



Universidade Federal do Rio Grande
Instituto de Ciências Biológicas
Pós-graduação em Biologia de Ambientes
Aquáticos Continentais



Serviços Ecossistêmicos no Bioma Pampa: Abordagens Espaciais para Conservação

Cássia Fernanda Martins da Silva

Orientador: Luiz Ubiratan Hepp

Rio Grande

2025



Universidade Federal do Rio Grande
Instituto de Ciências Biológicas
Pós-graduação em Biologia de Ambientes
Aquáticos Continentais



Serviços Ecossistêmicos no Bioma Pampa: Abordagens Espaciais para Conservação

Aluno: Cássia Fernanda Martins da Silva

Orientador: Luiz Ubiratan Hepp

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

Rio Grande

2025

Ficha Catalográfica

S586s Silva, Cássia Fernanda Martins da.
Serviços ecossistêmicos no bioma pampa: abordagens espaciais
para conservação / Cássia Fernanda Martins da Silva. – 2025.
112 f.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande –
FURG, Programa de Pós-Graduação em Biologia de Ambientes
Aquáticos Continentais, Rio Grande/RS, 2025.
Orientador: Dr. Luiz Ubiratan Hepp.

1. Benefícios da natureza 2. InVEST 3. Bacias hidrográficas
4. Uso e cobertura da terra 5. Modelagem espacial 6. Áreas
protegidas 7. Planejamento ambiental I. Hepp, Luiz Ubiratan II. Título.

CDU 581.9

Catálogo na Fonte: Bibliotecário José Paulo dos Santos CRB 10/2344



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE - FURG
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - ICB
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA DE AMBIENTES
AQUÁTICOS CONTINENTAIS



ATA DE DEFESA DE TESE DE DOUTORADO EM BIOLOGIA DE AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS – Nº 003/2025

Às 08h30 (oito horas e trinta minutos) do dia 29 (vinte e nove) do mês de julho de 2025 (dois mil e vinte e cinco), via Webconferência no endereço eletrônico: (<https://meet.google.com/kqf-gtid-vyz>) reuniram-se docentes, discentes e comunidade em geral, para a Defesa Pública da Tese de Doutorado da acadêmica Cássia Fernanda Martins da Silva. A Tese intitulada “**Serviços ecossistêmicos em bacias hidrográficas do bioma Pampa: abordagens espaciais para conservação**” foi avaliada pela Banca Examinadora composta pelo Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp (Orientador); Profª Dra. Tanise Luisa Sausen (FURG); Profª Dra. Júlia Nyland do Amaral Ribeiro (FURG) e Profº Dr. Rodrigo Fornel (URI-Campus de Erechim). Após a defesa e arguição pública, a Banca Examinadora reuniu-se, para deliberação final, e considerou a acadêmica **aprovada**. Desta forma, a acadêmica concluiu mais uma das etapas necessárias para a obtenção do grau de **DOUTOR EM BIOLOGIA DE AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS**. Nada mais havendo a tratar, às 12h10h (doze horas e dez minutos) foi lavrada a presente ata, que lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Banca Examinadora, pela Acadêmica e pela Coordenação do Curso.

Documento assinado digitalmente
gov.br LUIZ UBIRATAN HEPP
Data: 29/07/2025 16:22:22-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp

Documento assinado digitalmente
gov.br TANISE LUISA SAUSEN
Data: 29/07/2025 14:45:57-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profª Dra. Tanise Luisa Sausen

Documento assinado digitalmente
gov.br JULIA NYLAND DO AMARAL RIBEIRO
Data: 29/07/2025 15:49:31-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profª Dra. Júlia Nyland do Amaral Ribeiro

Documento assinado digitalmente
gov.br RODRIGO FORNEL
Data: 29/07/2025 14:08:44-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profº Dr. Rodrigo Fornel

Documento assinado digitalmente
gov.br CASSIA FERNANDA MARTINS DA SILVA
Data: 29/07/2025 12:13:43-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

a

Documento assinado digitalmente
gov.br JUNIOR BORELLA
Data: 30/07/2025 14:45:14-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Junior Borella
Coordenador Adjunto do PPGBAC

Ao Murillo, pela parceria firme, pelo amor sereno nos dias difíceis e por caminhar ao meu lado com presença e paciência; e à Cora, minha menina-luz, minha primavera, que chegou enquanto eu ainda percorria essa jornada e transformou tudo com sua força doce. Essa conquista é nossa.

AGRADECIMENTOS

A jornada do Doutorado é intensa, transformadora e, muitas vezes solitária. Concluir este doutorado é, para mim, muito mais do que finalizar uma etapa acadêmica: é celebrar uma jornada de amadurecimento, resistência, trocas e afetos. Foram anos intensos, de dedicação, de encontros, desencontros, transformações e de um aprendizado que vai muito além da ciência.

Agradeço, com todo o meu reconhecimento, ao Programa de Pós-Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PPG-BAC) da Universidade Federal do Rio Grande (FURG) por acolher minha pesquisa e por proporcionar minha formação crítica e sensível. À coordenadora Prof^a Camila Martins, meu carinho e respeito pela escuta atenta e pela condução ética e humana do programa. Agradeço ao Professor Rogério pela gentileza, incentivo e confiança, que foram fundamentais nessa trajetória, me motivando a acreditar em mim mesma, e a seguir com determinação. À Comissão Acadêmica, deixo minha sincera gratidão pelo acompanhamento cuidadoso e constante durante toda a formação.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp, minha gratidão mais profunda e afetuosa. Obrigada por acreditar em mim (mais do que eu mesma) por sua orientação generosa, por cada retorno cuidadoso, por sua firmeza nas decisões e, sobretudo, por sua humanidade. Seu apoio foi essencial não apenas para esta tese, mas para a construção da pessoa que me tornei. Sua presença serena, suas sugestões sempre lúcidas e sua confiança constante me deram coragem em momentos de incerteza. Obrigada por me ensinar tanto — na ciência e na vida

À Universidade Federal do Rio Grande (FURG), minha gratidão profunda por ter sido casa e horizonte durante o mestrado e o doutorado. Foi na FURG que percorri uma parte importante da minha trajetória acadêmica. Compartilhei pensamentos, inquietações, pesquisas, e vi nascer novas versões de mim mesma. A FURG foi mais que uma instituição: foi espaço de formação, de descobertas e de pertencimento. Obrigada por me acolher e por todas as vivências, dentro e fora da sala de aula.

À Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), minha gratidão pela oportunidade de realizar a mobilidade acadêmica, que foi decisiva para a ampliação do olhar científico e para o aprofundamento da minha pesquisa.

Às universidades UNICAMP, UFRGS e UFPR, meu reconhecimento pelas oportunidades de cursar disciplinas que enriqueceram significativamente minha formação, oferecendo novas perspectivas, ferramentas e trocas intelectuais de grande valor.

Um agradecimento especial à Laura Jimenez, amiga querida, incentivadora incansável e pesquisadora brilhante, cuja generosidade intelectual e humana teve papel marcante em minha formação e nas colaborações que deram vida a parte importante desta tese. Aos colegas, professores e pesquisadores com quem tive o privilégio de trocar ideias, dúvidas e descobertas — agradeço por cada diálogo, crítica construtiva e gesto de parceria. Gratidão aos demais intelectuais que auxiliam com leituras e sugestões aos trabalhos, como o Dr. Fernando Resende. Além disso, um agradecimento especial às instituições de pesquisa e ensino que possibilitaram uma formação técnica e aprofundada nos temas dessa tese, como o Natural Capital Project e o programa ARSET/NASA.

À minha rede de apoio, aos amigos de jornada e aos afetos fundamentais que me acompanharam com carinho e firmeza. Em especial, aos meus amigos de apoio emocional de uma vida inteira — Rafaela, Jefty, Haruan, Gian, Mari e Camila —, obrigada por caminharem comigo com tanto amor, por acreditarem em mim e por me ajudarem a seguir mesmo nos momentos mais difíceis.

À minha família, meu porto seguro e minha raiz mais profunda: aos meus pais, Luiz e Maria Augusta, por todo amor, presença e força inabalável; à minha irmã Larissa, pela cumplicidade, incentivo e amizade de todas as horas.

Ao meu companheiro, Murillo, que foi base, força e afeto em cada etapa desta jornada. Sem você, nada disso seria possível. Obrigada por segurar a barra comigo, por me apoiar em silêncio e em palavras, e por acreditar nesse sonho como se fosse seu. Sua presença foi colo, força, riso e abrigo em todos os momentos. Obrigada por sonhar comigo, por cada conversa no meio da madrugada e por celebrar comigo cada pequena conquista. Sem você, este doutorado não teria sido possível.

Não poderia de deixar de agradecer à minha filha Cora, meu amor maior, minha coragem e meu futuro. Você me inspira a ser melhor, a seguir adiante e a acreditar em caminhos mais doces. Obrigada por existir, por me ensinar todos os dias sobre amor, coragem, resiliência e esperança.

E, por fim, agradeço à vida, pela oportunidade de aprender com a natureza e com as pessoas; ao tempo, que me ensinou a ter paciência e coragem; e ao amor, que sempre esteve presente — mesmo nas entrelinhas.

Como escreveu Cora Coralina:

“Recria tua vida, sempre, sempre. Remove as pedras, planta roseiras e faz doces. Recomeça.”

Hoje, com o coração pleno de gratidão, eu recomeço.

RESUMO

O reconhecimento dos serviços ecossistêmicos (SE) como elementos fundamentais para o bem-estar humano tem se consolidado como abordagem-chave para promover estratégias integradas de conservação. Nesse cenário, as bacias hidrográficas representam unidades territoriais privilegiadas para avaliação dos SE, ao integrarem processos ecológicos, hidrológicos e sociais em escala espacial coerente. Esta tese teve como objetivo principal investigar os SE em 14 bacias hidrográficas do bioma Pampa em sua porção brasileira, por meio de abordagens espaciais, a fim de subsidiar estratégias de conservação baseadas em evidências. O estudo foi estruturado em dois capítulos centrais. O primeiro capítulo utilizou modelagem computacional (InVEST, R) para mapear e identificar hotspots de múltiplos SE (Água superficial, Água subterrânea, Controle de erosão, Estoque de Carbono e Qualidade de Habitat), destacando essas áreas como prioritárias para conservação. O segundo capítulo avaliou a efetividade de 26 áreas protegidas (4 Uso Sustentável e 22 Proteção Integral) na conservação desses serviços, analisando se sua localização corresponde aos principais núcleos de provisão de SE e comparando a eficiência de áreas de Proteção Integral e de Uso Sustentável. Os resultados revelaram uma distribuição espacial desigual dos serviços, com uma baixa disponibilidade de água em quase toda a área de estudo, enquanto a alta retenção de sedimentos e o estoque de carbono foram observados em áreas com vegetação nativa. Adicionalmente, a análise mostrou que as APs com níveis de proteção mais restritivos, como as de Proteção Integral, foram significativamente mais eficientes. Destacaram-se a Reserva Biológica BioPampa e a RPPN Rincão das Flores, entre outras, com 100% de eficiência na conservação de serviços como a qualidade do habitat. Por outro lado, as áreas de Uso Sustentável apresentaram baixa eficiência na proteção de múltiplos serviços. A discussão dos resultados enfatiza que o Pampa, sendo o bioma mais impactado do Brasil e com a menor área protegida, possui vastas extensões de serviços ecossistêmicos vulneráveis. Esta tese reforça a necessidade de incorporar a abordagem dos SE no planejamento territorial e nas políticas ambientais, especialmente em regiões vulneráveis como o Pampa, onde os impactos da conversão da vegetação nativa, das mudanças climáticas e da fragmentação da paisagem têm comprometido severamente a capacidade de provisão dos serviços ecossistêmicos. Ao evidenciar as áreas críticas para conservação, esta pesquisa oferece subsídios técnicos e científicos para a gestão ambiental sustentável do bioma, sugerindo a criação de novas APs em regiões de hotspots e destacando a importância das Reservas Particulares do Patrimônio Natural

(RPPNs) como uma estratégia complementar eficaz para a gestão ambiental sustentável do bioma.

Palavras-chave: Benefícios da natureza, InVEST; Bacias hidrográficas; Uso e cobertura da terra; Modelagem espacial; Áreas protegidas; Planejamento ambiental.

ABSTRACT

The recognition of ecosystem services (ES) as fundamental elements for human well-being has been consolidated as a key approach to promote integrated conservation strategies. In this context, watersheds represent privileged territorial units for the assessment of ES, as they integrate ecological, hydrological, and social processes within a coherent spatial scale. The main objective of this thesis was to investigate ES in 14 watersheds of the Brazilian portion of the Pampa biome through spatial approaches, in order to support evidence-based conservation strategies. The study was structured into two central chapters. The first chapter employed computational modeling (InVEST, R) to map and identify hotspots of multiple ES (surface water, groundwater, erosion control, carbon storage, and habitat quality), highlighting these areas as priorities for conservation. The second chapter assessed the effectiveness of 26 protected areas (4 Sustainable Use and 22 Full Protection) in conserving these services, analyzing whether their locations correspond to the main ES provision and comparing the efficiency of Full Protection and Sustainable Use areas. The results revealed an uneven spatial distribution of services, with low water availability across most of the study area, while high sediment retention and carbon storage were observed in areas with native vegetation. Additionally, the analysis showed that protected areas with more restrictive protection levels, such as Full Protection areas, were significantly more efficient. The BioPampa Biological Reserve and the Rincão das Flores Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN), among others, stood out with 100% efficiency in conserving services such as habitat quality. Conversely, Sustainable Use areas exhibited low efficiency in protecting multiple services. The discussion of the results emphasizes that the Pampa, as the most impacted biome in Brazil and the one with the smallest protected area, contains vast extensions of vulnerable ecosystem services. This thesis reinforces the need to incorporate the ES approach into land-use planning and environmental policies, especially in vulnerable regions such as the Pampa, where the impacts of native vegetation conversion, climate change, and landscape fragmentation have severely compromised the capacity to provide ecosystem services. By highlighting critical areas for conservation, this research offers technical and scientific support for the sustainable environmental management of the biome, suggesting the creation of new protected areas in hotspot regions and underscoring the importance of RPPNs as an effective complementary strategy for the sustainable management of the biome.

Key-words: Nature's benefits; InVEST; Watersheds; Land use and land cover; Spatial modeling; Protected areas; Environmental planning.

APRESENTAÇÃO

A presente tese de doutorado está estruturada no formato de capítulos, com dois artigos científicos que compõem os capítulos centrais, além de uma Introdução Geral e uma Conclusão Geral. Os capítulos foram desenvolvidos de forma a investigar os serviços ecossistêmicos (SE) nas bacias hidrográficas do bioma Pampa, utilizando ferramentas de modelagem espacial e sensoriamento remoto.

A Introdução Geral e a Conclusão Geral foram formatadas segundo as normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). Os Capítulos 1 e 2 estão apresentados no formato de manuscritos, conforme as diretrizes editoriais dos periódicos aos quais foram submetidos. O primeiro manuscrito foi publicado ao periódico Environmental Management (<https://link.springer.com/journal/267>), e o segundo foi submetido ao periódico Ecosystem Services (<https://www.sciencedirect.com/journal/ecosystem-services>).

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	15
CAPÍTULO 1	51
CAPÍTULO 2	91
CONCLUSÃO GERAL.....	113
CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS	115

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. Evolução dos usos e cobertura da terra em escala global entre 1992 e 2020	12
FIGURA 2. Relações entre os serviços ecossistêmicos e o bem-estar humano.....	19
FIGURA 3. Linha do tempo dos marcos históricos do conceito de Serviços Ecossistêmicos.....	21
FIGURA 4. Capítulo 1 - Figura 1. Study area.....	51
FIGURA 5. Capítulo 1 - Figura 2. Organizational scheme of Ecosystem Services selection processes.....	53
FIGURA 6. Capítulo 1 - Figura 3. Mapping of Ecosystem Services and Habitat Quality in watersheds of the Brazilian Pampa biome.....	62
FIGURA 7. Capítulo 1 - Figura 4. Scenarios represent hotspots of ecosystem services in the Brazilian Pampa biome.....	63
FIGURA 8. Material Suplementar do Capítulo 1 - Figura 1. Precipitation in the Brazilian Pampa.....	77
FIGURA 9. Material Suplementar do Capítulo 1 - Figura 2. Definition of areas with high provision of ecosystem services: Visual representation of Scenario 1 considering a cut of >50%.....	78
FIGURA 10. Material Suplementar do Capítulo 1 - Figura 3. Definition of areas with high provision of ecosystem services: Visual representation of Scenario 1 considering a cut of >75%.....	79
FIGURA 11. Capítulo 2 – Abstract Graphic.....	87
FIGURA 12. Capítulo 2 – Figura 1. Geographical location of the Pampa biome in Brazilian territory.....	90
FIGURA 13. Capítulo 2 – Figura 2. Modeling and clipping of SE in Sustainable Use Protection Areas.....	94
FIGURA 14. Capítulo 2 – Figura 3. Modeling and clipping of SE in Full Protection Areas	96
FIGURA 15. Capítulo 2 – Figura 4. Modeling of multiple ecosystem service (ES) hotspots in Sustainable Use Protection Areas and Strictly Protected Areas.....	97

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. Capítulo 1 - Table 1 Proportion (%) of land uses and land cover (LULC) in studied watersheds.....	60
TABELA 2. Material Suplementar do Capítulo 1 - Tabela 1. Input data used in ecosystem services (ES) models and their origin. The acronyms refer to ecosystem services.....	80
TABELA 3. Material Suplementar do Capítulo 1 - Tabela 2. Summary of inputs used in the biophysical data for Water Yield model, description of the class LULC, kc factor, root depth and LULC vegetation presence.....	81
TABELA 4. Material Suplementar do Capítulo 1 - Tabela 3. Carbon stock values and respective sources for each LULC and carbon compartments (carbon stock in Mg ha ⁻¹).....	82
TABELA 5. Material Suplementar do Capítulo 1 - Tabela 4. SDR Summary of inputs used in the SDR model, description of the class LULC, and C and P factors.....	82
TABELA 6. Material Suplementar do Capítulo 1 - Tabela 5. Attribution of the sensitivity values of the different LULC classes to the threats considered in the study.....	83
TABELA 7. Material Suplementar do Capítulo 1 – Tabela 6. Threats for each LULC with information about maximum distance (Max.distance), weight and “decay”.....	83
TABELA 8. Capítulo 2 – Tabela 1. Efficiency of protected areas (%) in the Brazilian Pampa biome in conserving ecosystem services and hotspots of multiple ecosystem services.....	93

INTRODUÇÃO GERAL

Importância das bacias hidrográficas no Antropoceno

O Antropoceno é a era geológica marcada pela intensa influência das atividades humanas sobre o meio ambiente (Waters et al., 2023), que tem remodelado os ecossistemas globais em um ritmo alarmante e sem precedentes na história da Terra (Matej et al., 2025). As atividades de uso da terra em uma região mudam ao longo do tempo, assim como acontecem mudanças demográficas e econômicas, as sociedades também parecem seguir uma sequência de diferentes fases no uso da terra (DeFries et al. 2004). Com a ocupação humana, a vegetação natural passa pela supressão da vegetação nativa, depois pela agricultura de subsistência e pequenas propriedades, e finalmente, chegando à agricultura intensiva, áreas urbanas e áreas protegidas (DeFries et al. 2004, Foley et al. 2005). Diferentes regiões do mundo estão em estágios distintos dessas transições de uso e ocupação do solo, dependendo de sua história, condições sociais e econômicas, além do contexto ecológico (DeFries et al. 2004). Contudo, em um contexto global, estima-se que cerca de 75% da superfície terrestre, livre de gelo, tenha sido convertida para usos antrópicos, predominantemente para atividades agrícolas e pecuárias (Foley et al., 2005; Ellis et al., 2021) (Figura 1).

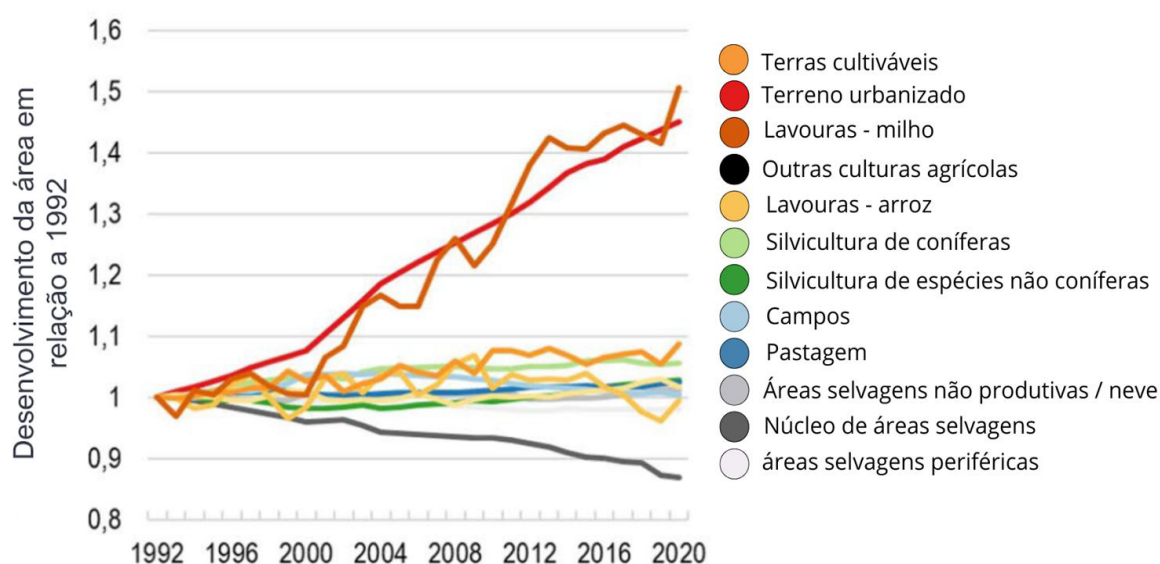


Figura 1. Evolução dos usos e cobertura da terra em escala global entre 1992 e 2020 (Adaptado de Matej et al., 2025).

Dentre os principais vetores de degradação dos habitats terrestres e aquáticos, podemos citar a supressão de vegetação nativa (Gibbs et al., 2010; Hansen et al. 2013), a fragmentação de ecossistemas (Fahrig, 2003; Haddad et al., 2015) e a poluição (Vörösmarty et al., 2010). O avanço da fronteira agrícola e urbana, que através da supressão da vegetação nativa (MapBiomas, 2023), compromete os ciclos hidrológicos (Ellison et al., 2012), altera o microclima local (Sagar & Devy, 2022) e reduz a biodiversidade (Newbold et al., 2020). A fragmentação dos habitats isola populações de animais e plantas, reduzindo sua variabilidade genética e com isso, torna as populações mais vulneráveis à processos de extinção (Fahrig, 2003; Haddad et al., 2015). A poluição, por sua vez, atinge a atmosfera (Landrigan et al., 2018), contamina solos (Hou et al., 2025), bacias hidrográficas e seus rios e lagos (Carpenter et al., 1998; Vörösmarty et al., 2010), prejudicando a saúde dos ecossistemas e das comunidades humanas (WHO, 2016; Díaz et al., 2019). Além disso, as mudanças climáticas atuam como um agente que intensifica esses impactos, modificando padrões de pluviosidade e temperatura (PBMC, 2012; IPCC, 2021), intensificando eventos extremos como secas prolongadas (PBMC, 2012; Kuhlmann et al., 2014; IPCC, 2021; Costa et al., 2023) e chuvas intensas (PBMC, 2012; Clarke et al., 2024), os quais afetam o regime hidrológico a resiliência dos ecossistemas (Nobre et al., 2016).

Diante desse cenário de crescente pressão sobre os ecossistemas, torna-se essencial adotar abordagens integrativas para a realização de avaliações ambientais (Nesshöver et al., 2017). As bacias hidrográficas destacam-se como unidades territoriais excelentes para essa finalidade, pois constituem sistemas naturais delimitados fisicamente por divisores de água (Vannote et al., 1980; Rodriguez-Iturbe et al., 2009). São ambientes amplos e integrados que combinam características naturais e antrópicas em uma única unidade espacial (Allan, 2004; ANA 2022). Essas unidades englobam nascentes em áreas de cabeceira (montante) até rios e zonas úmidas (jusante) (Vannote et al., 1980; Lowe & Likens 2005), integrando uma diversidade de habitats interconectados (Vannote et al., 1980; Lowe & Likens 2005, ANA, 2017).

A dinâmica de processos que ocorrem nas bacias hidrográficas, incluindo infiltração, o escoamento superficial, o transporte de sedimentos e a recarga de aquíferos; oferece uma visão ampla que favorece o monitoramento de impactos ambientais (Allan, 2004), logo que refletem de maneira sensível as alterações no uso

e cobertura do solo (DeFries et al., 2004; Foley et al., 2005; Ellis et al., 2021). As alterações sobre a paisagem natural das bacias hidrográficas geram efeitos em cascata (Vannote et al., 1980; Rodriguez-Iturbe et al., 2009), afetando diversos aspectos ecológicos como a qualidade da água (Vörösmarty et al., 2010; Carpenter et al., 1998), a biodiversidade (Dala-Corte et al., 2020) até o clima regional (IPCC, 2021; Sagar & Devy, 2022). Por exemplo, o desmatamento em áreas de nascente pode levar à erosão do solo (Cunha et al., 2022), ao assoreamento de cursos d'água (Narayanan et al., 2024) e, conseqüentemente, ao aumento da frequência e intensidade de inundações em áreas urbanas (IPCC, 2021).

As bacias hidrográficas, ao integrarem fatores ecológicos, hidrológicos e socioeconômicos, constituem unidades excelentes para o monitoramento ambiental e para a gestão ambiental sustentável (Allan, 2004; ANA, 2022). Além disso, são unidades territoriais adequadas para o desenvolvimento e implementação de políticas públicas ambientais (Allan, 2004; Burkhard et al., 2014). Uma boa gestão ambiental proporciona equilíbrio entre as características da bacia hidrográfica e as necessidades humanas (Rockström et al., 2023), logo que as sociedades dependem diretamente dos serviços ecossistêmicos por elas ofertados (Díaz et al., 2019) os quais são essenciais para o bem-estar humano (atividades agrícolas, industriais, geração de energia, disponibilidade hídrica, entre outros (D'Odorico et al., 2020; Mekonnen & Hoekstra, 2020). Além disso, a gestão eficiente, permite que as bacias hidrográficas continuem desempenhando outras funções ecológicas críticas, como a manutenção da biodiversidade e prestação contínua dos serviços ecossistêmicos essenciais (indispensáveis à qualidade de vida humana) (IPBES, 2019; Mekonnen & Hoekstra, 2020).

Serviços Ecossistêmicos: Histórico conceitual e Importância

Serviços ecossistêmicos (SE) consistem nas contribuições diretas e indiretas dos ecossistemas para o bem-estar humano, derivadas da biodiversidade e dos processos ecológicos, que incluem benefícios materiais, regulatórios e culturais essenciais para a sobrevivência e a qualidade de vida das sociedades (IPBES, 2019). Esse conceito evoluiu ao longo do tempo, sua origem remonta às décadas de 60 e 70, quando a comunidade acadêmica passou a dar ênfase à importância das funções ecológicas para o bem-estar humano, logo que evidências do aquecimento global se tornaram

mais populares (Ehrlich & Ehrlich, 1981). Apesar de o conceito de SE ser relativamente recente, a compreensão de que a natureza fornece benefícios essenciais à sociedade é milenar. Platão, por exemplo, já abordava em seus escritos, que o desmatamento poderia levar à erosão do solo e à escassez de água, demonstrando uma consciência antropocêntrica sobre os impactos ambientais. A contribuição de Platão para a compreensão dos SE é significativa e demonstra que desde os tempos antigos, o homem já compreendia a importância da natureza para a humanidade (Gómez-Baggethun et al., 2010).

A discussão e conceituação de SE representa um marco na convergência entre ecologia e sociedade, pois estabeleceu a busca por qualificar e quantificar os diversos benefícios que os ecossistemas proporcionam ao bem-estar humano (Daily, 1997; Costanza et al., 1997). Em 1829, ao fim da revolução industrial, meados do século XIX, já se tinha uma noção da importância da natureza para os processos econômicos (Gómez-Baggethun & Ruiz-Pérez, 2011). Isso pode ser visto na obra 'Cours complet d'économie politique pratique' (1829) do economista e teórico político francês Jean-Baptiste Say. Em seu trabalho, Say menciona que "o vento que move nossos moinhos, o calor que expande o vapor em nossas máquinas, trabalha para nós", o que seria uma ideia elementar de SE. Embora o foco de seu trabalho seja na economia política, esse trabalho traz uma perspectiva ecológica pré-moderna, logo que ele compreende que o vento e o calor são agentes naturais "gratuitos", que desempenham papel crucial no desenvolvimento industrial (Pesche et al., 2011).

Quase três décadas depois, houve uma transformação radical na forma como a relação entre sociedade e natureza era compreendida. Enquanto Say (1829) apresentava uma visão utilitarista e econômica sobre os recursos naturais, onde a natureza era um recurso infinito, George Perkins Marsh (1864), através de pensamentos do conservacionismo moderno, alertou em seu trabalho que a ação humana desenfreada alterava irreversivelmente os ecossistemas, ameaçando até mesmo a sobrevivência das civilizações (Lowenthal, 2000). O autor discute sobre a conscientização de que florestas, solos e água são sistemas interligados que requerem gestão e políticas ambientais, e através disso antecipou conceitos modernos como sustentabilidade e capital natural (Lowenthal, 2000). Essa visão conservacionista marcou o nascimento do pensamento ambientalista e influenciou gerações de conservacionistas e economistas ecológicos (Rome, 2003).

Em 1948, Fairfield Osborn antecipou de forma visionária o conceito de SE, trazendo em seu trabalho *Our Plundered Planet* (1948) apontamentos como "a água, o solo, a vida vegetal e animal, em toda a sua extensão, representa os quatros pilares que viabilizam não apenas a existência humana como também a economia industrial na qual a civilização se baseia" (Osborn, 1948). E embora ainda não utilizasse a terminologia de SE, Osborn estabeleceu as bases para a compreensão da interdependência entre economia e ecossistemas, argumentando que a exploração desenfreada desses "serviços naturais" representava uma ameaça existencial (Barrow, 2009). Nesse mesmo ano, 1948, William Vogt publicou 'Road to Survival' (1948), um trabalho igualmente importante, que trouxe a ideia de recursos naturais como "capital real"; um conceito que antecipou em décadas o moderno conceito de capital natural. Neste trabalho, Vogt argumentava que solos férteis, água limpa e ecossistemas intactos não eram meros "recursos", mas tão essenciais quanto o capital financeiro. Enquanto Osborn focava nos mecanismos ecológicos da degradação, Vogt destacou suas consequências socioeconômicas, vinculando diretamente a saúde dos ecossistemas ao bem-estar humano, uma abordagem que hoje fundamenta não só o conceito moderno de SE (Costanza et al., 1997; Díaz et al., 2019), mas também os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) (ONU, 2015).

Em 1949, Aldo Leopold propôs a "Ética da Terra", argumentando que os ecossistemas têm valor intrínseco, que está além da sua utilidade para os humanos (Leopold, 1949). Seu conceito de "comunidade biótica" influenciou a visão de SE como relações ecológicas conectadas em redes complexas e interdependentes. De acordo com Leopold (1949), "a impossibilidade da substituição satisfatória dos serviços da natureza; a terra não deve ser tratada como uma mercadoria (commodity)" (Leopold, 1949). Com essa visão, ele antecipou debates do século XXI, que discutem sobre os limites da substituição tecnológica de ecossistemas (como os fracassos relativos da polinização artificial e os altos custos energéticos da dessalinização em larga escala) (Díaz et al., 2015; Schröter et al., 2014). Sua crítica à mercantilização da natureza estabeleceu as bases éticas para a moderna valoração dos SE, influenciando conceitos como o de "capital natural crítico" (recursos naturais insubstituíveis) e a noção de que os processos ecológicos fundamentais, tal como ciclagem de nutrientes e regulação climática; que operam em escalas e complexidades que transcendem

nossa capacidade de replicação tecnológica (Costanza et al., 2014; Rockström et al., 2023).

Em 1970, foi publicado o relatório sobre o "Study of Critical Environmental Problems", que reuniu especialistas de diversas áreas com o objetivo de avaliar os impactos humanos no meio ambiente. O relatório alertou não apenas para os riscos das mudanças climáticas, mas também destacou que os ecossistemas fornecem benefícios essenciais à sociedade, argumentando que "a degradação ambiental afeta diretamente o bem-estar humano" (SCEP, 1970). O estudo defendia a adoção do princípio da precaução e pedia por ações para correção rápidas, antecipando conceitos que só seriam formalizados décadas depois. Dois anos depois, em 1972 foi publicado o livro *The Limits to Growth* (Meadows, 1972), que consistiu na primeira aplicação de modelagem computacional para demonstrar como a pressão antrópica sobre os ecossistemas poderia levar ao colapso dos serviços naturais (Turner, 2008). O estudo considerou cinco fatores, sendo eles: crescimento populacional, produção agrícola, esgotamento de recursos, industrialização e poluição, e encontrou como resultados que os sistemas naturais não suportam indefinidamente a exploração e consumos pelas sociedades, e mesmo com os avanços tecnológicos, haveria um colapso ecológico ainda no século XXI (Turner, 2008).

A consolidação do conceito de SE só veio entre as décadas de 1980 e 1990 (Daily, 1997; Costanza et al., 1997), onde o termo "serviços ecossistêmicos" foi cunhado em 1981 por Paul e Anne Ehrlich (Ehrlich & Ehrlich, 1981; Mooney & Ehrlich, 1997). Os autores destacaram a dependência humana crítica de funções ecológicas como polinização, fertilidade do solo e regulação climática, benefícios gratuitos da natureza frequentemente ignorados nas contas econômicas, mas vitais para nossa sobrevivência (Ehrlich & Wilson, 1991; Daily, 1997). Essa concepção inovadora surgiu num contexto de crescente preocupação científica com a aceleração da perda de biodiversidade e seus impactos em cadeia, evidenciados por pesquisas como as de Ehrlich sobre extinções em massa (Ehrlich & Ehrlich, 1981). Ao vincular explicitamente a saúde dos ecossistemas ao bem-estar humano, os Ehrlich não apenas nomearam esses processos, mas revelaram a contradição fundamental de um sistema econômico que os tratava como externalidades (Costanza et al., 1997; Gómez-Baggethun et al., 2010).

Esta fundamentação teórica, que integrava ecologia e economia, preparou o terreno para os avanços quantitativos da década seguinte, culminando nos dois

marcos fundamentais de 1997 (Daily, 1997; Costanza et al., 1997). O primeiro marco, trata-se do artigo de Costanza et al., que pela primeira vez quantificou globalmente o valor dos SE, em US\$ 33 trilhões/ano, superando o PIB mundial da época (Costanza et al., 1997; Groot et al., 2012). O segundo marco, trata-se do livro *Nature's Services*, editado por Gretchen Daily, que sistematizou pela primeira vez como "processos ecológicos como polinização e ciclagem de nutrientes sustentam não apenas a economia, mas a própria vida" (Daily, 1997; MEA, 2005). Muitos dos conceitos do livro foram incorporados ao Millennium Ecosystem Assessment (MEA), especialmente a classificação de serviços em categorias (provisão, regulação, culturais e de suporte; MEA, 2005). Juntos, os trabalhos transformaram o conceito de SE de uma metáfora ecológica em uma ferramenta política.

Em 2005, o MEA, elevou o debate ao nível intergovernamental ao sistematizar a relação direta entre os ecossistemas e bem-estar humano (Figura 2). Esta avaliação envolveu 1.360 especialistas de 95 países, que desenvolveram uma estrutura conceitual que definiu o conceito, sistematizou e classificou os SE em quatro categorias (MEA, 2005; Díaz et al., 2006). Desta forma, de acordo com o MEA (2005) SE são "Os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas", sendo organizados em quatro categorias: SE de provisão (alimentos, água, matérias-primas); SE de regulação (clima, qualidade do ar, controle de doenças); SE culturais (valores espirituais, recreação); e SE de suporte (ciclos biogeoquímicos, formação do solo) (MEA, 2005). Mais alarmante que esta classificação foram suas descobertas, que em seus achados demonstrou que aproximadamente 60% dos SE avaliados apresentaram declínio acelerado (MEA, 2005; Carpenter et al., 2009). O MEA consolida que a redução da pobreza, a segurança alimentar e a saúde pública são conquistas diretamente dependentes do funcionamento equilibrado dos SE, que sustentam as bases do desenvolvimento humano sustentável (MEA, 2005). Foi um marco para a ecologia, e tornou-se referência para políticas de conservação em todo o mundo. O Relatório levantou que "a degradação ambiental não é apenas uma questão ecológica, mas uma ameaça direta ao desenvolvimento humano", influenciando desde os ODS até acordos climáticos (IPBES, 2019).

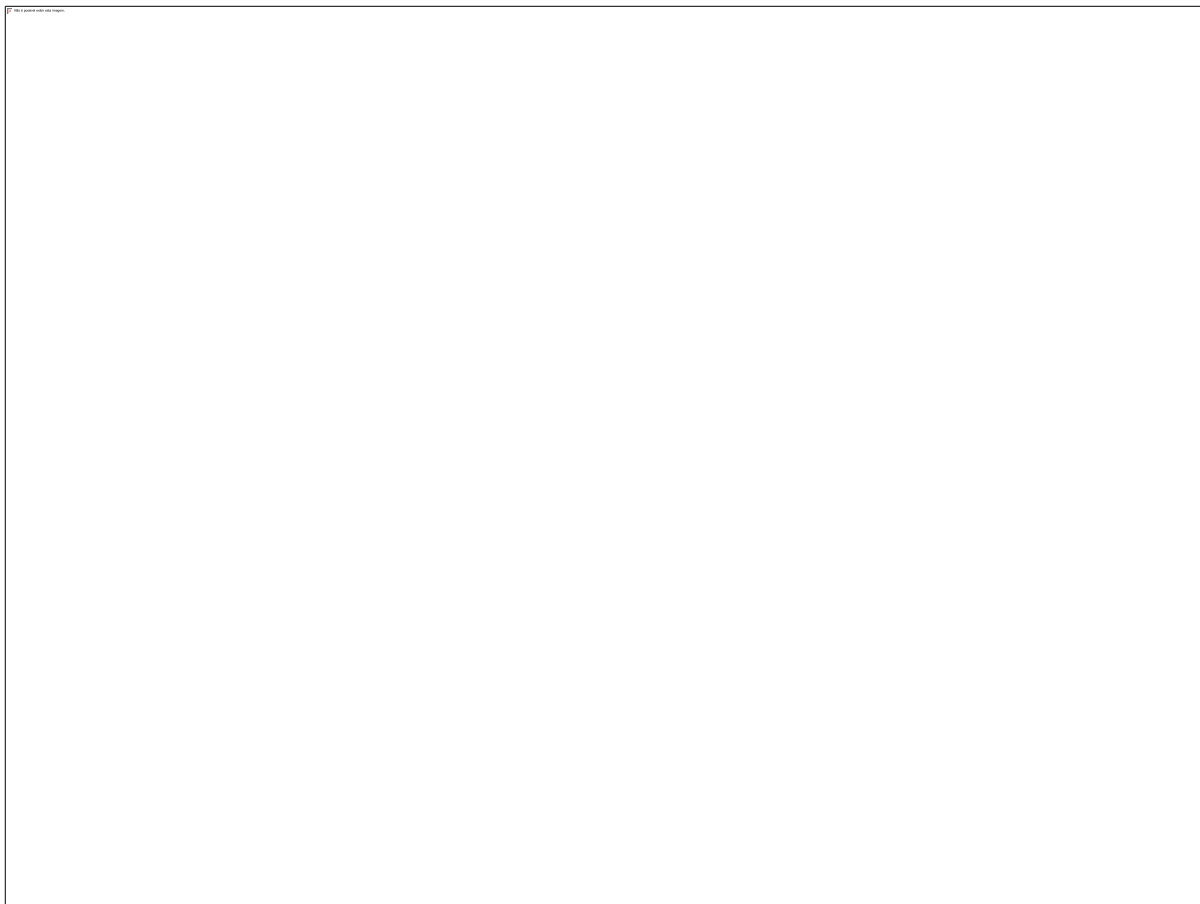


Figura 2. A imagem ilustra as relações entre os serviços ecossistêmicos e o bem-estar humano, conforme classificado pela MEA (2005). Os SE estão organizados em quatro categorias principais: provisão, regulação, suporte e cultural. As setas coloridas representam o potencial de mediação por fatores socioeconômicos (baixo a alto), enquanto sua largura indica a intensidade das conexões (fraca a forte) entre esses serviços e os componentes do bem-estar humano (segurança, materiais básicos, saúde, relações sociais e liberdade de escolha). No diagrama, a biodiversidade é a base que viabiliza todas essas interações entre os SE e bem-estar, destacando a interdependência entre ecossistemas saudáveis e a qualidade de vida humana. Adaptado de MEA (2005).

Após a publicação do relatório do MEA, entre os anos 2010 e 2013 foi estabelecida a Classificação Internacional de SE (CICES), que definiu SE como as contribuições diretas e indiretas dos ecossistemas para o bem-estar humano, resultantes da interação entre estruturas e processos ecológicos, que geram benefícios mensuráveis e acionáveis em contextos econômicos e políticos (Haines-Young & Potschin, 2013; La Notte et al., 2017). Desenvolvida inicialmente pela

Agência Europeia do Ambiente (EEA) a partir de 2010 e consolidada em sua versão 4.3 (2013), a CICES surgiu como resposta às limitações operacionais do MEA (2005), estabelecendo pela primeira vez um sistema padronizado e hierarquizado (seções, divisões, grupos), organizando complexos processos ecológicos em categorias para tomada de decisão (MAES et al., 2018). Sua versão 5.1 (2018) tornou-se referência global, sendo mais tarde (2021) adotada pelo Sistema de Contabilidade Ambiental-Econômica (SEEA) da ONU como padrão para contabilidade verde (ONU, 2021). A CICES focou em benefícios diretos à sociedade, facilitando aplicações práticas como o mapeamento de SE na Política Ambiental da UE (2019) e em mecanismos de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), representando um avanço metodológico essencial para integrar a natureza nas decisões econômicas e políticas.

Paralelamente a criação da CICES, em 2012, houve o estabelecimento da Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES), que integra conhecimento científico e conhecimento tradicional para orientar políticas de conservação e decisões políticas sobre biodiversidade e SE em escala global (Díaz et al., 2015; IPBES, 2019). A IPBES compreende os SE como as contribuições diretas e indiretas dos ecossistemas para o bem-estar humano, derivadas da biodiversidade e dos processos ecológicos, que incluem benefícios materiais, regulatórios e culturais essenciais para a sobrevivência e a qualidade de vida das sociedades (IPBES, 2019; Pascual et al., 2017). Essa compreensão integra e amplia as abordagens do Millennium Ecosystem Assessment (MEA) e da CICES, combinando perspectivas ecológicas, culturais e socioeconômicas. A IPBES tornou-se a principal autoridade científica em avaliações globais de biodiversidade, como o relatório de 2019, que alertou sobre o “declínio sem precedentes de espécies e SE, e os riscos associados para as sociedades humanas” (IPBES, 2019). Sua abordagem interdisciplinar e inclusiva (envolvendo governos, cientistas e povos indígenas) a diferencia como ferramenta essencial para enfrentar a crise ecológica do século (Tengö et al., 2017).

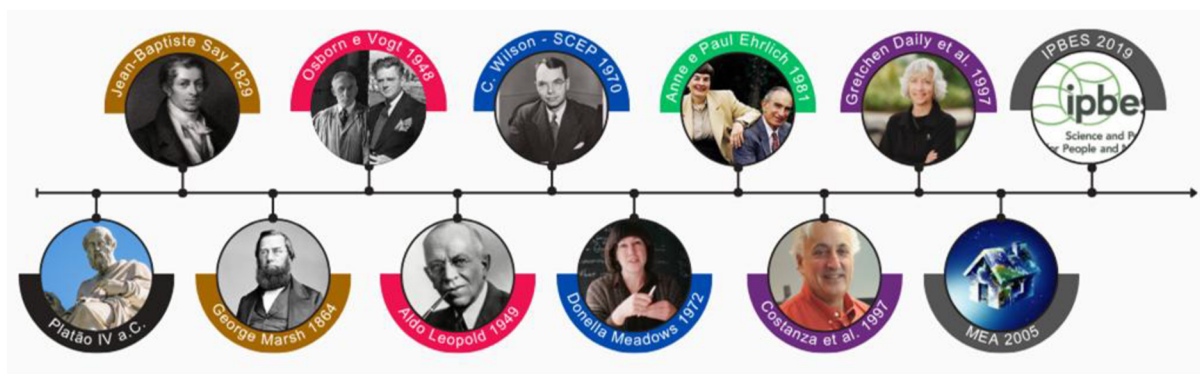


Figura 3. Linha do tempo destaca os marcos históricos e protagonistas que moldaram o conceito de Serviços Ecossistêmicos, desde suas raízes filosóficas na Antiguidade até sua consolidação científica e política no século XXI. Os itens estão organizados cronologicamente, onde as cores simboliza essa evolução temporal: preto simboliza as origens antigas (século IV a.C. com Platão), marrom representa o século XIX (contribuições de Say e Marsh), rosa destaca a década de 1940 (Osborn, Vogt e Leopold), azul indica a década de 1970 (alerta global com "Limits to Growth" e os Ehrlich), verde marca a década de 1980 (fundamentação científica), roxo caracteriza os anos 1990 (valoração econômica por Costanza e Daily), e cinza representa o século XXI (institucionalização via IPBES).

No Brasil, a criação da Plataforma Brasileira sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (BPBES) aconteceu em 2016, e foi oficialmente lançada em 2018, representando um marco para o Brasil, alinhando-se diretamente ao impacto global da IPBES. Como braço nacional da IPBES, a BPBES fortalece a participação brasileira em avaliações e processos globais, promovendo uma integração entre ciência, políticas públicas, sociedade civil, setor privado e comunidades tradicionais. Dentre os objetivos principais da BPBES estão a coordenação do conhecimento científico sobre biodiversidade e SE, o estímulo ao diálogo entre diversos atores e o aprimoramento da capacidade nacional para influenciar relatórios e decisões internacionais (BPBES, 2018).

Esta trajetória, de desenvolvimento conceitual dos SE, transformou nossa compreensão da relação entre natureza e sociedade (Daily, 1997; MEA, 2005). Antes, de visão utilitarista dos recursos naturais, a academia e organizações políticas passaram a ter uma visão que reconhece que os ecossistemas prestam serviços insubstituíveis que sustentam a vida humana (Costanza et al., 1997; IPBES, 2019). Hoje, esses conceitos e ideais fundamentam desde acordos climáticos até políticas

de desenvolvimento sustentável, representando uma das mais importantes contribuições da ciência ambiental ao século XXI (Díaz et al., 2015; IPBES, 2019).

Análises espaciais como Ferramentas para Avaliação de SE

A crescente pressão sobre os ecossistemas naturais tem exigido abordagens cada vez mais sofisticadas para avaliar e monitorar os SE. Neste contexto, as ferramentas de análise espacial, como os Sistemas de Informação Geográfica (SIG), atuam como instrumentos fundamentais, permitindo visualizar, quantificar e prever a distribuição espacial e temporal desses serviços nas mais diversas escalas espaciais. A integração de tecnologias como sensoriamento remoto, Sistemas de Informação Geográfica (SIG), geoprocessamento e modelagem computacional ampliou nossa capacidade de entender e gerenciar os benefícios que a natureza proporciona à sociedade.

O avanço de tecnologias geoespaciais e a disponibilidade de dados espaciais têm permitido cada vez mais o desenvolvimento de ferramentas que avaliam e facilitam avaliações robustas e o mapeamento de serviços ecossistêmicos em grandes escalas (Barbosa et al., 2015). Ferramentas como o InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs) representam avanços significativos neste campo, permitindo a modelagem espacial de diversos serviços. Desenvolvido pelo Natural Capital Project, uma parceria global liderada pela Universidade de Stanford, o InVEST permite que pesquisadores e tomadores de decisão modelem espacialmente diversos serviços ecossistêmicos (e.g. como a produção de água, o sequestro de carbono e a retenção de sedimentos) (Sharp et al., 2023).

O software é modular e oferece diversos modelos para diferentes ecossistemas, incluindo modelos terrestres (avaliam serviços como estoque de carbono, retenção de sedimentos, qualidade do habitat e a disponibilidade de água), modelos urbanos (focados em ambientes urbanos, permitem analisar o risco de inundações, o acesso à natureza e o resfriamento de áreas urbanas) e modelos costeiros e marinhos (apeiam e quantificam serviços como a energia das ondas e a aquacultura de bivalves). Em essência, o InVEST traduz dados geoespaciais e científicos em informações visuais e quantificáveis, como mapas e gráficos, que podem ser usados para guiar políticas públicas, planejar o desenvolvimento regional e apoiar decisões de investimento que promovem tanto a conservação ambiental

quanto o bem-estar humano. Sua aplicação no planejamento de bacias hidrográficas, como em bacias hidrográficas do Pampa (Silva et al., 2024), tem possibilitado identificar áreas prioritárias para conservação.

O sensoriamento remoto é fundamental no avanço dessas análises, com satélites Landsat (NASA/USGS), Sentinel (Copernicus/ESA) e missões especializadas da NASA fornecendo séries temporais essenciais para o monitoramento ambiental integrado. Essas ferramentas são essenciais para integrar os serviços ecossistêmicos nas políticas públicas de conservação e para promover uma gestão eficaz dos recursos naturais (Burkhard & Maes, 2017). Por exemplo, os sensores multiespectrais OLI-2, do Landsat 9, e o MSI, do Sentinel-2, capturam dados em múltiplas bandas espectrais que permitem fazer a leitura de indicadores saúde vegetal, através dos índices NDVI, EVI; estresse hídrico (NDWI), com resoluções espaciais que chegam a 10 metros. Outras tecnologias, como as empregadas nas missões GRACE e GRACE-FO fazem análises campo gravitacional terrestre para estimar variações nos estoques de água subterrânea. Ferramentas tão precisas que fornecem dados termais com resoluções altíssimas e em diferentes horários do dia, permitindo análises detalhadas, como é o caso do ECOSTRESS, que avalia a evapotranspiração e estresse hídrico da vegetação.

Além disso, o desenvolvimento e a integração de dados espaciais com modelos computacionais, como o InVEST, são cruciais para a criação de avaliações mais dinâmicas e robustas dos serviços ecossistêmicos (SE). Por exemplo, as mudanças na cobertura e uso da terra, detectadas por satélites de sensoriamento remoto como o Sentinel-2, podem ser inseridas nos modelos do InVEST para analisar seus impactos sobre a provisão de SE. Da mesma forma, dados de missões especializadas, como a GRACE-FO, que monitora a água subterrânea, podem ser integrados para refinar a quantificação da produção de água. Essa sinergia entre diferentes fontes de dados e os modelos do InVEST permite a avaliação do sequestro de carbono (com o apoio de dados do GEDI) e a qualidade do habitat, demonstrando como a colaboração entre tecnologias distintas cria uma ferramenta de análise poderosa e abrangente.

Serviços Ecossistêmicos em Bacias Hidrográficas e as ameaças

As bacias hidrográficas são sistemas geográficos complexos e heterogêneos, delimitados por divisores de água (divisores topográficos), onde toda a precipitação

flui para uma rede hierárquica, composta por rios, riachos e lagos até um ponto de saída (exutório), como um estuário ou o mar (Christofoletti, 1980). Nesses espaços, relações dinâmicas entre o escoamento superficial, a rede de drenagem e os processos erosivos moldam a paisagem e seu desenvolvimento geomorfológico (Wohl, 2020). Sua estrutura naturalmente hierárquica, formada pelas áreas de cabeceira a montante, o curso médio e as planícies aluviais a jusante, gera uma diversidade ecológica única (Vannote et al., 1980; Thorp et al., 2006). Cada segmento da bacia desenvolve características hidrológicas, geomorfológicas e ecológicas distintas, criando habitats especializados e interdependentes (Ward, 1989; Poole, 2002). Essa organização espacial, que abrange florestas, campos, áreas úmidas, nascentes, rios e zonas ripárias, forma mosaicos ecológicos complexos (Naiman & Décamps, 1997), base para uma vasta biodiversidade e uma rica oferta de serviços ecossistêmicos (SE), essenciais para a saúde humana, o desenvolvimento econômico e o equilíbrio ambiental (MEA 2005; IPBES, 2019).

As bacias hidrográficas e os ecossistemas associados fornecem uma ampla gama de SE essenciais (MEA 2005; IPBES, 2019). Entre eles, destacam-se o abastecimento de água potável, a regulação do ciclo hidrológico, a retenção de sedimentos (Vörösmarty et al., 2010) e a manutenção de habitats para a biodiversidade aquática (Darwall et al., 2018). Na categoria de provisão, esses sistemas oferecem água doce, recursos pesqueiros e matérias-primas, enquanto os serviços de regulação incluem o controle de enchentes, a depuração natural da água, o sequestro de carbono (tanto pela vegetação terrestre quanto pelos ambientes aquáticos) e a regulação microclimática (Costanza et al., 1997; Brauman et al., 2007). A cobertura vegetal, por exemplo, além de sequestrar carbono, estabiliza o solo, reduzindo a erosão e o assoreamento de corpos d'água (Trabucco et al., 2008). Como serviços de suporte, ocorrem a ciclagem de nutrientes, a filtragem natural de poluentes e a manutenção da biodiversidade (Daily, 1997; Palmer et al., 2004), incluindo a reprodução de espécies-chave para a segurança alimentar (FAO, 2018). Na dimensão cultural, as bacias proporcionam recreação, valores estéticos e significados espirituais (Chan et al., 2012; Díaz et al., 2019). Impactos sobre fenômenos ecológicos, como os rios voadores da Amazônia (fluxos atmosféricos de umidade que transportam vapor d'água da floresta para outras regiões da América do Sul, (Nobre et al., 2016)), ilustram como os SE de uma bacia influenciam ecossistemas a milhares de

quilômetros de distância. Assim, tanto os ecossistemas terrestres, quanto os aquáticos, em uma bacia atuam de forma integrada, garantindo funções críticas para o equilíbrio ambiental e o bem-estar humano (Rockström et al., 2009).

Essa complexidade funcional das bacias hidrográficas as torna sistemas ideais para o estudo SE (Bennett et al., 2009; IPBES, 2019), funcionando como unidades biogeofísicas completas onde processos hidrológicos, ecológicos e antrópicos interagem dinamicamente (Vörösmarty et al., 2010). Delimitadas naturalmente pelos divisores de águas, as bacias hidrográficas proporcionam um sistema integrado ideal para investigar as relações de causa e efeito entre o uso da terra nas áreas à montante, a saúde dos ecossistemas e os serviços ambientais produzidos nas regiões à jusante. Sua composição hierárquica; desde microbacias até grandes sistemas fluviais; permite avaliar padrões em múltiplas escalas, tanto espaciais (Allan, 2004; Wiens, 2002) quanto temporais de SE (Meybeck, 2003; Palmer et al., 2009). Sendo assim, são ambientes ideais para avaliar desde processos locais (como infiltração e produção de água) até efeitos regionais e globais (como a regulação climática) (Foley et al., 2005; Rockström et al., 2009). Essa abordagem via análises espaciais, permite avaliar que práticas como a alteração dos usos e cobertura da terra (Lambin et al., 2001; Foley et al., 2011) ou conservação dos ecossistemas (Daily et al., 2009; Strassburg et al., 2020) afetam serviços como regulação hídrica, qualidade da água, qualidade de habitat, dentre outros SE (Brauman et al., 2007; Keeler et al., 2012). Na dimensão temporal, os estudos em bacias hidrográficas permitem avaliar respostas a perturbações (como eventos climáticos extremos) (IPCC, 2021) e a eficácia de medidas de restauração (Suding et al., 2015).

A conversão da vegetação nativa para agricultura e pastagem tem intensificado drasticamente os impactos ambientais nas bacias hidrográficas, resultando em erosão do solo, aumento da turbidez da água (Montgomery, 2007; Borrelli et al., 2020), e severa redução da diversidade de habitats aquáticos (Barling & Moore, 1994; Hepp & Santos, 2009). Esse cenário é agravado pelas mudanças climáticas (IPCC, 2021), que amplificam eventos extremos como secas prolongadas e chuvas torrenciais (Marengo et al., 2017; IPCC, 2021), tornando o solo ainda mais vulnerável à degradação (Lal, 2015). Paralelamente, a entrada excessiva de nutrientes e poluentes (de origem agrícola e urbana) impulsiona a eutrofização acelerada e a degradação da qualidade da água (Smith et al., 1999; Carpenter et al., 2011), comprometendo diretamente a biodiversidade aquática e os SE associados. No Cerrado, por exemplo, o

desmatamento combinado com o aquecimento já resultou em uma redução de até 30% na vazão de rios cruciais para o abastecimento humano (Salmona et al et al., 2023).

Essa degradação (sistêmica e contínua) compromete severamente a capacidade das bacias hidrográficas de fornecerem seus SE vitais (Rockström et al., 2009; IPBES, 2019). O desmatamento de áreas de cabeceira (montante), por exemplo, diminui a infiltração e acelera o escoamento superficial, reduzindo a recarga de aquíferos e ampliando a erosão, quadro agravado pela crescente frequência de eventos climáticos extremos (Marengo et al., 2021; IPCC, 2021). Catástrofes recentes ilustram esses riscos de forma dramática, como podemos observar através dos desastres ambientais (com causas predominantemente climáticas). Como exemplos dessas catástrofes, observamos eventos como a seca extrema na Amazônia (2015-2016) (Jiménez-Muñoz et al., 2016; Espinoza et al., 2024), que afetou a navegação, a vida aquática e a saúde humana, revelando a vulnerabilidade do maior bioma tropical ao desequilíbrio hídrico (Castello et al., 2013). No sul do país, as enchentes recorrentes no Pampa brasileiro (2023-2024) (Pilar & Overbeck., 2024), intensificadas pela supressão da vegetação nativa e eventos climáticos extremos, evidenciam a falha dos sistemas naturais em conter inundações (Pilar & Overbeck., 2024). Os incêndios devastadores no Pantanal (2020 e outros anos), por sua vez, expõem a resiliência fragilizada do bioma a secas prolongadas e à ignição antrópica (Libonati et al., 2020), resultando em perda maciça de biodiversidade (Pivello et al., 2021) e comprometendo drasticamente os serviços de regulação hídrica e climática (Junk et al., 2013). Por fim, os deslizamentos de terra no litoral brasileiro (como em São Sebastião, 2023) (Moroz & Thieken, 2024), associados à ocupação irregular de encostas e chuvas torrenciais, ressaltam a perda dos SE de contenção e estabilidade do solo (Sidle & Ochiai, 2006).

Além das pressões climáticas, desastres socioambientais de origem antrópica revelam de forma dramática a fragilidade dos SE (MEA, 2005; IPBES, 2019). O rompimento da barragem de Fundão em Mariana (MG) em 2015, considerado um dos maiores crimes ambientais do Brasil (Fernandes et al., 2016; Carmo et al., 2017), exemplifica esse cenário, que causou perdas irreversíveis em múltiplos SE, desde a regulação hídrica (Gomes et al., 2017) até o suporte à biodiversidade (Azevedo-Santos et al., 2021). Seus impactos persistem quase uma década depois, incluindo o

desaparecimento de espécies endêmicas (Petesse et al., 2023) e a contaminação crônica dos solos (Coelho et al., 2020). De forma similar, a tragédia de Brumadinho (2019), também em Minas Gerais, reforça a vulnerabilidade de bacias hidrográficas a falhas estruturais causadas por negligência humana (Rotta et al., 2020; Lucchetta et al., 2024), resultando em mortes e extensa devastação ambiental, com comprometimento a longo prazo dos SE (Leopoldino et al., 2020). Outro exemplo, são as enchentes históricas no vale do Itajaí (2008 e 2023) (Dambrowski & Marenzi, 2023), que por sua vez, demonstram como a perda de SE de regulação hídrica, agravada diretamente pelo desmatamento da Mata Atlântica e a ocupação desordenada, e em conjunto com padrões climáticos alterados, pode culminar em tragédias socioambientais de grande escala (Ribeiro et al., 2009).

A preservação dos SE em bacias hidrográficas vem enfrentando os desafios do Antropoceno (Steffen et al., 2015). A conversão acelerada de ecossistemas naturais, com cerca de 20% das bacias brasileiras já tendo perdido mais da metade de sua vegetação nativa (MapBiomas, 2023), combinada à fragmentação hidrológica por barragens (Grill et al., 2019; Ferreira et al., 2022) e à poluição difusa (Ouyang et al., 2019), desencadeia sinais críticos de degradação. Essas pressões resultam em desequilíbrio e colapso da regulação hídrica (Collischonn et al., 2014), com aumento de eventos extremos em bacias degradadas (ANA, 2024), perda de resiliência ecológica (evidenciada pela ameaça a 60% das espécies de peixes de água doce, (Reis et al., 2016), e riscos para 25 milhões de brasileiros dependentes desses serviços (ANA, 2024). Nesse cenário, reconhecer e valorizar os SE das bacias hidrográficas é imperativo para guiar políticas públicas, práticas de manejo sustentável e estratégias de restauração ecológica (Brancalion et al., 2019). Desta forma, conservar os SE em bacias hidrográficas, equivale a proteger a infraestrutura natural que sustenta tanto a biodiversidade quanto a sociedade frente à crise ambiental global (Daily et al., 2009; IPBES, 2019).

Compreendendo os SE em amplas escalas espaciais: Bacias hidrográficas do bioma Pampa como modelo de avaliação

Entender os SE fornecidos pelos ecossistemas é crucial para a saúde do planeta e o bem-estar humano (MEA, 2005; Díaz et al., 2019). Embora esses benefícios sejam gerados em diversas escalas, é nas bacias hidrográficas que ocorre a interconexão de processos naturais, e onde esses processos se tornam mais evidentes (Fisher et

al., 2009; Vörösmarty et al., 2010). Essas unidades geográficas funcionam como laboratórios naturais (Wiens, 2002; Allan, 2004), onde a complexidade funcional e estrutural da paisagem se traduz em uma variedade de SE, tornando-as modelos ideais para estudos e avaliações em grandes escalas espaciais (Bennett et al., 2009; IPBES, 2019). Nesse sentido, a avaliação desses serviços em unidades de bacia hidrográfica torna-se particularmente relevante frente aos desafios de conservação enfrentados por biomas vitais e com alta vulnerabilidade, a exemplo do Pampa brasileiro (Pillar et al., 2009; Overbeck et al., 2015).

No contexto brasileiro, o bioma Pampa, localizado no extremo sul do país, surge como um estudo de caso de relevância ecológica. Caracterizado por extensas áreas de campos naturais, intercaladas por manchas de vegetação arbórea, áreas úmidas e rios (Boldrini, 2009; Andrade et al., 2019), o Pampa se destaca por sua alta biodiversidade e seu papel crucial na hidrografia regional (Overbeck et al., 2007; Carlucci et al., 2016). Apesar de sua importância ecológica, é um dos ecossistemas mais ameaçados e menos protegidos do Brasil, com apenas 0,4% de sua área total sob proteção legal (MMA, 2023; MapBiomas, 2023). Essa vulnerabilidade está diretamente ligada à intensa conversão de aproximadamente 48% de sua área para usos antrópicos, como agricultura intensiva, silvicultura (eucalipto e pinus) e pecuária extensiva (MapBiomas, 2023). Esse processo de degradação extensa tem resultado na fragmentação dos habitats, na perda irreversível de biodiversidade e na redução da provisão de serviços ecossistêmicos essenciais (e.g. como a regulação da qualidade e disponibilidade hídrica, a retenção de sedimentos e o armazenamento de carbono) (Oliveira et al., 2017; Luza et al., 2014).

A fragilidade do Pampa, impulsionada pelo uso e cobertura da terra, é intensificada pelos eventos climáticos extremos, resultando em catástrofes ambientais de crescentes e variados impactos (Marengo et al., 2021; PBMC, 2023). Períodos de seca prolongada, como os observados na região, comprometem ecossistemas aquáticos e a disponibilidade de água para usos múltiplos (Rockstroöm et al., 2009; Grill et al., 2019), enquanto enchentes, desencadeadas por chuvas torrenciais (como as de 2023-2024), causam erosão, deslizamentos de terra (Vörösmarty et al., 2010) e contribuem para a contaminação da água (Carpenter et al., 1998), sobrecarregando os sistemas de saneamento e favorecendo a proliferação de doenças (McMichael, 2013). Esses eventos extremos, que já comprometem os serviços de regulação

hídrica e estabilidade do solo, também impactam a capacidade natural de depuração da água e aumentam a vulnerabilidade das comunidades humanas (Brauman et al., 2007). Diante desse quadro, a urgência em compreender e intervir na dinâmica do Pampa se torna evidente, não apenas para a conservação da natureza, mas também para a salvaguarda da saúde pública e da segurança hídrica e alimentar na região (Pillar et al., 2009, Overbeck et al., 2022).

Avaliando os SE nas bacias hidrográficas do Pampa, ou seja, em uma escala espacial ampla, é possível identificar padrões e tendências que seriam invisíveis em análises fragmentadas em menores escalas. Essa abordagem integrada revela como as alterações em um ponto da bacia, como o desmatamento nas cabeceiras ou a expansão agrícola no médio curso, podem gerar impactos em cascata (Allan, 2004; Vörösmarty et al., 2010), afetando a disponibilidade de água, a ocorrência de enchentes ou a resiliência de ecossistemas a jusante (Tucci, 2008; Rolo et al., 2021). Nesse sentido, mapeamentos e identificações de SE em bacias hidrográficas do Pampa, são fundamentais para compreender a oferta e a sobreposição desses serviços em diferentes cenários e auxiliar na tomada de decisões sustentáveis (Bennett et al., 2009; IPBES, 2019). A análise espacial da distribuição dos SE e a identificação de "hotspots" de múltiplos serviços ecossistêmicos são, inclusive, ferramentas cruciais para otimizar a gestão das áreas protegidas do bioma, como demonstrado em estudos recentes (Silva et al., 2024).

A compreensão dos SE em amplas escalas espaciais nas bacias do Pampa contribui não só para aprimorar nosso conhecimento ecológico, mas também para oferecer ferramentas valiosas à gestão ambiental. Ao reconhecer a bacia como uma unidade funcional para o planejamento e a tomada de decisões, é possível desenvolver políticas públicas mais eficazes (Bennett et al., 2009; IPBES, 2019), promover práticas de manejo sustentável e implementar estratégias de restauração ecológica que considerem as relações ecológicas e a multifuncionalidade dos ecossistemas (Brancalion et al., 2019). Os pontos aqui levantados são fundamentais para garantir que os benefícios que essas bacias nos proporcionam continuem a fluir para as comunidades locais e para o equilíbrio ambiental em um cenário de crescentes pressões antrópicas e climáticas. Assim, o estudo das bacias hidrográficas do Pampa não só aprofunda nossa compreensão científica, mas também abre caminho para um futuro mais sustentável, onde a conservação seja uma prioridade inquestionável para este bioma tão ameaçado.

Estratégias de Conservação Baseadas em Serviços Ecossistêmicos

A crescente pressão antrópica sobre os ecossistemas exige uma reavaliação das abordagens de conservação (Mace, 2014; IPBES, 2019). Tradicionalmente, essas abordagens estão centradas na proteção da biodiversidade, e desta forma, tornam-se muitas vezes insuficientes para conter a acelerada degradação ambiental e assegurar o fornecimento contínuo dos SE (Díaz et al., 2019). Nesse cenário, estratégias de conservação baseadas em SE surgem como uma solução robusta e multifuncional (Daily et al., 2009; Bennett et al., 2015). Ao invés de focar apenas em espécies ou áreas isoladas, essa abordagem propõe a identificação, mapeamento e valoração dos benefícios que os ecossistemas saudáveis oferecem, orientando a gestão para a manutenção da funcionalidade dos sistemas naturais (Costanza et al., 2017).

Abordagens de conservação voltadas para os SE propõem uma mudança de paradigma (Daily et al., 2009; Mace, 2014), com foco voltado para a manutenção da funcionalidade e integridade ecossistêmica em escalas espaciais mais abrangentes, como as bacias hidrográficas (Bennett et al., 2015; IPBES, 2019). Ela implica na identificação, mapeamento e valoração dos múltiplos benefícios que os ecossistemas oferecem (Burkhard et al., 2012). Essa perspectiva fundamenta o desenvolvimento de políticas ambientais mais eficazes, a implementação de práticas de manejo sustentável no uso da terra e a otimização da criação e gestão de Áreas Protegidas (APs) (Naidoo et al., 2008; Watson et al., 2014). Em relação às APs, a priorização de hotspots de serviços ecossistêmicos (regiões que concentram a provisão de múltiplos benefícios e alta biodiversidade (Schröter & Remme, 2016; Orsi et al., 2020)) permite direcionar os esforços de conservação para áreas de maior eficiência, garantindo a resiliência e a multifuncionalidade dos ecossistemas (Burkhard et al., 2014; Schröter et al., 2016).

A integração da abordagem dos SE é fundamental para o desenvolvimento de instrumentos legais e econômicos voltados para questões ambientais (Daily et al., 2009; Farley & Costanza, 2010). No Brasil, a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA), instituída pela Lei nº 14.119/2021, é um marco fundamental, pois visa incentivar proprietários rurais e comunidades a manter ou restaurar ecossistemas que geram benefícios ambientais para a sociedade (Ruggiero et al., 2019). Outro exemplo é o Programa Produtor de Água, da Agência Nacional de

Águas (ANA), que remunera produtores rurais por ações de conservação que contribuem para a conservação hídrica nas bacias hidrográficas (Pagiola et al., 2013). Iniciativas de conservação em biomas, como o Programa de Proteção Ambiental e Uso Sustentável do Pampa (PPPampa), também ilustram a aplicação de políticas que visam o equilíbrio entre o desenvolvimento socioeconômico e a sustentabilidade ambiental (Overbeck et al., 2015). Outro mecanismo de conservação de SE, é a Cota de Reserva Ambiental (CRA), prevista no Código Florestal, também busca a valorização da manutenção da vegetação nativa no mercado (Soares-Filho et al., 2014). Além dessas estratégias, a implementação de comitês e planos de bacias hidrográficas, zoneamentos ecológico-econômicos e programas de desenvolvimento de sistemas agroflorestais e silvipastoris são exemplos de gestão dos usos da terra que integram a funcionalidade dos ecossistemas na matriz produtiva, buscando um equilíbrio entre produção e conservação.

O avanço e a aplicação de tecnologias e técnicas de modelagem ecológica são essenciais para viabilizar dados que embasam as tomadas de decisões (Tallis & Polasky, 2009; IPBES, 2019). Ferramentas computacionais (e.g. InVEST, R, TauDEM, Marxan), tornaram-se indispensáveis para quantificar, mapear e prever a oferta de SE sob diferentes cenários de uso da terra e mudanças climáticas (Sharp et al., 2020). Essas tecnologias fornecem informações robustas que subsidiam o planejamento territorial e a gestão de recursos naturais, traduzindo a complexidade dos processos ecológicos em informações acessíveis para gestores formuladores de políticas públicas (Guerry et al., 2015; Burkhard et al., 2017). Exemplo disso é a modelagem ecológica de SE como produção de água, polinização ou regulação do clima, que permite que as estratégias de conservação, incluindo a expansão de redes de APs ou a alocação de recursos de PSA, sejam espacialmente explícitas e eficientes (Nelson et al., 2009; Chaplin-Kramer et al., 2019).

No entanto, a transição para uma conservação baseada em SE e a implementação bem-sucedida de políticas públicas e práticas sustentáveis dependem não apenas de avanços técnicos e regulatórios, mas fundamentalmente do desenvolvimento de um pensamento conservacionista na sociedade e de uma consciência ecológica coletiva (Mace, 2014; Díaz et al., 2019). É necessário que a sociedade compreenda que a degradação ambiental não afeta apenas a natureza intrínseca, mas impacta diretamente a sua qualidade de vida e segurança humana (Rockström et al., 2009). O reconhecimento do capital natural como um ativo

insubstituível, essencial para o bem-estar humano e o desenvolvimento econômico, mobiliza a adesão pública e o engajamento em iniciativas de conservação (Costanza et al., 2014; Bennett et al., 2015). Assim, ao integrar o conhecimento científico, a inovação tecnológica e o engajamento social, as estratégias de conservação baseadas em SE oferecem um caminho promissor para assegurar um futuro onde a saúde do planeta e as necessidades humanas coexistam em equilíbrio (Daily et al., 2009).

Objetivos da Tese

Alinhada à necessidade de ampliar a compreensão e conservação dos SE, a presente tese tem como objetivo principal investigar os padrões espaciais de SE (distribuição de hotspots de SE) em bacias hidrográficas do bioma Pampa, a fim de subsidiar estratégias de conservação baseadas em evidências.

Especificamente, essa tese busca:

- Identificar e analisar a distribuição espacial de hotspots de múltiplos SE na porção brasileira do bioma Pampa
- Avaliar a eficiência das APs na conservação dos múltiplos SE, considerando diferentes categorias de unidades de conservação (Proteção Integral e Uso Sustentável).
- Propor estratégias de gestão ambiental fundamentadas nos resultados obtidos, que integrem a conservação dos SE às políticas públicas e ao planejamento territorial.

A tese está organizada em dois capítulos:

Capítulo 1: "Mapping and Identification of Ecosystem Services Hotspots in the Brazilian Pampa Biome" – Apresenta o mapeamento e identificação dos hotspots de serviços ecossistêmicos no bioma Pampa, destacando áreas com alta provisão de múltiplos serviços (Publicado na Environmental Management, Doi: 10.1007/s00267-024-02069-y).

Capítulo 2: "Protected Areas Efficiency in Conservation of Ecosystem Services in Brazilian Pampa" – Avalia a eficiência das Áreas Protegidas na conservação dos serviços ecossistêmicos, analisando a sobreposição entre hotspots de serviços

ecossistêmicos e as áreas protegidas existentes (Submetido à Ecosystem Services, Under Review: ECOSER-D-25-00341).

Referências Bibliográficas

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Caderno de Capacitação em Recursos Hídricos: Volume 1 – Gestão Integrada de Recursos Hídricos. Brasília: ANA, 2017.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: relatório pleno de 2022. Brasília: ANA, 2022.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Plano Nacional de Recursos Hídricos 2022-2040. Brasília: ANA, 2022.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Impacto da Mudança Climática nos Recursos Hídricos no Brasil. Brasília: ANA, 2024.
- ALLAN, J. David. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 35, p. 257-284, dez. 2004. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122.
- AZEVEDO-SANTOS, V. M. et al. Negative impacts of mining on Brazilian freshwater fishes. *Neotropical Ichthyology*, v. 19, n. 3, e210001, 2021. DOI: 10.1590/1982-0224-2021-0001.
- BARBOSA, C. C. A.; ATKINSON, P. M.; DEARING, J. A. Remote sensing of ecosystem services: A systematic review. *Ecological Indicators*, v. 52, p. 430-443, maio 2015. DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.01.007.
- BARLING, R. D.; MOORE, I. D. Role of buffer strips in management of waterway pollution: A review. *Environmental Management*, v. 18, n. 4, p. 543-558, 1994. DOI: 10.1007/BF02400858.
- BARROW, Mark V. *Nature's Ghosts: Confronting Extinction from the Age of Jefferson to the Age of Ecology*. Chicago: University of Chicago Press, 2009. 497 p.
- BENNETT, E. M. et al. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, v. 12, n. 12, p. 1394-1404, 2009. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x.
- BENNETT, E. M. et al. Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 14, p. 76-85, jun. 2015. DOI: 10.1016/j.cosust.2015.03.007.

- BOLDRINI, I. I. Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade. In: PILLAR, V. D.; MÜLLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S.; JACQUES, A. V. A. (Org.). Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade. Brasília: MMA, 2009.
- BORRELLI, P. et al. Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 117, n. 36, p. 21994-22001, 2020. DOI: 10.1073/pnas.2001403117.
- BPBES. Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. 1º Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. 2018.
- BRAUMAN, K. A. et al. The nature and value of ecosystem services: An overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 32, p. 67-98, 2007. DOI: 10.1146/annurev.energy.32.031306.102758.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. *Science Advances*, v. 5, n. 7, eaav3223, 2019. DOI: 10.1126/sciadv.aav3223.
- BURKHARD, B. et al. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, v. 21, p. 17-29, out. 2012. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.06.019.
- BURKHARD, B. et al. Ecosystem service potentials, flows and demands - concepts for spatial localisation, indication and quantification. *Landscape Online*, v. 34, p. 1-32, 2014. DOI: 10.3097/LO.201434.
- BURKHARD, B.; MAES, J. (Eds.). *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, 2017. 374 p.
- CARLUCCI, M. B. et al. Forests, shrublands and grasslands in southern Brazil are neglected and have specific needs for their conservation. Reply to Overbeck et al. *Natureza & Conservação*, v. 14, p. 152-157, 2016. DOI: 10.1016/j.ncon.2016.08.001.
- CARPENTER, S. R. et al. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, v. 8, n. 3, p. 559-568, 1998. DOI: 10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2.
- CARPENTER, S. R. et al. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 106, n. 5, p. 1305-1312, 2009. DOI: 10.1073/pnas.0808772106.

- CARPENTER, S. R. et al. Early warnings of regime shifts: a whole-ecosystem experiment. *Science*, v. 332, n. 6033, p. 1079-1082, 2011. DOI: 10.1126/science.1203672.
- CARMO, F. F. et al. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 15, n. 3, p. 145-151, 2017. DOI: 10.1016/j.pecon.2017.06.002.
- CASTELLO, L. et al. Vulnerability of Amazonian freshwater ecosystems to climate change. *BioScience*, v. 73, n. 3, p. 191-209, 2023. DOI: 10.1111/conl.12008.
- CHAN, K. M. A. et al. Where are cultural and social in ecosystem services? A framework for constructive engagement. *BioScience*, v. 62, n. 8, p. 744-756, 2012. DOI: 10.1525/bio.2012.62.8.7.
- CHAPLIN-KRAMER, R. et al. Global modeling of nature's contributions to people. *Science*, v. 366, n. 6462, p. 255-258, 11 out. 2019. DOI: 10.1126/science.aaw3372.
- CHRISTOFOLETTI, A. *Geomorfologia*. 2. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1980.
- CLARKE, Ben; BARNES, Clair; RODRIGUES, Regina; ZACHARIAH, Mariam; ALVES, Lincoln Muniz; HAARSMA, Rein; PINTO, Izidine; YANG, Wenchang; VAHLBERG, Maja; VECCHI, Gabriel; IZQUIERDO, Karina; KIMUTAI, Joyce; OTTO, Friederike E. L. Climate change, El Niño and infrastructure failures behind massive floods in southern Brazil. Imperial College London, 3 jun. 2024.
- COELHO, D. G. et al. Evaluation of Metals in Soil and Tissues of Economic-Interest Plants Grown in Sites Affected by the Fundão Dam Failure in Mariana, Brazil. *Integrated Environmental Assessment and Management*, v. 16, n. 5, p. 596-607, 2020. DOI: 10.1002/ieam.4253.
- COLLISCHONN, W. et al. The exceptional hydrological disaster of April-May 2024 in southern Brazil. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, v. 30, e1, 2025. DOI: 10.1590/2318-0331.302520240119.
- COSTA, L. C. O.; FISHER, S. R.; CUNHA, A. P. M. A. Uso do sensoriamento remoto para avaliação de seca em áreas agrícolas de pequena escala: estudo de caso da seca na região central do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 33, p. 16796, 2023. DOI: 10.55761/abclima.v33i19.1679.
- COSTANZA, Robert et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, p. 253-260, 1997.

- COSTANZA, Robert et al. Changes in the Global Value of Ecosystem Services. *Global Environmental Change*, v. 26, p. 152-158, 2014. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002.
- CUNHA, E. R. et al. Assessment of current and future land use/cover changes in soil erosion in the Rio da Prata basin (Brazil). *Science of the Total Environment*, v. 818, 151811, 20 abr. 2022. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.151811.
- D'ODORICO, P. et al. The global value of water in agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America (PNAS)*, v. 117, n. 36, p. 21985-21993, 2020. DOI: 10.1073/pnas.2005835117.
- DAILY, G. C. (Ed.). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington, DC: Island Press, 1997. 392 p.
- DAILY, G. C. et al. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 7, n. 1, p. 21-28, 2009. DOI: 10.1890/080025.
- DAMBROWSKI, V.; MARENZI, R. C. Análise da ecologia da paisagem da bacia hidrográfica do Rio Itajaí, SC, Brasil. *Revista do Departamento de Geografia*, v. 36, 2023. DOI: 10.11606/eISSN.2236-2878.rdg.2023.202870.
- DARWALL, W. et al. The Alliance for Freshwater Life: A global call to unite efforts for freshwater biodiversity conservation. *Aquatic Conservation*, v. 28, n. 4, p. 1015-1022, 2018. DOI: 10.1002/aqc.2958.
- DEFRIES, R. S. et al. Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 2, n. 5, p. 249-257, 2004. DOI: 10.1890/1540-9295(2004)002[0249:LCBHNA]2.0.CO;2.
- DÍAZ, S. et al. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biology*, v. 4, n. 8, p. e277, 2006. DOI: 10.1371/journal.pbio.0040277.
- DÍAZ, S. et al. The IPBES Conceptual Framework – Connecting Nature and People. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 14, p. 1-16, 2015. DOI: 10.1016/j.cosust.2014.11.002.
- DÍAZ, S. et al. Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science*, v. 366, n. 6471, p. eaax3100, 2019. DOI: 10.1126/science.aax3100.
- EHRLICH, Paul R.; EHRLICH, Anne H. *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. 1st ed. New York: Random House, 1981. 305 p.

- EHRLICH, Paul R.; WILSON, Edward O. Biodiversity Studies: Science and Policy. *Science*, v. 253, n. 5021, p. 758-762, 1991. DOI: 10.1126/science.253.5021.758.
- ELLIS, E. C. et al. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography*, v. 19, n. 5, p. 589-606, 2021. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x.
- ELLISON, D.; FUTTER, M. N.; BISHOP, K. On the forest cover–water yield debate: from demand- to supply-side thinking. *Global Change Biology*, v. 18, n. 3, p. 806-820, 2012. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2011.02589.x.
- ESPINOZA, J. C. et al. The new record of drought and warmth in the Amazon in 2023 related to regional and global climatic features. *Scientific Reports*, v. 14, 8107, 2024. DOI: 10.1038/s41598-024-58782-5.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 34, p. 487-515, 2003. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.
- FAMIGLIETTI, J. S. The global groundwater crisis. *Nature Climate Change*, v. 4, n. 11, p. 945-948, 2014. DOI: 10.1038/nclimate2425.
- FAO. The State of World Fisheries and Aquaculture 2018. Rome: FAO, 2018.
- FARLEY, J.; COSTANZA, R. Payments for ecosystem services: From local to global. *Ecological Economics*, v. 69, n. 11, p. 2060-2068, 15 set. 2010. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2010.06.010.
- FERNANDES, G. W. et al. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. *Natureza & Conservação*, v. 14, n. 2, p. 35-45, 2016. DOI: 10.1016/j.ncon.2016.10.003.
- FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, v. 68, n. 3, p. 643-653, 15 jan. 2009. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2008.09.014.
- FOLEY, J. A. et al. Global consequences of land use. *Science*, v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005. DOI: 10.1126/science.1111772.
- FOLEY, J. A. et al. Solutions for a cultivated planet. *Nature*, v. 478, p. 337-342, 2011. DOI: 10.1038/nature10452.
- GIBBS, H. K. et al. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 107, n. 38, p. 16732-16737, 2010. DOI: 10.1073/pnas.0910275107.

- GÓMEZ-BAGGETHUN, Erik; DE GROOT, Rudolf; LOMAS, Pedro L.; MONTES, Carlos. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, v. 69, n. 6, p. 1209-1218, 2010. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2009.11.007.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, Erik; RUIZ-PÉREZ, Manuel. Economic valuation and the commodification of ecosystem services. *Progress in Physical Geography*, v. 35, n. 5, p. 613-628, 2011. DOI: 10.1177/0309133311421708.
- GOMES, L. E. O. et al. The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 120, n. 1-2, p. 28-36, 2017. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.04.056.
- GRILL, G. et al. Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature*, v. 569, p. 215-221, 2019. DOI: 10.1038/s41586-019-1111-9.
- GROOT, Rudolf S. et al. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, v. 1, n. 1, p. 50-61, 2012. DOI: 10.1016/j.ecoser.2012.07.005.
- GUERRY, A. D. et al. Natural capital and ecosystem services informing decisions: From promise to practice. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 112, n. 24, p. 7348-7355, 15 jun. 2015. DOI: 10.1073/pnas.1503751112.
- HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, v. 1, n. 2, e1500052, 2015. DOI: 10.1126/sciadv.1500052.
- HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, 2013.
- HANSEN, M. C. et al. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, v. 342, n. 6160, p. 850-853, 2013. DOI: 10.1126/science.1244693.
- HEPP, L. U.; SANTOS, S. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 157, p. 305-318, 2009. DOI: 10.1007/s10661-008-0536-7.
- HOU, D.; JIA, X.; WANG, L.; MCGRATH, S. P.; ZHU, Y.-G.; HU, Q.; ZHAO, F.-J.; BANK, M. S.; O'CONNOR, D.; NRIAGU, J. Global soil pollution by toxic metals threatens agriculture and human health. *Science*, v. 388, n. 6744, p. 316-321, 2025. DOI: 10.1126/science.adr5214.

- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Climate change widespread, rapid, and intensifying – IPCC. Press Release, 2021.
- IPBES (PLATAFORMA INTERGOVERNAMENTAL SOBRE BIODIVERSIDADE E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS). Relatório de Avaliação Global sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. Bonn, Alemanha: IPBES, 2019. 1.124 p. DOI: 10.5281/zenodo.3831673.
- JARAMILLO, F.; DESTOUNI, G. Local flow regulation and irrigation raise global human water consumption and footprint. *Science*, v. 350, n. 6265, p. 1248-1251, 2015. DOI: 10.1126/science.aad1010.
- JIMÉNEZ-MUÑOZ, J. C. et al. Record-breaking warming and extreme drought in the Amazon rainforest during the course of El Niño 2015-2016. *Scientific Reports*, v. 6, 33130, 2016. DOI: 10.1038/srep33130.
- JUNK, W. J. et al. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation*, v. 24, n. 1, p. 5-22, 2014. DOI: 10.1002/aqc.2386.
- KEELER, B. L. et al. Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 109, n. 45, p. 18619-18624, 2012. DOI: 10.1073/pnas.1215991109.
- KULMAN, D.; REIS, J. T.; SOUZA, A. C. C.; PIRES, C. A. F.; SAUSEN, T. M. Ocorrência de estiagem no Rio Grande do Sul no período de 1981 a 2011. *Ciência e Natura*, v. 36, n. 3, p. 441-449, set./dez. 2014. DOI: 10.5902/2179460X13205.
- LAL, R. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustainability*, v. 7, n. 5, p. 5875-5895, 2015. DOI: 10.3390/su7055875.
- LAMBIN, E. F. et al. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, v. 11, n. 4, p. 261-269, 2001. DOI: 10.1016/S0959-3780(01)00007-3.
- LANDRIGAN, P. J. et al. The Lancet Commission on pollution and health. *The Lancet*, v. 391, n. 10119, p. 462-512, 3 fev. 2018. DOI: 10.1016/S0140-6736(17)32345-0.
- LEOPOLD, Aldo. *A Sand County Almanac: And Sketches Here and There*. New York: Oxford University Press, 1949. 226 p.
- LEOPOLDINO, J. C.; ANJOS, C. S.; SIMÕES, D. P.; FERNANDES, L. F. R. Spatial and temporal analysis of the collapse of the tailings dam in Brumadinho, Brazil.

- Revista Agrogeoambiental, Pouso Alegre, v. 12, n. 3, set. 2020. DOI: 10.18406/2316-1817v12n320201483.
- LIBONATI, R. et al. Rescue Brazil's burning Pantanal wetlands. *Nature*, v. 588, p. 217-219, 2021. DOI: 10.1038/d41586-020-03464-1.
- LOWE, W. H.; LIKENS, G. E. Moving Headwater Streams to the Head of the Class. *BioScience*, v. 55, n. 3, p. 196-197, 2005. DOI: 10.1641/0006-3568(2005)055[0196:MHSTTH]2.0.CO;2.
- LOWENTHAL, David. *George Perkins Marsh: Prophet of Conservation*. Seattle: University of Washington Press, 2000. 640 p.
- LUCCHETTA, B. C.; WATANABE, F. S. Y.; OLIVEIRA, F. S. Evaluation of OLI Landsat-8 images based on spectral indices in detecting areas affected by mining tailings mud: a case study of the Brumadinho dam rupture, Brazil. *Bulletin of Geodetic Sciences*, [S. l.], v. 30, n. 1, e20240013, 2024. DOI: 10.1590/s1982-21702024000100013.
- MACE, G. M.; NORRIS, K.; FITTER, A. H. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 27, n. 1, p. 19-26, 2012.
- MACE, G. M. Whose conservation? Changes in the perception and goals of nature conservation require a solid scientific basis. *Science*, v. 345, n. 6204, p. 1558-1560, 2014. DOI: 10.1126/science.1254704.
- MAES, J. et al. *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020*. Publications Office of the European Union, 2018.
- MAPBIOMAS. *Coleção 7.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil*. 2023.
- MAPBIOMAS. *Relatório Anual do Desmatamento no Brasil (2023)*. MapBiomias Alerta, 2023. Disponível em: <https://alerta.mapbiomas.org>.
- MARENGO, J. A. et al. Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 90, n. 2, p. 1973-1985, 2017. DOI: 10.1590/0001-3765201720170206.
- MARENGO, J. A. et al. Extreme drought in the Brazilian Pantanal in 2019-2020: characterization, causes, and impacts. *Frontiers in Water*, v. 3, 639204, 2021. DOI: 10.3389/frwa.2021.639204.

- MARSH, George Perkins. *Man and Nature; or, Physical Geography as Modified by Human Action*. New York: Charles Scribner, 1864. 577 p.
- MATEJ, S. et al. Accelerated ecosystem reshaping in the Anthropocene: unprecedented global change trajectories. *Nature Ecology & Evolution*, v. 9, p. 1-15, 2025.
- MEA (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington: Island Press, 2005. 155 p.
- MEADOWS, Donella H. et al. *The Limits to Growth*. New York: Universe Books, 1972. 205 p.
- MEYBECK, M. Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocene syndromes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, v. 358, n. 1440, p. 1935-1955, 2003. DOI: 10.1098/rstb.2003.1379.
- MONTGOMERY, D. R. Soil erosion and agricultural sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 104, n. 33, p. 13268-13272, 2007. DOI: 10.1073/pnas.0611508104.
- MOONEY, Harold A.; EHRLICH, Paul R. *Ecosystem Services: A Fragmentary History*. In: DAILY, G. (Ed.). *Nature's Services*. Washington: Island Press, 1997. p. 11-19.
- MOROZ, C. B.; THIEKEN, A. H. Urban growth and spatial segregation increase disaster risk: lessons learned from the 2023 disaster on the North Coast of São Paulo, Brazil. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, v. 24, p. 3299-3315, 2024. DOI: 10.5194/nhess-24-3299-2024.
- NAIDOO, R. et al. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 105, n. 28, p. 9495-9500, 15 jul. 2008. DOI: 10.1073/pnas.0707823105.
- NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 28, p. 621-658, 1997. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621.
- NARAYANAN, A. et al. Riverine sediment response to deforestation in the Amazon Basin. *Earth Surface Dynamics*, v. 12, p. 581-601, 2024. DOI: 10.5194/esurf-12-581-2024.
- NESSHÖVER, C. et al. The science, policy and practice of nature-based solutions: An interdisciplinary perspective. *Science of the Total Environment*, v. 579, p. 1215-1227, 2017. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.11.106.

- NEWBOLD, T.; BENTLEY, L. F.; HILL, S. L. L.; EDGAR, M. J.; HORTON, M.; SU, G.; ŞEKERCİOĞLU, Ç. H.; COLLEN, B.; PURVIS, A. Global effects of land use on biodiversity differ among functional groups. *Functional Ecology*, v. 34, n. 3, p. 684-693, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13500>.
- NOBRE, C. A. et al. Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a new development paradigm. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 113, n. 39, p. 10759-10768, 27 set. 2016. DOI: 10.1073/pnas.1605516113.
- OLIVEIRA, T. E. et al. Agricultural land use change in the Brazilian Pampa Biome: the reduction of natural grasslands. *Land Use Policy*, v. 63, p. 394-400, 2017. DOI: 10.1016/j.landusepol.2017.02.010.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). Transformando nosso mundo: a Agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável. Nova York: ONU, 2015. 41 p.
- ORSI, F. et al. Mapping hotspots and bundles of forest ecosystem services across the European Union. *Land Use Policy*, v. 99, 104840, 2020. DOI: 10.1016/j.landusepol.2020.104840.
- OSBORN, Fairfield. *Our Plundered Planet*. Boston: Little, Brown and Company, 1948. 217 p.
- OUYANG, W. et al. Watershed diffuse pollution dynamics and response to land development assessment with riverine sediments. *Science of The Total Environment*, v. 659, p. 283-292, 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.12.367.
- OVERBECK, G. E. et al. Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, v. 9, n. 2-3, p. 101-116, 2007. DOI: 10.1016/j.ppees.2007.07.005.
- OVERBECK, G. E. et al. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Diversity and Distributions*, v. 21, n. 12, p. 1455-1460, 2015. DOI: 10.1111/ddi.12380.
- PAGIOLA, S.; VON GLEHN, H. C.; TAFFARELLO, D. Brazil's Experience with Payments for Environmental Services. PES Learning Paper, n. 2013-1, Washington, DC: World Bank, 2013.
- PALMER, M. A. et al. Ecology for a crowded planet. *Science*, v. 304, n. 5675, p. 1251-1252, 2004. DOI: 10.1126/science.1095780.

- PASCUAL, U. et al. Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 26-27, p. 7-16, 2017. DOI: 10.1016/j.cosust.2016.12.006.
- PBMC (Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas). Base científica das mudanças climáticas. 2012.
- PBMC. Relatório Especial sobre Extremos Climáticos no Brasil. Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas, 2023.
- PESCHE, Denis; MÉRAL, Philippe; HRABANSKI, Marie; BONNIN, Marie. Services écosystémiques et paiements pour services environnementaux: les deux faces d'une même logique? Document de travail Serena, n. 2011-01, p. 1-27, 2011.
- PETESSE, M. L.; POMARO, S. B.; CAMPANHA, P. M. G. C. Are fish assemblages recovering after the huge disaster of mining tailing dam collapse in Mariana (Brazil-MG)? *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 195, n. 1263, 2023. DOI: 10.1007/s10661-023-11883-6 .
- PILLAR, V. D.; MÜLLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S.; JACQUES, A. V. A. (Org.). Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade. Brasília: MMA, 2009.
- PILLAR, V. D.; OVERBECK, G. E. Learning from a climate disaster: The catastrophic floods in southern Brazil. *Science*, v. 385, n. 6713, 2024. DOI: 10.1126/science.adr8356.
- PIVELLO, V. R. et al. Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 19, n. 3, p. 233-255, 2021. DOI: 10.1016/j.pecon.2021.06.005.
- POOLE, G. C. Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwater Biology*, v. 47, n. 4, p. 641-660, 2002. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2002.00922.x.
- REIS, R. E. et al. Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of Fish Biology*, v. 89, n. 1, p. 12-47, 2016. DOI: 10.1111/jfb.13016.
- RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, DOI: 10.1016/j.biocon.2009.02.021.
- RODRIGUEZ-ITURBE, I.; MUNEEPEERAKUL, R.; BERTUZZO, E.; LEVIN, S. A.; RINALDO, A. River networks as ecological corridors: A complex systems perspective for integrating hydrologic, geomorphologic, and ecologic dynamics.

- Water Resources Research, v. 45, n. 1, p. W01413, 2009. DOI: 10.1029/2008WR0071.
- ROLO, D. A. M. O.; GALLARDO, A. L. C. F.; RIBEIRO, A. P.; SIQUEIRA-GAY, J. Local Society Perception on Ecosystem Services as an Adaptation Strategy in Urban Stream Recovery Programs in the City of São Paulo, Brazil. *Environmental Management*, v. 68, p. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-021-01471-0>.
- ROME, Adam. "Nature Wars, Culture Wars": Inventing Environmental History. *Environmental History*, v. 8, n. 3, p. 432-453, 2003.
- ROCKSTRÖM, J. et al. A safe operating space for humanity. *Nature*, v. 461, p. 472-475, 2009. DOI: 10.1038/461472a.
- ROCKSTRÖM, J. et al. Safe and just Earth system boundaries. *Nature*, v. 619, p. 102-111, 2023. DOI: 10.1038/s41586-023-06083-8.
- ROTTA, L. H. S. et al. The 2019 Brumadinho tailings dam collapse: Possible cause and impacts of the worst human and environmental disaster in Brazil. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, v. 90, 102119, 2020. DOI: 10.1016/j.jag.2020.102119.
- SAGAR, R.; DEVY, M. S. The Impact of Anthropogenic Disturbance to the Canopy Microclimate of Tropical Forests in the Southern Western Ghats, India. *Frontiers in Forests and Global Change*, v. 5, p. 734448, 2022. DOI: 10.3389/ffgc.2022.734448.
- SALMONA, et al. A worrying future for river flows in the Brazilian Cerrado provoked by land use and climate changes. *Sustainability, Basel*, v. 15, n. 5, p. 4251, 2023. DOI: 10.3390/su15054251.
- SAY, Jean-Baptiste. *Cours complet d'économie politique pratique*. Paris: Rapilly, 1829. 3 vol.
- SCEP (STUDY OF CRITICAL ENVIRONMENTAL PROBLEMS). *Man's Impact on the Global Environment: Assessment and Recommendations for Action*. Cambridge: MIT Press, 1970. 319 p.
- SCHRÖTER, Matthias et al. Ecosystem Services as a Contested Concept: A Synthesis of Critique and Counter-Arguments. *Conservation Letters*, v. 11, n. 4, 2014. DOI: 10.1111/conl.12091.

- SCHRÖTER, M.; REMME, R. P. Spatial prioritisation for conserving ecosystem services: comparing hotspots with heuristic optimization. *Landscape Ecology*, v. 31, n. 2, p. 431-450, 2016. DOI: 10.1007/s10980-015-0258-5.
- SHARP, R. et al. InVEST 3.10.0 User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, 2020.
- SIDLE, R. C.; OCHIAI, H. Landslides: Processes, Prediction, and Land Use. Washington: American Geophysical Union, 2006. DOI: 10.1029/WM018.
- SILVA, C. F. M. et al. Mapping and Identification of Ecosystem Services Hotspots in the Brazilian Pampa Biome. *Environmental Management*, 2024. DOI: 10.1007/s00267-024-02069-y.
- SMITH, V. H. et al. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, v. 100, n. 1-3, p. 179-196, 1999. DOI: 10.1016/S0269-7491(99)00091-3.
- SOARES-FILHO, B. et al. Cracking Brazil's Forest Code. *Science*, v. 344, n. 6182, p. 363-364, 25 abr. 2014. DOI: 10.1126/science.1246663.
- SOININEN, N. et al. Using spatial data to support the assessment and mapping of ecosystem services: Current trends and challenges. *Ecological Indicators*, v. 55, p. 1-12, 2015.
- STEFFEN, W. et al. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, v. 347, n. 6223, 1259855, 2015. DOI: 10.1126/science.1259855.
- STRASSBURG, B. B. N. et al. Global priority areas for ecosystem restoration. *Nature*, v. 586, p. 724-729, 2020. DOI: 10.1038/s41586-020-2784-9.
- SUDING, K. et al. Committing to ecological restoration. *Science*, v. 348, n. 6235, p. 638-640, 2015. DOI: 10.1126/science.aaa4216.
- TALLIS, H.; POLASKY, S. Mapping and Valuing Ecosystem Services as an Approach for Conservation and Natural-Resource Management. *Annals of the New York Academy of Sciences*, v. 1162, n. 1, p. 265-283, 21 abr. 2009. DOI: 10.1111/j.1749-6632.2009.04152.x.
- TENGÖ, M. et al. Weaving knowledge systems in IPBES, CBD and beyond - lessons learned for sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 26-27, p. 17-25, 2017.
- THORP, J. H. et al. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Applications*, v. 22, n. 2, p. 123-147, 2006. DOI: 10.1002/rra.901.

- TRABUCCO, A. et al. Global Forest Resources Assessment 2005. FAO Forestry Paper, n. 147, 2008.
- TUCKER, M. A. et al. Moving in the Anthropocene: Global reductions in terrestrial mammalian movements. *Science*, v. 359, n. 6374, p. 466-469, 2018. DOI: 10.1126/science.aam9712.
- TURNER, Graham. A Comparison of The Limits to Growth with Thirty Years of Reality. *Global Environmental Change*, v. 18, n. 3, p. 397-411, 2008. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2008.05.001.
- TUCCI, C. E. M.; COLLISCHONN, W.; CLARKE, R. T.; PAZ, A. R.; ALLASIA, D. Short- and long-term flow forecasting in the Rio Grande watershed (Brazil). *Atmospheric Science Letters*, v. 9, p. 53-56, 2008. DOI: 10.1002/asl.165.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 37, n. 1, p. 130-137, 1980. DOI: 10.1139/f80-017.
- VOGT, William. Road to Survival. New York: William Sloane Associates, 1948. 335 p.
- VÖRÖSMARTY, C. J. et al. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, v. 467, p. 555-561, 2010. DOI: 10.1038/nature09440.
- WARD, J. V. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 8, n. 1, p. 2-8, 1989.
- WATERS, C. N. et al. The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. *Science*, v. 351, n. 6269, 2016. DOI: 10.1126/science.aad2622.
- WATSON, J. E. M.; DUDLEY, N.; SEGAN, D. B.; HOCKINGS, M. The performance and potential of protected areas. *Nature*, v. 515, p. 67-73, 5 nov. 2014. DOI: 10.1038/nature13947.
- WHO (World Health Organization). Ambient air pollution: a global assessment of exposure and burden of disease. 2016.
- WIENS, J. A. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology*, v. 47, n. 4, p. 501-515, 2002. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2002.00887.x.
- WOHL, E. Rivers in the Landscape: Science and Management. 2. ed. Hoboken: Wiley-Blackwell, 2020.

CAPÍTULO 1

Mapping and Identification of Ecosystem Services Hotspots in the Brazilian Pampa Biome

Cássia Fernanda Martins da Silva¹, Murillo César Céspedes Campos², Diógenes Félix da Silva Costa³, Fabiana Schneck¹, Luiz Ubiratan Hepp^{1,4}

¹ Programa de Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Rio Grande, Rio Grande, RS, Brazil

² Laboratório de Tecnologia Pesqueira e Hidroacústica, Instituto de Oceanografia, Universidade Federal de Rio Grande, Rio Grande, RS, Brazil

³ Departamento de Geografia/CCHLA & Museu Câmara Cascudo, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, RN, Brazil

⁴ Laboratório de Indicadores Ambientais, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Unidade II, Três Lagoas, MS, Brazil

Mapping and Identification of Ecosystem Services Hotspots in the Brazilian Pampa Biome

Abstract

The intensification and expansion of changes in land use and land cover (LULC) can reduce the availability and quality of natural habitats and ecosystem services (ES). These changes have generated environmental damage in different parts of the world, especially in biomes more susceptible to modifications, such as the Pampa biome in the extreme south of Brazil. The Pampa biome has been neglected by environmental protection laws, despite its broad ecosystem and social importance. In this study, we used InVEST models to map and quantify five ES provided (i.e., water supply, carbon stock, groundwater stock, sediment retention and habitat quality) by 14 watersheds distributed in the Brazilian Pampa biome as well as determine ES hotspots by summing the areas with high provision of ES. We identified low availability of water supply and groundwater stock in practically the entire study area. High sediment retention and carbon stock were reported in areas with the presence of native vegetation. In addition, despite the large degraded areas, we observed high habitat quality associated with native vegetation in all studied watersheds. The hotspots varied spatially in the study area according to the proposed scenarios, the supply and the overlap of ES. Scenario 1 (>50% of ES) presented a larger area of high provision of ES. In contrast, scenario 2 (>75% of ES) presented smaller patches of areas with high provision of ES distributed across different watershed. We observed that large territorial extensions with high and medium provision of ES are vulnerable to the negative effects of LULC. Our study presented scenarios that indicate areas of high provision of ES, contributing to a more practical application, being a simplified and useful tool that can assist conservation and sustainable policies.

Keywords: Land use, Land cover, Water availability, Carbon stock, Sediment retention, Habitat quality

Introduction

Anthropogenic activities have altered large territorial extensions across the planet (Dirzo et al., 2014; Corlett 2015). In recent decades, the natural landscape has been

improved, mainly, by agricultural use, which occupies around 40% of the earth's surface (Campbell et al., 2017; Ellis 2019). The different anthropogenic activities, characterized by different land uses and land cover, benefit humanity in many ways, through the production of food, fuel, construction materials, among others (Campbell et al., 2017; Smith et al., 2019). However, the negative effects of intensification and expansion of land use and land cover changes can also reduce habitat availability and quality (Baldi and Paruelo, 2008). The reduction of natural habitats reflects the loss of biodiversity and, consequently, affects the supply of provisioning (e.g., water support), regulating and supporting (e.g., temperature regulation, nutrient cycling, among others) ecosystem services (ES) (Falcucci et al., 2007; Smith et al., 2019; Ferreira et al., 2023; Muche et al., 2023).

ES are nature's contributions to human well-being, resulting in humanity's dependence on ecosystems and their functions (Costanza et al., 1997; Burkhard and Maes, 2017). However, environmental conflicts (e.g., ES valuation) challenge humanity to face various social and economic problems (Dudgeon, 2019; Brander et al., 2024) and seek strategies to improve the management of natural resources and social well-being (Tadesse et al., 2017; Silva et al., 2017). Practices aimed at conserving and managing natural resources are often adopted to contain environmental impacts and preserve biodiversity (Burkhard et al., 2009; Hermoso et al., 2016). In addition, conservation strategies based on ES can positively influence conservation measures (Resende et al., 2019).

Changes in land use and land cover (LULC) negatively affect biodiversity and consequently ES at all hierarchical levels of the ecosystem (Mace et al., 2012; Muche et al., 2023). In this sense, mapping ES is one of most important methods for integrating them into public conservation policies (Burkhard and Maes, 2017), contributing to the effective management of natural resources and biodiversity (Lin et al., 2017; Moushani et al., 2021). The use of ES mapping in planning multiple land uses allows for an explicit view between the benefits of conservation and human well-being (Burkhard et al. 2009). Therefore, the identification and mapping of ES generates greater awareness in society about preserving natural habitats, in addition to having a greater probability of implementing conservation actions within land use planning (Burkhard and Maes, 2017; Sannigraha et al., 2019).

Several studies relate the importance of understanding LULC changes for evaluating ES in a given region (Berry et al., 2020; Moushani et al., 2021; Li et al.,

2021; Muche et al., 2023). In these studies, the connection between LULC information is essential for decision-making aimed at the conservation and recovery of environments (Sannigraha et al., 2019). Areas with forests are generally considered to provide environmental conditions that improve the provision of ES. However, this perception can lead to economic policies (e.g., payments for Ecosystem Services) that affect land use without real knowledge of whether the desired ES are achieved (Berry et al., 2020). In this sense, our study aims to fill gaps in knowledge about the provision of ES provided by a biome generally covered by national environmental policies. Furthermore, this study suggests the use of predictive approaches to understand ES supply patterns in watersheds with high levels of anthropized LULC.

Among global biomes, native grasslands have historically been considered areas of expansion for land use promoted by human activities, especially with the expansion of agricultural areas and forestry (Dixon et al., 2019; Segatto et al., 2024). The temperate grasslands of southeastern South America, also known as Pampa biome, are considered the most extensive fields in the Neotropics, covering the extreme southern Brazil, the entirety of Uruguay and a part of Argentina (MapBiomias, 2021). In Brazil, the Pampa biome occupies an area of 19.4 million hectares, where 48% of its total extension is occupied by anthropogenic uses, such as intense agricultural areas, forestry, and farming (MapBiomias, 2021). Given the availability of grasslands, livestock farming has been practiced in natural grasslands in Pampa biome for more than 300 years (Oliveira et al., 2017; Segatto et al., 2024). However, between the years 1975–2005 there was a 26% reduction in the areas of grasslands (Oliveira et al., 2017), and around 3 million hectares were converted to other agricultural activities (e.g., soy, pine, and rice) (Luza et al., 2014; Oliveira et al., 2017).

In recent years, the Brazilian Pampa biome has been shown to be extremely vulnerable, due to the conversion of natural areas to agricultural uses (Segatto et al., 2024). These changes in the biome's natural conditions favor the loss of biodiversity due to the high fragmentation of habitats and loss of environmental quality. The Pampa biome is the most impacted and only has around 1/4 of its original vegetation cover. Furthermore, the Pampa biome encompasses a predominantly rural region that includes Uruguay, part of Argentina and a small section of Paraguay (Overbeck et al., 2007). In addition, the Pampa biome has a low capacity to adjust to climate change, given the high degree of loss and fragmentation and the low coverage of the network

of conservation units. Despite this ecological importance, the Pampa biome is largely neglected in Brazil in terms of the development of public policies aimed at conservation, even with ~6.2 million inhabitants (Overbeck et al., 2007; Carlucci et al., 2016). In this context, our study will contribute to refining knowledge about the ES provided by the Pampa biome, which will contribute to actions and decision making in the management of the area. Therefore, in this study, we seek to understand the supply of ES in a biome extremely threatened by human activities and what this supply would be like in different environmental conservation scenarios. To achieve this, our main objectives were i) to map ES in 14 watersheds in the Brazilian Pampa biome and ii) to identify and map ecosystem service hotspots in the Pampa biome. In this way, we analyzed the LULC of 14 watersheds located in the Brazilian region of the Pampa biome and quantified five ecosystem services associated with the provision and support provided by this environment using different predictive models. Furthermore, our study will contribute to mitigating the scientific imbalance that exists in understanding the effects of the loss and fragmentation of natural habitats on biodiversity and its ecosystem services. The analysis of ES hotspots that we will be proposing here will be important for the establishment of management strategies for the natural environments of the Pampa biome, not only for Brazil, but in the other countries in which this biome occurs.

Material and Methods

Study Area

We carried out this study in 14 watersheds distributed in the Brazilian Pampa biome, in the extreme south of Brazil (Fig. 1). Our study was focused on the Brazilian Pampa biome as we understand that it is an area that is extremely neglected by the country's environmental policies. Although there is recognition of the ecological importance of this biome for the country, environmental protection actions are incipient (Joly et al., 2019). The Pampa biome has its limits associated with the Atlantic Forest biome and, although it is predominantly represented by fields, there are forest patches (with deciduous and semi-deciduous tree species), humid areas, coastal vegetation, and transition areas (Overbeck et al. 2007; Roesch et al., 2009; Robaina et al., 2020). The main forest regions are found at the limits of biome, but they can also be found as riparian forests on the banks of water bodies (Roesch et al., 2009). Despite the presence of forest formations in Pampa biome, grasslands is the dominant feature,

housing ~2215 species of flora (Joly et al., 2019). The biome's fauna is also significant with more than 400 species of birds and 90 mammals (Roesch et al., 2009). However, in a recent government report, the authors mention that the number of animal species is not reliable, as there are still few inventories carried out in the biome (Joly et al., 2019).

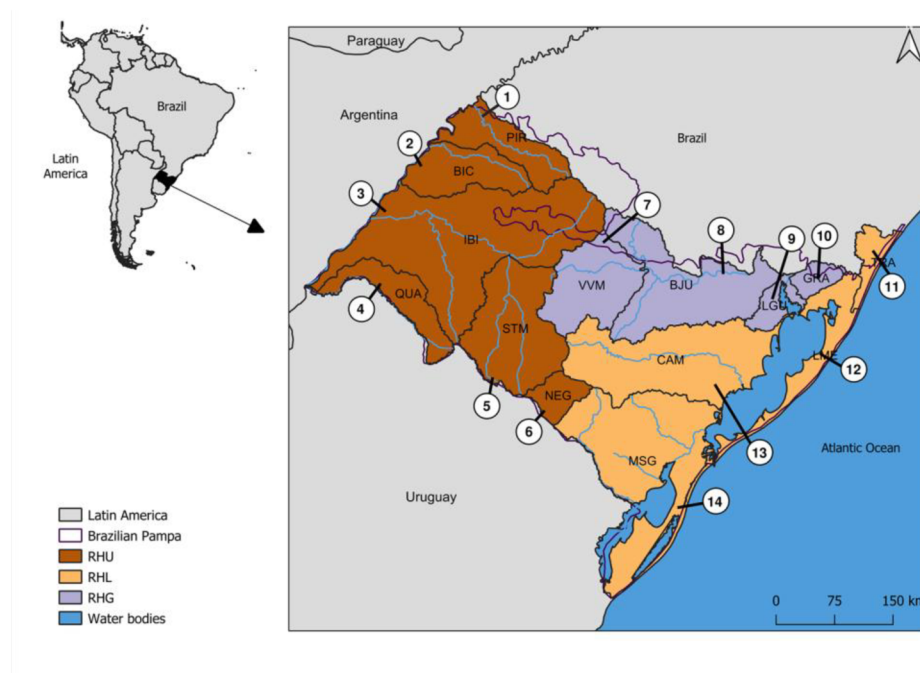


Fig. 1 Study area: Location of the 14 watersheds within the limits of Brazilian Pampa biome. Hydrographic Regions: RHU = Uruguay, RHL = Coast, RHG = Guaíba. watersheds: QUA = Quarai; IBI = Ibicuí; BIC = Butui-Icamaquã; PIR = Piratini; STM = Santa Maria; VVM = Vacacai-Mirim; NEG = Black; BJU = Baixo Jucuí; CAM = Camacuã; MSG = Mirim-São Gonçalo; GRA = Gravataí; UGL = Lake Guaíba; TRA = Tramandaí; LME = Litoral Médio.

The region's climate is classified as subtropical and temperate (Roesch et al., 2009), with an average annual temperature of 13–17.1 °C and precipitation ranging from 1200 to 1600 mm (Alvares et al., 2013), with a spatially distinct rainfall volume (Supplementary Material). Geomorphologically, the Pampa biome presents a rich landscape due to its lithological and structural characteristics (Robaina et al., 2020), and despite being predominantly occupied by flat lands, the landscape varies between plains, wave reliefs and plateau reliefs (Robaina et al., 2020). The Pampa biome was only considered a biome in 2004 and, although it is considered an important

stronghold for biodiversity, only 0.7% of its total area comprises protected areas (Joly et al., 2019). In addition, there are around 6.25 million people who inhabit the biome's territory and the Brazilian Pampa biome has a large number of agroindustrial activities with significant economic relevance for the country, with crop irrigation as the main use of water resources (ANA, 2015; Joly et al., 2019).

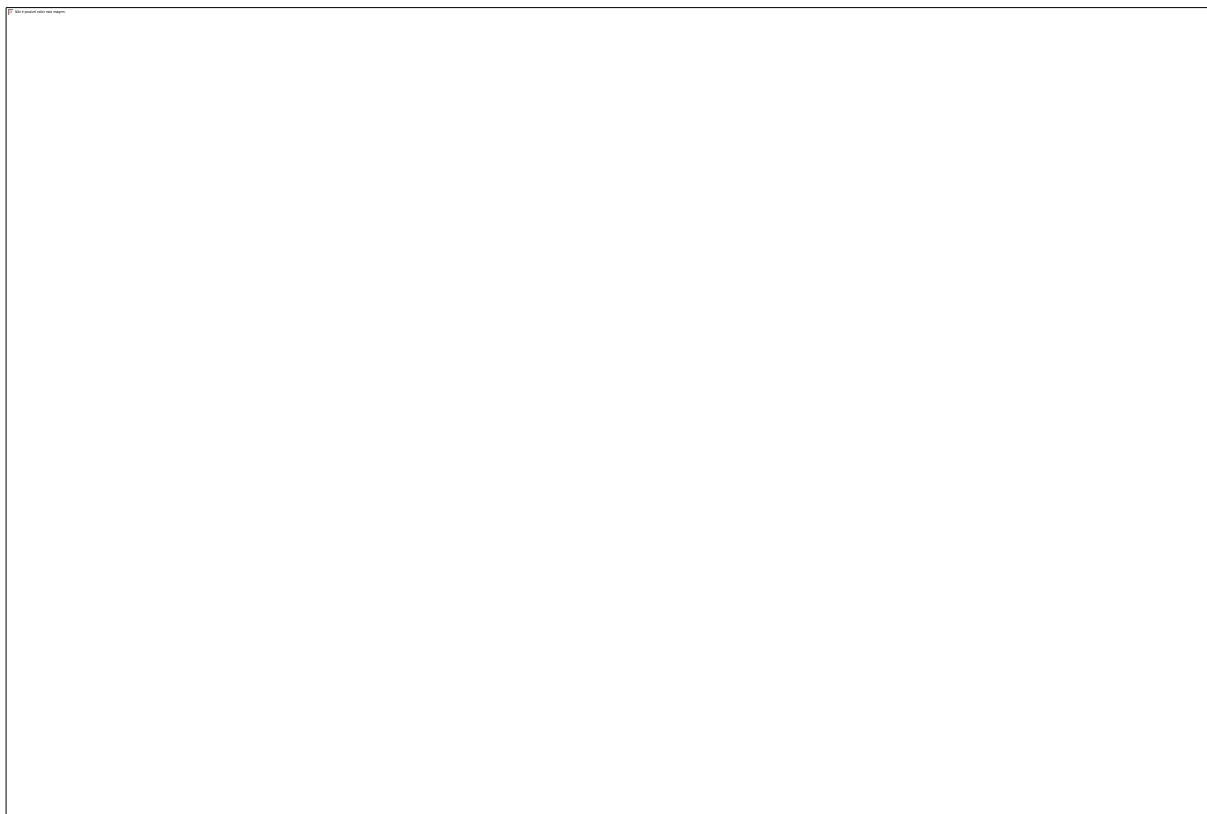


Fig. 2 Organizational scheme of Ecosystem Services selection processes: Definition, modeling and mapping of ecosystem services in the Brazilian Pampa biome

LULC Classification

We used information about LULC extracted from the MapBiomas collection 5 (2021) database. The information was obtained from Landsat satellite images with seven spectral bands and the calculated spectral indexes. MapBiomas evaluates the LULC mosaic set as a data collection (Asset) within the Google Earth Engine platform. After this process, a mosaic was created, which serves as a reference for the supervised classification of images and the construction of LULC mosaics. From this stage onwards, a supervised classification was applied using the “Random forest” method, which generated maps of LULC classes (such as forest, field, agriculture, water, etc.). To finalize the classification, the nearest neighbor technique was applied to correct

biases in the classification of coverage and use, as well as failures due to irregularities in the classification of the LULC quantified in this study.

Modeling and Mapping of ES

We quantified five ES provided by the 14 watersheds (Fig. 2), which are distributed into three categories recognized by the Common International Classification of Ecosystem Services (CICES). We use the CICES Classification because it is a common and widely used international classification. In this way, the use of the CICES classification favors comparisons as it normalizes the way in which ES are described. The ES are classified by CICES as follows: provision services (water yield/provision), regulation and maintenance services—abiotic (carbon stock, groundwater stock, sediment retention) and regulation and maintenance services—biotic (habitat quality) (Haines-Young and Potschin, 2018). The selection of ES was based on their relevance to Pampa biome and the feasibility of mapping them. These ES were chosen due to the negative effects that human activities cause in the Pampa biome. The Pampa biome is a region of great endemism and environmental particularities relevant to the maintenance of biodiversity and ES. In general, the ES quantified in this study are associated with their importance for maintaining climate and chemical regulation and terrestrial biodiversity (Vörösmarty et al. 2005). In addition, the selected ES are related to ecosystem dynamics, food health, energy security and are directly associated with human health (Gleeson et al., 2015), quality and quantity of water resources and natural habitats (Resende et al., 2019; Sharp et al., 2020). To the models (described below), we used information available in numerous open databases (Supplementary Material).

Water Supply Model

To map water production in the environment, we use the InVEST—Annual Water Yield model, which quantifies in each pixel the annual water yield $Y(x)$ through the function between annual evapotranspiration and annual productivity in the landscape x .

$$Y(x) = \left(1 - \frac{AET(x)}{P(x)}\right) \cdot P(x)$$

where, $AET(x)$ is annual evapotranspiration for pixel x and $P(x)$ is annual precipitation at pixel x .

Quantifying the influence of LULC on evapotranspiration and precipitation is done using the equation:

$$\frac{AET(x)}{P(x)} = 1 + \frac{PET(x)}{P(x)} - \left[1 + \left(\frac{PET(x)}{P(x)} \right)^\omega \right]^{1/\omega}$$

where, PET (x) is potential evapotranspiration and ω (x) is a non-physical parameter that characterizes the natural properties of the soil-climate. For more details about the models, see the InVEST User Guide (Sharp et al., 2020). To calculate the evapotranspiration of non-vegetated areas (includes humid areas), the quantification of the influence of LULC on evapotranspiration and precipitation is done using the equation:

$$ET(x) = ET_0(x) \cdot K_c(I_x)$$

where, ET₀ (x) is reference evapotranspiration and (K_c (I_x) is the evapotranspiration factor for each LULC class. More details about the models are in the InVEST User Guide (Sharp et al., 2020).

Carbon Stock Model

The carbon stock (CS) consists of the amount of carbon accumulated in an ecosystem. Here we model carbon storage using the InVEST Carbon Storage and Sequestration model, which aims to estimate the amount of carbon stored and sequestered for an area of interest (Garrastazú et al., 2015). The model aggregates the four carbon storage compartments (carbon above ground, C_{Above}; below ground C_{Below}; in soil C_{Soil}; and dead organic matter, C_{Dead}) according to the values provided for each of the compartments for each LULC class (Garrastazú et al. 2015), estimating the net amount of carbon stored in each parcel of land (Sharp et al., 2020).

Sediment Retention Model

We use InVEST Sediment Delivery Ratio (SDR) model to map sediment retention. SDR is based on the concept of hydrological connectivity, which requires a number of globally available parameters (Ayt and Yacoubi, 2020). For each pixel, the annual soil loss is quantified, followed by the sediment deposition rate, which is proportional to the soil loss rate (Ayt and Yacoubi 2020; Sharp et al., 2020). This model is based on

the Universal Soil Loss Equation (USLE), which calculates the annual soil loss at the pixel using the equation:

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$$

where, R_i is rainfall erosivity, K_i is soil erodibility, LS_i is a terrain slope gradient factor, C_i is a crop management factor, P_i is a support practices factor (Sharp et al., 2020). For more details on the models, see the InVEST User Guide (Sharp et al., 2020).

Habitat Quality Model

To identify areas with better habitat quality, we use the InVEST Habitat Quality model, which considers information about LULC and threats to biodiversity to generate a mapping of habitat quality in a given location (Terrado et al. 2016). The model estimates habitat quality as a function of the suitability of each type of LULC to provide habitats for biodiversity (Sharp et al. 2020). Furthermore, the model considers possible threats that negatively affect habitat quality and the sensitivity of each LULC class to each threat considered (Bhagabati et al. 2014). To analyze habitat quality, the model requires (1) the suitability of LULC to provide habitat, (2) the spatial distribution of threats, (3) the maximum distance that each threat affects each habitat type, (4) the spatial reduction of impact (linear or exponential) and (5) the sensitivity of the LULC in relation to each threat (Bhagabati et al. 2014; Sharp et al., 2020).

Groundwater Stock Model

Here we use groundwater stock mapping through the use of data from the “Gravity Recovery and Climate Experiment” (GRACE) and “GRACE Follow On” (GRACE-FO) satellites. GRACE measures total water storage (surface water, soil moisture and groundwater) through changes in the earth’s gravitational field, and can detect the movement of water in space and time (NASA, 2020). Total storage is used to obtain groundwater data using additional hydrological information. Therefore, soil moisture and total surface water storage must be subtracted from the total storage quantified through GRACE data. To this end, the groundwater land surface model is calculated using the equation:

$$P - ET - Q = \Delta TWS[\text{soil water balance}]$$

$$\Delta TWS = \Delta GW + \Delta SM + \Delta SWE + \Delta SW$$

$$\Delta GW = \Delta TWS - \Delta SM - \Delta ASWE - \Delta SW$$

TABLE 1 where, P precipitation ET is evapotranspiration, Q is river discharge, ΔTWS is the change in land water storage, ΔGW is the change in groundwater stock (unknown), ΔSM is the change in soil moisture, ΔWE is the equivalent change in water stored in the form of snow/ice, ΔSW is the change in surface water storage. To carry out the calculation, the values of ΔGW , ΔSM , and ΔSW are used using data from “Global Land Data Assimilation System” (GLDAS) models.

ES Hotspot Identification

To identify ES hotspots, we considered two scenarios with different cut-off levels in the definition of areas of high service provision. We defined scenarios considering the ecological importance of the Pampa biome and its high level of anthropic uses. The ES hotspots can be categorized into individual ES hotspots and multiple ES hotspots (Schröter and Remme, 2016). Individual ES hotspots are areas with high provision values of a single specific ES, while multiple ES hotspots are areas where there is overlap of several ESs (Schröter and Remme, 2016). In the modeling of individual ES hotspots, two distinct scenarios were established to identify areas of high ES provision. In Scenario 1, the areas that presented ES values above the 50% percentile were considered as hotspots, i.e., the areas with the 50% highest ES provision values. In Scenario 2, hotspots were defined as the areas with the 25% highest ES values, corresponding to the 75% percentile. To facilitate the overlap analysis, both scenarios were subsequently reclassified into a binary format. In turn, the mapping of multiple ES hotspots was performed based on the results of individual ES hotspots, allowing the assessment of the overlap between them (Mandle et al., 2017; Schröter and Remme, 2016). This analysis culminated in the identification and mapping of areas that concentrate multiple ES, providing an integrated view of ecosystem services in critical areas.

We defined scenarios considering the ecological importance of the Pampa biome and its high level of anthropogenic uses. In addition, we consider the low

percentage of legally established environmental protection areas in the biome (<1% total area). In Scenario 1, we defined areas of high service provision as those that presented 50% or more of the provision of each of the five ES, while in Scenario 2, we defined areas of high service provision as those that presented 75% or more of the provision of each of the same ES (Supplementary Material). Once the cut was made, we reclassified the high-performance areas of ES. In Scenario 1, we transformed the pixel values of the first 2 quartiles into 0, and the last two quartiles into 1; while in Scenario 2, we transform the pixel values of the first 3 quartiles into 0, and the last quartile into 1 (absence or presence). Finally, to identify the hotspots, we added the values of the different raster layers of the high service provision areas for each of the scenarios (Supplementary Material), using map algebra (Mandle et al., 2017). The identification of the cuts and reclassification of the data was carried out in the R environment (R Core Team, 2020), using the 'raster' (Hijmans et al., 2020) and "rgdal" (Bivand et al., 2021) packages, and the map algebra that we made in the QGIS software (QGIS Project, 2020) was used.

Spatial Data Analysis

We screen and process all input layers, and cut them to the study area, later formatting the vector data with only the information of interest. All layers used in ES models were designed for linear coordinates (Sharp et al., 2020). The model projections have a spatial resolution of 30 m, except for the Groundwater Stock model, which has a spatial resolution of 300 km. The procedures were carried out in the R environment (R Core Team, 2020) using the "raster" (Hijmans et al., 2020) and "rgdal" (Bivand et al., 2021) packages and in the QGIS software (QGIS Project, 2020). To carry out spatial comparisons regarding the provision of ES between river watersheds, we used zonal statistics, which allowed us to calculate the descriptive parameters of each ES raster for each watershed (QGIS Project, 2020). The results for each watershed were determined by the values contained in each pixel of the raster information of interest, that is, for each ES. The parameters were calculated in the QGIS software (QGIS Project, 2020).

Results

Land Use and Land Cover (LULC) In 14 watersheds studied, nine classes of LULC were identified, varying between native vegetation (e.g., grasslands and forests) and anthropogenic uses (e.g., agriculture, urban areas, and pasture) (Table 1). The PIR, GRA and BJU (see watersheds acronyms in Table 1) watersheds showed greater presence of anthropogenic uses (56.6%, 52.3%, and 51.7%, respectively), which include agriculture, forestry, pasture, exposed soil and urbanization LULC classes. The PIR, VVM, and BIC watersheds had predominantly agriculture land uses with 55.4%, 46.7%, and 46.2%, respectively. On the other hand, the QUA and TRA watersheds had predominance of grasslands and forest vegetation (69.9% and 67.8%, respectively). GRA and LGU were the watersheds with the highest percentage of urbanization (10% and 6.6%, respectively), while BJU, LGU, and LME had the highest percentages of areas with forestry (8%, 7%, and 6.9%, respectively) (Table 1).

Table 1 Proportion (%) of land uses and land cover (LULC) in studied watersheds

LULC	RHU						RHG				RHL			
	PIR	BIC	IBI	QUA	STM	NEG	VVM	BJU	LGU	GRA	MSG	CAM	LME	TRA
Forest	12.3	9.5	10.2	5.3	6.4	5.8	15.5	24.0	28.1	21.5	12.5	25.5	5.4	46.1
Grasslands	29.5	40.1	41.5	64.7	52.7	46.2	32.7	24.2	17.5	22.0	34.7	38.1	26.0	21.6
Pasture	0.8	0.0	1.9	0.0	0.0	0.0	1.0	2.8	0.0	11.5	0.0	0.0	0.3	4.4
Agriculture	55.4	46.2	42.5	29.6	36.9	42.8	46.7	40.4	36.4	30.0	38.6	28.1	39.8	9.0
Urban	0.1	0.1	0.2	0.1	0.2	0.8	0.6	0.4	6.6	10.0	0.6	0.2	0.4	6.0
Wetlands	0.1	1.5	0.4	0.2	0.1	0.0	0.0	0.1	0.9	2.4	6.4	0.6	4.6	5.2
Exposed soil	0.2	0.1	0.5	0.3	0.2	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.4	0.3	1.5	0.6
Forestry	0.0	0.0	0.4	0.0	1.1	1.0	1.6	8.0	7.0	0.8	2.9	6.2	6.9	5.4
Water	1.4	2.5	2.3	0.0	2.4	3.1	1.7	0.0	3.3	1.8	3.9	1.1	15.1	1.7

RHU Uruguay Hydrographic Region (Pampa Portion), *RHG* Guaíba Hydrographic Region, *RHL* Coastal Hydrographic Region. The acronyms refer to the names of watersheds: *QUA* Quaraí, *IBI* Ibicuí, *BIC* Butuí-Icamaguã, *PIR* Piratinim, *STM* Santa Maria, *VVM* Vacacai-Mirim, *NEG* Negro, *BJU* Baixo Jucuí, *CAM* Camacuã, *MSG* Mirim-São Gonçalo, *GRA* Gravataí, *LGU* Lago Guaíba, *TRA* Tramandaí, *LME* Litoral Médio

Provision Ecosystem Services

The largest water supply ES was observed mainly in the PIR (13.5%), TRA (13.0%), IBI (8.7%), and GRA (8.6%) watersheds (Fig. 3A). The watersheds with the highest ES of water supply are located in marginal regions of the biome Pampa limits, associated with low-lying areas of watersheds that drain their waters from portions of the Atlantic Forest. Water supply was low in large areas, as can be seen in the QUA (3.4%), NEG (3.9%), CAM (3.9%), and LME (4.3%) watersheds (Fig. 3A). On the other hand, in the river basins with lower water supply ES are regions with greater agricultural activities.

Regulation and Maintenance Ecosystem Services (abiotic)

The carbon stock ES reflected the LULC, with higher stocks in forest and grassland areas (Fig. 3B and Supplementary Material). We observed large contributions to carbon stocks mainly from the TRA (12.9%), LME (11.6%), LGU (9.7%), GRA (9.4%), and CAM (8.2%) watersheds, especially in areas with grasslands and forests (Fig. 3B). The lowest contributions to the carbon stock ES were observed in areas with a predominance of agriculture use, especially in QUA (3.5%), STM (3.9%), IBI (4.5%) watersheds (Fig. 3B). The sediment retention was greater in areas with the presence of natural vegetation, such as the TRA watershed (71.9%) (Fig. 3C). The groundwater stock was low in large extensions of Pampa biome, but mainly in

the STM (6.9%), PIR (6.5%), IBI (6.2%), BIC (6, 0%) and QUA (5.1%) watersheds (Fig. 3D). Specific areas distributed across the three hydrographic regions showed higher concentrations of this resource, as observed in the NEG (10.2%), GRA (9.5%) and TRA (8.0%) watersheds (Fig. 3D).

Regulation and Maintenance Ecosystem Services (biotic)

Habitat quality in the InVEST Habitat Quality model was influenced by LULC and threats (Fig. 3E). Urban areas, with the presence of mining and a higher density of sewage treatment plants, strongly influenced the habitat quality in watersheds (Fig. 3E), presenting areas with lower habitat quality in urban portions of the GRA and LGU watersheds (Fig. 3E). The areas with the highest habitat quality are distributed throughout the Pampa biome in patches present in the three hydrographic regions (Fig. 3E). In areas where habitat quality was higher, native vegetation was predominant, such as the native pasture areas in the RHU (QUA and IBI watersheds), the pasture and forest regions of the RHG (BJU watersheds) and RHL (CAM and MSG), and the wet grassland regions of the RHL (MSG and LME watersheds (Fig. 3E).

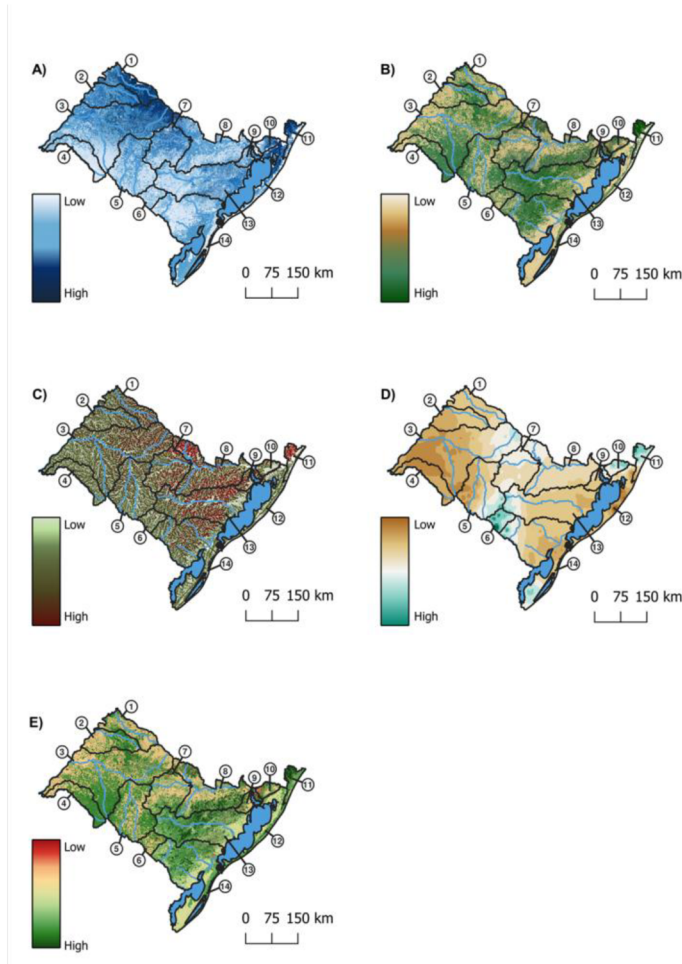


Fig. 3 Mapping of Ecosystem Services and Habitat Quality in watersheds of the Brazilian Pampa biome: A Water supply, B Carbon stock, C Sediment retention, D Groundwater stock, and E Habitat quality. Name of watersheds indicated in legend of Fig. 1.

Hotspots of Ecosystem Services

The hotspots areas varied within the study area depending on the scenarios, supply, and overlap of services. These changes in scenarios reflect the LULC patterns observed in Pampa biome watersheds. In Scenario 1, a large part of the study area (48.1%) had high ES provision (>4 ES), 36.4% medium provision, and 15.4% low or no provision (<2 ES) (Fig. 4A). While in Scenario 2, more restrictive, only 7.2% of total study area had high ES provision (>4 ES), 23.3% medium provision (3 ES), and 69.4% low and no provision (<2 ES) (Fig. 4B).

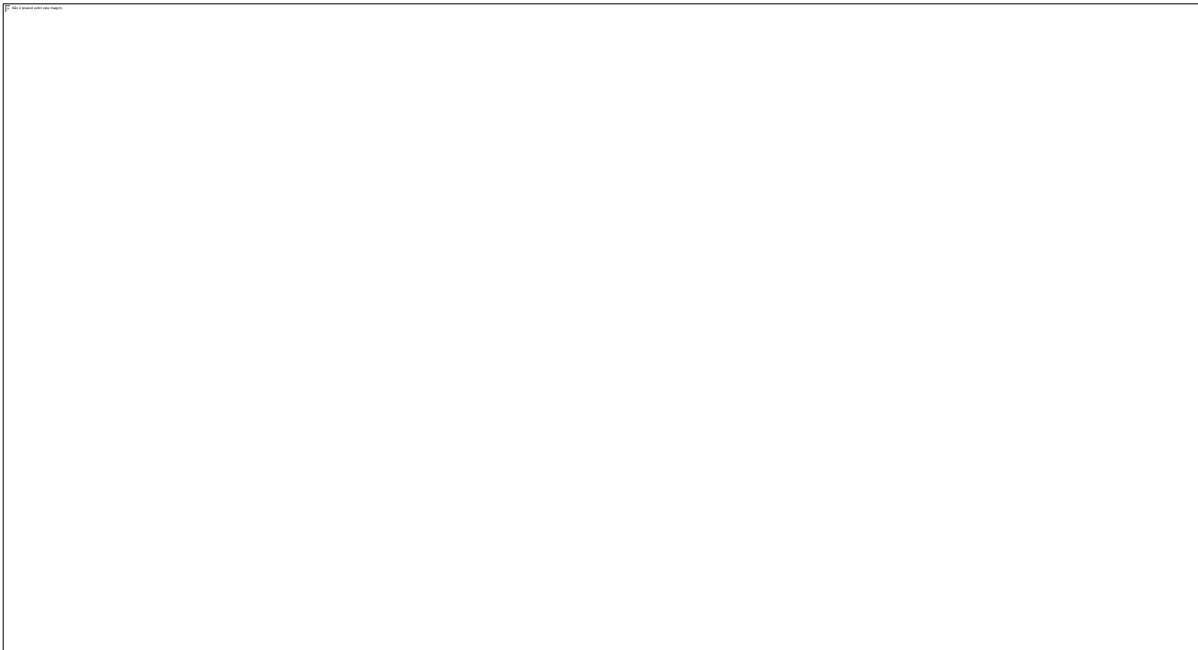


Fig. 4 Scenarios represent hotspots of ecosystem services in the Brazilian Pampa biome: A Ecosystem Services hotspots according to scenario 1 (>50%), B Ecosystem Services hotspots according to scenario 2 (>75%).

Discussion

The conversion of natural vegetation to anthropogenic uses promoted changes in the landscape, affecting the supply of ES in the Brazilian Pampa biome. As a consequence, we also observed low availability of surface and underground water supply and low sediment retention in altered areas, as well as a reduction in the quality of natural habitats in the watersheds of the Pampa biome. We observed low water availability in the soil in practically the entire study area. This result reflects the water stress conditions observed in regions of Pampa biome in recent years (SEMA, 2021), where drought events reduce water levels in rivers, promoting the drying up of smaller streams and a drastic reduction in humidity soil (SEMA, 2021). The reduction of water in Pampa biome has compromised water reservoirs for human supply, crop production and health, in addition to causing various social and economic losses (e.g., loss of financial power of the population, increasing regional inequality). These results are observed in different global locations, affecting the valuation of ES and reflecting on social, economic, and environmental aspects (Hirons et al., 2016; Dudgeon, 2019; Ellis, 2019). Water production is conditioned by the availability of existing water stocks in the environment, through rainfall levels, the presence of water in the soil, in rivers, lakes, and

groundwater (Teixeira et al., 2009). However, we observed numerous areas of wetlands being drained and intense removal of vegetation for agricultural space, which is significant in important factors for the manipulation of aquifers and water bodies in general (Dudgeon 2019; Ferreira et al., 2023). Inadequate management of water stocks can affect the volume of water available in environment, changing infiltration, retention and evapotranspiration patterns (Sharp et al., 2020). Therefore, management and regulation actions for water resources are necessary in watersheds of Pampa biome, especially in those that are in a situation of reduced stocks and with a probable conflict of water uses (SEMA, 2021).

In general, groundwater stock was low throughout the study area, except for patches located in the NEG, TRA and GRA watersheds. These watersheds have aquifer systems that reflect high values in the models used. Due to worsening water problems, Pampa biome faces an intensified search for groundwater to supply human activities. Of these three watersheds, GRA and TRA have the two largest urban areas in the Pampa biome. Among the human population of the Pampa biome (~6.2 million inhabitants), more than half inhabit these regions, contributing, in a certain way, to changes in the water supply of ES. Furthermore, population density exerts natural pressure on water sources, as it increases the demand for water for domestic and industrial uses and, consequently, increases the amount of liquid waste generated. Urban activities require large amounts of water and the water supply is generally heavily exploited in these regions (Dudgeon, 2019). Furthermore, urban areas with deficient or ineffective sewage treatment systems are hot spots for water contamination (Silva et al., 2017). The search for water leads to a disorderly exploitation of groundwater in the region with wells being drilled to extract water without assessing the resource's stock. The groundwater stock is dependent on regional environmental conditions, changes in LULC, recharge time and water discharge (Teixeira et al., 2009). Groundwater recharge rates are dependent on the porosity and permeability of the sediment, soil and rock characteristics, in addition to regional climatic conditions (Teixeira et al., 2009; Bertolo et al., 2015; Hirata et al., 2019). The exploitation of groundwater often exceeds recharge by rain and rivers, leading to drastic reductions in the storage of its stocks (Graaf et al., 2019). The largest volumes of groundwater observed for the Pampa biome are found in NEG watershed, a region where there is the presence of aquitard systems (Permianquitarads) (Freitas et al., 2004). Aquitard systems are hydrogeological systems that, despite being saturated, are unable to transmit a significant volume of water and are considered economically unviable, as the cost of extracting water is very high (Teixeira et al., 2009).

Due to its origin in sedimentary rocks, the Pampa biome soil largely has sandy textures and is susceptible to erosion processes (Roesch et al., 2009). Despite being a natural process, soil erosion can be intensified by human activities under different soil, relief, climate and vegetation conditions (Vitte and Mello, 2007; Teixeira et al., 2009). Changes in the landscape generate fragility in the soil, which causes an increase in erosion processes (Ellis, 2019). In regions where natural vegetation is replaced by urban buildings and agricultural uses, it is common to compromise and destabilize the soil, increasing the likelihood of erosion processes (Vitte and Mello, 2007), and consequently socioenvironmental catastrophes. Areas that have low sediment retention may be subject to landslides, burial of slopes and buildings, and compromised water quality (Teixeira et al., 2009; Mandle et al., 2017; Sharp et al., 2020).

In our study we observed that the distribution of the carbon stock was not uniform, considering the extent of the biome and the quantified LULC. Carbon stocks are influenced by vegetation land cover (Scurlock and Hall, 1998) and therefore, actions to convert vegetated areas such as deforestation, implementation of monocultures and urbanization have considerable effects on all compartments of the stock (Bengtsson et al. 2019). This occurs because native vegetation, in the case of Pampa biome, grasslands, forests, humid areas, store large amounts of carbon, sequestering CO₂ (Scurlock and Hall 1998; Sharp et al. 2020). The lowest contributions observed to the carbon stock in Pampa biome were on agriculture land, possibly because annual harvest agriculture and forestry are practices that accelerate the decomposition of organic matter in the soil, reducing carbon stocks and increasing greenhouse gas emissions (Pillar et al., 2012). Although native grasslands areas are intensely used for pastoral activities (Oliveira et al., 2017), the natural ecosystems of Pampa biome contain important carbon stocks for local, regional and global climate regulation (Pillar et al., 2012; Dutra et al., 2024).

In Brazilian Pampa, large extensions of natural habitats have already been replaced by anthropogenic uses (Overbeck et al., 2013; Oliveira et al., 2017), reflecting compromised habitat quality, mainly in urban areas and agriculture land use. The remnants are fragmented and distributed discontinuously throughout the Pampa biome (Oliveira et al., 2017), indicating that the importance of natural habitats and biodiversity alone does not guarantee their integrity and, above all, their protection. Despite the large degraded areas, it was possible to observe areas of high-quality habitat in all Hydrographic Regions, mainly associated with large patches of grasslands and forest vegetation.

Reconciling the conservation of ES with areas with higher habitat quality can be efficient to identify areas with different levels of conservation and advantageous for the conservation of biodiversity and the Pampa biome ES. The conservation of ES acts as an attraction for the economy and public managers by emphasizing nature's contribution to society (Resende et al., 2019). In regions where biodiversity is still unknown, as is the case in eastern portions of Pampa biome, basing conservation measures on ES and habitat quality can be advantageous for protecting biodiversity and ecological processes (Overbeck et al., 2007; Mace et al., 2012; Resende et al., 2019).

Hotspots varied within the study area depending on the scenario, supply, and overlap of ES. Some of the watersheds studied (PIR, STM, VVM, BJU), with areas of high provision of ES in both scenarios. In this way, the mapping of hotspots presented in both scenarios is efficient for planning conservation and management actions considering nature-based solutions. Both proposed scenarios provided a knowledge baseline on the areas of high provision of ES in Brazilian Pampa biome, and could support strategic actions for the protection and conservation of ES and biodiversity. The mapping and ES hotspots presented in our study are in line with global policies that encourage the scientific community to map ecosystem services and provide applications in decision-making (Burkhard and Maes, 2017). The current concern about the fragmentation of natural landscapes, on a global scale, heightened by population inequality demands urgent socio-economic-environmental transformation. Thus, knowledge about different ES supply scenarios can assist in more efficient governance actions with regard to environmental protection. However, the establishment of goals to reduce changes in LULC are disconnected from global realities, therefore, the commitment of different powerful actors at multiple scales is essential, so that we have efficiency in conservation actions that are widely publicized (McDermott et al., 2023).

Final Remarks

The watersheds of the Brazilian Pampa biome promote several ES essential for social well-being, but they are distributed heterogeneously throughout the biome. In the Brazilian Pampa biome, the large extensions of anthropic uses have contributed to the reduction of ES and compromised habitat quality, mainly due to urban and agricultural expansion. Through mapping, we identified a low availability of water in the soil and groundwater in practically the entire study area, a high retention of sediments in areas with the presence of native vegetation (forested areas and native grasslands). In addition, the distribution of carbon stock was not

uniform, with higher stocks in areas of native vegetation (grasslands and forests) and, despite large degraded areas, it was possible to observe areas of high-quality habitat in all Hydrographic Regions. Hotspots varied within the study area depending on the scenario, supply and overlap of ecosystem services. The scenarios presented indicate areas of high provision of ecosystem services and place ES maps in a more practical application, being a simplified and useful tool for making sustainable decisions. We hope that our results can help and strengthen public policies for the conservation of the Brazilian Pampa biome. Furthermore, considering that this biome is often neglected in Brazilian environmental policies, with low investment for its conservation, our study can strengthen the conceptual basis regarding the ES offered by the biome. Thus, our study can support the creation of new policies, aiming to guarantee ecosystem balance and the well-being of the population living in its territory. Finally, studies to evaluate the potential for implementing protected areas are essential for conservation of the Pampa biome in Brazil. Additionally, our results are important because the high provision of ecosystem services in the Pampa biome may be linked to protected areas. This would be a strong argument for promoting the creation of protected areas to improve the provision of ecosystem services and make a significant contribution to the Pampa region. Finally, this study uses free and easily accessible databases, which contributes to a broad analysis of the information. However, although the use of 30 m resolution is quite detailed, there may be some limitations in detecting changes in smaller areas or in complex vegetation mosaics. Therefore, to develop the idea of this study, it would be important to use images with greater refinement in resolutions.

Data Availability

The information was obtained from databases available on the internet. In the Supplementary Material, there is a table with a list of these bases and their respective accesses.

Supplementary Information The online version contains supplementary material available at <https://doi.org/10.1007/s00267-024-02069-y>.

Acknowledgements We thank Msc. Diana Laura Jiménez for discussions and clarifications regarding pre-processing and formatting of spatial data. We also thank Dr. Fernando Resende for reading and suggestions. We thank the Natural Capital Project and Stanford University for free training on the application of the InVEST models. We also thank NASA and the Applied

Remote Sensing Training Program - ARSET for subsidizing free training in spatial analysis. We would like to thank the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel – Brazil (CAPES) for the financial support in granting the CFMS scholarship [Process number 88887.506101/2020- 00]. LUH receives productivity grant from CNPq [Process number 310394/2023-6].

Author Contributions Conceptualization: CFMS, LUH; Methodology and analysis: CFMS, MCCC, DFC; Validation, writing—review & editing: CFMS, MCCC, DFC, FS, LUH.

Funding This study was developed with financial support from Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq/ Brazil) and Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES/Brazil).

Compliance with Ethical Standards

Conflict of Interest The authors declare no competing interests.

References

- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JLM, Sparovek G (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol Z* 22:711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ANA (2015) Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: regiões hidrográficas brasileiras – Edição Especial. Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, Brasília. Agência Nacional de Águas.
- Ayt H, Yacoubi M (2020) Delineation of vulnerable areas to water erosion in a mountain region using SDR-InVEST model: A case study of the Ourika watershed, Morocco. *Sci. Afr* 10:e00646. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2020.e00646> 548 *Environmental Management* (2025) 75:538–550
- Baldi G, Paruelo JM (2008) Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecol Soc* 13:6. <https://doi.org/10.5751/ES-02481-130206>.
- Bengtsson J, Bullock JM, Egoh B, Everson C, Everson T, O'Connor T, O'Farrell PJ, Smith HG, Lindborg R (2019) Grasslands – more important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere* 10:1–20. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2582>.
- Berry ZC, Jones KW, Aguilar LRG, Congalton RG, Holwerda F, Kolka R, Looker N, Ramirez SML, Manson R, Mayer A, Muñoz- Villers L, Colin PO, Romero-Urbe H, Saenz L, Von

- Thaden JJ, Bravo MQV, Williams-Linera G, Asbjornsen H (2020) Evaluating ecosystem service trade-offs along a land-use intensification gradient in central Veracruz, Mexico. *Ecosyst Serv* 45:101181.
- Bertolo R, Hirata R, Conicelli B, Simonato M, Pinhatti A (2015) Groundwater for public supply in the Metropolitan Region of São Paulo: is it possible to use it on a large scale? *Rev DAE* 199(2):6–20.
- Bhagabati NK, Ricketts T, Barano T, Sulistyawan S, Conte M, Ennaanay D, Hadian O, McKenzie E, Olwero N, Rosenthal A, Tallis H, Wolny S (2014) Ecosystem services reinforce Sumatran tiger conservation inland use plans. *Biol. Conserv* 169:147–156. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.010>
- Bivand R, Keitt T, Rowlingson B, Pebesma E, Sumner M, Hijmans R, Baston D, Rouault E, Warmerdam F, Ooms J, Rundel C (2021). *rgdal: Bindings for the “Geospatial” Data Abstraction Library*.
- Brander LM, Groot R, Schägner JP, Guisado-Gofi V, Hoff V, Solomonides S, McVittie A, Eppink F, Sposato M, Do L, Ghermandi A, Sinclair M, Thomas R (2024) Economic values for ecosystem services: a global synthesis and way forward. *Ecosystem Services* 66:101606. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2024.101606>
- Burkhard B, Kroll F, Müller F, Windhorst W (2009) Landscapes’ capacities to provide ecosystem services—a concept for landcover based assessments. *Landsc Online* 15:1–22. <https://doi.org/10.3097/LO.200915>
- Burkhard B, Maes J (2017) *Mapping Ecosystem Services*. Advanced Books. Pensoft Publishers. <https://doi.org/10.3897/ab.e12837>
- Campbell BM, Beare DJ, Bennett EM, Hall-Spencer JM, Ingram JSI, Jaramillo F, Ortiz R, Ramankutty N, Sayer JA, Shindell D (2017) Agriculture production as a major driver of the earth system exceeding planetary boundaries. *Ecol Soc* 22:8. <https://doi.org/10.5751/ES-09595-220408>
- Carlucci MB, Luza AL, Hartz SM, Duarte LDS (2016) Forests, shrublands and grasslands in southern Brazil are neglected and have specific needs for their conservation. Reply to Overbeck et al. *Nat Conserv* 14:152–157. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.08.001>
- Corlett RT (2015) The Anthropocene concept in ecology and conservation. *Trends Ecol Evol* 30:36–41. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.10.007>

- Costanza R, d'Arge R, Groot R, Farberll S, Grassot M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neilltt RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, van den Belt M (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253–260.
- Dirzo R, Young H, Galetti M, Ceballos G, Nick J, Collen B (2014) Defaunation in the Antropocene. *Science* 345:401–406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- Dixon AP, Josse C, Morrison J, Drive NF (2019) Distribution mapping of world grassland types. *J Biogeogr* 41:2003–2019. <https://doi.org/10.1111/jbi.12381>
- Dudgeon D (2019) Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene. *Curr Biol* 29:942–995.
- Dutra DJ, Silveira MVF, Mataveli G, Ferro PD, Magalhães DS, Medeiros TP, Anderson LO, Aragão LEOC (2024) Challenges for reducing carbon emissions from Land-Use and LandCover Change in Brazil. *Perspec Ecol Conserv* 27: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2024.04.004>
- Ellis EC (2019) Land use and ecological change: a 12,000-year history. *Annu Rev Environ Resour* 46:1–33. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-012220-010822>.
- Falcucci A, Maiorano L, Boitani L (2007) Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landsc Ecol* 22:617–631. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9056-4>.
- Ferreira V, Albariño R, Larrañaga A, LeRoy CJ, Masese FO, Moretti MS (2023) Ecosystem services provided by small streams: an overview. *Hydrobiologia* 850:2501–2535. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05095-1>
- Freitas MA, Machado JLF, Viero AC, Trainini DR, Germano AO, Glugliotta AP, Caye BR, Pimentel GB, Marques JL, Goffermann M, Silva PR (2004) Mapa hidrológico do rio grande do sul: um avanço no conhecimento das águas subterrâneas no estado. *Águas Subterrâneas* 1:1–14.
- Garrastazú MC, Mendonc SD, Cardoso DJ, Rosot MAD, Nimmo ER, Lacerda AEB (2015) Land use policy carbon sequestration and riparian zones: assessing the impacts of changing regulatory practices in Southern Brazil 42, 329–339. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.08.003>
- Gleeson T, Befus KM, Jasechko S, Luijendijk E, Cardenas MB (2015) Modern groundwater. <https://doi.org/10.1038/NGEO2590>

- Graaf IEM, Gleeson T, van Beek LPH (Rens), Sutanudjaja EH, Bierkens MFP(2019) Environmental flow limits to global groundwater pumping *Nature* 574:90–94. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1594-4>
- Haines-Young R, Potschin M (2018) Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1: guidance on the application of the revised structure. Fabis Consulting Ltd. CICES: <https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2018/01/Guidance-V51-01012018.pdf> (acessado em fevereiro de 2021)
- Hermoso V, Abell R, Linke S, Boon P (2016) The role of protected areas for freshwater biodiversity conservation: challenges and opportunities in a rapidly changing world. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 26:3–11. <https://doi.org/10.1002/aqc.2681>.
- Hijmans R, Etten J, Sumner M, Cheng J, Baston D, Bevan A, Bivand R, Busetto L, Canty M, Fasoli B, Forrest D, Ghosh A, Golicher D, Gray J, Greenberg JA, Hiemstra P, Hingee K, Geosciences IMA, Karney C, Mattiuzzi M, Mosher S, Nowosad J, Pebesma E, Lamigueiro OP, Racine EB, Rowlingson B, Shortridge A, Venables B, Wueest R (2020) Raster: Geographic Data Analysis and Modeling
- Hirata R, Suhogusoff A, Marcellini SS, Villar PC, Marcellini L (2019) As águas subterrâneas e sua importância ambiental e econômica para o Brasil. Instituto de Geociências: Universidade de São Paulo, São Paulo, 1–27
- Hirons M, Comberti C, Dunford R (2016) Valuing cultural ecosystem services. *Annu Rev Environ Resour* 41:545–574. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-110615-085831>
- Joly CA, Scarano, FR, Seixas, CS, Metzger, JP, Ometto, JP, Bustamente, MMC, Padgurschi MCG, Pires APF, Castro PFD, Gadda T, Toledo P (2019) 1º Diagnóstico brasileiro de biodiversidade & serviços ecossistêmicos. São Carlos, SP: Editora Cubo
- Li N, Wang J, Wang H, Fu B, Chen J, He W(2021) Impacts of land use change on ecosystem service value in Lijiang River Basin, China. *Environ Sci Pollut Res* 28:46100–46115. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-12190-0>
- Lin Y, Lin W, Wang Y, Lien W, Huang T, Hsu C, Schmeller DS, Crossman ND (2017) Environmental Modelling & Software Systematically designating conservation areas for protecting habitat quality and multiple ecosystem services. *Environ Model Softw* 90:126–146. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.01.003>
- Luza AL, Carlucci MB, Hartz SM, Duarte LDS (2014) Moving from forest vs. grassland perspectives to an integrated view towards the conservation of forest–grassland mosaics. *Nat Conserv* 12:166–169. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2014.09.005>

- Mace GM, Norris K, Fitter AH (2012) Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends Ecol Evol* 2:19–26. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.08.006>
- Mandle L, Wolny S, Bhagabati N, Helsing H, Hamel P, Bartlett R, Dixon A, Horton R, Lesk C, Manley D, Mel M, Bader D, Nay Won Myint S, Myint W, Su Mon M (2017) Assessing ecosystem service provision under climate change to support conservation and development planning in Myanmar. *PLoS One* 12:1–23. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0184951>.
- MapBiomas – Relatório Anual do Desmatamento no Brasil (2021) MapBiomas Alerta - Projeto MapBiomas: <https://alerta.mapbiomas.org/> (acessado em agosto de 2021).
- McDermott CL, Montana J, Bennett A, Gueiros C, Hamilton R, Hirons M, Maguire-Rajpaul VA, Parry E, Picot L (2023) Transforming land use governance: global targets without equity miss the mark. *Environ Pol Gov* 33:245–257. <https://doi.org/10.1002/eet.2027>.
- Moushani S, Kazemi H, Klug H, Asadi ME, Soltani A (2021) Ecosystem service mapping in soybean agroecosystems. *Ecol Ind* 121:107061. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107061>.
- Muche M, Yemata G, Molla E, Adnew W, Muasya AM (2023) Land use and land cover changes and their impact on ecosystem service values in the north-eastern highlands of Ethiopia. *PLoS ONE* 18(9):e0289962. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0289962>.
- NASA (2020) GRACE Tellus - Gravity Recovery & Climate Experiment. https://www.nasa.gov/mission_pages/Grace/index.html (acessado em dezembro de 2020).
- Oliveira TE, Freitas DS, Gianezini M, Ruviaro CF, Zago D, Mércio TZ, Dias EA, Lampert VN, Barcellos JOJ (2017) Agricultural land use change in the Brazilian Pampa Biome: the reduction of natural grasslands. *Land Use Policy* 63:394. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.02.010>.
- Overbeck GE, Muller S, Fidelis A, Pfadenhauer J, Pillar V, Blanco C, Boldrini I, Both R, Forneck E (2007) Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspect Plant Ecol Evol Syst* 9:101–116. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.07.005>
- Overbeck GE, Hermann JM, Andrade BO, Boldrini II, Kiehl K, Kirmer A, Koch C, Kollmann J, Meyer ST, Müller SC, Nabinger C, Pilger GE, Trindade JPP, Vélez-Martin E, Walker EA, Zimmermann DG, Pillar VD (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>

- Pillar VD, Tornquist CG, Bayer C (2012) The southern Brazilian grassland biome: soil carbon stocks, fluxes of greenhouse gases and some options for mitigation. *Braz J Biol* 72:673–681. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000400006>
- QGIS Project (2020) QGIS 3.10—Geographic Information System. QGIS Association. <https://www.qgis.org> (acessado em 24 de Julho de 2021)
- R Core Team (2020) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/> (acessado em junho de 2021)
- Resende FM, Cimon-Morin J, Poulin M, Meyer L, Loyola R (2019) Consequences of delaying actions for safeguarding ecosystem services in the Brazilian Cerrado. *Biol Conserv* 234:90–99. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.009>
- Robaina LES, Trentin R, Scoti AAV (2020) Geomorphological description of the biome Pampa (Brazil) with support of digital elevation model and geographic information system. *Rev do Dep de Geogr—USP* 41:1–17
- Roesch LFW, Vieira FCB, Pereira VA, Schünemann AL, Teixeira IF, Senna AJT, Stefenon VM (2009) The Brazilian Pampa: a fragile biome. *Diversity* 1:182–198. <https://doi.org/10.3390/d1020182>
- Sannigraha S, Chakraborti S, Joshi PK, Keesstrad S, Sena S, Paula SK, Kreuterf U, Suttong PC, Jhah S, Dangi KB (2019) Ecosystem service value assessment of a natural reserve region for strengthening protection and conservation. *J Environ Manag* 244:208–227. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.095>
- Schröter M, Remme RP (2016) Spatial prioritisation for conserving ecosystem services: comparing hotspots with heuristic optimization. *Landsc Ecol* 31:431–450. <https://doi.org/10.1007/s10980015-0258-5>
- Scurlock JMO, Hall DO (1998) The global carbon sink: a grassland perspective. *Glob Change Biol* 4:229–233. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.1998.00151.x>
- Segatto ALA, Quintana IV, Reginato M, Baez-Lizarazo MR, Overbeck GE, Turchetto C (2024) Microevolutionary perspectives for conserving plant diversity in South Brazilian Grasslands (Campos Sulinos). *Perspect Ecol Conserv* 22:137–145. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2024.04.003>
- SEMA – Secretaria de Meio Ambiente do Rio Grande do Sul (2021) Boletim Especial Estiagem. <https://sema.rs.gov.br/> (acessado em 27 de Julho de 2021)

- Sharp R et al. (2020) InVEST 3.9.0.post195+ug.gbc51afe User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund
- Silva RFB, Rodrigues MDA, Vieira SA, Batistella M, Farinaci J (2017) Perspectives for environmental conservation and ecosystem services on coupled rural–urban systems. *Perspect Ecol Conserv* 15:74–81. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.05.005>
- Smith HE, Ryan CM, Vollmer F, Woollen E, Keane A, Fisher JA, Baumert S, Grundy IM, Carvalho M, Lisboa SN, Luz AC, Zorrilla-Miras P, Patenaude G, Ribeiro N, Artur L, Mahamane M (2019) Impacts of land use intensification on human wellbeing: Evidence from rural Mozambique. *Glob Environ Change* 59:101976. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.101976>
- Tadesse L, Suryabagavan KV, Sridhar G, Legesse G (2017) Land use and land cover changes and Soil erosion in Yezat Watershed, North Western Ethiopia. *Int Soil Water Conserv Res* 5:85–94. <https://doi.org/10.1155/2021/6669438>
- Teixeira W, Fairchild TR, Toledo MCM, Taioli F (2009) *Decifrando a Terra*. Companhia Editora Nacional, São Paulo, 1–623
- Terrado M, Sabater S, Chaplin-kramer B., Mandle L, Ziv G, Acuña V (2016) Model development for the assessment of terrestrial and aquatic habitat quality in conservation planning. *Sci. Total Environ* 540:63–70. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.064>
- Vitte AC, Mello JP (2007) Considerações sobre a erodibilidade dos solos e a erosividade das chuvas e suas consequências na morfogênese das vertentes: um balanço bibliográfico. *Climatol Estudos Paisag* 2:107–133
- Vörösmarty CJ, Lévêque C, Revenga C, Bos R, Caudill C, Chilton J, Douglas EM, Meybeck M, Prager D, Balvanera P, Barker S, Maas M, Nilsson C, Oki T, Reidy CA (2005) Fresh Water. In *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends -Freshwater*. Millenium Ecosystem Assesment. Washington, D.C.: Island Press.

Supplementary Material

Mapping and identification of ecosystem services hotspots in the Brazilian Pampa biome

Cássia Fernanda Martins da Silva¹, Murillo César Céspedes Campos², Diógenes Félix da Costa³, Fabiana Schneck¹, Luiz Ubiratan Hepp^{1,4,*}

¹ Programa de Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Rio Grande, Av. Itália, s/n - km 8 - Carreiros, 96203-900, Rio Grande, RS, Brazil.

² Laboratório de Tecnologia Pesqueira e Hidroacústica, Instituto de Oceanografia, Universidade Federal de Rio Grande, Av. Itália, s/n - km 8 - Carreiros, 96203-900, Rio Grande, RS, Brazil.

³ Laboratório de Biogeografia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Rua Joaquim Gregório, S/N, Penedo, 59300-000, Caicó, RN, Brazil.

⁴ Laboratório de Indicadores Ambientais, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Unidade II, Av. Ranulpho Marques Leal, 3484, 79613-000, Três Lagoas, MS, Brazil. * Corresponding author: luizuhepp@gmail.com

This supplementary material contains:

Fig. 1. Precipitation in the Brazilian Pampa: Map with rainfall distribution in the study region.

Fig. 2. Definition of areas with high provision of ecosystem services: Visual representation of Scenario 1 considering a cut of >50%.

Fig. 3. Definition of areas with high provision of ecosystem services: Visual representation of Scenario 2 considering a cut of >75%.

Table 1. Input data used in ecosystems services models and their origin. The acronyms refer to ecosystem services, being WY = Water Yield, SDR = Sediment Delivery Ratio, HQ = Habitat Quality e GW= Groundwater.

Table 2. Summary of inputs used in the biophysical data for Water Yield model, description of the class LULC, kc factor, root depth and LULC vegetation presence.

Table 3. Carbon stock values and respective sources for each LULC and carbon compartments (carbon stock in Mg ha⁻¹).

Table 4. SDR Summary of inputs used in the SDR model, description of the class LULC, and C and P factors.

Table 5. Attribution of the sensitivity values of the different LULC classes to the threats considered in the study.

Table 6. Threats for each LULC with information about maximum distance (Max.distance), weight and “decay”. Where Max.distance is the maximum distance at which each threat affects habitat quality, Weight represents the impact of each threat on habitat quality, and Decay, which is the reduction of degradation in space for each threat, can have value linear or exponential.

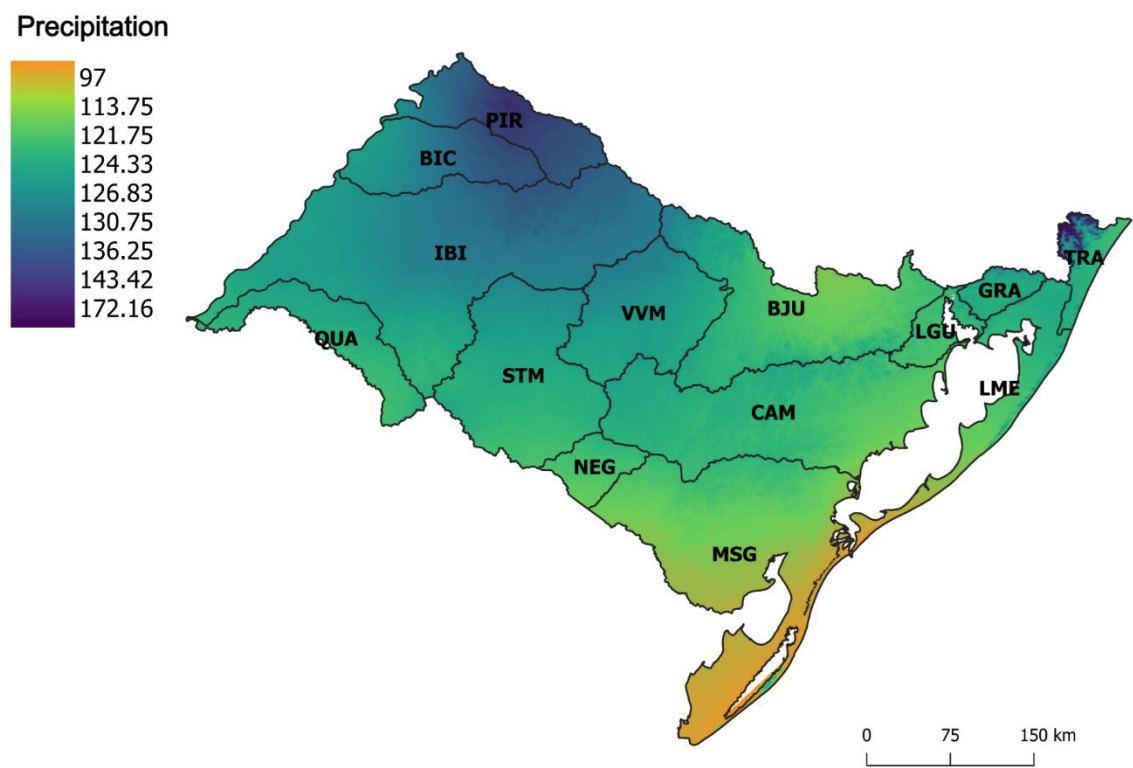


Fig. 1. Precipitation in the Brazilian Pampa: Map with rainfall distribution in the study region.

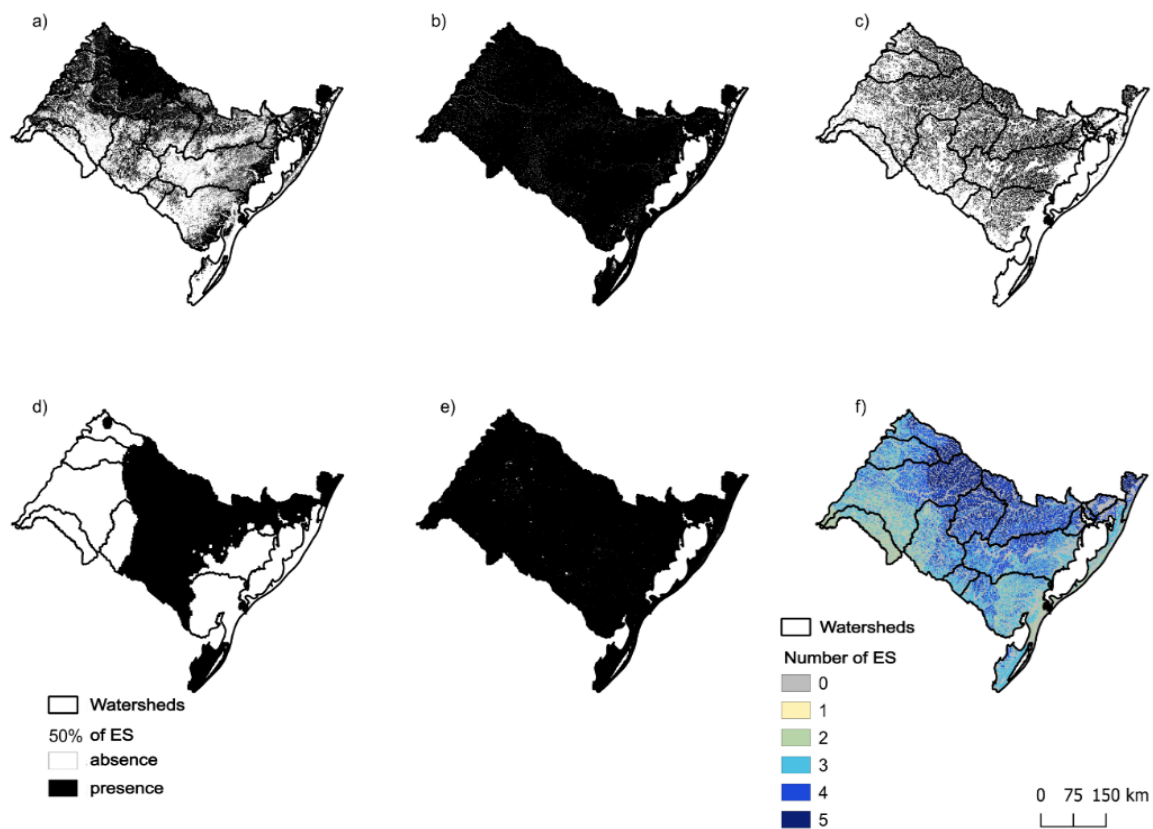


Fig. 2. Definition of areas with high provision of ecosystem services: Visual representation of Scenario 1 considering a cut of >50%.

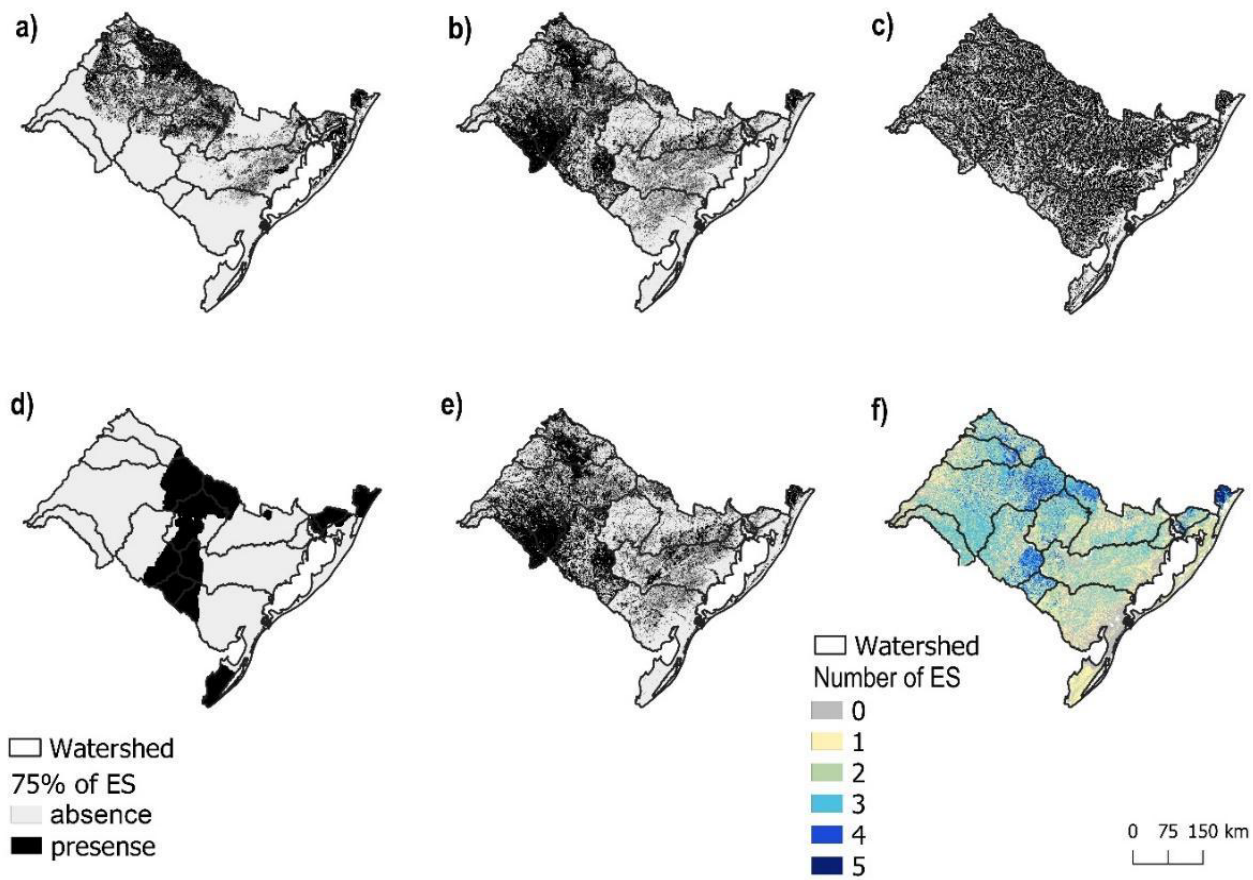


Fig. 3. Definition of areas with high provision of ecosystem services: Visual representation of Scenario 1 considering a cut of >75%.

Table 1. Input data used in ecosystem services (ES) models and their origin. The acronyms refer to ecosystem services. WY = Water Yield, SDR = Sediment Delivery Ratio, HQ = Habitat Quality e GW= Groundwater.

Data/variable	Databases	ES
Land use and land cover (LULC)	MAPBiomas (www.mapbiomas.org)	All
Precipitation	WorldClim (www.worldclim.org)	WY
Evapotranspiration	Consortium for Spatial Information (CGIAR Platform for Big Data in Agriculture: www.cgiarcsi.community)	WY
Root Constraint Layer Depth	International Institute for Applied Systems Analysis (www.iiasa.ac.at/)	WY
Water content retained in plants	World Soil Information (ISRIC: www.isric.org)	WY
Delimitation of basins and sub-basins	Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler – RS (FEPAM: www.fepam.rs.gov.br)	All
Digital Elevation Model (DEM/SRTM)	United States Geological Survey (USGS: www.usgs.gov)	SDR
Rain erosivity index (R)	European Soil Data Centre (ESDAC: www.esdac.jrc.ec.europa.eu)	SDR
Soils of Rio Grande do Sul	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE: www.ibge.gov.br)	SDR
Roads and highways	Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler – RS (FEPAM: www.fepam.rs.gov.br)	HQ
Mining	Agência Nacional de Mineração (SIGMINE www.sigmine.dnrm.gov.br)	HQ
Dams	Agência Nacional de Energia Elétrica (www.aneel.gov.br)	HQ
Sewage treatment station	Atlas Esgoto - Agência Nacional de Águas (ANA: www.atlasesgotos.ana.gov.br)	HQ

Protected areas		Instituto Chico Mendes-Ministério do Meio Ambiente (ICMBio-MMA: www.icmbio.gov.br)	-
Indigenous lands		Fundação Nacional do Índio (FUNAI: www.funai.gov.br)	-
Groundwater Model	Gravitational	National Aeronautics and Space Administration (NASA: www.giovanni.gsfc.nasa.gov)	GW

Table 2. Summary of inputs used in the biophysical data for Water Yield model, description of the class LULC, kc factor, root depth and LULC vegetation presence.

LULC	Kc	Root depth	Vegetation
Forest	1.008a (forest)	3700c (forests)	1 c (forests)
Forestry	1.008a (forest)	1250c	1c
Wetland	0.975a	1000c	1c
Grassland	0.935a	1000c	1c
Pasture	0.935a (grassland)	1000c	1c
Annual crop	0.772a (soy)	950c (soy)	1c (soy)
Agriculture+pasture	0.928	975	1
Litoral área	0.650b (grass)	1000c (grass)	1c (grass)
Urban	0a	1 c	0c
Unforested area	0.200b (bare land)	1c (bare land)	0c (bare land)
Rocks	0.200b (bare land)	1c (bare land)	0c (bare land)
Mining	0a (unknown)	0c	0c
River, lakes, ocean	0.952a	1c	0c

Databases: aInVEST database, bSong et al. (2015), cResende et al. (2019).

Table 3. Carbon stock values and respective sources for each LULC and carbon compartments (carbon stock in Mg ha⁻¹).

LULC	CAbove	CBelow	CSoil	CDead
Forest	242a	18a	45a	8a

Forestry	71.66a	22.3a	37.66a	2.01a
Wetland	7b (wet shrub)	3b (wet shrub)	25b (wet shrub)	0b (wet shrub)
Grassland	100b	20b	15b	2b
Pasture	100b(grass)	20b(grass)	15b(grass)	2b(grass)
Annual crop	4a	2.5a	20.5a	1a
Agriculture+pasture	52.5	11.5	15	2
Litoral área	1b (grass)	1b (grass)	10b	0b
Urban	2b	1b	50b	0b
Unforest área	1b (bare/fallow)	1b	10b	0b
Rocks	0b (barren)	0b	0b	0b
Minning	0b (barren)	0b	0b	0b
River, lakes, ocean	0b	0b	0b	0b

Databases: aGarrastazú et al. (2015), bInVEST database.

Table 4. SDR Summary of inputs used in the SDR model, description of the class LULC, and C and P factors.

LULC	C factor	P factor
Forest	0.01a	1a
Forestry	0.01a	1a
Wetland	0.04a	1a
Grassland	0.26b	0.4b
Pasture	0.26b	0.4b
Annual crop	0.195a (soy)	0.5a
Agriculture+pasture	0.217*	0.466*
Litoral área	0.404b (barren or sparsely)	1b (barren or sparsely)
Urban	0.06a	0.98a
Unforest área	1a (bare land)	1a (bare land)
Rocks	1a (bare land)	1a (bare land)
Minning	1a	1a
River, lakes, ocean	0.07a	1a

Databases: aResende et al. (2019), bInVEST database.

Table 5. Attribution of the sensitivity values of the different LULC classes to the threats considered in the study.

LULC	Habitat	Agriculture	Wastewater Station	Mining	Roads	Dams	Urbanization
Forest	0.93a	0.7a	0a	0.72a	0.78a	0a	0.85a
Forestry	0.93a	0.7a	0a	0.72a	0.78a	0a	0.85a
Wetland	0.73a	0.82a	0.9a	0.86a	0.75a	0.92a	0.97a
Grassland	0.72a	0.67a	0a	0.68a	0.7a	0a	0.75a
Pasture	0.72a	0.67a	0a	0.68a	0.7a	0a	0.75a
Annual crop	0.47a	0.02a	0a	0.64a	0.58a	0a	0.7a
Agriculture+pasture	0.47a	0.02a	0a	0.64a	0.58a	0a	0.7a
Litoral área	0.7b	0.8b	0.8b	0.8b	0.8b	0.8b	0.75b
Urban	0.15a	0.16a	0a	0.19a	0.1a	0a	0.01a
Unforest área	0c	0c	0c	0c	0c	0c	0c
Rocks	0b	0b	0b	0b	0b	0b	0b
Minning	0b	0b	0b	0b	0b	0b	0b
River, lakes, ocean	0.73a	0.82a	0.9a	0.86a	0.75a	0.92a	0.97a

Databases: aTerrado et al. (2016), bWang et al. (2020), cAneseyee et al. (2020).

Table 6. Threats for each LULC with information about maximum distance (Max.distance), weight and “decay”. Where Max.distance is the maximum distance at which each threat affects habitat quality, Weight represents the impact of each threat on habitat quality, and Decay, which is the reduction of degradation in space for each threat, can have value linear or exponential.

Threat	Max. distance	Weight	Decay
--------	---------------	--------	-------

Agriculture	4.1	0.68	Linear
Wastewater stations	6	83	Exponential
Roads	2.9	0.71	Linear
Dams	14	0.92	Exponential
Urbanization	7.1	1	Exponential
Mining	5.6	0.8	Exponential

Databases: Terrado et al. (2016).

References

- Aneseyee, A.B., Noszczyk, T., Soromessa, T., Elias, E., 2020. The InVEST habitat quality model associated with land use/cover changes: A qualitative case study of the Winike Watershed in the Omo-Gibe Basin, Southwest Ethiopia. *Remote Sens.* 12, 7–9. <https://doi.org/10.3390/rs12071103>
- Garrastazú, M.C., Mendonça, S.D., Cardoso, D.J., Rosot, M.A.D., Nimmo, E.R., Lacerda, A.E.B., 2015. Land Use Policy Carbon sequestration and riparian zones : Assessing the impacts of changing regulatory practices in Southern Brazil 42, 329–339. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.08.003>
- Resende, F.M., Cimon-Morin, J., Poulin, M., Meyer, L., Loyola, R., 2019. Consequences of delaying actions for safeguarding ecosystem services in the Brazilian Cerrado. *Biol. Conserv.* 234, 90–99. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.009>
- Song, C.-H., Lee, W.-K., Choi, H.-A., Jeon, S.-W., Kim, J.-U., Kim, J.-S., Kim, J.-T., 2015. Application of InVEST Water Yield Model for Assessing Forest Water Provisioning Ecosystem. *J. Korean Assoc. Geogr. Inf. Stud.* 18, 120–134.
- Terrado, M., Sabater, S., Chaplin-kramer, B., Mandle, L., Ziv, G., Acuña, V., 2016. Science of the Total Environment Model development for the assessment of terrestrial and aquatic habitat quality in conservation planning. *Sci. Total Environ.* 540, 63–70. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.064>

Wang, H., Tang, L., Qiu, Q., Chen, H., 2020. Assessing the impacts of urban expansion on habitat quality by combining the concepts of land use, landscape, and habitat in two Urban agglomerations in China. *Sustain.* 12. <https://doi.org/10.3390/su12114346>

CAPÍTULO 2

Protected areas efficiency in conservation of ecosystem services in Brazilian Pampa

Cássia Fernanda Martins da Silva¹, Murillo César Céspedes Campos², Luiz Ubiratan Hepp¹

¹ Programa de Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Rio Grande, Av. Itália, Km 8 - Campus Carreiros, CEP: 96203-900, Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brazil.

² Fundação de Desenvolvimento da Pesquisa do Agronegócio.

³ Laboratório de Indicadores Ambientais, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Unidade II, Av. Ranulpho Marques Leal, 3484, CEP 79613-000, Três Lagoas, Mato Grosso do Sul, Brazil.

Manuscrito submetido no periódico Ecosystem Services (Qualis A1, IF: 6.6 (2024)),

Manuscript number ECOSER-D-25-00341.

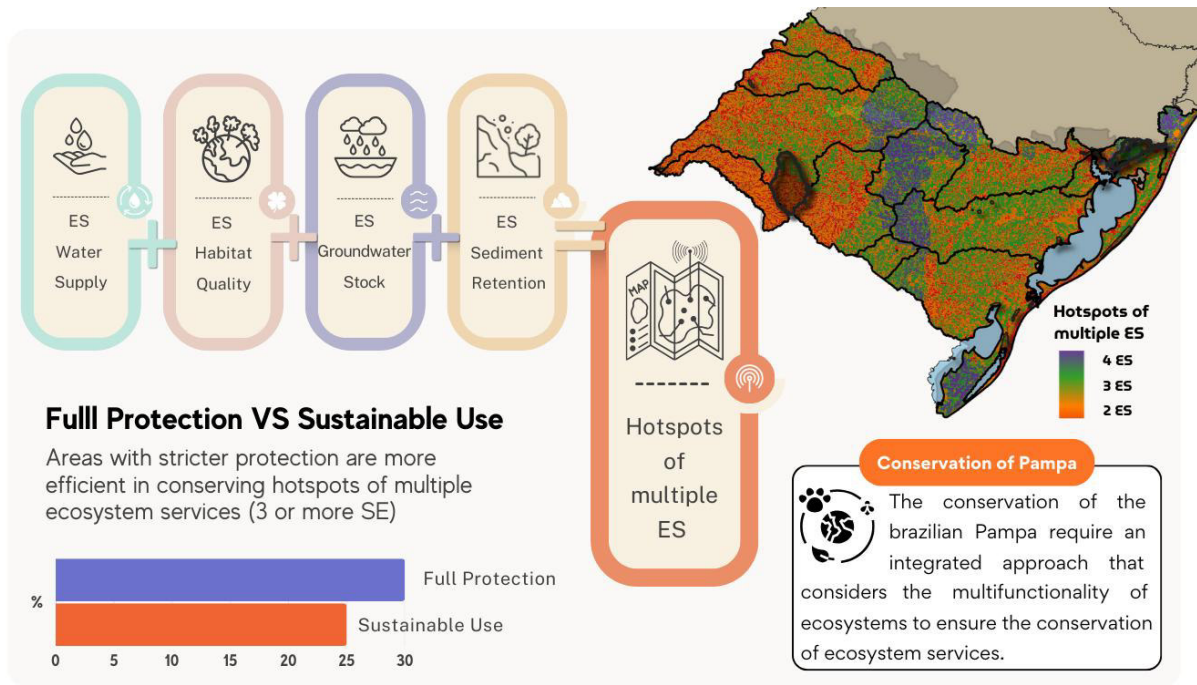
Highlights

- Protected areas (PA) are efficient in conserving ecosystem services, but only 17% of global area is PA.
- We studied ecosystem services in a region of high environmental importance, but neglected by public policies.
- More restrictive PA are more efficient in conserving multiple ecosystem services.
- Multiple ecosystem services hotspots are important for the management of PA.
- PA reflect a multifunctional approach to ensure ecosystem services conservation.

Abstract

In this study, we evaluated the efficiency of protected areas (PAs) in conserving multiple ecosystem services in the Pampa biome through mapping and analysis of ecosystem service hotspots. Our results indicated that PAs with more restrictive levels of protection showed greater efficiency in conservation, although we found significant gaps. Spatial analysis of the data revealed the ecological importance of considering the spatial distribution of ecosystem services and hotspots of multiple ecosystem services to optimize PA management. Our results highlight the need for an integrated approach that considers the multifunctionality of ecosystems to ensure ecosystem conservation and sustainability of the Brazilian Pampa.

Keywords: hotspots, spatial analysis, ecological integrity, Pampa biome.



1. Introduction

Environmental impacts on nature challenge humanity to face environmental crises and seek strategies to improve the management of natural resources and biodiversity (Tadesse et al., 2017; Hachtmann, 2024). Among the strategies is the creation of Protected Areas (PAs), which consists of an effective practice to contain changes in the landscape (Job et al., 2019; Pu et al., 2023). PAs cover significant extensions of unconverted habitats, contributing to the maintenance of biodiversity, ecosystem services and social well-being (Garrett et al., 2018; Pu et al., 2023). PAs are effective conservation tools against habitat degradation (Martín- López et al., 2011), focusing on nature protection, including species preservation, ecosystem services (ES), and the enhancement of traditional communities and cultural ecosystem services (Pu et al., 2023). In this way, PAs influence social dynamics through people's interactions with ecosystems, promoting human well-being, adaptation to emerging socioecological conditions, and nature protection (Pu et al., 2023).

Traditional PAs selection methods focus mainly on analyses of biodiversity and species distribution (Kukkala and Moilanen, 2012; Juffe-Bignoli et al., 2020; Yu et al., 2024). These approaches often neglect essential ecological dimensions, such as functions, processes, and ES, which are fundamental to maintaining environmental integrity (Garrett et al., 2018; Resende et al., 2019). ES are not commonly incorporated into conservation plans (Pu et al.,

2023), limiting conservation objectives and the preservation of other ecological dimensions (Santos et al., 2019; Pu et al., 2023). Therefore, understanding whether PAs can ensure the conservation of ES is essential, considering the ecological and social importance of these services.

The use of ES has gained attention for increasing the effectiveness of conservation efforts and its potential to address several ecological challenges (such as habitat degradation, biodiversity loss, and climate change) (Pu et al., 2023). Techniques such as ES modeling and mapping allow the identification of regions with greater provision of services or high concentration of multiple services, the so-called ES "hotspots" (Silva et al., 2024). These hotspots are defined as areas with high biophysical or monetary provision, or high diversity of services (Li, 2014; Schröter and Remme, 2016; Orsi et al., 2020, Silva et al. 2024). The identification of these hotspots provides a scientific basis for prioritizing conservation and allocating resources efficiently in ecosystem management (Reyers et al., 2009; Zhang and Fu, 2014; Orsi et al., 2020). Considering the limited territories for conservation and the funding aimed at habitat protection, the identification of hotspots for conservation is fundamentally applied to the planning and management of natural resources (Li et al., 2022).

Currently, global protected areas cover approximately 17% of terrestrial habitats (considering continental aquatic ecosystems) and 8% of coastal and oceanic areas (Pu et al., 2023). In Brazil, only 19.1% of its continental territory is located in PAs, these areas are distributed across five biomes and coastal and marine areas, with 26.5% of coastal and marine areas in PAs, Amazon (28.5%), Cerrado (8.6%), Atlantic Forest (10.4%), Pantanal (4.7%), Caatinga (9.1%) and Pampa (2.9%) (MMA et al., 2024). Although Brazilian biomes, such as the Amazon, are close to achieving their preservation goals in relation to the national territory, other biomes such as the Pampa and Pantanal are far from achieving their goals and remain seriously unprotected (Drummond et al., 2012). Among the Brazilian biomes, the Pampa is the most impacted by habitat loss, with only $\frac{1}{4}$ of its original vegetation cover remaining (Silva et al., 2024). It is the biome with the smallest preserved area (only 1,604 km² of its territory under protection in Full Protection Conservation Units), which indicates low conservation efforts. Taking into account the conservation goals of the Sustainable Development Goals (mainly goal 15), the Pampa has great potential for the implementation of protected areas, which are essential for the conservation of the biome in Brazil. Given the above, this article aims to evaluate the efficiency of protected areas in preserving ecosystem services in the Pampa biome, highlighting the identification of hotspots as a strategic approach to subsidize and

promote the sustainable management of natural resources. In this study, we evaluate the efficiency of protected areas in conserving ecosystem services through mapping techniques and analysis of ecosystem service hotspots in relation to the presence of protected areas. This strategy not only assesses the efficiency of protected areas in conserving ecosystem services, but also reinforces the importance of areas with high levels of ecosystem services for conservation, contributing significantly to the ecological and social sustainability of the study region.

2. Methods

2.1. Study area

The Pampa is a biome that extends across a predominantly rural region in Latin America, which includes Brazil, Uruguay, part of Argentina, and a small portion of Paraguay (Overbeck et al., 2007). In its Brazilian portion, the Pampa is characterized mainly by rural landscapes, interspersed with forest patches at its limits (Silva et al., 2024). It is a biome with high geodiversity, evidenced by its structural and lithological characteristics, which vary from flat areas to undulating reliefs (Robaina et al., 2020). The region is climatically classified as temperate subtropical, with average annual temperatures ranging from 13°C to 17°C (Alvares et al., 2013). The Brazilian Pampa has significant economic relevance, given the concentration of agro-industrial enterprises, which play an important role in the regional and national economy. We consider the Pampa region in its Brazilian portion as our study area and, considering that in this study we will start from the modeling of the SE, we adopted the hydrographic basins of the Brazilian Pampa as the territorial delimiter, according to the methodology proposed by Silva et al. (2024).

According to the National Registry of Conservation Units (CNUC, 2024), 51 protected areas are distributed across the Brazilian Pampa, 22 of which are Full Protection areas and 29 of which are Sustainable Use areas. Considering the modeled area, a total of 26 protected areas were identified, of which four units are Sustainable Use areas and 22 (twenty-two) Full Protection areas, totaling 4,542.92 km² and 1,225.20 km², respectively (Fig. 1). Although Full Protection Protected Areas predominate in number, with 22 units identified, they have a smaller territorial extension when compared to Sustainable Use PAs (Fig. 1).

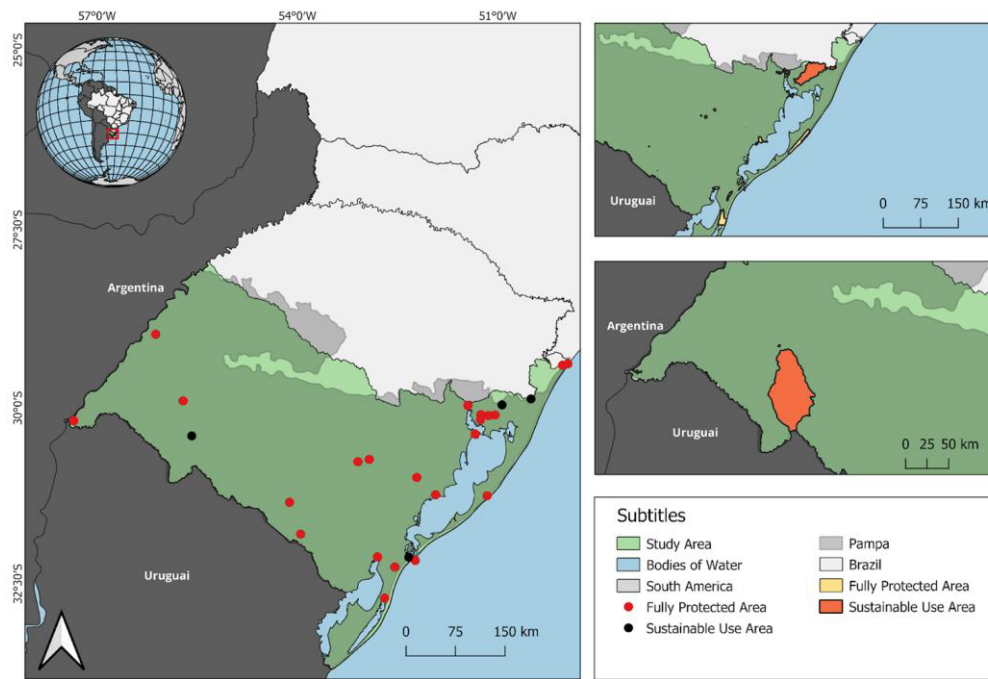


Fig. 1. Geographical location of the Pampa biome in Brazilian territory (in green. Red dots: Areas of Full Protection; Black dots: Areas of Sustainable Use. In the smaller maps, the eastern portion (above) and the western portion (below) of the biome are highlighted, allowing a detailed visualization of the Protected Areas

2.2. Mapping of ES and modeling of ES Hotspots

We focused on four ES provided by river basins, published by Silva et al. (2024), namely Water Supply Model, Sediment Retention Model, Habitat Quality Model and Groundwater Stock Model. ES are distributed into three categories recognized by CICES (2018): Provision services (water supply), abiotic regulation and maintenance services (groundwater stock, sediment retention) and biotic regulation and maintenance services (habitat quality). According to Silva et al. (2024), the mapping of water supply, sediment retention and habitat quality ES was performed in InVEST 3.9.0 (Sharp et al., 2020), while the groundwater stock ES was modeled using data derived from the GRACE model, which measures water stock in mm^3 using gravity models (Landerer, 2012; Silva et al., 2024).

We considered areas of high performance of individual ESs to be those regions that presented 75% or more (values present in the last quartile for each ES) of the performance of each of the ES (Silva et al., 2024). Subsequently, we reclassified the areas of high performance of ESs by transforming the pixel values of the first 3 quartiles into 0, and of the last quartile into

1 (absence or presence). Finally, to identify the hotspots of multiple SEs, we combine/sum the values of the different raster layers of the high-performance areas of each SE through map algebra.

2.3. Efficiency of Protected Areas

Consider efficiency to be the amount of benefits per unit cost and, to spatially verify the efficiency of ES conservation in PAs, we adapted the method proposed by Sobral-Souza et al. (2018), which calculated the protection efficiency in relation to climatically stable areas. In this way, we adapted the calculations to quantify the percentage of overlap in each ES in relation to the area occupied by the PA. We adopted the 50% threshold as the criterion for determining efficiency, that is, we considered all PAs with efficiency values of 50% or higher to be efficient in ES protection.

$$Efficiency_{(\%) } = \left(\frac{SE_{(a)}}{AP_{(A)}} \right) \times 100$$

Where $SE_{(a)}$ represents the total area of the SE assessed within the PA; $AP_{(A)}$ = total area of the PA assessed.

To perform the calculations, the matrix data resulting from the mapping of the areas of high SE performance and the mapping of multiple SE hotspots were transformed into vector data. This data preprocessing technique ensures greater precision in the calculation of overlapping areas and consequently in the calculation of efficiency. To calculate the efficiency of SE protection in the Protected Areas, we superimposed the PA maps on the SE models and multiple SE hotspots. From this superimposition, we calculated the percentage of protection of each SE and of the hotspots within each Protected Area. Data reclassification, map algebra, and preprocessing procedures of input data for SE models were performed in the R environment (R Core Team, 2020) and in the QGIS software (QGIS Project, 2020).

3. Results

The results of the efficiency analysis demonstrated variations in the capacity of these PAs to protect the evaluated SE and the hotspots of multiple SE (Table 1). Considering the Sustainable Use (US) PAs, only the Banhado Grande APA was efficient in conserving SE water yield (79%, Table 1, Fig. 2). This same PA was the only area that also presented efficiency values for SE

groundwater (94%, Table 1, Fig. 2). However, when we observed the efficiency of the PAs for protecting SE sediment retention, only the Ibirapuitã APA reached values considered efficient (68%) (Table 1, Fig. 2). When we observed the results in relation to SE habitat quality, all the PAs analyzed presented protection efficiency values, except for the Morro Osório APA. Among the PAs with the highest efficiency values in protecting SE habitat quality, we highlight the Lagoa Verde APA (98% efficiency, Table 1, Fig. 2).

Table 1. Efficiency of protected areas (%) in the Brazilian Pampa biome in conserving ecosystem services and hotspots of multiple ecosystem services. The table presents, in the first column, the studied protected areas, organized according to the different categories of Brazilian protected areas, classified as Full Protection or Sustainable Use. The second column shows the extent of the analyzed protected areas in square kilometers (km²). Columns 3 to 6 display the efficiency percentages for conserving individual ecosystem services, while columns 7 to 9 detail the efficiency percentages for protecting hotspots of multiple ecosystem services.

Protected areas				Efficiency (%)					
				Hotspot SE					
Sustainable use		Km²	WY	GW	SDR	HQ	2 SE	3 SE	4 SE
Área de Proteção Ambiental Morro Osório		60.682	17.0	25.9	44.7	40.1	5.4	5.2	13.1
Área de Proteção Ambiental Ibirapuitã		3167.800	28.2	0	68.2	95.1	55.4	18.2	0
Área de Proteção Ambiental Banhado Grande		1370.413	79.4	94.5	45.8	60.3	14.5	51.8	28.5
Área de Proteção Ambiental Lagoa Verde		4.708	44.1	0	10.6	98.9	17.7	0	0
Full Protection									
Estação Ecológica do Taim		328.061	37.9	0	24.9	83.9	24.4	19.3	0
Reserva Biológica do São Donato		44.144	95.1	0	40.3	39.0	48.9	15.1	0
Reserva Biológica do BioPampa		0.149	0	100	0	100	100	0	0
Reserva Biológica do Ibirapuitã		3.516	97.5	0	31.6	99.6	65.9	33.6	0
Reserva Biológica do Mato Grande		49.736	82.5	0	37.0	37.0	53.6	31.9	0

Reserva Particular do Patrimônio Natural Mata do Professor Baptista	0.093	0	100	0	99.0	100	0	0
Reserva Particular do Patrimônio Natural Estadual Barba	23.814	6.8	0	11.9	11.9	9.9	0	0
Reserva Particular do Patrimônio Natural Boa Vista	2.422	99.9	0	94.0	94.0	5.8	93.7	0
Reserva Particular do Patrimônio Natural Rincão das Flores	0.155	100	100	100	100	0	0	100
Reserva Particular do Patrimônio Natural Farroupilha	0.096	100	100	100	100	0	0	100
Refúgio da Vida Silvestre do Molhe Leste	0.242	0	0	0	0	0	0	0
Refúgio da Vida Silvestre Banhado dos Pachecos	26.054	56.1	51.4	29.9	97.1	35.2	28.9	11.5
Refúgio da Vida Silvestre Banhado do Maçarico	62.549	46.0	0	72.1	72.1	66.9	24.2	0
Parque Estadual do Podocarpus	36.393	99.9	0	61.5	99.0	37.5	62.5	0
Parque Estadual de Itapeva	10.010	45.2	51.7	0	0	42.9	0	0
Parque Estadual do Delta do Jacuí	141.816	35.5	33.1	18.5	18.5	32.9	14.4	4.2
Parque Estadual do Espinilho	16.092	39.2	0	18.8	18.8	33.5	0	0
Parque Estadual do Camaquã	101.674	33.4	0	27.8	27.8	39.7	10.5	0
Parque Nacional da Lagoa do Peixe	367.240	54.1	0	28.9	28.9	41.4	19.8	0
Parque Natural Municipal do Pampa	1.520	2.0	100	79.9	79.9	24.3	75.0	0
Parque Natural Municipal Saint Hilaire	9.428	93.2	100	72.4	72.4	10.7	25.6	63.5
Monumento Natural Municipal Capão da Amizade	0.003	0	0	0	100	0	0	0

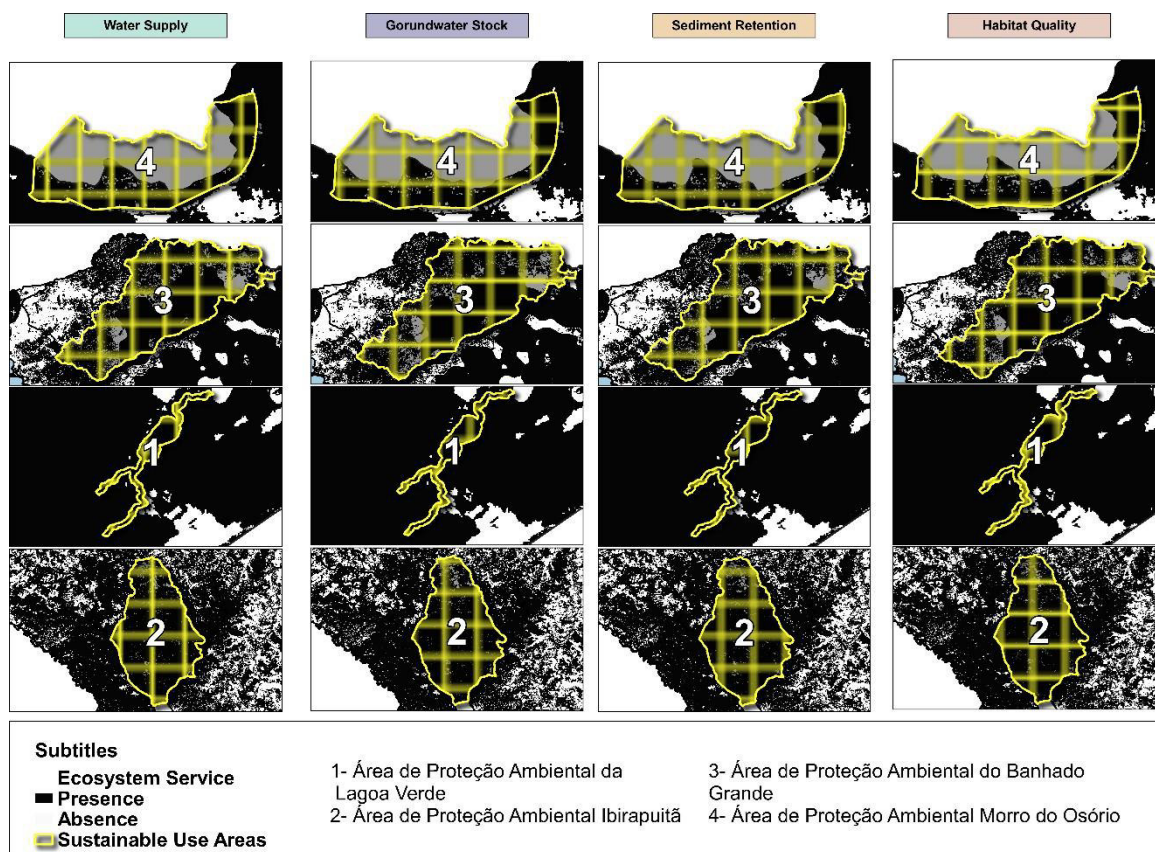


Fig. 2. Modeling and clipping of SE Water Supply, Groundwater stock, Sediment retention and Habitat Quality in Sustainable Use Protection Areas. In yellow are the PA limits and the SE distribution considering the 75% limit. The black areas indicate the presence of SE, while the white areas represent its absence.

When we observe the Full Protection Areas, we found that ten Areas were efficient in protecting SE water yield (Table 1, Fig. 3), with the Boa Vista and Farroupilha Private Natural Heritage Reserves standing out (100% efficiency, Table 1, Fig. 3). Regarding the efficiency of the Areas in protecting SE groundwater, eight areas were efficient, with six Areas presenting 100% efficiency (Table 1, Fig. 3). We found that only seven Areas were efficient in protecting SE sediment retention, with the Boa Vista Private Natural Heritage Reserve (94%), Rincão das Flores Private Natural Heritage Reserve (100%) and Farroupilha Private Natural Heritage Reserve (100%) having the highest values (Table 1, Fig. 3). For SE habitat quality, 13 APs achieved efficiency in SE protection, including the BioPampa Biological Reserve, Rincão das Flores Private Natural Heritage Reserve, Farroupilha Private Natural Heritage Reserve and the Capão da Amizade Municipal Natural Monument, all with 100% efficiency (Table 1, Fig. 3).

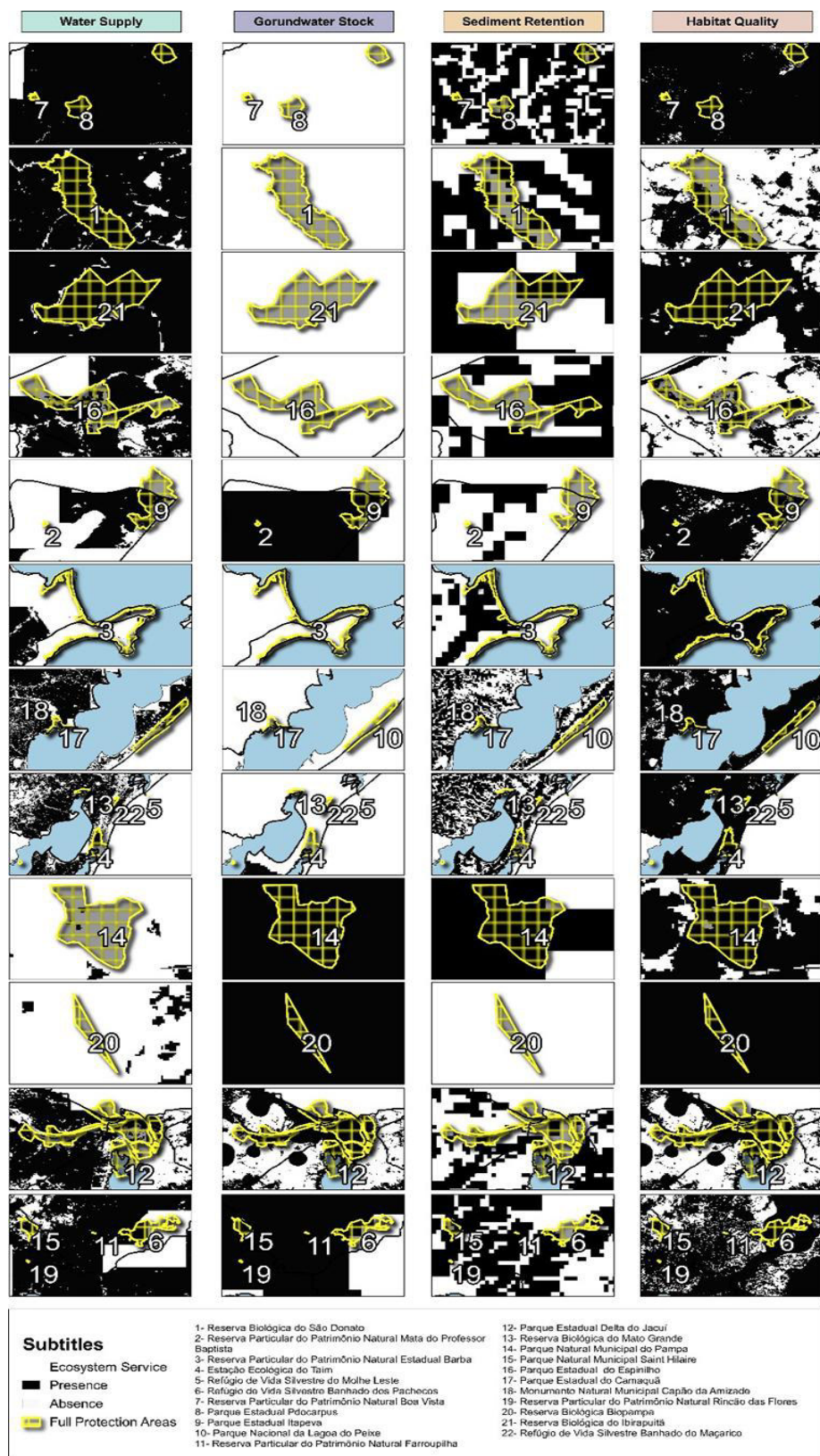
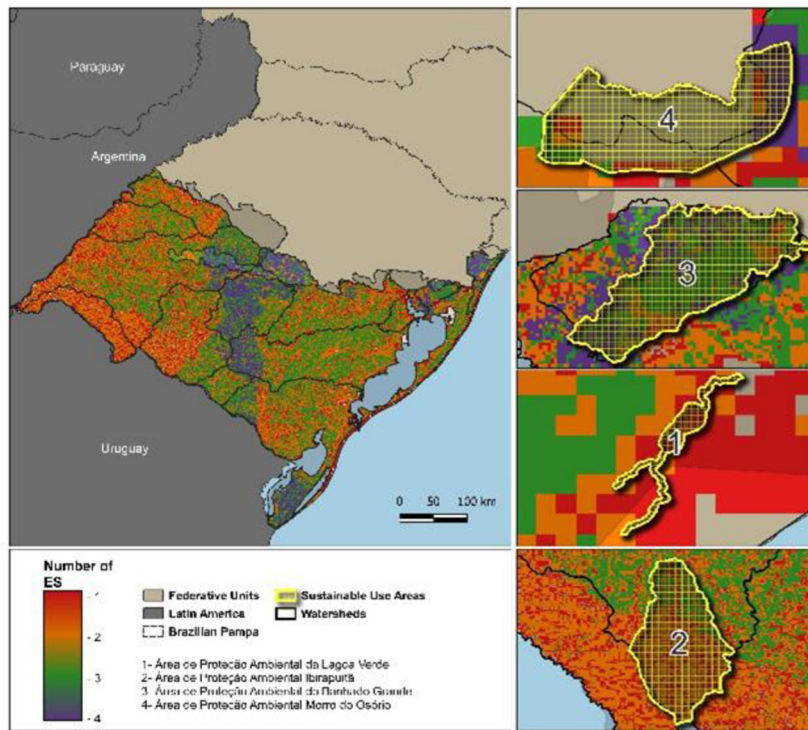


Fig. 3. Modeling and clipping of SE Water Supply, Groundwater stock, Sediment retention and Habitat Quality in Full Protection Areas. In yellow are the limits of the PA and the distribution of

SE considering the 75% limit. The black areas indicate the presence of SE, while the white areas represent its absence.

When analyzing the efficiency of Sustainable Use PAs in protecting multiple SE hotspots, we found that only one area was efficient in protecting two SEs (Ibirapuitã APA with 55.4%, Table 1, Fig. 4) and only Banhado Grande APA was efficient in protecting three SE hotspots (51.8%). On the other hand, we did not observe any Sustainable Use PAs that were efficient in protecting four SE hotspots (Table 1, Fig. 4). Regarding Full Protection PAs, five PAs achieved efficiency (Table 1, Fig. 4) in protecting two SEs, with two of them standing out with 100% efficiency values (BioPampa Biological Reserve and Mata do Professor Baptista Private Natural Heritage Reserve). When we observed the overlap of three SEs, we noticed that only three PAs were efficient, with emphasis on Boa Vista Private Natural Heritage Reserve (93.7%, Table 1, Fig. 4). Finally, when we observe the overlap of four SE, the only efficient areas were the Rincão das Flores Private Natural Heritage Reserve, the Farroupilha Private Natural Heritage Reserve, both with 100%, and the Saint Hilaire Municipal Natural Park (Table 1, Fig. 4). In general, based on the proposed method, these 3 areas are the most efficient in the conservation of SE (Table 1, Fig. 4).

Sustainable Use Areas



Full Protection Areas

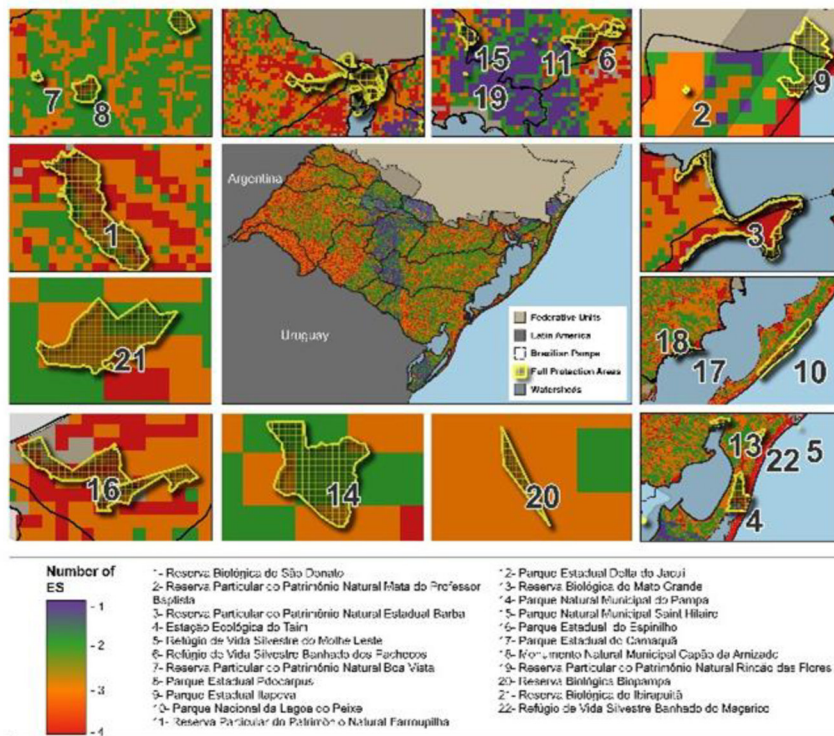


Fig. 4. Modeling of multiple ecosystem service (ES) hotspots in Sustainable Use Protection Areas and Strictly Protected Areas. The yellow borders of the PAs and the distribution of ES hotspots are shown. The colors indicate different concentrations of ES: purple (4 ES), green (3 ES), orange (2 ES) and red (1 ES). The smaller maps (on the right) detail the distribution of ES hotspots within Sustainable Use Protection Areas and Strictly Protected Areas.

4. Discussion

In our study, we reinforce the importance of PAs in the conservation of ES in the Brazilian Pampa. Our results indicated variations in the efficiency of the PAs analyzed, evidencing differences between the categories of Sustainable Use and Full Protection. These results suggest relevant implications for ecological planning and conservation management of PAs, especially in critical regions where protection efforts are still insufficient, as is the case of the Brazilian Pampa. The Pampa biome is recognized as one of the most threatened and least represented biomes in terms of PAs in Brazil (Drumond et al., 2012; Silva et al., 2024).

In the study region, we identified 26 protected areas, 4 of which were Sustainable Use and 22 of which were Full Protection, with an area of 4,542.92 km² and 1,225.20 km², respectively. Although Full Protection PAs predominate in number, their territorial extension is considerably smaller compared to Sustainable Use areas. These data reflect the challenges associated with ecosystem conservation and sustainable management of the Pampa, considering the specific conservation objectives of each category. It is important to reflect that Full Protection PAs have as their main objective the protection of nature, being managed by more restrictive norms and rules (Medeiros et al., 2006, Drummond et al., 2012). The use of natural resources in Strictly Protected Areas is indirect, not allowing consumption, collection or any damage to ecosystems, with few authorized human activities (e.g. research) (Medeiros et al., 2006; Drummond et al., 2012). In contrast, Sustainable Use Areas aim to reconcile nature conservation with the sustainable use of natural resources (Medeiros et al., 2006). In these areas, several human activities are permitted, as long as they involve the direct use of natural resources (Medeiros et al., 2006). Thus, the characteristics of each category of AP can influence the effectiveness of the protection of ecosystem services in conservation units, reinforcing the need to evaluate the spatial distribution and efficiency of these areas to maximize their conservation functions.

Overall, we found that only five PAs did not demonstrate protection efficiency for any of the SEs or multiple SE hotspots analyzed. The low efficiency of PAs, such as the Jacuí Delta

State Park and the Camaquã State Park, which, despite their large territorial extension (when compared to other PAs in the Pampa), points to the need for improvements in management and handling aimed at protecting SEs in these areas. Factors that may explain this low performance in terms of efficiency in protecting SEs include the absence of effective management plans, lack of financial and technical resources, high anthropic pressure in the region, and/or specific conservation objectives. However, we observed that some PAs with smaller territorial extensions, such as the Rincão das Flores Private Natural Heritage Reserves (RPPNs) and Farroupilha RPPN, presented 100% efficiency for all SEs evaluated. These results may indicate that efficiency is not necessarily related to the size of the areas (territorial extension), but rather to the quality of management, habitat protection strategies, and the local ecological context.

Our results indicated that Strictly Protected Areas were more efficient in protecting ES. The Habitat Quality ES was efficiently protected by 13 areas. These results reflect the essential role of Strictly Protected Areas in preserving habitats and ecological processes. Restricting human activities in these areas provides more favorable conditions for maintaining biodiversity and providing ES, reaffirming their relevance for meeting global goals, such as the Aichi Targets and the Sustainable Development Goals.

Although all Sustainable Use Areas showed some degree of efficiency in protecting ES, the performance in terms of protection efficiency of the ES modeled in this study was limited, reflecting the great challenge of reconciling conservation with the direct and sustainable use of natural resources. These results suggest that, although these areas play an important role in protecting specific services, multifunctionality and anthropogenic pressures may limit their efficiency in integrated conservation. Thus, the protection of multiple ES hotspots represents a significant challenge, especially in Sustainable Use Areas. Thus, management and conservation strategies, such as the restoration of degraded habitats and the implementation and promotion of sustainable economic activities (such as ecotourism and agroecological practices), are essential to increase the conservation performance of these areas.

When we look at the results regarding the efficiency of protecting multiple ES hotspots in Strictly Protected Areas, only three areas were efficient in protecting hotspots of four ES (all with 100% efficiency). This highlights the potential of these areas to simultaneously protect multiple critical services, contributing to ecosystem resilience and human well-being. Identifying multiple ES hotspots is essential to guide conservation planning and management (Silva et al., 2024), especially in a context of limited financial resources allocated to

conservation. These areas represent strategic opportunities to maximize ecological and socioeconomic benefits with targeted investments.

Our results indicate the need for integrated and adaptive strategies for the management of PAs in the Brazilian Pampa. Strengthening the management of existing Pas, with the implementation of effective management plans, increased financial resources, and technical training, is essential to improve their efficiency in protecting ESs (Izquierdo and Clark, 2012; Eklund and Cabeza, 2016). In addition, the creation and expansion of Pas should prioritize strategic regions identified as hotspots of multiple ESs (Silva et al., 2024), promoting ecological connectivity and the sustainability of natural resources. One possibility is to consider modeling Hotspots of multiple ESs together with Priority Areas for Conservation in order to guide possible regions for the implementation and expansion of Pas focused on the conservation of ESs through the implementation of appropriate measures for the conservation, recovery, and sustainable use of ecosystems and biodiversity (Alberts et al., 2020; MMA, 2023). Priority Areas for Conservation are tools developed by the Ministry of the Environment to guide public policies in Brazil (MMA, 2023).

Another safe strategy for ES conservation is to encourage the creation and expansion of private PAs (Archibald et al., 2021). These areas can be established through legal instruments, long-term concession agreements, which seek to conserve habitats in a more restrictive way (Archibald et al., 2021). Therefore, the creation of new RPPNs in the Pampa should be encouraged through public policies that include tax incentives, technical assistance, and public recognition. Our results showed that these units have proven to be highly efficient in conserving ESs, complementing public PAs (at both national, state, and municipal levels) and increasing the coverage of protected areas in the biome. Community engagement is another fundamental aspect, especially in Sustainable Use PAs (Villamagna et al., 2013). The inclusion of local communities in decision-making and management processes can increase adherence to conservation practices and promote sustainable socioeconomic development (Izquierdo and Clark, 2012). Furthermore, it is important to aim at selecting the ES that will be considered in management and conservation plans, especially those ES that present trade-off relationships with other ES (Villamagna et al., 2013), which can influence the preservation levels of multiple ES (Archibald et al., 2021).

5. Conclusion

This study paves the way for future research exploring the dynamics between conservation efficiency and anthropogenic pressures, considering the impacts of climate change and human activities on ESs. Furthermore, studies that integrate economic and social analyses can provide more comprehensive insights into the benefits of conservation and opportunities for community engagement. In the global context of climate crisis, habitat and biodiversity loss, ensuring the efficiency of PAs in protecting ecosystem services is crucial for environmental resilience and human well-being. The adoption of scientific and integrated approaches, such as hotspot prioritization and adaptive management, will be essential to face future challenges and promote sustainability in the Pampa biome and beyond.

6. Acknowledgements

We thank Msc. Diana Laura Jiménez for discussions and clarifications regarding preprocessing and formatting of spatial data. We also thank Dr. Fernando Resende for reading and suggestions. We thank the Natural Capital Project and Stanford University for free training on the application of the InVEST models. We also thank NASA and the Applied Remote Sensing Training Program - ARSET for subsidizing free training in spatial analysis. We would like to thank the Coordination for the Improvement of higher Education Personnel – Brazil (CAPES) for the financial support in granting the CFMS scholarship [Process number 88887.506101/2020-00]. LUH receives productivity grant from CNPq [Process number 310394/2023-6].

7. Author contributions

C. F. M. Silva: Conceptualization, Methodology, Analysis, Writing- Original draft preparation. M. C. C. Campos: Conceptualization, Methodology, Analysis, Writing- Original draft preparation. L.U. Hepp: Conceptualization, Writing- Reviewing and Editing, Supervision.

8. References

Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22 (6), 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.

Archibald, C.L., Dade, M.C., Sonter, L.J., Bell-James, J., Boldy, R., Cano, B., Friedman, R.S., Siqueira, F.F., Metzger, J.P., Fitzsimons, J.A., Rhodes, J.R., 2021. Do conservation covenants

consider the delivery of ecosystem services? *Environmental Science & Policy*. 115, 99-107. DOI: 10.1016/j.envsci.2020.08.016.

Arneth, A., Leadley, P., Claudet, J., Coll, M., Rondinini, C., Rounsevell, M.D.A., Shin, Y.J., Alexander, P., Fuchs, R., 2023. Making protected areas effective for biodiversity, climate and food. *Global Change Biology*. 29 (14), 3883-3894. DOI: 10.1111/gcb.16664.

Azevedo-Santos, V.M., Frederico, R.G., Fagundes, C.K., Pompeu, P.S., Pelicice, F.M., Padial, A.A., Nogueira, M.G., Fearnside, P.M., Lima, L.B., Daga, V.S., Oliveira, F.J.M., Vitule, J.R.S., Callisto, M., Agostinho, A.A., Esteves, F.A., Lima-Junior, D.P., Magalhães, A.L.B., Sabino, J., Mormul, R.P., Grasel, D., Zuanon, J., Vilella, F.S., Henry, R., 2019. Protected areas: A focus on Brazilian freshwater biodiversity. *Diversity and Distributions*. 25 (3), 442-448. DOI: 10.1111/ddi.12871.

Berghöfer, A., Dudley, N., Förster, J., 2012. Ecosystem services and protected areas, in: Wittmer, H., Gundimeda, H., (Eds.), *The economics of ecosystems and biodiversity for local and regional policy maker*. Routledge, Abingdon, pp. 125 - 140.

Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 Guidance on the Application of the Revised Structure, 2018. CICES. <https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2018/01/Guidance-V51-01012018.pdf>.

Drummond, J.A.L., Franco, J.L.D.A., Oliveira, D., 2012. An assessment of Brazilian conservation units – a second look. *Novos Cadernos NAEA*. 15 (1), 53-83. DOI: 10.5801/ncn.v15i1.10829.

Eklund, J., Cabeza, M., 2017. Quality of governance and effectiveness of protected areas: crucial concepts for conservation planning. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 1399 (1), 27-41. DOI: 10.1111/nyas.13284.

Fagundes, C.K., Vogt, R.C., Júnior, P.D.M., 2016. Testing the efficiency of protected areas in the Amazon for conserving freshwater turtles. *Diversity and Distributions*. 22 (2), 123-135. DOI: 10.1111/ddi.12396.

Garrett, R.D., Koh, I., Lambin, E.F., le Polain de Waroux, Y., Kastens, J.H., Brown, J.C., 2018. Intensification in agriculture-forest frontiers: Land use responses to development and conservation policies in Brazil. *Global Environmental Change*. 53 (9), 233-243. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2018.09.011.

Hachtmann, M., 2024. Linking sufficiency and the protection of biodiversity: An issue of political implications, framing, descriptiveness and interdisciplinarity? *Nature Conservation*. 55, 83-10. DOI: 10.3897/natureconservation.55.118243.

Izquierdo, A.E., Clark, M.L., 2012. Spatial Analysis of Conservation Priorities Based on Ecosystem Services in the Atlantic Forest Region of Misiones, Argentina. *Forests*. 3 (3), 764-786. DOI: 10.3390/f3030764.

Job, H., Becken, S., Lane, B., 2017. Protected Areas in a neoliberal world and the role of tourism in supporting conservation and sustainable development: an assessment of strategic planning, zoning, impact monitoring, and tourism management at natural World Heritage Sites. *Journal of Sustainable Tourism*. 25 (12), 1697-1718. DOI: 10.1080/09669582.2017.1377432.

Juffe-Bignoli, D., Harrison, I., Butchart, S.H.M., Flitcroft, R., Hermoso, V., Jonas, H., Lukasiewicz, A., Thieme, M., Turak, E., Bingham, H., Dalton, J., Darwall, W., Deguignet, M., Dudley, N., Gardner, R., Higgins, J., Kumar, R., Linke, S., Milton, G.R., Pittock, J., Smith, K.G., Van Soesbergen, A., 2016. Achieving Aichi Biodiversity Target 11 to improve the performance of protected areas and conserve freshwater biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 26 (S1), 133-151. DOI: 10.1002/aqc.2638.

Kukkala, A.S., Moilanen, A., 2013. Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. *Biological Reviews*. 88 (2), 443-464. DOI: 10.1111/brv.12008.

Kullberg P., Toivonen T., Pouzols M.F., Lehtomäki J., Minin E.D., Moilanen, A., 2015. Complementarity and Area-Efficiency in the Prioritization of the Global Protected Area Network. *PLoS ONE*. DOI: 10.1371/journal.pone.0145231.

Landerer, F.W., Swenson, S.C., 2012. Accuracy of scaled GRACE terrestrial water storage estimates. *Water Resources Research*. 48 (4), 1-11. DOI: 10.1029/2011WR011453.

Li, Y., Zhang, L., Yan, J., Wang, P., Hu, N., Cheng, W., Fu, B., 2017. Mapping the hotspots and coldspots of ecosystem services in conservation priority setting. *Journal of Geographical Sciences*. 27 (6), 681-696. DOI: 10.1007/s11442-017-1400-x.

Li, S., Yu, D., Huang, T., Hao, R., 2022. Identifying priority conservation areas based on comprehensive consideration of biodiversity and ecosystem services in the Three-River Headwaters Region, China. *Journal of Cleaner Production*. 359, 132082. DOI: 10.1016/j.jclepro.2022.132082.

Martín-López, B., García-Llorente, M., Palomo, I., Montes, C., 2011. The conservation against development paradigm in protected areas: Valuation of ecosystem services in the Doñana social–ecological system (southwestern Spain). *Ecological Economics*. 70 (8), 1481-1491. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2011.03.009.

Martin, A., Gross-Camp, N., Kebede, B., McGuire, S., 2014. Measuring effectiveness, efficiency and equity in an experimental Payments for Ecosystem Services trial. *Global Environmental Change*. 28 (1), 216-226. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2014.07.003.

Medeiros, R., 2005. Evolução das tipologias e categorias de áreas protegidas no Brasil. *Ambiente & Sociedade*. 9 (1), 42-64. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2006000100003>.

Ministério do Meio Ambiente - Departamento de Áreas Protegidas BR, 2023. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação – CNUC. <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/biodiversidade-e-biomas/biomas-e-ecossistemas/conservacao-1/areas-prioritarias/2a-atualizacao-das-areas-prioritarias-para-conservacao-da-biodiversidade-2018/> (accessed 20 de November).

Ministério do Meio Ambiente - Departamento de Áreas Protegidas BR, 2024. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação – CNUC. <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/biodiversidade-e-biomas/biomas-e-ecossistemas/conservacao-1/areas-prioritarias/2a-atualizacao-das-areas-prioritarias-para-conservacao-da-biodiversidade-2018/>

br/assuntos/biodiversidade-e-biomas/areas-protegidas/plataforma-cnuc-1/ (accessed 02 de November).

Orsi, F., Ciolli, M., Primmer, E., Varumo, L., Geneletti, D., 2020. Mapping hotspots and bundles of forest ecosystem services across the European Union. *Land Use Policy*. 99, 104840. DOI: 10.1016/j.landusepol.2020.104840.

Overbeck, G.E., Muller, S., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V., Blanco, C.C., Boldrini, I.I., Both, R., Forneck, E.D., 2007. Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9 (2), 101–116. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.07.005>.

Pu, Xiaoting, Ding, Wenguang, Ye, Weifeng, Nan, Xiaojuan, Lu, Runqing, 2023. Ecosystem service research in protected areas: A systematic review of the literature on current practices and future prospects. *Ecological Indicators*. 153 (March), 110817. DOI: 10.1016/j.ecolind.2023.110817.

QGIS Development Team, 2020. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.

R Core Team, 2020. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Resende, F.M., Cimon-Morin, J., Poulin, M., Meyer, L., Loyola, R., 2019. Consequences of delaying actions for safeguarding ecosystem services in the Brazilian Cerrado. *Biological Conservation*. 234, 90-99. DOI: 10.1016/j.biocon.2019.03.009.

Reyers, B., O'Farrell, P.J., Cowling, R.M., Egoh, B.N., Le Maitre, D.C., Vlok, J.H.J., 2009. Ecosystem Services, Land-Cover Change, and Stakeholders: Finding a Sustainable Foothold for a Semiarid Biodiversity Hotspot. *Ecology and Society*. 14 (1), 38. DOI: 10.5751/ES-02867-140138.

Robaina, L.E.S., Trentin, R., Scoti, A.A.V., 2020. Geomorphological description of the biome Pampa (Brazil) with support of digital elevation model and geographic information system. Geography Department University of São Paulo. 41:1–17. DOI: 10.11606/eISSN.2236-2878.rdg.2021.169605.

Schröter, M., Remme, R.P., 2016. Spatial prioritisation for conserving ecosystem services: comparing hotspots with heuristic optimisation. Landscape Ecology. 31(2), 431-450. DOI: 10.1007/s10980-015-0258-5.

Sharp, R. et al., 2020. InVEST 3.9.0. - User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund. DOI: 10.13140/RG.2.2.32693.78567.

Silva, C.F.M., Campos, M.C.C., Costa, D.F.S., Schneck, F., Hepp, L.U., 2024. Mapping and Identification of Ecosystem Services Hotspots in the Brazilian Pampa Biome. Environmental Management. DOI: 10.1007/s00267-024-02069-y.

Sobral-Souza, T., Vancine, M.H., Ribeiro, M.C., Lima-Ribeiro, M.S., 2018. Efficiency of protected areas in Amazon and Atlantic Forest conservation: A spatio-temporal view. Acta Oecologica, 87, 1-7. DOI: 10.1016/j.actao.2018.01.001.

Tadesse, L., Suryabagavan, K.V., Sridhar, G., Legesse, G., 2017. Land use and land cover changes and Soil erosion in Yezat Watershed, North Western Ethiopia. International Soil and Water Conservation Research. 5 (2), 85-94. DOI: 10.1016/j.iswcr.2017.05.004.

Villamagna, A.M., Angermeier, P.L., Bennett, E.M., 2013. Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. Ecological Complexity. 15, 114-121. DOI: 10.1016/j.ecocom.2013.07.004.

Yu, C., Zhang, Z., Jeppesen, E., Gao, Y., Liu, Y., Liu, Y., Lu, Q., Wang, C., Sun, X., 2024. Assessment of the effectiveness of China's protected areas in enhancing ecosystem services. Ecosystem Services. 65, 101588. DOI: 10.1016/j.ecoser.2023.101588.

Zhang L., Fu, B., 2014. The progress in ecosystem services mapping: a review. Acta

CONCLUSÃO GERAL

Diante da necessidade de transformar os paradigmas de conservação, esta Tese investigou os padrões espaciais de SE (distribuição de hotspots de SE) em bacias hidrográficas e avaliou a efetividade das áreas protegidas na conservação dos SE do Pampa brasileiro, um bioma de extrema importância ecológica e, ao mesmo tempo, fortemente ameaçado. Os esforços apresentados nessa Tese reforçam a perspectiva de que a manutenção da vida no planeta depende da compreensão e valorização dos benefícios intrínsecos que os ecossistemas proporcionam, uma visão que, historicamente, tem ganhado cada vez mais espaço, desde os pensadores clássicos (e.g. Platão) até as mais recentes iniciativas científicas intergovernamentais (e.g. MEA, IPBES, CICES).

A integração do tema ‘serviços ecossistêmicos’ assume uma relevância para a Limnologia. Esta Tese, em particular, sublinha como a compreensão e a conservação de SEs diretamente relacionados à água (e.g. provisão de água, retenção de sedimentos, estoque de água subterrânea) são pilares para a gestão sustentável dos recursos hídricos. A análise desses SEs é essencial não apenas para o monitoramento da saúde dos corpos d'água, mas para o embasamento de políticas de conservação que garantam a segurança hídrica e a resiliência dos sistemas aquáticos diante das crescentes pressões ambientais e climáticas.

Os achados do Capítulo 1 (Mapping and Identification of Ecosystem Services Hotspots in the Brazilian Pampa Biome) representam um avanço significativo no conhecimento sobre os SEs do Pampa. O mapeamento e a quantificação detalhada de múltiplos SEs, permitiram a identificação de hotspots de SEs. Essas áreas de alta concentração de SE atuam como ferramentas espaciais poderosas para subsidiar o planejamento da paisagem e a tomada de decisões estratégicas em conservação, otimizando o uso dos recursos e os esforços de proteção no bioma.

A análise aprofundada da eficiência das APs, apresentada no Capítulo 2 ("Protected Areas Efficiency in Conservation of Ecosystem Services in Brazilian Pampa"), complementou os achados do Capítulo 1. Os resultados demonstraram que as APs, especialmente aquelas com categorias de manejo mais restritivas, são significativamente mais eficientes na conservação desses hotspots de serviços ecossistêmicos. Contudo, a pesquisa também revelou lacunas notáveis na representatividade desses hotspots dentro da atual rede de APs do Pampa,

indicando que uma parcela considerável das áreas de maior importância para a provisão de SEs ainda não está adequadamente protegida, gerando grande preocupação, principalmente considerando o status de degradação do bioma.

A síntese desses resultados reforça a urgência de uma abordagem de gestão ambiental que contemple não só a biodiversidade, mas também a multifuncionalidade dos ecossistemas. As informações geradas, desde o mapeamento detalhado dos SE, até a avaliação da eficácia das APs, fornecem informações para uma base científica necessária para a construção de estratégias de conservação que integrem de forma mais eficaz os SE, políticas públicas e o planejamento da paisagem. Nossos resultados podem direcionar a expansão da rede de APs, o estabelecimento de mecanismos de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) e a implementação de práticas de uso da terra que valorizem os SEs em consonância com a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (Lei nº 14.119/2021), que busca incentivar a conservação dos ecossistemas por meio da remuneração de serviços ecossistêmicos prestados à sociedade.

Metodologicamente, nosso trabalho destaca-se pela aplicação de ferramentas de modelagem espacial avançada (como o InVEST) e pela integração de dados geoespaciais em larga escala, demonstrando como a ecologia aplicada pode gerar informações robustas para a gestão ambiental. A abordagem adotada, que combina análise espacial de múltiplos serviços e avaliação de efetividade de áreas protegidas, oferece um modelo replicável para outros biomas e regiões que enfrentam desafios semelhantes de perda de SE. Nossos achados encorajam a realização de estudos de valoração econômica dos serviços ecossistêmicos mapeados, a fim de quantificar o valor em termos monetários dos SE, com o objetivo de facilitar e conscientizar sobre os SE, motivando a inclusão dos SE em decisões de desenvolvimento. Além disso, a avaliação da eficiência de outras categorias de APs, bem como a análise de cenários futuros de uso e cobertura da terra, além de cenários de mudanças climáticas sobre a provisão de SEs e a efetividade das APs, seriam passos importantes para aprofundar o conhecimento e fortalecer as estratégias de conservação no bioma.

É neste contexto de inovação e relevância que o desenvolvimento desta Tese se insere no escopo do Programa de Pós-Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos (PPG BAC). O PPG BAC, com o desenvolvimento de trabalhos assim, amplos e de Ecologia Aplicada, principalmente voltados aos ecossistemas aquáticos, o programa expande continuamente seu horizonte de atuação, fornecendo ferramentas inovadoras e subsídios robustos para o enfrentamento de complexas questões ambientais (conservação de SE no atual cenário de

degradação do Pampa) e contribuindo diretamente para o alcance dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). Esta pesquisa exemplifica a capacidade do programa em impulsionar a produção de conhecimento ecológico, oferecendo instrumentos para a gestão ambiental e a formulação de políticas públicas baseadas na ciência. Assim, esta tese não apenas contribui significativamente para o entendimento e a conservação dos SEs no bioma Pampa, mas estabelece um marco para futuras investigações.

CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS

O trabalho apresentado nessa tese evidencia a necessidade de transformar os paradigmas de conservação no bioma Pampa, integrando diferentes facetas conservacionistas, como a proteção da biodiversidade com a gestão sustentável dos SE. Ao mapear hotspots de SE e avaliar a efetividade das áreas protegidas (APs), os resultados demonstraram que, embora as APs com categorias mais restritivas sejam eficientes na conservação desses serviços, lacunas significativas persistem na representatividade espacial dos SE críticos, especialmente aqueles ligados aos recursos hídricos. Essa deficiência é alarmante, considerando o acelerado processo de degradação do bioma, marcado pela conversão de habitats naturais e pela pressão climática.

Os achados reforçam que a conservação dos SE—como provisão de água, retenção de sedimentos e estoque de água subterrânea—é indissociável da saúde dos ecossistemas aquáticos e da segurança hídrica regional. A abordagem metodológica adotada, baseada em modelagem espacial (ferramentas como o InVEST) e análise integrada de dados geoespaciais, não apenas avançou o conhecimento sobre o Pampa, mas oferece um modelo replicável para outros biomas sob ameaça. A identificação de hotspots permitiu direcionar estratégias de conservação prioritárias, enquanto a avaliação das APs destacou a necessidade de expandir e conectar áreas protegidas, incorporando zonas de alta provisão de SE atualmente desprotegidas.

Perspectivas Futuras

Valoração Econômica dos SE: Estudos futuros devem quantificar monetariamente os SE mapeados, facilitando sua integração em políticas públicas e mecanismos como Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA). Essa valoração pode sensibilizar tomadores de decisão e setores produtivos sobre os custos da degradação e os benefícios da conservação.

Cenários de Mudanças Climáticas e Uso da Terra: É crucial investigar como mudanças climáticas e alterações no uso do solo (e.g., expansão agrícola) podem impactar a provisão de SE e a eficácia das Aps. Modelagens preditivas podem antecipar riscos e orientar ações adaptativas.

Efetividade de Outras Categorias de Aps: Além das APs restritivas, é necessário avaliar o desempenho de áreas de uso sustentável (e.g., RPPNs) e corredores ecológicos na manutenção dos SE, especialmente em paisagens fragmentadas.

Integração com Políticas Públicas e ODS: Os resultados desta tese subsidiam diretamente os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS 6 – Água potável e saneamento; ODS 15 – Vida terrestre). Recomenda-se:

- Expansão de APs: Priorizando hotspots de SE identificados.
- Restauração Ecológica: Foco em áreas degradadas com alto potencial de provisão de SE.
- Governança Participativa: Envolvimento de comunidades locais e setores econômicos na gestão territorial.

Inovação em Monitoramento: O uso contínuo de tecnologias como sensoriamento remoto e inteligência artificial pode aprimorar o monitoramento dinâmico dos SE, garantindo respostas rápidas a ameaças emergentes.