemisphere close to the parallel -23° S, are located in mountainous regions with altitudes of about 6,000 meters in (A), 2,500 meters in (B) and 300 meters in (C). They have a national HDI of 0.703, 0.761 and 0.938, and the per capita income (US\$) is: US\$16,502.80, US\$7,518.80 e US\$59,934.12, respectively.

Fig.1. Location, altitudes, river basins, areas, roads and rivers of the (A), (B) and (C)'s protected areas.



(A) is located in the central part of Chile, in the region of Valparaíso, near the cities of Valparaíso, Placilla de Peñuelas, Viña del Mar and Quilpué (CONAF, 2020). The municipalities of Valparaíso, Viña del Mar and Quilpué, with 30,198, 80,921 and 97,540 inhabitants, respectively, have undergone a growing scenario from 1982 to 2020 (MINVU, 2008, 2019; INE, 2017). In this period, Placilla de Peñuelas, near the Reserve, had 4,699 inhabitants and grew to 40,000 (INE, 2017). The climate is temperate Mediterranean type, being winter marked by precipitations, between May and August, and intense periods of drought during summer. Other factors act on the reserve, such as climate change that plagues the country, especially its central region, influenced and enhanced by anthropogenic factors, such as agriculture and urban sprawl. Its geology is formed by Paleozoic rocks and older representatives of the Mesozoic and Cenozoic eras, composed of the coastal plains with granitic and metamorphic rocks covered by heterogeneous sediments of the Pliocene and quaternary wind and marine origin (CONAF, 1999). The reserve, created in 1952, had among other objectives, the purpose to protect basin that comprises the Lago Peñuelas reservoir, which was previously responsible for the water supply of the Valparaíso and Viña del Mar regions (CONAF, 1999) and which, currently, due to low water volumes, is no longer able to meet the region's water demand, serving only as a reservoir for the generation of drinking water dependent on rainfall (Carvallo and Gonzales, 2020).

(B) is located in Brazil, in the state borders of São Paulo, Rio de Janeiro and Minas Gerais. It is in a region marked by the high development of intense agricultural, industrial and urbanization activities (ICMBio, 2018). The twenty-seven municipalities comprised by (B) have population growth from 565,356 to 767,635 inhabitants (IBGE, 2021), being located in the southeast region of the country. Its area of 437,192.11 ha comprises other

PAs. It has high altitude tropical climate with precipitation around 1.250 and 2.500 mm and average temperature of 13 to 21°C. Its geology is composed of the basis of the South American Platform, defined by intensely fractured and varied magmatic and metamorphic rocks of the Archean age formed by great heterogeneity (ICMBio, 2018). Due to its geological, climatic and topographic characteristics, it has an important water role, once it contains springs that supply reservoirs of metropolises and the countryside of the states of São Paulo, Rio de Janeiro and Minas Gerais, serving nearly 20 million inhabitants (CEIVAP, 2018; Pompêo and Moschini, 2020).

(C) is located in Australia, in the city of Brisbane, south of the state of Queensland, having, in the studied period, a population growth from 1.245.078 to 2.582.007 inhabitants (ABS, 2021). With an area of 36,422 ha, it includes the Byron Creek Conservation Park (72 ha) and the D'Aguilar National Park (1,981ha) (Recovery) which is classified as State Forest; however, both parks are situated in the Brisbane River Basin and sub-basins (Queensland Government, 2013). This has a subtropical climate with high rainfall in the summer and autumn months, with an average of 1,063mm. (C) protects a great diversity of species and ecosystems within their natural landscapes (Queensland Government, 2013). Two reservoirs, formed by dams, located to the west of the park, complete the flow of the Brisbane River and are responsible for supplying the large urban center of the cities of Brisbane, Logan and Ipswich, to the east. In the basin and around the park, the use of the land for agriculture is observed. The spring areas, located within the dam basins, have about one third of natural vegetation, being a smaller share reserved for natural parks and state forests (Dudley and Stolto, 2003). The area is characterized by metamorphic and acidifying rocks, and its geology consists of extensive alluvial valleys, sediments, predominantly Jurassic and young deposits of the Great Artesian Basin. The region of the SEQ (South East Queensland), where the park is located, is the

most populous region in the state, close to the city of Brisbane. The municipality had a high population growth in recent decades, from 1,245,078 inhabitants in 1987 to 2,318,653 in 2015 (Lyons et al., 2019).

2.2 Data source

The materials used in this study are shown in Table 1.

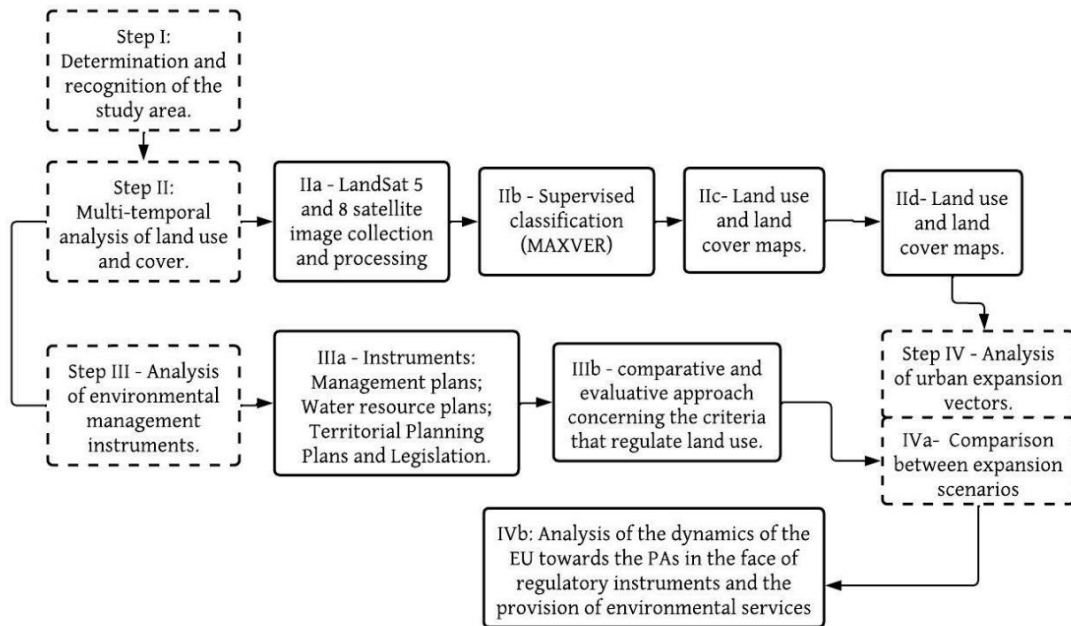
Table 1. Materials used and their specifications.

| Materials | Country | Source | Format | Datum | | | |
|-------------------------|----------------|---------------|------------------|---------------|--------------|-------------------|-----------|
| PAs | (A) | IDE (2020) | | WGS94 | | | |
| | (B) | ICMBio (2020) | Vetor | SIRGAS 2000 | | | |
| | (C) | DES (2020) | | GDA94 | | | |
| Geographical Limits | (A) | IDE (2020) | | WGS94 | | | |
| | (B) | IBGE (2020) | Vetor | SIRGAS 2000 | | | |
| | (C) | DES (2020) | | GDA94 | | | |
| Watersheds | (A) | IDE (2020) | | WGS94 | | | |
| | (B) | ANA (2020) | Vetor | SIRGAS 2000 | | | |
| | (C) | DES (2020) | | GDA94 | | | |
| Land use maps | (B) | Coelho (2017) | Vetor | SIRGAS2000 | | | |
| Software ArcGIS | - | ESRI (2015) | Versão 10.5 | - | | | |
| Satellite Images | Country | Year | Satellite | Sensor | Month | Resolution | |
| USGS - Earth Explorer | (A) | 1985 | LandSat 5 | | | | |
| | | 1995 | LandSat 5 | TM | | | |
| | | 2005 | LandSat 5 | | | Jan. | 30 meters |
| | | 2015 | LandSat 8 | | | | |
| | | 2020 | LandSat 8 | OLI | | | |
| | (B) | 1985 | LandSat 5 | | | May./Jun./Aug. | |
| | | 1995 | LandSat 5 | TM | | Aug. | |
| | | 2005 | LandSat 5 | | | Jul./Aug. | 30 meters |
| | | 2015 | LandSat 8 | | | | |
| | | 2020 | LandSat 8 | OLI | | Sept. | |
| (C) | 1985 | LandSat 5 | | | Jul. | | |
| | 1995 | LandSat 5 | TM | | Jul./Aug. | | |
| | 2005 | LandSat 5 | | | Jul. | 30 meters | |
| | 2015 | LandSat 8 | | | | | |
| | 2020 | LandSat 8 | OLI | | Aug. | | |

2.3 Methods.

The methodology consists of four steps, as shows the flowchart in Figure 2.

Figure 2. Method general flowchart.



Step I: Determination and recognition of the study area.

As shown in Figure 1, the three study areas present characteristics associated with the use of springs with supply capacity for important urban centers in their vicinity and within the PAs, similar supply problems, anthropogenic occupation and climate change. For the delimitation of buffers, the presence of urban sprawl activities around the PAs was considered, with no relationship with the buffer zones established for some categories of PAs. For (A), we established 10 km, an area that covers part of the municipalities of Valparaíso, Placilla de Peñuelas, Viña del Mar and Quilpué. For (B), we consider the same area as in (A). For (C), a buffer of 15 km was generated in order to cover, in addition to urban areas, the Summerset and Wivenhoe water reservoirs, located upstream the Brisbane River, whose left bank is part of the spring.

Step II: Multi-temporal analysis of land use and cover.

Landsat satellite images were selected (Step IIa - Table 1). These were standardized for the reference system of each country and Universal Transverse Mercator coordinates. We carried out the digital processing of images and the composition of bands, obeying the 5, 4 and 3 false-color composite for 1985, 1987, 1995 and 2005 and bands 6, 5 and 4 for 2015 and 2020. Satellite images referring to the year 1987 for (C) were used, due to the absence of images corresponding to the year of 1985. For (B), the 1995 and 2005 maps of land use were made available by Coelho (2017). The 1985, 2015 and 2020 of (B) and those of (A) and (C) maps for all years, were prepared, using the supervised classification methodology (Step IIb) by Maximum Likelihood (Novo, 2011), following the same methodology as Silva (2021). The maps of the initial (1985/1987) and final (2020) years were validated using the Kappa index validation methodology, in order to analyze the classification agreement (Congalton, 1998; Tangerino and Lourenço, 2013; Coelho, 2017) and its results compared by the range of values assigned by Landis and Koch (1977).

The resulting maps of land use and cover (Step IIc) present the classes: VE - native vegetation, riparian forest, shrub vegetation, planted forest; AS - agriculture, pasture, exposed soil, rock, burned area; EU - urban areas and consolidated built areas; EA - water bodies.

Step III: Analysis of environmental management instruments.

We analyzed the instruments (Step IIIa) through a comparative and evaluative approach (Step IIIb) concerning the criteria that regulate land use, highlighting points of divergence and convergence between the instruments of the different countries:

- Water resource plans: we identified plans approaching the protection of water sources by urban centers, especially river basins, related bodies and how these plans are applied in the study area;

- Management plan: we identified the existence of zoning, with relevant content between the PA and the water source involving the water potential and related bodies;
- Land use planning: we identified the zoning established by the plans in order to observe the directions of urban growth carried out by authorities;
- Legislation: where environmental criteria in the constitution of the countries and the identification of laws related to PAs, urban land use planning and water resources are sought.

Step IV: Analysis of urban sprawl vectors and comparison between expansion scenarios.

The analyses were obtained through class area calculation procedures of land use and cover maps in ArcGIS 10.5. Next, to demonstrate and analyze class variations, we calculated their percentage difference and the urban growth vectors were determined. To this end, only the changes of the urban spot class of the first and last year analyzed were considered, in order to demonstrate the existing change and identify its direction in thirty-five years. Thus, having subsidies to indicate the redirection of the urban spot growth, the importance of urban planning via expansion vectors were evidenced in order to meet the criteria of priorities that comply with sustainability indexes.

Finally, comparing (Step IVa) scenarios presented by (A) (B) and (C), through the study of the expansion vectors dynamics, the comparisons between the instruments studied, the dynamics of the EU towards the PAs in the face of regulatory instruments and water supply (Step IVb) were analyzed.

3 Results

The study regions on springs are in different geographical locations, namely, the Andes Mountain Range in Chile, the Atlantic Forest in Brazil and the east coast of Australia. The spring sources are melting in the Chilean Andes, the Brazilian Atlantic

Forest and forests with a predominance of eucalyptus and Australian water stress. In each of them there is a greater or lesser weight of vegetation in the production of water sources. Thus, regardless of the weight that vegetation and other variables have in the production of each spring, and also of their influence on biodiversity, the analysis were based exclusively on the measurement of forest occupation areas due to the expansion of urban sprawl and agricultural spots on PAs.

3.1 Change in land use and growth vectors

Figures 3 and 4 show the multi-temporal spatial evolution of the (A), (B) and (C) studied areas, which, added to the buffer areas in each PA have 85,708.74 ha, 1,055,185.61 ha and 359,845.50 ha, respectively. The results of land use and cover obtained by remote sensing are validated using the Kappa index methodology (Congalton, 1998). 75% were obtained for Chile and 88% for Brazil in 1985; and 86% for Australia in 1987. For the year 2020 it was 80%, 83% and 86%, respectively. According to Landis and Koch (1977), the classification is evaluated as very good for the first year of Chile and excellent for the others.

Fig. 3. Multi-temporal maps of land use and cover and indication of urban growth vectors in (A), (B) and (C).

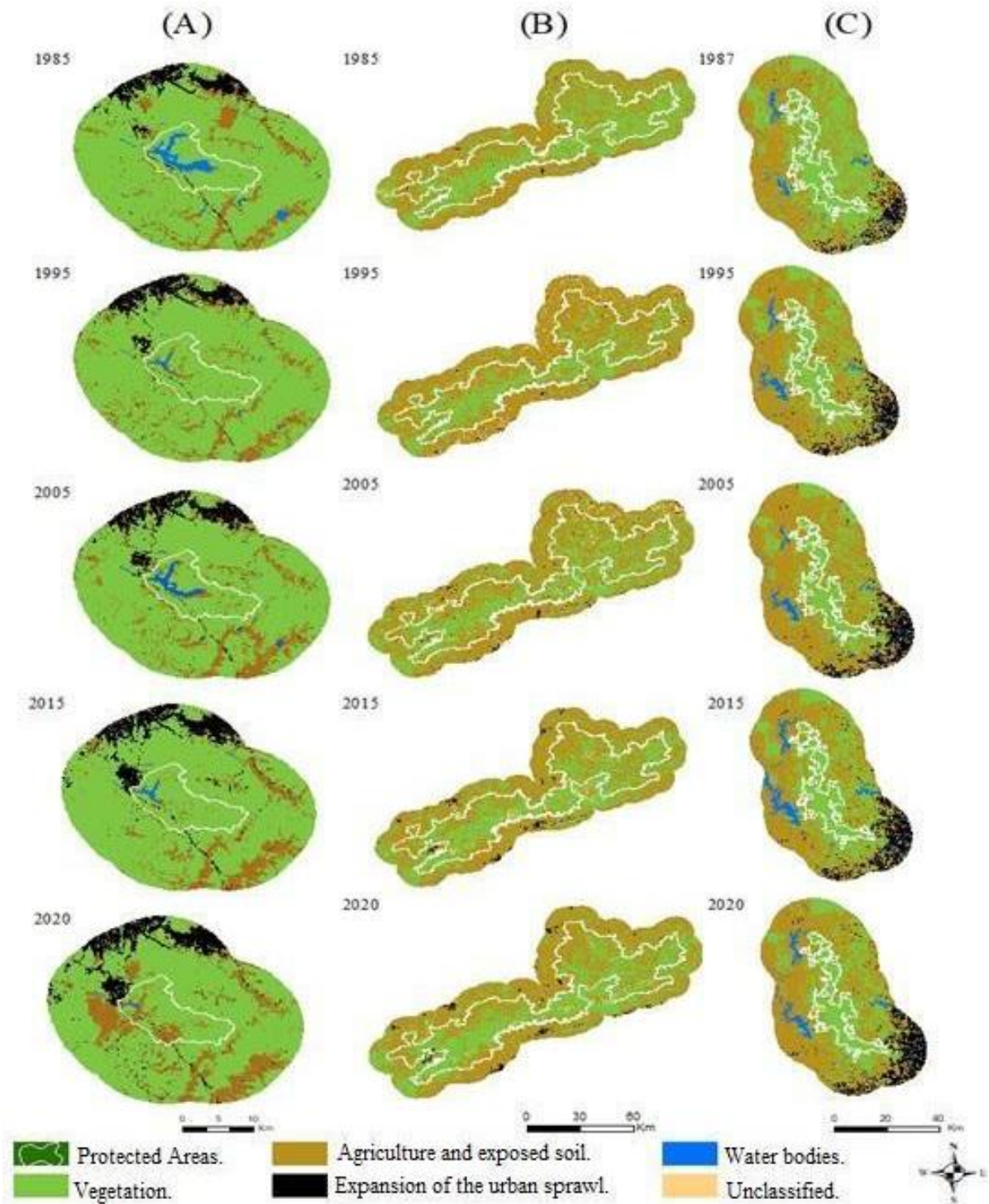
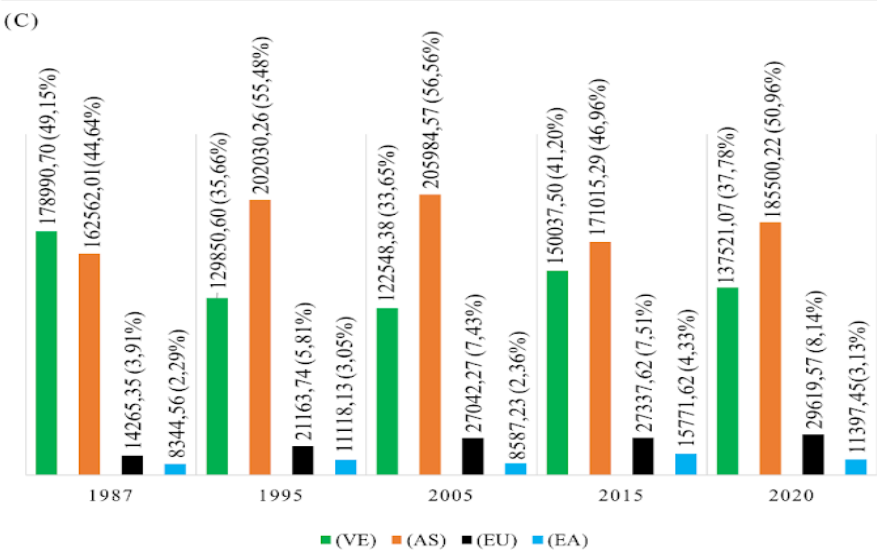
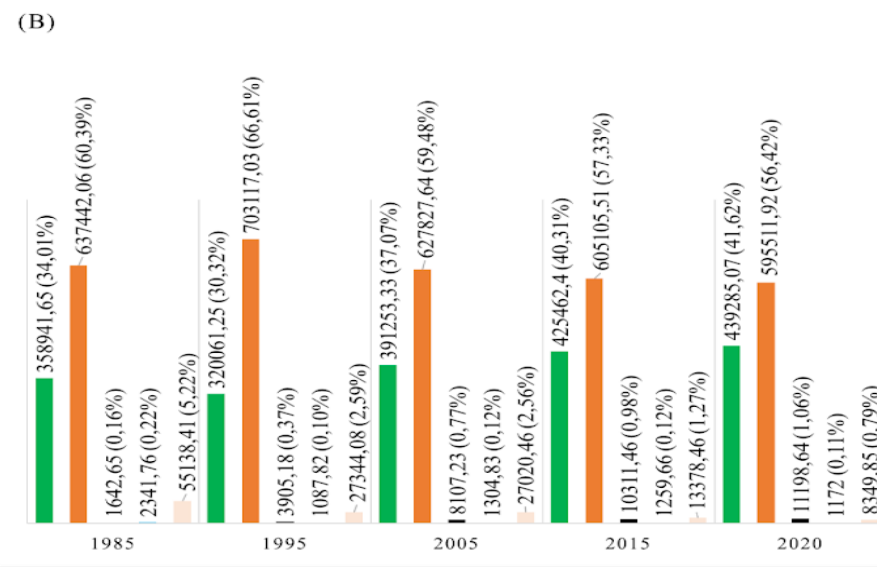
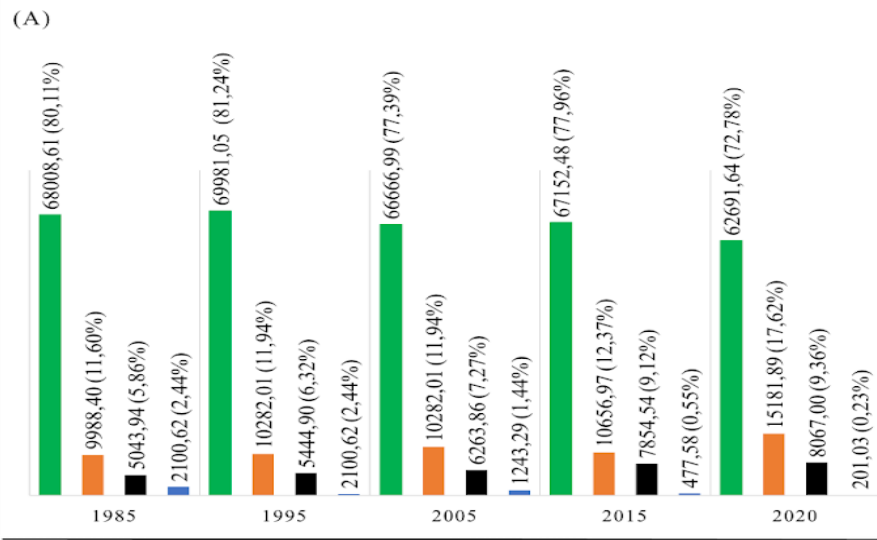


Figure 4 (A, B and C) shows graphs with the quantitative of the land use and cover classes established for the PAs and the buffer areas.

Figure 4. Graphs of the quantities (ha) (%) of land use and cover for (A), (B) and (C).



As shown in Figure 4A, for the period from 1985 to 2020, considering the percentages in relation to the total buffer area plus the PA, there was a constant reduction of VE up to -7.37%, where it was, in some regions, transformed into areas of AS and also replaced by EU, mainly the Placilla de Peñuelas. Within the AS class, areas where fires occurred were included, being +6.05% of the area gradually affected, while in the northeast and southeast (Casa Blanca) of the area we found an intense agricultural use, along with exposed soil for planting purposes. There was an EU of +3.52% with constant growth, indicating a strong expansion of the urban spot between 1985 and 2020. EA showed a rate of -2.21%, evidencing a collapse of the water storage system due to the reduction of its volume. This is corroborated by the August 2005 bulletin disclosed by the General Directorate of Water Agency, with precipitation of only 613 mm in 2004 (MOP, 2005). Even disregarding the volume of contribution from percolation by snow thaw in the upstream mountains, outside the WB, where the altitudes reach 6.800 meters and are denominated by water towers (Immerzeel et al., 2020). This significant reduction in AE also led to the growth of AS in areas covered by water. This occurred not only because of its intensive use, but also because of climate change and inadequate local and national water management (Budds, 2018; Garreaud et al., 2019; Muñoz et al., 2020). Such has led to the search for new sources of supply originating from the Aconcagua River (Figure 1) and the Los Aromos Reservoir, to the north of the reserve, from the melting water of the mountains and, thus, demonstrating the system fragility. However, the waters of the Aconcagua River with a WB of 7.340 km², have great regional importance. Moreover, due to intense exploitation, we can observe flow rates in sharp decline reaching historical minima. Since 2010 its average flow has been below 20 m³/s, while between 2000 and 2005 it was higher than 35 m³/s up to 50 m³/s. The pressures come from the consumption by the various activities, but still with rights of use with

undefined information of catchment volume. As water sources decay, water rights of use increase in the region. As a result, if all rights granted were in fact exercised, the demand could not be met (Carvalho and Gonzalez, 2020).

As shown in Figure 4B, from 1985 to 2020, we observed that the VE in the period reached -3.78%. In 1995 the VE reached its minimum vegetation of 30.32% with AS reaching 66.61%. However, while the VE grew in 2020 to 41.62%, the AS reduced to 56.42%, which shows a positive growth of the vegetation, with agricultural areas being replaced by younger vegetation, as observed by Ronquim et al., 2016, Coelho (2017) and Rosa et al. (2021). This growth may also be associated with the abandonment of rural areas with the migration of residents to surrounding urban areas (Ronquim et al., 2016; Silva and Dupas, 2017).

The EU growth was +0.90% and occurred in a pulverized manner in the surrounding cities and within remnants of the Atlantic Forest. Still in 2020, despite the growth of the VE from 1995, the areas intended for the AS activities are still the largest amount with 56.42%. Though, their relief cause significant erosion processes (Silva and Dupas, 2017) which leads to a reduction in the volume and quality of the water in the spring. This type of landscape, when without vegetation, influences the decrease in water infiltration rates and the decrease in porosity and hydraulic conductivity (Pinto, 2015; Alvarenga et al., 2016), leading to a decrease in the volume of water that will supply the reservoirs. Once (B) presents a relief with altitudes reaching 2,400 m (Figure.1) and agricultural activities for small crops and livestock are located in the lower parts near the watercourses, this features a historically inadequate management (ICMBio, 2018). These areas are the ones with the highest VE growth. The EA is not present as it is outside the area of study.

As for water resources, despite the PA strategic location (Becker et al., 2013), we question the future maintenance of (B)'s ability to continue to supply large urban centers with quantity and quality due to strong population growth and the opening of new roads (Silva et al., 2021). Spots of urban growth are mainly on vegetation and pasture areas, therefore, these changes in land use make their areas of springs increasingly sensitive (Paiva et al., 2020; Silva et al., 2021).

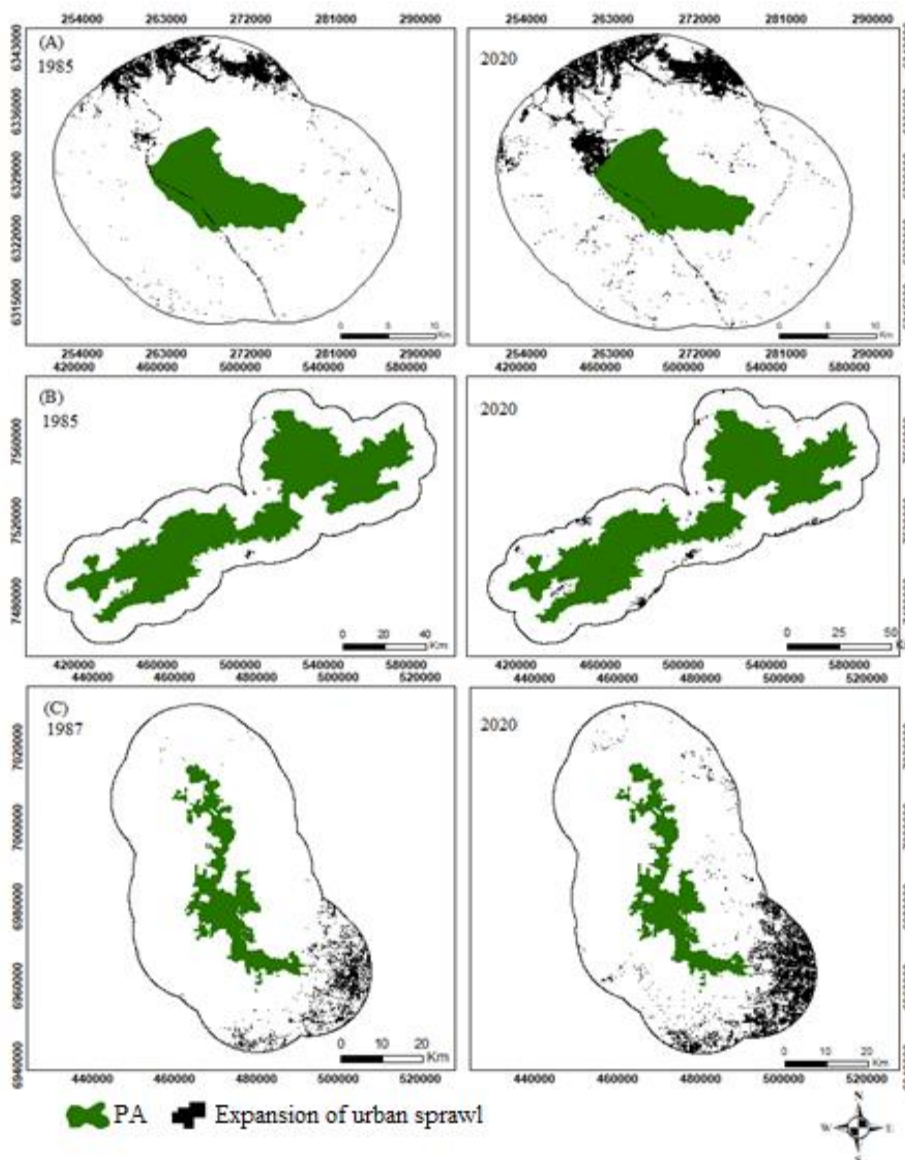
As shown in Figure 4C, from 1987 to 2020, we observed a reduction in the VE areas of -11.52%, to be used as AS areas, which presented +6.37%. Such fact is attributed to intense agricultural use and expanding pasture areas since the analysis made in 1987 (DAF, 2018). In addition to the expansion of AS, in the same time interval we found that the EU reaches +4.26%, showing a strong growth of dispersed residential areas towards the PA. Even been a PA recognized by law (Queensland Government, 2013), confirming our results, the EU intensified over the years, a reason that lines up around the city of Brisbane (Mortoja and Yigitcanlar, 2020).

The Somerset and Wivenhoe lakes (Figure. 1) are located on the Brisbane River, being the D'Aguilar National Park on the left bank. They also mitigate downstream floods and are responsible for the water supply of Brisbane and the Ipswich metropolitan area. Its level fluctuation is mainly influenced by seasonality due to rains and damming, where the AE showed +0.84%. This is corroborated by the October 2021 measurement, where the existing volume in the lake was only 463,087 m³, but holding 1,165,240,000 m³ (SeqWater, 2021).

In (A), (B) and (C) and their WB, are urban rivers crossing the cities and modified by settlements along their route. Most of its waters are collected by industry and agriculture, in addition to being associated with the increasing removal of riparian forests, on the slopes and the opening of new roads that trigger intense erosive processes resulting

from improper land use. This shows the deficiency of territorial planning aimed at multiple use activities (Kemp et al., 2015; Silva and Dupas, 2017; Alarcon and Magrini, 2018; Kemp et al., 2019; Carvallo and Gonzalez, 2020; Silva et al., 2021; Souza et al., 2021). In addition to occupying inappropriate locations, the EU grew in the three areas of study. This growth was already observed by other researchers who indicate this trend. Reid et al. (2005), Foley et al. (2005) and Fuentes et al. (2020), show that the reduction in water volume can be attributed to the expansion behavior of the urban spot towards the PAs (Figure 5), making it difficult to maintain the provision of ecosystem and services.

Fig. 5. Urban spot expansion vectors towards (A), (B) and (C).



In summary, we observed that this accelerated urbanization pressure has a model for the dynamics that has specific occupancy characteristics very close to the three PAs studied. The main factor of the urban spot expansion has, as its initial inductor, the process of opening small roads to reach the properties where agriculture is gradually present and growing. This cycle continues to advance until it completes the cycle of subdivisions and urbanization up to within the PAs, following the same dynamics verified by Silva et al. (2021). This way, in Fig. 5 we show that the trend and shape of the EU towards the PAs are also an occurrence in the three countries, which contributes to the pressure on the PAs. This happens regardless of their socioeconomic characteristics, being different only in the dimensions and constructive characteristics of the occupations. Therefore, (i) the determination of these EU vectors of cities can, at low financial cost, act as an important tool for monitoring and correcting directions in countries that do not have adequate territorial planning and also, (ii) offer elementary subsidies for the monitoring of the EU of cities that are or are not in the vicinity of the PAs used as springs.

We observed that, for the three cases studied, it is essential to adopt, together with society, public policies in the form of laws that create appropriate management instruments. They must be able to regulate and intervene in order to interrupt this dynamics of expansion of the urban spot around the PAs springs.

3.2 Analysis of the environmental management instruments.

CHILE

In Chile, the Management Plan is determined by the law of the National Protected Wild Areas System (Conaf, 1999). The plan reinforces the objectives of the reserve for

the conservation of Lago Peñuelas' WB in order to improve the quality and quantity of water for human supply. As for its zoning, it was elaborated considering vegetation cover, soil changes and weaknesses and infrastructure, without establishing a buffer zone (Shafer, 1999; Muñoz and Salazar, 2014). The program also establishes that there must be an analysis of the supply and demand of water resources for any concerned project. The development within the reserve is limited to low-impact constructions intended for environmental tourism activities without negatively influencing the reserve and the water resources (Conaf, 1999).

The Political Constitution of the Republic of Chile of 1980 in its article 19 and the Water Code establish the rights of use for private owners, which may influence the availability of water (Budds, 2018; Muñoz et al., 2020). The Water Users Organization is formed by people who have the right of water use and are responsible for its management and distribution (CNR, 2021). This water management system is linked to complications regarding lack of water and triggers difficulties in its access by the less favored populations, such as peasants and more distant communities. Some authors demonstrate the consequences of this mercantile system for water distribution in the country (Carvallo and Gonzalez, 2020; Muñoz et al., 2020) and the real effectiveness of the water management system in relation to its water supply capacity (Muñoz et al., 2020). Since 2005 (Law 20.017/2005) it is contemplated the recognition between the relation of underground and surface water, the designation of reserve and the payment for the unused right, which makes it impossible for others to use and cause problems as there are no other means of obtaining water to supply the population (BCN, 2005; Budds, 2018).

Through the Law and General Ordinance of Urbanism and Construction, instruments of urban planning were established, involving the metropolitan region, the intercommunal areas and the region of Valparaíso. However, we observe the evolution

of urban sprawl towards the reserve and in its vicinities, mainly in Valparaíso and Placilla de Peñuelas. The Regional Urban Development Plan of the Valparaíso region considers that urban development complies with soil conservation of ecological and productive value (Chile, 2007). The Regional Land Use Planning created in 2014 aims to guide policies in the social, economic and physical-environmental areas through a technical-scientific analysis of the territory, strengthening areas less favored by local public policies related to land use planning (Muñoz and Salazar, 2014, Hidalgo et al., 2015).

BRAZIL

In Brazil, Management Plans are determined by the National System of Conservation Units (SNUC) (Brazil, 2000). Created in 2018, (B) it establishes guidelines for the zoning of the area with objectives of preserving the spring through practices that restrict human performance (Galante et al., 2002; Gray et al., 2016). Among the guidelines, there is the area prioritization for the application of payment projects for environmental services and forest restoration, important for the conservation, still missing a plan to define the priority areas for the recovery (Brancaion et al., 2013; Silva et al., 2021; Souza et al., 2021). It also determines that the municipalities that are part of the PA should consider this area as rural, being the use for urban areas prohibited (ICMBio, 2018).

The damping zones are defined according to art. 2, XVIII of Law No. 9.985/2000, with rules and restrictions for anthropogenic activities. The PA managers are responsible for determining specific rules that establish restrictions in the area, where the limits of the buffer zone are defined in the creation of the unit, being included in the elaboration and in its Management Plan (Brazil, 2000). Despite its existence, importance and existing legislation, the lack of monitoring, which can be due to several reasons, was observed by

Silva et al. (2021) in the Itatiaia National Park, which is part of (B). In this, an increase of 329 dispersed residences was identified within the buffer zone of the study area between 2011 and 2017, where 90.7% of it is under the very high level of anthropogenic pressure, exerted by agriculture and urbanization.

Water resources are guided by the National Water Resources Policy established by Law No. 9.433/1997. Among the instruments, the Water Resources Plan prepared for each basin covers the situation of resources and alternatives for demographic growth and land use modification (Barbosa et al., 2017; de Oliveira, et al, 2017).

The Federal Constitution guarantees the right of everyone to a healthy environment and imposes the co-responsibility of the government and the community to protect the environment for future generations, establishing two important environmental principles: the mandatory intervention of the State and the public participation (Barbosa et al., 2021). The National Environmental Policy Law No. 6.938/1981 reinforces ecological sustainability issues, in addition to regulating the use of natural resources and requiring the licensing of different enterprises (Brazil, 1981). The Forest Code Law No. 12.651/2012 (Brazil, 2012), establishes permanent preservation areas and Legal Reserve for owners of areas with natural environments. The National Policy for Payment for Environmental Services, established by Law No. 14,119, will promote actions aimed, among others, at the conservation and improvement of the quantity and quality of water, focusing on hydrographic basins with low vegetation coverage, highly used for water supply (Brazil, 2021).

The City Statute (Law No. 10.257/2001) implements the social planning of cities using instruments through a holistic vision that covers different areas and objectives that do not meet the needs of small portions of society (Maricato, 2015; Rocco et al., 2019). As evidenced in this study, despite the existence of the Municipal Master Plan in some

municipalities in order to assist in the development and in the urban sprawl, it fails to elaborate the connection of the EU with the PAs surroundings (Lima and Ranieri, 2018). Also, it does not explain the need to integrate these municipal plans among the municipalities that make up the PAs. An example of the case studied in (B) is that, out of the twenty-seven municipalities, only ten have a plan and, of these, only five refer to the PA in their planning and present guidelines for its conservation, that is, they lack synergy with the Management Plan, in order to achieve the objectives of land use planning (ICMBio, 2018).

AUSTRALIA

In Australia, the management of PAs, as well as the conservation and protection of the environment, is the responsibility of each state (Hobday and McDonald, 2014), being established and administered following the Forest Law of 1959 and the Nature Conservation Law of 1992. In addition to establishing the different classes of PAs, it determines the activities that are allowed and prohibited in the territory. Even (C) being of great importance as a regional urban spring, once it supplies urban areas, agriculture and industries of Brisbane and the region, its Management Plan is a brief document and addresses only the issue of pest management, use by tourism and fire, without providing details on management for water resources and land use, disregarding its importance as spring. This paves the way for the PA degradation and devaluation, making room for anthropogenic activities (Watson et al., 2014). Still supported by laws, pasture activities may be authorized in these areas, although this activity is inconsistent with the preservation criteria established by the Nature Conservation Law, due to environmental impacts (Dupas, 2016; Prowser et al., 2019).

The (C) Management Plan does not present guidelines for its surroundings (Queensland Government, 2013); even in the zoning of vicinities, no rules are spelled out in the rural and urban areas regarding the spring, despite its importance (Brisbane City, 2014; 2019). The Environmental Protection Act 1994, combined with the Environmental Protection Policy 2019 (Water and Wetland Biodiversity) protects water quality by establishing water quality objectives and guidelines in order to improve or protect environmental values; providing a framework for consistent decision-making and monitoring and balance sheets on the state water situation (Queensland Government, 2020a). The Water Act 2000 of Queensland determines the creation of water plans, such as the Water Plan (Moreton) 2007 that addresses the Brisbane basin and aims to regulate the use of surface and underground water resources (Queensland Government, 2020b; BOM, 2020).

Australia's Federal Constitution does not address environmental issues; however, the Commonwealth and the Australian state laws do (Hobday and McDonald, 2014). The main environmental legislation is the Environment Protection and Biodiversity Conservation Act of 1999, which, although its objectives do not focus on PAs, it aims at the preservation and protection of the environment; provision of national environmental assessment; improvement in the protection and management of important natural sites, among others (Bajracharya and Khan, 2020). Also, an imbalance can be observed due to the decentralization of power, which represents difficulties to the local government due to inconsistencies in the quality of environmental management, and impairs the performance of its functions properly (Hobday and McDonald, 2014). This is due to the fact that the state legal environmental system is composed of several parts, forming a complex system, with the interconnection of several levels of government in environmental protection (McGrath, 2011).

In the vicinity of (C) there are three local plans, which seek strategies for economic development and population growth focused on densification. The Brisbane City Council plan, with medium to short-term objectives, seeks to guide the use and development of the municipal territory (Kozlowski and Yusof, 2016). This plan brings guidelines on the establishment of green areas within the metropolis, where population growth is strong (SOE, 2016). However, despite the existence of the Brisbane City Council, we also observe the evolution of the EU on areas surrounding the PA in (C). The areas established in the park vicinity are urban and rural, and its limits included in the environmental management and conservation zone. Nevertheless, its objectives do not contemplate the issue of water sources and value. In the Moreton Bay Regional Council Planning Scheme, the surroundings and the areas included in (C) are rural, environmental management and conservation (Moreton Bay, 2016); however, in the Somerset Region Planning Scheme rural areas predominate (Somerset, 2016).

4. Discussion

Among the three countries, Brazil and Chile have zoning and guidelines for the management of water sources, which generates recognition of the performance of the PAs in the supply of water to the downstream ecosystems. Only Brazil has a law to determine the establishment of buffer zones with a view to minimize the negative impacts around full protection PAs (Brasil, 2000; Lima and Ranieri, 2018). Thus, due to the ability to remedy various impacts, buffer zones were initially recommended since the 1930s in the United States of America, but were not implemented and, consequently, forgotten as they were obstacles to the rights of private owners. This shows that the need to create this buffer zone may be related to the lack of adequate regional urban planning (Shafer, 1999).

Also, the (B) Management Plan was, among the three analyzed, the most complete and detailed, covering the physical, biological, economic and social characteristics of the PA. When well elaborated, the plan must be able to promote the integration of the PA with the social, environmental and economic issues of the surrounding communities. Nevertheless, to make it possible, it is necessary to effectively apply management plans incorporated into investments with financial resources (Watson, 2014).

In this context, we observe that there are multiple ways to manage the governmental structure of water resources in the countries studied, since there is a strong relationship between urban water resources and the increase in urbanization on PA springs, beyond the established geopolitical borders (Schuch et al., 2017). Although Brazil has strong legislation for the protection of water resources, it is necessary to analyze the effectiveness of its application in different regions of the country, given its inequality scenarios (Barbosa et al., 2017; Rosa and Guarda, 2019). Unlike Brazil and Australia, Chile does not require plans for WBs, which seeks land use planning aimed at the water quality and quantity. Australia lacks the integration between management bodies, such as the Department of Parks and the SeqWater, as it does not establish effective planning and controls over the conditions, importance and dimensions of its PAs as springs (Dupas, 2016).

Concerning such differences, Chile is experiencing a situation that reinforces the complications the country has undergone, due to the absence of strong public environmental policies, and the incorporation of guidelines to ensure the preservation of environments with relevant hydrological interest. The inefficiency of management within a basin with urban development potentials reduces the services provided by vegetation, especially those related to water quality and quantity, resulting in scarcity scenarios (Bessah et al., 2020). There is a need to evaluate the existing balance of water

contributions from mountains in relation to vegetation, with climate change having a strong contribution to reduce water volumes.

Comparing the three countries legislation scenarios, there is a need in Chile for the application and elaboration of more federal laws, in addition to the need to expand the specific draft laws for natural resources and their conservation. There is a confused and decentralized management in the environmental management sectors (Hidalgo et al., 2015; Marzi, 2019). In Australia, there is a weakness in the laws and in its application, mainly due to the decentralization and little action of the Union and poor communication between agencies (Brackertz, 2013; Dupas, 2016, Bajracharya and Khan, 2020). In Brazil, the current laws do not guarantee their applicability and efficiency, raising a need to apply more financial resources that improves the inspection of the environmental standards in force (Barbosa et al., 2021). In summary, we also observed difficulties for the three countries in the elaboration, implementation and efficient execution of environmental laws, having policies with divergent objectives, flawed incentives, lack of communication with society, and insufficient competence for their implementation, showing that the countries governmental action undergo limitations, as in much of the world (Howes et al., 2017).

Within the city's zoning, approaches include only aspects of water management, considering rainwater collection, community education, flood management, regional collaboration, rainwater treatment and alternative water use and waterway health (Brisbane, 2019), without referring to (C) springs.

On the other hand, although Brazil has a relevant legal basis, there are serious problems that plague urban planning. Especially in small cities, which do not have adequate technical support to develop the plans and use the tools of the Statute, besides the large cities that suffer from large population (Rocco et al., 2019). Therefore, the laws

and the regulatory frameworks are not sufficient to address historical issues regarding lack of planning (Maricato, 2015). Similarly, in Chile, the existence of several plans operating in the same area does not guarantee the effectiveness in environmental protection or social participation in the preparation of these plans (Carvajal et al., 2019; Hidalgo et al., 2015). In addition, according to Hidalgo et al. (2015), little attention given to questions about intercommunity planning favored urban sprawl and its negative impacts, such as the empowerment of conurbation without planning and lack of guidelines aimed at urban mobility and expansion dynamics, which leads to environmental losses.

Likewise, in Australia, despite the plans and the means of communication for the use of electronic governance, where its contents do not express true needs, the results still lack more social participation in the decisions of important plans (Bajracharya and Khan, 2020), and the inconsistencies in the development of regional and local plans, due to the lack of synergy between the actors to achieve effective local planning to protect springs, prevail.

Therefore, the results obtained in this study show that we need the integration of correct environmental policies and the availability of resources (Howes, et al., 2017) so that the PAs can be efficient. It results in the need for a management linked to the territorial planning for its neighboring areas and buffer zones. Public participation is essential for the effective management (Bajracharya and Khan, 2020) of the areas in order to meet the cultural and historical needs of the region, as well as investment in researches (Shafer, 1999).

Although the situation of the three studied sites has, as a final consequence, the drop in the production of springs, the origins of this decrease are different in the three countries. In each country, the environmental variables express different conditions, and

vegetation is not the main one. In Chile in (A), due to the strong contribution of the glaciers of the Andes Mountain Range in the production of springs, what most affects their reduction are the climate changes that cause their premature melting together with the reduction of rainfall (Bown et al., 2008; Buytaert et al., 2017; Ayala et al., 2020; Escanilla-Minchel, et al., 2020; Immerzeel et al., 2020). In Chile, despite the growing EU, there was an increase in VE in a period evidenced perhaps by the abandonment of pasture and planting areas that can be attributed to factors of rural exodus. As a whole, the results, although the different forms of use and procedures for managing impacts on springs, are due to a combination of various situations that result in similar problems.

In Brazil in (B), there may be a more direct and prominent relationship between vegetation cover and geology in the hydrological cycle as a determinant in the production and maintenance of its springs (Ellison et al., 2017; Sone et al., 2018; Mello et al., 2020). In Australia in (C), characterized by extreme scenarios, intense water stress, floods and erosion (Chua et al., 2019; McMahon et al., 2020), vegetation may not play such an essential role in the amount of water in springs. It may suffer more from the interference of climate change that influences the hydrological cycle and, therefore, need to improve management based on the impacts of climate change and its consequences on natural environments (Kozłowski and Yusof, 2016; Schuch et al, 2017; Mortoja and Yigitcanlar, 2020; Prosser et al.,2021). In short, we show that general conservation strategies must be based on instruments created or adapted locally so that they are adequate to the elementary principles to maximize services from PAs.

5. Conclusions

We consider that, regardless of geographical, socio-environmental and economic characteristics of each country, relevant but often common factors can be highlighted: (i) we evidenced an equity of the initial factor that leads to urban sprawl (EU). The predominant characteristic are the financial interests that exert pressure so that the limits of the urban perimeter are exceeded, that is, areas located in the rural surroundings, heading towards the PAs. (ii) it is possible to carry out at low financial cost, the determination of these EU vectors, being, therefore, an important tool for planning. (iii) with such elementary subsidies, it is possible to control and monitor, and also correct the directions of the expansion of urban growth spots in countries that do not have adequate financial resources to carry out the territorial planning of cities within or outside the vicinity of the PAs used as springs. (iv) it was evidenced that, for the studied period, there was a reduction in vegetation and an increasing advance of the EU and agriculture, safeguarded proportions due to the geographical location and the different environmental variables that interfere with the protection of springs.

The analysis of the available instruments indicates that the problems are related to the need for an adequate management, with application alternation and different intensities of their current instruments or in the omission or absence of them, can be attributed, together, to the lack of financial resources, monitoring and integration between urban master plans and PAs, or even the simple effective application of the legislation in force.

We also noted that these impacts have very similar land use models, once lack of clear objectives and planning continues to prevail regardless of the existence of a legal framework of the environmental management instruments studied. It was evident that the poor results obtained in the protection of springs are a chronic failure of the effective application of adequate territorial planning. There is a lack of adequate attention to the

behavior of the intervening factors to the dynamics and to each variable, especially to population projections and economic development with the elaboration of laws that prevent disorderly occupation towards the PAs. Also, adopting and following environmental fragility and water resources criteria, heading to a growing cycle of problems increasingly difficult to solve.

The recovery or maintenance of the vegetation from urban and regional planning integrated with all PAs can, in addition to being a source, important suppliers of other ecosystem services. Associating financial challenge to economic mechanisms with legislation, such as Payment for Ecosystem Services and Adoption of PAs by people and companies for environmental protection, as already used by Brazil, but given the particular needs of each country, can be a good solution.

Finally, even though they are part of this dynamic, we recognize the limit of the analyses considering only the use and coverage of the soil and the reading of the instruments, since several factors still influence the dynamics of land use and urban sprawl, beyond what is defined in both. Plans are often not fully self-applied or implemented, but depend on financial resources and development of specific programs and projects that are also linked to political agreements.

6. References

ABS - Australian Bureau of statistics. Regional Population 2020-21. Disponível em: <https://www.abs.gov.au/statistics/people/population/regional-population/latest-release>. Acesso 20 de mar. de 2022.

Alarcon, VJ, Magrini, C., 2018. Scenarios of Sediment Transport Management in Francia Creek, Valparaiso, Chile. *Lecture Notes in Computer Science*, p.205–218. https://doi.org/10.1007/978-3-319-95168-3_14

Alo, C.A., Pontius R.G. Jr., 2008. Identifying systematic land-cover transitions using remote sensing and GIS: the fate of forests inside and outside protected areas of Southwestern Ghana. *Environ. Plan. Plan. Des.*, v.35, p. 280-295. <https://doi.org/10.1068/b32091>

Alvarenga, L. A., de Mello, C. R., Colombo, A., Cuartas, L. A., Bowling, L. C., 2016. Assessment of land cover change on the hydrology of a Brazilian headwater watershed

using the Distributed Hydrology-Soil-Vegetation Model. *Catena*. v.143, p.7–17. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.04.001>

Ayala, A., Farías-Barahona, D., Huss, M., Pellicciotti, F., McPhee, J., Farinotti, D., 2020. Glacier runoff variations since 1955 in the Maipo River basin, in the semiarid Andes of central Chile. *The Cryosphere*, v.14, p.2005–2027. <https://doi.org/10.5194/tc-14-2005-2020>

Bajracharya, B., Khan, S., 2020. Urban Governance in Australia: A Case Study of Brisbane City. *Adv. 21st Century Hum. Settlements*. p. 225–250. https://doi.org/10.1007/978-981-13-6709-0_8

Barbosa, L. G., Alves, M. A. S., Grelle, C. E. V., 2021. Actions against sustainability: Dismantling of the environmental policies in Brazil. *Land Use Policy*, v.104, p.105384. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105384>

Barbosa, M.C., Mushtaq, S., Alam, K., 2017. Integrated water resources management: Are river basin committees in Brazil enabling effective stakeholder interaction? *Environ. Sci. Policy*, v.76, p.1–11. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.06.002>

BCN, 2005. Ley 20017 Modifica el código de aguas. Disponível em: <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=239221>

Becker, C.G., Rodriguez, D., Zamudio, K.R., 2013. The Brazilian adirondacks? *Science*. v.340, p.428. <https://www.science.org/doi/10.1126/science.340.6131.428-a>

Berney, P., Hosking, T., 2016. Opportunities and challenges for water-dependent protected area management arising from water management reform in the Murray–Darling Basin: a case study from the Macquarie Marshes in Australia. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* v.26, p.12–28. <https://doi.org/10.1002/aqc.2639>

Bessah, E.; Raji, A. O.; Taiwo, O. J.; Agodzo, S. K.; Ololade, O. O.; Strapasson, A. 2020. Hydrological responses to climate and land use changes: The paradox of regional and local climate effect in the Pra River Basin of Ghana. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, v. 27, p. 100654. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.100654>

BOM- BUREAU OF METEOROLOGY. 2021. Climate Data Online . Disponível em: <http://www.bom.gov.au/climate/data/index.shtml>. Acesso 07 jun. 2021.

Bown, F., Rivera, A., Acuña, C., 2008. Recent glacier variations at the Aconcagua basin, central Chilean Andes. *Annals of Glaciology*, v.48, p.43-48. doi:<https://doi.org/10.3189/172756408784700572>

Brackertz, N., 2013. Political Actor or Policy Instrument? Governance Challenges in Australian Local Government. *Commonwealth Journal of Local Governance*, p. 3–19. doi:[10.5130/cjlg.v12i0.3261](https://doi.org/10.5130/cjlg.v12i0.3261)

Brançalion, P. H. S, Melo, F.P.L, Tabarelli, M., Rodrigues R.R., 2013. Restoration Reserves as Biodiversity Safeguards in Human Modified Landscapes. *Natureza & Conservação*, v.11, n. 2, p.186-190. <http://doi.editoracubo.com.br/10.4322/natcon.2013.029>

Brasil, 1981. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília, DF. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/16938.htm

Brasil, 2000. Lei nº 9.985. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Brasília, DF. <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm#:~:text=LEI%20No%209.985%2C%20DE%2018%20DE%20JULHO%20DE%202000.&text=Regulamenta%20o%20art.,Natureza%20e%20d%C3%A1%20outras%20provid%C3%AAsncias..> Acesso 04 abr. 2020.

Brazil, 2012. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Brasília, DF. < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm> . Acesso 04 jun 2021.

Brazil, 2021. Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais Brasília, 2021. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/lei-n-14.119-de-13-de-janeiro-de-2021-298899394>. Acesso 27 dez. 2021.

Brisbane City, 2014. Brisbane City Plan 2014 (ePlan). Disponível em: <http://eplan.brisbane.qld.gov.au> Acesso 20 jun. 2021.

Brisbane City, 2019. Brisbane's Total Water Cycle Management Plan. Disponível em: <https://www.brisbane.qld.gov.au/clean-and-green/natural-environment-and-water/water/brisbanes-total-water-cycle-management-plan> Acesso 03 jan. 2022.

Budds, J., 2018. Securing the market: Water security and the internal contradictions of Chile's Water Code. *Geoforum*. v.113, p. 165–175. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2018.09.027>

Buytaert, W., Moulds, S., Acosta, L., De Bièvre, B., Olmos, C., Villacis, M., Tovar, C., Verbist, K.M.J., 2017. Glacial melt content of water use in the tropical Andes. *Environ. Res. Lett.* 12. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa926c>

Carvajal, F.; Muñoz, A. M. Salazar, A., Leguía, M., Guajardo, F. J. 2019. Divergencias y contradicciones en la planificación sustentable del periurbano rural metropolitano de Valparaíso. Caso Reserva de la Biosfera La Campana-Peñuelas, Chile central/Divergences and contradictions in the sustainable planning of the. *Urbano*, v.22(39), p.64–87. <https://doi.org/10.22320/07183607.2019.22.39.04>

Carvalho, C.R., González, P.H. (org.) 2020. La gestión del agua en la región de Valparaíso. Centro de investigación. Valparaíso: Universidad de Valparaíso Chile. Disponível em:

<<https://cidep.uv.cl/attachments/article/19/DT3%20El%20Agua%20en%20la%20regio%CC%81n%20de%20Valparai%CC%81so.pdf>> .Acesso 4 jul. 2020.

CEIVAP, 2018. Relatório de situação: Bacia do Rio Paraíba do Sul 2018. Disponível em: <<http://www.ceivap.org.br/conteudo/relsituacao2018.pdf>>. Acesso 16 abr. 2021.

CHILE, 2007. Resolución Exenta N° 230. Plan regional de desarrollo urbano y territorial, región de valparaíso. Disponível: <https://infofirma.sea.gob.cl/DocumentosSEA/MostrarDocumento?docId=4b/3e/28eb8623f18b50ab208ca9f2984981158bcd> .Acesso 20 jun. 2020.

Chua, E. M., Wilson, S. P., Vink, S., Flint, N., (2019). The influence of riparian vegetation on water quality in a mixed land use river basin. *River Research and Applications*. doi:<https://doi.org/10.1002/rra.3410>

Chung, M.G., Frank, K.A., Pokhrel, Y., Dietz, T., Liu, J. 2021. Natural infrastructure in sustaining global urban freshwater ecosystem services. *Nature Sustainability*, v.4, p.1068–1075. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00786-4>

CNR, 2021. Comision Nacional del Riego. Organizaciones de Usuarios de Agua. Disponível em: <<https://www.cnr.gob.cl/agricultores/infraestructura/gestion/organizaciones-de-usuarios-de-agua/>> Acesso 14 de ago de 2021.

Coelho, D. S. Análise das mudanças do uso da terra e cobertura vegetativa na Serra da Mantiqueira e entorno através de indicadores ambientais. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, Minas Gerais, p. 113, 2017.

CONAF - CORPORACIÓN NACIONAL FORESTAL. Parques chilenos. Disponível em: <https://www.conaf.cl/parques-nacionales/parques-de-chile/>> Acesso 16 dez. 2021.

CONAF - CORPORACIÓN NACIONAL FORESTAL. Plan de Manejo Reserva Nacional Lago Peñuelas, 1999. Disponível em: https://www.conaf.cl/wpcontent/files_mf/1382468783RNPe%C3%B1uelas.pdf> Acesso 18 abr. 2020

Congalton, R. G. 1988. A comparison of sampling schemes used in generating error matrices for assessing the accuracy of maps generated from remotely sensed data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v. 54, n. 5, p. 593 – 600. doi: 0099-1112/88/5405-593\$02.25/0

Congalton, R. G. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote sensing of environment*, v. 37, n. 1, p. 35-46. [doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90048-B](https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90048-B)

DAF, 2018. Queensland agriculture snapshot 2018. Disponível em: https://www.daf.qld.gov.au/_data/assets/pdf_file/0007/1383928/State-of-Agriculture-Report.pdf. Acesso 14 fev 2021.

Dudley, N. (ed), 2008. Guidelines for Applying Protected Area Management Categories, IUCN, Gland, Suíça. Disponível em: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/pag-021.pdf>

Dudley, N.; Stolton, S., 2003. Running Pure: the Importance of Forest Protected Areas to Drinking Water. World Bank, WWF Alliance for Forest Conservation and Sustainable Use. Disponível em: <<https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/15006>>

DUPAS, F. A. Crescimento urbano e suas implicações ambientais: redirecionamento de cidades de médio porte utilizando as variáveis ambientais, sensoriamento remoto e SIG - Estudo do caso de São Carlos, SP. Relatório final de pesquisa de Pós-doutoramento FAPESP, Universidade Federal de São Carlos, Departamento de Engenharia Civil, Engenharia Urbana, 2001.

Dupas, F. A. Desenvolvimento de procedimentos de Gestão de Áreas Protegidas (AP) baseada na análise comparativa de Instrumentos do Brasil e Austrália visando a Proteção

dos Recursos Hídricos. 2016. Pós-Doutorado. Australian Rivers Institute, Griffith University, p.43, 2016.

Ellison, D., Morris, C.E., Locatelli, D.B., Sheil, D., Cohen, J., Gutierrez, V., Noordwijk, M. Van, Credo, I.F., Pokorny, J., Gaveau, D., Spracklen, D. V, Ilstedt, U., Teuling, A.J., Gebreyohannis, S., Sands, D.C., Muys, B., 2017. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world, v. 43, p.51–61. <https://doi.org/doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.01.002>

Escanilla-Minchel, R., Alcayaga, H., Soto-Alvarez, M., Kinnard, C., Urrutia, R., 2020. Evaluation of the Impact of Climate Change on Runoff Generation in an Andean Glacier Watershed. *Water*, v.12,e.12, p.3547. <https://doi.org/10.3390/w12123547>

Ferreira, P., van Soesbergen, A., Mulligan, M., Freitas, M., Vale, M.M., 2019. Can forests buffer negative impacts of land-use and climate changes on water ecosystem services? The case of a Brazilian megalopolis. *Sci. Total Environ.*, v.685, p.248–258. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.065>.

Foley, J. A., 2005. Global Consequences of Land Use. *Science*, v. 309, n.5734, p.570–574. <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1111772>

Fuentes , B., Bertzky, B.; Delli , G., Mandrici, A., Conti , M., Florczyk, A. J., Freire, S., Schiavina, M., Bastin, L., Dubois,G. 2020. Built-up areas within and around protected areas: Global patterns and 40-year trends. *Global Ecology and Conservation journal*, v. 24 doi: [10.1016/j.gecco.2020.e01291](https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01291)

Galante, M.L.V, Beserra, M.M.L, Menezes, E.O., 2002. Roteiro Metodológico de Planejamento: Parque Nacional, Reserva Biológica, Estação Ecológica. Edições IBAMA, Brasília, 136 pp.

Geldmann, J., Joppa, L.N., Burgess, N.D., 2014. Mapping Change in Human Pressure Globally on Land and within Protected Areas. *Conserv. Biol.* v.28, p.1604–1616. <https://doi.org/10.1111/cobi.12332>

Geldmann, J., Manica, A., Burgess, N.D., Coad, L., Balmford, A., 2019. A global-level assessment of the effectiveness of protected areas at resisting anthropogenic pressures. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* v. 116, p.23209–23215. <https://doi.org/10.1073/pnas.1908221116>

Gong, J., Hu, Z., Chen, W., Liu, Y., Wang, J., 2018. Urban expansion dynamics and modes in metropolitan Guangzhou, China. *Land use policy*, v.72, p. 100–109. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.025>

Grantham, H.S., Duncan, A., Evans, T.D., Jones, K.R., Beyer, H.L., Schuster, R., Walston, J., Ray, J.C., Robinson, J.G., Callow, M., Clements, T., Costa, H.M., DeGemmis, A., Elsen, P.R., Ervin, J., Franco, P., Goldman, E., Goetz, S., Hansen, A., Hofsvang, E., Jantz, P., Jupiter, S., Kang, A., Langhammer, P., Laurance, W.F., Lieberman, S., Linkie, M., Malhi, Y., Maxwell, S., Mendez, M., Mittermeier, R., Murray, N.J., Possingham, H., Radachowsky, J., Saatchi, S., Samper, C., Silverman, J., Shapiro, A., Strassburg, B., Stevens, T., Stokes, E., Taylor, R., Tear, T., Tizard, R., Venter, O., Visconti, P., Wang, S., Watson, J.E.M., 2020. Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. *Nat. Commun.* v. 11, p.1–10. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19493-3>

Gray, C.L., Hill, S.L.L., Newbold, T., Hudson, L.N., Boirger, L., Contu, S., Hoskins, A.J., Ferrier, S., Purvis, A., Scharlemann, J.P.W., 2016. Local biodiversity is higher inside than

outside terrestrial protected areas worldwide. *Nat. Commun.* v.7. <https://doi.org/10.1038/ncomms12306>

Guerra, C.A., Rosa, I.M.D., Pereira, H.M., 2019. Change versus stability: are protected areas particularly pressured by global land cover change? *Landsc. Ecol.* v.34, p.2779–2790. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00918-4>

Harrison, I.J., Green, P.A., Farrell, T.A., Juffe-Bignoli, D., Sáenz, L., Vörösmarty, C.J., 2016. Protected areas and freshwater provisioning: a global assessment of freshwater provision, threats and management strategies to support human water security. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* v.26, p.103–120. <https://doi.org/10.1002/aqc.2652>

Hidalgo, R., Alvarado, V., Volker, P., Arenas, F., e Salazar, A. 2015. Ordenamiento costero metropolitano en Chile: de la expectativa de regulación a la planificación cooptada (1965-2014). *Cadernos sobre Habitação e Urbanismo*, v.8, p.206-225. <http://dx.doi.org/10.11144/Javeriana.cvu8-16.ocmc>

Hoang, N.T., Kanemoto, K., 2021. Mapping the deforestation footprint of nations reveals growing threat to tropical forests. *Nat. Ecol. Evol.* v.5, p.845–853. <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01417-z>

Hobday, A.J., McDonald, J., 2014. Environmental issues in Australia, *Annual Review of Environment and Resources.* v.39, p. 1-28. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-012113-111451>

Hoffmann, S., Beierkuhnlein, C., 2020. Climate change exposure and vulnerability of the global protected area estate from an international perspective. *Divers. Distrib.* v.26, p.1496–1509. <https://doi.org/10.1111/ddi.13136>

Howes, M., Wortley, L., Potts, R., Dedekorkut-Howes, A., Serrao-Neumann, S., Davidson, J., Smith, T., Nunn, P., 2017. Environmental Sustainability: A Case of Policy Implementation Failure? *Sustentabilidade*, v.9, p.165. <https://doi.org/10.3390/su9020165>

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades e Estados. 2020. Cidades e Estados. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados>. Acesso 04 de abr. de 2022.

ICMBio, 2018. Plano de Manejo da área proteção ambiental da Serra da Mantiqueira. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/plano-demanejo/plano_de_manejo_serra_da_mantiqueira_2018.pdf> (Acesso 02 abr 2020).

ICMBio, 2021. Mapa Temático e Dados Geoestatísticos das Unidades de Conservação Federais. Disponível em: <<https://www.gov.br/icmbio/pt-br/servicos/geoprocessamento/mapa-tematico-e-dados-geoestatisticos-das-unidades-de-conservacao-federais/mapa-tematico-e-dados-geoestatisticos-das-unidades-de-conservacao-federais>>

Immerzeel, W.W., Lutz, A.F., Andrade, M., Bahl, A., Biemans, H., Bolch, T., Hyde, S., Brumby, S., Davies, B.J., Elmore, A.C., Emmer, A., Feng, M., Fernández, A., Haritashya, U., Kargel, J.S., Koppes, M., Kraaijenbrink, P.D.A., Kulkarni, A. V., Mayewski, P.A., Nepal, S., Pacheco, P., Painter, T.H., Pellicciotti, F., Rajaram, H., Rupper, S., Sinisalo, A., Shrestha, A.B., Viviroli, D., Wada, Y., Xiao, C., Yao, T., Baillie, J.E.M., 2020. Importance and vulnerability of the world's water towers. *Nature*, v. 577, p.364–369. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1822-y>

INE, 2017. Estimaciones y proyecciones de población de Chile - Censo 2017. Disponível em: <<https://www.censo2017.cl/descargas/proyecciones/estimaciones-y-proyecciones-chile-1992-2050-base-2017-poblacion-e-indicadores.xlsx>>. Acesso 20 nov 2020.

IUCN/WCMC. Guidelines for Protected Area Management Categories. Gland and Cambridge: IUCN. 1994.

Jiang, L., Yu, L., 2019. Analyzing land use intensity changes within and outside protected areas using ESA CCI-LC datasets. *Glob. Ecol. Conserv.* v.20. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00789>

Jones, K. R., Venter, O., Fuller, R. A., Allan, J. R., Maxwell, S. L., Negret, P. J., Watson, J. E. M. 2018. One-third of global protected land is under intense human pressure. *Science*, v.360, e.6390, p. 788–791. <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aap9565>

Kemp, J., Olley, J., Capon, S., 2019. An environmental history of Moreton Bay hinterlands. In: *Moreton Bay Quandamooka & Catchment: Past, Present, and Future*. pp. 2–7.

Kemp, J., Olley, J.M., Ellison, T., McMahon, J., 2015. River response to European settlement in the subtropical Brisbane River, Australia. *Anthropocene*, v.11, p.48–60. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2015.11.006>

Kozłowski, M., Yusof, Y.M., 2016. The role of urban planning and design in responding to climate change: the Brisbane experience. *Int. J. Clim. Chang. Strateg. Manag.* v.7, p.394 – 417. <https://doi.org/10.1108/IJCCSM-05-2014-0064>

Landis, J.R.; Koch, G.G. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, v. 33, n. 1, p. 159-174, 1977. doi.org/10.2307/2529310

Leberger, R., Rosa, I.M.D., Guerra, C.A., Wolf, F., Pereira, H.M., 2020. Global patterns of forest loss across IUCN categories of protected areas. *Biol. Conserv.* v.241, p.108299. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108299>

Lima, E.A.C.F., Ranieri, V.E.L., 2018. Land use planning around protected areas: Case studies in four state parks in the Atlantic forest region of southeastern Brazil. *Land use policy*, v.71, p.453–458. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.020>

Lyons M, Phinn S, Roelfsema C. 2019. Moreton Bay e expansão urbana da bacia e mudança da vegetação. In: Tibbetts, I.R., Rothlisberg, P.C., Neil, D.T., Homburg, T.A., Brewer, D.T., Arthington, A.H. (eds). *Moreton Bay Quandamooka & Catchment: Passado, presente e futuro*. Fundação Moreton Bay. Brisbane, Austrália. Disponível em: <https://moretonbayfoundation.org/>

Magalhães, R.J.F., Júnior, A.R.B., 2019. The value of the watershed protection service. *Eng. Sanit. e Ambient.* v.24, p.1049–1060. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522019142492>

Maricato, E. *Para Entender a Crise Urbana*. São Paulo: Expressão Popular, 2015.

Marzi, C. M. H. ¿Qué Se Necesita Para La Protección De La Biodiversidad? Servicio De Biodiversidad Y Áreas Protegidas, Y Sistema Nacional De Áreas Protegidas: Comentarios, Problemas Y Desafíos. Trabalho de conclusão (Licenciatura en Ciencias Jurídicas y Sociales). Departamento De Derecho Económico. Facultad De Derecho. Universidad De Chile. Santiago. p. 63. Chile, 2019

- Mcdonald, R. I.; Forman, R. T.T.; Kareiva, P.; Neugarten, R.; Salzer, D.; Fisher, Jon., 2009. Urban effects, distance, and protected areas in an urbanizing world. *Landscape and Urban Planning*, v. 93, n. 1, p. 63–75. [10.1016/j.landurbplan.2009.06.002](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.06.002)
- McGrath, C., 2011. *Synopsis of the Queensland Environmental Legal System*. (5th ed). Environmental Law Publishing, Australia.
- McMahon, J.M., Olley, J.M., Brooks, A.P., Smart, J.C.R., Stewart-Koster, B., Venables, W.N., Curwen, G., Kemp, J., Stewart, M., Saxton, N., Haddadchi, A., Stout, J.C., 2020. Vegetation and longitudinal coarse sediment connectivity affect the ability of ecosystem restoration to reduce riverbank erosion and turbidity in drinking water. *Sci. Total Environ.* v.707, 135904. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135904>
- Mello, K. de, Taniwaki, R.H., Paula, F.R. de, Valente, R.A., Randhir, T.O., Macedo, D.R., Leal, C.G., Rodrigues, C.B., Hughes, R.M., 2020. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *J. Environ. Manage.* v.270, 110879. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>
- Mello, K. de, Valente, R.A., Randhir, T.O., Vettorazzi, C.A., 2018. Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil. *Ecol. Indic.* v. 93, p.1293–1301. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.030>
- MINVU, 2008. Plan regional de desarrollo urbano y territorial de la V Región de Valparaíso. Valparaíso, 2008. Disponible em: <https://infofirma.sea.gob.cl/DocumentosSEA/MostrarDocumento?docId=4b/3e/28eb8623f18b50ab208ca9f2984981158bcd>. Acceso 15 set. 2020.
- MINVU, 2019. Disponible em: <https://www.minvu.cl/wp-content/uploads/2019/05/INE-PROYECCIONES-POBLACION-POR-COMUNA-2015-2020.xlsx> . Acceso 27 jun. 2020.
- MOP, 2005. Dirección General de Aguas: Información pluviométrica, fluviométrica, estado de embalses y aguas subterráneas. nº 328. Santiago. Disponible em: <https://dga.mop.gob.cl/productosyservicios/informacionhidrologica/Informacin%20Mensual/boletin082005.pdf> . Acceso 13 jun 2020.
- Moreton Bay, 2016. Planning scheme document. Disponible em: <https://www.moretonbay.qld.gov.au/Services/Building-Development/Planning-Schemes/MBRC/Document>>. Acceso 08 jun. 2021.
- Mortoja, M.G., Yigitcanlar, T., 2020. Local drivers of anthropogenic climate change: Quantifying the impact through a remote sensing approach in Brisbane. *Remote Sens.* v. 12. <https://doi.org/10.3390/rs12142270>
- Muñoz, A. M., Salazar A., 2014. Reserva de la Biosfera La Campana – Penuelas: micro-region modelo para la planificación del desarrollo regional sustentable. In: A Moreira-Munoz, A Borsdorf (eds). *Reservas de la Biosfera de Chile: Laboratorios para la Sustentabilidad*. Academia de Ciencias Austriaca, Pontificia Universidad Católica de Chile, Instituto de Geografía, Santiago, serie Geolibros. v. 17 p.106–122
- Muñoz, A.A., Klock-Barría, K., Alvarez-Garretón, C., Aguilera-Betti, I., González-Reyes, Á., Lastra, J.A., Chávez, R.O., Barría, P., Christie, D., Rojas-Badilla, M., Lequesne, C., 2020. Water crisis in petorca basin, Chile: The combined effects of a mega-drought and water management. *Water (Switzerland)*. v.12. <https://doi.org/10.3390/w12030648>

- Novo, E. M. L. M. Sensoriamento Remoto: Princípios e Aplicações. 4 ed. São Paulo: Edgard Blücher, 2011.
- Oliveira, V.A., de Mello, C.R., Viola, M.R., Srinivasan, R., 2017. Assessment of climate change impacts on streamflow and hydropower potential in the headwater region of the Grande river basin, Southeastern Brazil. *Int. J. Climatol.*, v. 37, p. 5005–5023. <https://doi.org/10.1002/joc.5138>
- Paiva, A.C. da E., Nascimento, N., Rodriguez, D.A., Tomasella, J., Carriello, F., Rezende, F.S., 2020. Urban expansion and its impact on water security: The case of the Paraíba do Sul River Basin, São Paulo, Brazil. *Sci. Total Environ.* 720. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137509>
- Pinto, L. C. *Hydropedology at the Mantiqueira Range, Southeastern Brazil*. Tese (doutorado). Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, 165p., 2015.
- Pompêo, M., Moschini-Carlos, V. (org.) *Reservatórios que abastecem São Paulo: problemas e perspectivas*. São Paulo : Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2020. Disponível em: http://ecologia.ib.usp.br/portal/publicacoes/all_book_2020.pdf
- Pontes, P.R.M., Cavalcante, R.B.L., Sahoo, P.K., Silva Júnior, R.O. d., da Silva, M.S., Dall’Agnol, R., Siqueira, J.O., 2019. The role of protected and deforested areas in the hydrological processes of Itacaiúnas River Basin, eastern Amazonia. *J. Environ. Manage.* v. 235, p. 489–499. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.090>
- Population, total. World Bank, 2022. Disponível em: <https://data.worldbank.org/indicator/SP.POP.TOTL>. Acesso 20 jul. 2022.
- Prowse, T.A.A., O’Connor, P.J., Collard, S.J., Rogers, D.J., 2019. Eating away at protected areas: Total grazing pressure is undermining public land conservation. *Glob. Ecol. Conserv.* v. 20, e.00754. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00754>
- Queensland Government, 2013. *D’Aguilar National Park, D’Aguilar National Park (Recovery) and Byron Creek Conservation Park Management Statement 2013*. Department of National Parks, Recreation, Sport and Racing, Brisbane, 13 pp. Acesso 07 abr. 2021.
- Queensland Government, 2020a. *Legislation Queensland. Environmental Protection (Water and Wetland Biodiversity) Policy 2019*. Disponível em: <https://www.legislation.qld.gov.au/view/html/inforce/current/sl-2019-0156#sec.16> . Acesso 04 abr. 2021.
- Queensland Government, 2020b. *Legislation Queensland. Water Plan (Moreton) 2007*. Disponível em: <https://www.legislation.qld.gov.au/view/html/inforce/current/sl-2007-0031> . Acesso 21 abr. 2021.
- Reid, W. V., Mooney, H. A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S.R., Chopra, K., Dasgupta, P., Dietz, T., Duraiappah, A. K., Hassan, R., Kasperson, R., Leemans, R., May, R.M., Mcmichael, A.J., Pingali, P., Samper, C., Scholes, R., Watson, R.T., Zakri, A.H., Zurek, M.B., 2005. *Ecosystems and human well-being - Synthesis: A Report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press. <https://edepot.wur.nl/45159>

Rocco, R., Royer, L., Mariz Gonçalves, F., 2019. Characterization of Spatial Planning in Brazil: The Right to the City in Theory and Practice. *Plan. Pract. Res.* v. 34, p. 419–437. <https://doi.org/10.1080/02697459.2019.1636552>

Rodríguez, D. R., Vega, J.M., Echavarría, P., 2019. A twenty year GIS-based assessment of environmental sustainability of land use changes in and around protected areas of a fast developing country: Spain. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* v. 74, p. 169–179. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.08.006>

Ronquim, C. C., Silva, R.F.B., Figueiredo, E.B., Bordonal, R.O., A.H.C. Teixeira, T.C.D. Cochark, J.F., 2016. Carbon sequestrations sociated to the land-use and land-cover changes in the forestry sector in Southern Brazil *Proceedings of Spie*, v. 9998 (9998), pp. 1-14. <https://doi.org/10.1117/12.2242094>

Rosa, A. M. R.; Guarda, V. L. de M. 2019. Gestão de recursos hídricos no Brasil: um histórico. *Revista Direito Ambiental e sociedade*, v. 9, n. 2, p. 197-220.

Rosa, M.R., Brancalion, P.H.S., Crouzeilles, R., Tambosi, L.R., Piffer, P.R., Lenti, F.E.B., Hirota, M., Santiami, E., Metzger, J.P., 2021. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. *Sci. Adv.*, v.7, p.1–9. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abc4547>

Schuch, G., Serrao-Neumann, S., Morgan, E., Low Choy, D., 2017. Water in the city: Green open spaces, land use planning and flood management – An Australian case study. *Land Use Policy*, v. 63, p.539–550. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.01.042>

SeqWater. Wivenhoe, 2021. Disponível em:<<https://www.seqwater.com.au/dams/wivenhoe>>. Acesso 14 out. 2021.

Seto, K. C.; Güneralp, B.; Hutyra, L. R., 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 109, n. 40, p. 16083–16088. doi: 10.1073/pnas.1211658109

Shafer, C. L., 1999. US National Park Buffer Zones: Historical, Scientific, Social, and Legal Aspects. *Environmental Management*, v.23, p.49–73. <https://doi.org/10.1007/s002679900167>

Silva, A.M. da, Rodgers, J., 2018. Deforestation across the World: Causes and Alternatives for Mitigating. *Int. J. Environ. Sci. Dev.*, v.9, p.67–73. <https://doi.org/10.18178/ijesd.2018.9.3.1075>

Silva, H.J. da, Dupas, F.A., 2017. Análise da expectativa da perda de solo nos anos de 1985 e 2015 na APA da Serra da Mantiqueira e na APA Fernão Dias. *An. do XVIII Simpósio Bras. Sensoriamento Remoto -SBSR* 3138–3145

Silva, I.A., Dupas, F.A., Costa, C.W., Medeiros, G. de O.R., de Souza, A.R., 2021. Spatiotemporal changes in land cover land use in protected areas of Serra da Mantiqueira, Southeastern Brazil. *Environ. Challenges*, v.4, 100195. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100195>

SOE, 2016. Desenvolvimento Urbano: Biodiversidade. <https://soe.environment.gov.au/theme/biodiversity/topic/2016/urban-development>

- Somerset, 2016. Somerset Region Planning Scheme. Disponível em: <<https://www.somerset.qld.gov.au/our-services/somerset-region-planning-scheme>> . Acesso 08 jun. 2021.
- Sone, J. S., Gesualdo, G. C., Zamboni, P. A. P., Vieira, N. O. M., Mattos, T. S., Carvalho, G. A., Rodrigues, D. B.B., Sobrinho, T. A. ,Oliveira, P. T. S., 2018. Water provisioning improvement through payment for ecosystem services. *Science of The Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.319>
- Souza, A.R. de, Dupas, F.A., Silva, I.A. da, 2021. Spatial targeting approach for a payment for ecosystem services scheme in a peri-urban wellhead area in southeastern Brazil. *Environ. Challenges*, v.5, e.100206. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100206>
- Starzynski, R., Simões, S.J., 2015. Avaliação Quantitativa Do Uso Dos Recursos Hídricos Em Unidade De Conservação: Estudo De Caso Do Parque Estadual Serra Do Mar. *Soc. Nat.*, v.27, p.327–340. <https://doi.org/10.1590/1982-451320150210>
- Tangerino, D.F., Lourenço, R. T. Comparação da exatidão de métodos de classificação supervisionada e não supervisionada a partir do índice kappa na microbacia do Ribeirão Duas Águas em Botucatu/SP. *Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE*
- UNEP-WCMC e IUCN. 2021. Protected Planet Report 2020. UNEP-WCMC e IUCN: Cambridge UK; Gland, Suíça. <https://livereport.protectedplanet.net/>
- Wang, L., Wang, S., Zhou, Y., Zhu, J., Zhang, J., Hou, Y., Liu, W., 2020. Landscape pattern variation, protection measures, and land use/land cover changes in drinking water source protection areas: A case study in Danjiangkou Reservoir, China. *Glob. Ecol. Conserv.* v.21, e.00827. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00827>
- Ward, C., Stringer, L.C., Holmes, G., 2018. Protected area co-management and perceived livelihood impacts. *J. Environ. Manage*, v.228, p.1–12. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.018>
- Watson, J.E.M., Dudley, N., Segan, D.B., Hockings, M., 2014. The performance and potential of protected areas. *Nature*, v.515, p.67–73. <https://doi.org/10.1038/nature13947>
- World Banck. 2022. Population, total. Disponível em: <https://data.worldbank.org/indicator/SP.POP.TOTL>. Acesso 20 jul. 2022.