

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS - UNISINOS
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA
NÍVEL DOUTORADO

SORAYA RIBEIRO

DINÂMICA DA PAISAGEM E AS ÁREAS PROTEGIDAS

São Leopoldo

2021

SORAYA RIBEIRO

DINÂMICA DA PAISAGEM E AS ÁREAS PROTEGIDAS

Tese apresentada como requisito para obtenção do título de Doutor em Biologia, pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia - Área de Concentração: Diversidade e Manejo da Vida Silvestre da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS.

Orientadora: Prof.^a Dr. Leonardo Maltchik Garcia

São Leopoldo

2021

R484d Ribeiro, Soraya
Dinâmica da paisagem as áreas protegidas/ Soraya
Ribeiro– 2021.
112 f. : il. ; 30 cm.

Tese (doutorado) – Universidade do Vale do Rio dos
Sinos, Programa de Pós-Graduação em Biologia, 2021.
“Orientador: Prof. Dr. Leonardo Maltchik Garcia”

1. Biodiversidade. 2. Conservação da natureza. 3.
Pampas. 4. Paisagens. I. Título.

CDU574

SORAYA RIBEIRO

DINÂMICA DA PAISAGEM E AS ÁREAS PROTEGIDAS

Tese apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Biologia, pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia da Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS

Aprovado em (dia) (mês) (ano)

BANCA EXAMINADORA

Dr. Leonardo Maltchick Garcia - UNISINOS

Dr. Heinrich Hasenack-UFRGS

Dra. Maria Virginia Petry- UNISINOS

Dra. Suzane Belvilaqua Marcuzzo- UFSM

Dr. Marcelo Zagonel- UNISINOS

AGRADECIMENTOS A CAPES

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

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001.

AGRADECIMENTOS

Aos animais, amor infinito

Meu orientador Leonardo Maltchick Garcia pelo apoio, ensinamentos e por ter tido a oportunidade de conhecer esta pessoa maravilhosa.

Ao meu companheiro Glauber Zettler Pinheiro que me fez acreditar que eu era capaz.

A Cristina Stener Malchik pelo apoio nas submissões, estatística e pela amizade.

Ao professor Heinrich Hasenack pelo ajuda no levantamento de dados.

A Rafael Gomes de Moura pelos ensinamentos de Arcgis.

A equipe da biblioteca da SMAMS no auxílio as normas técnicas.

A meus país, especialmente meu pai “in memorian”, que sempre foi um grande amante da natureza e dos animais, e sempre teve muito orgulho da pessoa e profissional que me tornei.

Aos meus amigos, que são muitos, e que são os alicerces da minha vida.

Ao curso de Pós Graduação em Biologia da Unisinos

A CAPES pelo apoio financeiro

RESUMO

A perda de biodiversidade é comum a todos os ecossistemas do mundo, no Brasil a situação não é diferente, onde a conversão de áreas naturais em agrícolas está levando a uma perda de ambientes naturais em todos os biomas. Uma das alternativas para conservar ambientes é a criação de áreas protegidas, onde uma parcela do bioma é protegida em meio a um ambiente em transformação. Ser considerada uma área protegida nem sempre é garantia de atingir os objetivos da conservação. Deficiências de recursos financeiros, recursos humanos, gestão, manejo e aspectos legais nem sempre permitem fazer com que estas áreas estejam imunes às pressões externas. Este trabalho tem como objetivo a avaliação de duas categorias de áreas protegidas no Brasil: as Unidades de Conservação de Proteção Integral e os Sítios Ramsar. Para esta avaliação foi realizado um estudo utilizando-se o uso do solo como métrica da paisagem, com foco no interior e no entorno das áreas protegidas. Esta análise foi realizada através de ferramentas de sensoriamento remoto com utilização das bases dos Projetos Probio (2007), Mapeamento de uso e cobertura vegetal do Rio Grande do Sul: LABGEO-UFRGS (2018) e MapBiomias Coleção 3 (2017). Os resultados demonstraram que estas áreas protegidas não estão imunes às pressões externas, com muitas áreas apresentando uso antrópico em seu interior incompatível com a sua categoria. No caso dos Sítios Ramsar os resultados mostraram bom estado de conservação e uma relação com o entorno que serviu como anteparo às pressões antrópicas. Nas Unidades de Conservação do Bioma Pampa, a análise da categoria de proteção integral mostrou a necessidade de se discutir alternativas de manejo para conservação dos campos naturais.

Palavras chave: ramsar, unidades de conservação, pampa, paisagem.

ABSTRACT

The loss of biodiversity is common to all ecosystems in the world, in Brazil the situation is no different, where the conversion of natural to agricultural areas is leading to a loss of natural environments in all biomes. One of the alternatives for conserving environments is the creation of protected areas, where a portion of the biome is protected in the midst of a changing environment. Being considered a protected area is not always a guarantee of achieving conservation objectives, as management deficiencies, financial and personnel resources, legal and management aspects do not always manage to make these areas immune from external pressures. This work aims to evaluate two categories of protected areas in Brazil, the Integral Protection Conservation Units and the Ramsar Sites. For this evaluation, a study was carried out using land use as landscape metric, focusing on the interior and buffer zone. This analysis was performed using remote sensing tools using the bases of the Probio (2007), Mapeamento de uso e cobertura vegetal do Rio Grande do Sul: LABGEO-UFRGS (2018) and MapBiomias Collection 3 (2017) projects. The results showed that these protected areas are not immune to external pressures, with many areas presenting anthropic use in their interior incompatible with their category. In the case of Sitios Ramsar, the results showed a good state of conservation and a relationship with the surroundings that served as a shield from anthropic pressures. In the Pampa Biome Conservation Units, the analysis of the integral protection category showed the need to discuss management alternatives for the conservation of natural fields.

Key words: ramsar, protected áreas, pampa, landscape

SUMÁRIO

1 APRESENTAÇÃO	9
2 MARCOS TEÓRICOS	11
2.1. Ecologia da Paisagem	11
2.2 Áreas Protegidas	15
2.3. Áreas Úmidas	21
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS DO MARCO TEÓRICO	25
3 CAPÍTULO 1: LAND USE IN BRAZILIAN CONTINENTAL WETLAND RAMSAR SITES (PUBLICADO)	33
4 CAPÍTULO 2: PROTECTED AREAS OF THE PAMPA BIOME PRESENTED LAND USE INCOMPATIBLE WITH CONSERVATION PURPOSES	53
5 CAPÍTULO 3. ANÁLISE DA MUDANÇA NA COBERTURA DO SOLO EM UM SÍTIO RAMSAR DO BIOMA PAMPA BRASILEIRO: PARQUE NACIONAL DA LAGOA DO PEIXE	80
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	108

1. APRESENTAÇÃO

Esta tese compreende requisitos básicos para obtenção do título de Doutor em Biologia pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos. O estudo teve como base a ecologia da paisagem com foco na conservação de ecossistemas. Neste estudo procuramos, através do estudo da métrica da paisagem (uso do solo), avaliar o estado de conservação de algumas categorias de áreas protegidas no Brasil. Esta abordagem é um importante instrumento de planejamento e avaliação da efetividade destas áreas protegidas. A tese será dividida em três capítulos em forma de artigos científicos submetidos, e que serão submetidos às revistas científicas. Antes dos capítulos, três marcos conceituais foram desenvolvidos para subsidiar dados que sustentem os resultados apresentados: ecologia da paisagem, áreas protegidas e áreas úmidas.

O capítulo 1 intitulado “Land use in Brazilian continental wetland Ramsar Sites” foi publicado na revista *Land Use Policy* (f_i= 3,57; A1). O manuscrito apresenta um diagnóstico baseado na avaliação do uso do solo em 19 Sítios Ramsar Continentais do Brasil. Este trabalho utiliza as bases do projeto Probio (2007) que fez uma avaliação da cobertura vegetal dos Biomas do Brasil. Foi realizado o diagnóstico de uso do solo no interior e no raio de 10 km em cada sítio. A análise baseou-se nas classes de uso antrópico com objetivo avaliar o tipo de uso do solo e os percentuais envolvidos em cada área. Nossas hipóteses do estudo foram: (1) Por serem áreas protegidas, estes locais são capazes de manter a conservação dos ambientes; (2) O uso do entorno tem influência sobre a conservação das áreas protegidas.

O capítulo 2 intitulado “Protected Areas of integral protection of the Pampa biome presented land use incompatible with conservation purposes” foi submetido para a revista *Journal of Land use Science* (f_i= 1,106, A2). Este trabalho tem como objetivo apresentar um diagnóstico baseado no uso e cobertura do solo no interior e no entorno de 14 Unidades de Conservação de Proteção Integral do Bioma Pampa. Foram utilizadas as bases do Mapeamento de uso e cobertura vegetal do Rio Grande do Sul: LABGEO-UFRGS onde constam os dados de cobertura vegetal do Bioma Pampa. Este diagnóstico buscou avaliar o estado de conservação das unidades de conservação e as pressões externas relacionadas ao uso do solo.

São discutidos também os aspectos relacionados ao tipo de uso antrópico, categoria de manejo, regularização fundiária, planos de manejo e manejo do campo nativo. Nossas hipóteses do estudo foram: (1) As unidades de conservação de proteção integral são capazes de conservar esta amostra de ecossistema; (2) a categoria de proteção integral, nos moldes de gestão atual, é adequada à conservação do ecossistema campestre.

O capítulo 3 traz de volta o tema Sítios Ramsar, desta vez enfocando o Sítio Ramsar do Bioma Pampa, o Parque Nacional da Lagoa do Peixe. O título do trabalho é “Análise da efetividade do Sítio Ramsar do Pampa Brasileiro: Parque Nacional da Lagoa do Peixe. Rio Grande do Sul. Brasil.” Este estudo tem como objetivo fazer uma análise da dinâmica das classes de uso do solo ao longo de 32 anos, desde período anterior a criação do Parque até os dias atuais. Para esta análise utilizou-se os dados do projeto Mapbiomas Coleção 3, período de análise de 32 anos, 1985 a 2017. Para estas avaliações foram utilizados dados de uso e cobertura do solo, enfocando a dinâmica dos usos antrópicos e da cobertura vegetal original. Nossas hipóteses para o estudo foram: (1) O Sítio Ramsar Parque Nacional da Lagoa do Peixe cumpre seus objetivos de conservação; (2) Do período de 1985 a 2017 houve aumento dos ambientes naturais no interior do Sítio.

2. MARCOS TEÓRICOS

2.1. Ecologia da Paisagem

A ecologia de paisagem é o estudo da estrutura, função e dinâmica de áreas heterogêneas compostas por ecossistemas interativos, especialmente com suas relações com unidades vizinhas (FORMAN e GODRON 1986). No âmbito científico, a primeira pessoa a introduzir o termo “paisagem” foi um geo-botânico, Alexander von Humboldt, no início do século XIX, com a finalidade de caracterizar uma região terrestre e suas inter-relações. A ecologia de paisagem contribui para a conservação de espaços naturais, pois lida com mosaicos antropizados pelo homem, sendo vista como uma interface entre a esfera abiótica, biótica e antrópica (paisagens culturais) (LANG e BLASCHKE,2009; TRICART, 1979).

Os principais componentes de uma paisagem são as manchas, matriz e corredores. A mancha é a mais importante unidade espacial, definida como forma da superfície delimitada não linearmente, e sua aparência é distinta da região do entorno (FORMAN e GODRON, 1986). Três manchas são reconhecidas na ecologia da paisagem. As manchas de distúrbio que se originam a partir de uma pequena área de uma matriz e são causadas por intervenções espontâneas; manchas introduzidas, que incluem todas as plantações feitas pelo homem, há uma composição de espécies que possui forte influência da ação humana e as manchas remanescentes, que são fragmentos sobreviventes de perturbações de grandes extensões espaciais (LANG e BLASCCHKE, 2009).

A matriz da paisagem é o tipo de superfície dominante, relativamente homogêneo que inclui manchas ou corredores de diferentes tipos. A matriz pode ser expressa pelas zonas de entorno de fragmentos de ambientes, local onde ocorrem trocas e dinâmicas importantes para a manutenção das condições ambientais. A matriz é especialmente importante quando tratamos de ambientes aquáticos, bacias hidrográficas e áreas úmidas, pois drenam águas para manutenção destes ambientes. A matriz também é fundamental para a fauna, pois são locais de diversas funções ecológicas como dispersão de animais, forrageamento, hibernação e oviposição de espécies.

Diferentes estágios da vida exigem diferentes componentes da paisagem e corredores permeáveis para a manutenção de meta populações (BAGER e ROSADO, 2010; FICETOLA, 2008).

Outra parte integrante da paisagem são os corredores, definidos como qualquer espaço identificável e utilizado por uma espécie de plantas (pólen e sementes) ou animal para seu deslocamento. Podem ser tanto lineares como em forma de manchas. Este elemento da paisagem possui grande importância quando tratamos de ambientes fragmentados, viabilizando a manutenção da diversidade de espécies nos fragmentos (ALONSO, 2010).

A fragmentação dos habitats é o processo pelo qual uma área contínua é reduzida em seu tamanho e dividida em manchas de diversos tamanhos, envoltas em uma matriz composta de um ecossistema diferente do original (RIBEIRO e BICCA MARQUES, 2005). A fragmentação traz como consequências a perda de diversidade de espécies e uma série de problemas relacionados à qualidade de habitat e extinção de espécies (PRIMACK e RODRIGUES, 2001). À medida que uma área é desmatada, dividida, rompe-se o movimento natural de passagem de animais selvagens, plantas, distúrbios naturais, funções hidrológicas e fluxos de energia (WALACE et al., 2005). Tais mudanças geralmente resultam de atividades antrópicas como cercamentos, estradas, luz artificial, introdução de espécies exóticas e generalistas e de animais domésticos.

Um ambiente em equilíbrio, onde a diversidade de animais é alta, influencia inclusive nas questões de saúde, o chamado efeito da diluição de patógenos. Quando existe a perda dessa biodiversidade, normalmente as espécies que conseguem se adaptar a ambientes degradados também são bons reservatórios de agentes infecciosos, porque essa é uma estratégia do vírus e do parasita. Fragmentação de habitat facilita a dispersão de doenças emergentes e re-emergentes (BATISTA, 2013). No caso da hantavirose, doença transmitida por roedores, existe uma relação direta entre abundância de certas espécies de roedores em reservatórios com propagação de hantavirose (PRISTI, 2017).

No caso do mosquito vetor de febre amarela, a dispersão do vírus é facilitada em ambientes fragmentados, pois o mosquito utiliza bordas de fragmentos para se deslocar (SCINACHI et al., 2017). Estes exemplos nos mostram a importância da conservação de habitats saudáveis, permitindo a manutenção dos fluxos naturais e equilíbrio.

Nos últimos 50 anos, os seres humanos alteraram os ecossistemas do mundo mais do que em qualquer outro período da história. Vinte por cento da área da maioria dos biomas terrestres avaliados na Millennium Ecosystem Assessment-MEA (2005) foram convertidos para uso humano. A partir da segunda metade do século XX, o desenvolvimento econômico resultou na conversão de 24% da superfície da Terra em áreas cultiváveis (TESFAW et al., 2018). As mudanças de uso da terra no mundo estão promovendo alarmantes perdas de biodiversidade (ROE, 2019; OLIVER et al., 2015). A perda de habitats e a fragmentação são consideradas os principais fatores indutores da perda de biodiversidade, especialmente em ambientes tropicais (MMA, 2003). Além da perda física dos habitats, ainda temos os fatores antropogênicos indiretos como introdução de espécies, mudanças climáticas, doenças e contaminantes ambientais, que também contribuem para o declínio da biodiversidade (HERO e RIDGWAY, 2006). As ameaças crescentes a todos estes ecossistemas fizeram com que a IUCN iniciasse um trabalho de construção de uma lista vermelha de ecossistemas ameaçados (RODRIGUEZ et al., 2011).

O primeiro aspecto de alteração ambiental verificado em uma área é a conversão do uso do solo para implantação de atividades diversas, removendo e substituindo sua vegetação original. A alteração ambiental dá origem a uma matriz agrícola ou urbana, fragmentando importantes áreas naturais que passam a funcionar em uma dinâmica diferente da original, passando a depender de estruturas da paisagem que as mantêm funcionais.

Para auxiliar o entendimento desta problemática, o Sensoriamento Remoto é uma ferramenta fundamental para o estudo da ecologia da paisagem. Esta ferramenta permite obter um diagnóstico da paisagem para um bom planejamento da conservação, pois trabalha em escalas compatíveis à necessidade de um objetivo. Os dados geográficos permitem uma visualização da situação espacial das áreas de estudo, bem como uma avaliação em escala temporal, permitindo projetar tendências futuras (CRÓSTA, 1992; PONZONI et al., 2015). Três grandes projetos de levantamento de dados no Brasil embasam muitas pesquisas científicas como o Probio (2007): Uso de Cobertura vegetal do Rio Grande do Sul – Situação em 2015 (HOFMAN E HASENACK, 2018) e o MAPBIOMAS COLEÇÃO 3. (MAPBIOMAS, 2017).

O PROBIO (Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira) foi concebido tendo em vista os compromissos assumidos pelo Brasil ao ratificar a Convenção sobre Diversidade Biológica. Um dos inúmeros projetos financiados pelo PROBIO apoiou o mapeamento da cobertura vegetal dos biomas brasileiros, com o objetivo de obter um mapa com legenda de uso e cobertura do solo e período de obtenção de dados homogêneos para todos os biomas. Foram utilizadas imagens do sensor TM do satélite Landsat, e como período de referência o ano de 2002 (imagens entre 2001 e 2004).

Os objetivos principais do Probio foram o mapeamento histórico das atividades desenvolvidas nos biomas; mapeamento dos remanescentes de vegetação natural e ocupação antrópica; geração de uma base de dados consolidada com os dados temáticos e cartográficos obtidos e de produtos cartográficos impressos incluindo mapa síntese, submosaicos e recorte sistemático 1: 250. 000.

O Probio foi uma iniciativa da Secretaria de Biodiversidade e Florestas do Ministério de Meio Ambiente, implementada com recursos do Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (PROBIO), resultante de parceria entre o Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Fundo para o Meio Ambiente Global (GEF) e Banco Mundial (BRASIL, 2006).

O projeto Uso e Cobertura vegetal do Estado do Rio Grande do Sul, é o terceiro de uma série de mapas de uso e cobertura vegetal do Rio Grande do Sul que iniciou com o projeto Probio 2007. Este projeto tem como objetivo acompanhar as mudanças ocorridas nas diferentes regiões do estado do Rio Grande do Sul. O projeto foi realizado usando mosaicos de imagens LANDSAT ano base 2015, nível de detalhamento adotado é compatível com a escala 1: 250.000 (HOFMAN e HASENACK, 2018).

O MAPBIOMAS é uma iniciativa multi-institucional envolvendo universidades, ONGs e empresas de tecnologia, unidas para contribuir com o entendimento das transformações do território a partir do mapeamento anual da cobertura e uso do solo no Brasil. O MAPBIOMAS tem com objetivo contribuir para o entendimento da dinâmica do uso do solo no Brasil e em outros países tropicais. Seus principais objetivos são

desenvolver e implementar uma metodologia rápida, confiável e de baixo custo para gerar mapas anuais de cobertura e uso do solo do Brasil a partir de 1985 até os dias atuais. As informações são de fácil acesso a todos podendo ser utilizada por outros países.

O MAPBIOMAS também possui uma rede colaborativa de especialistas nos biomas brasileiros para o mapeamento da cobertura do solo e da sua dinâmica de mudanças (MAPBIOMAS, 2018).

2.2 Áreas Protegidas

Áreas protegidas podem ser consideradas manchas remanescentes que se originaram a partir de processos de mudança do uso do solo em grandes áreas. O sucesso de uma área protegida reside em manter íntegra uma área que geralmente representa uma parcela de um ecossistema maior que está sofrendo processos de perda e degradação. Estas áreas não se configuram locais fechados, são sistemas extremamente permeáveis e realizam diversas trocas com seu entorno, a matriz (PRIMACK e RODRIGUES, 2001). Dependendo do uso desta matriz, as áreas protegidas podem ser afetadas negativamente ou ficarem mais protegidas quando os usos do solo são voltados à conservação. Desta forma, as áreas de entorno, conhecidas como áreas de amortecimento, figuram como importante matriz da paisagem no planejamento da conservação.

Segundo a IUCN (2008), áreas protegidas (AP) são definidas como uma área de terra ou de água especialmente dedicada à proteção e a manutenção da diversidade biológica associada a recursos culturais e administradas por meios legais. A rede global de áreas protegidas continua sendo umas das melhores estratégias para conservação das florestas tropicais (HU et al., 2017).

Atualmente, no mundo existem cerca de 200.000 áreas protegidas, cobrindo 14,6% das áreas terrestres e 2,8% das áreas marinhas. As metas de Aichi, definidas na Convenção das Partes – COP 10, definiram que o percentual ideal de conservação para todos os países até 2020 seria de 17% para áreas terrestres e 10 % para marinhas (BUTCHART et al., 2015). Apenas 40% dos países atingem 17% de proteção de áreas terrestres e 13% atingem 10% das áreas marinhas. Entretanto, este percentual não está balanceado entre biomas, sendo que alguns estão mais protegidos que outros (BUTCHART et al., 2015, TESFAW et al., 2018).

Diante de um cenário de tantas perdas importantes de ecossistemas e biodiversidade, diversas ações para proteção foram necessárias.

Na última Convenção sobre a Diversidade Biológica realizada em 2020, a ONU avançou na ideia da implementação de uma meta de proteção de 30% dos ecossistemas mundiais até 2030 (ONU, 2020).

O Brasil possui a maior rede de Áreas Protegidas (APs) no mundo, representando 2,2 milhões de km² (IUCN, 2013). No Brasil as APs são representadas por espaços que foram demarcados para ser conservados e preservados. O objetivo das APs é manter a sua vegetação nativa conservada, assim como os recursos naturais e culturais que se apresentam nessa região. Neste contexto destacamos duas categorias: as Unidades de Conservação e os Sítios Ramsar.

As Áreas Protegidas como as Unidades de Conservação formaram uma grande barreira ao avanço do desmatamento ilegal no Brasil (NEPSTAD et al., 2014). Na Bacia do Alto Paraguai no Pantanal foram identificadas menores perdas de vegetação em áreas protegidas, quando comparadas às áreas não protegidas (GUERRA, 2020). Na década de 2000, o Brasil era o líder global de criação de APs (JENKIS e JOPPA, 2009) sendo que este processo começou a estagnar a partir de 2009 com os eventos de diminuição da sua proteção legal em vários aspectos (BERNARD et al., 2014).

Estas Áreas Protegidas são extremamente vulneráveis, e vem sofrendo fortemente com as mudanças de regras e enfraquecimento das leis ambientais, sendo que tais eventos de flexibilizações legais aumentaram em frequência desde 2008. Nos parques e reservas brasileiras, 7,3 milhões de ha foram afetados, e destes, 5,2 milhões de ha tiveram redução de tamanho ou desclassificação (TESFAW, 2018).

Um total de 27 propostas que tramitam no congresso nacional foram identificadas de redução, extinção ou rebaixamento de categorias de Áreas Protegidas no Brasil, afetando a proteção de 72.128km². Estas propostas são motivadas pela construção de projetos de infra-estrutura, conflitos de posse da terra, assentamentos e agricultura. As áreas mais susceptíveis a estas ações de redução, rebaixamento e extinção são áreas mais próximas a assentamentos humanos, com maiores taxas de desmatamento e com menor grau de efetivação (TESFAW, 2018). Segundo dados do TCC (Tribunal de Contas da União), 96% destas áreas tiveram baixo ou médio grau de implementação (ARAUJO et al., 2017).

As Unidades de Conservação. Estas áreas são espaços territoriais e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituídas pelo Poder Público (BRASIL, 2000).

O Sistema Nacional de Unidades de Conservação reconhece dois grandes grupos: as Unidades de Conservação de Proteção Integral e as Unidades de Uso Sustentável. As Unidades de Conservação de Proteção Integral tem como objetivo básico preservar a natureza, sendo admitido apenas o uso indireto dos seus recursos naturais.

As Unidades de Uso Sustentável tem como objetivo compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais. No grupo de proteção integral, temos a Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque Nacional, Monumento Natural e Refúgio de Vida Silvestre. Na categoria de Uso Sustentável temos a 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. As unidades de conservação do Brasil são distribuídas especialmente, no Bioma Amazônia (28.5%), Mata Atlântica (10.3%), Pantanal (4.6%), e Pampa (2.8%) (Brasil, 2018).

Esta distribuição entre biomas representa bem o caracter histórico da ocupação do Brasil, onde áreas litorâneas (Mata Atlântica), foram ocupadas em primeiro lugar. A áreas como a Amazônia, devido a sua localização é difícil acesso, tornou-se a última fronteira.

Outro tipo de Área Protegida são os Sítios Ramsar. Estes locais são áreas úmidas de importância internacional instituídas nos países signatários através da Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, especialmente como Habitat para Aves Aquáticas, criada em Ramsar, Irã, 1971. A distribuição dos Sítios Ramsar do Brasil também segue a tendência de disparidade encontrada em áreas Protegidas, sendo 45,5% deles estão localizados no bioma Amazônia, enquanto apenas 9 % deles estão no Pampa (BRASIL, 2020).

Atualmente cresce a preocupação sobre os Biomas e suas áreas protegidas no Brasil. As taxas de desmatamento aumentaram 35% de 2018 a 2019 em Unidades de Conservação da Amazônia. (INPE, 2020).

As Terras Indígenas, que também pertencem à categoria de áreas protegidas, representam 12,5% do território brasileiro e 21,2% no bioma amazônico. Estas áreas são muito importantes para conservação, especialmente quando integradas no entorno de

Unidades de Conservação (ISA, 2019). Nas Terras Indígenas foi registrado um desmatamento de 42.679 ha em 2019, 74% superior ao mesmo período de 2018 (INPE, 2020).

Este desmatamento tem seu vetor principal o garimpo, extração de madeira e agropecuária. O desmatamento nas Terras Indígenas ocorre também por problemas de posse, pois das 638 terras indígenas, apenas 60% estão com processos de regularização concluídos. Das terras regularizadas, 20% estão ocupadas por não indígenas (ISA, 2019)

As valiosas florestas tropicais suportam dois terços da biodiversidade no mundo. O desmatamento para exploração de madeira caça, agricultura e expansão urbana colocam em risco a biodiversidade destas florestas, e se continuar nesse ritmo podem até ser comparadas a eventos de extinção em massa (GIAM, 2017). No Brasil o bioma Amazônia, localizado na porção norte do país possui 4.196.943 km², representando 40% do território nacional. Nos últimos 34 anos (1985-2019) houve uma perda de 43 milhões de hectares de vegetação nativa neste bioma, incremento do desmatamento no bioma de 29,54% entre 2018 e 2019 (INPE, 2020). Os Estados do Para, Mato Grosso e Rondônia foram os estados que mais desmataram. Estes desmatamentos foram promovidos para a implantação de atividades agrícolas, pecuárias, obras de infra-estrutura e mineração, sendo que as florestas plantadas começam a aparecer como relevantes nos últimos mapeamentos (MAPBIOMAS, 2020).

A Mata Atlântica é um importante bioma Brasileiro que congrega diversas formações vegetais como campos, florestas e áreas úmidas. Nos últimos mapeamentos verificou-se que o bioma possui 27% de floresta preservada.

Embora seja um número animador, este valor engloba fragmentos de diversos tamanhos, sendo que se focarmos fragmentos maiores de 100 hectares, a porcentagem reduz para 8,5% de área preservada.

Grandes fragmentos são muito importantes para conservação de diversas espécies, especialmente predadores de topo. Analisando estes aspectos, verificamos que a Mata Atlântica é um bioma muito fragmentado (MAPBIOMAS, 2020).

O Bioma Cerrado é composto por fisionomias de campo, florestas e savanas. Este bioma possui grande importância quanto à biodiversidade e recursos hídricos, pois neste local estão às nascentes de diversos rios amazônicos e pantanal (SILVA e LIMA, 2005). Atualmente, a cobertura vegetal nativa do Cerrado representa 53% da área do Bioma,

representando 19% da vegetação nativa do Brasil. Os usos do solo principais são os usos agrícolas como as pastagens, agricultura e florestas plantadas, sendo que as pastagens representam maior parte dos usos antrópicos (70%).

Na análise de um período de 34 anos, verifica-se uma estabilização da área de pastagens, mas um grande aumento na área de agricultura (crescimento de 72%) no período de 1985 a 2019. Este aumento da agricultura pode ser explicado devido à moratória da soja que dificulta o plantio de soja na Amazônia fazendo com que este plantio migre para o Cerrado (MAPBIOMAS, 2020).

Um ecossistema que merece bastante atenção quando falamos em áreas protegidas, o Ecossistema não Florestal. Este ecossistema vem sofrendo ameaças relacionadas à mudança do uso da terra em todo mundo, devido a sua aptidão de solos e topografia a cultivos diversos (SIMONS; WEISSER, 2017). Ecossistemas não florestais têm alta biodiversidade e estão entre os mais ameaçados na maioria dos continentes, especialmente na pradaria da América do Norte, Pampas da América do Sul, campos de planícies do sudeste da Austrália e Nova Zelândia, estepes do leste da Europa e os campos da África austral (HENWOOD, 1998).

Cerca de 45,8% dos campos temperados do mundo já foram convertidos para uso agrícola ou outra atividade humana (BRANDÃO et al., 2007). Apesar do aumento de proteção registrado para campos temperados (de 0,69% em 1996 para 5% hoje), ainda não chegou a um nível aceitável em nenhum lugar do mundo (IUCN, 2010). O grau de criticidade dos biomas (relação entre conversão de ambientes e áreas protegidas) aponta os campos temperados e savanas como os biomas de maior vulnerabilidade (OVERBECK et al., 2015; WATSON, 2016; JONES, 2018). A biodiversidade destes ecossistemas é mantida por incêndios freqüentes, herbívoros e características do solo que limitam o crescimento de plantas arbóreas. Para sobreviver a incêndios e pastejo muitas ervas, ervas e arbustos das pastagens desenvolveram órgãos subterrâneos especializados que lhes permitem rebrotar repetidamente (VELDMAN, 2015).

No Brasil, o bioma Pampa é um dos representantes mais importantes deste ecossistema não florestal. Do ponto de vista da paisagem, este bioma apresenta feições campestres, florestais junto a cursos d'água e tipologias de maior declividade e afloramentos rochosos. A agricultura anual e perene representa 41% da área do Bioma. Quando analisado o comportamento das classes de uso do solo no período de 1985 a 2019 verificou-se que o crescimento da agricultura foi diretamente relacionado à perda de áreas

campestres, sendo que estas representam 31% do bioma e estão localizadas no limite oeste do Estado do Rio Grande do Sul.

No último levantamento da plataforma MAPBIOMAS verificou-se que o maior incremento desta conversão de vegetação campestre ocorreu no último período do estudo (11%) demonstrando aceleração nos últimos anos (MAPBIOMAS, 2020).

O mesmo levantamento também demonstrou aumento da área florestal do Bioma, sendo esta área em grande parte relacionada à vegetação secundária originada da regeneração de áreas antes cultivadas. Os dados mostram perda de vegetação primária e incremento da vegetação secundária. Do ponto de vista da conservação, o bioma Pampa é o que apresenta maior grau de criticidade com valor de 15,9, seguido da Mata Atlântica- 6,9 (OVERBECK et al., 2015). Além de poucas áreas protegidas no Bioma Pampa, discute-se também se a categoria destas áreas protegidas é eficaz para proteção de parte deste bioma. Os ecossistemas campestres e de savanas estão evolutivamente relacionados a algum nível de distúrbio, como queimadas e herbivoria (VELDEMAN, 2015). Estes distúrbios propiciam a manutenção da biodiversidade local evitando o avanço de plantas invasoras, lenhosas e espécies florestais (OVERBECK, 2015).

Outra particularidade deste bioma reside no processo de regeneração da formação campestre, especialmente quando tratamos de locais que antes eram agricultura. A exclusão de fatores de perturbação e aspectos como tipo de solo, quantidade de nutrientes, proximidade de propágulos, espécies exóticas invasoras podem conduzir evolução destas áreas a uma condição muito diferente da original (FERREIRA et al., 2020).

Este tipo de ambiente pode reduzir muito a diversidade tanto de espécies vegetais como animais que dependem de estratos distintos da vegetação (TORCHELSEN et al., 2020; OLIVEIRA PILLAR, 2004; OVERBECK, 2007; RODRIGUEZ et al., 2003).

Trabalhos realizados no Bioma Pampa e Unidades de Conservação, avaliando a vegetação e fauna pós fogo, apontaram aumento da riqueza devido à criação de mosaicos de regeneração (SILVA, 2020; NEVES et al., 2020). Esses pesquisadores demonstraram a importância do distúrbio para a manutenção da biodiversidade em unidades de conservação do Pampa. Neste sentido, quando tratamos de conservação de bioma campestres através de áreas protegidas, temos que levarem consideração à dinâmica que mantém esta fisionomia. Esse passo é fundamental para decidir por categorias e tipos de manejos, pois muitas unidades de conservação não permitem manejos da vegetação (FERREIRA et al., 2020; TORCHELSEN et al., 2020; OVERBECK et al., 2015).

Algumas categorias de Unidades de Conservação que prevêm a eliminação de quaisquer distúrbios antrópico podem trazer prejuízos quando o objetivo for à preservação da vegetação campestre natural, promovendo a perda de biodiversidade original (PILLAR e VÉLEZ, 2010).

A manutenção da vegetação campestre baixa é um instrumento de conservação não apenas do ponto de vista da vegetação, mas também da fauna. No Pampa Brasileiro existem cerca de 480 espécies de aves, sendo que um quinto delas vive em campos e dependem destes para completar seu ciclo de vida. Espécies como o caboclinho (*Sporophila* sp) e papa moscas (*Culicivora caudata*) são exemplos destas espécies endêmicas e ameaçadas dependentes destes ambientes (BENCKE, 2016).

2.3. Áreas Úmidas

As áreas úmidas são importantes ecossistemas, áreas de alta diversidade biológica, produtividade e alta importância econômica e social para a humanidade (GOPAL ET al., 2000; BATZER e SHARITZ, 2014). As áreas úmidas de água doce cobrem cerca de 11% da superfície terrestre e possuem 40% das espécies do mundo (HU et al., 2017). O valor dos serviços ambientais destas áreas no mundo foi estimado em milhões de dólares (i.e., US\$ $6,579 \cdot 10^9$ year⁻¹), superior aos sistemas terrestres por unidade de área (i.e., US\$ $5,740 \cdot 10^9$ year⁻¹).

Estes serviços representam principalmente na categoria serviços de provisão e regulação (COSTANZA et al., 1997, 2014; SEIDL e MORAES, 2000). Estas áreas possuem importância hidrológica no combate às mudanças climáticas, saúde humana, produção de grãos e energia (JUNK et al., 2014, HU et al., 2017).

As mudanças climáticas afetam as áreas úmidas em sua hidrologia, biodiversidade, funcionalidade e ciclo do carbono, especialmente em áreas de depressão que são altamente dependentes de regimes de chuva e de evaporação (JUNK et al., 2013). Áreas úmidas possuem importância fundamental no ciclo do carbono, uma vez que parte substancial deste recurso está armazenada em seu solo. Quando drenados, estes locais realizam a oxidação da matéria orgânica, liberando carbono para a atmosfera e contribuindo para as mudanças do clima.

Além da retenção de carbono, as áreas úmidas promovem resiliência aos eventos extremos, como contenção de cheias e inundações, e também atuam como reguladoras do clima local (MOOMAW, 2018). Existe um grande interesse de alguns países em preservar, manter ou reabilitar esses ecossistemas ao redor do mundo, devido ao entendimento de sua importância e da vida selvagem para o planejamento de estratégias globais de mitigação das mudanças climáticas (MEA, 2005).

Áreas úmidas são consideradas altamente vulneráveis às mudanças climáticas e podem ser afetados de quatro maneiras diferentes: por mudanças no regime hidrológico; mudanças nos padrões de precipitação; mudanças na relação temperatura / umidade e, subsequentemente, nos padrões de evapotranspiração, e aumento na frequência de eventos climáticos extremos. Estas alterações podem causar mudanças na composição e distribuição de espécies da fauna e da flora adaptadas a esses ambientes e serão mais sérias quando combinados com outras mudanças antropogênicas (BARROS E ALBENAZ, 2014; STENERT et al., 2020)

Áreas úmidas costeiras são extremamente relevantes, com diferentes tipos de classes, como por exemplo, apicuns, manguezais, lagoas costeiras e sistemas de dunas. Estudo realizado sobre as últimas três décadas demonstraram uma estabilidade no ecossistema dos manguezais, sendo a região norte do país, a região com mais estabilidade. As maiores perdas destas áreas foram verificadas nas regiões sul e sudeste. Os principais usos antrópicos do solo que afetam este ecossistema são a urbanização e aqüicultura (MAPBIOMAS, 2020).

A importância das áreas úmidas foi reconhecida mundialmente em 1975, através do estabelecimento da “Ramsar Convention on Wetlands of International Importance”.

Esta convenção teve inicialmente o objetivo de proteger áreas úmidas importantes para espécies de aves migratórias, sendo que hoje alcançou uma maior dimensão através das suas diretrizes de usos sustentáveis e sua conservação por meio de ação local, regional e nacional e cooperação internacional. A Convenção foi ratificada por 171 países, e atualmente engloba um total de 225.643.710,65 hectares de superfície de áreas úmidas, distribuídos em 2.301 Sítios Ramsar no mundo (RAMSAR, 2020). O Reino Unido é o país com o maior número de sítios incluídos na Lista. O Brasil possui 26.794.454 hectares de Sítios Ramsar, possuindo o maior Sítio do mundo, o Sítio Rio Negro com 12.001.614,4 hectares (RAMSAR, 2020).

Segundo a convenção Ramsar, as áreas úmidas são definidas como “áreas de pântano, charco, turfa ou água, natural ou artificial, permanente ou temporária, com água estagnada ou corrente, doce, salobra ou salgada, incluindo áreas de água marítima com menos de seis metros de profundidade na maré baixa” (RAMSAR, 2020). No Brasil, são diversas as tipologias e definições de áreas úmidas, variando por região do país. JUNK et al., (2014) propuseram uma classificação de todas as tipologias de áreas úmidas no Brasil. MALTCHIK et al., (2018) em um estudo sobre termos jurídicos, demonstraram uma diversidade de nomenclatura relacionadas a estas áreas úmidas, o que dificulta sua proteção á nível regional.

As áreas úmidas são altamente ameaçadas pelas atividades humanas, possuindo uma taxa de perda que varia de 33% a 60% em todo o mundo, sendo as maiores perdas encontradas na Europa, Ásia e América do Sul (MEA, 2005; DAVIDSON, 2014, HU et al., 2017). A extensão da perda de áreas úmidas no Brasil é desconhecida (JUNK et al., 2013). A região do Pantanal, formada pela Bacia do Alto Paraguai, é uma das maiores e mais importantes áreas úmidas do mundo e ricas em biodiversidade (JUNK, 2011). Dados do estudo do MAPBIOMAS - coleção 5- apontam que 84% do Pantanal ainda possui vegetação nativa e 15,6 % é de uso agrícola e pecuária.

O bioma Pantanal também sofreu com a conversão de uso de terras. Foi identificada uma região geográfica de alta concentração de mudança no uso da terra, motivada pela agricultura, pecuária e infra-estrutura associada.

Esta região, definida como arco da perda de vegetação, está inserida nos biomas Pantanal, Amazônia e Cerrado, representando as terras do Planalto (GUERRA et al., 2020). Atualmente a região do Planalto possui 56 % de uso antrópico diferente da Planície que possui 16% de uso antrópico. A área do Planalto é de extrema importância para sobrevivência do pantanal, pois nesta região estão as nascentes dos principais rios da região. Segundo projeções, a chance de perda de vegetação nesta região poderá chegar a74% até 2050.

Mesmo sendo uma região de terras não inundáveis, a modificação nesta região terá efeitos sobre as planícies inundáveis do Pantanal, como aumento de 191% do fluxo de sedimentos, modificação do regime hídrico e lixiviação de agroquímicos (BERGIER, 2013).

A conservação das áreas úmidas está prevista nas estratégias de desenvolvimento sustentado dentro das metas da Agenda 2030 da ONU, as ODS (Objetivos de Desenvolvimento Sustentado).

As áreas úmidas enquadram-se nas metas 13-mudanças climáticas, 14-Vida na água, e 15- Vida na Terra, (ONU, 2020).O Brasil ainda encontra-se muito deficiente na proteção legal das áreas úmidas. No Novo Código Florestal (por exemplo), Lei 12.651 de 2012, as áreas úmidas são definidas como pantanais e superfícies terrestres cobertas de forma periódica por águas, coberta originalmente por florestas ou outra forma de vegetação adaptadas a inundação. Esta definição se mostra vaga, pois não considera as particularidades regionais e não incorpora as definições técnicas regionais proposta pelos cientistas. Quanto a sua proteção, a norma não leva a uma proteção automática, pois considera a vegetação como área de preservação permanente apenas quando declaradas de interesse social por ato do poder executivo, especialmente as áreas de importância internacional. Visto isto, as áreas úmidas necessitam de muita regulamentação para sua proteção, pois hoje temos apenas as garantias de conservação destas áreas quando as mesmas pertencem a áreas protegidas ou estão incluídas como áreas de preservação permanente em normas regionais.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS DO MARCO TEÓRICO

ALONSO, A.C. **Delineamento e avaliação de corredores lineares multi-habitat: estudo de caso do Bugio Ruivo *Alouatta guariba clamitans* em Mosaico urbano rural.**

Dissertação de Mestrado. Curso de Pós Graduação em Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.64p., 2010.

BAGER, A.; ROSADO, J. L. O. Estimation of Core Terrestrial Habitats for Freshwater Turtles in Southern Brazil Based on Nesting Areas. **Journal of Herpetology**, v. 44, n. 4, p. 658-662, dez. 2010. Disponível em: <https://bioone.org/journals/journal-of-herpetology/volume-44/issue-4/09-036.1/Estimation-of-Core-Terrestrial-Habitats-for-Freshwater-Turtles-in-Southern/10.1670/09-036.1.short>. Acesso em: 10 de jun. de 2020.

ARAUJO, E., et al. **Unidades de conservação mais desmatadas da Amazônia Legal (2012-2015).** Belém:Imazon, 2017. 91p.

BATISTA, J.S. **Parasitoses de roedores do Cerrado:** um estudo de caso sobre a Leishmaniose. Trabalho de conclusão de curso. Faculdade de Agronomia e Veterinária, UNB. 2013. Disponível em: https://bdm.unb.br/bitstream/10483/4806/1/2013_JulianadosSantosBatista.pdf. Acesso em 23 out. 2020.

BARROS, D.F.; ALBERNAZ, A.L.M. Possíveis impactos das mudanças climáticas em áreas úmidas e sua biota na Amazônia brasileira. **Brazilian Journal Biology**, v.74, n.4, p.810-820, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.04013>. Acesso em 13 out.2020.

BATZER, D.P.; SHARTZ, R.R. **Ecology of freshwater and estuarine wetlands.** Oakland:University of California Press, 2014. 372p.

BENCKE, G. A. Subsídios para a restauração e o manejo sustentável dos campos naturais no Pampa gaúcho. **Natureza em Revista**, v. 14, p. 40-43, 2016. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201708/25130943-natureza-em-revista-edicao-especial-projeto-rs-biodiversidade.pdf>. Acesso em 15 de nov. 2020.

BERGIER, I. **Effects of highland land-use over lowlands of the Brazilian Pantanal.** *Science of the Total Environment*, Amsterdam, v.463, p.1060-1066, 2013. Disponível em: 10.1016/j.scitotenv.2013.06.036. Acesso em: 04 jun. 2020.

BERNARD, E.; ARAUJO, E.; PENNA, L.A.O. Downgrading, downsizing, degazettement, and reclassification of protected areas in Brazil. **Conservation Biology**, London, v.28, n.4, 2014. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/261570101_Downgrading_Downsizing_Degazettement_and_Reclassification_of_Protected_Areas_in_Brazil. Acesso em: 06 jun. 2020.

BRANDÃO, T.; TREVISAN, R.; BOTH, R. Unidades de conservação e os campos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v.5, p.843-845, 2007. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/viewFile/894/734>. Acesso em: 06 jun. 2020.

BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm. Acesso em: 04 jun. 2020.

BRASIL. **Decreto nº 5758, de 13 de abril de 2006**. Institui o Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas - PNAP, seus princípios, diretrizes, objetivos e estratégias, e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Decreto/D5758.htm. Acesso em: 01 jun. 2020.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBio). **Sítios Ramsar do Brasil**.

Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/20-geral/9201-brasil-tem-mais-tres-sitios-ramsar>. Acesso em 16 de nov. de 2020.

BUTCHART, S. H. M. et al. Shortfalls and solutions for meeting national and global conservation area targets. **Conservation Letters**, Michigan, v.8, n.5, p.329–337, 2015. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/conl.12158>. Acesso em: 02 jun. 2020.

CONSTANZA, R., et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, Berlin, v.387, p.253–260, 1997. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/387253a0>. Acesso em: 03 jun. 2020.

CONSTANZA, R., et al. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, Amsterdam, v.26, p.152-158, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>. Acesso em: 05 jun. 2020.

CRÓSTA, A.P. **Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto**. Campinas, SP: UNICAMP, 1992. 167p.

DAVISON, N.C. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. **Marine and Freshwater Research**, Melbourne, v.65, p.934-941, 2014. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/266388496_How_much_wetland_has_the_world_lost_Long-term_and_recent_trends_in_global_wetland_area. Acesso em 3 out. 2020.

FERREIRA, P. M. A. ; ANDRADE, BIANCA O. ; PODGAISKI, LUCIANA R. ; DIAS, AMANDA C. et. al. Long-term ecological research in southern Brazil grasslands: effects of grazing exclusion and deferred grazing on plant and arthropod communities. **PLoS One**, v. 15, 2020. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0227706>. Acesso em

12 out. 2020.

FICETOLA, G.F, BONIN A, MIAUD C. Population genetics reveals origin and number of founders in a biological invasion. **Mol. Ecol**, V.17, p.773–782, 2008. doi:10.1111/j.1365-294X.2007.03622.x Disponível

em:https://www.researchgate.net/publication/5657732_Population_genetics_reveals_origin_and_number_of_founders_in_a_biological_invasion. Acesso em 24 nov. 2020.

FORMAN, M.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: Wiley, 1986. 619p.

FUNDAÇÃO NACIONAL DO ÍNDIO. **Terra indígena**.2020. Disponível

em: <http://www.funai.gov.br/index.php/2014-02-07-13-24-32>. Acesso em: 02 jun. 2020.

GIAM, X. **Global biodiversity loss from tropical deforestation: proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 2017. Disponível

em: <https://www.pnas.org/content/114/23/5775>. Acesso 1 de jun. 2020.

GOPAL, B.; JUNK, W.J.; DAVIS, J.A. **Biodiversity in Wetlands: assessment, function and conservation**. Leiden: Backhuys, 2000. 353p..Disponível

em: https://www.researchgate.net/publication/27281375_Biodiversity_in_wetlands_assessment_function_and_conservation_Vol_1. Acesso em: 02 jun. 2020.

GUERRA, A. et al. Drivers and projections of vegetation loss in the Pantanal and surrounding ecosystems. **Land Use Policy**, Enschede, v.91, 2020. Disponível

em: https://www.researchgate.net/publication/337858246_Drivers_and_projections_of_vegetation_loss_in_the_Pantanal_and_surrounding_ecosystems. Acesso em: 02 jun. 2020.

HENWOOD, W. **An overview of protected areas in the temperate grasslands biome**.

In: Protected areas programme: Parks, Gland, v.8,n.3, 1998. Disponível

em: https://www.iucn.org/sites/dev/files/import/downloads/parks_oct98_1.pdf. Acesso em: 01 jun. 2020.

HERO, J.M.; RIDGIWAY, T. Declínio global das espécies. In: ROCHA, C.F.D. **Biologia da Conservação: essências**. São Carlos: Rima, 2006. 583p.

HOFMANN, G.S., WEBER, E.J., HASENACK, H., 2018. **Uso e Cobertura Vegetal do Estado do Rio Grande do Sul: situação em 2015**. Porto Alegre: UFRGS, 2015. Disponível

em: <https://www.ufrgs.br/labgeo/index.php/50-dados-espaciais/308-uso-2015>. Acesso em 2 mar. 2020.

HU, S. et al. Global wetlands: potential distribution, wetland loss, and status. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v.586, 2017. Disponível

em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.001>. Acesso em: 05 jun. 2020.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). Monitoramento do desmatamento da floresta amazônica brasileira por satélite.2020. Disponível

em: <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>, Acesso em: 02 jun. 2020.

INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL (ISA). **Novo raio x das terras indígenas:** parâmetros como invasões, cobertura florestal e estágio de demarcação ancoram sete indicadores para cada Terra Indígena (TI)2019. Disponível em: <https://www.socioambiental.org/pt-br/noticias-socioambientais/novo-site-do-isa-apresenta-raio-x-de-terras-indigenas-na-amazonia>. Acesso em: 30 maio 2020.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN) Áreas protegidas. Disponível em: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2008-106.pdf>. Acesso em 5 out. 2020.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). **Governança de áreas protegidas.** Disponível em : <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/PAG-022-Pt.pdf>. 2013. Acesso em: 21 nov.2020.

JONES, K.R., et al. One-third of global protected land is under intense human pressure. **Science**, New York, v.360, 2018, p.788-791. Disponível em: <https://science.sciencemag.org/content/360/6390/788>. Acesso em: 02 jun. 2020.

JENKINS, S., JOPPAL, L. Expansion of the global terrestrial protected areas system. **Biological Conservation**, Amsterdam, v.142, n.10, p.2166-2174, 2009. Disponível em: https://uc.socioambiental.org/sites/uc/files/2019-4/Expansion%20of%20PA_Biological%20Conservation_2009_0.pdf. Acesso em: 03 jun. 2020.

JUNK, W.J. et al. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. **Aquatic marine freshwater ecosystem**, London, v.24, p.5-22, 2014. Disponível em: https://www.academia.edu/11287966/Brazilian_wetlands_their_definition_delineation_and_classification_for_research_sustainable_management_and_protection. Acesso em: 03 jun. 2020.

JUNK, W.J. et al. Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis. **Aquatic Science**, London, v.75, p.151-16, 2013. Disponível em: <https://researchoutput.csu.edu.au/en/publications/current-state-of-knowledge-regarding-the-worlds-wetlands-and-thei>. Acesso em: 02 jun. 2020.

JUNK, J., SILVA, C.J., CUNHA, C. N. (Eds.). **The Pantanal:** ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland. Sofia: Pensoft Publishers, 2011.

LANG, S. e BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG.** São Paulo: Oficina das Letras, 2009. 405p.

LIMA, J.E.F.W., SILVA, E.M. Estimativa da produção hídrica superficial do Cerrado Brasileiro. **Embrapa**.Planaltina,DF.2005. Disponível em :https://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/17_Cap%202.pdf. Acesso em: 01 de out. 2020.

MALTCHIK, L.; CALEFFI, V. ; STENERT, C ; BATZER, D. P. ; PIEDADE, M. T. F. ; JUNK, W. J. . Legislation for wetland conservation in Brazil: Are existing terms and definitions sufficient?. **Environmental conservation**, v. 45, p. 301-305, 2018. Disponível em:<https://www.cambridge.org/core/journals/environmental-conservation/article/legislation-for-wetland-conservation-in-brazil-are-existing-terms-and-definitions-sufficient/CDDBC26B84D50167A48B1BF4AA59EFA3>. Acesso em 10 de out.2020.

MAPBIOMAS.Projeto MapBiomias.**Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**, v.3.Disponível em: <https://mapbiomas.org/>. Acesso em 15 de nov.2020.

MINISTERIO DE MEIO AMBIENTE. **Biodiversidade Global**. 2003. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-global/impactos.html>. Acesso em 25 jun. 2020.

MILLEMMIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT(MEA). **Ecosystems and human well-being: current state and trends**: findings of the condition and trends working group. Washington:Island Press, 2005. 917p. Disponível em: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.766.aspx.pdf>.Acesso em: 05 jun. 2020.

MOOMAW, W.R. et al. Wetlands in a changing climate: science, policy and management. **Wetlands**, Middleton, v.38, p.183–205, 2018. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs13157-018-1023-8>. Acesso em: 02 jun. 2020.

NEPSTAD, D. et al. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science American Association for the Advancement of Science**, New York, 2014. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/262876332_Slowing_Amazon_Deforestation_Through_Public_Policy_and_Interventions_in_Beef_and_Soy_Supply_Chains.Acesso em: 02 jun. 2020.

NEVES,M.B., CHIARANI,E.,FERREIRA,P.M.A.,FONTANA,C.S. The role of fire disturbance on habitat structure and bird communities in South Brazilian Highland Grasslands.**Nature**. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-020-76758-z>. Acesso em 16 de nov.2020.

OLIVEIRA, J.M.; PILLAR, V.D. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. **Community Ecology**, v. 5, n.2, p. 197-202, 2004.Disponível em:https://www.researchgate.net/publication/233835697_Vegetation_dynamics_on_mosaics_of_Campos_and_Araucaria_forest_between_1974_and_1999_in_Southern_Brazil. Acesso em 19 de nov. 2020.

- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). **Agenda 2030**. Objetivos de desenvolvimento sustentável. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030/>. Acesso em: 5 jun. 2020.
- OLIVER, T. H. et al. Declining resilience of ecosystem functions under biodiversity loss. **Nature Communications**, London, v.6, 2015. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/ncomms10122>. Acesso em: 02 jun. 2020.
- OVERBECK, G. E.; MÜLLER, Sandra Cristina ; Fidelis, A.T. ET AL. Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. **Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics**, v. 9, p. 101-116, 2007. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1433831907000303>. Acesso em: 5 out. 2020.
- OVERBECK, GERHARD E.; VÉLEZ-MARTIN, EDUARDO ; SCARANO, FABIOR. ; LEWINSOHN, THOMAS M. ; FONSECA, CARLOS R. ET AL. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. **Diversity and Distributions** (Print), v. 21, p. 1455-1460, 2015
- PILLAR, V.D.P., VELEZ, E. Extinção dos campos sulinos em unidades de conservação: um fenômeno natural ou um problema ético? **Nat. Conserv**, V.8, p.84–86, 2010. <https://doi.org/10.4322/natcon.00801014>. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/233835684_Extincao_dos_Campos_Sulinos_em_Unidades_de_Conservacao_um_Fenomeno_Natural_ou_um_Problema_etico#:~:text=ArticlePDF%20. Acesso em: 22 out.2020.
- PONZONI, F.J.; SHIMABUKURO, Y.E. e KUPLICH, T.M. **Sensoriamento remoto da vegetação**. São Paulo: Oficina das Letras, 2015. 2.ed. 160 p.
- PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. 2001. Londrina: Planta, 2001. 327p.
- PRIST, P.R.; DANDREA, P.S.; METZGER, J.P. Landscape, Climate and Hantavirus Cardiopulmonary Syndrome Outbreaks. **EcoHealth**, v. 14, p.614–629, 2017. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10393-017-1255-8>. Acesso em 2 out. 2020.
- RAMSAR. The **Ramsar sites**. 2020. Disponível em: <https://www.ramsar.org/sites-countries/the-ramsar-sites>. Acesso em: 02 jun. 2020.
- RIBEIRO, S.; BICCA MARQUES, J.C. Caracterização da paisagem e sua relação com a ocorrência de bugios ruivos (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940; Primates, Atelidae) em fragmentos florestais no Vale do Taquari, RS. **Revista Brasileira de Conservação da Natureza**. vol.3,n.2, p.65-78. 2005.
- RODRIGUEZ, J.P. et al., Establishing IUCN Red List criteria for theatened ecosystem. **Conservation Biology**, London, v.25, n.1, p.21-29, 2011. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3051828/>. Acesso em: 01 jun. 2020.

- ROE, D. Biodiversity loss: more than an environmental emergency. **The Lancet Planetary Health**, London, 2019. Disponível em: [https://www.thelancet.com/journals/lanplh/article/PIIS2542-5196\(19\)30113-5/fulltext](https://www.thelancet.com/journals/lanplh/article/PIIS2542-5196(19)30113-5/fulltext). Acesso em: 02 jun. 2020.
- SCINACHI, CLAUDIA A. ; TAKEDA, GABRIELA A.C.G. ; MUCCI, LUÍS FILIPE ; PINTER, ADRIANO . Association of the occurrence of Brazilian spotted fever and Atlantic rain forest fragmentation in the São Paulo metropolitan region, Brazil. **Acta Tropica**, v. 166, p. 225-233, 2017. Disponível em: <https://bv.fapesp.br/pt/publicacao/127181/association-of-the-occurrence-of-brazilian-spotted-fever-and>. Acesso em 23 set. 2020.
- SEIDL, A.F., MORAES, A.S. Global valuation of ecosystem services: application to the Pantanal da Nhecolândia, Brazil. **Ecological Economics**, London, v.33, p.1-6, 2000. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00146-9](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00146-9). Acesso em: 04 jun. 2020.
- SILVA, C. V. C.; GOLDAS, C.S.; DROSEC, W. D.W. MENDONSA, M.S. M.; PODASKI, R. Effects of time-since-fire on ant-plant interactions in southern Brazilian grasslands. **Ecological Indicators**, v. 112, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X20300315>. Acesso em 26 de nov. 2020.
- SIMONS, N. K.; WEISSER, W. W. Agricultural intensification without biodiversity loss is possible in grassland landscapes. **Nature Ecology and Evolution**, London, v.1, n.8, 2017. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41559-017-0227-2?proof=trueNov>. Acesso em: 03 jun. 2020.
- STENERT, C.; PIRES, M.M.; EPELE, L.B.; GRECH, M.G. et al Climate- versus geographic-dependent patterns in the spatial distribution of macroinvertebrate assemblages in New World depression wetlands. **Glob Change Biol**, p.1–9, 2020. DOI: 10.1111/gcb.15367. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/gcb.15367>. Acesso em: 26 out. 2020.
- TESFAW, A. T. et al. Land-use and land-cover change shape the sustainability and impacts of protected areas. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v.115, n.9, p.2084-2089, 2018. Disponível em: doi: 10.1073/pnas.1716462115. Acesso em: 03 jun. 2020.
- TORCHELSEN, F.; CORDERO, R. L.; OVERBECK, G. E. Conservation of species-rich subtropical grasslands: traditional management vs. legal conservation requirements in primary and secondary grasslands. **Acta Botanica Brasilica**, v. 34, p. 342-351, 2020. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0102-33062020000200342&lng=en&nrm=iso. Acesso em 3 set. 2020.
- TRICART, J.; KILLIAN, J. **L'écogéographie et l'aménagement du milieu naturel**. Paris: François Maspero, 1979. 326p.

WALLACE,G.N. ;BABORAK,J.R.;MACFARLAND,G. Planejamento da ocupação do solo e regulamentação para o entorno das unidades de conservação: um estudo de marcos legais , melhores práticas e necessidades de capacitação no México e América Central. **Revista Brasileira de Conservação da Natureza**, v.3,n.2, p.42-64, 2005.

WATSON,J.E.M.et al. Persistent disparities between recent rates of habitat conversion and protection and implications for future global conservation targets. **Conservation Letters**, Michigan, v.9, n.6, p.413-421, 2016. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/conl.12295>. Acesso em: 03 jun. 2020.

VELDMAN, J.W., BUISSON, E.,DURIGAN, G., FERNANDES, G.W., ET AL Toward an old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. **Front. Ecol. Environ.**v. 13,p.154–162, 2015. <https://doi.org/10.1890/140270>. Disponível em:https://www.researchgate.net/publication/274382954_Toward_an_old-growth_concept_for_grasslands_savannas_and_woodlands. Acesso em 25 out. 2020.

3. CAPÍTULO 1: LAND USE IN BRAZILIAN CONTINENTAL WETLAND RAMSAR SITES (PUBLICADO)

Soraya Ribeiro¹, Rafael G. Moura¹, Cristina Stenert¹, Maximo Florín² and Leonardo Maltchik^{1*}

¹Laboratory of Ecology and Conservation of Aquatic Ecosystems, UNISINOS, Av. Unisinos, 950, CEP 93.022-750, São Leopoldo, Brazil

²Wetlands Section, Regional Center of Water Studies, Universidad de Castilla-La Mancha, Ciudad Real, Spain

Abstract

Wetlands are systems of high biological diversity, productivity, and high economic and social importance to mankind. Despite its importance, wetlands are very threatened by human activities. World-wide wetlands receive international recognition since 1971 by the Ramsar Convention. Guidelines adopted by Brazil to include its wetlands into the Ramsar List require that Ramsar sites are legally protected. This work analyses the main environmental pressures in the inner and surrounding areas of the 19 Brazilian inland Ramsar sites. Results show that wetland habitats are relatively well conserved in the inner areas of the 19 Ramsar sites. The proportion of natural landscape between the surrounding areas of Ramsar sites varies broadly (between 20% and 100 %). Low anthropic disturbance inside of Ramsar sites suggests that external human pressures have not affected yet core areas of Ramsar sites. Brazilian guidelines to establish Ramsar sites only in protected areas has been very effective in Brazil, despite the many environmental pressures of protected areas, such as invasion by exotic species, tenure, human occupation, exploitation of illegal resources, etc.

Keywords: land drainage, legislation, protected areas, urban development, biome.

1. Introduction

Wetlands are systems of high biological diversity, productivity, and high economic and social importance to mankind (Gopal et al., 2000; Batzer and Sharitz, 2014). Water storage, flood protection, aquifers recharge, grain production and energy are some of the many functions and values that these ecosystems provide for mankind (Junk et al., 2014). Economic value of services and goods provided by continental wetlands of the world (i.e., US\$ 6,579 · 10⁹ year⁻¹) exceeds that of terrestrial ecosystems (i.e., US\$ 5,740 · 10⁹ year⁻¹) (Costanza et al., 1997, 2014; Seidl and Moraes, 2000). Wetlands are highly threatened by human activities, causing a loss rate of around 60% throughout the world (MEA, 2005; Davidson, 2014). The extent of wetlands loss in Brazil is unknown (Junk et al., 2013). At the southern end of Brazil, recent estimates indicate that approximately 90% of wetlands already suffer some kind of environmental pressure from human activities (Maltchik et al., 2017). The fast degradation of wetlands requires urgently policies to conserve these systems.

Today, one of the main strategies for biodiversity conservation is the establishment of protected areas (Chape et al., 2005). The 2004 Convention on Biological Diversity (CBD) argued that at least 10% of each ecological region of the world should be effectively protected by 2010. The Conference of the Parties (COP 10) estimated that global conservation by 2020 should cover around 17% of the terrestrial surface (Butchart et al., 2015). Twenty percent of the Brazilian territory is currently protected by federal, state, and municipal conservation areas (Brasil, 2014), and 13.8% as Indigenous Lands (ISA, 2016). Despite these apparently optimistic figures, spatial distribution of protected areas is very biased, not guaranteeing protection to all biomes and important sites.

While 28.5% of the Amazon area is protected, the proportion of protected areas in other biomes is much lower, e.g. Atlantic Forest (10.3%), Pantanal (4.6%), and Pampa (2.8%) (Brasil, 2018).

Although laws for overall nature protection are widespread throughout the world, it is not specifically the case of wetlands. In general, the protection of wetlands is also supported by laws aiming at other purposes, such as the Clean Water Act in USA (Mitsch and Gosselink, 1993) and the Water Framework Directive in the European Union (Gammeltoft and Murphy, 2007). At the international scope, world wetlands receive international recognition since 1971 by the Ramsar Convention (Ramsar Convention on Wetlands of International Importance), which i) requires that each contracting country designates at least one wetland site within its territory for inclusion in the List of Wetlands of International Importance, ii) recognizes Ramsar sites as being of significant value not only for the country or the countries in which they are located, but for humanity as a whole, iii) provides guidance to contracting countries on the management of Ramsar sites, in addition to its guidance on the wise use of all wetlands, and iv) embodies the government's commitment to take the steps necessary to ensure that its ecological character is maintained, including various measures to respond to threats to the ecological character of Sites. The Convention entered into force in December 1975 and has been ratified by 169 countries already. Currently, a total of 225,643,710.65 hectares of wetlands correspond to 2,301 Ramsar sites (Ramsar, 2018). The UK is the country with the highest number of sites included in the Ramsar List, followed by Mexico.

Regarding surface area of Ramsar sites, Brazil absolutely prevails above other countries (i.e. 194,478.79 km²), followed by Bolivia (148,000 km²), mainly due to the inclusion of the extensive wetlands of the Amazon biome. This Convention does not punish any country that has not been successful in protecting wetlands included in the Ramsar List, but adds temporarily the site and country to a list of non-compliance with signed international agreements (i.e., the Montreaux List). However, Ramsar Bureau provides technical support to countries with sites on the Montreaux list, in order to reverse damage and potential loss.

Brazil signed the Ramsar Convention in 1993, and as a signatory country, it is responsible for biodiversity data collection, classification of wetlands, and studies for its protection. The inclusion of wetlands in the Ramsar List helps Brazil to obtain support for research development, identifying priorities in the implementation of government policies, and access to funding for the the management of these areas both at the national and international scopes (OECD, 2017). Brazil promoted the inclusion of 19 inland wetlands in the Ramsar List until March 2018 (Brasil, 2017). Guidelines adopted by Brazil on the inclusion of wetlands in its Ramsar List require that they are located in protected areas (i.e., as Conservation Unit or, more recently, as Indigenous Lands). In South America, there are other countries (e.g. Argentina, Colombia, Chile, Venezuela, Uruguay) that have Ramsar sites associated with protected areas, but it was not a rule, as there are also Ramsar sites not associated with protected areas in these countries (Ramsar, 2018). Brazilian Ramsar sites are spread throughout all national biomes, except the caatinga, amounting a total surface of 19,447,878.51 hectares, which represents 4.4% of the national territory. Like protected areas in general, distribution of Ramsar sites among biomes is extremely uneven, with 92.6% of them located in the Amazon biome, while only 0.74 % of them are in the Pampa biome.

The Rio Negro Ramsar Site, in the Amazon biome, is the world's largest Ramsar Site, with 12.2 million hectares. The percentage of Ramsar sites area by biome varies in Brazil (0.4% - Pampa; 4.6% - Amazonia; 0.25% - Atlantic Forest, 0.3% - Cerrado; 1,5% - Pantanal).

This work aims to analyse the main environmental pressures in the 19 Brazilian inland Ramsar sites, and to determine the land use (i.e., typology and landscape) inside the wetland and in the surrounding area (10 km belt) of the Ramsar sites.

Our expectation is that Brazilian Ramsar sites suffer low environmental pressures by human activities, since they are inserted inside of protected areas under Brazilian legislation. If this expectation is confirmed, we will discuss the role of including Ramsar sites in areas already protected by legislation.

2. Material and Methods

For this study, we selected the 19 Ramsar sites established in Brazil until March 2018, which are distributed over five biomes (Amazon, Atlantic Forest, Cerrado, Pampa, and Pantanal) (Table 1, Fig 1). As we deal with land use and landscape modification, only inland wetlands were considered, excluding marine sites. Land use was analyzed inside the 19 Ramsar Sites and in their buffer zones. We defined a buffer zone of 10km based on the Brazilian federal act n. 13 de 1990 of National Environmental Council (CONAMA). This act established that in the 10 km radius from a Protected Area should be considered a buffer zone and that any activities that affect the biota need a special license from the local environmental agency (Perello et al. 2012). Five land use categories were taken into account, following the classification proposed by the IBGE (1999), i.e. Forestry = Planting of non-native tree species for commercial purposes, Livestock = Extensive and intensive system of raising cattle loose

in a native or man-made pasture, Agriculture = Production of one or more vegetable species at a large scale for commercial purposes, Farming = Composed of agriculture and livestock, usually in small rural property, and Urbanization = Area with human constructions in a densified form.

The first step to reach our goals was to identify which base had available data on land use to the same period and all Brazilian biomes.

The land use surveys carried out by the ProBio Project (2007) vectorized the entire Brazilian territory based on the interpretation of Landsat images (from 2002 to 2004), resulting in maps in the scale 1: 250,000 in shape file format. The Ministry of the Environment provides a shape file for all Brazilian Ramsar Sites and we used the polygonals of the Ramsar sites provided by them. The ProBio project (2007) used images of the Landsat 5 TM and Landsat 7 ETM + satellites, obtained mainly in 2002-2004.

The identification and delimitation of the vegetation cover classes of ProBio project (2007) used the legends provided by the Brazilian Institute for Geography and Statistics (IBGE 1992). Two types of map projections were used for the images analysed. The Universal Transverse Mercator (UTM) projection was used for inside-wetland analysis, and the Lambert Projection to analyze the 10 km-wide wetland surrounding belt. ArcGis 10.2.2.software was used for image analysis at 1:250,000 scale, selecting hectares as surface units, and calculating percentage of every land use class.

3. Results

Wetland habitats are well preserved inside the 19 Ramsar sites, with proportions of natural habitats ranging from 83,8% to 100% within the analyzed sites (Table 2). This is consistent with the low human pressure recorded, with proportions of anthropic area ranging from 0 to 16.2%. Only three Ramsar sites suffer human pressures affecting more than 5% of its surface, i.e. the Área de Proteção Ambiental (APA, that stands for Environmental Protection Area) of Lagoa Santa, Baixada Maranhense APA, and Estadual de Guaratuba APA. These sites are Sustainable Use Conservation Units, within which some anthropogenic activities are legally allowed. These APAs are in the Amazon and Atlantic Forest biomes. Most common environmental pressures inside Brazilian Ramsar sites are livestock, forestry, farming, agriculture and urbanization. The highest proportion of transformed wetland surface area were recorded in Lagoa Santa and Baixada Maranhense APAs due to livestock.

The percentage of natural landscape varied widely in the buffer zone of wetlands, ranging from 20% to 99% among the 19 Brazilian Ramsar sites analyzed. The percentage of transformed area was high in the buffer zones of four Ramsar sites, two of them located in the Pampa biome (i.e., 59% in the Lagoa do Peixe National Park, and 25,2 % in the Taim Ecological Station), and two in the Atlantic Forest biome (i.e. 80% in the Rio Doce State Park, and 42% in the Lagoa Santa APA) (Table 3).

The buffer zones of three other sites are significantly altered by human activities, i.e. 22% in the Guaratuba state APA, 12% in the Peruíbe APA, and 20% in the Baixada Maranhense APA (Table 3).

The main environmental pressures observed in buffer zones are livestock, forestry, farming, agriculture, and urbanization. Livestock was the most common human activity on the buffer zones of Ramsar sites (e.g., in Rio Doce State Park, Lagoa Santa), while urbanization (e.g., in Lagoa do Peixe National Park), agriculture (e.g., in Taim Ecological Station), and forestry (e.g., in Rio Doce State Park) also had a significant percentage.

4. Discussion

The present study observed a low environmental pressure inside the 19 inland Brazilian Ramsar sites. The most common human pressures (such as livestock, forestry, farming, agriculture and urbanization) are associated with the local economy and the national economic trend (Domingues and Bermann, 2012). Human activities recorded in some Ramsar sites were allowed by Brazilian legislation, since Brazilian law allows the presence of residents and use of natural resources in some protected areas, i.e. the Sustainable Use Conservation Units. Nevertheless, our expectation that the Ramsar sites would be in a good conservation status was corroborated by our research.

Greater environmental pressures were observed in the buffer zone of seven Brazilian Ramsar sites. Surface of modified land vary from 35.2% to 80%, mainly because of agriculture, livestock, and urbanization. These results are worrying, since wetlands' surrounding areas are supposed to buffer the pressures of human activities on protected wetland areas. The low environmental impact inside Ramsar sites indicates that human activities in their surroundings have not yet significantly affected the inner areas of the Ramsar sites.

The 10 km-wide buffer zones that were delineated according Federal legislation of Brazilian Conservation Units (Brasil, 1990) is very controversial among ecologists; it may be enough to preserve small protected areas, but it is irrelevant in the case of large Ramsar sites, such as those located in the Amazon biome (Perello et al., 2012).

The width of the buffer zones should be specific to each protected area, and specific case-by-case studies are required, considering mainly the wetland hydrologic characteristics of each Ramsar site (Perello et al., 2012).

Agricultural activities found inside wetlands and in their buffer zones cause important impacts on the natural landscape and its biodiversity. Deforestation for agropastoral activities suppress the natural vegetation and impact local fauna (Rodrigues, 1999). Besides, the use of water for agriculture in the buffer zones compromises the hydrological regime of Ramsar sites (Ramsar, 2014). Some Brazilian studies have demonstrated the effects of agricultural on several wetland organism groups, such as invertebrates (Stenert et al., 2009), aquatic plants (Rolon and Maltchik, 2010), amphibians (Machado and Maltchik, 2010), reptiles and fishes (Carvalho et al., 2017; Quintela et al., 2019) and waterbirds (Guadagnin et al., 2012).

In Brazil, livestock have affected strongly the wetland biodiversity (Epele and Miserendino, 2015; Moreira et al., 2016) and it is the main cause of deforestation of Cerrado, Caatinga and Atlantic forest biomes, and it is now causing large deforestation in the Amazon forest (Silva, 2017). Agricultural activities are one of the main causes of deforestation in the Amazon, where most of the Brazilian Ramsar sites are located (Rivero et al., 2009). The loss rate of natural areas due to livestock rising in Amazon biome reaches 80% in some regions (Domingues and Bermann, 2012). These researchers identified the strong expansion of soybean and livestock in southern Amazonia.

This expansion is due to low land value, fiscal incentives, establishment of agroindustries, topography and soil physical conditions favorable to mechanization (Domingues and Bermann, 2012).

However, the sites located in the Amazon Biome are relatively well conserved, including both the wetlands core and their surroundings, mainly because these sites are usually surrounded by mosaics of Protected Areas and indigenous lands.

ISA (2017) showed that the rate of deforestation in Amazon indigenous lands was 1.6% in 2016, much lower than the average total percentage for the biome. According to WWF (2014), indigenous lands have acted as effective barriers against the expansion of forest transformation. A similar case occurs in the Pantanal and Cerrado Ramsar sites, where strong pressure from livestock is buffered by the mosaic of protected areas (Domingues and Bermann, 2012; WWF, 2017). The effects of forestry and urbanization on wetland biodiversity also have been documented on the last years in Brazil. Forestry influence the wetland invertebrate (Stenert et al., 2012), aquatic plants (Rolon et al., 2011) and anuran species (Machado et al., 2012). Urbanization affect strongly the wetland invertebrates (Castello, 2010) and anuran species (Sievers et al., 2018). These impacts are especially related to the composition of species

5. Conclusion

Brazilian guidelines to establish Ramsar sites only in protected areas has been very effective in Brazil until now, despite the many impacts that protected areas are actually suffering, such as invasion by exotic species, tenure, human occupation, exploitation of illegal resources, etc.

The main environmental pressures observed in Ramsar sites were in accordance with the overall main environmental pressures observed in Brazilian protected areas by World Wildlife Fund for Nature (WWF, 2012), such as hunting, biological invasions, livestock, logging, human occupation, agriculture, forestry, construction and operation of infrastructures, use of natural resources by residents, and mineral extraction.

The establishment of Ramsar sites only in areas already protected have guaranteed the protection of Brazilian Ramsar sites, but disregards the real impact on most Brazilian wetlands have suffered by human activities during the last decades (Guadagnin et al., 2009; Machado and Maltchik, 2010; Maltchik et al., 2017; Stenert et al., 2018). Unfortunately, in the last year and a half, Brazilian protected areas are suffering drastic threats with the new policies implemented by the current Brazilian government, mainly due to the weakening of environmental laws and institutions (Abessa et al., 2019; Ferrante and Fearnside 2019; Levis et al., 2020). These changes have strongly compromised the protected areas and biodiversity in all Brazilian biomes, with great possibilities of compromising the quality of Brazilian

Ramsar sites.

Acknowledgments

This study was funded by CNPq - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - (474892/2013-1). The PhD course of SR was funded by a CAPES scholarship. LM and CS hold CNPq Research Productivity grants. Glauber Zettler Pinheiro for English review.

References

- Abessa, D., Famá, A., Buruaem, L., 2020. The systematic dismantling of Brazilian environmental laws risks losses on all fronts. *Nat. Ecol. Evol.* 3, 510-511. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0855-9>
- Batzer, D.P., Sharitz, R.R., 2014. *Ecology of Freshwater and Estuarine Wetlands*. University of California Press, Oakland, USA, 372 pp.
- Brasil, 1990. Resolução Conama N° 013 de 06 de Dezembro de 1990. Accessed 29 Sep 2017. <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res90/res1390.html>.
- Brasil, 1996. Decreto N° 1.905 de 16 de Maio de 1996. Accessed 20 Aug 2017. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1996/D1905.htm.
- Brasil, 2006. Mapas de Cobertura Vegetal dos Biomas Brasileiros. Accessed 10 Jul 2017. <http://mapas.mma.gov.br/mapas/aplic/probio/datadownload.htm>.
- Brasil, 2014. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação. Accessed 25 Mar 2017. <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs>.
- Brasil, 2017. Áreas Protegidas. Accessed 14 Jul 2017. <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/instrumentos-de-gestao/s%C3%ADtios-ramsar>.
- Brasil, 2018. Unidades de Conservação por Bioma. Accessed 12 Mar 2018. http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80238/CNUC_FEV18%20-%20C_Bio.pdf.
- Butchart, T., Stuart, H.M., Clarke, M., Smith, R.J., Angulo, A., Balmford, A., ... Burgess, N.D., 2015. Shortfalls and solutions for meeting national and global conservation area targets. *Conserv. Lett.* 8, 329–337. <https://doi.org/10.1111/conl.12158>
- Carvalho, D., De Castro, D., Callisto, M., Moreira, M., Pompeu, P., 2017. The trophic structure of fish communities from streams in the Brazilian Cerrado under different land uses: an approach using stable isotopes. *Hydrobiologia* 795, 199–218. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-017-3130-6>.
- Castello, B.F.L., 2010. Avaliação dos Teores de As, Cu, Cd, Ni e Zn em Ostras, *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828), nas Baías de Paranaguá e Guaratuba, Paraná. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, Brasil, 69 pp.
- Chape, S., Harrison, J., Spalding, M., Lysenko, I., 2005. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philos. T. Roy. Soc. B* 360, 443–455. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1592>

- Costanza, R., D'arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., Van Den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260.
- Costanza, R., De Groot, R., Sutton, P., Van Der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R.K., 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environ. Chang.* 26, 152–158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- Davidson, N.C., 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Mar. Freshwater Res.* 65, 934–941. <https://doi.org/10.1071/MF14173>
- Domingues, S.M., Bermann, C., 2012. O arco do desflorestamento na Amazônia: da pecuária a soja. *Ambient. Soc.* 15, 1–22. <http://dx.doi.org/10.1590/S1414-753X2012000200002>
- Epele, L.B., Miserendino, M.L., 2015. Environmental quality and aquatic invertebrate metrics relationships at Patagonian wetlands subjected to livestock grazing pressures. *Plos One* 10, p.e0137873. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0137873>
- Ferrante, L., Fearnside, P. M., 2019. Brazil's new president and 'ruralists' threaten Amazonia's environment, traditional peoples and the global climate. *Environ. Conserv.* 46, 261-263. <https://doi.org/10.1017/S0376892919000213>
- Gammeltoft, P., Murphy, P., 2007. *Life and Europe's Wetlands: Restoring a Vital Ecosystem*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 68 pp.
- Gopal, B., Junk, W.J., Davis, J.A., 2000. *Biodiversity in Wetlands: Assessment, Function and Conservation*. Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands, 353 pp.
- Guadagnin, D.L., Maltchik, L., Fonseca, C.R., 2009. Species-area relationship of Neotropical waterbird assemblages in remnant wetlands: looking at the mechanisms. *Divers. Distrib.* 15, 319–327. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00533.x>
- Guadagnin, D.L., Peter, A., Rolon, A.S., Stenert, C., Maltchik, L., 2012. Does non-intentional flooding of rice fields after cultivation contribute to waterbirds conservation in southern Brazil? *Waterbirds* 35, 371–380. <https://doi.org/10.1675/063.035.0302>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 1999. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. IBGE, Rio de Janeiro, Brasil, 92 pp.
- Instituto Socioambiental (ISA), 2016. *Terras Indígenas no Brasil*. Accessed 23 Jun 2017. <https://www.socioambiental.org/pt-br/noticias-socioambientais/site-de-terras-indigenas-de-cara-nova>.

- Instituto Socioambiental (ISA), 2017. Desmatamento cresce 32% nas Terras Indígenas da Amazônia Brasileira, aponta ISA. Accessed 09 Nov 2017. <https://www.socioambiental.org/pt-br/noticias-socioambientais/desmatamento-cresce-32-nas-terras-indigenas-da-amazonia-brasileira-aponta-isa>.
- Junk, W.J., An, S., Finlayson, M., Robarts, R., 2013. Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: A synthesis. *Aquat. Sci.* 75, 151–167. <https://doi.org/10.1007/s00027-012-0278-z>
- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L.D., Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Nunes Da Cunha, C., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y., Agostinho, A.A., 2014. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquat. Conserv.* 24, 5–22. <https://doi.org/10.1002/aqc.2386>
- Levis, C., Flores, B.M., Mazzochini, G.G., Manhães, A.P., Campos-Silva, J.V., de Amorim, P.B., Peroni, N. Hirota, N. Clement, C.R., 2020. Help restore Brazil's governance of globally important ecosystem services. *Nat. Ecol. Evol.* 4, 172–173. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-1093-x>
- Machado, I.F., Maltchik, L., 2010. Can management practices in rice fields contribute to amphibian conservation in southern Brazilian wetlands? *Aquat. Conserv.* 20, 39–46. <https://doi.org/10.1002/aqc.1070>
- Machado, I.F., Moreira, L.F.B., Maltchik, L., 2012. Effects of pine invasion on anurans assemblage in southern Brazil coastal ponds. *Amphibia-Reptilia* 33, 227–237. <http://dx.doi.org/10.1163/156853812X638518>
- Maltchik, L., Caleffi, V., Stenert, C., Batzer, D.P., Piedade, M.T.F., Junk, W.J., 2017. Legislation for wetland conservation in Brazil: Are existing terms and definitions sufficient? *Environ. Conserv.* 45, 301–305. <https://doi.org/10.1017/S0376892917000522>
- Maltchik, L., Stenert, C., Batzer, D.P., 2017. Can rice field management practices contribute to the conservation of species from natural wetlands? Lessons from Brazil. *Basic Appl. Ecol.* 18, 50–56. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.10.002>
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends: Findings of the Condition and Trends Working Group*. Island Press, Washington, USA, 917 pp.
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 1993. *Wetlands*. John Wiley, New York, USA, 722 pp.
- Moreira, L.F.B., Carvalho, L.A.S., Strussmann, C., Silveira, R.M.L., 2016. Effects of exotic pastures on tadpole assemblages in Pantanal floodplains: assessing changes in species composition. *Amphibia-Reptilia* 37, 1–12. <https://doi.org/10.1163/15685381-00003043>

- OECO, 2017. O que é um Sítio Ramsar. Accessed 09 Apr 2017. <http://www.oeco.org.br/dicionario-ambiental/27976-o-que-e-um-sitio-ramsar/>.
- Perello, L.F.C., Guadagnin, D.L., Maltchik, L., Santos, J.E., 2012. Ecological, legal, and methodological principles for planning buffer zones. *Nat. Conservação* 10, 3–11. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2012.002>
- Quintela, F.M., Lima, G.P., Silveira, M.L., Costa, P.G., Bianchini, A., Loebmann, D., Martins, S.E., 2019. High arsenic and low lead concentrations in fish and reptiles from Taim wetlands, a Ramsar site in southern Brazil. *Sci. Total Environ.* 660, 1004–1014. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719300373>
- Ramsar, 2014. Zonas Húmidas & Agricultura: Parceiros para o Desenvolvimento. Accessed 23 Jan 2018. https://www.ramsar.org/sites/default/files/wwd14_portugal_leaflet.pdf.
- Ramsar, 2018. The Ramsar sites. Accessed 18 Feb 2018. <https://www.ramsar.org/sites-countries/the-ramsar-sites>.
- Rivero, S., Almeida, O., Ávila, S., Oliveira, W., 2009. Pecuária e desmatamento: uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. *Nova Econ.* 19, 41–66. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-63512009000100003>
- Rodrigues, G.S., 1999. Conceitos ecológicos aplicados à agricultura. *Rev. Cient. Rural* 4, 155–166.
- Rolon, A.S., Maltchik, L., 2010. Does flooding of rice fields after cultivation contribute to wetland plant conservation in southern Brazil?. *Appl. Veg. Sci.* 13, 26–35. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2009.01046.x>
- Rolon, A.S., Rocha, O., Maltchik, L., 2011. Does pine occurrence influence the macrophyte assemblage in Southern Brazil ponds?. *Hydrobiologia* 675, 157–165. Doi:10.1007/s10750-011-0813-2
- Seidl, A.F., Moraes, A.S., 2000. Global valuation of ecosystem services: application to the Pantanal da Nhecolândia, Brazil. *Ecol. Econ.* 33, 1–6. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00146-9](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00146-9)
- Sievers, M., Hale, R., Swearer, S.E., Parris, K.M., 2018. Frog occupancy of polluted wetlands in urban landscapes. *Conserv. Biol.* 33, 389–402. <https://doi.org/10.1111/cobi.13210>
- Silva, C.E., 2017. A Pecuária e os Impactos Ambientais no Brasil: Uma Análise perante o Direito Ambiental Brasileiro. Accessed 15 Apr 2018. <https://advces.jusbrasil.com.br/artigos/450973878/a-pecuaria-e-os-impactos-ambientais-no-brasil>.

- Stenert, C., Bacca, R.C., Maltchik, L., Rocha, O., 2009. Can hydrologic management practices of rice fields contribute to macroinvertebrate conservation in southern Brazil wetlands? *Hydrobiologia* 635, 339–351.
- Stenert, C., Bacca, R.C., Moraes, A.B., Ávila, A.C., Maltchik, L., 2012. Negative effects of exotic pine invasion on macroinvertebrate communities in southern Brazil coastal ponds. *Mar. Freshwater Res.* 63, 283–292. <https://doi.org/10.1071/MF11169>
- Stenert, C., Mello, I.C.M.F., Pires, M.M., Knauth, D.S., Katayama, N., Maltchik, L., 2018. Responses of macroinvertebrate communities to pesticide application in irrigated rice fields. *Environ. Monit. Assess.* 190, 74. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6425-1>
- World Wildlife Fund for Nature (WWF), 2012. Efetividade de Gestão das Unidades de Conservação Federais do Brasil: Resultados de 2010. Accessed 02 Feb 2018. http://observatorio.wwf.org.br/site_media/upload/gestao/documentos/Rappam_federal_2010.pdf
- World Wildlife Fund for Nature (WWF), 2014. Publications from the Amazon. Accessed 11 Feb 2018. http://wwf.panda.org/knowledge_hub/where_we_work/amazon/publications/.
- World Wildlife Fund for Nature (WWF), 2017. Análise dos Impactos Ambientais da Atividade Agropecuária no Cerrado e suas Inter-Relações com os Recursos Hídricos na Região do Pantanal. Accessed 03 May 2017. <http://www.ebah.com.br/content/ABAAAfCu0AJ/wwf-brasil-impactos-atividade-agropecuaria-cerrado-pantanal>.

Table 1. Brazilian continental Ramsar sites studied distributed by biome.

Biome	Sites	Date of designation	Area (Ha)
Amazon	Área de Proteção Ambiental das Reentrâncias Maranhenses	11/1993	2.680.911
	Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense	02/2000	1.775.036
	Parque Nacional do Cabo Orange	02/2013	657.328
	Parque Nacional do Viruá	03/2017	216.427
	Parque Nacional de Anavilhanas	03/2017	350.469,8
	Reserva Biológica do Guaporé	03/2017	600.000
	Reserva de desenvolvimento Sustentável Mamirauá	10/1993	1.124.000
	Rio Negro	03/2018	12.001.614,4
	Pantanal	Parque Nacional do Pantanal Mato-Grossense	05/1993
Reserva Particular do Patrimônio Natural SESC Pantanal		12/2002	87.871
Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Rio Negro		05/2009	7.000
Cerrado	Parque Nacional do Araguaia – Ilha do Bananal	10/1993	562.312
	Lund-Warming/APA Carste de Lagoa Santa	06/2017	23.865,4
Pampa	Parque Nacional da Lagoa do Peixe	05/1993	34.400
	Estação Ecológica do Taim	03/2017	32.806,3
Atlantic Forest	Parque Estadual do Rio Doce	02/2010	35.973
	APA Cananéia –Iguape e Peruibe	09/2017	202.307
	APA de Guaratuba	09/2017	38.329,3
	Estação Ecológica de Guaraqueçaba	06/2017	4.370

Table 2. Percentage of impacted area in the interior of each studied Ramsar site and the main human activities.

Ramsar site	Environmental pressure (%)	Human activities
Parque Estadual Rio Doce	3	Urbanization, Livestock, Forestry
Parque Nacional do Araguaia	0	-
Parque Nacional da Lagoa do Peixe	3	Agriculture, Farming, Forestry
Estação Ecológica do Taim	1.5	Agriculture, Forestry
Reserva Biológica do Guaporé	0.14	Agriculture, Livestock
Parque Nacional de Viruá	0.1	Livestock
Reserva de Desenv. Sustentável de Mamirauá	0.002	Agriculture
Parque Nacional de Cabo Orange	0	-
APA Lagoa Santa	16.2	Livestock
RPPN Fazenda Rio Negro	1.3	Livestock
APA Reentrâncias Maranhenses	1	Urbanization, Livestock
Parque Nacional Pantanal Mato Grosso	0	-
APA da Baixada Maranhense	7.41	Livestock, Urbanization, Farming
Parque Nacional de Anavilhanas	0.01	Indiscriminate
Estação Ecológica de Guaraqueçaba	1.1	Agriculture, Livestock, Forestry
APA Estadual de Guaratuba	5.3	Agriculture, Farming, Urbanization, Livestock, Forestry
APA de Peruíbe	3.9	Agriculture, Farming, Forestry
RPPN SESC Pantanal	0.8	Livestock
Rio Negro	0.63	Agriculture, Livestock, Farming

Ramsar site	Impacted area (%)	Human activities
Parque Estadual Rio Doce	80	Livestock, Urbanization, Forestry
Parque Nacional do Araguaia	6.2	Livestock
Parque Nacional da Lagoa do Peixe	58.4	Agriculture, Urbanization, Farming, Forestry
Estação Ecológica do Taim	25.2	Agriculture, Livestock, Urbanization, Forestry
Reserva Biológica do Guaporé	8.8	Agriculture, Livestock
Parque Nacional de Viruá	4.5	Agriculture, Livestock, Farming
Reserva de Desenvolvimento Sustentável de Mimirauá	3	Agriculture, Urbanization, Farming
Parque Nacional de Cabo Orange	0	-
APA Lagoa Santa	42.4	Livestock
RPPN Fazenda Rio Negro	4	Livestock
APA Reentrâncias Maranhenses	2.2	Livestock, Urbanization
Parque Nacional Pantanal Mato Grosso	1	Livestock
APA da Baixada Maranhense	19.3	Farming, Urbanization, Livestock
Parque Nacional de Anavilhanas	1.5	Agriculture, Livestock, Farming
Estação Ecológica de Guaraqueçaba	2.2	Agriculture, Farming, Urbanization, Silviculture
APA Estadual de Guaratuba	21.6	Agriculture, Farming, Urbanization, Silviculture, Livestock
APA de Peruíbe	11.7	Agriculture, Farming, Urbanization, Silviculture
RPPN SESC Pantanal	2.7	Livestock
Rio Negro	1.6	Agriculture, Farming, Urbanization, Silviculture

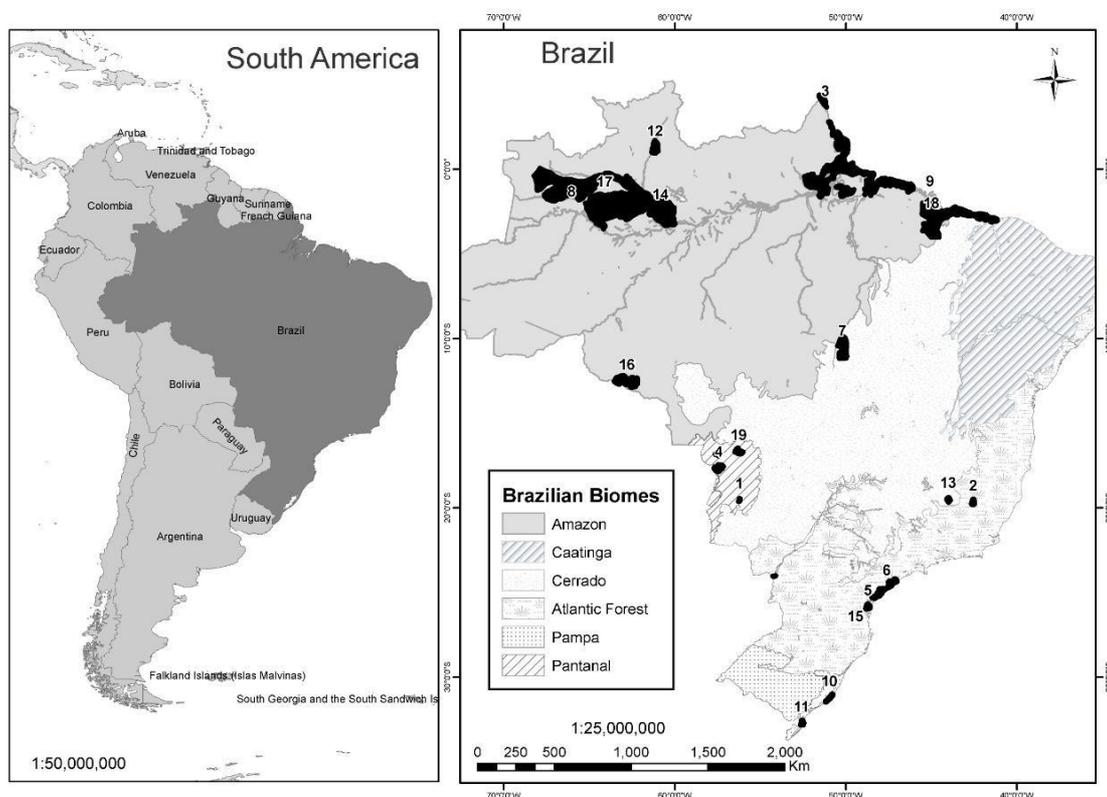


Figure 1. Legends:

Fig. 1. Location of the 19 Ramsar sites distributed along the four Brazilian biomes. The number represents each study Ramsar site. 1. RPPN Fazenda Rio Negro, 2. Parque Estadual Rio Doce, 3. Parque Nacional Cabo Orange, 4. Parque Nacional Pantanal, 5. Estação Ecológica de Guaraqueçaba, 6. APA Cananéia-Iguape – Peruipe, 7. Parque Nacional do Araguaia, 8. Reserva de Desenvolvimento Sustentável de Mairauá, 9. APA Reentrâncias Maranhenses, 10. Parque Nacional da Lagoa do Peixe, 11. Estação Ecológica do Taim, 12. Parque Nacional Viruá, 13. APA Lagoa Santa, 14. Parque Nacional de Anavilhanas, 15. APA Guaratuba, 16. Reserva Biológica do Guapore, 17. Rio Negro, 18. APA da Baixada Maranhense, 19. RPPN SESC Pantanal.

4. CAPÍTULO 2: PROTECTED AREAS OF THE PAMPA BIOME PRESENTED LAND USE INCOMPATIBLE WITH CONSERVATION PURPOSES

Soraya Ribeiro^a, Leonardo F. B. Moreira^b, Gerhard E. Overbeck^c, Leonardo Maltchik^a

^a Laboratório de Ecologia e Conservação de Ecossistemas Aquáticos, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Av. Unisinos 950, 93022-750, São Leopoldo, Rio Grande do Sul, Brazil

^b Departamento de Botânica e Ecologia, Universidade Federal de Mato Grosso, Av. Fernando Corrêa da Costa 2367, 78060-900, Cuiabá, MT, Brazil

^c Departamento de Botânica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves, 9500, 91501-970 Porto Alegre, RS, Brazil

Abstract

Currently, only 40% of the Pampa biome still is covered by original vegetation; however, there is a clear under representation of regional biodiversity in protected areas (PA), which also face common problems of its management and human-related threats. Herein, we assess the extent to which 14 Protected Areas for the Integral Protection of the Brazilian Pampa are effective in conserving samples of the natural attributes and biodiversity of the Pampa. We analyzed only PAs with integral protection because it allows few uses, and is basically aimed at environmental preservation. PAs designed for sustainable use were not included, because these areas allow changes in land use both inside and outside of the reserve.

Of all 14 PAs analyzed, 12 showed human-related land uses in the legally defined area. In four PAs, more than 15% of their total area was characterized by human-related land uses. Only six PAs had natural vegetation cover above 90%, and abandoned agricultural fields were present in most of the protected areas.

All buffer zones surround PAs for integral protection had human-related land uses. Half of the buffer zones had human-related uses in more than 40% of area. Agricultural mosaics and irrigated rice fields were the most common human uses in the buffer zones. Our study shows that most Pampa APs are not immune to anthropogenic pressures both inside and around them. The implementation of public policies to reduce degradation processes and restore these areas to natural vegetation as far as possible is urgent to reach conservation objectives.

Keywords: Buffer zone, grasslands, management plan, agriculture, forestry

Introduction

Protected areas (PA) are of essential importance for biodiversity conservation in today's world where agricultural activities, often for global markets, are responsible for 70% of natural habitat losses (Sala et al. 2000; Andam et al. 2008; Watson 2016). Although the total number of protected areas over the world has practically doubled since 1992, only 14.7 % of the Earth surface falls into any category of protection (Jones 2018).

This percentage is below what has been agreed upon in the Aichi goals that established the goal to protect, until 2020, 17% of terrestrial areas, and 10 % for marine areas per countries and territories (Butchart et al. 2015). However, only 40% of the countries over the world achieved these goals. In addition, the protection rate is largely unbalanced among the 42 biomes of the world (Butchart et al. 2015; Monteiro 2018; Vieira 2019).

Furthermore, 8% of the PAs are under indirect and direct human pressures, such as spread of invasive species, hunting and climate change (Watson 2016; Jones 2018). Additional difficulties in assessing these threats are the lack of scientific baseline information in many PAs and deficient/unrealistic management plans (Oliveira 2017; Ribeiro, 2018).

In tropical countries, non-forest ecosystems are commonly overlooked in the environmental agenda, despite their high biodiversity species, sometimes similar to tropical forests (Nabinger et al. 2000; Overbeck et al. 2007, 2015; MMA 2014). Conversion of non-forested areas (e.g., grasslands and savannas) to agricultural land has occurred at alarming rates when compared to forests (Goldewijk 2001; Brandão et al. 2007). In Brazil, grassland areas are even more threatened, because they are underrepresented in PAs and current land use policy encourages grassland loss (Overbeck 2015; Bonanomi et al. 2019).

Currently, 20% of Brazilian territory is in Protected Areas at federal, state, and municipal levels (BRAZIL 2018), and an additional of 13.8% is encompassed by Indigenous Lands (ISA 2017) and 10% by Legal Reserves (Guidotti et al. 2017).

However, spatial distribution of PAs is biased towards forest ecosystems (Overbeck et al. 2007).

For example, while 28.5% of the Brazilian Amazon is within PAs, only 3,23% of the Brazilian Pampa is PAs (Palazzi, 2018). Such bias jeopardizes the ability of the PA network to safeguard grasslands habitats in Brazil.

The Brazilian Pampa corresponds to the northern portion of the Rio de la Plata grassland region (Andrade et al. 2018), also known as Uruguayan savanna ecoregion (Olson et al. 2001), and encompasses an area of 193.383 km² (IBGE 2019).

According to the MapBiomas project (Souza et al. 2020), there was a 14% loss of grassland area in the Brazilian Pampa and an increase of 14% of agricultural lands and 64% of forestry in the last ten years. In addition, and especially in Protected Areas, management is not always adequate for biodiversity conservation. Grazing and fire have shaped the region for millennia (Overbeck et al. 2007; Bernardi et al. 2016), but these disturbances are often suppressed in PAs. The lack of this kind of management may result in woody species encroachment over grassland areas, leading to losses of characteristic ecosystems as well as other processes, such as, fragmentation or original habitat and species extinction (Brandão et al. 2007; Pillar and Velez 2010; Overbeck et al. 2016).

Currently, and considering the federal, state and municipal levels, the Brazilian Pampa has 53 PAs; this includes APs under full protection and sustainable use (SEMA 2020). These PAs represent 3.23% of the Brazilian Pampa area protected *strictu sensu* (Palazi, 2018).

In addition to the clear problem of underrepresentation of regional biodiversity, many PAs face common problems of its management (funding, equipment, infrastructure, and issues related to tenure resolution/land rights) and human-related threats, such as biological invasions, external pressures (such as contamination by agrochemicals from agriculture), and climate change (Overbeck 2007; Bellinasi 2011; Watson 2016). Other important shortcomings include the absence of management plans, time lag between PA creation and implementation of actions related to management plan, and lack of incorporation of actions into municipal master plans and other public institutions (Leverington et al. 2010; Neves 2012).

Here, our objective was to assess the extent to which 14 Protected Areas for the Integral Protection of the Brazilian Pampa are effective in conserving samples of the natural attributes and biodiversity of the Pampa. Specifically, i) we assessed land use and land cover within legally established PAs and ii) explore whether human pressures to PAs are related to the surrounding landscape. Our expectation is that PAs with fewer tenure problems and older management plans will experience less environmental pressure from human activities in their legally defined area and buffer zones.

Material and methods

Our study focused on PA located in the Brazilian Pampa, the Brazilian portion of the Rio de la Plata Grasslands, which extends to Argentina and Uruguay (Andrade et al. 2019). We analyzed only PAs with integral protection in the Brazilian Pampa biome (N=14; Table 1).

The integral protection category allows few uses, and is basically aimed at environmental preservation and education, scientific research and, in some cases, visitation.

PAs designed for sustainable use were not included, because these areas allow changes in land use both inside and outside of the reserve, such as intensive agriculture, application of agrochemicals, and installation of industrial clusters and wind farms. Protected areas at the municipal level were not included because data on their limits was not readily available in many cases.

We compiled management information on PAs from SEMA (2020) and MMA (2020): AREA– % area without land tenure issues (SEMA 2020) and MANAG–time since management plan creation (Table 1).

PA polygons were obtained from the Rio Grande do Sul state secretary for Environment and Infrastructure at a scale of 1:250,000 (SEMA 2020). We defined a buffer zone of 10km based on the Brazilian federal act n.13 from 1990- CONAMA (BRASIL 1990). This act established that in the 10km radius from a Protected Area should be considered a buffer zone and that any activities that affect the biota need a special license from the local environmental agency. Within the PA and the buffer zone, we classified land use based on the data from the Probio Project for 2015 (Hofman and Hasenack 2018) that resulted in maps in the scale 1: 250,000 in shape file format based on LandSat images (2015-2016).

The Google Earth (2019) high resolution set was used as auxiliary material. ArcGis 10.2.2 software was used for image analysis at 1:250,000 scale, in the Universal Transverse Mercator (UTM) projection, calculating percentage of every land use class.

We measured land cover separately for PA polygons and the buffer zones (percentage cover). Land cover data was grouped into three land classes: human-related use, natural vegetation, and abandoned agricultural fields, following classifications proposed by (IBGE 2004; Hofmann and Hasenack, 2018).

Human-related land uses encompass forestry (exotic tree plantation), short-term dry crops (such as soybean and maize), irrigated rice fields, mining, degraded forest I (clearing \pm 30%), degraded forest II (clearing \pm 50%), and agriculture mosaics. Natural vegetation uses encompass wetlands, native forests, rocky outcrops, water, dunes, and grasslands. Abandoned agricultural fields are areas that were previously used by crops or livestock; they were classified separately because they represent a transitional state between human-related and natural vegetation (Forman and Godron 1986).

In Protected Areas, some of these abandoned areas might naturally regenerate, even though active restoration may be necessary (Torchelsen et al. 2018). However, as many PAs have land tenure problems, abandoned fields might be used for new crops or livestock.

A principal component analysis (PCA) based on a correlation matrix was performed with land covers in the buffer zone and management information of corresponding PA. The first two PCA axes were used in further analyses as they accounted for most of the variation (75 %) in land composition among buffers.

Using linear models, we then tested if the variation on human-related land covers in PAs was associated with composition of the surrounding landscape. Because all land cover used here were represented by proportional data, we used logit transformation prior the analysis, as proposed by Warton and Hui(2011). Analyses were computed using the car Fox and Weisberg(2018) and vegan (Oksanen et al. 2019) packages in R(R Development Core Team and R Core Team 2020).

Results

Even though the majority of the 53 Ap in the Pampa biome have been established more than two decades ago, to date only five have approved management plans (Table 1). Only four of them are without tenure issues. Roughly 5% of the land currently within integral PAs in the Pampa was occupied by human-related activities.

Of all 14 PAs analyzed, 12 showed human-related land uses in the legally defined area (Table 2).

In four PAs, more than 15% of their total area was characterized by human-related land uses: Espinilho, Podocarpus I, Podocarpus II, and São Donato and rice fields and forestry were the most common human-uses overall (Table 2). Abandoned agricultural fields were present in most of the protected areas, encompassing more than 50% of the area in two PAs: Ibirapuitã and Espinilho. Only six PAs had natural vegetation cover above 90%: Itapuã, Banhado dos Pachecos, Maçarico, Mato Grande, Lagoa do Peixe, and Taim.

All buffer zones surround PAs for integral protection had human-related land uses (Table 3). Agricultural mosaics and irrigated rice fields were the most common

human uses in the buffer zones. Half of the buffer zones had human-related uses in more than 40% of area. Natural vegetation covered about 45% of the each buffer zone (44.8 ± 21.1) and around 15% of area in the buffer zones was occupied by abandoned fields (16.3 ± 12).

The first two Principal Components (PC1 e PC2) summarized together 75% in the characteristics of the 14 PAs we analyzed here (Figure 1).

The first PCA axis was correlated ($r > 0.6$) with land cover in the buffer zone (natural vegetation area and human-related area). The second axis showed strong correlation with abandoned field cover ($r = 0.72$). Variation in the human-land cover inside PAs was related only with the first PCA axis ($R^2_{adj}=0.38$; $F_{1,12}=9.074$; $p=0.01$). Human related uses inside the legal area of the PAs were influenced positively by PC1 (Figure 2). High values of principal component axis indicated higher human cover in the buffer zones and low values of natural cover.

Discussion

Our results showed that PAs of the Pampa biome presented large proportions of land use incompatible with their proposed goals, and buffer zones surrounding PAs play an important role in the observed patterns. With a growing and compelling body of evidence on going biodiversity erosion in South Brazilian grasslands due to land use change (Oliveira et al. 2017; Saccol et al. 2017; Staude et al. 2018), there is a clear need for more effective biodiversity protection in the region. While PAs are but one component of protection on a landscape scale, in Brazil, for instance, along side with

Legal Reserves (Metzger et al. 2019), Permanent Protection Areas (Perelló et al. 2012) or other areas under management compatible with biodiversity conservation, they are recognized to be of high relevance as they effectively impede conversion of lands within them to other land uses. Nonetheless, our results demonstrate the need to pay more attention to buffer zones establishment and land management in buffer zones that ideally would be compatible with conservation objectives within the Pas.

Results of other assessments have already indicated that buffer zones effectiveness surrounding Brazilian PAs are not sufficient to guarantee good conservation outcomes (Alexandre et al. 2010; Lourival et al. 2009; Paolino et al. 2016; Ribeiro et al. 2020), and we now show this for the Pampa biome. Here, land uses related to agriculture (rice fields, agricultural mosaics and forestry) were the most common human-uses in PAs and buffers zones. Populations of many species are negatively affected by even modest levels of native habitat loss to agriculture (Dotta et al. 2016; Phalan et al. 2011).

Forecasts of agricultural expansion indicate that the proportion of area covered by agriculture may reach 80.4% in the Pampa until 2100, and PAs are expected to be four times more affected by agricultural activities than today (Dobrovolski et al. 2011).

For the Pampa, the biome with the lowest cover of conservation units of all Brazilian biomes, this can have severe consequences regarding biodiversity conservation in PAs. Reaching adequate land management now likely will reduce pressures in the future.

More than 70% of rice production, 25% of fuel wood, and 49% of pulpwood in Brazil comes from Rio Grande do Sul state (IBGE 2019).

Studies on the impact of irrigated rice production crops on biota highlighted negative consequences of management practices, crop age, and agrochemicals use on species richness and community structure (Machado and Maltchik 2010; Maltchik et al. 2011; Moreira and Maltchik 2015, 2014). While effects of tree plantations on native biota includes species loss and changes in the community composition (Machado et al. 2012; Rolon et al. 2011; Saccol et al. 2017), some studies pointed unexpected positive results for some species with high plasticity (Becker et al. 2007; Marques et al. 2016).

At any rate, PAs guarantee the long-term presence of areas with native vegetation in landscapes under anthropic influence, and their establishment is extremely important in the Pampa biome. If we consider other categories, such as sustainable use and federal PAs, total surface area under protection in the Pampa is far below other Brazilian biomes (only 3.14%).

Our expectations that PAs with older management plans and few tenure issues, i.e. where more effective conservation should be possible, would also suffer lower pressures due to human activities were only partially supported.

Management plan age was negatively associated to the first ordination axis, but it had a small strength when compared to presence of natural vegetation and human-related land cover and land use in the buffer zones.

It is clear that larger amounts of natural vegetation in the buffer zone reduce the impact of human activities around the PAs. Buffer zones, usually covering private properties, provide important benefits that go beyond buffering negative effects of intensive land use. These may include improving landscape connectivity for some species, complementing habitat protection, and reducing conflicts between local populations and PA managers (Paolino et al. 2016; Perelló et al. 2012). However, our results also show that less than a half of state's PAs in the Pampa have management plans, even though most of them were created over 40 years ago. In Brazilian nature conservation, regulations for buffer zones where management plans exist – usually are very weak, with recommendations, but no strict rules (Freitas Lima and Ranieri 2018; Perelló et al. 2012).

Our analysis shows than half of the PAs analysed at current do not have management plan, even though they were established years or decades ago. This is a severe impediment to effective conservation, as conservation goals are not clearly defined and as the natural features as well as anthropogenic pressures on the area are not known or at least not documented sufficiently to guide conservation goals and actions. The Management Plan is a document of the rules of use and management of the Brazilian PAs, and it provides legal security to the manager for his decision making. Management plans (i) ensure that protected areas are appropriately managed, (ii) provide a mechanism for consistency over time in management actions and

(iii) are to guarantee that a protected area is being managed in their best interests and that of future generations (Goosen and Blackmore 2019).

A critical issue in terms of conservation effectiveness in protected areas is the restoration of abandoned agricultural fields or areas formerly used for tree plantations. Existing studies from the South Brazilian grasslands show that areas that originally had been grassland and then were used for agriculture or tree monocultures do not easily return to their original state after abandonment of the more intensive land use, considering both vegetation composition or ecosystem processes (Koch et al. 2016; Leidinger et al. 2017; Torchelsen et al. 2018). This clearly is a problem for meeting conservation goals in protected areas, and points to the importance of active restoration. Furthermore, degraded areas can act as source sites for invasive species that may then spread into natural areas (Valkó et al. 2016), also underlining the need of restoration. While considerable knowledge and experience exists in Brazil for restoration of forests (Rodrigues et al. 2009), much of which can be applied to forests in the Pampa where some what less experiences exist, restoration of grasslands has only recently become a topic in research and policy (Overbeck et al. 2013).

Development of restoration techniques is still in a rather initial phase for South Brazilian grasslands (e.g. Thomas et al. 2019a; Thomas et al. 2019b). With the development of the “Plano Nacional de Recuperação de Vegetação Nativa”(MMA 2017) and recent initiatives on the state level, e.g. the GEF Terrestre Program (MMA 2019), interest in and potential for restoration of degraded lands in protected areas has risen.

This is highly relevant as abandoned fields corresponded to nearly 20% of land cover in protected areas of Pampa biome, reaching more than 50% of the legal area in some cases.

Indeed, the protected areas could serve as important sites for testing of restoration techniques that have been shown promising in academic studies on larger areas.

Our study shows that most Pampa APs are not immune to anthropogenic pressures both inside and around them. Human uses within PAs identify low PA efficiency in minimizing environmental pressures from land use. In the case of PAs with Integral Protection, as evaluated here, the presence of intensive land uses and of degraded areas in PAs conflicts with the main objectives of PAs such as species conservation, scientific research, environmental education and visitation. The implementation of public policies to reduce degradation processes and restore these areas to natural vegetation as far as possible is urgent to reach conservation objectives; a first step should be the elaboration of management plan and the solution of land tenure issues. A basis and justification for these efforts, besides biodiversity itself, could be the valuation of natural areas in terms of ecosystem services (e.g. Metzger et al. 2019) that helps to develop adequate management strategies.

At current, the window of creation of large protected areas is closing rapidly as agricultural conversion progresses rapidly and as scenarios point to further land conversion (Oliveira et al. 2017), calling for rapid action to reach global conservation aims that support the Sustainable Development Goals (Schultz et al. 2016).

The evaluation of representability of PAs in terms of ecosystems covered should guide PA management and, where necessary, i.e. where international goals at current are not met, such as in the Pampa, expansion of the PA network, in all regions of Brazil.

Acknowledgments

This study was funded by CNPq - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - (Grant number 474892/2013-1). The PhD course of SR was funded by a CAPES scholarship. LMan and GEO hold CNPq Research Productivity grants.

References

- Alexandre B, Crouzeilles R, Grelle CEV (2010) How can we estimate buffer zones of protected areas? A proposal using biological data. *Nat Conserv* 165:170.
<https://doi.org/10.4322/natcon.00802010>.
- Andam KS, Ferraro PJ, Pfaff A, Azofeifa GAS, Robalino JA (2008) Measuring the effectiveness of protected area networks in riding deforestation. *Proc Natl Acad Sci U.S.A.* 105:16089–16094. <https://doi.org/10.1073/pnas.0800437105>
- Andrade BO, Marchesi E, Burkart S, Setubal R, Lezama F et al (2018) Vascular plant species richness and distribution in the Río de la Plata grasslands. *Bot J Linn Soc* 188: 250-256. <https://doi.org/10.1093/botlinnean/boy063>
- Becker CG, Joner F, Fonseca, CR (2007) Ecologically-sustainable tree mono cultures contribute to conservation of an Araucaria forest endemic frog. *J Nat Hist* 41:1739–1752. <https://doi.org/10.1080/00222930701443145>
- Bellinassi S, Pavão AC, Cardoso-Leite E (2011) Gestão e uso público de Unidades de Conservação: um olhar sobre os desafios e possibilidades. *RB Eotur* 4:274–293. <http://doi.org/10.34024/rbecotur.2011.v4.5918>

Bernardi RE, Holmgren M, Arim M, Scheffer M (2016) Why are forests so scarce in subtropical South America? The shaping roles of climate, fire and livestock. *ForEcol*

Manag 363:212–217. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.12.032>

Bonanomi J, Tortato FR, Gomes RSR, Penha JM, Bueno AS, Peres CA (2019) Protecting forests at the expense of native grasslands: Land-use policy encourages open-habitat loss in the Brazilian Cerrado biome. *PerspectEcolConserv* 17:26–31.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.12.002.10>

Brandão T, Trevisan R, Both R (2007) Unidades de Conservação e os Campos do Rio Grande do Sul. *R BrasBiociências* 5: 843–845. <http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/viewFile/894/734>. Accessed 26 June 2020

Brasil (1990) Resolução Conama N° 013 de 06 de Dezembro de 1990.

<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res90/res1390.html>.

Brasil (2018) Indicadores Ambientais Nacionais.

<http://www.mma.gov.br/informma/item/11276-PA-terrestres>.

Butchart T, Stuart HM, Clarke M, Smith RJ, Angulo A, Balmford A, Burgess ND

(2015) Shortfalls and solutions for meeting national and global conservation area targets. *ConservLett* 8:329–337. <https://doi.org/10.1111/conl.12158>

Dobrovolski R, Loyola RD, Júnior PDM, Diniz-Filho JAF (2011) Agricultural

expansion can menace Brazilian protected areas during the 21-st century. *Nat. Conserv* 9:208–213. <https://doi.org/10.4322/natcon.2011.027>

Dotta G, Phalan B, Silva TW, Green R, Balmford A (2016) Assessing strategies to reconcile agriculture and bird conservation in the temperate grasslands of South America. *ConservBiol* 30:618–627 <https://doi.org/10.1111/cobi.12635>

Forman RTT, Godron M (1986) *Landscape Ecology*. Wiley & Sons Ed, New York

Freitas Lima EAC, Ranieri VEL (2018) Land use planning around protected areas: Case studies in four state parks in the Atlantic forest region of southeastern Brazil. *Land Use Policy* 71:453–458. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.020>.

Fox J, Weisberg S (2018) *An R Companion to Applied Regression*. Third ed. Thousand Oaks, CA, Sage

Goldevwijk KK (2001) Estimating global land use change over the past 300 years: The HYDE Database. *Global BiogeochemCycles* 15:417–433. <http://doi:10.1029/1999GB001232>

Goosen M, Blackmore A C (2019) Hitchhikers' guide to the legal context of protected area management plans in South Africa. *Bothalia*49:1-10.

<http://dx.doi.org/10.4102/abc.v49i1.2399>

Guidotti V, Freitas FLM, Sparovek G, Pinto LFG, Hamamura C, Carvalho T,

Cerignoni F (2017) Números Detalhados do Código Florestal e suas Implicações para os PRAS - Principais Resultados e Considerações. <http://10.13140/RG.2.2.23229.87526>

Hofmann GS, Weber, EJ, Hasenack H (2018) Uso e Cobertura Vegetal do Estado do Rio Grande do Sul – Situação em 2015. UFRGS, Porto Alegre.

http://multimedia.ufrgs.br/conteudo/labgeo-ecologia/Arquivos/Downloads/Dados/2018/Vegetacao_RS_2015/Relatorio_vegetacao_RS_2015.pdf.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2004) Mapa dos Biomas e da Vegetação Brasileira.

<https://ww2.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomas.shtm>

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2019) Levantamento Sistemático de Produção Agrícola -

LSPA. <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9201-levantamento-sistematico-da-prodPAao-agricola.html?=&t=o-que-e>

Instituto Socioambiental (ISA) (2017) Desmatamento cresce 32% nas Terras Indígenas da Amazônia Brasileira, aponta ISA. [https://www.socioambiental.org/pt-br/noticias-](https://www.socioambiental.org/pt-br/noticias-socioambientais/desmatamento-cresce-32-nas-terras-indigenas-da-amazonia-brasileira-aponta-isa)

[socioambientais/desmatamento-cresce-32-nas-terras-indigenas-da-amazonia-brasileira-aponta-isa](https://www.socioambiental.org/pt-br/noticias-socioambientais/desmatamento-cresce-32-nas-terras-indigenas-da-amazonia-brasileira-aponta-isa)

Jones KR, Venter O, Fuller RA, Allan JR, Maxwell SL, Negret PJ, Watson, JEM (2018) One-third of global protected land is under intense human pressure. *Science* 360:788–791. <http://doi:10.1126/science.aap9565>.

Koch C, Conradi T, Gossner MM, Hermann JM, Leidinger J et al (2016) Management intensity and temporary conversion to other land-use types affect plant diversity and species composition of subtropical grasslands in southern Brazil. *Appl Veg Sci* 19: 589–599. <https://doi.org/10.1111/avsc.12262>.

Leidinger JLG, Gossner MM, Weisser WW, Koch C, Cayllahua ZLR et al (2017) Historical and recent land use affects ecosystem functions in subtropical grasslands in Brazil. *Ecosphere*8: e02032. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2032>.

Leverington F, Costa KL, Pavese H, Lisle A, Hockings M (2010) A Global Analysis of Protected Area Management Effectiveness. *Environ Manag* 46:685–698. <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9564-5>

Machado IF, Maltchik L (2010) Can management practices in rice fields contribute to amphibian conservation in southern Brazilian wetlands? *Aquat Conserv* 20:39–46. <https://doi.org/10.1002/aqc.1070>

Machado IF, Moreira LFB, Maltchik L (2012) Effects of pine invasion on anurans assemblage in southern Brazil coastal ponds. *Amphibia-Reptilia* 33:227–237.

<https://doi.org/10.1163/156853812X638518>.

Maltchik L, Rolon AS, Stenert C, Machado IF, Rocha O (2011) Can rice field channels contribute to biodiversity conservation in Southern Brazilian wetlands? *Rev. Biol. Trop.* 59: 1895–1914. https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442011000400038

Marques TS, Bassetti LAB, Lara NRF, Millan CH, Piña CI, Verdade LM (2016) Population structure of the broad-snouted caiman (*Caiman latirostris*) in natural and man-made water bodies associated with a silvicultural landscape. *Salamandra* 52:1–10. <https://www.salamandra-journal.com/index.php/home/contents/2016-vol-52/430-marques-t-s-l-a-b-bassetti-n-r-f-lara-c-h-millan-c-i-pina-l-m-verdade/file>

Metzger JP, Bustamante MMC, Ferreira J, Fernandes GW, Librán-Embíd F, Pillar VD, Prist PR, Rodrigues RR, Vieira ICG, Overbeck GE (2019) Why Brazil needs its Legal Reserves. *Perspect Ecol Conserv* 17:91–103. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.07.002>.

Ministério do Meio Ambiente, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento,

Ministério do Meio Ambiente (MMA) (2014) Plano de Ação para prevenção e controle do desmatamento e das queimadas no Cerrado, Brasília.

https://www.researchgate.net/publication/273756765_PP_Cerrado_-_Plano_de_Acao_para_prevencao_e_controle_do_desmatamento_e_das_queimadas_no_Cerrado_2_fase_2014-2015

Ministério da Educação (MMA, MAPA, MEC) (2017) Planaveg: Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. Ministério do Meio Ambiente, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Ministério da Educação, Brasília.

<https://pt.scribd.com/document/371461975/Planaveg-Plano-Nacional-Recuperacao-Vegetacao-Nativa>

Ministério do Meio Ambiente (MMA) (2019) Projeto Estratégico de Conservação, Restauração e Manejo para Biodiversidade da Caatinga, Pampa e Pantanal-GEF Terrestre. <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/programas-e-projetos/projeto-gef-terrestre.html>

Ministério do Meio Ambiente (MMA) (2020) <https://www.gov.br/mma/pt-br>

Monteiro LM, Brum FT, Pressey RL, Morellato LPC et al (2018) Evaluating the impact of future actions in minimizing vegetation loss from land conversion in the Brazilian Cerrado under climate change. *Biodivers Conserv* 29:1–22. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1627-6>.

- Moreira LFB, Maltchik L (2014) Does organic agriculture benefit anuran diversity in Rice fields? *Wetlands* 34:725–733. <https://doi.org/10.1007/s13157-014-0537-y>
- Moreira LFB, Maltchik L (2015) Our time will come: Is anuran community structure related to crop age? *Austral Ecol.* 40:827–835, <https://doi.org/10.1111/aec.12260.13>.
- Nabinger C, De Moraes A, Maraschin GE (2000) Campos in Southern Brazil, in: Lemaire, G., Hodgson, J., De Moraes, A., Nabinger, C., Carvalho, P.C.D.F (Eds.), *Grassland Ecophysiology and Grazing Ecology*. CAB International, New York, pp. 355–376
- Neves EMSC (2012) Política ambiental, municípios e cooperação intergovernamental no Brasil. *Estudos Avançados* 26:137-150. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142012000100010>
- Olson DM, Dinersteis E, Wikramanayake ED, Burgess ND et al (2001) Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience* 51:933-938. <http://wolfweb.unr.edu/~ldyer/classes/396/olsonetal.pdf>
- Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, McGlinn D, Minchin PR, O'Hara BR, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Szoecs E, Wagner H Szoecs E Wagner H (2019) *Vegan: Community Ecology Package*. <http://wolfweb.unr.edu/~ldyer/classes/396/olsonetal.pdf>
- Oliveira U, Soares-Filho BS, Paglia AP, Brescovit AD et al (2017) Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. *SciRep* 7:9141. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-08707-2>
- Overbeck GE, Müller SC, Fidelis A, Pfadenhauer J, Pillar VD, Blanco CC, Boldrini II, Both R, Forneck ED (2007) Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspect Plant Eco.* 9:101–116. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.07.005>.
- Overbeck GE, Hermann JM, Andrade BO, Boldrini II et al (2013) Restoration ecology in Brazil: time to step out of the forest. *Nat Conserv* 11:92–95. <https://doi.org/10.4322/natcon.2013.015>.
- Overbeck GE, Velez E M, Scarano FR, Lewinsohn TM et al (2015) Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Divers. Distrib.* 21:1455–1460. <https://doi.org/10.1111/ddi.12380>.
- Overbeck GE, Ferreira PMA, Pillar VD (2016) Conservation of mosaics calls for a perspective that considers all types of mosaic-patches. Reply to Luza et al. *Nat Conserv* 14:152–157. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.05.002>
- Palazzi G (2018) A meta para o sistema de áreas protegidas no bioma pampa: Como estamos e para onde vamos? Dissertation. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 38p

- Paolino RM, Versiani NF, Pasqualotto N, Rodrigues TF, Krepschi VG, Chiarello AG (2016) Buffer zone use by mammals in a Cerrado protected area. *Biota Neotropica* 16:1–13. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2014-0117.14>
- Perelló LFC, Guadagnin DL, Maltchik L, Dos Santos JE (2012) Ecological, legal, and methodological principles for planning buffer zones. *Nat Conserv* 10:3–11. <https://doi.org/10.4322/natcon.2012.002>
- Phalan B, Onial M, Balmford A, Green RE (2011) Reconciling food production and biodiversity conservation: Land sharing and land sparing compared. *Science* 333: 1289–1291. <https://doi.org/10.1126/science.1208742>
- Pillar VDP, Vélez E (2010) Extinção dos campos sulinos em unidades de conservação: um fenômeno natural ou um problema ético? *Nat. Conserv* 8:84–86. <https://doi.org/10.4322/natcon.00801014>
- Ribeiro BR, Martins E, Martinelli G, Loyola R (2018) The effectiveness of protected areas and indigenous lands in representing threatened plant species in Brazil. *Rodriguesia* 69:1539–1546. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201869404>
- Ribeiro S, Moura RG, Stenert C, Florin M, Maltchik L (2020) Land use in Brazilian continental wetland Ramsar sites. *Land Use Policy* 99:p.104851. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104851>
- Rodrigues RR, Lima RAF, Gandolfi S, Nave AG (2009) On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biol Conserv* 142:1242–1251. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>
- Rolon AS, Rocha O, Maltchik L (2011) Does pine occurrence influence the macrophyte assemblage in Southern Brazil ponds? *Hydrobiologia* 675:157–165. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0813-2>
- Saccol SSA, Bolzan AMR, Dos Santos TG (2017) In the shadow of trees: Does eucalyptus afforestation reduce herpetofauna diversity in southern Brazil? *South Am J Herpetol* 12:42–56. <https://doi.org/10.2994/SAJH-D-16-00028.1>
- Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ, Berlow E et al (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770–1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Schultz M, Tyrrell TD, Ebenhard T (2016) The 2030 Agenda and Ecosystems - A discussion paper on the links between the Aichi Biodiversity Targets and the Sustainable Development Goals. SwedBio at Stockholm Resilience Centre, Stockholm, Sweden. http://tentera.org/wp/wp-content/uploads/2017/03/The-2030-Agenda-and-Ecosystems_web.pdf

SEMA (2020) Unidades de Conservação.
[https://www.researchgate.net/publication/273756765_PPCCerrado_-
 _Plano_de_Acao_para_prevencao_e_controle_do_desmatamento_e_das_queimadas_no
 _Cerrado_2_fase_2014-2015](https://www.researchgate.net/publication/273756765_PPCCerrado_-_Plano_de_Acao_para_prevencao_e_controle_do_desmatamento_e_das_queimadas_no_Cerrado_2_fase_2014-2015)<http://www.sema.rs.gov.br/unidades-de-conservacao-estaduais>.

Souza CM, Shimbo JZ, Rosa MR, Parente LL et al (2020) Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sens.* 12:2735. [https:// doi.org/ 0.3390/rs12172735](https://doi.org/0.3390/rs12172735)

Staude IR, Vélez-Martin E, Andrade BO, Podgaiski LR, Boldrini II, Mendonça M, Pillar VD, Overbeck GE (2018) Local biodiversity erosion in south Brazilian grasslands under moderate levels of landscape habitat loss. *J Appl Ecol* 55:1241–1251. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13067>

Thomas P, Overbeck G, Müller S (2019a) Restoration of abandoned subtropical highland grasslands in Brazil: mowing produces fast effects, but hay transfer does not. *Acta Bot Bras* 33:405–411. <https://doi.org/10.1590/0102-33062018abb0377.15>

Thomas PA, Schüller J, Boavista LR, Torchelsen FP, Overbeck GE, Müller SC (2019b) Controlling the invader *Urochloa decumbens*: Subsidies for ecological restoration in subtropical Campos grassland. *Appl. Veg. Sci.* 22:96–104. <https://doi.org/10.1111/avsc.12407>

Torchelsen FP, Cadenazzi M, Overbeck GE (2018) Do subtropical grasslands recover spontaneously after afforestation? *J Plant Ecol* 12:228–234. <https://doi.org/10.1093/jpe/rty011>.

Valkó O, Deák B, Török P, Kelemen A, Miglécz T, Tóth K, Tóthmérész B (2016) Abandonment of croplands: problem or chance for grassland restoration? Case studies from Hungary. *Ecosyst Health Sustain* 2: e01208. doi: 10.1002/ehs2.1208

Vieira RRS, Pressey RL, Loyola R (2019) The residual nature of protected areas in Brazil. *Biol. Conserv.* 233:152–161. <https://doi:10.1016/j.biocon.2019.02.010>

Warton DI, Hui FKC (2011) The arcsine is asinine: the analysis of proportions in ecology. *Ecology* 92:3–10. [https://doi.org/10.1016/0021-9797\(67\)90004-5](https://doi.org/10.1016/0021-9797(67)90004-5).

Watson JEM, Jones KR, Fuller AR, Marco MD et al (2016) Persistent disparities between recent rates of habitat conversion and protection and implications for future global conservation targets. *Conserv Lett* 9:413–421. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/conl.12295>.

Table 1. Management information for 14 PAs under integral protection in the Pampa biome. * Parque Estadual Podocarpus consists of two spatially separated units

Protected area	Legal area (ha)	Creation of the park	Approval date of management plan	Area without tenure issues (%)
Parque Estadual de Itapuã	5,566.5	1973	1996	100
Refugio Vida Silvestre Banhado dos Pachecos	2,560	2002	-	100
*Parque Estadual do Podocarpus I	163.64	1975	-	0
*Parque Estadual do Podocarpus II	2,193.1	1975	-	0
Parque Estadual de Itapeva	1,000	2002	2006	80.6
Parque Estadual Delta do Jacuí	14,242.1	1976	1979	0
Reserva Biológica do Maçarico	6,253	2014	-	100
Parque Estadual do Camaquã	7,992.5	1975	-	0
Parque Estadual do Espinilho	1,617.1	1975	2009	58.2
Reserva Biológica São Donato	4,392	1975	-	0
Reserva Biológica de Ibirapuitã	351.4	1976	-	100
Reserva Biológica Mato Grande	5.161	1975	-	73.2
Parque Nacional da Lagoa do Peixe	34.400	1986	1999	68
Estação Ecológica do Taim	32.806	1986	-	76

Table 2. Landscape composition registered for 14 PAs* for the integral protection in the Pampa biome. * Parque Estadual Podocarpus consists of two spatially separated units.

Protected area	Percentage of land cover			Specific human uses	
	Natural vegetation	Abandoned field	Human related		
Parque Estadual de Itapuã	97.8	1.4	0.8	Forestry,	agriculture mosaic
Refúgio Vida Silvestre Banhado dos Pachecos	93.2	2.3	4.5	Agriculture	mosaic, dry crop
*Parque Estadual do Podocarpus I	45.6	15.4	39	Forestry	
*Parque Estadual do Podocarpus II	78	0	22	Forestry	
Parque Estadual de Itapeva	81.5	11.7	6.8	Agriculture	mosaic, urban
Parque Estadual Delta do Jacuí	88.9	2.6	8.5	Forestry,	rice field
Reserva Biológica do Maçarico	90.9	9.1	0		
Parque Estadual do Camaquã	80.3	11.9	7.8	Forestry,	rice field
Parque Estadual do Espinilho	34.4	50.3	15.3	Rice field	
Reserva Biológica São Donato	20	43	37	Rice field	
Reserva Biológica de Ibirapuitã	43	57	0		
Reserva Biológica de Mato Grande	93.7	4.3	0.2	Rice field	
Parque Nacional da Lagoa do Peixe	95.2	0.03	4.77	Forestry	
Estação Ecológica do Taim	99.2	0	0.8	Rice field,	forestry

Table 3. Landscape composition registered for the buffers zones (10 km) of 14 PAs* for the integral protection in the Pampa biome. * Parque Estadual Podocarpus consists of two spatially separated units.

Protected area	Percentage of land cover			Specific human uses
	Natural vegetation	Abandoned field	Human related	
Parque Estadual de Itapuã	79.7	7.1	13.2	Forestry, agriculture mosaic, rice field
Refugio Vida Silvestre Banhado dos Pachecos	25	29	46	Agriculture mosaic, mining, degraded forest
Parque Estadual do Podocarpus I	36.5	18.3	45.2	Forestry, dry crop, agriculture mosaic
Parque Estadual do Podocarpus II	55	4	41	Forestry, agriculture mosaic, degraded forest
Parque Estadual de Itapeva	36.9	7.6	55.5	Agriculture mosaic, rice field, dry crop
Parque Estadual Delta do Jacui	18.6	10.7	70.7	Urban, rice field, agriculture mosaic
Reserva Biológica do Maçarico	59	16.6	24.4	Rice field, forestry
Parque Estadual do Camaquã	65.8	0	34.2	Rice field, dry crop, forestry
Parque Estadual do Espinilho	21.3	26	52.7	Rice field, agriculture mosaic, degraded forest
Reserva Biológica São Donato	13	45.3	41.7	Rice field, dry crop, degraded forest

Reserva Biológica de Ibirapuitã	57.2	15.8	27	Agriculture mosaic, rice field
Reserva Biológica Mato Grande	45.8	25.8	28.4	Forestry, rice field
Parque Nacional da Lagoa do Peixe	39.4	18.4	42.2	Forestry, rice field
Estação Ecológica do Taim	74.4	3.3	22.5	Rice field

Figure Legends

Figure 1. Principal component analysis biplot for land covers in the buffer zone and management information of 14 protected areas in the Pampa biome. See text for the variable legends

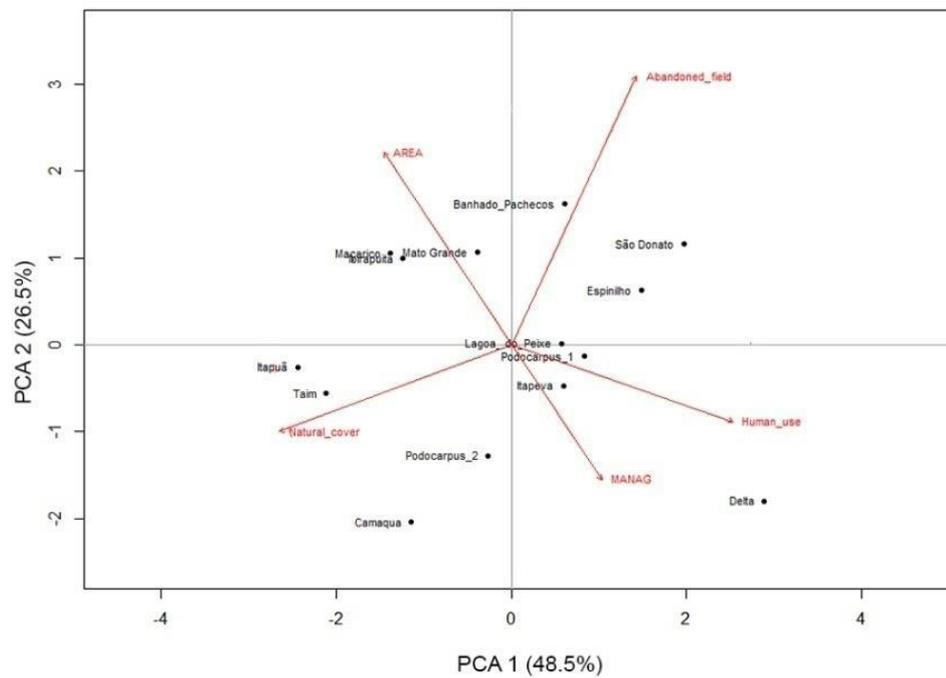
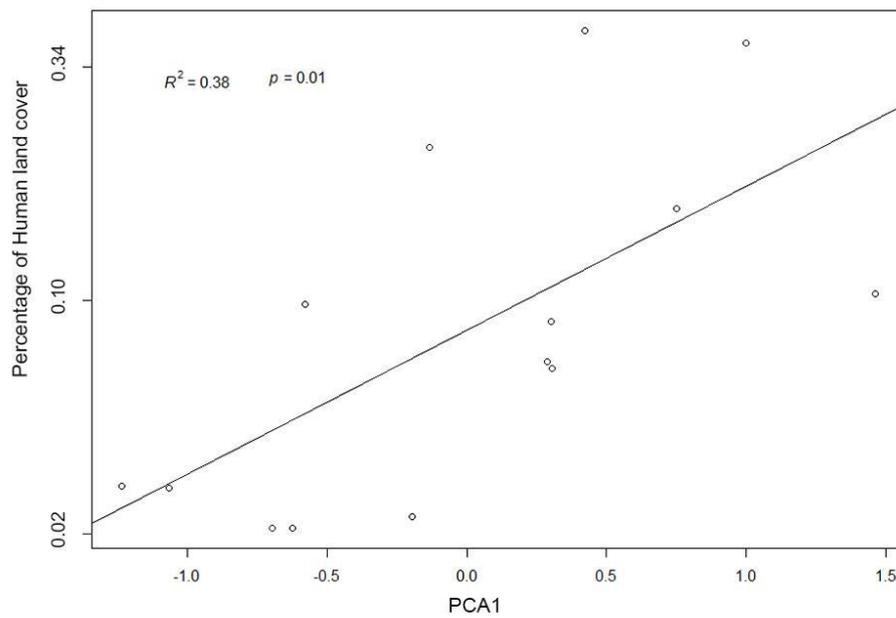


Figure 2. Relationship between human-related land cover inside PAs and Principal Component axis summarizing landscape composition in a 10km radius buffer zone.



5. CAPÍTULO 3. ANÁLISE DA MUDANÇA COBERTURA DO SOLO EM UM SÍTIO RAMSAR DO BIOMA PAMPA BRASILEIRO: PARQUE NACIONAL DA LAGOA DO PEIXE

1. Introdução

Áreas úmidas são sistemas de alta diversidade biológica e de extrema importância econômica e social para humanidade.(GOPAL et al., 2000; BATZER e SHARITZ et al., 2014). Armazenamentos de água, proteção contra enchentes, recarga de aquíferos, produção de grãos e energia são algumas das muitas funções e valores que estes ecossistemas proporcionam para a humanidade. (JUNK et al., 2014). Os serviços e bens prestados pelas áreas úmidas continentais do mundo (US\$ 6.579 x 10⁹ ano⁻¹) superam os valores prestados pelos ecossistemas terrestres (US\$ 5.740 x 10⁹ ano⁻¹). (CONSTANZA et al., 1977; SEIDL e MORAES, 2000). Armazenamento de água, proteção contra enchentes, recarga de aquíferos, produção de grãos e energia são algumas das muitas funções e valores que esses ecossistemas fornecem à humanidade. (JUNK et al., 2014). As áreas úmidas também possuem importância fundamental quanto às mudanças climáticas, pois reduzem a força de eventos extremos tais como cheias e seca. (MOOMAW, 2018).

Mas a perda destas áreas úmidas no mundo continua sendo uma grande preocupação. Cerca de 70% destas áreas no mundo foram perdidas no século XX, e as áreas úmidas costeiras foram mais afetadas que as interiores. (DAVISON, 2014). Junto com perda das áreas úmidas, a diversidade biológica, produtividade e recursos de importância econômica e social para a humanidade também são perdidos. (GOPAL et al., 2000; BATZER E SHARITZ, 2014). Quando drenados, estes locais realizam a oxidação da matéria orgânica, liberando carbono para a atmosfera, contribuindo para as mudanças do clima.

Existe um grande interesse de alguns países em preservar, manter ou reabilitar esses ecossistemas ao redor do mundo, devido ao entendimento de sua importância e da vida selvagem para o planejamento de estratégias globais de mitigação das mudanças climáticas. (MEA,2005).

As mudanças climáticas afetam as áreas úmidas em sua hidrologia, funcionalidade e ciclo do carbono, especialmente em área de depressão, que são altamente dependentes de regimes de chuva e de evaporação. (JUNK et al., 2013). Mudanças climáticas podem causar mudanças na biodiversidade, composição e distribuição de espécies da fauna e da flora adaptadas a esses ambientes e serão mais sérias quando combinados com outras mudanças antropogênicas. (BARROS E ALBENAZ, 2014; STENERT ET AL, 2020).

Neste contexto, as áreas protegidas surgem como alternativas à conservação destes ecossistemas. Atualmente, no mundo existem cerca de 200.000 áreas protegidas, cobrindo 14,6% das áreas terrestres e 2,8% das áreas marinhas, mas apenas 40% dos países atingiram 17% de proteção de áreas úmidas terrestres e somente 13% deles atingiram 10% das áreas úmidas marinhas. Entretanto, este percentual não está balanceado entre biomas, sendo que alguns estão mais protegidos que outros. (BUTCHART et al, 2015; TESFAW et al, 2018).O Brasil possui a maior rede de AP no mundo, representando 2,2 milhões de km² (IUCN, 2013). As unidades de conservação do Brasil são distribuídas no Bioma Amazônia (28.5%), Mata Atlântica (10.3%), Pantanal (4.6%), e Pampa (2.8%) (Brasil, 2018). O Bioma Pampa possui 53 Unidades de Conservação, constituídas tanto em nível federal, estadual e municipal. Estas Unidades de Conservação representam 3,23% da área protegida do Pampa brasileiro “*strictu sensu*”. (PALAZZI, 2018). Além da sub-representação da biodiversidade regional, muitas Unidades de Conservação enfrentam problemas comuns de má gestão (financiamento, equipamento, infraestrutura e questões relacionadas à resolução de posse / direitos fundiários) e ameaças humanas, como invasões biológicas, pressões externas (como contaminação por agroquímicos da agricultura) e mudanças climáticas. (OVERBECK, 2007; BELLINASI, 2011; WATSON 2016).

Das 53 Unidades de Conservação do Bioma Pampa, existem duas que são reconhecidas como Sítios Ramsar: Estação Ecológica do Taim e Parque Nacional da Lagoa do Peixe. Essas duas áreas são sítios de importância internacional instituídas nos países signatários através da Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, especialmente como Habitat para Aves Aquáticas. A Convenção de Ramsar foi criada em Ramsar (Irã) no ano de 1971. O objetivo deste trabalho foi analisar mudanças na cobertura do solo em um sítio Ramsar do bioma Pampa em um período de 32 anos, o Parque Nacional da Lagoa do Peixe. Analisamos também as possíveis ações necessárias a mitigação destes impactos relativos às classes de uso antrópico. Como se trata de uma Unidade de Conservação com status de Sítio Ramsar nossa expectativa é que a área esteja cumprindo seu papel de conservação.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

O Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Unidade de Conservação de Proteção Integral, está localizado na Planície Costeira do Rio Grande do Sul, Brasil, coordenadas 31°14'S e 50° 57'W. Foi criado pelo Decreto nº 93.546 de 06 de novembro de 1986 e possui uma área de 34.400 ha. O Parque Nacional da Lagoa do Peixe foi reconhecido como Sítio Ramsar em 24 de maio de 1993. Representa uma extensa área de planície de pântanos salgados, dunas costeiras, lagoas, lagos e pântanos associados, fornecendo locais importantes para inúmeras espécies migrantes. A Lagoa do Peixe é uma grande lagoa salobra a salina muito importante para uma grande variedade de aves aquáticas, sendo uma importante área de invernada e preparação para espécies migrantes. (BRASIL, 2020). O Parque Nacional da Lagoa do Peixe protege amostras de quase todos os ecossistemas característicos do litoral, principalmente da laguna e ambientes de marismas, dunas frontais e praia e um importante remanescente de mata de restinga. (BURGER, 2000).

2.2. Análise do uso e cobertura do solo

A análise do uso e cobertura do solo foi realizada dentro do perímetro do Sítio Ramsar Parque Nacional Lagoa do Peixe e na área de entorno de 10 km. Definimos uma zona de 10 km com base na Resolução Federal Brasileira N^o 13 de 1990, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. (BRASIL, 1990).

Esse ato estabeleceu que, no raio de 10 km de uma área protegida, qualquer atividade que afete a biota precisa de uma avaliação do órgão gestor da AP. Foram utilizadas as bases de dados do Ministério de Meio Ambiente para definição do polígono do Sítio. Os dados de uso e cobertura do solo foram obtidos através do Projeto Mapbiomas coleção 3, sendo o período analisado foi de 32 anos (1985-2017).

O Software TerrSet versão 18.31 (EASTMAN, 2017) foi utilizado para o cálculo das classes em hectares. Nós analisamos a categoria cobertura do solo, onde foram encontradas 10 classes distribuídas em: formação florestal, floresta plantada, área úmida não florestal, formação campestre, cultura anual e perene, mosaico agricultura e pastagem, praia e duna, rio lago e oceano, pastagem e infra-estrutura urbana. Classes como cultura anual e perene, formação campestre e mosaico agricultura pastagem no interior do PARNA Lagoa do Peixe foram reclassificadas após conferência a campo, ficando denominada como formação campestre (campo seco e campo úmido).

- a) Formação Florestal: Vegetação com espécies arbóreas ou arbóreo-arbustivas, com predomínio de dossel contínuo;
- b) Floresta Plantada: Espécies arbóreas plantadas para fins comerciais, *Pinus* sp;
- c) Formação campestre: Vegetação com predomínio de estrato herbáceo graminóide, com presença de dicotiledôneas herbáceas e subarbustivas;
- d) Cultura anual e perene: Áreas ocupadas com cultivos agrícolas de ciclo vegetativo longo (mais de um ano), que permitem colheitas sucessivas, sem necessidade de novo plantio. Áreas ocupadas com cultivos agrícolas de curta ou

média duração, geralmente com ciclo vegetativo inferior a um ano, que após a colheita necessitam de novo plantio para produzir;

e) Praia e Duna: Cordões arenosos, de coloração branca brilhante, onde não há o predomínio de vegetação de nenhum tipo;

f) Infra-estrutura urbana: Áreas urbanizadas com predomínio de superfícies não vegetadas, incluindo estradas, vias e construções;

g) Área Úmida não Florestal: Corresponde às áreas denominadas regionalmente de banhados ou marismas de influência salinas. Caracterizam-se pela ocorrência de plantas aquáticas emergentes, submersas ou flutuantes.

Ocupam planícies e depressões do terreno com solo encharcado e também as margens rasas de lagoas ou reservatórios de água;

h) Mosaico Agricultura pastagem: Áreas de uso agropecuário onde não foi possível distinguir entre pastagem e agricultura.

2.3) Taxa de Transformação

Para mensurar a taxa de transformação das classes de cobertura do solo entre o período anterior a criação do parque até os dias atuais, nós comparamos os dados de mapeamento da cobertura do solo do Parque Nacional da Lagoa do Peixe nos anos 1985 e 2017. Para obtenção da taxa de transformação de cobertura das classes de solo, nós utilizamos a equação:

$$TA = \frac{(\text{área existente}_{2017} - \text{área existente}_{1985}) \times 100}{\text{área existente}_{1985}}$$

Quando esta taxa foi menor ou igual a zero, temos uma estabilidade ou diminuição da área ocupada por determinada classe de cobertura do solo, sendo que taxas positivas representam um aumento da cobertura do solo para cada classe.

2.3.Comportamento das classes do solo

Para analisar o comportamento das classes de cobertura do solo foram analisados os dados anuais representados em forma de gráfico. Com esta análise foi possível visualizar as oscilações ocorridas no período de 32 anos e verificar possíveis tendências.

2.4) Coleta de dados a campo

Tendo em vista algumas limitações da escala do mapeamento, foi realizado trabalho de campo para conferir as classes obtidas pela ferramenta de SIG (Sensoriamento Remoto).

Este trabalho possibilitou um melhor entendimento sobre as particularidades destes usos, como culturas agrícolas e rebanhos. Foram vistoriados pontos pré-definidos no interior e no entorno do PARNA. O trabalho foi realizado em novembro de 2020 (Tab.1).

3. Resultados

Os ambientes naturais no interior do PARNA Lagoa do Peixe representam 87% da área (Tab2). Um total de 6 classes de cobertura do solo foi encontrado no interior do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, representado por: 2% de Floresta Plantada, 2,9% de Formação Florestal, 13% de Área Úmida não Florestal, 25,2% Formação Campestre, 31,3% Praia e Duna e 14,6% Rio Lago e Oceano (Tab 2). As formações naturais que tiveram aumento entre 1985-2017 foram Área Úmida Não Florestal (+23%) e Rio Lago e Oceano (+5%). As formações que tiveram diminuição no período estudado foram a Formação Campestre (-4,2%), Praia e Duna (-7,9%), e Formação Florestal (-26%) (Tab.2).

Quanto a formações antrópicas, a Floresta Plantada apresentou um crescimento de 397% entre 1985-2017. Esta classe não apresentou picos de crescimento, com valor médio de 474,8 há. (Tab. 2 e Fig. 1). A Classe Formação campestre apresentou um comportamento estável dentro do PARNA. A situação

desta classe não apresenta grande variação no período, girando em torno de uma média de 9.284,9 hectares, e está representada por campos secos e campos úmidos (Fig. 2). O comportamento da classe Área Úmida não Florestal foi bem oscilante entre 1985-2017 (Fig. 3).

A classe praia e duna apresentou retração importante no interior do PARNA (-7,9%), apresentado uma tendência de decréscimo no período estudado (Fig4). A Formação Florestal, embora figure como uma classe em retração no interior do PARNA, ainda pode-se dizer que apresenta um comportamento estável (Fig.5).

No entorno do Parque Nacional Lagoa do Peixe foi encontrado um percentual de 35% de área natural. Um total de 9 classes de cobertura do solo foram encontradas. As classes encontradas foram: Formação Florestal (3%), Área Úmida não Florestal (2,3%), Formação Campestre (17%), Rio Lago e Oceano (8,9%) e Praia e Duna (3,3%). As Classes de uso antrópico foram representadas por Floresta Plantada (6,4%), Cultura Anual e Perene (9%), infraestrutura urbana (0,15%) e mosaico de agricultura e pastagem (3,4%) (Tab.3).

A única classe de formação natural que apresentou variação positiva no período entre 1985-2017 foi a Formação Florestal (+39%). Classes Naturais com variação negativa foram: Área Úmida não Florestal (-9,0%), Praia e duna (-20%), Formação Campestre (-8,0%). Com relação às classes de uso antrópico com variação positiva foram a Floresta Plantada que teve um incremento de +111% no entre 1985-2017. Quando analisamos o comportamento da classe Floresta Plantada, verifica-se um grande crescimento a partir de 2009 (Fig. 1). A Infra-estrutura urbana também apresentou uma taxa de incremento importante de +78% entre o período estudado.

As classes com retração entre o período estudado foram Cultura Anual e Perene (-3,6), Mosaico de Agricultura e Pastagem (-26,8) e Formação Campestre (-8%), (Tab. 3). classe Formação Campestre apresentou comportamento oscilante entre 1985-2017(Fig. 2). A Classe Área Úmida não Florestal apresentou o mesmo comportamento oscilante encontrado no interior do PARNA, com tendência a retração de área ocupada (Fig.3). A classe Praia e

Duna não apresentou oscilação importante no período, mas apresentou tendência decrescente (Fig.4).

A Classe Formação Florestal apresentou comportamento oscilante entre o período estudado, com indícios de regeneração e tendência de aumento de cobertura (Fig.5). A Classe Rio, Lago e Oceano apresentou crescimento no período, tanto no interior quanto no entorno (Figura 6).

5. Discussão

Nosso estudo demonstra que a criação do PARNA Lagoa do Peixe foi eficiente no sentido de conter os avanços de usos antrópicos na região. O PARNA tem hoje como principal meta, no que se refere à cobertura do solo, conter a invasão biológica do *Pinus* sp no seu interior e remover de forma criteriosa os indivíduos adultos que ainda estão presente no local.

No interior do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, o índice de transformação antrópica foi positivo, devido à presença da classe Floresta Plantada. Esta classe corresponde a 2% da área atual, aproximando de resultados de outros trabalhos realizados anteriormente: 3,4% entre 2002-2004, e 1,2% entre 1985-2015. (PERELLO et al., 2010; MULLER, 2017). Nossos resultados mostraram acréscimo de área por invasão biológica por *Pinus* sp, com taxa de incremento de +397%, foi superior ao obtido por Muller, (2017) que foi de +197%. Este incremento foi mais expressivo na linha de praia e na porção norte do PARNA, junto a Lagoa Pai João (SIGNORI, 2019; PORTZ, 2011). O *Pinus* sp tem influência nos processos de assoreamento da Lagoa do Peixe, modificação morfológica do terreno e na sua biota. (BURGUENO et al., 2013; SILVA E LIMA, 2016; ROLON et al. 2011, STENERT et al., 2012) .

A remoção do *Pinus* sp no interior do Parque vem sendo motivada por diversas ações de manejo. Foram realizadas diversas colheitas no interior do Parque desde 2011 a 2016 com remoção de 765 hectares. (BURGUENO, 2013 e

com pessoal Lisandro Signori). Devido ao grande potencial invasor do *Pinus* sp em março de 2016, o PARNA realizou uma atividade de queima prescrita em área de regeneração de *Pinus* sp, pois o fogo tem capacidade de eliminar as sementes de *Pinus* sp (comunicação pessoal, Leandro Signori-ICMBIO/PARNALP). O uso do fogo em Unidades de Conservação é regido pela Lei 12.651 de 2012, artigo 38 e referendado pelo PARECER n. 00188/2017/PROJUR/PFEICMBIOSC/PGF/AGU (ICMBio, 2017). No entorno do PARNA os plantios de *Pinus* sp estão presentes tanto como cultivos comerciais como invasão biológica, especialmente às margens das rodovias. Encontramos um percentual de 6,4% desta classe no entorno do PARNA, semelhante ao percentual (6,77%) encontrado por Muller (2018). A taxa de incremento desta classe foi de +111 %, maior do que o encontrado por Muller (2018) que foi de +58% (1985-2015). No Rio Grande do Sul a Portaria 79 de 2013 sobre espécies exóticas invasoras coloca o gênero *Pinus* sp como planta que tem seu cultivo no entorno de Unidades de Conservação objeto de avaliação específica. (RIO GRANDE DO SUL, 2013; RIO GRANDE DO SUL 2010). Este plantio deve ser avaliado com cautela, incluindo medidas mitigadoras como implantação de quebra ventos que impeçam o transporte de sementes pelo vento para dentro da Unidade. (PORTZ et al., 2011; ZILER, 2001, 2002).

A classe Cultura Anual e Perene só foi encontrada no entorno do Parque, representada especialmente por arroz, soja, hortaliças e cebola. Durante o período analisado houve uma redução de -3,6% entre 1985 a 2017, possivelmente devido ao aumento da classe Floresta Plantada. Cultivos agrícolas anuais são muito importantes na economia regional, representado pelos cultivos de cebola e arroz. O cultivo de arroz foi encontrado na área de entorno do Parque, mas está mais concentrado a oeste da BR 101, onde usa água da Lagoa dos Patos para irrigação.

Algumas práticas no cultivo e manejo das lavouras de arroz poderiam reduzir o impacto na biodiversidade aquática das áreas úmidas, tais como a transição do sistema convencional para um sistema orgânico de produção. (TEIXEIRA e COSTA, 2007). Outra prática seria a manutenção da água nas

lavouras de arroz na fase de pousio, funcionando como habitat complementar. (MALTCHIK et al., 2017; MACHADO E MALTCHIK, 2010; ELPHICK E ORING, 2000; MAEDA E YOSHIDA, 2009; MALTCHIK et al., 2011).

Acordos sociais e institucionais inovadores para a conservação de áreas úmidas surgiram, como por exemplo, o programa BirdReturns da Nature Conservancy-Califórnia, EUA.

O programa paga aos agricultores dispostos a alterar o gerenciamento da água para criar áreas úmidas como habitats para aves costeiras durante a migração, otimizando os benefícios de conservação em relação aos pagamentos. (KREMEN, C. e MERENLENDER, 2018).

A soja surge hoje como uma nova alternativa de uso do solo nas regiões do PARNA Lagoa do Peixe, especialmente utilizada dentro do ciclo de arroz. Os municípios do parque foram incluídos em 2017 no Zoneamento agrícola para risco climático do Rio Grande do Sul para a cultura da soja. Com isto, os produtores passaram a ter acesso a financiamentos e ao seguro oficial também para a cultura da soja. Hoje se observa estes plantios chegando às partes mais altas dos municípios de Tavares e Mostardas, especialmente junto à estrada principal. Dados de 2017 indicaram para o Município de Mostardas uma produção de 17.992 toneladas de soja. (IRGA, 2017).

O cultivo da soja produz grandes impactos como o uso de áreas extensas, alta mecanização e uso de agroquímicos como o glifosato. (BELO et al., 2012). Uma gama imensa de agrotóxicos são utilizados nas lavouras de soja, muitos deles proibidos em outros países, porém permitido pela legislação brasileira. (FIOCRUZ, 2018). Em 2019 o Brasil liberou 439 agroquímicos, sendo a maioria altamente tóxica e 34% já proibidos na Europa. (GREENPEACE, 2019).

Há evidências de que muitas destas substâncias são carregadas por grandes distâncias antes de serem volatilizadas. (FIOCRUZ, 2018). Quando tratamos de áreas úmidas protegidas, este aspecto é de grande importância, pois este transporte atinge áreas dentro das AP e entram no ciclo ambiente complexo, afetando todo ecossistema. Efeitos do glifosato em animais silvestres nos Estados Unidos foram relacionados à saúde dos animais silvestres, como

presença de deformações. (SWANSON e SENEFF, 2015). Presença de metais pesados comuns em agroquímicos também foram encontrados em tecidos de capivara e de cisne no banhado do Taim. (RAMM, 2015; FRÜHLING, 2014).

A pecuária é uma atividade de destaque na área região. As classes encontradas no entorno do Parque que representam esta atividade são a Formação Campestre e Mosaico Agricultura Pastagem, ambas as classes que tiveram diminuição no período 1985 a 2017 devido à conversão do solo para outras atividades (Tab.3).

A redução da classe Formação Campestre, tanto no interior como no entorno deve ser levado em consideração. No interior, o comportamento foi mais estável, diferente do entorno que apresentou maiores oscilações, indicando intervenções nestas áreas de entorno. Tendência esta apontada pelo último levantamento de projeto Mapbiomas (2020), que demonstrou redução de áreas campestres no Estado, hoje representando 31%. A redução desta formação tem impactos principalmente na fauna que utiliza estes ambientes.

Já é bem conhecida a importância de áreas campestres para a avifauna inclusive em associação ao pastejo. O pastejo de baixa lotação colabora para a manutenção destes ambientes de campo baixo utilizado por diversas espécies de aves, inclusive espécies ameaçadas. (BENCKE, 2016; OVERBECK, 2007).

Espécies como *Calidris subruficollis* (Maçarico Acanelado), migrante do neártico, espécie ameaçada mundialmente, teve sua população reduzida devido à caça comercial e a perda de seu habitat ao longo da rota migratória. Essa espécie é residente no Parque Nacional da Lagoa do Peixe. Estas aves utilizam para se alimentar apenas campos baixos não alagados, em média 4,4 cm de altura. (SILVA e HARTZ, 2018).

Os tipos de usos das áreas circundantes das Áreas Protegidas também são muito importantes para a conservação das espécies, pois a matriz de qualidade é fator fundamental. Muitas espécies que migram ocupam áreas fora das Áreas Protegidas para realizar alguma fase de seu ciclo, sendo para isto importante a qualidade da matriz. (KREMEN e MERENLENDER, 2018). Em uma análise sobre o tamanho e forma do PARNA Lagoa do Peixe foi apontada a presença de

importantes ambientes que ficaram fora de seu polígono (PERELLO et al., 2010).

No caso da PARNA Lagoa do Peixe, por se tratar de uma Unidade de Conservação de Proteção Integral, possui 68% de áreas públicas, muitos proprietários ainda estão com a posse da área e outros em processo de regularização, produzindo sérios conflitos de uso no local, sendo que o uso para pecuária ainda é observado nestas áreas não regularizadas. O gado utiliza campos úmidos e secos no interior da PARNA, sendo visto em baixa lotação nestes locais.

Caso seja realizada a exclusão do gado no local, esta deve ser monitorada para verificar o tipo de vegetação que poderá se instalar nos locais antes pastejados, evitando assim a exclusão de ambientes fundamentais a estes animais. (SILVA e HARTZ, 2018). Uma alternativa seria a manutenção do pastejo como medida de manejo e conservação, baseada em estudos técnicos e acompanhamentos.

Recentemente, foi introduzido o Búfalo (*Bubalus bubalis*) nas áreas ainda não regularizadas do Parque. O Búfalo é uma espécie bem mais agressiva que o gado bovino convencional, necessitando de grandes áreas para sua criação. O búfalo já está presente em 20 áreas protegidas no Brasil, onde configura uma espécie invasora.

São atribuídos a ele diversos impactos ambientais nestas áreas como alteração das plantas campestres, formação de sulcos no solo, compactação do solo, desmoronamento de margens de lagoas, destruição do sub-bosque, formação de barreiros, e interferência nas populações de diferentes grupos de aves que nidificam em áreas úmidas, como os Maguaris (*Ciconia maguari*), Tachã (*Chauna torquata*), Garça (*Casmerodius albus*) bem como em áreas de nidificação de cagados. (PEREIRA et al., 2007; RAMOS et al., 2012).

Quanto aos ambientes naturais no PARNA Lagoa do Peixe, nosso trabalho apresenta como positivo o incremento de áreas úmidas não florestais, tendência já apontada por Muller (2017).

A perda da classe praia e duna tanto no interior quanto no entorno segue a tendência apresentada nos últimos dados de mapeamento do projeto

Mapbiomas. O litoral do Brasil apresentou uma redução geral de 10% de sua área de praia de dunas.

Na região Sul, esta perda é de 84% decorrente de causas naturais como migração de dunas e transgressões marinhas e 16% decorrente de causas antrópicas como uso urbano e atividades agrícolas. No caso do PARNA Lagoa do Peixe e entorno, esta perda parece estar muito relacionada a causas naturais e ao processo de invasão biológica por *Pinus sp.*

Outro aspecto importante a ser levantando é a Situação Legal do PARNA Lagoa do Peixe. Como a maioria das Unidades de Conservação de Proteção Integral no Brasil, não é estável em função dos problemas fundiários, conflitos de uso e a falta de reconhecimento público sobre a importância do Parque. Pelegrini (2012) mostra um descontentamento da população local quanto à categoria Parque tendo em vista a limitação de usos. Este tipo de percepção abre caminho para medidas como o PL 6589/2019, que pretende rebaixar a categoria do Parque Natural para Área de Proteção. (BRASIL, 2019). Ambiental utilizando argumentos sem base técnica. As três razões principais para este tipo de alterações propostas são desenvolvimento planejado de projetos de infraestrutura, demandas locais para relaxar as restrições ao uso da terra e / ou reabilitação natural e uso da fonte (incluindo agricultura) e interesses conflitantes com o setor privado em geral. (MARQUES e PERES, 2015).

O contexto político atual do Brasil não é favorável às questões de conservação, sendo que muitos pesquisadores já manifestaram preocupação com o assunto. (LEVIS et al., 2020; ABESSA et al., 2019).

Atualmente, evidências apontam para uma ampla disseminação de rebaixamento, redução de tamanho e desclassificação de AP. Para que os parques e reservas mantenham sua integridade, será necessário haver investimentos nas UCs Brasileiras e uma melhor compreensão dos benefícios que as APs oferecem (BERNARD et al., 2014; MARQUES E PERES,2015).

Nosso estudo conclui que a existência do PARNA Lagoa do Peixe foi capaz de conter as tendências de ocupação da região, resultado este já apontado por PERELLO et al., (2010). Nós concluímos também que, devido ao tipo de

ambiente e sua comunidade de animais, o manejo da vegetação deve ser pensado como alternativa para a manutenção de ambientes como os campos.

O entorno da Parque, por possuir ambientes da elevada riqueza, pode ser considerado como fonte alternativa de conservação para implantação de boas práticas agrícolas.

No campo político e social é muito importante a participação social com vistas a contrapor argumentos de desenvolvimento, reforçando sua importância ambiental, econômica, turismo serviços ambientais de manutenção de água, inclusive para manutenção de atividades agrícolas (BROUNDER e HILL, 1995).

Tabela 1: Pontos de checagem a campo das informações SIG

Ponto Amostrado	Coordenada	Ambiente
1	-31,256457 -50,982203	Campo úmido
2	-31,26575 -50,949009	Campo de dunas com presença de gado
3	-31,262350 -50,958926	Balneário
4	-31,110686 -50,871856	Local da queima prescrita
5	-31,114365 -50,852956	Banhado
6	-31,11124 -50,869512	Mata de restinga
7	-31,244128 -50,999480	Campo com búfalos
8	-31,107841 -50,881506	Cultivos de Pinus no entorno
9	-31,238738 -51,010268	Cultivo cebola entorno

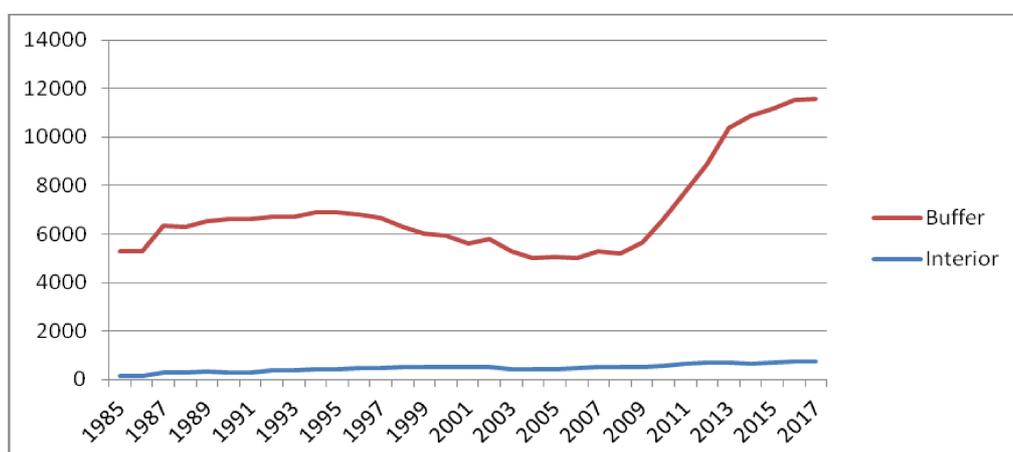
TABELA 2: Classes de uso do solo no interior do Sítio PARNA Lagoa do Peixe

Cobertura do Solo	Média (há)	Percentual de área	Índice de Transformação
Floresta Plantada	474,8	2%	+397
Formação Florestal	1.395,5	2,9%	- 26,0
Área Úmida não Florestal	4.114,6	13%	+23
Formação Campestre	9.284,6	25,2%	-4,2
Praia e Duna	12.245,3	31,3%	-7,9
Rio Lago e Oceano	5.181,8	14,6%	+5

TABELA 3: Classes de uso do solo no buffer de 10km dos Sítios

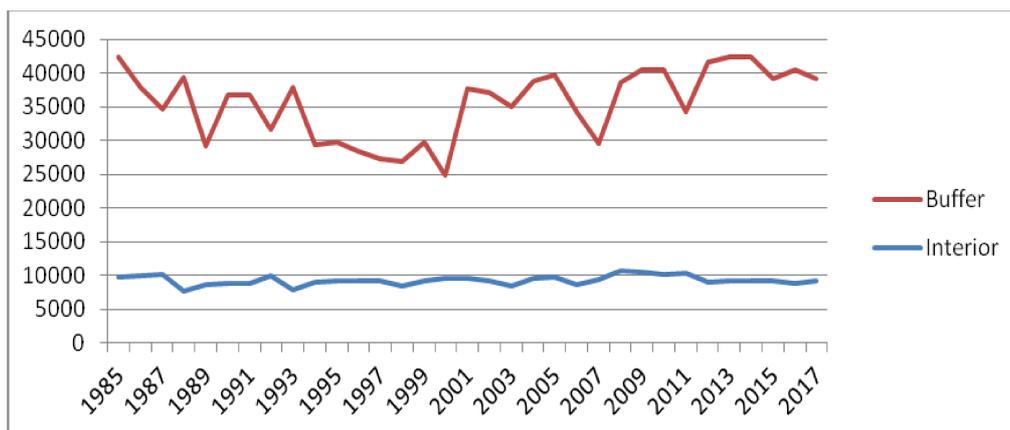
Cobertura do Solo	Média (há)	Percentual de áreas	Índice de Transformação
Floresta Plantada	6.448,76	6,4%	+111%
Cultura Anual e Perene	18.194,19	9%	-3,6
Infra estrutura Urbana	242,1	0,15%	+78
Mosaico Agricultura Pastagem	11.015,9	3,4%	-26,8%
Formação Florestal	4.958,3	3%	+39%
Área Úmida não Florestal	2.765,5	2,3%	-9,0%
Formação Campestre	26.287,0	17%	-8,0%
Praia e Duna	6.613,6	3,3%	-21%
Rio, lago e oceano	15033,15	8,9%	+1,3%

Figura 1: Comportamento da Classe Floresta Plantada



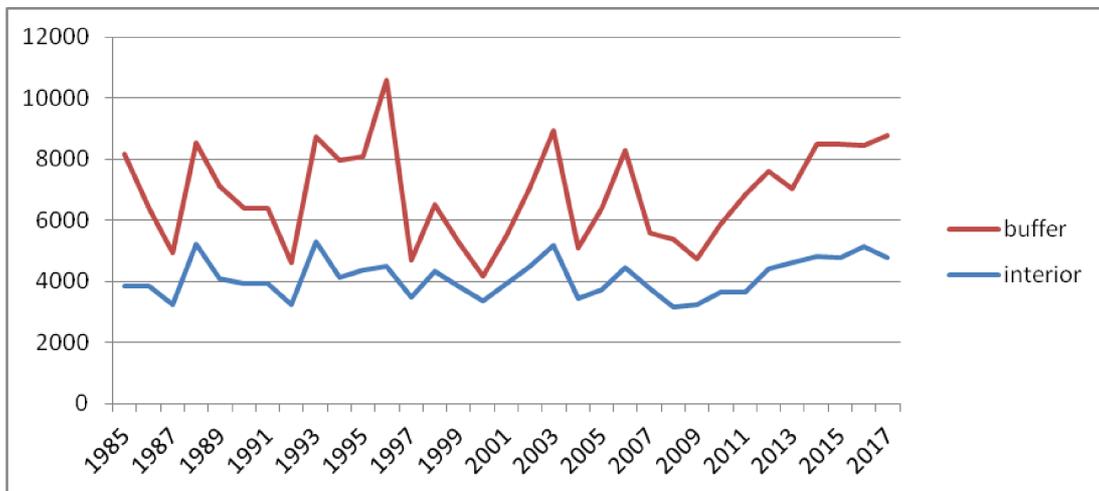
Fonte: Elaborado pela autora

Figura 2: Comportamento da Classe Formação Campestre



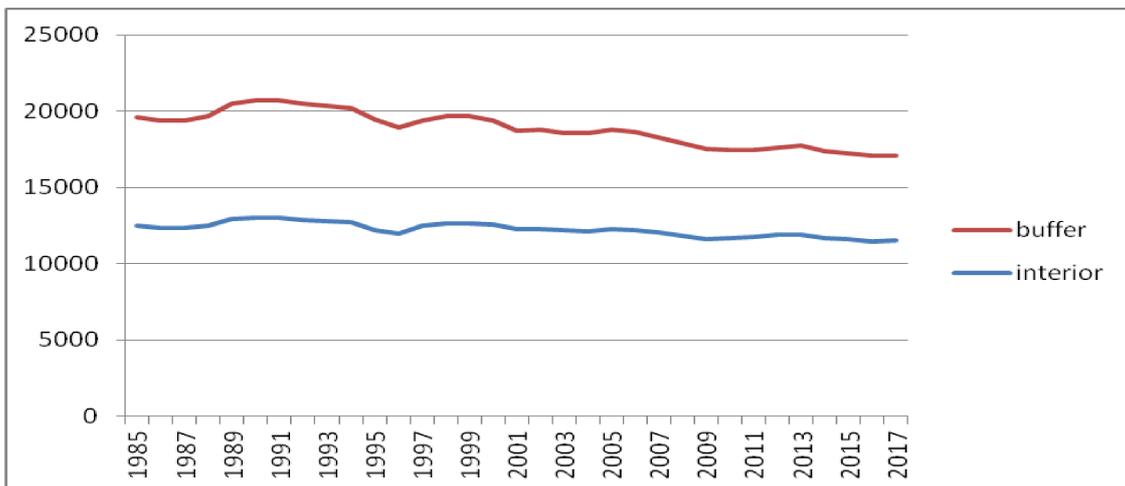
Fonte: Elaborado pela autora

Figura 3: Comportamento da Classe Área Úmida não Florestal



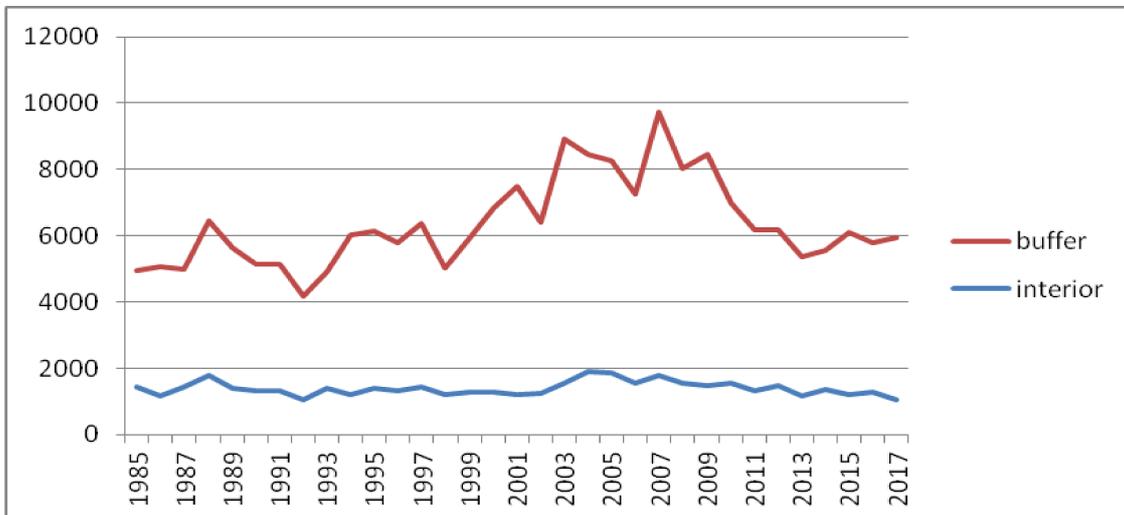
Fonte: Elaborado pela autora

Figura 4: Comportamento da Classe Praia de Duna



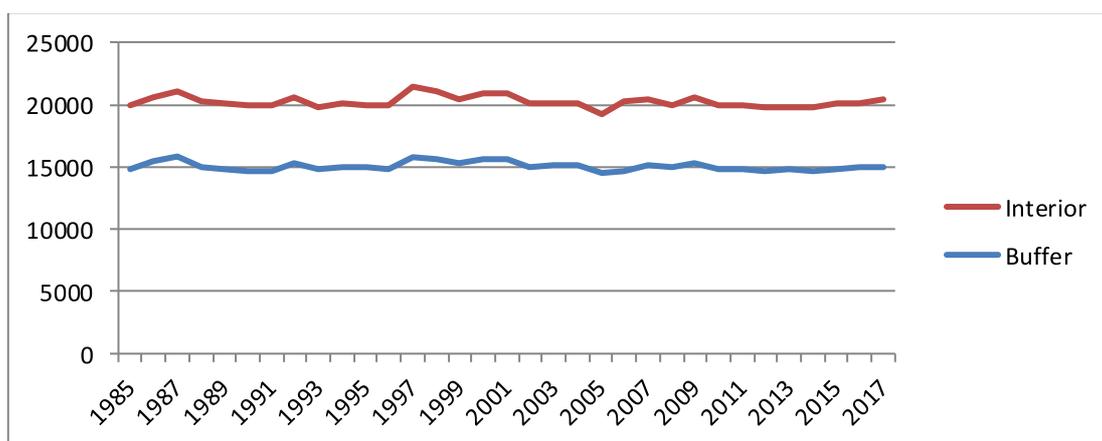
Fonte: Elaborado pela autora

Figura 5: Comportamento da Classe Formação Florestal



Fonte: Elaborado pela autora

Figura 6. Classe Rio, Lago e Oceano



Fonte: Elaborado pela autora

REFERÊNCIAS

- ABESSA, D., FAMÁ, A., BURUAEM, L. The systematic dismantling of Brazilian environmental laws risks losses on all fronts. **Nat. Ecol. Evol**, n.3, p.510-51, 2020. Disponível em : <https://www.nature.com/articles/s41559-019-0855-9?proof=t> . acesso 10 de set. 2020. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0855-9>.
- BARROS, D. F.; ALBERNAZ, A.L.M. Possíveis impactos das mudanças climáticas em áreas úmidas e sua biota na Amazônia brasileira. **Brazilian Journal Biology** , v.74,n.4, 2014. Disponível em:<https://doi.org/10.1590/1519-6984.04013>. Acesso em 13 out. 2020.
- BATZER, D.P. e SHARITZ, R.R. (Ed.). **Ecology of freshwater and estuarine wetlands**. University of California Press. Bekerley, CA. USA, 2014.
- BELLINASSI S, PAVÃO A.C., CARDOSO, L.E. Gestão e uso público de Unidades de Conservação: um olhar sobre os desafios e possibilidades. **RBEcotur** v.4, p.274–293, 2011. Disponível em:<https://periodicos.unifesp.br/index.php/ecoturismo/article/view/5918>. Acesso em: 15 maio 2020. <http://doi.org/10.34024/rbecotur>.
- BELO, M. S. da S. P.; PIGNATI, W.; DORES, E. G. de C.; MOREIRA, J. C.; PERES, F. Uso de agrotóxicos na produção de soja do estado de Mato Grosso: um estudo preliminar de riscos ocupacionais e ambientais. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, v. 37, n. 125, p.78-88, jan./jun. 2012. DOI: 10.1590/S0303-76572012000100011 Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0303-76572012000100011. Acesso em: 2 jun. 2020.
- BENCKE, G. A. Subsídios para a restauração e o manejo sustentável dos campos naturais no Pampa gaúcho. **Natureza em Revista**, v. 14, p. 40-43, 2016. Disponível em:<https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201708/25130943-natureza-em-revista-edicao-especial-projeto-rs-biodiversidade.pdf>. Acesso em: 15 nov. 2020.
- BERNARD, E.; ARAUJO, E.; PENNA, L.A.O. Downgrading, downsizing, degazettement, and reclassification of protected areas in Brazil. **Conservation Biology**, London, v.28, n.4, 2014. Disponível em : https://www.researchgate.net/publication/261570101_Downgrading_Downsizing_Degazettement_and_Reclassification_of_Protected_Areas_in_Brazil. Acesso em: 06 jun. 2020.

BRASIL. Decreto nº 93.546, de 6 de novembro de 1986. Cria o Parque Nacional da Lagoa do Peixe. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/1985-1987/D93546.htm#:~:text=DECRETO%20No%2093.546%2C%20DE,Nacional%20da%20Lagoa%20do%20Peixe. Acesso em: 30 maio 2020.

BRASIL. **Unidades de conservação**. 2018. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas-brasileiros>. Acesso em: 07 nov. 2020.

BRASIL. Senado Federal. Projeto de Lei nº 6589 de 2019. Transforma o Parque Nacional da Lagoa do Peixe, criado pelo Decreto no 93.546, de 6 de novembro de 1986, em Área de Proteção Ambiental da Lagoa do Peixe. Disponível em: <https://www25.senado.leg.br/web/atividade/materias/-/materia/140347>. Acesso em: 02 jul. 2020.

BRASIL. Sítio Ramsar Parque Nacional da Lagoa do Peixe. 2020. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/visitacao1/unidades-abertas-a-visitacao/9362-parque-nacional-da-lagoa-do-peixe#:~:text=Em%201993%2C%20foi%20reconhecido%20como,Patos%20e%20o%20Oceano%20Atl%C3%A2ntico>. Acesso em 15 nov. 2020.

BROUDER S.M.; HILL J.E. Winter flooding of rice lands provides waterfowl habitat. **California Agriculture**, v.49,p.1–58. 1995. Disponível em: <http://calag.ucanr.edu/Archive/?article=ca.v049n06p58>. Acesso em 14 out. 2020.

BURGER, M. I. Situação e ações prioritárias para conservação de banhados e áreas úmidas da Zona Costeira, 2000. Disponível em: http://brazilrounds.anp.gov.br/arquivos/Round8/perfuracao_R8/%C3%81reas_Priorit%C3%A1rias/Banhados.pdf Acesso em: 01 jul. 2020.

BURGUENO, L. E. T.; QUADRO, M. S.; BARCELOS, A. A.; et al. Impactos Ambientais de Plantios de Pinus sp. Em Zonas Úmidas: O Caso do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, RS, Brasil. *Biodiversidade Brasileira: ICMBio*, Brasília, DF, v. 3, n. 2, p. 192-206, 2013. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/228999977.pdf>. Acesso em 8 nov. 2020.

BUTCHART, T., STUART, H.M., CLARCKE, M., SMITH, R.J. e al. Shortfalls and solutions for meeting national and global conservation area targets. **Conserv. Lett.** v. 8, p.329–337, 2015. Disponível em: <https://estado.rs.gov.br/upload/arquivos//codigo-ambiental.pdf>. Acesso em: 6 nov. 2020. <https://doi.org/10.1111/conl.12158>.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 013, de 06 de dezembro de 1990. Define o órgão responsável por cada Unidade de Conservação, juntamente com os órgãos licenciadores e de meio ambiente Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res90/res1390.html>. Acesso em 27 set. 2020.

CONSTANZA, DAGER,R.;GROOT, R. FARBER,S. R., et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, Berlin, v.387, p.253–260, 1997. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/387253a0>. Acesso em: 03 jun. 2020.

DAVIDSON, N.C. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. Mar. **Freshwater Res.** v. 65, p. 934–941, 2014. doi.org/10.1071/MF14173 Disponível em :https://www.researchgate.net/publication/266388496_How_much_wetland_has_the_world_lost_Long-term_and_recent_trends_in_global_wetland_area. Acesso em 8 de out. de 2020.

EASTMAN,J.R. TerrSetManual. Worcester: Clarklabs.2017. (SITE)

ELPHICK, C.S. ; ORING, L.W. Conservation implications of flooding rice fields on winter waterbird communities. **Agriculture, Ecosystems and Envi- Clube de Observadores de Aves do Vale do Paraíba**, SP, v. 94, p.17-29, 2000. Disponível em : http://hydrodictyon.eeb.uconn.edu/people/elphick/rice/Elphick_Oring_2003.pdf . Acesso em 9 out.202

FRÜHLING, E.S. *Concentração de metais pesados e número de micronúcleos em Cygnus melanocoryphus (ANATIDAE) na Estação Ecológica do Taim. RS.Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Maria. 53 f. , 2014. Disponível em: <https://repositorio.ufsm.br/bitstream/handle/1/5324/SANTOS%2c%20EUNICE%20FRUHLING%20DOS.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em 8 nov. 2020.*

FUNDAÇÃO OSVALDO CRUZ (FIOCRUZ). **Agrotóxicos e Saúde**. 2018. Disponível em : <https://www.arca.fiocruz.br/bitstream/icict/32385/2/02agrotoxicos.pdf>. Acesso em 8 nov. 2020.

GOPAL, B.; JUNK, W.J.; DAVIS, J.A. **Biodiversity in Wetlands: assessment, function and conservation**. Leiden: Backhuys, 2000. 353p. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/27281375_Biodiversity_in_wetlands_assessment_function_and_conservation_Vol_1. Acesso em: 02 jun. 2020.

GREEMPAEACE. **Capítulo venenoso na história do Brasil**. 2019. Disponível em: <https://www.greenpeace.org/brasil/blog/capitulo-venenoso-na-historia-do-brasil>. Acesso em 12 nov. 2020.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. (ICMBio). 2017. PARECER n. 00188/2017/PROJUR/PFEICMBIOSC/PGF/AGU. Mensagem recebida por <ribeiro@portoalegre.rs.gov.br> em 04 jan. 2020.

IUCN. Áreas protegidas, perfis e diretrizes. Disponível em: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/PAG-022-Pt.pdf> Acesso em

8 nov. 2020.

INSTITUTO RIOGRANDENSE DO ARROZ (IRGA). **Safras 2017**. Disponível em: <https://irga.rs.gov.br/safra-2>. Acesso em: 3 set. 2020.

JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F.; LOURIVAL, R. et al. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. **Aquatic marine freshwater ecosystem**, London, v.24, p.5-22, 2014. Disponível em: https://www.academia.edu/11287966/Brazilian_wetlands_their_definition_delineation_and_classification_for_research_sustainable_management_and_protection. Acesso em: 03 jun. 2020.

JUNK, W.J., AN, S., FINLAYSON, M., Roberts, R. e GOPAL, B. Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: A synthesis. **Aquat. Sci.** v. 75, p.151–167, 2013. doi.org/10.1007/s00027-012-0278-z. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/257318483_Current_state_of_knowledge_regarding_the_world's_wetlands_and_their_future_under_global_climate_change_A_synthesis. Acesso em 8 nov. 2020.

KREMEN, C.; MERENLEBDER. Landscapes that work for biodiversity and people. **Science**, v. 362, 2018. DOI: 10.1126/science.aau6020. Disponível em <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/30337381>. Acesso em 7 out. 2020.

LEVIS, C., FLORES, B.M., MAZZOCHINI, G.G., MANHÃES, A.P. et al.. Help restore Brazil's governance of globally important ecosystem services. **Nat. Ecol. Evol**, v. 4, p.172-173, 2020. doi.org/10.1038/s41559-019-1093-x. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41559-019-1093-x>. Acesso em: 4 dez. 2020.

MACHADO, I.F., MALTCHIK, L. Can management practices in rice fields contribute to amphibian conservation in southern Brazilian wetlands? **Aquat. Conserv**, v. 20, p. 39–46, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/aqc.1070>. Acesso em: 21 jun. 2020.

MAEDDA, T.; YOSHIDA, H. Responses of birds in rice fields to winter flooding. **Japanese Journal of Ornithology**, v.58, p.55-64, 2009. Disponível em: https://www.jstage.jst.go.jp/article/jjo/58/1/58_1_55/_article/-char/en. Acesso em: 9 nov. 2020.

MALTCHIK, L.; ROLON A.S.; STENERT, C.; MACHADO, I.F.; ROCHA, O. Can rice field channels contribute to biodiversity conservation in Southern Brazilian wetlands? **Rev. Biol. Trop**, v.59, p. 1895–1914, 2011. Disponível em

:https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442011000400038. Acesso em 20 nov. 2020.

MALTCHIK,L.; STENERT,C.; BATZER, D.P. Can rice field management practices contribute to the conservation of species from natural wetlands? Lessons from Brazil. **Basic Appl. Ecol.** v. 18, p.50–56, 2017..Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.10.002>. Acesso em 30 de nov de 2020.

MAPBIOMAS. "Projeto MapBiomias – Coleção 3 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil.Disponível em: <https://mapbiomas.org/>. Acesso em 23 nov. 2020.

MARQUES, A.A.B.; PERES,C. Pervasive legal threats to protected areas in Brazil. **Oryx** 49,01, p.25-2. DOI: 10.1017/S0030605314000726. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/280759524_Pervasive_legal_threats_to_protected_areas_in_Brazil. Acesso em 23 nov. 2020.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends: Findings of the Condition and Trends Working Group. **Island Press**, Washington, USA, 917 p., 2005. Disponível em:https://www.researchgate.net/publication/297563785_Millennium_Ecosystem_Assessment_Ecosystems_and_human_well-being_synthesis. Acesso em 23 out. 2020.

MOOMAW, W.R.; CHMURA, G.L.; DAVIES, G.T.; FINLAYSON, C.M. et al. Wetlands in a changing climate: science, policy and management. *Wetlands*, Middleton, v.38, p.183–205, 2018. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs13157-018-1023-8>. Acesso em: 02 jun. 2020.

MÜLLER, J. **Funções e serviços ecossistêmicos no Parque Nacional da Lagoa do Peixe: repensando conceitos e indicadores para a conservação da biodiversidade em um sítio Ramsar do Sul do Brasil.** 2017. Tese (Doutorado em Biologia)-. Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, Rio Grande do Sul, 102p, 2017.

OVERBECK, G.E.; MULLER, S.C., FIDELIS, A.; PFADENHAUER, J.; PILLAR, V.D. et al. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. **Perspect Plant Eco**, v. 9, p.101–116, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.07.005>. Acesso em: 21 out. 2020.

PALAZZI, G. **A meta para o sistema de áreas protegidas no bioma pampa: Como estamos e para onde vamos?** Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 38p, 2018. Disponível em: <https://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/180576>. Acesso em: 21 nov. 2020.

PEREIRA, R.G.; BUENO, A.J.T.; CASARA, M.F.M.; TOWNSEND, L. et al **Os Búfalos da Rebio Guaporé-Rondonia**. 2007. Disponível em <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/350716/os-bufalos-da-rebio-do-guapore---rondonia>. Acesso em 10 nov. 2020.

PERELLO, L. F. C.; GUADAGNIN, D. L.; MALTCHIK, L.; MENEZES, R. ; STRANZ, A. ; SANTOS, J. E. Os desafios para a conservação do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, RS. In: José Eduardo dos Santos, Elizabete Maria Zanin e Luiz Eduardo Moschini. (Org.). **Faces da Polissemia da Paisagem - Ecologia, Planejamento e Percepção**. 1ed. São Carlos: Rima, v. 3, p. 135-151, 2010. Disponível em: <http://www.lapa.ufscar.br/livros/faces-da-polissemia-da-paisagem-ecologia-planejamento-e-percepcao-volume-3>. Acesso em 21 dez. 2020.

PELEGRINI, F.A. 2012. **Percepção ambiental da comunidade de Mostardas na importância e conservação do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, RS** Tese (Doutorado em Biologia), Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, Rio Grande do Sul, 111p. Disponível em: <http://www.repositorio.jesuita.org.br/handle/UNISINOS/3305>. Acesso em: 14 nov. 2020.

PORTZ, L.; MOURA, J.P.; JARDIM, R.P.; MANZOLLI, N.S.A. 2016. Impactos no sistema de dunas: dinâmica natural versus interferência antrópica. **Ambiente & Sociedade**. São Paulo v. XIX, n. 3, p. 135-154, 2016. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1414-753X2016000300135&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt. Acesso em 22 nov. 2020.

PORTZ, L.C., MANZOLLI, R.P., GRUBER, N.S., STROHAECKER, T.M., OLIVEIRA, R.M., FRANCHI, R.A. Iniciativa para o manejo de dunas frontais como medida de controle no Estado do Rio Grande do Sul, RS. 2011. Disponível em: [HTTPS://C:/Documents%20and%20Settings/ribeiro/Meus%20documentos/Download/s/000860716.pdf](https://C:/Documents%20and%20Settings/ribeiro/Meus%20documentos/Download/s/000860716.pdf). Acesso 21 out. 2020.

PORTZ, L.; MANZOLLI, R.P.; SALDANHA, D.L. & CORREA, I.C.S. Dispersão de espécie exótica no Parque Nacional da Lagoa do Peixe e seu entorno. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.1, p.33-44, 2011. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/232694>. Acesso em 21 out. 2020.

RAMOS, B.C.; TOWNSEND, C.R. ; BISAGGIO, E.L. **Plano de manejo de Espécies Invasoras** : conservação da Biodiversidade Brasileira Búfalos Ferais no Vale do Guaporé – RO. 2012. Disponível em http://ctcb.org.br/diversos/bufalos_parecer_tecnico_governador_reserva_biologica_guapore.pdf. Acesso em: 10 nov. 2020.

RAMM, C.B. 2015. **Contaminação por metais nas capivaras Hydrochaeris hydrochaeris no Sul do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Biologia), Fundação Universidade de Rio Grande, Rio Grande, Rio Grande do Sul, 61 p. Disponível em:

<https://sistemas.furg.br/sistemas/sab/arquivos/bdtd/0000011077.pdf>. Acesso em 21 out. 2020.

RIO GRANDE DO SUL. Portaria SEMA nº 79, de 31 de outubro de 2013. Reconhece a Lista de Espécies Exóticas Invasoras do Estado do Rio Grande do Sul e demais classificações, estabelece normas de controle e dá outras providências. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=261368>. Acesso em 21 nov. 2020.

RIO GRANDE DO SUL. **Diretrizes da Silvicultura por Unidade de Paisagem e Bacia Hidrográfica**. v.II. Março/2010. Disponível em: http://www.fepam.rs.gov.br/biblioteca/silvicultura/V2_ZAS%20APROVADO%20CON SOLIDADO%20CORRIGIDO%20V-18-05-20101.pdf. Acesso em: 30 out. 2020.

ROLON, A.S., ROCHA, O., MALTCHIK, L. Does pine occurrence influence the macrophyte assemblage in Southern Brazil ponds?. **Hydrobiologia**, v. 675, p.157–165, 2011. Doi:10.1007/s10750-011-0813-2. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/225631287_Does_pine_occurrence_influence_the_macrophyte_assemblage_in_Southern_Brazil_ponds. Acesso em: 24 out 2020.

SEIDL, A.F.; MORAES, A.S. Global valuation of ecosystem services: Application to the Pantanal da Nhecolândia, Brazil. **Ecological Economics**, v. 33, n. 1, p.1-6. 2000. DOI: 10.1016/S0921-8009(99)00146-9. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/222538602_Global_valuation_of_ecosystem_services_Application_to_the_Pantanal_da_Nhecolandia_Brazil. Acesso em: 21 out. 2020.

STENERT, C., BACCA, R.C., MORAES, A.B., ÁVILA, A.C., MALTCHIK, L. Negative effects of exotic pine invasion on macroinvertebrate communities in southern Brazil coastal ponds. **Mar. Freshwater Res.**, v.63, p.283–292, 2012. <https://doi.org/10.1071/MF11169>. Disponível em: https://www.academia.edu/17609661/Negative_effects_of_exotic_pine_invasion_on_macroinvertebrate_communities_in_southern_Brazil_coastal_ponds. Acesso em 24 nov. 2020.

STENERT, C.; PIRES, M.M.; EPELE, L.B.; GRECH, M.G. et al Climate- versus geographic-dependent patterns in the spatial distribution of macroinvertebrate assemblages in New World depressional wetlands. **Glob Change Biol.**, p.1–9, 2020. DOI: 10.1111/gcb.15367. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/gcb.15367>. Acesso em: 26 out. 2020.

SIGNORI, L.M.; DUCATI, J. R. Mapeamento espaço temporal da espécie exótica invasora. *Pinus sp* SP na área norte do Parque Nacional Lagoa do Peixe. RS. 2019. **Rev. Árvore**[online], v.43, n.1, 2019. Doi.org/10.1590/1806-90882019000100007. Disponível em:

https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S01006762219000100207&script=sci_abstract&lng=pt. Acesso em: 23 nov. 2020.

SILVA, M.D.; LIMA, M. P. R. Efeito espacial do Pinus sp na paisagem do parque nacional da lagoa do peixe, RS. Spatial Effect of the pine on the landscape of the parque nacional da lagoa do peixe. RS. **Geographia Meridionalis**, v. 2, p. 194, 2016. Disponível em:

<https://periodicos.ufpel.edu.br/ojs2/index.php/Geographis/article/view/9631>. Acesso em 27 out. 2020.

SILVA, C.A.; HARTZ, S.M. Comportamento de *Calidris subruficollis* (Aves: Scolopacidae) durante a temporada não reprodutiva nos campos do sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biociências/Brazilian Journal of Biosciences**, 2018. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/109801>. Acesso em: 23 out. 2020.

SWANSON N.; SENEFF, S. (2015). The High Cost of Pesticides: Human and Animal Diseases. Disponível em: <https://www.longdom.org/open-access/the-high-cost-of-pesticides-human-and-animal-diseases-2375-446X-1000132.pdf>. Acesso em 21 out. 2020.

TEIXEIRA, G.S.; COSTA A.V. Teixeira Bras. **Agrociência**, Pelotas, v.13, n.3, p. 319-324, jul-set, 2007 Análise econômica e energética num sistema integrado de produção de arroz irrigado em transição para cultivo orgânico. Disponível em <file:///C:/Documents%20and%20Settings/ribeiro/Meus%20documentos/Downloads/1379-1902-1-PB.pdf>. Acesso em: 3 nov. 2020.

TESFAW, A. T.; PFAFF, A.; KRONER, R.E.G. et al. Land-use and land-cover change shape the sustainability and impacts of protected areas. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v.115, n.9, p. 2084-2089, 2018. doi: 10.1073/pnas.1716462115. Disponível em: <https://www.pnas.org/content/115/9/2084>. Acesso em: 21 dez. 2020.

WATSON, J.E.M. et al. Persistent disparities between recent rates of habitat conversion and protection and implications for future global conservation targets. **Conservation Letters**, Michigan, v.9, n.6, p.413-421, 2016. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/conl.12295>. Acesso em: 03 jun. 2020.

ZILLER, S. R.; GALVÃO, F. A degradação da estepe gramíneo-lenhosa no Paraná por contaminação biológica de *Pinus speliotti* e *Pinus sptaeda*. **Revista FLORESTA**, n.32, v.1, p. 41-47, 2002. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/2348/1962>. Acesso em 27 out. 2020.

ZILER, S.R. Os processos de degradação ambiental originários por plantas exóticas invasoras . **Revista Ciência Hoje**, São Paulo, v.30,n.178,p.77-79, 2001.. Disponível em:
https://ambientes.ambientebrasil.com.br/florestal/artigos/o_processo_de_degradacao_ambiental_originado_por_plantas_exoticas_invasoras.html. Acesso em 28 out. 2020.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Durante a elaboração deste trabalho assistimos a grandes eventos de queimadas na Amazônia em 2019 e no Pantanal em 2020. Eventos que podem ser considerados fruto da associação dos efeitos das mudanças climáticas e do relaxamento das políticas ambientais do país. Muitas das áreas objeto deste estudo tiveram grandes perdas em sua biodiversidade por desmatamento e queimadas. No Pantanal, avaliamos 3 Sítios Ramsar como a RPPN SESC Pantanal, RPPN Fazenda Rio Negro e Parque Nacional do Pantanal. No momento do nosso estudo, estas áreas apresentaram baixo uso antrópico, tanto na sua interior bem como no entorno, mas foram drasticamente afetadas pelo fogo.

No Bioma Mata Atlântica avaliamos o Parque Estadual do Rio Doce a Estação Ecológica de Guaraqueçaba, Área de Proteção Ambiental Iguape e Cananéia e a Área de Proteção Ambiental de Guaratuba. Nossa avaliação utilizou imagens anteriores a implementação da Lei da Mata Atlântica e dos Planos de Mata Atlântica. Estas normas, juntamente com o trabalho da sociedade civil (ONGS) e Universidades, implantaram diversos projetos de restauração ambiental neste bioma. Hoje os dados de mapeamento da plataforma MAPBIOMAS já demonstram uma estabilidade na formação florestal da Mata Atlântica, sendo que grande volume desta floresta é composta de floresta secundária, de origem de restauração e formada por pequenos fragmentos.

A plataforma MAPBIOMAS também demonstrou estabilidade nos ecossistemas de manguezais, importantes ambientes para aves migratórias e parte fundamental dos Sítios Ramsar do Brasil como PN Cabo Orange, APA Reentrâncias Maranhenses, EE Guaraqueçaba, APA Guaratuba, APA Peruíbe e Estuário do Amazonas e seus Manguezais.

O estudo do ecossistema campestre, aqui representado pelo Bioma Pampa, nos mostra a importância de sua conservação tendo em vista seu grau de criticidade, mas também questiona o modelo de proteção. Esta proteção pode ser exercida através de propriedades privadas bem manejadas, Reservas Legais, Áreas de Preservação Permanente e Unidades de Conservação.

Esta última forma é bem mais discutida tendo em vista a existência de duas grandes categorias como a de Proteção Integral e de Uso Sustentável.

Quanto a isto nos surge a pergunta: “ *conservar sua paisagem original moldada ate o quaternário pela ação do fogo e da megafauna extinta, e hoje moldada pelo gado, ou deixar o sistema evoluir para outro tipo de vegetação?* ” Na minha opinião, manter a vegetação original é importantes do ponto de vista de valores históricos e culturais ligados a esta paisagem, assim como sua biodiversidade altamente adaptada a ambientes de solos e clima específicos, constituindo-se reservatórios genéticos par mudanças climáticas futuras.

Categorias como Refúgio de Vida Silvestre, Áreas de Proteção Ambiental, Reserva de Desenvolvimento Sustentado e Reservas Particulares de Patrimônio Natural são categorias que poderiam se enquadrar melhor neste bioma. Mas, nas categorias de Proteção Integral, a construção de estudos e planos de manejo podem incluir também a possibilidade de manejos e restaurações ativas.

Os ecossistemas florestais, estudados aqui através do Capítulo 1 Sítios Ramsar, verificou-se o uso do solo para pecuária e a agricultura como sendo os principais vetores do desmatamento na Amazônia, especialmente no arco do desmatamento. Esta região compreende um território que vai do oeste do Maranhão e sul do Pará em direção a oeste, passando por Mato Grosso, Rondônia e Acre. Nesta região temos a Reserva Biológica Guaporé-Ro e a APA da Baixada Maranhense, que apresentam no seu entorno e interior áreas de pecuária e agricultura. Os impactos destas atividades são grandes áreas desmatadas, compactação do solo, lixiviação de agroquímicos e contaminantes orgânicos, erosão, assoreamento de cursos d’água e alterações climáticas.

Importantes áreas da Amazônia como o Parque Nacional de Viruá, Parque Nacional de Anavilhas, Parque Nacional de Cabo Orange Reserva de Desenvolvimento Sustentável de Mamirauá e Sítio Rio Negro, locais pertencentes a Reserva de Biosfera da Amazônia, Complexo da Amazônia Central como Patrimônio Natural da

Humanidade. Estas áreas apresentaram altos índices de conservação em nosso estudo, sobretudo por estarem cercadas de outras unidades de conservação e Terras Indígenas.

Projetos de infra-estrutura como a barragem de Bem Querer planejada para Barrar o Rio Branco em Roraima afetará diversas Unidades de Conservação da região. Outras ameaças são a caça, pesca e garimpo de ouro no Rio Oiapoque e Rio Cassiporé.

A existência de búfalos dentro de áreas também é fator de geração de impacto, causando erosão e abertura de canais que alteram regime hídrico e destroem a vegetação nativa afetando a fauna. Hoje este assunto passa a figurar no Parque Nacional da Lagoa do Peixe.

Destaco aqui também a importância das Terras Indígenas, estas não foram objeto de nosso estudo, mas figuraram sempre estando ao redor de áreas consideradas menos impactadas. Hoje objeto de disputa e de projetos para desafetação e mineração. As Terras Indígenas hoje são verdadeiras barreiras ou ilhas em meio ao avanço da agricultura, sua proteção legal esta mais enfraquecida, o que nos preocupa muito em termos de sobrevivência de povos indígenas e conservação.

Mas nosso momento também é de investimentos em recuperação de áreas, pois a falta de conservação e as crescentes destruições de ambientes deixam esta matéria cada vez mais urgente. Estudos, planos e acordos já existem com este objetivo. Estudos recentes já apontam que a restauração de 15 % dos ecossistemas já convertidos evita 60% das extinções. O Desafio de Bonn é um esforço global que tem como objetivo restaurar 150 milhões de hectares no mundo inteiro até 2020 e 350 milhões de hectares até 2030. O Brasil, em dezembro de 2016, anunciou a contribuição voluntária brasileira ao Desafio de Bonn: até 2030, o país irá restaurar, reflorestar e promover a regeneração natural de 12 milhões de hectares de áreas florestais. Para alcançar essas metas, o Brasil estabeleceu uma Política Nacional de Recuperação de Vegetação Nativa.

O Acordo de Paris, do qual o Brasil é signatário, através da Contribuição Nacional Determinada (NDC) que determinou até 2030 a recuperação de 12 milhões de hectares de floresta e 15 milhões de hectares de pastagens. A Convenção de Ramsar

através de sua meta 12 do Plano Estratégico de 2015 tem a restauração de áreas úmidas degradadas, dando principal prioridade as áreas importantes a conservação da biodiversidade e redução de risco de desastres, meios de vida e mitigação das mudanças climáticas.

Somos um país megadiverso e temos as ferramentas e a capacidade técnica para que nossos ambientes sejam preservados, cabe às políticas públicas criar os meios para que isto aconteça. Hoje temos o forte trabalho de ONGs e voluntariados que trabalham incansavelmente nesta defesa, mas estamos carentes de ações governamentais. Proteção do meio ambiente não pode ser apenas voluntariado, necessita ser forte política pública e já fomos referência neste tema.

O mundo vive neste momento a pandemia de coronavírus, SarsCov-2, pandemia esta provocada por agentes infecciosos que se propagam devido às práticas humanas de degradação dos ambientes naturais. São áreas desmatadas, fragmentadas, animais retirados de seus ambientes rompendo cadeias e ciclos naturais.

Tudo isto demonstra a urgência do tema da conservação. Um ambiente equilibrado, com ecossistemas preservados, é fundamental a vida humana em todos os aspectos, sociais, econômicos e de saúde.