

MUDANÇAS DA COBERTURA E USO DA TERRA NAS ÁREAS ÚMIDAS DA REGIÃO

GEOMORFOLÓGICA PLANÍCIE COSTEIRA – RS

CHANGES OF LAND COVER AND USE IN THE WETLANDS OF THE COSTAL PLAIN GEOMORPHOLOGICAL REGION - RS

CAMBIOS DE LA CUBIERTA Y USO DEL SUELO EM LOS HUMEDALES DE LA REGIÓN GEOMORFOLÓGICA DE LA
LLANURA COSTERA - RS

RESUMO

Registros temporais de padrões de mudança em Áreas Úmidas (AUs) costeiras mostram que elas são particularmente suscetíveis às mudanças ambientais e a conversão para outras coberturas e usos da terra. No entanto, as transições e fatores impulsionadores de mudanças espaço-temporais são ainda pouco explorados. O objetivo geral deste estudo é analisar as mudanças da cobertura e uso da terra nas AUs entre 1985 e 2021, na Região Geomorfológica da Planície Costeira do Rio Grande do Sul (RS), visando: i) verificar as principais tendências de mudanças nas AUs e; ii) avaliar dentre as transições de cobertura e uso da terra, quais são os fatores de dinâmica natural e quais mais contribuem para perda de AUs. Para tanto, foram utilizados dados de Cobertura e Uso da Terra e de Transição do Projeto Mapbiomas (Coleção 7) e ferramentas de geoprocessamento. Foram consideradas duas escalas de análise, uma regional (toda a Planície Costeira) e uma local (AUs reconhecidas em campo). Verificou-se tendência de perda de AUs (188 km² e 3 km², respectivamente) entre 1985 e 2021. As classes de Campos, Água e Uso agropecuário predominaram nas transições entre períodos. Os principais fatores de conversão das AUs nas duas escalas de análise são relacionados a atividades agropecuárias (culturas temporárias, silvicultura e campos manejados), e os principais fatores de mudanças relacionadas a dinâmica natural (Campos, Água e Restingas). Essa análise pode contribuir para melhor compreensão das mudanças nas AUs costeiras e servir de auxílio para direcionar ações para implementar medidas de conservação e restauração nas áreas mais afetadas.

Palavras-chave: Mudança espaço-temporal, Áreas úmidas costeiras, MapBiomas, Fatores de mudanças, Conservação do ecossistema.

ABSTRACT

Temporal records of patterns of change in coastal wetlands (WETs) show that they are particularly susceptible to environmental change and conversion to other land covers and uses. Nevertheless, spatio-temporal transitions and drivers poorly researched. The main objective of this study is to analyze changes in land cover and land use within WET in the Coastal Plain Geomorphological Region of Rio Grande do Sul (RS) between 1985 and 2021. This study aims to (i) detect the general trends in changes within WETs and (ii) evaluating, among the transitions in land cover and land use, which are the factors of natural dynamics and which contribute most to the loss of WETs. To this end, data on Land Cover and Land Use and Transition from the Mapbiomas Project (Collection 7) and geoprocessing tools were used. Two scales of analysis were considered, one regional (the entire Coastal Plain) and one local (WETs recognized in the field work). There was a trend towards the loss of WETs (188 km² and 3 km², respectively) from 1985 to 2021, with transitions between periods dominated by grassland, water, and agricultural use classes. The conversion of WETs at both analytical scales is primarily linked to agricultural activities (temporary crops, forest plantations, and managed fields), and the main factors of change related to natural dynamics (Fields, Water and Restingas). This analysis can contribute to a more in-depth understanding of the changes in coastal

 Tássia Fraga Belloli ^a
 Laurindo Antonio Guasselli ^b
 Christian Santana Cunha ^c
 Carina Cristiane Korb ^d

^a Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, RS, Brasil

^b Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, RS, Brasil

^c Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, RS, Brasil

^d Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, RS, Brasil

DOI: 10.12957/geouerj.2024.79462

Correspondência:
tassiabellolif@gmail.com

Recebido em: 17 ago. 2023

Revisado em: 19 mar. 2024

Aceito em: 01 ago. 2024





WETs and aid in directing efforts towards implementing conservation and restoration measures in the most vulnerable areas.

Keywords: Spatiotemporal change, Coastal wetlands, MapBiomias, Change factors, Ecosystem conservation.

RESUMEN

Los humedales costeros (HUMs) son especialmente susceptibles al cambio medioambiental y a la conversión a otras cubiertas y usos del suelo. Sin embargo, las transiciones y los impulsores del cambio espacio-temporal están aún poco estudiados. El objetivo general de este estudio es analizar los cambios en las coberturas y usos del suelo en los HUMs entre 1985 y 2021 en la Región Geomorfológica de la Llanura Costera de Rio Grande do Sul (RS), con el fin de: i) verificar las principales tendencias en los cambios en los HUMs y; ii) evaluar cuáles de las transiciones en las coberturas y usos del suelo son factores relacionados con la dinámica natural y cuáles contribuyen más a la pérdida de HUMs. Para ello, se utilizaron datos de Cobertura y usos del suelo y Transiciones del Proyecto MapBiomias (Colección 7) y herramientas de geoprocésamiento. Se han considerado dos escalas de análisis, una regional (toda la Llanura Costera) y otra local (HUMs reconocidas sobre el terreno). Hubo una tendencia a la pérdida de HUMs (188 km² y 3 km², respectivamente) entre 1985 y 2021. Los principales factores de conversión de HUMs en ambas escalas de análisis están relacionados con las actividades agrícolas y los principales factores de cambio relacionados con la dinámica natural son Campos, Agua y Restingas. Este análisis puede contribuir a una mejor comprensión de los cambios en las HUMs costeras y ayudar a dirigir las acciones para implementar medidas de conservación y restauración en las áreas más afectadas.

Palabras Clave: Cambio espacio-temporal, Humedales costeros, MapBiomias, Factores de cambio, Conservación de ecosistemas.



INTRODUÇÃO

Os ecossistemas estuarinos e costeiros de Áreas Úmidas (AUs) estão entre os mais valiosos do planeta devido às suas funções ecológicas que fornecem vários serviços ecossistêmicos as populações humanas (WEBB *et al.*, 2013; HIRASHI, 2014), e valores econômicos particularmente elevados (IPBES, 2018). No entanto, alguns estudos apontam perdas de cerca de 30% das AUs globais (MCLEOD *et al.*, 2011), drenadas em função da rápida urbanização ou para fins agrícolas (KIRWAN; MEGONIGAL, 2013). Mais recentemente, Fluet-Chouinard *et al.* (2023) avaliaram que essas perdas entre 1700 e 2020 foram de 21%.

Na Planície Costeira do Rio Grande do Sul (PCRS), em razão da sua morfogênese, se encontra a maior ocorrência de AUs no estado (RAMOS *et al.*, 2014). Estes ecossistemas apresentam grande importância biológica e ecológica para fauna e flora locais, importância internacional para aves migratórias e presença de espécies em extinção. Destacam-se dois sítios RAMSAR, o Parque Nacional da Lagoa do Peixe e a Reserva Ecológica do Taim, ainda a Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande, que inclui o Refúgio de Vida Silvestre do Banhado dos Pachecos, e a Reserva Biológica Estadual Banhado do Maçarico. Apresentam também importância paisagística, turística e como fonte de abastecimento de uso sustentável para atividades produtivas (OLIVEIRA *et al.*, 2006; SCHÄFER, 2013).

Na PCRS predominam ecossistemas regionalmente conhecidos como banhados, um tipo de AUs caracterizados pela presença de depósitos paludiais e solos hidromórficos que permanecem constante ou temporariamente inundados, com vegetação adaptada às flutuações do nível da água, como macrófitas aquáticas (GUASSELLI; SIMIONI, 2017) ou formações herbáceas, às vezes arbustivas (OLIVEIRA *et al.*, 2006), podendo ocorrer a formação de turfas.

Mesmo reconhecidas como Áreas de Preservação Permanentes pelo Código Estadual e do seu inquestionável valor ecológico, ocorreram mudanças significativas na cobertura e uso da terra concomitantemente à expansão agrícola, com a orizicultura irrigada e o incentivo de programas governamentais, como o Pro-várzeas na década de 1970 (BESKOW, 1986; BECKER *et al.*, 2007). Estes ambientes foram intensamente modificados e fragmentados, sobretudo grandes extensões de áreas inundáveis, drenadas nas áreas produtoras de arroz (BURGER, 2000; DARONCH *et al.*, 2004, BELLOLI; GUASSELLI, 2018; COSTA; SATO, 2019; SIMIONI *et al.*, 2022).

Impactos passados e atuais alteram as funções ambientais das AUs e dos serviços ecossistêmicos, e diminuem



a sua biodiversidade. Frente a esses estressores, estas AUs possuem alto risco ecossistêmico e menor capacidade de restabelecimento diante do stress crescente e cumulativo (KAPPES *et al.*, 2021; MANES *et al.*, 2023).

Inventários das AUs auxiliam no monitoramento e conservação de longo prazo, evitando danos irreversíveis (GUO *et al.*, 2017). Análises de séries temporais a partir de geotecnologias são utilizadas com sucesso para entender a estrutura espacial e a dinâmica de mudanças. O Projeto MapBiomias disponibiliza informações de Cobertura e Uso da Terra (CUT) e de Transição que representam as mudanças de CUT para o Brasil, entre 1985 e 2021, utilizando imagens ópticas dos satélites Landsat (MAPBIOMAS ATBD, 2022). As AUs (classe *Wetlands*) foram mapeadas nos biomas Pampa e Pantanal, totalizando 2,9 M ha em 1985 e 2,2 M ha em 2017, com perda de 0,7 M ha (SOUZA *et al.*, 2020). O MapBiomias permitiu mapear a extensão e os fatores determinantes de mudanças em AUs (GUERRA *et al.*, 2020; DURIGAN *et al.*, 2022; SANTOS JUNIOR, 2023).

Pesquisas apontam mudanças e impactos nas AUs da PCRS, mas poucas quantificaram e analisaram estas questões. Silva e Tagliani (2012) analisaram as mudanças na cobertura e uso da terra na PCRS, entre 1987 e 2000, a partir de imagens Landsat 5 e 7 e tabulação cruzada no Land Change Modeler - IDRISI. Identificaram como fatores de mudanças mais relevantes a perda de área de AUs (220 km²) e Florestas (785 km²) e expansão da Agricultura (480 km²) e Urbanização (170 km²).

De acordo com Wang *et al.* (2022); Elmahdy *et al.* (2023); Zhang *et al.* (2023) séries temporais de cobertura e uso da terra a partir de imagens Landsat são importantes para monitorar mudanças em AUs costeiras e atualmente são um *hotspot* de pesquisa. Compreender essas mudanças espaço-temporais é importante para medidas de conservação e o desenvolvimento sustentável. Dados multitemporais de mudanças nas AUs permitem verificar as dinâmicas de cobertura natural e antrópicas, tendências de ganho e perda e os fatores ou elementos geradores de mudanças (GUO *et al.*, 2022; PAL *et al.*, 2022; WALEED *et al.*, 2023).

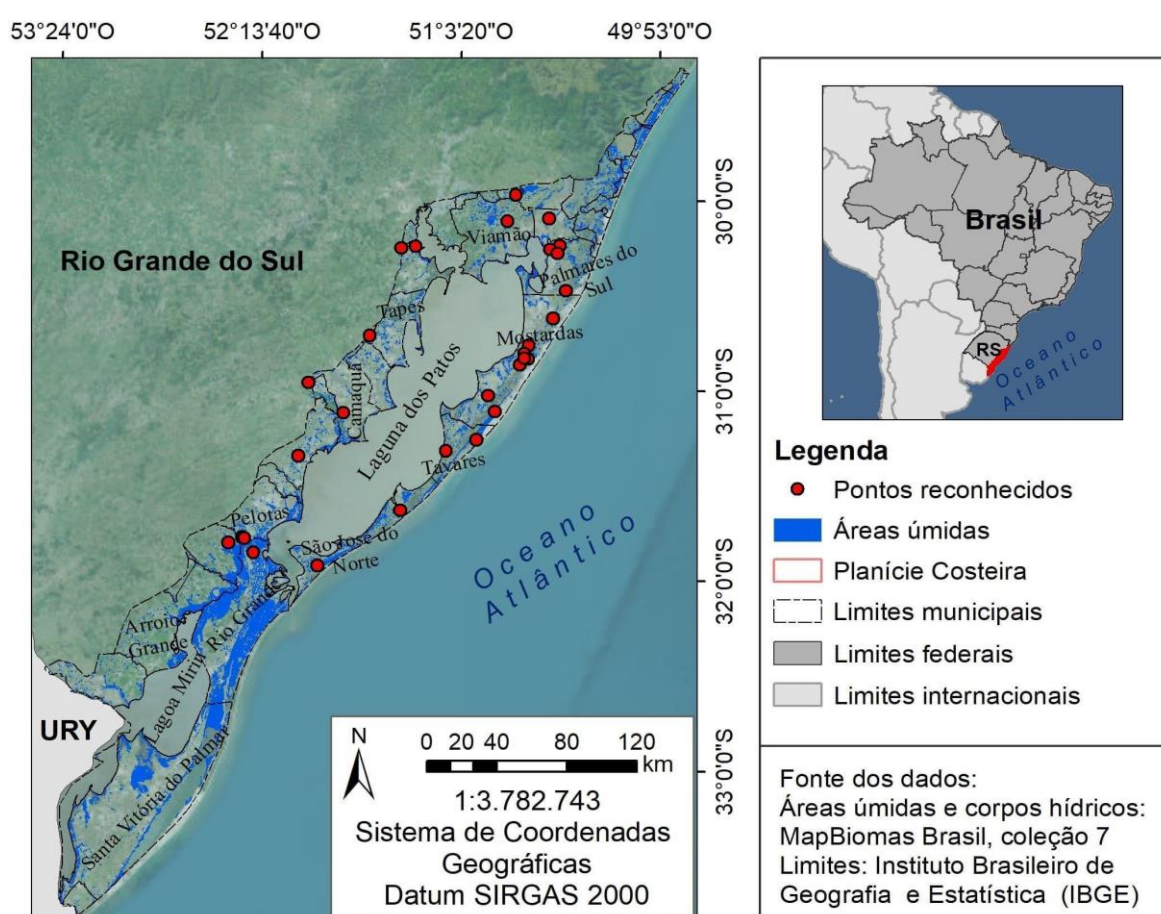
Assim, este estudo utilizou dados do Mapbiomas para analisar as mudanças da cobertura e uso da terra nas AUs da PCRS entre 1985 e 2021, considerando duas escalas de análise: uma regional, em toda a PCRS; e uma local, com AUs reconhecidas em campo. Foram identificadas as principais tendências de mudanças nas AUs, os fatores de dinâmica natural e os fatores que mais contribuem para a perda de AUs. Com isso foi proporcionada uma melhor compreensão das mudanças nas AUs costeiras, necessária para equilibrar desenvolvimento socioeconômico com a sua conservação.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

O Rio Grande do Sul tem uma extensa área de Planície Costeira com aproximadamente 37.000 km², dos quais 38,5% são de corpos de água, e largura de mais de 70 km entre a borda do Planalto e o oceano (SCHÄFER, 2013). O compartimento geomorfológico da PCRS estende-se por aproximadamente 620 km, desde a divisa com o estado de Santa Catarina até a divisa com o Uruguai, abrangendo 46 municípios (Figura 1).

Figura 1 – Localização e cobertura e uso da terra da área de estudo



Fonte: Elaborado pelos autores.

Quanto a cobertura e uso da terra (Figura 1), as AUs na Planície Costeira cobriam uma área de 1.797 km² no ano de 2021, conforme dados mais recentes da coleção 7 Mapbiomas. Entre as formações vegetais, encontram-se restingas arborizadas e herbáceas dominadas por formações vegetais pioneiras de influência marítima e fluvial, formações campestres e florestais. Segundo Schäfer (2013), ocorre vegetação escassa nas áreas dos campos secos e de dunas e vegetação exuberante nas AUs das depressões.



A litologia e as formas de relevo somadas aos efeitos do clima condicionam o desenvolvimento de diferentes tipos de solos que sustentam a flora e a fauna com abundante diversidade biológica em um mosaico de ecossistemas (VILLWOCK; TOMAZELLI, 2007).

A compartimentação geomorfológica da PCRS resulta de um quadro morfogenético composto por um sistema de leques aluviais na parte interna a Laguna dos Patos, e quatro distintos sistemas deposicionais transgressivos-regressivos ocorridos nos últimos 400.000 anos, na porção externa à Lagoa dos Patos, denominados Sistema Laguna Barreira (TOMAZELLI; VILLWOCK, 2005). Nas regiões topograficamente baixas, situadas entre as barreiras, ocorre um complexo de ambientes deposicionais, que incluem lagoas e lagunas, sistemas aluviais (rios meandранtes e canais interlagunares), sistemas deltaicos e sistemas de banhados e turfeiras, com depósitos de sedimentos areno-siltico-argilosos, e elevado teor de matéria orgânica (VILLWOCK; TOMAZELLI, 2007; SCHÄFER, 2013).

Os banhados ocorrem em paisagens diversificadas, com tipologias que variam entre banhados de planície de inundação, pequenas ou grandes áreas em relevo côncavo, em margens de lagoas e em campos úmidos. Concentram-se nos limites do Lago Guaíba e Lagoa dos Patos, no Sistema Banhado Grande e nas grandes AUs da região externa a Laguna dos Patos, como a Estação ecológica do Taim, o Parque Nacional da Lagoa do Peixe e Banhado do Maçarico. Possuem hidrologia dinâmica decorrente das fontes particulares de inundação ou saturação pela água e suas características de periodicidade de inundação e seca, que influenciam os padrões de distribuição e composição florística (LEITE; GUASSELLI, 2013; DA ROSA *et al.*, 2017).

Os padrões de cobertura vegetal nos banhados respondem às diferentes condições hidrológicas recorrentes (KAFFER *et al.*, 2011; DA ROSA *et al.*, 2018), também com padrões de distribuição de espécies que podem estar atrelados a deposição de fundo. Diferenças mais pronunciadas podem ocorrer na vegetação paludosa com macrófitas flutuantes por conta da sua maior mobilidade, são mais suscetíveis à ação dos ventos e da dinâmica de circulação da água, do que as macrófitas de médio e grande porte, fixadas ao solo (GUASSELLI, 2005).

As atividades agropecuárias são a base das atividades econômicas na região, principalmente as lavouras temporárias de arroz irrigado e soja, além de cebola, milho e fumo, criação de animais e grandes extensões de silvicultura (CHOMENKO, 2007; SCHÄFER, 2013; RIO GRANDE DO SUL, 2016). O desenvolvimento de variedades de soja adaptadas às áreas úmidas aumentou a sua área plantada, possibilitando a rotação com o arroz irrigado (RIO GRANDE DO SUL, 2016).

Análise de mudanças

O conjunto de dados anuais de Cobertura e Uso da Terra (CUT) e de Transição foi obtido do MapBiomass



(Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso da Terra no Brasil, Coleção 7). O conjunto de dados CUT foi utilizado para calcular a área e a tendência de mudanças nas AUs e o conjunto de dados de Transição para calcular as mudanças temporais.

O mapa anual CUT é baseado em um mosaico Landsat anual do Brasil, com resolução espacial de 30 m, gerado na plataforma Google Earth Engine a partir de algoritmos nas linguagens Javascript e Python, usando o classificador Random Forest (RF). A coleção 7 é aprimorada em relação às anteriores, com uma série espaço-temporal mais consistente e mais longa de mapas CUT anuais com adição de classes (27 classes de CUT) e melhorias significativas na classificação RF (MAPBIOMAS ATBD, 2022). A acurácia geral no bioma Pampa é de 86,1%, onde se encontra a área de estudo (MAPBIOMAS, 2023).

O produto de Transição é composto por classes que representam mudanças na CUT como: transições de classes de agricultura ou áreas não vegetadas para cobertura florestal ou áreas naturais não florestais, transições que adicionam ou reduzem superfície de água, transições com ganho em áreas florestais ou perda para agricultura ou áreas não vegetadas, incluindo áreas sem transição, que permaneceram estáveis ou transições que envolvem áreas não observadas (MAPBIOMAS ATDB, 2022). As mudanças são medidas pela diferença anual de classe pixel a pixel. Maiores detalhes sobre a metodologia de mapeamento de CUT e transição podem ser vistos em Souza *et al.* (2020) e MapBiomias ATBD (2022).

Os dados de CUT e Transição foram obtidos via *Toolkits* do usuário no Google Earth Engine, que permite baixar os dados por estado, bioma, município ou qualquer outra geometria. A geometria utilizada foi o *shapefile* da Unidade Geomorfológica Planície Costeira do RS (RIO GRANDE DO SUL, 2020).

A partir do software ArcGis Pro 2.8.3, a classe *Wetland* foi exportada do produto CUT dos anos 1985, 1990, 2000, 2010, 2020 e 2021, em formato raster, convertida para formato *shape* e quantificada a área para cada ano. Estas datas foram escolhidas para acompanhar o período da análise de mudanças, cuja metodologia é descrita a seguir. A classe *Wetland* é descrita como a composição de Campo Alagado e Área Pantanosa, uma subclasse do nível 1 “Formação Natural não Florestal”. Para facilitar a interpretação dos resultados na análise de mudança, as classes presentes foram agrupadas em 6 classes (Tabela 1).

Os dados do produto de Transição referentes as AUs foram convertidos de raster para *shape* e agrupados em três conjuntos de classes, renomeados como: Transição de perda de AUs (classe de AUs que mudaram para outras classes); Transição de ganho de AUs (outras classes que mudaram para AUs); e AUs não alteradas (áreas de AUs que não mudaram no período). Para a análise de mudanças foram avaliados períodos que compreendem três décadas: 1990 a 2000, 2000 a 2010 e 2010 a 2020 e um período total de 36 anos, entre 1985 e 2021.



Tabela 1 – Classes conforme MapBiomas e classes agrupadas

Classificação de CUT MapBiomas	Classificação de CUT simplificada
Formação florestal; Restinga arborizada Formação campestre; Restinga herbácea Duna, areia, praia; Área urbanizada; Outras áreas não vegetadas Lavoura temporária (Soja e Arroz); Mosaico de usos (agricultura e pastagem); Pastagem; Silvicultura	Floresta e restinga arbórea Campos e restinga herbácea Áreas não vegetadas Uso agropecuário
Rio, Lago e Oceano Campo Alagado e Área Pantanosa	Água AUs

Fonte: Elaborado pelos autores.

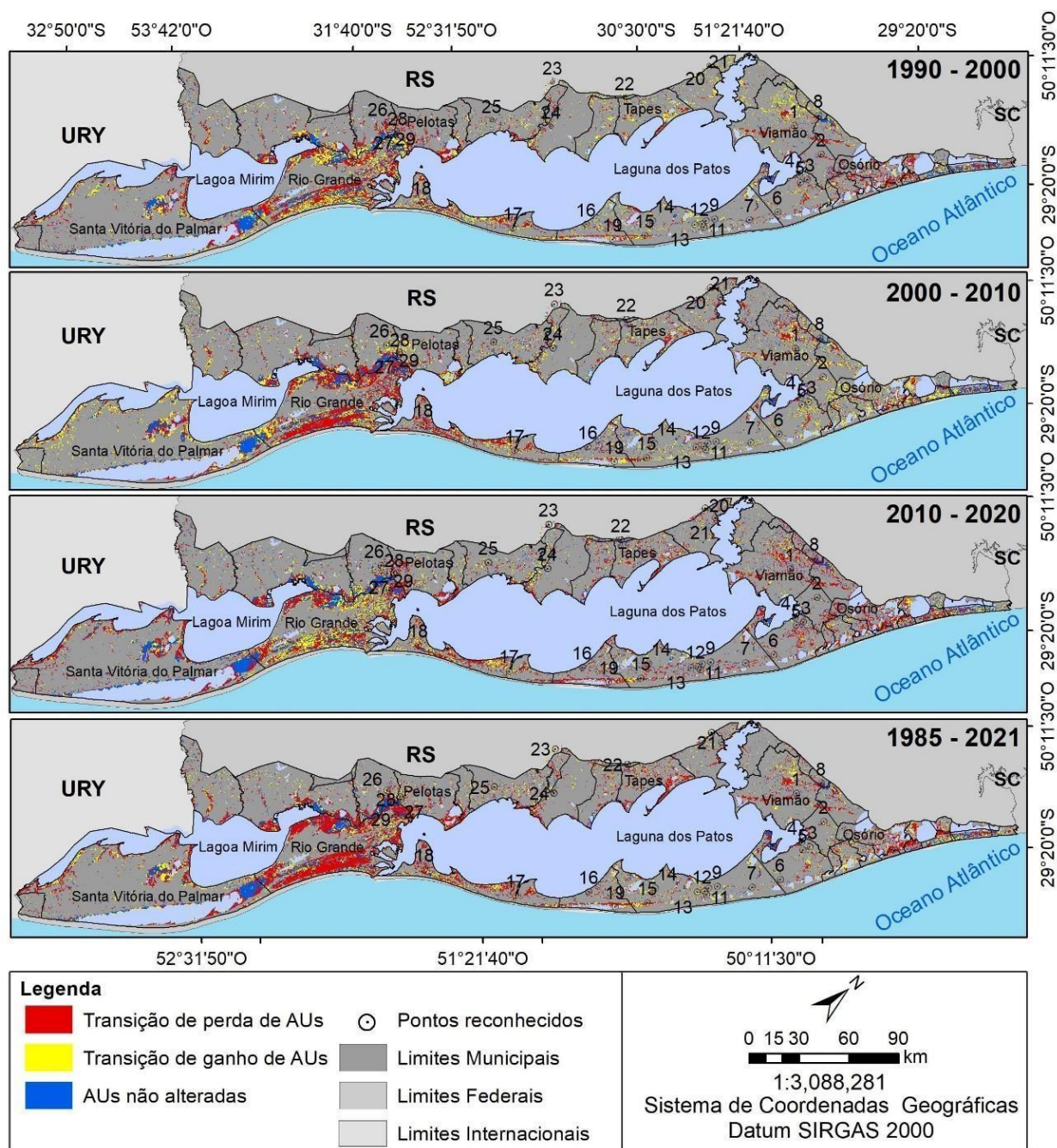
Para análise da escala local, foram realizados trabalhos de campo nos meses de fevereiro e abril de 2022 para reconhecimento das AUs e coleta de dados para auxiliar na validação das mudanças verificadas no mapa de transição de CUT nas AUs. Foram acessados 29 pontos nas regiões externa e interna à Lagoa dos Patos e observados fatores de mudanças, como supressão da vegetação natural, impermeabilização do solo, pressão por atividades agropecuárias, ocupação antrópica, ausência de saneamento ou contaminação visível, controle de vazão por taipas, aterramentos, entre outros fatores. Para analisar as mudanças nas AUs reconhecidas em trabalho de campo, foram selecionadas e extraídas as informações do produto de transição apenas para estes pontos de interesse.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Tendência de mudanças nas AUs na PCRS

A distribuição espaço-temporal das Transições de ganhos e perdas de AUs na PCRS e suas quantificações são apresentadas nas Figuras 2 e 3. Maiores Transições de perdas e ganhos ocorrem no entorno e na região norte da Lagoa dos Patos, em pequenas AUs remanescentes de processos de ocupação e conversão da cobertura e uso da terra. Predominam como AUs não alteradas aquelas com maior conectividade e menor fragmentação, como as grandes AUs no Sistema do Canal São Gonçalo (próximo ao ponto 29), na Estação Ecológica do Taim, entre os municípios de Santa Vitória do Palmar e Rio Grande, e ao norte, no Banhado Grande e Lagoa do Casamento (pontos 8 e 4, respectivamente).

Figura 2 – Detecção de mudanças nas AUs, na PCRS



Fonte: Elaborado pelos autores.

Nas AUs, em escala local, reconhecidas em trabalho de campo, foi possível observar maior alternância entre Transições de ganhos e perdas (pontos 2, 15, 26, 27 e 28); maior área de Transição de ganho e aumento das AUs não alteradas (pontos 4 e 23) e aumento de Transição de perda gradual entre os períodos (pontos 8, 18, 21, 22 e 24).

Nas classes de Transição (Figura 3) observa-se uma progressão da classe de AUs não alteradas durante as três décadas (aumento de 103 km³). No período total (1985-2021) houve menor representatividade das AUs não alteradas (regressão de 200 km²) comparado ao período de 2010-2020. Nas duas primeiras décadas, as Transições de ganhos foram superiores às Transições de perdas; na última década (2010-2020) e no período total (1985-2021) as Transições de perdas foram superiores às de ganhos.

Figura 3 – Quantificação das classes de Transição em toda a região para os diferentes períodos analisados



Fonte: Elaborado pelos autores.

A tendência de mudanças na escala local diferiu da PCRS nas três décadas. Houve decréscimo nas Transições de ganhos de AUs nos três períodos (Figura 4), as Transições de perdas e as AUs não alteradas aumentaram na segunda década e se mantiveram com valor semelhante na terceira década.

Figura 4 – Quantificação das classes de Transição nos pontos reconhecidos em campo para os diferentes períodos analisados



Fonte: Elaborado pelos autores (2023).

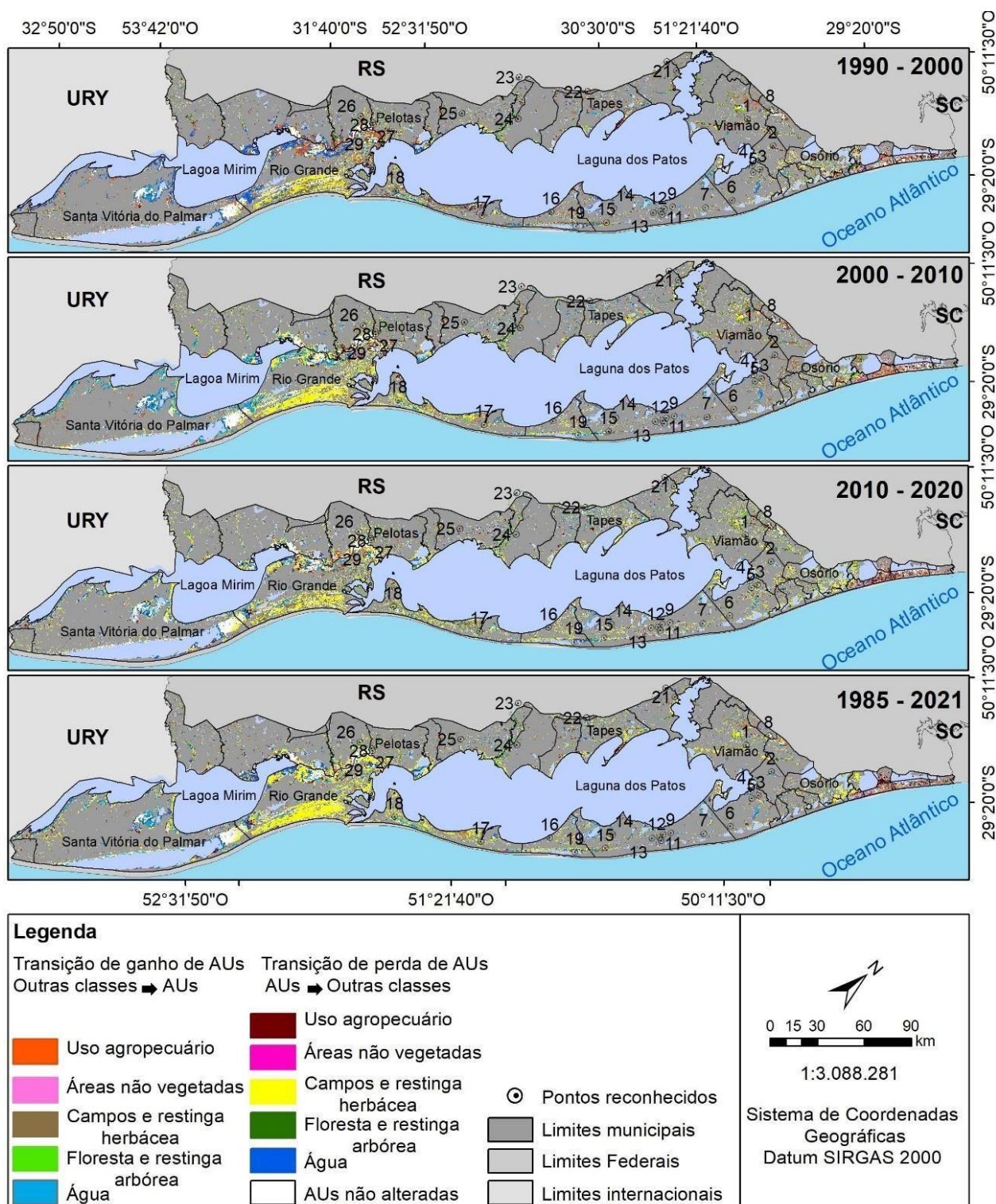
No período total (1985-2021) a Transição de perda foi superior à de ganhos, apresentando a maior área de Transição de perda e menor área de AUs não alteradas. Entre as Transições de perdas e ganhos, o saldo é positivo nas duas primeiras décadas e negativo na última década e no período completo, tanto nas AUs gerais quanto nas reconhecidas em trabalho de campo. O saldo líquido, considerando a diferença entre os totais de transições de ganhos e perdas, tende a perda de AUs em 188 km² em toda a área de estudo e 3 km² nos pontos reconhecidos em trabalho de campo.

Transições na CUT e fatores de mudanças nas AUs

Nas Transições na CUT (Figura 5) ao longo de 36 anos, ocorreu uma transformação significativa das AUs em Campos e restinga herbácea, Água e Uso agropecuário, com maior concentração nos municípios de Rio Grande, Pelotas, Viamão e Osório.

Ganhos foram observados, sendo mais perceptível a conversão de Água nas duas últimas décadas e Uso agropecuário, principalmente na década de 1990-2000, mais concentrados nos municípios de Rio Grande, Pelotas e Viamão, e nos municípios do Litoral Norte, ao norte de Osório. Destaca-se no Litoral Norte um aumento gradual entre décadas das transformações das AUs para Uso agropecuário e Áreas não vegetadas. Estas últimas, incluem, em maior proporção, a expansão das áreas urbanas. Ademais, as Transições de ganhos e perdas para Uso agropecuário são visíveis entre as décadas.

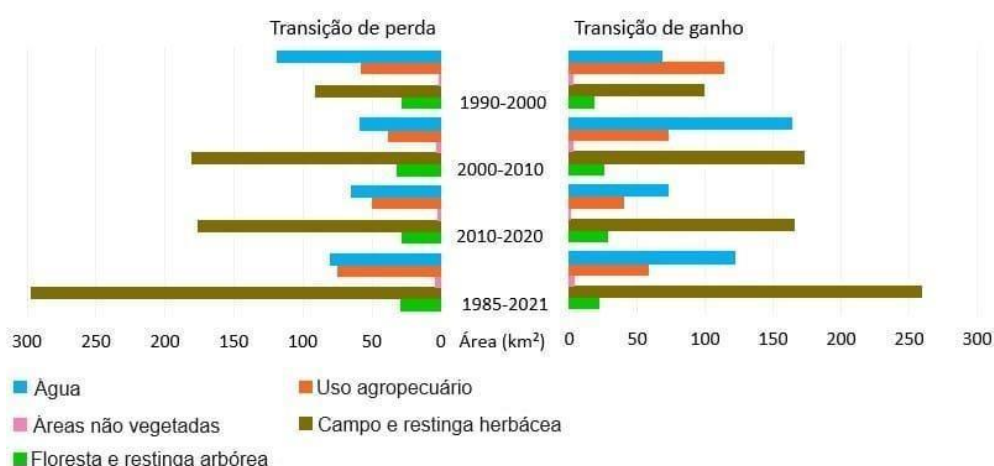
Figura 5 – Mapa de transição de CUT nas Aus



Fonte: Elaborado pelos autores.

Essas mudanças são evidentes nas classes de Campos e restinga herbácea (Figura 6) com a maior área de transições nas AUs, com perdas e ganhos de área alcançando valores bem próximos em todos os períodos, mas com predominância de perda de AUs. A conversão das AUs em Campos e restinga herbácea é de 90 km² (1990-2000), 180 km² (2000-2010), 176 km² (2010-2020), e de 297 km² em toda a série temporal (1985-2021).

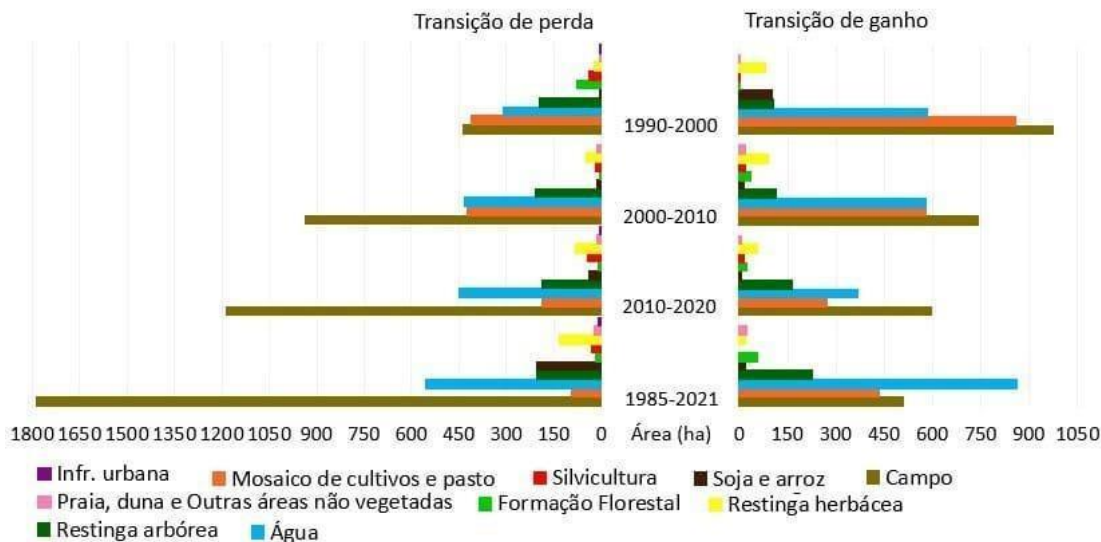
Figura 6 – Quantificação das classes de transições de CUT por período de análise



Fonte: Elaborado pelos autores.

As classes de transições de CUT nas AUs em escala local (Figura 7) foram desagregadas para um melhor entendimento sobre os fatores de mudanças e quantificadas em ha para que as classes em menores proporções, como Infraestrutura urbana, por exemplo, tivessem uma representação mais visíveis na Figura 7. Predominam as transições para Campos, com conversão progressiva de AUs para a classe e regressão dos ganhos em AUs na mesma, seguida das transições para Água e Mosaico de cultivos e pasto.

Figura 7 – Transição de ganhos e perdas de AUs reconhecidas em trabalho de campo, por classe e período



Fonte: Elaborado pelos autores.



As transições de perda e ganho para Mosaico de cultivos diminuem com o passar das décadas, mas aumenta a conversão de AUs para a classe dos cultivos de Arroz e soja, em 2010-2020 (39 ha) para 1985-2021 (206 ha). Destacam-se ainda nestes mesmos períodos uma maior conversão de AUs para Silvicultura e Infraestrutura urbana.

Na escala local, durante o trabalho de campo, foram obtidas algumas fotografias e informações com os moradores residentes, auxiliando na compreensão dos fatores que impulsionaram as mudanças. Essas áreas foram acessadas por propriedades rurais privadas, circundadas por áreas cultivadas. Estas possuem importante serviço ecossistêmico para a irrigação de cultivos, e algumas têm vazão controlada por taipas manipuladas pelos proprietários (ponto 16), outras por taipas fixas (pontos 9, 14). Nesses casos, os moradores confirmaram o controle de vazão dos banhados para fins de irrigação de cultivos.

As AUs nas planícies de inundações (pontos 8, 2, 3, 11, 13 e 26) e no entorno de lagoas (pontos 3, 4, 21) foram parcialmente convertidas em áreas de cultivos, sendo a principal pressão antrópica. A pressão pela Silvicultura ocorre principalmente nas AUs a margem direita da Lagoa dos Patos (pontos 15, 16 e 18), e conversões e pressões por ocupação antrópica (pontos 27, 28 e 4).

As principais classes de transições e tendências nas AUs reconhecidas em campo, bem como os fatores geradores de mudanças e pressões são apresentadas no Quadro 1 e a localização geográfica dos pontos na Tabela 2. Utilizou-se o Google Earth Pro para auxiliar na compreensão dos fatores geradores de mudanças através da análise da paisagem, com imagens a partir do ano 2000 ou 1985, quando disponíveis.

De modo geral, os resultados de transição foram confirmados com as observações do trabalho de campo e do Google Earth Pro. Os maiores erros ocorreram onde o mapeamento apresentou recuperação de áreas de Uso agropecuário para AUs (pontos 3 e 4). Verificou-se que, além de não haver essas recuperações, as conversões para agricultura não foram identificadas.

Quadro 1 – Principais transições de CUT e fatores de mudanças nas AUs, em escala local

Pontos	Transições	Fatores geradores de mudanças e pressões nas AUs
1 e 29	(1) Uso agropecuário, Água, Campo, AUs não alteradas; (29) maior conversão para Uso agropecuário entre 2000-2010	(1) pressão por atividades agropecuárias; (29) Conversão de áreas para agricultura a partir de 1990
2 e 15	Maior transição entre períodos e classes Água, Floresta e Restinga arbórea, Campo e Restinga herbácea e Uso agropecuário	(2) pressão por atividades agropecuárias e canais de irrigação; (15): pressão por atividades agropecuárias
3 e 4	Recuperação de AUs, com maior Transição de ganho da classe Uso Agropecuário, transições entre Campos e florestas	(3) conversão para cultivo de arroz e soja; (4) conversão para cultivo de arroz e pressão por ocupação antrópica



5, 6, 7, 9, 10, 12, 14 e 20	(5 a 20) Campo e Restinga herbácea, Água, e Uso agropecuário; (10, 12, 14) Água, Floresta, Campo e Restingas	Taipas e canais de irrigação de soja e arroz, pressão por atividades agropecuárias
11 e 13	Água, Campo e Restinga herbácea, Uso agropecuário	Pressão e conversão para cultivo de soja e arroz e canais de irrigação,
16 e 17	AUs não alteradas predominam, Uso agropecuário, Campos, Restingas e Florestas.	Pressão por atividades agropecuárias e Silvicultura
23 e 25	Uso agropecuário, Água, Floresta, campos e Restingas	(23) pressão por cultivo de soja a partir de 2016 e canais de irrigação; (25) conversão para cultivo de soja a partir de 2018, taipa e canais de irrigação
8, 18, 21, 22 e 24	Aumento de Transição de perda de AUs gradual entre os períodos para Uso agropecuário, Campos, Restingas, Florestas e Água	(21) e (18) pressão por Silvicultura e cultivo de arroz, canais de irrigação; (8) conversão para cultivos de arroz e soja, canais de irrigação; (22) conversão para cultivo de soja a partir de 2018, taipa e canais de irrigação; (24) pressão por cultivo de soja a partir de 2016 e canais de irrigação
27 e 28	Uso agropecuário, Campos, Restingas, Florestas, AUs não alteradas, com aumento de Áreas não vegetadas na última década e no período completo	(27) contaminação visível por água servida, ocupação antrópica e aumento de infra. urbana a partir de 2002, (28) queimadas e maior conversão para área agrícola a partir de 2020.
26	Uso agropecuário, Campos, Florestas, Restingas, AUs não alteradas	Conversão de áreas para cultivo de arroz e soja a partir de 2015, pressão por Silvicultura, mineração, agricultura e pastagem

Fonte: Elaborado pelos autores.

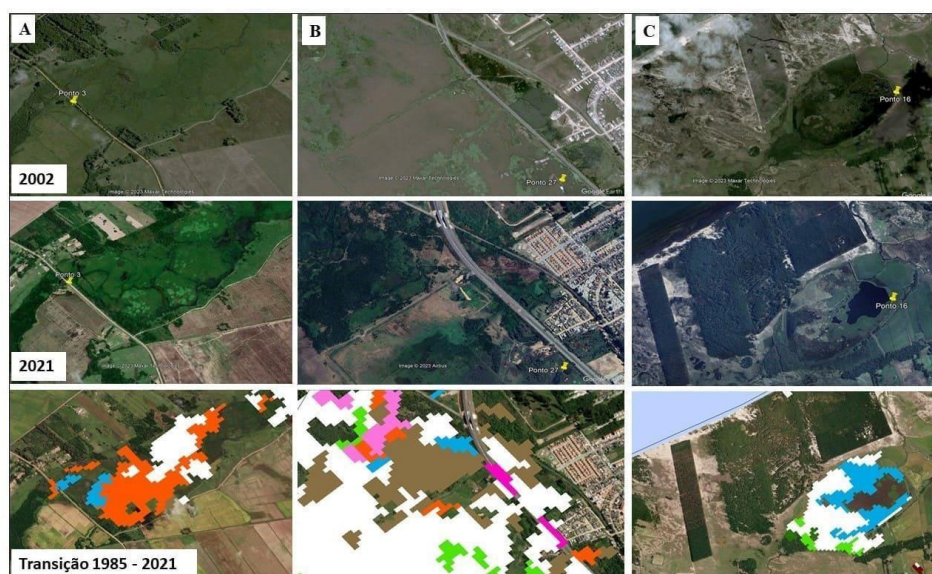
Tabela 2 – Localização dos pontos reconhecidos no trabalho de campo

Ponto	Localização geográfica	Ponto	Localização geográfica
1	30° 6'32.43"S ; 50°47'6.20"O	16	31°19'8.98"S ; 51° 8'52.21"O
2	30° 5'47.99"S ; 50°32'13.19"O	17	31°38'8.78"S ; 51°25'37.65"O
3	30°14'31.78"S ; 50°28'21.15"O	18	31°55'19.80"S ; 51°55'39.66"O
4	30°15'41.65"S ; 50°31'35.99"O	19	31°15'45.85"S ; 50°57'54.26"O
5	30°16'52.21"S ; 50°29'9.98"O	20	30°15'12.90"S ; 51°24'50.64"O
6	30°28'43.02"S ; 50°26'2.94"O	21	30°14'43.49"S ; 51°19'41.00"O
7	30°37'22.94"S ; 50°30'35.33"O	22	30°42'48.44"S ; 51°36'12.18"O
8	29°58'59.84"S ; 50°44'3.62"O	23	30°57'26.40"S ; 51°58'17.93"O
9	30°45'59.21"S ; 50°39'9.50"O	24	31° 7'4.15"S ; 51°45'50.65"O
10	30°48'29.55"S ; 50°40'42.05"O	25	31°20'30.85"S ; 52° 2'14.13"O
11	30°50'19.77"S ; 50°39'22.83"O	26	31°47'40.12"S ; 52°27'53.36"O
12	30°49'25.40"S ; 50°40'38.22"O	27	31°46'1.75"S ; 52°22'38.76"O
13	30°52'11.09"S ; 50°42'19.28"O	28	31°46'42.97"S ; 52°22'5.46"O
14	31° 1'49.64"S ; 50°53'42.02"O	28	31°46'42.97"S ; 52°22'5.46"O
15	31° 6'52.31"S ; 50°51'18.33"O	29	31°50'54.41"S ; 52°18'45.90"O

Fonte: Elaborado pelos autores.

Dos pontos mencionados no Quadro 1, foram selecionadas três áreas com situações que podem ser observadas na análise de paisagem (Figura 8). O erro de transição no ponto 3 (Figura 8A); áreas com mudanças diversas que foram bem identificadas no produto de transição (Figura 8B); e o ponto 16, com poucas mudanças, mas pressão por silvicultura e agricultura (Figura 8C).

Figura 8 – Análise de paisagem. (A) Ponto 3, (B) Ponto 27, (C) Ponto 16.



Fonte: Elaborado pelos autores.

Conforme Souza *et al.* (2020) as transições representam as mudanças de classes de cobertura e uso da terra, mas podem incluir inconsistências entre as classificações. As somas das áreas totais de cada classe podem ter diferenças em relação aos dados de cobertura para o mesmo ano devido aos filtros espaciais aplicados.

Buscando avaliar essas inconsistências, considerou-se relevante quantificar a cobertura da classe AUs do conjunto de dados anuais de CUT, como apoio ao produto de Transição, para confirmar a análise de tendência de mudanças nas AUs. A área de cobertura da classe AUs (Tabela 3) e sua diferença entre períodos, o percentual e a tendência de mudança, confirmam a tendência de perda das AUs previamente verificada com o produto de Transição na última década e em toda a série temporal (1985-2021).

Tabela 3 – Área de cobertura e análise de mudanças da classe Aus

Ano	Área (km ²)	Período	Diferença de área (km ²)	Mudança (%)	Tendência
2021	1797,23	1985-2021 (36 anos)	233,20	11,49	Perda
2020	2005,06	2020-2021 (1 ano)	207,83	10,37	Perda
2010	2061,93	2010-2020 (Década)	56,87	2,76	Perda
2000	1999,77	2000-2010 (Década)	-62,15	-3,11	Ganho
1990	1926,24	90-2000 (Década)	-73,53	-3,82	Ganho
1985	2030,43	85-90 (5 anos)	104,19	5,13	Perda

Fonte: Elaborado pelos autores.



Para qualificar a análise definiu-se como importante incluir mais dois períodos: 1 ano (mais recente) e 5 anos (mais antigo), destacando a importância de considerar diferentes períodos para avaliar mudanças nas AUs. A análise apenas entre décadas induziu a uma tendência de ganhos ou recuperação de AUs, entretanto, verificou-se tendência de perda ao considerar um ano (207,83km²) ou cinco anos de análise (104km²), e um ganho líquido entre décadas de apenas 78km², referente à soma das áreas de ganho e subtração das áreas de perda nas três décadas.

Wang *et al.* (2022) utilizaram dados de CUT de séries temporais Landsat para analisar mudanças na paisagem das AUs em Nantong, China, entre 1986 e 2017. Os autores alcançaram resultados confiáveis quanto aos fatores de mudança usando 5 períodos representativos da série temporal. Destacaram como uma das limitações do estudo a serem melhoradas, que resultados de séries temporais com intervalos mais curtos, como 1 ano, seriam melhores para observar mais detalhes das mudanças na paisagem. A constatação de Wang *et al.* (2022) corrobora que análises em múltiplas datas auxiliam para mitigar incertezas espaciais e temporais nas análises de mudanças.

A tendência de conservação de AUs entre décadas e de perda no período total de análise também foi verificada em Waleed *et al.* (2023). Ao mapear as mudanças nas AUs verificaram aumento das AUs não alteradas entre décadas, mas menor área das mesmas para o período completo (1985-2022). Concluíram que cerca de 45% das AUs foram perdidas e o maior fluxo de transições (ganhos e perdas) e conversões ocorreu para terras agrícolas.

As mudanças nas AUs foram interpretadas como suas conversões (perdas) e ganhos de área para todas as classes de CUT. No entanto, para aprofundar esta interpretação, considerou-se duas abordagens de análise: (a) como conversão ou desmatamento apenas as transformações das AUs em classes com influência antrópica (Usos agropecuário, Infraestrutura urbana e Áreas não vegetadas); (b) as transições entre classes de Campos, Água, Restingas e Formação florestal como elementos que pertencem à dinâmica de cobertura das AUs.

Essa perspectiva é sustentada por pesquisas internacionais e locais que apontam os fatores de conversão e de dinâmica natural das AUs. Os Usos agropecuários são relatados como elementos principais de conversões das AUs em outros países (XU *et al.*, 2019; PAL *et al.*, 2022; WALEED *et al.*, 2023).

Pesquisas realizadas na PCRS indicam o uso da terra para Agricultura, pecuária e urbanização como os fatores de mudanças mais relevantes para perdas das AUs (CARVALHO; OZORIO, 2007; SILVA; TAGLIANI, 2012; BELLOLI; GUASSELLI, 2018; ETCHELAR *et al.*, 2018; DA COSTA; SATO, 2021; DA SILVEIRA *et al.*, 2022) e a



expansão da agricultura também para perdas de campos nativos (OLIVEIRA, 2020).

Guo *et al.* (2022) apontam as classes de vegetação e água como elementos de mudanças conectados as AUs, sendo a dinâmica da área de água o principal fator de mudança espaço-temporal da vegetação devido a inundações periódicas e retração. As transições naturais entre campos secos, úmidos e banhados e outros gêneros de vegetação semelhantes nos banhados do RGS são relatadas por Long-Wagner, Boldrini e Eggers (2010) e por Leite e Guasselli (2013).

Assim, com a união das duas abordagens, as classes de Campos, Água e Restingas são os fatores de dinâmica natural que mais contribuem com as mudanças nas AUs da PCRS, que somam em 2.540 ha, de um total de 3.035 ha nas AUs em escala local. As transições de ganhos de AUs para estas classes foram 1.670 ha. As transições para classes incluídas em Usos agropecuários, principalmente para cultivos de arroz e soja, Mosaico de cultivos e pasto e Silvicultura, que somam 330 ha de um total de 362 ha, são as que mais contribuem com conversões ou desmatamento das AUs.

A partir desses resultados, entendemos que o produto do MapBiomias subestimou a real conversão das AUs para as classes de Uso agropecuário na série temporal e superestimou os ganhos de área para a classe, em função do histórico de ocupação da região principalmente por cultivos de arroz, soja e silvicultura. Os erros de mapeamento e as referências de pesquisas locais citadas confirmam este entendimento. Os maiores erros médios de inclusão e de omissão para a classe de AUs na série temporal ocorrem entre as classes Formação campestre (56% e 21%), Lavoura temporária (2,5% e 9,9%), Formação florestal (2,14% e 1,93%), Mosaico de usos (0% e 11,9%) e Água (0% e 3,3%) (PROJETO MAPBIOMAS, 2023).

Essas confusões no mapeamento ocorrem por efeito das similaridades espectrais, que fazem com que a classe de AUs obtenha a menor precisão de mapeamento na Formação Não florestal (SOUZA *et al.*, 2020). Isso contribui para os campos úmidos estarem presentes tanto na classe *Wetlands* como na Formação campestre no produto de CUT e de Transição. A confusão espectral entre campos úmidos e secos e banhados também é relatada em Belloli *et al.* (2022) e Leite e Guasselli (2013), devido à dinâmica hídrica dos banhados e sua cobertura herbácea.

Quanto a segunda abordagem, a similaridade espectral e os erros de mapeamento com as classes de Campos, Formações florestais, Restingas e Água, refletem o dinamismo dos padrões de cobertura vegetal em banhados em relação às diferentes condições hidrológicas de normalidade, estiagens e inundações (KAFFER *et al.*, 2011; DA ROSA *et al.*, 2018).



A quantificação de mudanças pode esconder complexidades consideráveis entre AUs naturais, restauradas ou modificadas. Essa questão foi abordada por Xu *et al.* (2019) ao verificarem o aumento (1.548 km²) de mudanças nas AUs da China, entre 2000-2015. A área da superfície de águas abertas aumentou (9.110 km²), mas as AUs naturais diminuíram (7.562 km²). As restaurações contribuíram com 24,5% deste aumento e a construção de barragens com 20,8%. Destacam que medir as mudanças totais sem considerar as mudanças na composição das AUs e nas funções ecológicas, pode resultar em uma inversão de objetivos, e deve ser usado com cautela quando o foco é a conservação.

Nesse contexto, os resultados alcançados mostram uma área significativa de transição de AUs para a classe água, o que era esperado em função da dinâmica dos pulsos de inundação. Mas, parte das conversões podem ter ocorrido pelo aumento da lâmina de água nas AUs com barramento. Por outro lado, as maiores conversões de água aberta para AUs, nas duas escalas de análise, juntamente com as conversões para Campos e Restingas, podem indicar um processo de desumidificação de áreas (GUCLU; KARAHAN, 2004), caracterizado pelo decréscimo no aporte hídrico das AUs e dos campos úmidos ao longo dos anos.

Estudos de Guerra *et al.* (2020) relataram mudanças de CUT no Pantanal diretamente relacionadas às áreas sem inundação ou com baixa frequência de inundação, por serem acessíveis para a agricultura. Desse modo, novas perspectivas de gestão devem incluir ações para evitar o processo de desumidificação desses ecossistemas.

O produto de CUT e Transição do MapBiomass se mostrou limitado para aprofundar esta análise, pois a classe de AUs não inclui a área de água aberta geralmente presente. A classe Água é mapeada separadamente e não há diferenciação entre corpos hídricos construídos, modificados ou naturais para a região. Dessa forma, apenas com um produto de CUT mais acurado quanto a classificação de AUs ou com um monitoramento de longo prazo *in loco* será possível confirmar onde ocorrem as mudanças que fazem parte da dinâmica hídrica e vegetal natural das AUs e onde as conversões permanecem fixas para estas classes, em especial para Campos, Restingas e Água.

CONCLUSÕES

O estudo mostrou as mudanças na cobertura e uso da terra nas AUs da PCRS, no período entre 1985-2021, incluindo análise entre décadas, as principais tendências de mudanças e os fatores que mais contribuem para a perda das AUs. Considerando duas escalas de análise, verificou-se uma tendência de perda líquida de AUs.



As classes de Campos, Água e Uso agropecuário predominaram nas transições entre décadas. Dentre estas, os principais fatores de conversão ou desmatamentos das AUs são relacionados a atividades agropecuárias, principalmente de culturas temporárias de arroz e soja, silvicultura e campos manejados, e os principais fatores de mudanças relacionadas à dinâmica natural das AUs incluem as transições para Campos, Água e Restingas.

Foi destacada a importância de considerar diferentes períodos para avaliar mudanças nas AUs, pois a análise apenas entre décadas induziu a uma tendência de ganhos ou recuperação de AUs, mas ao considerar o período completo e períodos mais curtos como cinco anos e um ano, foi verificada tendência de perda.

A detecção de mudanças de longo prazo permitiu fornecer percepções espaciais e quantitativas sobre as transições de CUT nas AUs e identificar as tendências na PCRS. Ressalta-se que a conversão das AUs em áreas de usos agropecuários pode deteriorar ainda mais a situação geral das AUs na região, resultando na perda de biodiversidade e funções ecossistêmicas. Para este efeito, fornecemos referências importantes sobre os locais com maiores mudanças nas AUs. Até o momento, nenhum outro estudo abordou as mudanças na CUT nas AUs em toda a PCRS. Assim, nossas conclusões constituem uma referência adicional para futuras investigações sobre AUs na região.

Os dados sobre as conversões das AUs permitem verificar que as iniciativas governamentais e a fiscalização ambiental não foram adequadas e suficientes em relação à conservação. Nossos resultados fornecem informações relevantes com implicações importantes para decisões e políticas relativas à conservação das AUs. As áreas de maior mudança podem ser foco de ações de conservação, tornando-se áreas prioritárias para a gestão preventiva e de restauração, em razão da tendência de perda desses ecossistemas.

Apesar das limitações destacadas, os produtos de Cobertura e Transição do Mapbiomas foram eficientes para responder aos objetivos do estudo, juntamente com o trabalho de campo realizado. Destacamos sua importância como suporte à compreensão das mudanças de CUT e tendências nas AUs. Como sugestão, pode ser utilizado como auxílio a políticas públicas unificadas para evitar a conversão de AUs e prevenir a sua degradação. Contudo, um sistema de classificação mais acurado e com foco em AUs é necessário para estudos específicos que exigem maior precisão.



AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a colaboração voluntária dos revisores que contribuíram para a melhora do manuscrito. Este estudo foi financiado em parte pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS) via Programa Pesquisador Gaúcho, edital 07/2021 e por Bolsa de Produtividade em Pesquisa do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

REFERÊNCIAS

- BELLOLI, Tássia Fraga; GUASSELLI, Laurindo Antonio. Impactos ambientais decorrentes da orizicultura na APABG. In: Laurindo Guasselli (Org.) **Áreas úmidas: questões ambientais**. Porto Alegre: UFRGS/Programa de Pós-Graduação em Geografia, 2018. p. 200-23
- BELLOLI, Tássia Fraga *et al.* Classificação baseada em objeto de tipologias de cobertura vegetal em área úmida integrando imagens ópticas e SAR. **Revista brasileira de cartografia**, Rio de Janeiro. Vol. 74, no. 1 (2022), p. 67-83, 2022.
- BECKER, Fernando Gertum; RAMOS, Ricardo Aranha; DE AZEVEDO MOURA, Luciano. **Biodiversidade. Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazaís de Tapes, planície costeira do Rio Grande do Sul**. Ministério do Meio Ambiente. – Brasília: MMA / SBF, 388 p. 2006.
- BESKOW, Paulo Roberto. O arrendamento capitalista na agricultura: evolução e situação atual da economia do arroz no Rio Grande do Sul. São Paulo: HUCITEC/CNPQ. In: **Cadernos de Ciência e Tecnologia**. v. 3, n. 2, p. 220, 1986.
- BURGER, Maria Inês. **Situação e ações prioritárias para a conservação de banhados e áreas úmidas da zona costeira**. Base de Dados Tropical. Porto Seguro, 2000.
- CARVALHO, Aline Beatriz Pacheco; OZORIO, Carla Penna. Avaliação sobre os banhados do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 1, n. 2, p. 83-95, 2007.
- CHOMENKO, Luiza. Socioeconomia, cultura e ambiente. In: **Biodiversidade. Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazaís de Tapes, planície costeira do Rio Grande do Sul**. Ministério do Meio Ambiente – Brasília: MMA / SBF, 388 p. 2006.
- DA COSTA, Marília Silva; SATO, Simone Emiko. Estação Ecológica do Taim: uma análise sobre uso do espaço físico-natural e a legislação ambiental. **Revista GeoUECE**, v. 10, n. 18, p. 122-134, 2021.
- DA ROSA, Cristiano Niederauer *et al.* Identificação do padrão de distribuição de macrófitas aquáticas emergentes no banhado do taim-rs-brasil, frente a diferentes condições hidrológicas. **Geociências**, v. 36, n. 4, p. 771-784, 2017.
- DARONCH, Marlene da Costa. **O impacto de atividades humanas nos banhados do Rio Grande do Sul**. 2004. 13 f. (Monografia) - Curso de Especialização para Gestores Regionais de Recursos Hídricos, Universidade Federal de Santa Maria, 2004.
- DA SILVEIRA, Filipe Ferreira *et al.* Environmental drivers and diversity of open plant communities in grassland and wetland mosaics in coastal southern Brazil. **Folia Geobotanica**, v. 57, n. 1, p. 1-20, 2022. <https://doi.org/10.1007/s12224-022-09407-0>
- ELMAHDY, Samy I.; MOHAMED, Mohamed M. Regional mapping and monitoring land use/land cover changes: A modified approach using an ensemble machine learning and multitemporal Landsat data. **Geocarto International**, v. 38, n. 1, p. 2184500, 2023. <https://doi.org/10.1080/10106049.2023.2184500>
- ETCHELAR, Cecilia Balsamo; GUASSELLI, Laurindo Antonio. Erosão no Banhado Grande. In: GUASSELLI, Laurindo (Org.) **Áreas Úmidas: Questões Ambientais**. 1ed. Porto Alegre: Imprensa Livre, 2018, v. 1, p. 235-264.



- FLUET-CHOUINARD, Etienne *et al.* Extensive global wetland loss over the past three centuries. **Nature**, v. 614, n. 7947, p. 281-286, 2023.
- GUCLU, Kamuran; KARAHAN, Faris. A review: the history of conservation programs and development of the national parks concept in Turkey. **Biodiversity & Conservation**, v. 13, p. 1373-1390, 2004
- GUO, Dizhou *et al.* Monitoring the spatiotemporal change of Dongting Lake wetland by integrating Landsat and MODIS images, from 2001 to 2020. **Ecological Informatics**, v. 72, p. 101848, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2022.101848>
- GUERRA, Angélica *et al.* Drivers and projections of vegetation loss in the Pantanal and surrounding ecosystems. **Land Use Policy**, v. 91, p. 104388, 2020.
- HIRAISHI, Takahiko *et al.* **2013 supplement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Wetlands**. IPCC, Switzerland, 2014.
- IPBES. **The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for the Americas**. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Alemanha, 2018. 656p. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3236253>
- IRGANG, Bruno Edgar; DE SENNA GASTAL JR, Cláudio Vinícius. **Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS**. Porto Alegre: CPG/Botânica: UFRGS, 1996. 290p.
- KAFER, Daiane de Sena; COLARES, Ioni Gonçalves; HEFLER, Sonia Marisa. Composição florística e fitossociologia de macrófitas aquáticas em um banhado continental em Rio Grande, RS, Brasil. **Rodriguésia**, v. 62, p. 835-846, 2011.
- KAPPES, Bruna Batista *et al.* Avaliação de risco de habitats da zona costeira do Rio Grande do Sul usando o modelo Habitat Risk Assessment (INVEST). In: X CONGRESSO SOBRE PLANEAMENTO E GESTÃO P DAS ZONAS COSTEIRAS DOS PAISES DE EXPRESSÃO PORTUGUESA, 6 A 10 de dezembro de 2021. **Comunicações...** Rio de Janeiro: UERJ, 2021. p. 1-3.
- KIRWAN, Matthew L.; MEGONIGAL, J. Patrick. Tidal wetland stability in the face of human impacts and sea-level rise. **Nature**, v. 504, n. 7478, p. 53-60, 2013. <https://doi.org/10.1038/nature12856>
- LEITE, Marcelo Guglielmi; GUASSELLI, Laurindo Antonio. Dinâmica espaço-temporal das macrófitas aquáticas no Banhado Grande, bacia hidrográfica do rio Gravataí, RS. **Para Onde!?**, v. 7, n. 1, p. 17-24, 2013.
- LONGHI WAGNER, Hilda Maria; BOLDRINI, Ilzi Lob, EGGERS, Lilian. Banhados. In: BOND-BUCKUP, Georgina (Org.). **Biodiversidade dos campos de Cima da Serra**. 2. ed. Porto Alegre, p. 30-31. 2010.
- MAPBIOMAS. **MapBiomas General "Handbook"**. Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD). Collection 7-Version 1.0. Retrieved August, 2022.
- MAPBIOMAS, P. **Coleção 7 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil**. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/downloads/>. Acesso em: 28 abril 2023.
- MCLEOD, Elizabeth *et al.* A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 9, n. 10, p. 552-560, 2011.
- MANES, Stella *et al.* Nature as a solution for shoreline protection against coastal risks associated with ongoing sea-level rise. **Ocean & Coastal Management**, v. 235, p. 106487, 2023.
- OLIVEIRA, Carmen Viviane de. **Análise de mudanças da cobertura e uso do solo no Bioma Pampa com matrizes de transição**. 2020. 79 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto e Meteorologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2020.
- OLIVEIRA, M. L. A. A.; SENNA, R. M.; NEVES, M. T. M. B. Sessão 2, diagnóstico de flora e vegetação. **Biodiversidade. Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, planície costeira do Rio Grande do Sul**. Ministério do Meio Ambiente – Brasília: MMA / SBF, 388 p. 2006.



- DE OLIVEIRA, Marcelo Zagonel *et al.* Delimitação de Áreas de Preservação Permanente: Um estudo de caso através de imagem de satélite de alta resolução associada a um sistema de informação geográfica (SIG). 2007. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., 2006, Florianópolis. **Anais...**São José dos Campos: Inpe, 2007. p. 4119 - 4128.
- PAL, Swades; SARKAR, Raju; SAHA, Tamal Kanti. Exploring the forms of wetland modifications and investigating the causes in lower Atreyee river floodplain area. **Ecological Informatics**, v. 67, p. 101494, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101494>
- PRATES, Ana Paula Leite; GONÇALVES, Marco Antonio; ROSA, Marcos Reis. Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil. 2 ed. rev. ampliada. Brasília: MMA. 2012.
- RAMOS, R. A. *et al.* Mapeamento e diagnóstico de áreas úmidas no Rio Grande do Sul, com o uso de ferramentas de geoprocessamento. In: III Simpósio de Áreas Protegidas. 2014.. Univ. federal de Viçosa. **Anais...**,2014 p. 17-21.
- RIO GRANDE DO SUL. Secretaria de planejamento, governança e gestão. Atlas socioeconômico do RS, 2020, 125p. Disponível em: <https://atlassocioeconomico.rs.gov.br/inicial>. Acesso em: 17 abril 2013.
- RIO GRANDE DO SUL. Secretaria de Meio Ambiente e Infraestrutura. **Zoneamento Ecológico-Econômico do Litoral Médio**, 2016. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201708/23144021-1462213296zee-litoral-medio-relatorio.pdf>. Acesso em: 15 setembro 2023.
- SCHÄFER, Alois. A planície Costeira do Rio Grande do Sul: sistema único. In: Alois Eduard Schafer; Rosane Lanzer; Luciana Scur. (Org.). **Atlas Socioambiental dos municípios de Cidreira, Balneário Pinhal, Palmares do Sul**. 1 ed.Caxias do Sul: EDUCS, 2013, v. , p. 14-22.
- SILVA, Tatiana Silva da; TAGLIANI, Paulo Roberto Armanini. Environmental planning in the medium littoral of the Rio Grande do Sul coastal plain—Southern Brazil: Elements for coastal management. **Ocean & Coastal Management**, v. 59, p. 20-30, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2011.12.014>
- SIMIONI, João Paulo Delapasse *et al.* Assessment of fire resilience in subtropical wetlands using high spatial resolution images. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 194, n. 6, p. 1-14, 2022. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-09985-8>
- SIMIONI, João Paulo Delapasse; GUASSELLI, Laurindo Antonio. Banhados: abordagem conceitual. **Boletim Geográfico do Rio Grande do Sul**, n. 30, p. 33-47, 2017.
- SOUZA JR, Carlos *et al.* Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>
- TOMAZELLI, Luiz J.; VILLWOCK, Jorge A. Mapeamento geológico de planícies costeiras: o exemplo da costa do Rio Grande do Sul. **Gravel**, v. 3, n. 1, p. 110-115, 2005.
- VILLWOCK, Jorge Alberto; TOMAZELLI, Luiz José. Planície Costeira do Rio Grande do Sul: gênese e paisagem atual. **Biodiversidade. Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, planície costeira do Rio Grande do Sul**. Ministério do Meio Ambiente – Brasília: MMA / SBF, 388 p. 2006.
- WALEED, Mirza *et al.* Machine learning-based spatial-temporal assessment and change transition analysis of wetlands: An application of Google Earth Engine in Sylhet, Bangladesh (1985–2022). **Ecological Informatics**, v. 75, p. 102075, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2023.102075>.
- WANG, Minjing *et al.* Monitoring Wetland Landscape Evolution Using Landsat Time-Series Data: A Case Study of the Nantong Coast, China. **Sustainability**, v. 14, n. 21, p. 13718, 2022. <https://doi.org/10.3390/su142113718>
- WEBB, Edward L. *et al.* A global standard for monitoring coastal wetland vulnerability to accelerated sea-level rise. **Nature Climate Change**, v. 3, n. 5, p. 458-465, 2013. <https://doi.org/10.1038/nclimate1756>
- XU, Weihua *et al.* Hidden loss of wetlands in China. **Current Biology**, v. 29, n. 18, p. 3065-3071. e2, 2019. <https://doi.org/10.1016/i.cub.2019.07.053>



ZHANG, Meng *et al.* Spatiotemporal changes of wetlands in China during 2000–2015 using Landsat imagery. **Journal of Hydrology**, v. 621, p. 129590, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129590>