

O Estado Ambiental dos *Wetlands* Fluminenses: Uma Análise a Partir de Indicadores Aplicados as Paisagens Pantanosas do Estado do Rio de Janeiro

The Environmental Status of Wetlands in Rio de Janeiro State: An Analysis Based on Indicators Applied to the Wetlands of Rio de Janeiro State

Evelyn de Castro Porto Costa *, Raúl Sanchez Vicens **

* IGEOG, Universidade do Estado do Rio de Janeiro e POSGEO, Universidade Federal Fluminense, evelyn.costa@uerj.br

** Departamento de Geografia, Universidade Federal Fluminense, rsvicens@id.uff.br

<http://dx.doi.org/10.5380/raega.v66i1.103232>

Resumo

As paisagens pantanosas, conhecidas internacionalmente como *wetlands*, desempenham funções ecossistêmicas vitais, como a regulação do ciclo hidrológico e a manutenção da biodiversidade, contudo, enfrentam crescentes pressões antrópicas que comprometem sua estabilidade ambiental. O objetivo desta pesquisa foi caracterizar o estado ambiental das paisagens de *wetlands* no estado do Rio de Janeiro através da aplicação integrada de indicadores socioambientais. A metodologia utilizou-se da regionalização físico-geográfica dos *wetlands* do Estado do Rio de Janeiro em escala 1:50.000. Foram aplicados quatro indicadores principais: Índice de Desmatamento (ID), Índice de Transformação Antrópica (ITA), Indicador de Canais Retilíneos (ICR) e Índice de Antropização por Elementos Antrópicos (IAEA), cujos resultados foram normalizados para a composição de um índice normalizado que ponderasse o estado ambiental desses ambientes. Os resultados revelaram que a maioria das regiões de *wetlands* fluminenses apresenta estado ambiental instável ou crítico, especialmente nas áreas sob forte influência urbana e agropastoril, como o Norte Fluminense e a Região Metropolitana. Em contraste, apenas a região da Costa Verde apresentou áreas classificadas como estáveis, embora ainda vulneráveis devido à fragmentação. Conclui-se que o estado crítico dessas paisagens exige intervenções imediatas e políticas de gestão territorial eficazes, visando mitigar danos irreversíveis e assegurar a continuidade dos serviços ecossistêmicos em um cenário de mudanças climáticas.

Palavras-chave:

Áreas úmidas, Geotecnologias, SIG, Análise Espacial, Geoecologia das Paisagens.

Abstract

Marshy landscapes, internationally known as wetlands, perform vital ecosystem services, such as hydrological cycle regulation and biodiversity maintenance. However, they face increasing anthropogenic pressures that compromise their environmental stability. This research aimed to characterize the environmental status of wetland landscapes in the State of Rio de Janeiro, Brazil, through the integrated application of socio-environmental indicators. The methodology was based on the physical-geographic regionalization of the state's wetlands at a 1:50,000 scale. Four primary indicators were applied: Deforestation Index (DI), Anthropogenic Transformation Index (ATI), Rectilinear Channel Indicator (RCI), and Anthropization Index by Anthropogenic Elements (AIAE). The results were normalized to compose a synthetic index to weigh the environmental status of these areas. The findings revealed that most Rio de Janeiro wetland regions exhibit an unstable or critical environmental status, particularly in areas under strong urban and agropastoral influence, such as the North Fluminense and the Metropolitan Region. In contrast, only the Costa Verde region presented areas classified as stable, though still vulnerable due to fragmentation. It is concluded that the critical state of these landscapes demands immediate interventions and effective territorial management policies to mitigate irreversible damage and ensure the continuity of ecosystem services amidst a climate change scenario.

Keywords:

Wetlands, Geotechnologies, GIS, Spatial Analysis, Landscape Geoecology.

I. INTRODUÇÃO

A Convenção Ramsar (1971) denomina as paisagens alagadas como “*wetlands*”, definindo-as como: “Áreas de pântano, turfa ou água, seja natural ou artificial, permanente ou temporário, com água estática ou fluindo, fresco, doce ou salgado, incluindo áreas de água do mar, cuja profundidade na maré baixa não exceda seis metros”.

Moore (2008) aponta que estas áreas ocupam cerca de 6% da superfície do mundo, estando espalhados, com uma distribuição geográfica altamente fragmentada, presentes em grandes recortes geográficos, porém distribuídas em pequenas manchas. Esse comportamento disperso e fragmentado, além de aumentar a vulnerabilidade dessas áreas, é um dos aspectos que dificultam a sua devida identificação e caracterização para fins de gestão e planejamento ambiental.

Destaca-se que essas áreas possuem expressiva diversidade corológica¹ (número de indivíduos) e diversidade tipológica² (diferentes tipos de paisagens), bem como, grande diversidade de ambientes no estado do Rio de Janeiro (fluviais, fluviomarinheiros, marinho-lacustres, tectônicos etc.).

¹ Se refere a quantidade dos indivíduos corológicos concebidos como unidades da paisagem (contornos paisagísticos), em relação ao número total de indivíduos possíveis (Rodríguez et al., 2017).

² Calcula-se como a quantidade de tipos que ocorrem em uma região, em relação ao número total de tipos possíveis (Rodríguez et al., 2017).

Os *wetlands* desempenham um papel vital na subsistência de diversas comunidades e na manutenção do equilíbrio ambiental. Segundo Jaramillo et al. (2019), essas áreas funcionam como habitats estratégicos que fornecem alimento e refúgio para a biodiversidade aquática e terrestre, além de atuarem como amortecedores hidrológicos naturais contra inundações e secas. Adicionalmente, os *wetlands* regulam a qualidade da água, sedimentos e nutrientes, reduzindo picos de escoamento e servindo como fontes essenciais de água doce para uso doméstico e agrícola. Por fim, sua importância estende-se à segurança alimentar local e ao sequestro global de carbono a longo prazo, consolidando-os como ecossistemas multifuncionais de alto valor ambiental.

Além disso, os *wetlands* possuem grande valor ambiental, como exemplo pode ser destacado a sua importância na manutenção do ciclo da água e nos ciclos de carbono. Comparadas a todos os ecossistemas terrestres, os *wetlands* possuem a maior densidade de carbono, o que as faz desempenhar um papel importante nos ciclos biogeoquímicos de carbono globais, ajudando no estoque e sequestro de carbono (Kayranli et al., 2010). Além disso, esses ambientes podem ajudar na mitigação de impactos associados as mudanças climáticas, no que tange o controle de inundações (Salimi et al., 2021).

Moore (2008) também aponta que as áreas úmidas podem agir como esponjas gigantes, absorvendo o excesso de água e liberando-a lentamente nos rios dos quais podem ser extraídas para uso em irrigação agrícola, processos industriais ou para consumo doméstico. Tais áreas estão susceptíveis a serem ocupadas por obras de infraestruturas ou para usos agropastoris, devido ao interesse econômico nesses locais. Destaca-se que com a mudança de uso, sua estabilidade e função natural são interrompidas, mudando permanentemente a sua estrutura, o que pode ocasionar danos irreversíveis.

Ressalta-se que além de *wetlands* naturais, que também é possível encontrar áreas alagadas artificiais, ou seja, criadas pelo homem, exercendo atividade associadas à aquicultura, e agricultura permanentemente ou temporariamente inundada, tais como arrozais, salinas, reservatórios, represamentos, canais e cavidades com exploração de areia.

Os processos de ocupação dessas áreas podem contribuir para as mudanças no sistema hidrogeológico, pois muitas dessas áreas são zonas de exsudação ou recarga de aquíferos. Além disso, o processo de impermeabilização do solo dificulta a drenagem natural da água, intensificando a ocorrência de enchentes e inundações. Além de perdas econômicas é importante mencionar o risco de contágio de doenças e até mesmo das perdas de vidas humanas que esses eventos podem causar para os moradores dessa localidade (Seabra; Rocha-Leão, 2019). Portanto, é fundamental analisar o estado ambiental desses ambientes, que são sensíveis e vulneráveis.

Por estado ambiental, considera-se a situação geoecológica da paisagem dada, determinada pelo tipo e grau de impacto e a capacidade de reação e absorção pelos geossistemas (Rodriguez et al., 2017). As alterações dos mecanismos de formação e regulação sistêmica, o grau e amplitude dos processos degradantes, e o nível de degradação, determinam o estado ambiental do geossistema, considerando o tipo, o grau de impacto e a capacidade de reação e absorção (Dias; Oliveira, 2012). Logo, o estado ambiental ou geoecológico das paisagens é determinado pelo tipo e grau de modificação antropogênica e a capacidade de absorção e reação dos geossistemas.

Os métodos de avaliação do estado ambiental das paisagens são geralmente apoiados em critérios e indicadores que permitem descrever qualitativamente ou mensurar as propriedades dos geossistemas, relacionadas à sua estrutura, funcionamento e trajetória evolutiva. Os indicadores são parâmetros ou valores que proveem informação ou descrevem o estado de um fenômeno.

Compreende-se o termo índice como um valor numérico que representa uma interpretação da realidade de um sistema simples ou complexo, utilizando, em seu cálculo, bases científicas e métodos adequados (Siche et al., 2007). Tendo em vista o seu caráter sintético, um índice pode ser utilizado em tomada de decisão e diagnósticos, ajudando na análise e interpretação de fenômenos complexos.

Os indicadores refletem as potencialidades naturais, as tendências históricas de degradação, as taxas de mudança dos recursos naturais, bem como os elementos necessários para a adoção de políticas consistentes com fins de ordenamento do território como meio de progresso social e conservação da natureza (Palacio-Prieto et al., 2004). Dentre os principais indicadores associados aos geossistemas adotados por autores como Lémechev (1982), Rodriguez e Martinez (1998), Palacio-Prieto et al. (2004), Santos et al. (2018) podemos destacar àqueles indicadores associados ao desmatamento, grau de transformação antrópica, presença de elementos antrópicos, retilinização de canais, expansão urbana e mudanças no uso e cobertura da terra.

Investigações recentes em distintos contextos globais têm empregado indicadores integrados para diagnosticar a integridade geoecológica e o estado de conservação de *wetlands* sob pressão da urbanização acelerada e das dinâmicas de uso da terra (Xu et al., 2019; Ghabayen et al., 2020). Tais estudos corroboram a urgência de abordagens metodológicas aplicadas em escala regional, capazes de subsidiar o planejamento territorial e mitigar a perda de serviços ecossistêmicos essenciais em zonas úmidas (Hu et al., 2017).

Diante do desafio de mensurar e comparar o estado ambiental nas diferentes unidades de paisagens dos *wetlands*, identificando áreas estáveis, críticas ou instáveis, os indicadores ambientais assumem um papel central. Dessa forma, para essa pesquisa foram selecionados quatro indicadores capazes de oferecer uma

análise integrada do estado ambiental desses sistemas: (i) Indicador de Desmatamento (ID), (ii) Índice de Transformação Antrópica (ITA), (iii) Indicador de Canais Retilíneos (ICR), e (iv) Índice de Antropização por Elementos Antrópicos (IAEA). Todos esses indicadores tiveram seus resultados normalizados de modo a permitir sua integração na formulação de um índice final, que contemplasse o estado ambiental das paisagens de *wetlands*.

Dessa forma, o objetivo dessa pesquisa é caracterizar o estado ambiental das paisagens pantanosas do estado do Rio de Janeiro, a partir das regiões de paisagens de *wetlands*, por meio da aplicação integrada de indicadores socioambientais.

II. MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo desta pesquisa se trata de toda a extensão territorial do estado do Rio de Janeiro (Figura 1). Se comparado com outros territórios, no contexto do Brasil, o estado do Rio de Janeiro dispõe de pequenos e fragmentados *wetlands*, entretanto conta com expressivos ambientes inundados, compostos por sistemas deltaicos, lagunas costeiras, aluviais, marinhos, palustres, por exemplo, o que os torna de relevante interesse ambiental.

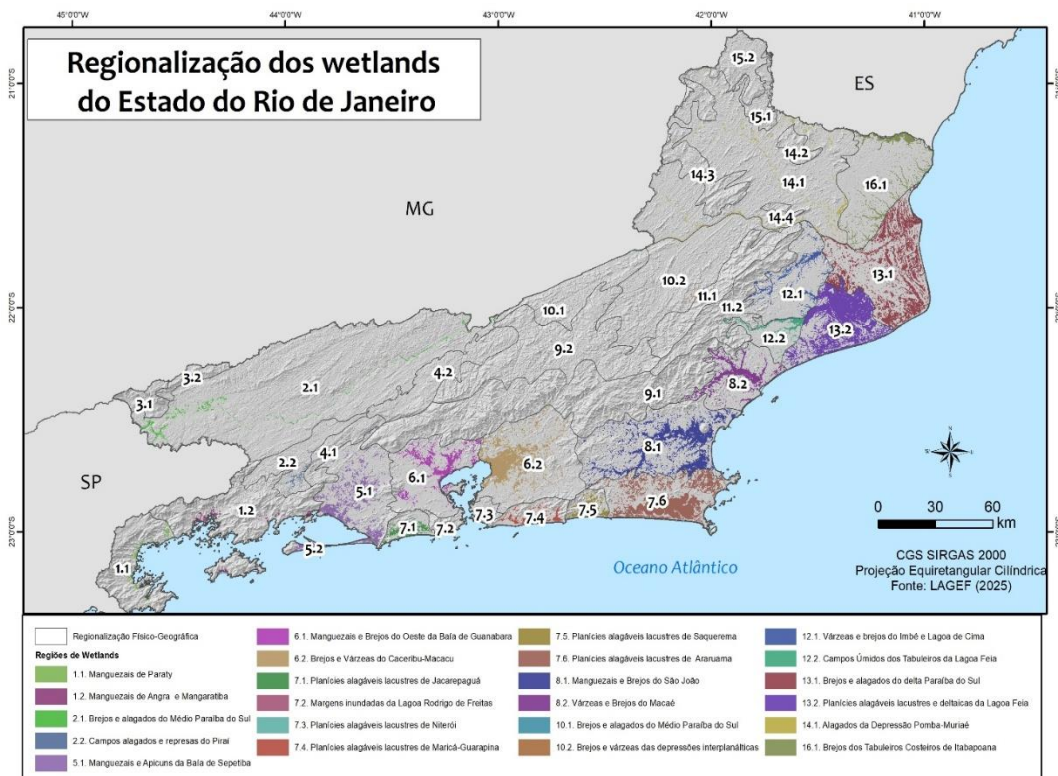


Figura 1 – Regionalização de paisagens de *wetlands* do Estado do Rio de Janeiro. (Fonte: Costa, 2025).

Com uma área de 43.778 km², o estado do Rio de Janeiro está localizado na região Sudeste do Brasil, estendendo-se entre o Oceano Atlântico e os estados de São Paulo, Minas Gerais e Espírito Santo. Sendo um dos estados mais montanhosos do Brasil, a maior parte da sua área corresponde à montanhas e planaltos com encostas íngremes e escarpadas. As maiores elevações ultrapassam os 2.000 metros nos maciços montanhosos intrusivos da Serra da Mantiqueira e da Serra do Mar, e variam entre 500 e 1.500 metros nos planaltos de reverso da Serra da Bocaina, da Serra dos Órgãos e no planalto de Varre e Sai. Na depressão tectônica do Rio Paraíba do Sul, os terrenos colinosos variam em torno de 300 metros, podendo alcançar até 800 metros nas serranias residuais do vale. Já a baixada litorânea que se estende entre a Baía de Sepetiba e o Rio Itabapoana, não ultrapassa os 100 metros.

No clima, o estado do Rio de Janeiro está inserido na zona tropical atlântico, desta forma, a proximidade do mar e o relevo são responsáveis pelas variações de temperatura e a distribuição das chuvas pelos meses do ano variam. Assim, no estado do Rio de Janeiro, a predominância de três tipos de clima: o clima tropical semiúmido, o clima tropical de altitude e o clima tropical (Sordi, 2020). Os solos hidromórficos sob condições de alagamento temporal ou sob regimes inter-marés, ocupam 11,63% da área do estado (de Carvalho Filho et al., 2003), localizados em superfícies de gradiente suave que favorecem a permanência da água, principalmente planícies de inundação, depressões palustres, sistemas lagunares, planícies costeiras, deltas e estuários e planícies de marés. A vegetação remanescente em 2024 era de pouco mais de 80 mil ha de campos alagados e vegetação pantanosa, enquanto quase 11 mil ha correspondem à manguezais e vegetação halófitas em superfícies hipersalinas (MapBiomas, 2025).

Pela geomorfologia do Estado do Rio de Janeiro, destaca-se que a presença de *wetlands* se restringe especificamente áreas que possuem relevo mais aplainados, ou seja, nas áreas de planícies fluvio-marinhas, deltaicas, aluviais, eólico-marinhas, fundos de vales e depressões, ou até mesmo em áreas de represas artificiais. A existência de *wetlands* na área de estudos se restringe a esses recortes espaciais, pois é onde é possível manter a concentração de inundação, devido a sua baixa declividade.

A escolha dessa área de estudos ocorre pelo fato do estado do Rio de Janeiro ser um importante recorte espacial do Brasil, seja do ponto de vista estratégico, já que está inserido em área de grande dinamismo social e econômico, ou do ponto de vista ambiental, já que abriga diferentes tipos de ecossistemas e recursos naturais que abastecem a população fluminense e sofrem com constantes pressões e degradações.

No Estado do Rio de Janeiro, ocorreram diferentes obras de saneamento e infraestrutura durante as décadas de 60 e 70, que canalizaram muitos brejos que existiam ao longo dos canais fluviais. Um exemplo dessas intervenções ocorreu na bacia do Rio São João, localizado no leste fluminense, no qual, as obras hidráulicas executadas pelo DNOS (Departamento Nacional de Obras e Saneamento). O DNOS iniciou as intervenções na bacia do Rio São João em 1950, sendo entre as décadas de 70 e 80 realizado os estudos para a retificação e canalização de rios, drenagem de brejos e áreas inundáveis e a construção da represa de Juturnaíba. Essas intervenções modificaram de forma incisiva a paisagem da região, alterando todo o equilíbrio geossistêmico antes existente (Figura 2 - b).

Na região dos Lagos, por exemplo, o entorno dos sistemas lagunares fora tomado por atividade de salicultura desde o século XIX, com canais artificiais para a entrada de água e a construção de tanques e diques para o exercício da atividade econômica (Figura 2 - a). Ainda no litoral leste, diversas áreas “embrejadas” foram canalizadas e drenadas por obras de saneamento, como por exemplo, em Itaipuaçu.

Outras localidades do Estado sofreram grandes modificações, principalmente no que tange a retificação de canais para fins de crescimento urbano, por exemplo, no entorno da baía de Guanabara (Figura 5 - d), e entorno dos sistemas lagunares de Jacarepaguá e Rodrigo de Freitas.

Entretanto, a principal concentração de *wetlands* se situa na região Norte Fluminense, onde encontra-se uma extensa planície deltaica. Nessa região, são encontrados canais distributários, ativos ou abandonados, separados por águas rasas ou parcialmente submersas, tais como: planícies de marés, pântanos e manguezais (Martin et al., 1993). Nessa região é possível encontrar diversas atividades agropecuárias em atividade, onde competem espaço com os *wetlands*, e por muitas vezes, são drenados e retificados para que não inundem as áreas utilizadas para pasto (Figura 2 - c) ou cultivos.

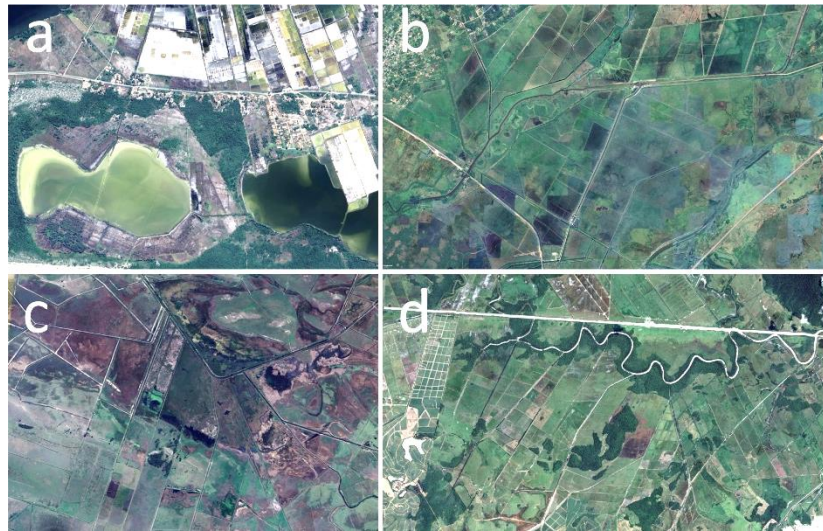


Figura 2 – *Wetlands* canalizados no Estado do Rio de Janeiro:

(a) Salinas canalizando áreas inundáveis no entorno dos sistemas lagunares da região dos Lagos, (b) Canais retelinizados em Itaboraí, próximo ao COMPERJ, (c) canais retelinizados no entorno da Lagoa Feia para atividades agropastoris, (d) canais retelinizados na bacia do Rio São João pós obras do DNOS. Fonte: adaptado de Google Earth (2021).

Fontes de dados espaciais

Dentre as bases de dados disponíveis para o presente objeto de estudo, destaca-se a classificação dos *wetlands* do estado do Rio de Janeiro proposta por Costa (2025), referente ao período de 2019 a 2021. Esse mapeamento, elaborado na escala de até 1:50.000, foi desenvolvido a partir de uma metodologia inovadora de Sensoriamento Remoto, que integra imagens de radar do Radar de Abertura Sintética (SAR) do satélite Sentinel-1 a imagens ópticas do Sentinel-2, ambas com resolução espacial de 10 metros.

A utilização de dados SAR constitui um diferencial metodológico relevante, uma vez que permite a aquisição de informações da superfície terrestre de forma quase independente das condições atmosféricas, possibilitando o mapeamento mesmo em períodos de intensa precipitação e sob cobertura de nuvens. A integração entre sensores ópticos e de radar amplia o conjunto de imagens disponíveis e potencializa a identificação e caracterização dos *wetlands*, explorando de forma complementar as propriedades espectrais e estruturais dos diferentes sistemas sensores.

A partir dessa classificação dos *wetlands*, Costa (2025) desenvolveu uma regionalização físico-geográfica das paisagens de *wetlands* do estado do Rio de Janeiro, fundamentada na individualização e no agrupamento de tipologias de paisagens com características físicas semelhantes, com base na geoecologia das paisagens (Rodríguez et al., 2017; Vicens; Rodríguez; Cronemberger, 2019). Essa regionalização teve como objetivo reunir, em unidades espaciais contínuas, paisagens pantanosas recorrentes no território, considerando atributos físico-geográficos comuns, dando origem às denominadas regiões de paisagens de *wetlands*.

O processo de regionalização adotada nesta pesquisa resultou na identificação de 16 unidades regionais de primeira ordem, desdobradas em 37 unidades regionais de segunda ordem, distribuídas ao longo do território fluminense. Essas unidades geoecológicas regionais de *wetlands* constituem a principal base de dados espaciais adotada nesta pesquisa, sendo utilizadas como referência para a realização das análises espaciais e para a aplicação integrada de indicadores socioambientais.

Já para a aplicação dos indicadores de paisagens, voltados à análise do estado ambiental das paisagens pantanosas, foram adotados dados secundários, fornecidos por instituições e iniciativas privadas, tais como os dados disponibilizados gratuitamente pela Infraestrutura Nacional de Dados Espaciais (INDE) e pela iniciativa do MapBiomas.

Os indicadores analisados foram construídos a partir de diferentes bases de dados espaciais. O indicador de desmatamento foi obtido com base nos dados de uso e cobertura da terra do projeto MapBiomas, considerando a série temporal de 1989 a 2023. O indicador de transformação antrópica utilizou a base mais recente de uso e cobertura da terra do MapBiomas (2024). A análise da retificação de canais fundamentou-se na base de hidrografia em escala 1:25.000 disponibilizada pelo Instituto Estadual do Ambiente (INEA), referente ao ano de 2015. Por fim, o indicador de presença de elementos antrópicos foi elaborado a partir das bases vetoriais de vias, linhas de transmissão, indústrias e processos minerários, obtidas junto ao INEA (2024), ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2018) e à Agência Nacional de Mineração (ANM, 2024).

Desmatamento

A taxa de desmatamento é um indicador de pressão sobre os recursos florestais e é um elemento essencial na avaliação e diagnóstico do comportamento de outras variáveis ambientais (clima, solos, hidrologia, entre outras) e socioeconômicas (crescimento demográfico, densidade populacional, atividades econômicas, entre outras) (Palacio-Prieto et al., 2004).

Para a realização do mapeamento do indicador de desmatamento, foi adotado as classificações de áreas desmatadas dos anos de 1989 e 2023, referente a coleção 9 do MapBiomas, que se refere especificamente a classificação do desmatamento fornecida pela plataforma. O download desses dados em formato matricial foi realizado a partir da plataforma Google Earth Engine (GEE).

Assim, o indicador de desmatamento foi aplicado em cada unidade de paisagem seguindo a metodologia proposta por (Palacio-Prieto et al., 2004), que avalia o índice de crescimento ou redução do desmatamento na área em estudo. O índice de desmatamento propõe uma expressão que contempla a superfície desmatada do

período inicial e a superfície desmatada do período posterior, em relação à quantidade de anos entre os períodos. Nesse sentido, optou-se por trabalhar com o ano de 1989 e 2023, contemplando 34 anos de análise.

A expressão é calculada da seguinte maneira:

$$\delta n = \left[\frac{S_2}{S_1} \right]^{\frac{1}{n}} - 1 \quad (1)$$

Onde: δn = taxa de mudança; S_1 = superfície desmatada no período 1; S_2 = superfície desmatada no período 2; N = número de anos entre os períodos

Transformação Antrópica

Segundo Palacio-Prieto et al. (2004), o índice de transformação refere-se à relação entre as coberturas naturais do solo em relação às coberturas resultantes da atividade humana. Nesse sentido, o Índice de Transformação Antrópica (ITA) oferece a possibilidade de analisarmos as pressões decorrentes das mudanças de uso e cobertura da terra sobre quaisquer unidades ambientais e espaciais.

O ITA foi desenvolvido por Lémechev (1982) e posto em prática por pesquisadores como Schwenk e Cruz (2008), Xavier et al. (2019), Seabra et al. (2019), Fushita et al. (2020), Silva et al. (2023) e Oliveira et al. (2023) que o aplicaram em estudos os quais objetivam quantificar as pressões sofridas num componente da paisagem, podendo ser aplicado no recorte de bacia hidrográfica, nas áreas de proteção, nas unidades de paisagem, nos municípios, nos setores censitários, entre outros.

O ITA é aplicado em circunstâncias nas quais o objetivo seja adquirir resultados quantificados sobre pressões exercidas em um determinado recorte espacial com base no percentual do uso e da cobertura da terra, além dos pesos estabelecidos para cada classe de uso. A sua proposta de análise é eficaz, visto que, além de quantificar, esse método permite avaliar o grau das pressões resultantes das mudanças de uso e cobertura da terra que ocorre em cada componente da paisagem analisada.

Para a aplicação do ITA, foi adotado o mapa de uso e cobertura da terra do Estado do Rio de Janeiro do ano de 2022, obtido da coleção 9 do MapBiomias. O mapeamento teve as legendas de classes específicas sistematizadas, a fim de resumir e reclassificar as legendas e as classes utilizadas. O ITA é definido pelo somatório dos percentuais de uso nas unidades de paisagem (% uso na unidade) multiplicados pelo peso da classe, que representa o grau de transformação), divididos por 100, conforme apontado na expressão abaixo:

$$ITA = \sum (\%USO \times PESO) / 100 \quad (2)$$

Onde: ITA = índice de transformação antrópica; USO = áreas em valores percentuais da classe de uso e cobertura; PESO = peso dado aos diferentes tipos de uso e cobertura quanto ao grau de alteração antrópica, variando de 1 a 10.

Para a aplicação desse índice, foi necessário a atribuição de pesos a cada uma das classes de uso da terra disponíveis na área de estudos. Os pesos mais próximos ao seu valor máximo (10), representam áreas de maior transformação antrópica, enquanto os valores mais próximos a 1, retratam áreas de baixa transformação antrópica. Com base nas recentes pesquisas utilizando ITA no Estado do Rio de Janeiro (Seabra et al., 2019; Silva et al., 2023), foram atribuídos pesos às classes de uso e cobertura da terra de acordo com o grau de intervenção humana da área de estudos. As classes com menor influência antrópica, como afloramento rochoso, corpos d'água, áreas úmidas, áreas arenosas, formações florestais e restingas, receberam peso mínimo. As classes silvicultura e agropastoril receberam pesos intermediários (6 e 7, respectivamente), enquanto as classes urbano e mineração, associadas a maior intensidade de transformação antrópica, receberam o peso máximo (10).

Retilização de canais fluviais

O primeiro passo para a aplicação do indicador de canais retilíneos foi a definição da escala de análise, estabelecida em 1:25.000. a base necessária para a análise foi obtida através da base de dados do INEA. Contudo, os dados fornecidos não acompanham uma descrição das drenagens naturais e àquelas antropizadas e retilizadas por meio de obras. Dessa forma, foi necessário classificar os dados lineares no software *ArcGis*, atribuindo um elemento descritivo à tabela de atributos com base na seleção manual de cada rio e interpretação visual dos dados a partir da aplicação de técnica de interpretação de imagens.

A forma mais alongada, sem sinuosidades, foi o principal elemento a ser destacado como retilíneo. Posteriormente, a localização e contexto no qual a drenagem estava inserida na imagem se apresenta como uma importante ferramenta de identificação dos canais antropizados. Além destes, o padrão constante e repetido em áreas agrícolas, juntamente com os tamanhos padronizados ajudaram na interpretação destes canais.

Assim, a seleção dos canais foi realizada através da interpretação visual dos dados cartográficos, seguida pela seleção e classificação da drenagem retilínea. Esta abordagem garantiu que apenas os rios com características retilíneas fossem incluídos na análise e não houvessem equívocos na classificação. Nessa etapa foram utilizadas imagens de alta resolução espacial oriundas da plataforma Google Earth Pro, bem como imagens disponibilizadas a partir de *basemap* do software *ArcGIS*.

Por fim, para determinar a retilinearidade dos rios, calculou-se a densidade de canais retilíneos para cada unidade de paisagem, que é representada pela razão da drenagem retelinizada e a rede de drenagem total da unidade. O indicador de transformação dos canais fluviais corresponde a relação entre o comprimento dos canais retelinizados e os *wetlands* existentes na unidade de paisagem, conforme apontado na expressão abaixo:

$$CR = \text{drenagem canalizada} / \text{total da drenagem} \quad (3)$$

Nesse sentido, foram adotados como parâmetros deste indicador, a extensão dos canais retilíneos, em relação ao comprimento total da rede de drenagem na unidade de paisagem.

Elementos Antrópicos

O Índice de Antropização por Presença de Elementos Antrópicos (IAEA) foi baseado na metodologia proposta por Bollo e Velasco (2018) que se propõe a classificar as paisagens em níveis de antropização através de pesos, que variam de 1 a 5, permitindo que se obtenha uma variação do grau de modificação do homem (a antropização) por região de paisagem.

Os pesos finais resultam da média dos pesos atribuídos aos diferentes elementos antrópicos, selecionados em função de sua incidência espacial e relevância socioeconômica para a aplicação do indicador. No cálculo do IAEA, são considerados os componentes antropogênicos da paisagem, entendidos como aqueles introduzidos pela ação humana para o desempenho de funções socioeconômicas específicas. A obtenção do indicador baseia-se na integração de variáveis representativas da modificação antrópica do território, incluindo a densidade de indústrias (número de indústrias por área da região, em km²), a densidade de linhas de transmissão (extensão das linhas de energia, em km, por área da unidade de paisagem, em km²), a densidade da malha viária (extensão das estradas, em km, por área da unidade de paisagem, em km²) e a densidade de lavras (número de concessões de lavra por área da unidade de paisagem, em km²).

Por fim, é realizado um somatório de todos os valores atribuídos às densidades por região, obtendo-se faixas de antropização que permitem definir, juntamente com a % de cobertura natural de cada região, conforme fórmula abaixo:

$$IAEA = \sum^n p_i \quad (4)$$

Onde: P_i = peso dado ao indicador "i"; i = indicadores de alteração (densidades); n = número de densidades calculadas.

Em seguida, foram formadas as densidades dos elementos antrópicos para cada unidade, sendo calculados os quilômetros percorridos em caso de dados lineares (vias e linhas de transmissão) e, em dados

pontuais (indústrias e concessões de lavras), a soma dos pontos realizada com o join de contagem, sendo atribuído pesos proporcionais (Tabela 1).

Tabela 1 – Pesos atribuídos as densidades das variáveis utilizadas no IAEA.

Indústrias (pontos/km ²)	LT (km/km ²)	Lavras (pontos/km ²)	Vias (km/km ²)	Dutos (km/km ²)	Aeroportos (km/km ²)	Portos (km/km ²)	Pesos
0 - 0,006	0 - 0,052	0 - 0,003	0,399 - 0,924	0 - 0,012	0 - 0,000211	0	1
0,006 - 0,015	0,052 - 0,326	0,003 - 0,008	0,924 - 1,300	0,012 - 0,058	0,000212 - 0,000684	0,000001 - 0,001036	2
0,015 - 0,027	0,326 - 0,774	0,008 - 0,014	1,300 - 2,056	0,058 - 0,091	0,000685 - 0,001499	0,001037 - 0,002999	3
0,027 - 0,047	0,774 - 5,870	0,014 - 0,025	2,056 - 3,787	0,091 - 0,164	0,001500 - 0,003509	0,003000 - 0,006708	4
0,047 - 0,093	5,870 - 9,659	0,025 - 0,053	3,787 - 5,882	0,164 - 0,274	0,003510 - 0,007606	0,006709 - 0,018093	5

Fonte: os autores (2025).

Por fim, o IAEA foi calculado a partir da junção de todos os pesos e métricas adotadas em cada classe. Com os valores de média, foi possível elaborar o mapa final demonstrando a antropização por presença de elementos antrópicos em cada região de paisagem.

Classificação e Normalização do estado ambiental

A partir dos atributos que compõem a paisagem é possível analisar o estado ambiental em que ela se encontra, por meio de avaliações de suas condições geoecológicas, bem como da identificação de seu grau de alteração e dos problemas associados (Quadro 1).

Quadro 1 – Descrição das classes atribuídas aos estados ambientais.

Classe	Descrição	Normalização
Estável	A paisagem conserva a estrutura original. Processos ecológicos naturais. Pouca influência antrópica. Sem problemas ambientais significativos	0 a 0,2
Instável	Poucas mudanças na estrutura original. Geossistema mantém a integridade. Alguns problemas ambientais, porém, de intensidade leve ou moderada	0,2 a 3
Crítico	Grandes mudanças na estrutura original. Alteração nas funções geoecológicas. Sobre-exploração e queda da produtividade	0,3 a 0,5
Muito crítico	Perda da estrutura espacial. Impacto humano excede a capacidade do geossistema. Problemas ambientais intensos	0,5 a 1

Fonte: adaptado de Glazovskiy et al. (1998) e Rodriguez; Martinez (1999).

Uma paisagem estável, ou seja, sem degradação, conserva a sua estrutura original e aponta que não existem problemas ambientais significativos nos processos geoecológicos naturais. Logo, a interferência antropogênica insuficiente para desequilibrar esta paisagem.

A paisagem instável, ou seja, com degradação baixa, possui pouca mudança em sua estrutura original. Podem ocorrer interferências leves e moderadas que não impactam diretamente na conservação do sistema geoecológico, ou seja, possui uma interferência antropogênica baixa.

Já a paisagem crítica, possui uma degradação média, e corresponde a uma perda parcial da estrutura e função do sistema geoecológico. Essas paisagens enfrentam um grave problema ambiental, pois a interferência humana compromete o equilíbrio dinâmico do sistema, resultando em impactos negativos. Nessas paisagens são necessárias ações para mitigar os impactos ambientais e recuperar o potencial natural dos geossistemas presentes.

As paisagens em estado ambiental muito crítico, possuem uma alta degradação, correspondendo a perda de suas funções geoecológicas. Esses sistemas ambientais sofrem interferências antropogênicas elevadas, e apresentam problemas ambientais de grande impacto. Nesse sentido, os geossistemas presentes nessas paisagens necessitam de urgente intervenção para que retorne ao seu potencial ambiental. Entretanto, a perda destes serviços ecossistêmicos pode resultar em um grande impacto social, econômico e cultural à população de seu entorno imediato. O que não corresponde aos casos das paisagens de *wetlands* no Estado do Rio de Janeiro.

Nesse sentido, é possível analisar o estado ambiental que os *wetlands* do Estado do Rio de Janeiro se encontram, observando a existência de regiões pantanosas em três diferentes tipos de estado, que variam entre estáveis (baixa degradação), instáveis (média degradação) e críticos (alta degradação). Para permitir a comparação entre diferentes variáveis com escalas e unidades distintas, foi adotado um processo de normalização dos dados estatísticos. Optou-se pelo escalonamento linear proporcional, no qual cada peso atribuído às classes temáticas (Índice de Antropização por Presença de Elementos Antrópicos, Índice de Desmatamento, Índice de Canais Retilíneos e Índice de Transformação Antrópica) foi dividido pelo somatório total dos pesos.

Este procedimento de normalização foi adotado para assegurar que a amplitude dos dados fosse contida no intervalo entre 0 e 1, preservando a fração de importância de cada classe na composição do índice final (Tabela 2). Dessa forma, o valor normalizado representa o peso ponderado de cada indicador, facilitando a integração de variáveis de naturezas distintas sem a distorção causada por diferentes ordens de grandeza.

Tabela 2 – Classificação dos índices, conforme normalização atribuídas às classes.

ÍNDICE	CLASSES TEMÁTICAS	PESOS	NORMALIZAÇÃO
Desmatamento	Classe	Peso	Normalização
1 a 0	Alto	30	0,11
0 a -1	Baixo	0	0,00
Canais retilíneos	Classe	Peso	Normalização
0,5 a 0,85	Alto	40	0,15
0,25 a 0,5	Médio	30	0,11
0 a 0,25	Baixo	10	0,04

ITA	Classificação	Peso	Normalização
5 a 7,5	Alto	30	0,11
2,5 a 5	Médio	20	0,07
0 a 2,5	Baixo	10	0,04
IAEA	Classe	Peso	Normalização
4 a 5	Muito Alto	40	0,15
3 a 4	Alto	30	0,11
2 a 3	Médio	20	0,07
1 a 2	Baixo	10	0,04
TOTAL		270	1,00

Fonte: os autores (2025).

Ressalta-se que aos índices de canais retilíneos e elementos antrópicos foram atribuídos os maiores pesos, tendo em vista que estas classes representam impactos mais diretos a saúde dos *wetlands*.

III. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Indicador de desmatamento (ID)

A análise do ID permitiu identificar as regiões de paisagem impactadas pelo desmatamento entre 1989 e 2023 (Figura 3). Os resultados revelam um gradiente onde valores negativos indicam estabilização ou regeneração, enquanto valores positivos (0 a 1) apontam para a supressão contínua da vegetação nativa.

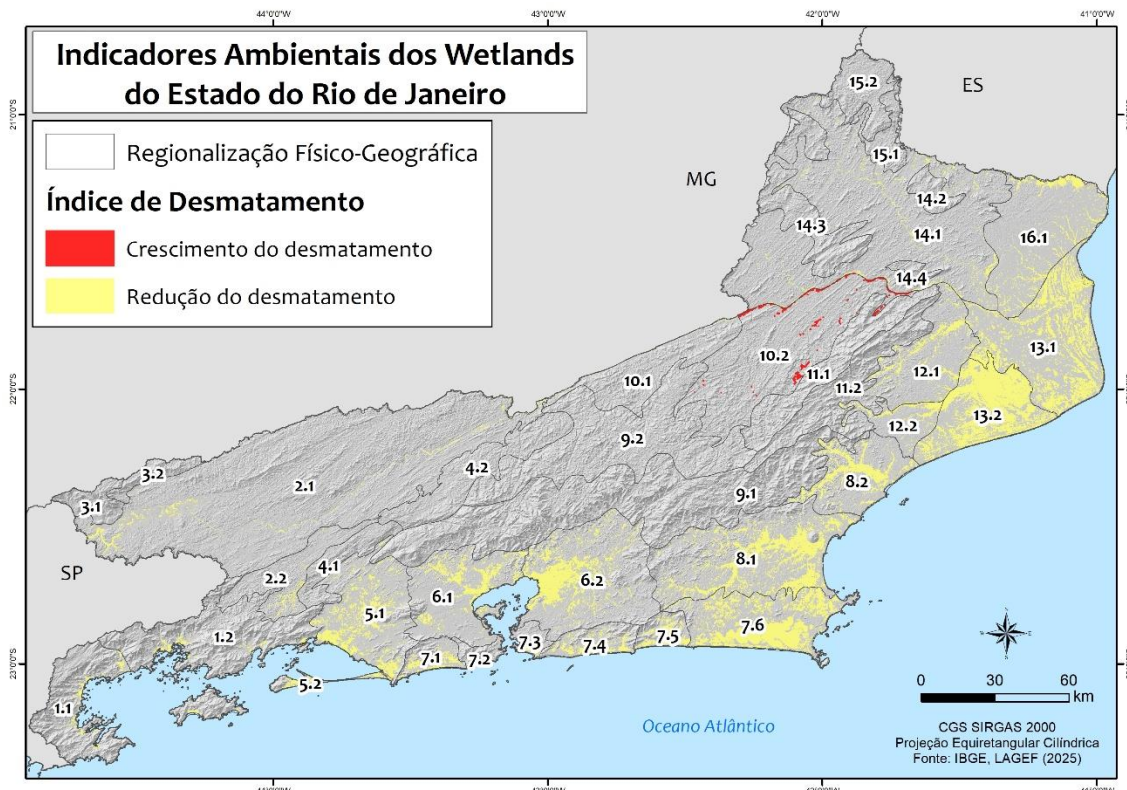


Figura 3 – Mapeamento do Indicador de desmatamento por regiões de *wetlands*. (Fonte: os autores, 2025).

As regiões com valores de negativos possuem redução do desmatamento, tendo em vista que desde 1989 não apresentaram novos desmatamentos. Destaca-se que essas áreas se localizam em áreas de agropecuária, ou tiveram um desmatamento crescente antes dos anos analisados, e se estabilizaram entre 1989 e 2023. Já as regiões com crescimento de desmatamento, são representadas por áreas que obtiveram valores positivos, entre 0 e 1, e apresentam uma demanda de desmatamento crescente, muito associada ao processo de expansão agropecuária. Esse padrão pode ser analisado na região dos brejos e várzeas das depressões Interplanálticas³, que possuem crescente desmatamento para produção agropecuária.

É possível analisar, através de comparações entre o mapa de uso e cobertura do MapBiomas e o mapeamento do índice de desmatamento, que as regiões de paisagem que mais foram afetadas pelo desmatamento são as áreas que eram ocupadas por áreas de pastagem, ou que foram ocupadas através do processo de urbanização. As áreas que tiveram redução do desmatamento são ocupadas por lavouras temporárias, silvicultura ou *wetlands* e lagunas costeiras. Isso se explica pelo fato dessas áreas já terem sofrido grande desmatamento em décadas anteriores, ou por ainda estarem conservadas.

A persistência de valores positivos de ID no Norte Fluminense e nas superfícies rebaixadas corrobora a tendência global descrita por Davidson (2014), que identifica os *wetlands* como os ecossistemas mais vulneráveis à conversão de uso do solo no século XXI. As zonas úmidas do interior fluminense enfrentam uma supressão da vegetação frequentemente subestimada em comparação ao desmatamento florestal, padrão também observado em estudos de monitoramento multitemporal por Baquero et al. (2025) e Ghobadi et al. (2012).

Indicador de transformação antrópica (ITA)

O ITA revelou a heterogeneidade da pressão antrópica sobre as paisagens pantanosas fluminenses (Figura 4). A predominância de classes de alta transformação (5 a 7, 5) em grande parte da área de estudo evidencia o estágio avançado de conversão do uso do solo, corroborando o proposto por Mitsch e Gosselink (2015) sobre a vulnerabilidade de zonas úmidas inseridas em áreas antrópicas densas. Segundo os autores, a alteração do entorno compromete a autorregulação dos *wetlands*, que perdem sua resiliência e capacidade de prover serviços ecossistêmicos essenciais, como a filtragem de poluentes e a regulação hídrica.

³ Cabe lembrar que o termo depressão foi redefinido pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Relevo (CEN/SBCR, 2022) como superfície rebaixada, no primeiro nível taxonômico (SALES; SANTOS; BOTELHO, 2025).

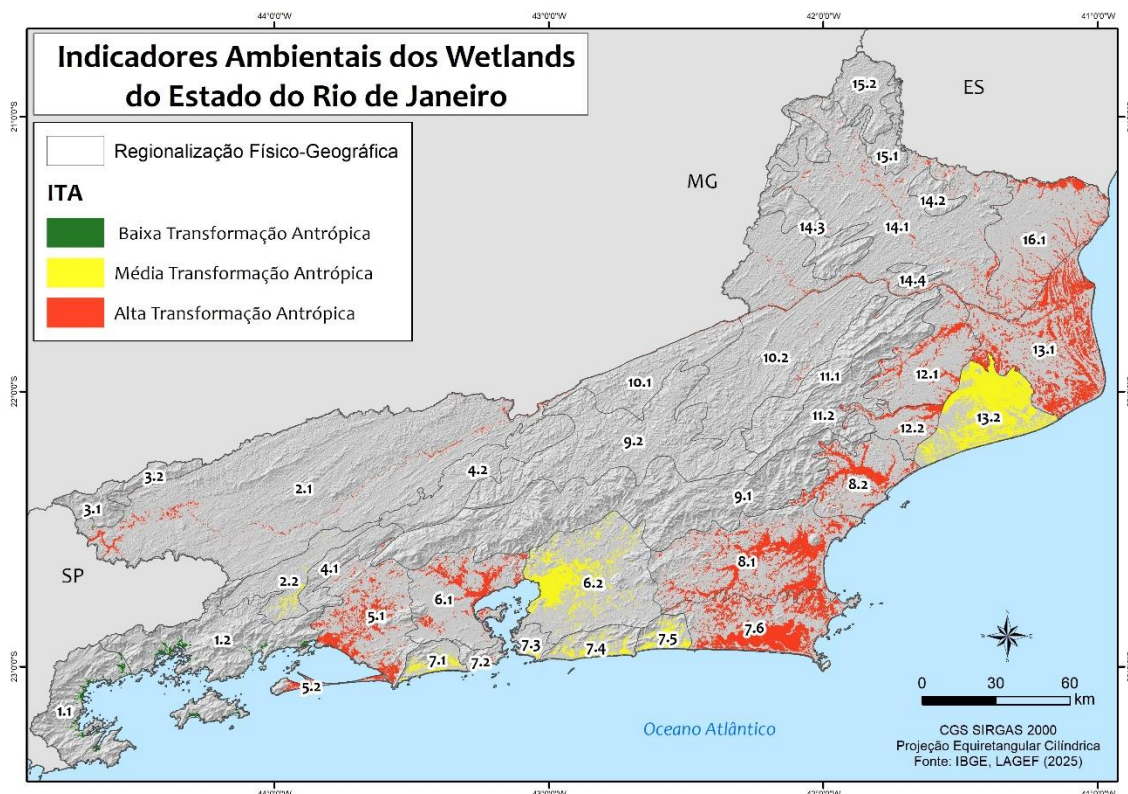


Figura 4 – Mapeamento do Indicador de transformação antrópica (ITA) por regiões de *wetlands*. (Fonte: os autores, 2025).

Observa-se que os *wetlands* com baixa transformação antrópica estão especificamente situadas nas regiões dos manguezais de Paraty, Angra e Mangaratiba. Isso se justifica pelas grandes áreas florestadas existentes nas regiões supracitadas. Já as regiões com média transformação antrópica está concentrada no eixo central do Estado, em áreas em que se encontram ocupações urbanas em crescimento.

Enquanto as regiões de alta transformação antrópica se concentram na grande maioria da área de estudo, especificamente no contexto do Norte Fluminense, onde se concentram grandes fragmentos de áreas alagadas. Além de outras regiões como as áreas Lagos-São João, predominada por *wetlands* lacustres e de várzeas, em que se encontram expressivas quantidades de áreas urbanas. Outras áreas situadas em regiões de manguezais, mais a oeste do Estado também foram classificadas com transformações antrópicas altas, tendo em vista o contexto urbano no qual estão inseridas. Tais observações sugerem que essas regiões de *wetlands* encontram-se em cenário de grande pressão antrópica, que tendem a degradar os sistemas ambientes destes objetos. Ressalta-se ainda que não foram identificadas regiões com transformações antrópicas muitas altas na área de estudos.

A concentração de classes de alta transformação antrópica na Região Metropolitana e no eixo leste-norte do estado reflete o que Mitsch e Gosselink (2015) definem como o paradoxo das zonas úmidas urbanas,

que embora protegidas por leis específicas, a alteração do uso do solo no entorno compromete as funções hidrológicas e a resiliência desses sistemas. Essa pressão antrópica elevada, validada pelos dados do MapBiomas (2024), indica que a saúde dos *wetlands* fluminenses está diretamente condicionada à densidade de ocupação das baixadas, onde a substituição de coberturas naturais por superfícies impermeáveis acelera o estresse ambiental desses geossistemas.

Indicador de canais retilíneos (ICR)

O ICR foi classificado em três níveis, considerando a proporção de canais artificiais na paisagem: baixo (0 a 0,25), médio (0,25 a 0,5) e alto (0,5 a 0,85), refletindo o grau de alteração da rede de drenagem natural. O mapeamento revelou uma distribuição significativa de canais retilíneos, com uma concentração notável em áreas de agricultura, pecuária e urbanização (Figura 5). Historicamente, a retificação dos canais no Estado do Rio de Janeiro, especialmente nas baixadas, foi impulsionada por políticas públicas de saneamento durante o século XX. Como aponta Goes (1934), a eliminação de meandros e de áreas alagadiças eram vistos como medidas de controle as febres que assolam o território fluminense, bem como para otimizar a integração produtiva do território fluminense.

Em áreas de agricultura e pecuária, a prática de retificação dos canais nestas regiões é comumente adotada para tornar o terreno mais prático e eficiente para a atividade de pastoreio, criação de gado, manejo e irrigação das plantações, permitindo um controle sobre a água e, que a linearidade dos canais evita que o formato natural dos rios interfira nas operações de cultivo e minimizam a perda de pastagens, assim, melhorando a produtividade e a gestão da terra. Também foi identificado a presença de canais retilíneos em áreas urbanas, como nas cidades litorâneas que ficam próximas à foz ou desses corpos hídricos, a exemplos os corpos lagunares e fluviais. Em sua maioria, a canalização tem o propósito é facilitar construções de rodovias, áreas comerciais e residenciais, maximizando o uso do solo.

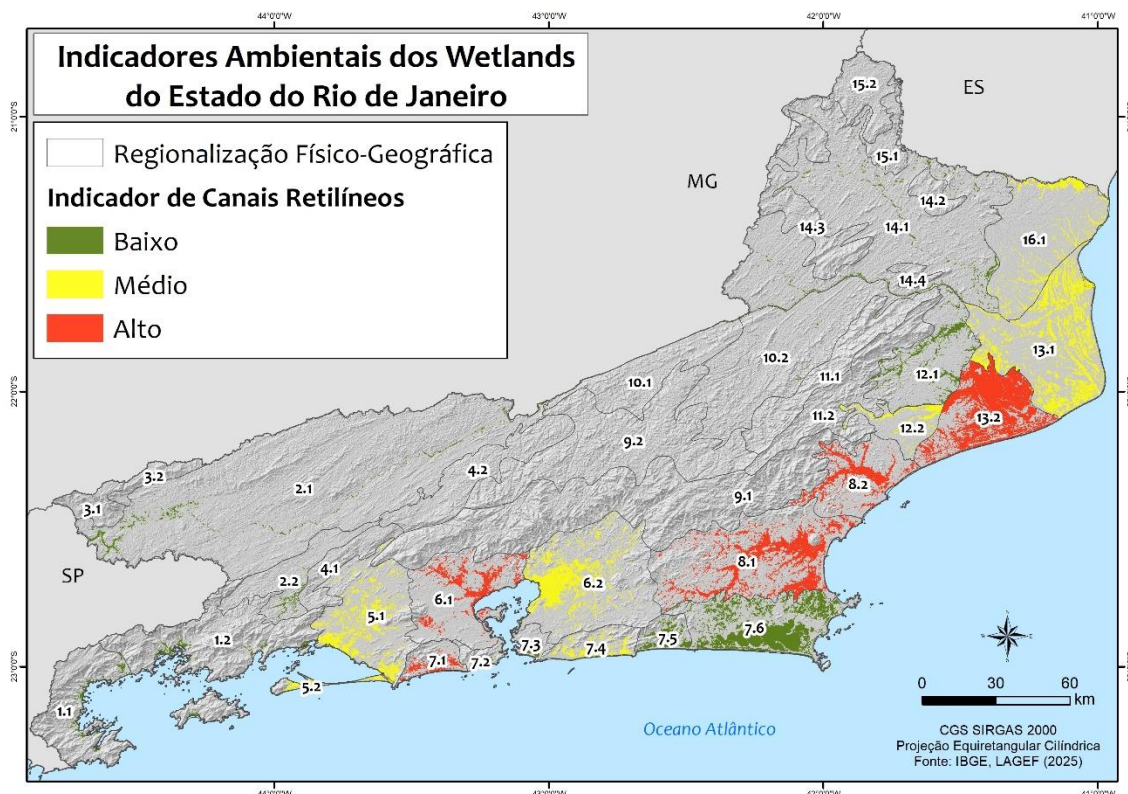


Figura 5 – Mapeamento do Indicador de Transformação dos Canais Fluviais por regiões de *wetlands*. (Fonte: os autores, 2025).

O ICR apresentou níveis críticos (0,5 a 0,85) no eixo São João-Macaé, Macaé e na Região Metropolitana. A artificialização da drenagem para fins agrícolas, conforme discutido por Junk et al. (2014), altera o pulso de inundação dos *wetlands*, descaracterizando o regime hídrico necessário para a manutenção da biodiversidade local. Nas áreas urbanas, a canalização também ignora a função de amortecimento de cheias dos *wetlands*. Além disso, essa canalização para viabilizar a agropecuária e a expansão urbana não apenas acelera o escoamento superficial, mas desconecta os rios de suas planícies de inundação naturais. Conforme demonstrado por Grill et al. (2019) em escala global, essa fragmentação da rede hidrográfica é um dos principais vetores de perda de biodiversidade e serviços de regulação hídrica em áreas úmidas tropicais.

No contexto do Rio de Janeiro, a fragmentação da rede hidrográfica por retificações é um dos principais vetores de perda de serviços de regulação hídrica em áreas úmidas tropicais, exacerbando os riscos de inundações a jusante ao acelerar o tempo de concentração da bacia.

Indicador de antropização por presença de elementos antrópicos (IAEA)

A distribuição espacial do IAEA no território fluminense revela que as pressões mais severas se concentram na baixada a oeste da Baía de Guanabara, impulsionadas por um adensamento de indústrias, portos, aeroportos e redes de infraestrutura energética (Figura 6). Este setor, juntamente com os manguezais

da Baía de Sepetiba e as várzeas de Macaé, apresenta um cenário de impactos cumulativos que caracteriza tais áreas como paisagens tecnogênicas, onde a modificação antropogênica sobrepõe-se à capacidade de regeneração natural dos ecossistemas (Figura 6).

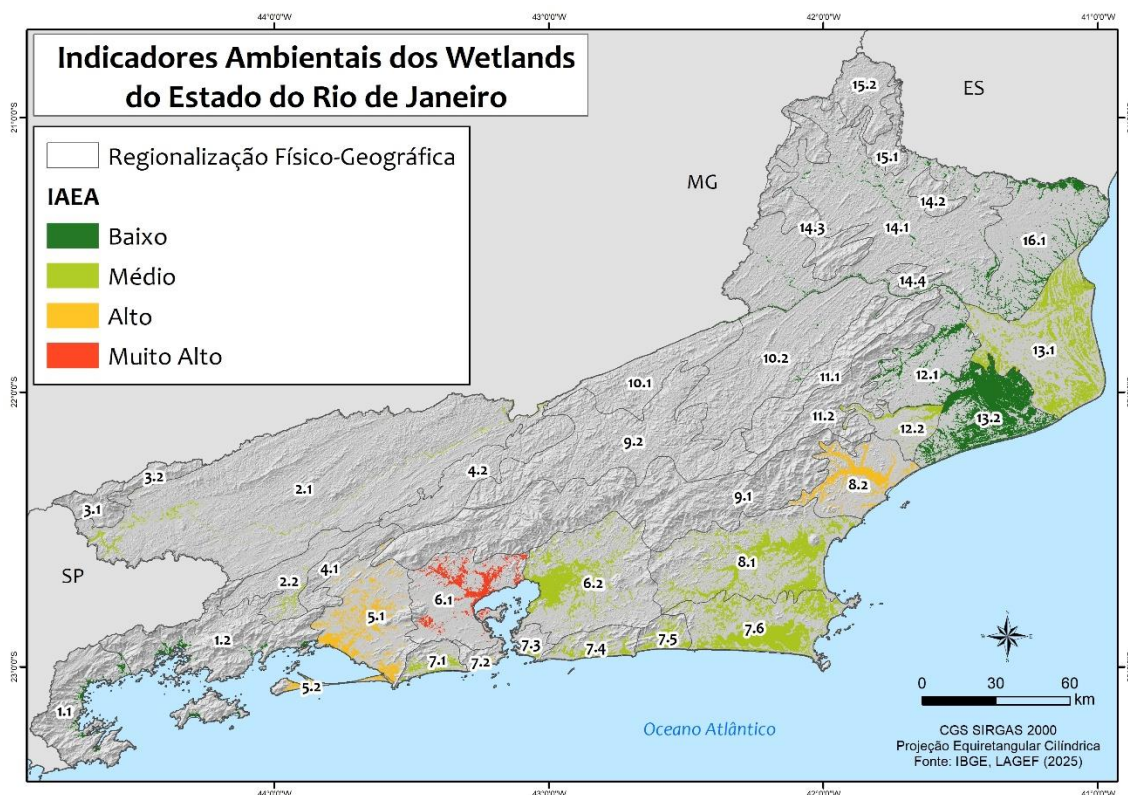


Figura 6 – Mapeamento do Indicador de antropização por presença de elementos antrópicos (IAEA) por regiões de *wetlands*. (Fonte: os autores, 2025).

A distribuição espacial do IAEA revela que as regiões de maior concentração de elementos antrópicos coincidem com os polos de pressão histórica e econômica do estado. Nas Baías de Guanabara e Sepetiba, essa densidade de infraestruturas (portos, aeroportos e indústrias, linhas de transmissão) caracteriza as paisagens tecnogênicas onde os impactos cumulativos sobrepõem-se à resiliência natural. Nesse contexto, a degradação dos manguezais remanescentes e a perda de serviços ecossistêmicos, como observado na Lagoa Rodrigo de Freitas e nos complexos portuários de Sepetiba e Macaé são reflexos da pressão antrópica a esses ambientes, processos amplamente analisados e discutidos por Soares (1999) e Oliveira et al. (2019).

Em uma escala de impacto distinta, as planícies lacustres fluminenses apresentam níveis médios de IAEA. Nessas áreas, a pressão sobre os *wetlands* não decorre de grandes polos industriais e urbanos apenas, mas da capilaridade de rodovias, dutos e atividades de mineração que rompem a conectividade da paisagem. Essa sucessão de impactos, que varia da fragmentação por infraestruturas lineares à saturação urbana, encontra eco

no modelo espacial de Halpern et al. (2008), que demonstra que nenhuma área marinha ou costeira está imune à influência humana, sendo que a sobreposição de múltiplos vetores de estresse potencializa a degradação ambiental. Essa degradação aproxima os wetlands fluminenses do estágio de 'extinção funcional', no qual a perda de serviços ecossistêmicos compromete severamente a integridade sistêmica (Tockner; Stanford, 2002).

Classificação do estado ambiental dos *wetlands*

A partir da normalização implementada os índices foi possível obter o mapeamento do estado ambiental das regiões de paisagens em que as paisagens pantanosas estão inseridas. Mitsch e Gosselink (2015) apontam que indicadores fornecem parâmetros para a resiliência do sistema de *wetlands* em geral, refletindo sua capacidade de sustentar a biodiversidade e regular os fluxos de água. Logo, tais dados podem contribuir na formulação de políticas públicas promovendo uma melhor gestão ambiental para as regiões de *wetlands* mais afetados. A partir da distribuição espacial dos dados (Figura 7⁴), observa-se que se encontram paisagens estáveis somente na região da Costa Verde do Estado, tendo em vista a baixa presença de pressões antrópicas nas regiões em que os *wetlands* estão inseridos. Apesar de estáveis, estas paisagens devem ser asseguradas e mantidas em projetos e planos de fiscalização dos órgãos ambientais, a fim de assegurar os serviços ecossistêmicos prestados nesta região.

⁴ Dados vetoriais e PDF do mapeamento disponível em: <https://github.com/evelyncastrogeo/wetlands/>

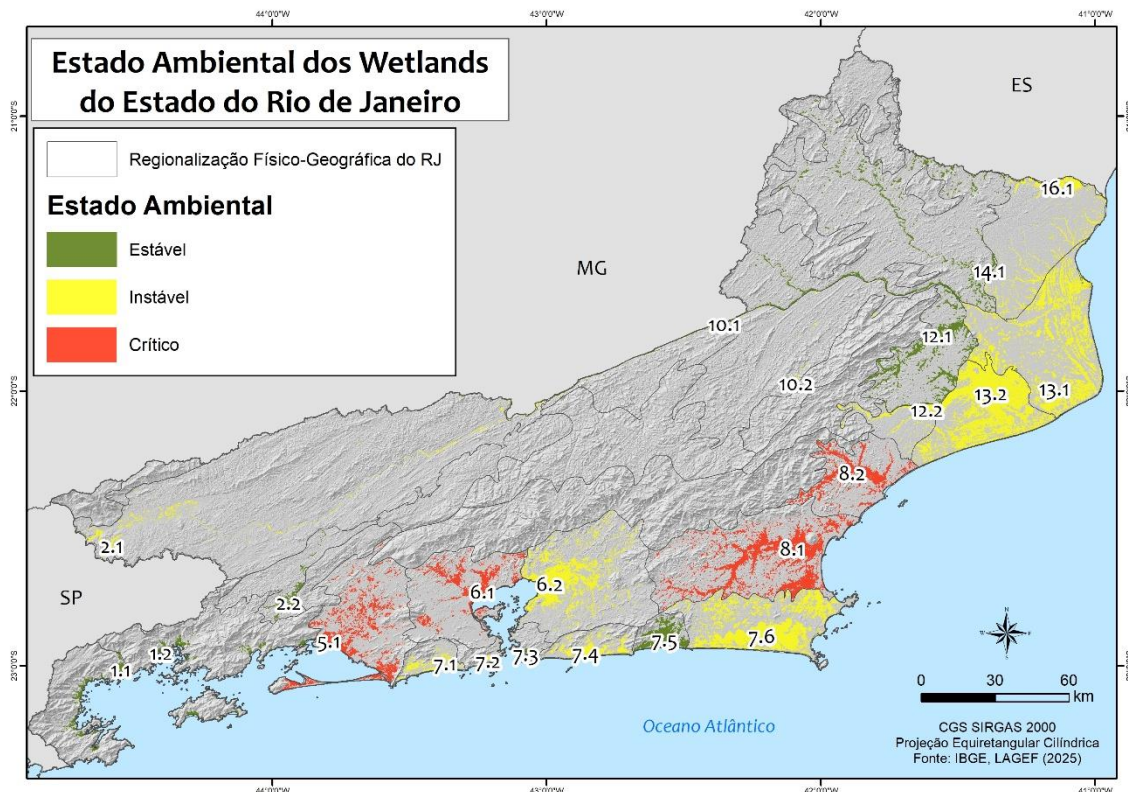


Figura 7 – Mapeamento do estado ambiental dos *wetlands* do Estado do Rio de Janeiro (Fonte: os autores, 2025)

Embora os *wetlands* da Costa Verde tenham sido classificados como ambientalmente estáveis, eles apresentam grande vulnerabilidade devido ao pequeno tamanho e à alta fragmentação de *wetlands*, o que os torna mais suscetíveis à degradação, mesmo na ausência de pressões antrópicas significativas, conforme apresentado pelos indicadores adotados nesta pesquisa.

Também é possível observar que grande parte dos *wetlands* do Estado encontram-se com seu estado ambiental instável, ou seja, com média degradação, devido à forte interferência antrópicas nessas regiões, em que se situam paisagens lacustres, brejos e manguezais. Essas regiões se estendem pelo eixo leste à norte do Estado, e encontram-se em paisagens que sofrem retificação de canais para ocupação urbana e produção agrícola, bem como, sofrem constante poluição devido ao despejo de esgotos em suas áreas.

Entretanto, o pior estado ambiental, classificado como crítico é encontrado em áreas de grande influência urbana e antrópica, transformando o caráter natural dessas paisagens e degradando de forma incisiva tais ambientes. Encontram-se em estado crítico os Manguezais e Brejos do Oeste da Baía de Guanabara, seguido pelos Manguezais e Várzeas e Brejos do Macaé, bem como, Manguezais e Apicuns da Baía de Sepetiba e Manguezais e Brejos do São João. Tais regiões estão sujeitas a forte incidência de pressões urbanas, portuárias e agropecuárias.

De modo geral, os *wetlands* presentes nas paisagens fluminenses encontram-se em constante degradação, e sofrem com constantes intervenções antropogênicas que perturbam a saúde e equilíbrio dinâmico dessas paisagens. Logo, tais paisagens devem ser incluídas nos projetos ambientes de recuperação ambiental, tendo em vista que seus sistemas estão sobrecarregados e os serviços ecossistêmicos prestados por estes geossistemas estão em perdas significativas e tendem ao seu esgotamento.

Correlação espacial com as Unidades de Conservação

Além de analisar o estado ambiental dessas paisagens, é possível correlaciona-los à distribuição espacial das unidades de conservação (UC) criadas pela esfera estadual (Instituto Estadual do Ambiente - Inea) e federal (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade ICMBio), localizadas no território fluminense (Figura 8). Ao comparar estas localizações, é possível compreender que os *wetlands* estáveis encontra-se nos limites das UCs, o que corrobora para sua classificação ter sido estável. Enquanto, os *wetlands* classificados como instáveis, encontram-se fora dos limites das UCs, o que pode caracterizar a necessidade de criação de novas unidades de conservação no Estado para proteger os remanescentes de *wetlands* existentes no Estado do Rio de Janeiro.

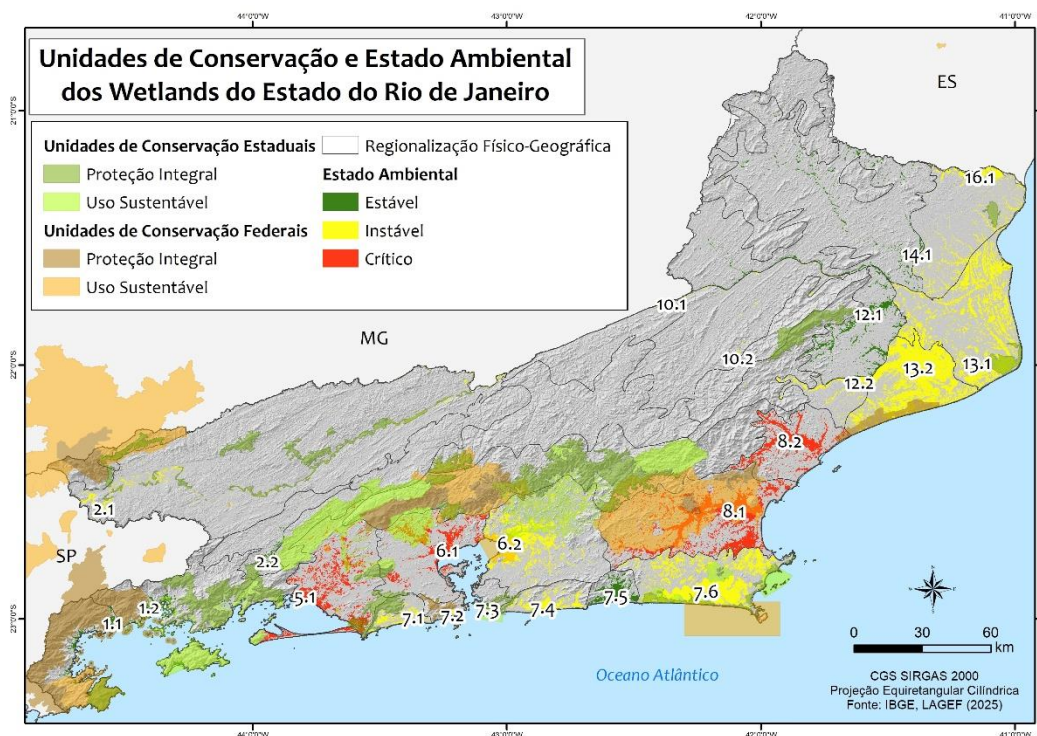


Figura 81 – Distribuição espacial das unidades de conservação e do estado ambiental dos *wetlands* do Estado do Rio de Janeiro (Fonte: os autores, 2025).

Estima-se que os *wetlands* mais comprometidos no Estado do Rio de Janeiro atualmente sejam aqueles que se encontram na região metropolitana e sofrem com constantes pressões antrópicas. Bem como, os *wetlands* em áreas de forte crescimento urbano, atividades turísticas e econômicas, localizados nas regiões leste e norte fluminense.

Ressalta-se que outra demanda que deve ser observada para a criação das UCs, se refere as dimensões físicas e conectividade dos *wetlands* existentes no Norte Fluminense, que atualmente encontram-se fora dos limites de unidades de conservações estaduais e federais, e merecerem atenção tendo em vista o seu expressivo tamanho. Tais áreas merecerem ser incorporadas nas medidas emergências de proteção, tendo em vista a sua expressiva contribuição à sociedade através de serviços ecossistêmicos.

Chama-se atenção para os Campos Úmidos dos Tabuleiros da Lagoa Feia e as Planícies alagáveis lacustres e deltaicas da Lagoa Feia, tendo em vista a dimensão e continuidade dos *wetlands* existentes nessas regiões. Estes *wetlands* se apresenta parcialmente protegido pelo Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba atualmente, e deve ser melhor incluído nos projetos de preservação ambiental, tendo em vista que esta região sofre com constantes atividades agrícolas e pecuárias que põem em risco os serviços ecossistêmicos de suporte que estes ambientes prestam à sociedade.

Na região dos Manguezais e Brejos do São João, destaca-se que estes *wetlands* encontram-se parcialmente protegidos pela APA da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado e merece ser melhor resguardado os trechos que se apresentam também a sul da unidade de conservação. Tendo em vistas as diferentes obras de canalização da drenagem fluvial, estes *wetlands* encontram-se fortemente comprometidos e merecem atenção frente ao seu potencial papel para controle de inundações.

Os Manguezais e Brejos do Oeste da Baía de Guanabara se encontram em estado crítico, e estão fora dos limites de unidades de conservação federais e estaduais, e merecem destaque, tendo em vista a sua contribuição significativa no controle de inundação para as áreas da baixada fluminense. Estes *wetlands* encontram-se em estado crítico e devem ser incluídos nos planos de ação da gestão ambiental pública.

Os Manguezais e Apicuns da Região da Baía de Sepetiba também se encontram em estado crítico, e sofrem com constantes pressões antrópicas pelas atividades portuárias e econômicas desenvolvidas na região. Na localidade encontram-se muitos *wetlands* artificiais, criados a partir da exploração exacerbada de areia. Tais áreas devem ser manejadas de força adequada para que o lençol freático não seja comprometido. Além disso, nesta região encontram-se importantes fragmentos de manguezais, que devem ser incluídos na gestão adequada dos *wetlands* da região.

Outra região crítica, sem unidades de conservação para proteger suas Várzeas e Brejos, se localiza na Região do Macaé. Esta área possui *wetlands* em estado crítico que devem ser incluídos nos planos de gestão ambiental pública. Criar medidas urgentes poderá vir a contribuir com a redução de impactos costeiros que a região sofre frequentemente.

A análise do estado ambiental nas regiões de *wetlands* fluminenses aponta que, embora as UCs desempenhem um papel fundamental na manutenção da estabilidade geoecológica, a proteção legal isolada não garante a integridade plena desses ecossistemas. Estudos globais indicam que *wetlands* situados em áreas protegidas continuam vulneráveis a pressões antropogênicas transfronteiriças e eventos climáticos extremos, que muitas vezes excedem a capacidade de gestão local (Reis et al., 2017).

A análise da distribuição espacial das UCs frente ao estado ambiental dos *wetlands* fluminenses revela que a proteção legal, embora fundamental, não é uma garantia absoluta de integridade sistêmica. Nesse sentido, a eficácia das UCs na preservação de zonas úmidas tem sido amplamente discutida sob a ótica do monitoramento por sensoriamento remoto, sugerindo que a fragmentação e a perda de funções ecológicas podem persistir mesmo sob regimes de proteção. Estudos globais indicam que mais da metade dos sítios de importância internacional são severamente afetados por múltiplos vetores de impacto, sendo a agricultura, a poluição e a modificação de sistemas naturais os principais responsáveis pela supressão de pântanos fluviais e lacustres (Xu et al., 2019).

No contexto do Rio de Janeiro, a fragilidade desses geossistemas é agravada pelo fato de que a restauração ecológica raramente recupera a integridade original das áreas já degradadas. Conforme demonstrado por Moreno-Mateos et al. (2012) em uma meta-análise global, mesmo após décadas de intervenção, o funcionamento biogeoquímico e a estrutura biológica das zonas úmidas restauradas permanecem, em média, de 23% a 26% abaixo dos níveis de referência. Portanto, o estado crítico identificado em diversos *wetlands* do estado reforça que a proteção isolada é insuficiente se não houver um controle rigoroso sobre a ocupação das áreas adjacentes.

IV. CONCLUSÕES

A tipologia e regionalização dos *wetlands* fluminenses permitiram diagnosticar a integridade desses geossistemas face às pressões antrópicas, validando a metodologia de indicadores físico-geográficos para a análise do estado ambiental atual. A região de *wetlands* mais degradadas estão localizados na região metropolitana e seu entorno, especificamente nas regiões Hidrográficas: da Baía de Guanabara, Macaé e das

Ostras, Lagos-São João e Baía de Guaratiba. O estado crítico destas regiões se justifica pela concentração urbana, bem como, pelo desenvolvimento de atividades econômicas em grande escala, como as atividades turísticas, petroleiras e industriais e agropastoris, predominantemente.

Embora existam *wetlands* classificados como estáveis, todos apresentam algum grau de degradação, pois foram perturbados e/ou modificados ao longo das últimas décadas. Propõe-se, assim, intervenção imediata para mitigação para áreas instáveis e preservação para os remanescentes estáveis. O modelo adotado mostrou-se robusto diante da disponibilidade de dados, embora a inclusão de indicadores bióticos e físico-químicos possa aprofundar análises em escalas de maior detalhe.

Como desdobramentos desta pesquisa, sugere-se a análise da conectividade funcional entre esses fragmentos para a formação de corredores ecológicos, além da quantificação econômica dos serviços ecossistêmicos prestados pelas diferentes tipologias de *wetlands*. Em tempos de mudanças climáticas, a importância das paisagens pantanosas se torna ainda mais evidente, tanto por sua capacidade de regular o ciclo hidrológico quanto por seu papel no sequestro e armazenamento de carbono. Em suma, a caracterização ambiental aqui apresentada fornece o embasamento técnico necessário para a tomada de decisão e salvaguarda desses serviços essenciais frente aos cenários climáticos futuros.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Agradecemos ao PROEX-POSGEO/UFF pelo apoio concedido a esta pesquisa.

V. REFERÊNCIAS

BAQUERO, J. C. et al. Multitemporal Analysis Using Remote Sensing and GIS to Monitor Wetlands Changes and Degradation in the Central Andes of Ecuador (Period 1986–2022). *Resources*, [s. l.], v. 14, n. 4, p. 61, 2025. DOI: <https://doi.org/10.3390/resources14040061>.

BOLLO, M.; VELASCO, W. E. El Estado del Medio Ambiente en Michoacán de Ocampo, México. *Cuadernos Geográficos*, v. 57, n. 3, p. 118-139, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.30827/cuadgeo.v57i3.6504>. Acesso em: 30 jan. 2026.

CARVALHO FILHO, A.; LUMBRERAS, J. F.; LEMOS, A. L.; SANTOS, R. D. Os Solos do Estado do Rio de Janeiro. Brasília: CPRM, 2000.

COSTA, E. C. P. Wetlands do estado do Rio de Janeiro: identificação, classificação e estado ambiental das paisagens pantanosas. 2025. 177 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Programa de Pós-Graduação em Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2025.

¿DAVIDSON, N. C. How much wetland has the world lost? A long-term historical view. *Marine and Freshwater Research*, [s. l.], v. 65, n. 10, p. 934-941, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1071/MF14173>.

DIAKONOV, K. N.; IVANOV, A. N. Estabilidade e inercia dos geossistemas (em russo), *Revista da Universidade Estadual de Moscou*, n 1, 28 – 35, 1991.

DIAS, R. L.; OLIVEIRA, R. C. Análise das paisagens do litoral Sul do Estado de São Paulo. *Sociedade & Natureza*, 2012, 24.3: 505-517.

FUSHITA, A. T. et al. Land use and cover change and the anthropogenic transformation index in a protected area. *Ecological Indicators*, v. 110, 2020.

GHBAYEN, S. et al. Assessing the environmental status of coastal wetlands: A case study of international importance. *Marine Pollution Bulletin*, v. 154, 2020.

GHOBADI, Y. et al. Use of multi-temporal remote sensing data and GIS for wetland change monitoring and degradation. In: *IEEE COLLOQUIUM ON HUMANITIES, SCIENCE AND ENGINEERING (CHUSER)*, 2012, Kota Kinabalu. *Proceedings [...]*. Kota Kinabalu: IEEE, 2012. p. 103-108. DOI: <https://doi.org/10.1109/CHUSER.2012.6504290>.

GLAZOVSKIY, N. F. et al. Map of the state of the environment. A global overview. *IGU Bulletin*, v2, 48, pp 29 – 34, 1998.

GOES, H. A. A Baixada Fluminense. Rio de Janeiro: Imprensa Nacional, 1934.

GRILL, G. et al. Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature*, v. 569, p. 215-221, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1111-9>.

HALPERN, B. S. et al. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, [s. l.], v. 319, n. 5865, p. 948-952, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1149345>.

HU, S. et al. A review of landscape and environmental effects of wetland loss and degradation. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 24, p. 7474-7485, 2017.

JARAMILLO, F. et al. Priorities and interactions of sustainable development goals (SDGs) with focus on wetlands. *Water*, v. 11, n. 3, p. 619, 2019.

JUNK, W. J. et al. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, [s. l.], v. 24, n. 1, p. 5-22, 2014. <https://doi.org/10.1002/aqc.2386>.

AYRANLI, B.; SCHOLZ, M.; MUSTAFA, A. HEDMARK, Å. Carbon storage and fluxes within freshwater wetlands: a critical review. *Wetlands*, v. 30, p. 111-124, 2010.

LÉMECHEV, T. On Hydrological heterogeneity catchment morphology and catchment response. *Journal of Hydrology*, v. 100, p. 357-375, 1982.

LI, J. et al. Effectiveness of protected areas in preserving wetlands: A global assessment using long-term satellite data. *Journal of Cleaner Production*, v. 238, 2019.

MAPBIOMAS. Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil (Coleção 9.0). São Paulo: [s.n.], 2024. Disponível em: <https://mapbiomas.org/>. Acesso em: 23 de março de 2026.

MITSCH, W. J.; GOSSSELINK, J. G. Wetlands. 5. ed. Hoboken: John Wiley & Sons, 2015.

MOORE, P. D. Ecosystem: Wetlands. Revised Edition. New York, NY, 2005.

MORENO-MATEOS, D. et al. Structural and Functional Loss in Restored Wetland Ecosystems. PLoS Biology, [s. l.], v. 10, n. 1, p. e1001247, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001247>.

OLIVEIRA, A. J. M. et al. Índice De Transformação Antrópica Da Bacia Hidrográfica Do Rio Urussanga, Santa Catarina, Brasil. Revista Geotemas, v. 13, p. e02321-e02321, 2023.

OLIVEIRA, A. C. et al. Mapeamento do uso e cobertura da terra no entorno da baía de Sepetiba em apoio à identificação de pressões sobre os Manguezais. Mares: Revista de Geografia e Etnociências, v. 1, n. 2, p. 93-105, 2019.

PALACIO-PRIETO, J. L. Indicadores para la caracterización y el ordenamiento territorial. Instituto Nacional de Ecología, 2004.

RAMSAR. Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971), 6a. edición. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Suiza), 2013.

REIS, R. B. et al. Análise da fragilidade ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio São João, RJ. Revista Brasileira de Cartografia, v. 69, n. 4, 2017.

RODRIGUEZ, J. M. M.; SILVA, E. V.; CAVALCANTI, A. P. B. Geoecologia das paisagens: uma visão geossistêmica da análise ambiental. 5 ed. Fortaleza. Edições UFC, 2017, 222 p.

RODRIGUEZ, M.; MARTINEZ, M. C. La regionalización geoecológica como base para la determinación del estado y la situación medio-ambiental de Cuba. La Habana: Sección Cubana de la U.G.I., 1998. 12p.

SALES, V. C. C.; SANTOS, F. L. A.; BOTELHO, R. G. M. Excursões técnicas: montanhas e planaltos da Borborema, superfície sertaneja e inselbergs da Paraíba. Rio de Janeiro: IBGE, 2025.

SALIMI, S.; ALMUKTAR, S.; AAAN, S.; SCHOLZ, M. Impact of climate change on wetland ecosystems: A critical review of experimental wetlands. Journal of Environmental Management, v. 286, p. 112160, 2021.

SANTOS, R. F. et al. Planejamento da Paisagem: Indicadores de integridade e saúde ambiental. Revista do Departamento de Geografia, v. 35, 2018.

SCHWENK, L. M.; CRUZ, C. B. M. Conflitos socioeconômicos-ambientais relativos ao avanço do cultivo da soja em áreas de influência dos eixos de integração e desenvolvimento no Estado de Mato Grosso. Acta Scientiarum Agronomy, v. 30, n. 4, p. 501-511, 2008.

SEABRA, V. S.; ROCHA-LEÃO, O. M. Razões Para As Enchentes E Inundações No Residencial Carlos Marighella: Uma Análise Multitemática Da Bacia Do Rio Do Vigário, Em Maricá-RJ. Revista da ANPEGE, v. 15, n. 26, p. 114-137, 2019.

SEABRA, V. S. et al. Índice de transformação antrópica aplicado à análise da paisagem: uma proposta metodológica. Revista Geonorte, v. 10, n. 34, 2019.

SICHE, R. et al. Índices versus indicadores: precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países. Ambiente & sociedade, v. 10, p. 137-148, 2007.

SILVA, P. N.; COSTA, E. C. P.; SEABRA, V. S. Índice De Transformação Antrópica Por Unidades De Paisagem Na Bacia Do Macacu-Guapiaçu - RJ. Revista Tamoios, São Gonçalo, v. 19, n. 2, p. 24–44, 2023. Disponível em: <https://www.e-publicacoes.uerj.br/tamoios/article/view/71054>. Acesso em: 28 jan. 2026.

SOARES, M. L. G. Estrutura vegetal e grau de perturbação dos manguezais da Lagoa da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. Revista Brasileira de Biologia, v. 59, n. 3, p. 503-515, 1999.

SORDI, D. A. (org.) Atlas aerogeofísico: estado do Rio de Janeiro. Brasília: CPRM, 2020.

STEFANIDIS, K. et al. Assessment of the environmental status of lakes and wetlands in protected areas: A case study from Greece. Journal of Environmental Management, v. 231, p. 846-858, 2019.

TOCKNER, K.; STANFORD, J. A. Riverine flood plains: present state and future trends. Environmental Conservation, [s. l.], v. 29, n. 3, p. 308-330, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1017/S037689290200022X>.

VICENS, R. S.; RODRÍGUEZ, J. M. M.; CRONEMBERGER, F. M. A Paisagem Físico-Geográfica: Identificação e Classificação. Revista Brasileira de Geografia, v. 64, n. 1, p. 202-219, 2019.

XAVIER, R. A. et al. Análise multitemporal da cobertura vegetal e uso da terra e o Índice de Transformação Antrópica (ITA) na bacia do rio Taperoá, PB. Revista Brasileira de Geografia Física, v. 12, n. 2, 2019.

XU, T. et al. Wetlands of International Importance: Status, Threats, and Future Protection. International Journal of Environmental Research and Public Health, [s. l.], v. 16, n. 10, p. 1818, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph16101818>.