

Análise multitemporal de ilhas estuarinas na bacia do Rio Formoso – Litoral Sul de Pernambuco – Brasil

Multitemporal analysis of estuarine islands in the Formoso River basin – South Coast of Pernambuco – Brazil

Análisis a diferentes escalas temporales de islas estuarinas en la cuenca del Río Formoso – Costa Sur de Pernambuco – Brasil

Renilson Pinto da Silva Ramos

Doutorando em Geografia pela Universidade Federal do Ceará – UFC.
renilsonramos@alu.ufc.br / <http://orcid.org/0000-0003-3209-514X>

Lidriana de Souza Pinheiro

Doutora em Oceanografia pela Universidade Federal de Pernambuco – UFPE. Professora do Instituto de Ciências do Mar e do Programa de Pós Graduação em Geografia da Universidade Federal do Ceará – LABOMAR/PPG/UFC.
lidriana@ufc.br / <http://orcid.org/0000-0003-0863-0771>

Recebido: 15/12/2022; Aceito: 18/08/2023; Publicado: 02/03/2025.

Resumo

A bacia de pequenos rios litorâneos estudada fica em uma área de bioma de mata atlântica, dentro de seu recorte ficam quatro municípios no litoral pernambucano. Sendo escolhido quatro datas para o estudo, foram elas 1989, 1996, 2008 e 2018, para uma análise de parâmetros morfométricos do espaço insular do estuário da bacia hidrográfica evidenciada, assim como também foi discriminado o uso e cobertura da terra para determinar sua influência nos processos morfológicos locais. Os procedimentos metodológicos utilizaram dados provenientes dos sensores TM e OLI, enquanto que para o uso e cobertura da terra foi utilizado dados do MapBiomias. Foi obtido como resultados da análise areal das ilhas um decréscimo em área do ano inicial para os dois anos seguintes da pesquisa, enquanto que no último ano ocorreu um acréscimo em quilômetros quadrados, para a vegetação local não ocorreu uma elevada diferenciação nos anos analisados. A discussão desses dados propiciou que fosse aprofundado o conhecimento acerca das características hidrossedimentares das bacias hidrográficas da área litorânea de Pernambuco.

Palavras-chave: Ilhas; Hidrologia; Estuário; Parâmetros Hidrossedimentológicos.

Abstract

The studied basin of small coastal rivers is located in an area of the Atlantic Forest biome, encompassing four municipalities along the coast of Pernambuco. Four specific dates were chosen for the study: 1989, 1996, 2008, and 2018, aiming to analyze morphometric parameters of the insular space within the highlighted hydrographic basin. Additionally, land use and land cover were discriminated to determine their influence on local morphological processes. The methodological procedures involved data from TM and OLI sensors for the morphometric analysis, while land use and land cover data were obtained from MapBiomias. The results of the areal analysis of the islands

showed a decrease in area from the initial year to the subsequent two years of the study. However, in the last year, there was an increase in square kilometers. Regarding local vegetation, there was not a significant differentiation among the analyzed years. The discussion of these findings contributed to a deeper understanding of the hydrosedimentary characteristics of the coastal basins in the Pernambuco region.

Keywords: Islands; Hydrology; Estuary; Hydrosedimentological Parameters.

Resumen

La cuenca de pequeños ríos costeros estudiada se encuentra en un área dominada por el bioma de la Mata Atlántica. En esa zona hallamos cuatro municipios del litoral pernambucano. Se escogieron cuatro fechas para el estudio de los parámetros morfométricos del espacio insular del estuario de la cuenca destacada (1989, 1996, 2008 y 2018), así como el uso por parte de las comunidades y la cobertura del suelo para determinar su influencia en los procesos morfológicos locales. Los procedimientos metodológicos utilizaron datos de los sensores TM y OLI, mientras que para el uso y cobertura del suelo se utilizaron datos de los MapBiomias. Como resultado del análisis de la arena de las islas se obtuvo una disminución del área de cobertura desde el año inicial a los dos años siguientes de la investigación, mientras que en el último año hubo un aumento de kilómetros cuadrados. Para la vegetación local no hubo diferenciación significativa entre años analizados. La discusión de estos datos condujo a una profundización del conocimiento sobre las características hidrosedimentarias de las cuencas hidrográficas en la zona costera de Pernambuco.

Palabras clave: Islas; Hidrología; Estuario; Parámetros Hidrosedimentológicos.

Introdução

As bacias hidrográficas são ambientes que possuem diferentes níveis de fragilidade frente a alterações em seu funcionamento, dependendo de suas características, pois sofrem influência tanto de processos existentes dentro de seu sistema quanto fora dele. Contudo, tais áreas geralmente passam por forte pressão ocasionada por atividades antrópicas, sejam elas voltadas à urbanização, industrialização, agropecuária e outros tipos de atividades que demandem os recursos hídricos (Carvalho, 2014; Li et al., 2017; Parsons; Thoms, 2018).

Essas atividades quando se desenvolvem de forma desordenada, desequilibram a dinâmica natural e potencializam impactos e riscos que poderiam ser mitigados com uma gestão adequada. Dentro dessa perspectiva, o uso indiscriminado dessas áreas, ocorrido sem a devida gestão ambiental, adiciona a tais ambientes uma problemática em torno da manutenção do transporte de sedimentos e recursos hídricos, assim como no surgimento de possíveis erosões e outros problemas relativos à degradação da paisagem (Almeida et al., 2018; Baleta et al., 2019).

A combinação de diferentes fatores junto com os elementos que constituem uma paisagem pode acarretar diferentes níveis de transporte de matéria e energia, conseqüentemente potencializando eventuais processos de erosão hídrica e deposição nos canais. Para tais análises, é necessário considerar como cada subdivisão de uma bacia

hidrográfica pode estar conectada ou desconectada e quais elementos ocasionam essa interrupção, assim como ter uma ideia de como esses ambientes podem suportar essas alterações. Dessa forma, existe a necessidade de se conhecer o quanto essa bacia tem de recursos disponíveis (Azevedo, 2017; Boas; Marçal, 2013; Brierley et al., 2019).

Um dos elementos de um curso hídrico que se deriva dos processos de deposição nos canais e apresenta um alto nível de estabilidade na referida paisagem de um sistema ambiental fluvial são as denominadas ilhas fluviais ou as ilhas estuarinas, que denotam um alto nível de manutenção de sua existência nas áreas de sua ocorrência por apresentarem uma presença duradoura na paisagem (Morais, 2006; Latrubesse et al., 2009; Hudson; Hout; Verdaasdonk, 2019; Leli; Stevaux; Assine, 2020; Suizu et al., 2022).

Existem diferentes maneiras para a obtenção de variados tipos de dados para a realização de uma gestão ambiental e análise da paisagem, dentre elas, o sensoriamento remoto é uma das formas mais eficazes para auferir informações da superfície terrestre sem ter contato com o meio (Rosa, 2009). Com as informações coletadas dos dados advindos do sensoriamento remoto, é possível realizar mapeamentos, que, por sua vez, são utilizados com base em modelos de estudo da paisagem, definindo-a quanto aos elementos físico-naturais que a compõem (Gonçalves et al., 2018; Hernández; Levresse; Lacan, 2020).

Dentro da possibilidade da realização de trabalhos dessa natureza, a utilização de mecanismos computacionais vem se tornando uma opção cada vez mais presente em estudos que utilizam Sistemas de Informações Geográficas (SIG). São estudos nos quais se utilizam modelos computacionais para a definição dos aspectos relacionados aos estudos da paisagem (Covino, 2017; Assche, 2018).

Além disso, o Geoprocessamento e o Sensoriamento Remoto são ferramentas eficazes para o estudo de bacias hidrográficas, uma vez que elas apresentam um sistema integrado, conectado por meio de várias de suas partes peculiares. Essas duas ferramentas podem fornecer dados diversos para análise de cada um dos sistemas que compõem a bacia hidrográfica (Melo; Goldfarb, 2012; Monteiro et al., 2014; Melo et al., 2018; Silva et al., 2020).

Em Pernambuco, com a finalidade de administrar os recursos hídricos existentes em cada área, conjuntos de bacias de pequenos rios foram agrupados formando os "Grupos de bacias do interior (GI)" e os "Grupos de Bacias Litorâneas (GL)" (Apac, 2019). O grupo GL4, que integra as bacias de pequenos rios litorâneos, passa por diferentes alterações antrópicas que tornam essas áreas vulneráveis a mudanças em seu sistema ambiental, favorecendo assim uma maior produção e remoção de sedimentos dessas áreas e provocando alterações nos processos hídricos da área.

Estudos que se propõem a analisar integradamente as particularidades físico-naturais do terreno e a sensibilidade geomórfica, de maneira holística, além de auxiliar na compreensão e funcionamento da dinâmica ambiental, podem ser utilizados como base para planejamentos ambientais futuros (Carvalho, 2014).

Diante do exposto, esta pesquisa busca analisar as alterações na morfologia estuarina por meio de uma análise multitemporal bidimensional das áreas insulares dos rios que formam a bacia hidrográfica GL4, sendo eles os estuários dos rios: rio dos Gatos, rio União e Córrego Saltinho, por meio de técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto.

Materiais e Métodos

Área de estudo

A bacia hidrográfica GL4 está localizada nos estados de Pernambuco, entre as latitudes sul de 8°36' e 8°49', e as longitudes oeste de 35°02' e 35°16' (Figura 1). A bacia abrange uma área de 325 km² e inclui quatro municípios em seu perímetro: Barreiros, Rio Formoso, Sirinhaém e Tamandaré.

Figura 1 - Mapa de localização da bacia hidrográfica GL4 PE, 2022.



Fonte: IBGE, 2015. Elaboração: os autores, 2022.

Os principais rios da bacia hidrográfica GL4, rio dos Gatos, rio União, Córrego Saltinho e o rio Ilhetas, deságuam na divisa das cidades de Sirinhaém e Tamandaré, no Oceano Atlântico, ao nível do mar, na cidade de São José da Coroa Grande. O início da bacia está localizado especificamente no município de Rio Formoso, a uma altimetria de 153 metros acima do nível do mar. Quanto à declividade, as áreas nas porções voltadas para um relevo aplainado estão localizadas, em sua maioria, na proximidade do Oceano Atlântico, enquanto que áreas declivosas estão na porção de maior altimetria da bacia hidrográfica, nas proximidades dos municípios de rio Formoso e Tamandaré (APAC, 2019).

Quase um terço da área que cobre a bacia hidrográfica é utilizada para agricultura e pastagem, totalizando 123 km². A pastagem ocorre em toda a bacia, porém de forma dispersa, ocupando uma área de 49 km². As classes de formação florestal (Mata Atlântica) e mangue possuem áreas semelhantes, com 48 km² e 16 km², respectivamente. A monocultura de cana-de-açúcar ocupa uma área de 67 km², enquanto as áreas urbanas ocupam 4 km². As classes restantes possuem áreas relativamente pequenas, como a menor classe de dunas ou praia, com uma área aproximada de 1 km² (Projeto Mapbiomas, 2022).

As classes de solos predominantes são os Latossolos Amarelos, Argissolos Amarelos e Gleissolos Háplicos, com áreas de 161 km², 59 km² e 43 km², respectivamente. As classes de Neossolos Quartzarênicos e Solos de Mangue ocupam áreas de 27 km² e 23 km², respectivamente (Araujo Filho et al., 2000).

Na bacia hidrográfica predominam as rochas da Suíte Intrusiva Itaporanga e os depósitos flúvio-marinhos, tanto no início da bacia hidrográfica quanto em áreas próximas ao fim da área. Essas duas unidades possuem litotipos com uma variedade de minerais, como calcialcalinas, toleíticas, sienogranitos, monzogranitos, granodioritos, tonalitos, dioritos, quartzomonzonitos, monzonitos, hornblenda, biotita, titanita e um ambiente misto (marinho/continental) com intercalações irregulares de sedimentos arenosos e argilosos, geralmente ricos em matéria orgânica (mangues) (Gomes, 2001).

Procedimentos metodológicos

Foram utilizados dados sobre a litologia e classificação dos solos da Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM) e a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa). Os Modelos Digitais de Elevação (MDEs) foram obtidos da missão Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) da National Aeronautics and Space Administration

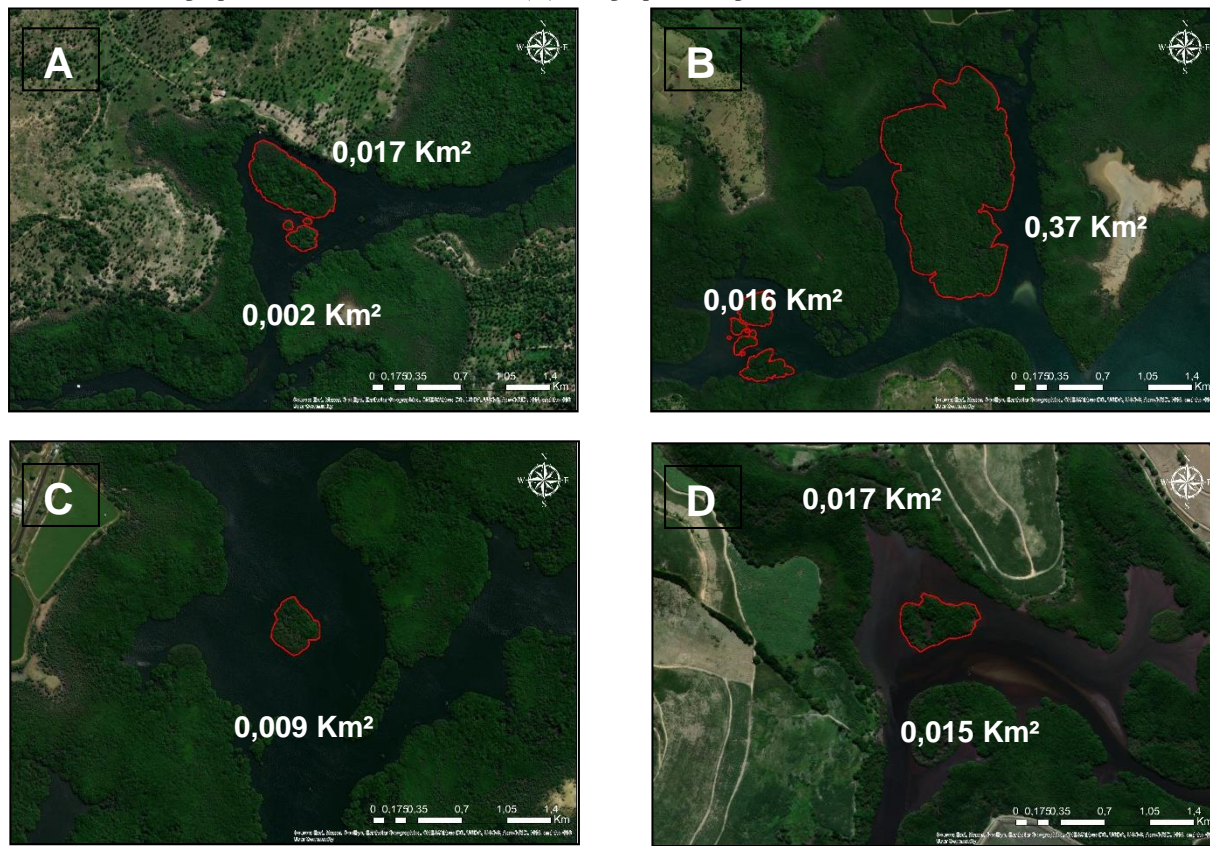
(NASA), no site do projeto TOPODATA, assim como os dados de hipsometria, declividade e principais cursos de drenagem.

Foram utilizados dados multiespectrais dos sensores orbitais passivos TM e OLI, a bordo dos satélites Landsat 5 e Landsat 8, respectivamente, com resolução espacial de 30 metros, utilizando uma escala de 1:100.000, referentes aos anos de 1989, 1996, 2008 e 2018, para a elaboração do mapa de densidade de vegetação. A escolha das imagens nas respectivas datas trabalhadas foi definida seguindo a disponibilidade de dados sem a formação de nuvens, considerando que o litoral sul de Pernambuco tem uma constante formação de nuvens, o que dificulta o trabalho com os sensores orbitais.

Para os dados referentes à evolução histórica do uso e cobertura da terra, foram obtidos no MapBiomas, coleção 6, a mais recente disponibilizada. O recorte temporal teve como referência as imagens dos sensores TM e OLI descritos anteriormente. Para o processamento dos dados, foi utilizado o software ArcGIS 10.5.

Os dados multiespectrais utilizados possuíam correções atmosféricas. A aplicação do índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) seguiu a metodologia proposta por Suizu et al. (2022) e Moraes (2006), na qual os valores do NDVI, que variam de -1 a +1, foram classificados pela resposta espectral da seguinte forma: -1 a 0 para corpos hídricos, 0 a 0,2 para sedimentos e 0,2 a 0,8 para ilhas. As ilhas foram analisadas seguindo o padrão morfométrico areal, sendo classificadas como pequenas as de 0,01 a 0,1 km² e médias as de 0,11 a 1 km² (Figura 2).

Figura 2 - Ilhas estuarinas e seus respectivos tamanhos; Estuários dos: Rio dos Gatos, Rio União e do Córrego Saltinho. (A) Ilhas pequenas da bacia GL4. (B) Ilha média e ilhas pequenas na proximidade. (C) Ilha pequena no centro de um canal. (D) Ilha pequena na proximidade de um meandro.



Imagens de fundo: Esri® World Imagery Map.

Para a realização da classificação dos dados advindos do MapBiomias, foram utilizados os códigos de legenda disponibilizados pelo próprio projeto. As classes foram definidas como "formação florestal", "mangue", "campo alagado e área pantanosa", "pastagem", "cana", "mosaico de agricultura e pastagem", "praia, duna e areal", "área urbanizada", "outras áreas não vegetadas", "aquicultura", "apicum" e "rio, lago e oceano". Dessa forma, os dados em formato matricial puderam ser convertidos para vetor e os cálculos de áreas foram realizados por meio da tabela de atributos do QGIS.

Para os dados pluviométricos, foram utilizados os dados da Agência Pernambucana de Águas e Climas (APAC). Foram coletados dados de 4 pluviômetros localizados ou próximos à bacia hidrográfica GL4, nos municípios de Barreiros, Rio Formoso, Sirinhaém e Tamandaré. As informações analisadas abrangem um período de 30 anos, com coletas mensais das máximas de chuva em milímetros (mm). Os dados mensais foram tratados em planilhas, somando os valores dos meses para obter a máxima de cada ano. Em seguida, realizou-se a média aritmética com as máximas anuais de cada um dos pluviômetros coletados.

Resultados e Discussão

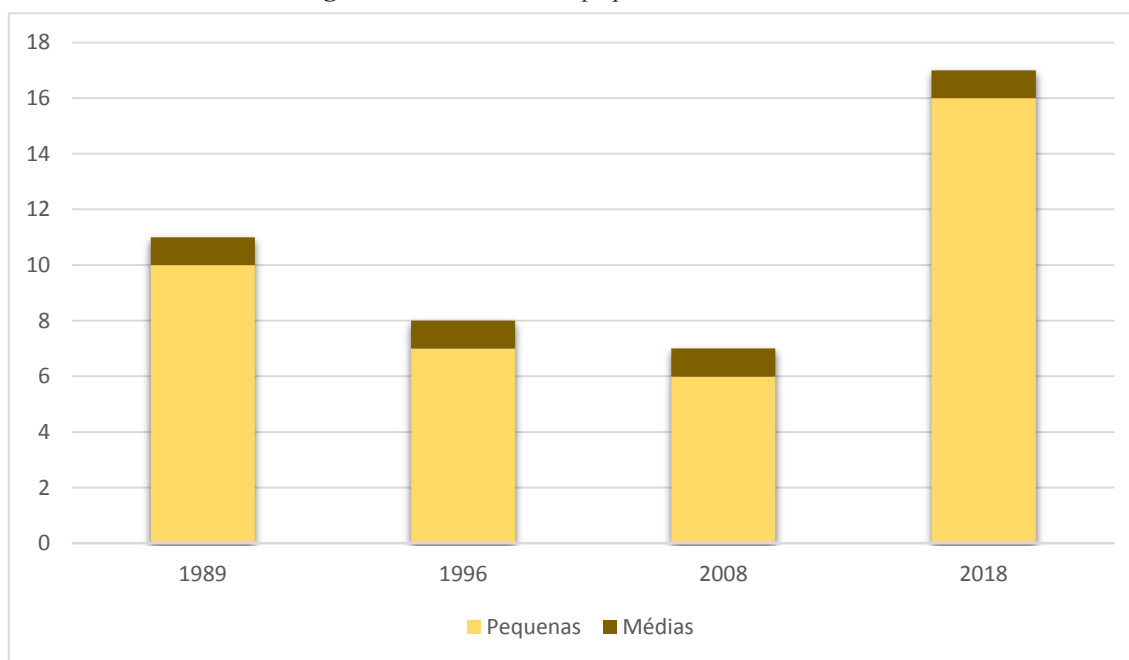
O número de ilhas classificadas como pequenas sofreu uma redução de 40% entre os anos de 1989 e 2008. Entre 2008 e 2018, houve um acréscimo de aproximadamente 65%, com uma taxa de acréscimo de 10 ilhas por ano. Por outro lado, a única ilha média encontrada nos cursos de drenagem na bacia estudada pode ser observada em todos os quatro anos de análise (Tabela 1; Figura 3).

Tabelas 1 - Número de ilhas pequenas e média, 2022.

Intervalos	No. de Ilhas (Pequenas)	No. de Ilhas (Médias)
1989	10	1
1996	7	1
2008	6	1
2018	16	1

Elaboração: Os autores, 2022.

Figura 3 - Número de ilhas pequenas e médias, 2022.

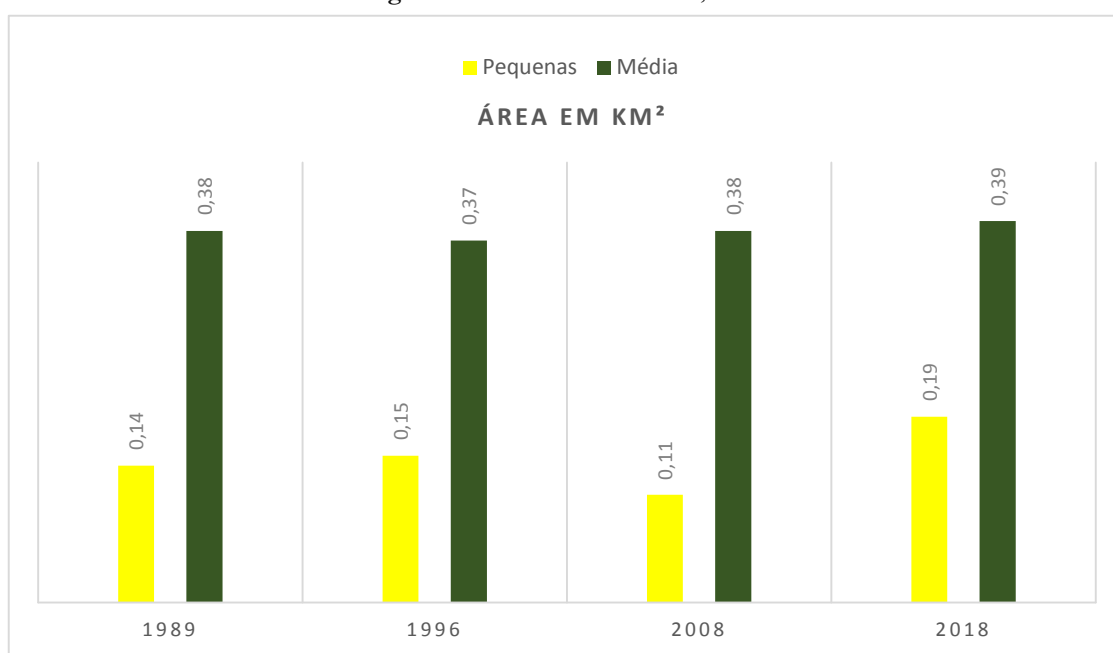


Elaboração: Os autores, 2022.

Em termos de área em km^2 , as ilhas pequenas ocupavam aproximadamente $0,14 \text{ km}^2$ em 1989, enquanto no ano seguinte, 1996, a área correspondia a $0,15 \text{ km}^2$. Houve uma diminuição para $0,11 \text{ km}^2$ em 2008 e um aumento para o maior tamanho de área registrado, com $0,19 \text{ km}^2$ em 2018. Quanto à ilha de tamanho médio, a área era de $0,38 \text{ km}^2$ em 1989, diminuiu para $0,37 \text{ km}^2$ em 1996 e aumentou para $0,39 \text{ km}^2$ em 2018, conforme mostrado na Figura 4.

Em termos de área total, somando as ilhas pequenas com as de tamanho médio, tínhamos 0,52 km² em 1989. Houve uma diminuição de 2% em 1996, com uma área total de 0,51 km². No ano seguinte, 2008, a soma total da área das ilhas era de 0,48 km², representando uma segunda diminuição de 6,01% em relação ao ano anterior e 8,01% em relação a 1989. No último ano analisado, 2018, a área total das ilhas correspondeu a 0,58 km², representando um crescimento de 16,12% em relação a 2008, 10,76% em comparação a 1996 e 8,94% em relação a 1989. Para uma melhor compreensão dessa dinâmica a tabela 2 pode ser consultada.

Figura 4 - Área das ilhas em Km², 2022.



Elaboração: Os autores, 2022.

Tabelas 2 - Diferenciação do tamanho das ilhas em Km² em percentagem, 2022.

Intervalos	Ilhas
1989-1996	-2%
1996-2008	-6,01%
2008-2018	+16,12%

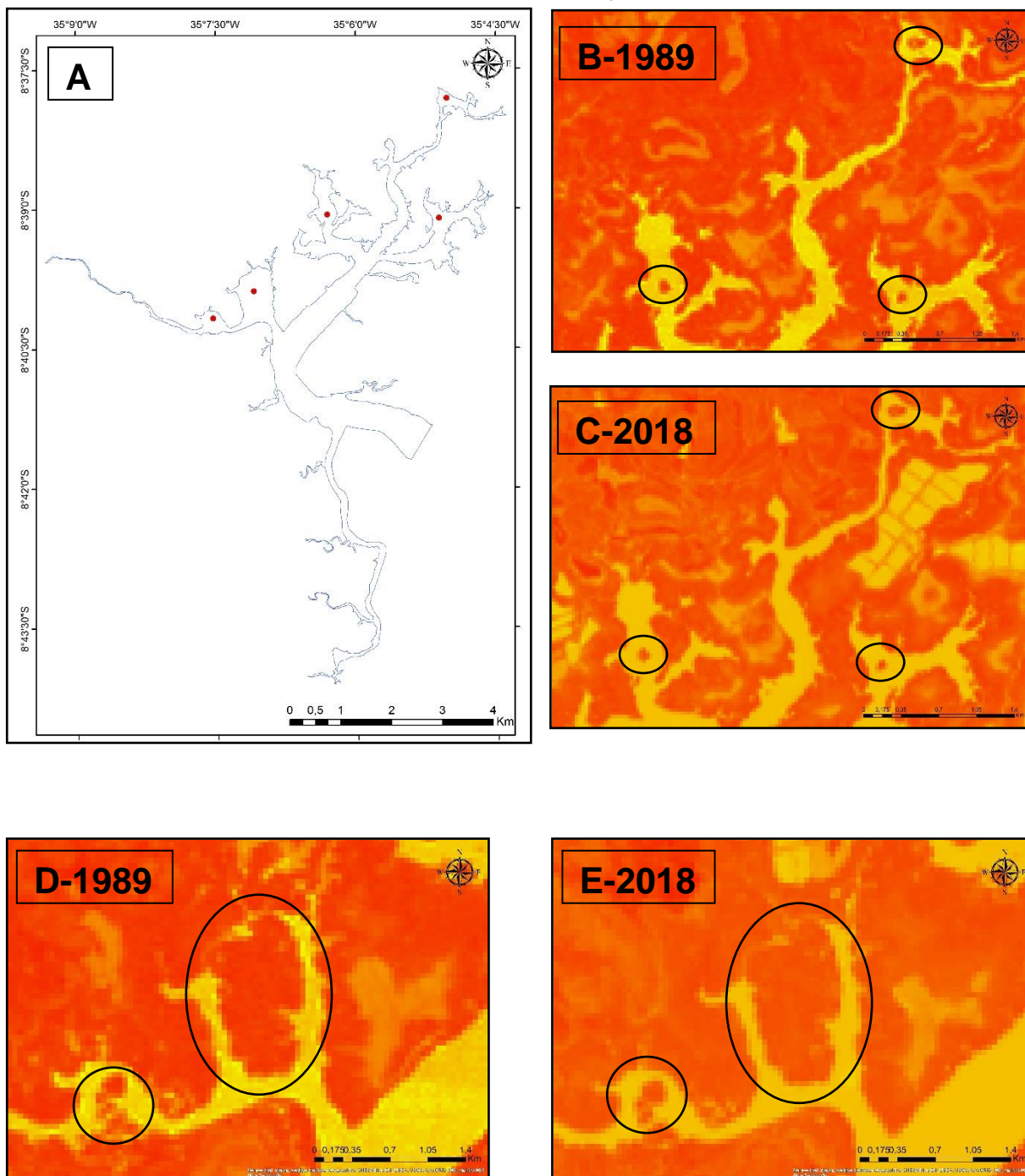
Elaboração: Os autores, 2022.

É possível afirmar, ao verificar os dados relativos ao NDVI em consonância com os dados classificados pelo MapBiomas, que nas ilhas existe a presença de vegetação ripária de caráter herbáceo, arbustivo e arbóreo. Essa presença é resultado das características da dinâmica hidrológica que rege a localidade, conforme afirmado por Araújo e Moraes (2002) (2006). Os gêneros mais comuns encontrados no litoral pernambucano em áreas de restinga e estuário são Chamaecrista, Inga, Coccoloba, Cyperus, Eugenia e Myrcia. As

espécies mais comuns incluem *Andira nitida*, *Protium heptaphyllum*, *Sacoglottis mattogrossensis*, *Chamaecrista ensiformis*, *Guettarda platypoda*, *Eugenia hirta*, *Myrcia bergiana*, *Casearia javitensis*, *Coccoloba laevis*, *Stigmaphyllon paralias*, *Cuphea flava*, *Borreria verticillata*, *Stylosanthes viscosa*, *Rhynchospora barbata*, *Paspalum maritimum* e *Anthurium affine* (Almeida et al., 2009).

A partir dos processos de agradação vertical de barras arenosas a essas ilhas, é possível identificar localidades com maior estabilidade, o que conseqüentemente favorece o desenvolvimento de vegetação ripária e a expansão dessas ilhas (Latrubesse; Franzinelli, 2002; Leli; Stevaux; Assine, 2020). O nível de densidade dessa vegetação pode ser observado na Figura 5, na qual é possível visualizar o NDVI e a localização de cada uma das imagens destacadas na equação.

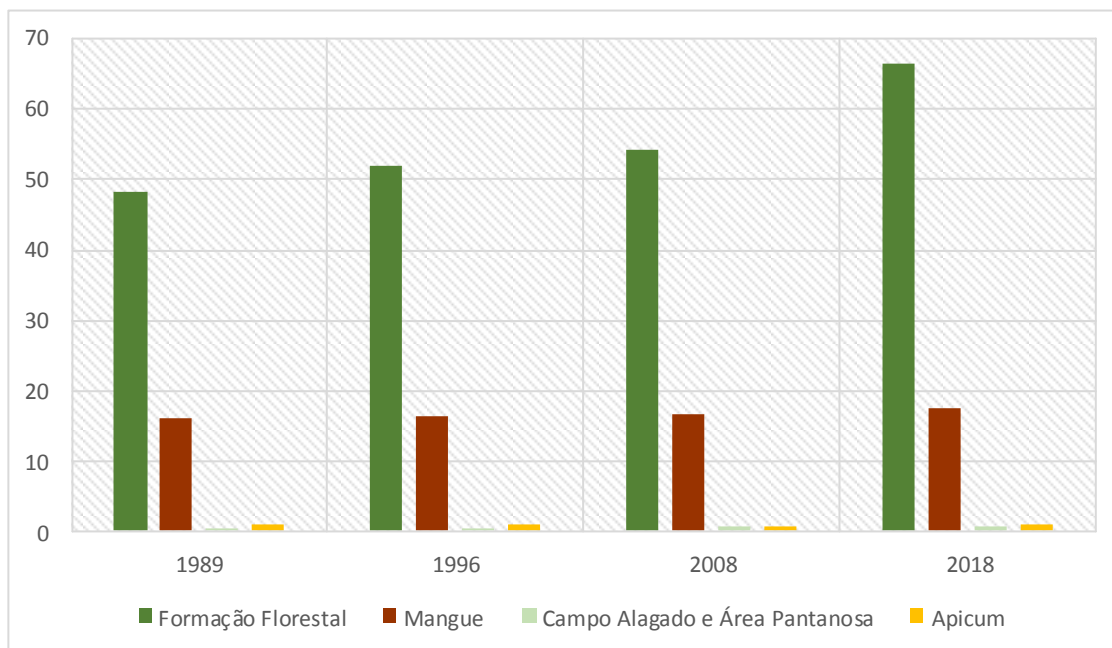
Figura 5 - Localização das ilhas e morfologia dos canais. (A) Pontos de localização das principais ilhas estuarinas. (B) Ano de 1989 ao norte do estuário. (C) Ano de 2018 ao norte do estuário. (D) Ano de 1989 ao sul do estuário. (E) Ano 2018 ao sul do do estuário, 2022.



Elaboração: Os autores, 2022.

As áreas de vegetação de formação florestal iniciaram com 48 km² em 1989, passaram a ter 52 km² em 1996 e alcançaram seu ápice com 54 km² no ano de 2008, enquanto que em 2018 retornaram à mesma área observada em 1989. A área de mangue manteve-se estável com 16 km² em todos os anos analisados, o campo alagado e a área pantanosa permaneceram com menos de 1 km² em todos os anos analisados, enquanto que o apicum apresentou apenas 1 km² no ano de 1996 (Figura 6).

Figura 6 – Evolução da cobertura vegetal

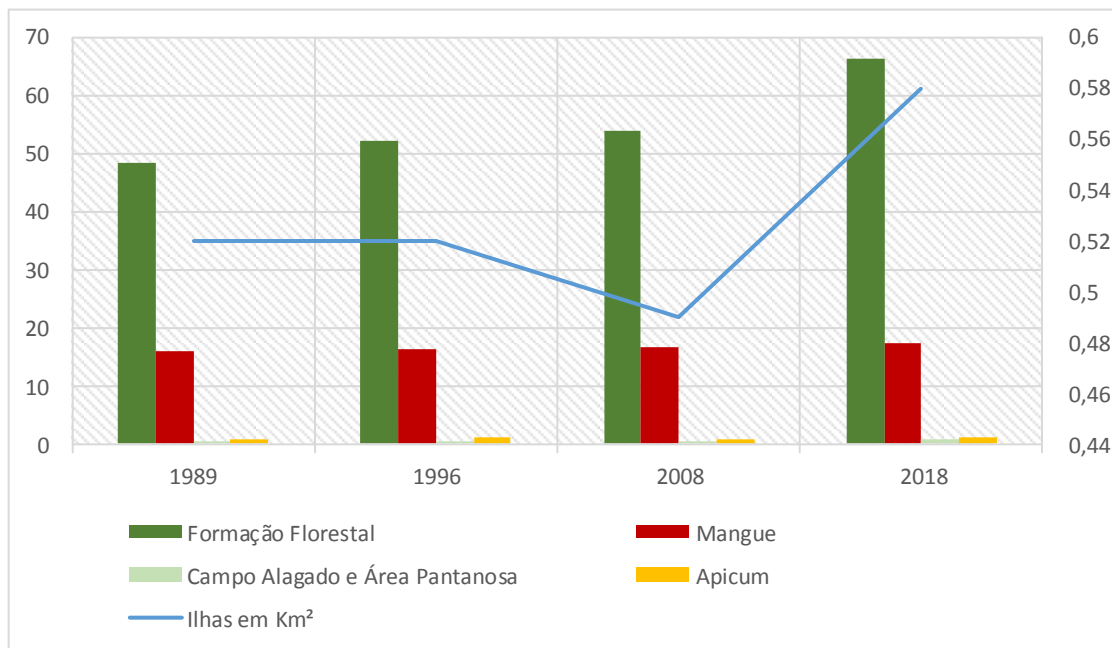


Elaboração: Os autores, 2022.

Diferentemente do que é apresentado por Suizu et al. (2022), no presente estudo foi observado um aumento no número de ilhas na área estudada devido aos processos de sedimentação e deposição nos canais, resultantes do desmatamento na região (Suizu et al., 2022). No entanto, o recorte espacial do presente estudo não sofreu intensa remoção da vegetação local. As variações no número de ilhas de um ano para o outro podem ser atribuídas à intensidade da vazão nas datas analisadas, possivelmente influenciada pelo período de coleta dos dados, o que ocasionou mudanças na morfologia do canal. Além disso, o aumento do tamanho das ilhas pode ocorrer devido aos processos físico-naturais relacionados à dinâmica hidrossedimentológica da região, sem necessariamente ter grande influência de fatores antropogênicos. A relação entre vegetação e ilhas pode ser visualizada na figura 7.

A existência do aumento no tamanho da área de formação florestal na bacia hidrográfica GL4 se deve à criação da reserva biológica de Saltinho, estabelecida por decreto de lei federal nos anos 80 (Texeira et al., 2009; Lopes et al., 2016; Santino, 2018; Martins et al., 2021; Guerreiro, 2022). Estudos mostram que a criação de reservas florestais e biológicas pode reduzir a erosão nessas áreas (Marden, 2012; Castro; Campos; Zancopé, 2019; Veldkamp et al., 2020), corroborando com as conclusões de Cordeiro, Ferreira e Rodrigues (2014), Yao et al., (2019), Toure et al., (2019), Jin et al., (2021) e Silva et al., (2021), os quais destacam a diminuição na formação de barras arenosas e ilhas fluviais ou estuarinas.

Figura 7 - Comparativo entre tamanho de ilhas e área da vegetação.



Elaboração: Os autores, 2022.

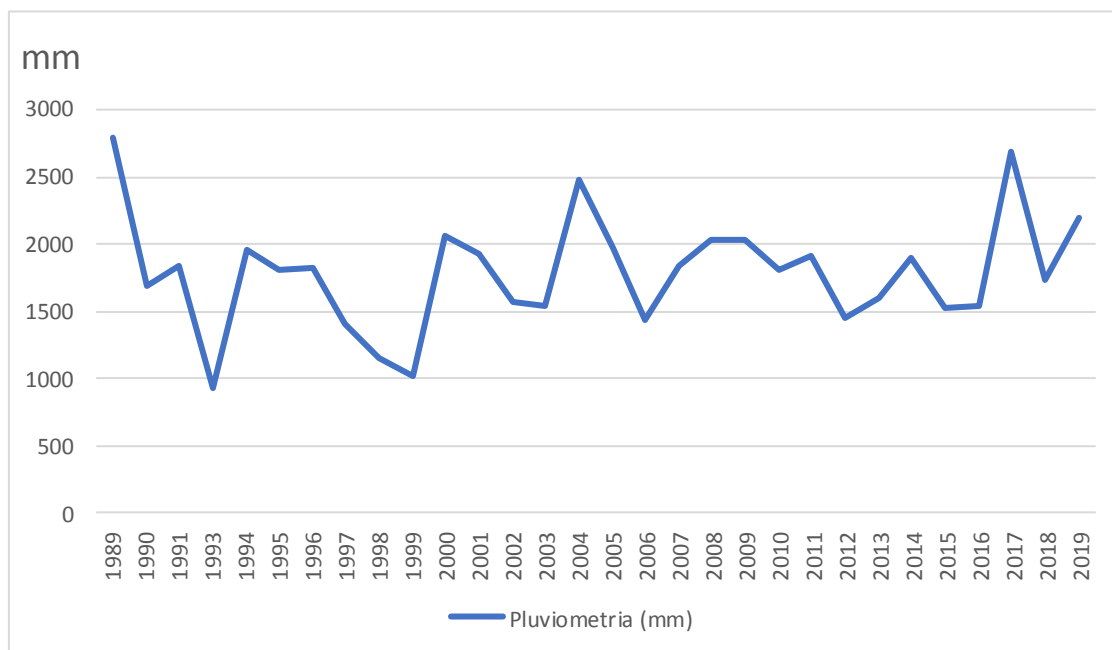
A intensidade da chuva em uma determinada área afeta os processos de remoção e transporte de sedimentos superficiais do solo, que são levados para os canais, rios e estuários, resultando na formação de barras e ilhas (Bruijnzeel, 1990; Aquino, 2007; Baleta et al., 2019). A variação na quantidade de precipitação ao longo dos 30 anos analisados demonstrou como esse fenômeno contribuiu para períodos de decréscimo e formação de novas ilhas estuarinas. As chuvas aumentaram os níveis de água no estuário e intensificaram o transporte de sedimentos para o mesmo.

Conforme pode ser observado na figura 8, a precipitação em 1989 na área da bacia hidrográfica analisada foi de aproximadamente 2784 mm, havendo uma redução para 1818 mm em 1996. No ano de 2008, a precipitação alcançou 2037 mm, enquanto em 2018, foi registrada uma precipitação de 1739 mm. Embora o ano de 2008 tenha apresentado um nível de chuva maior do que em 1996, é importante ressaltar que nos anos anteriores a essa data houve uma diminuição nos níveis de chuva, chegando a 1432 mm em 2006 e 1841 mm em 2007. Da mesma forma, antes da última data analisada, o ano de 2017 registrou um pico de chuva com 2689 mm. Fica evidente, portanto, que nos anos anteriores à terceira data analisada, houve uma menor descarga de sedimentos na área da bacia, dificultando a formação de barras arenosas. No ano de 2008, ocorreram precipitações maiores do que nos anos anteriores, resultando no aumento do nível do estuário.

No último ano analisado, ocorreu o oposto, com altos níveis de chuva e transporte de sedimentos, favorecendo a formação de barras arenosas e ilhas estuarinas. Assim, em 2018, com níveis de chuva mais baixos, o nível do estuário diminuiu, resultando em uma

maior área em Km² para as ilhas no estuário objeto de análise. Como resultado da redução nos níveis de chuva em 2018 em comparação ao ano anterior, houve uma diminuição na vazão dos rios que desembocam no estuário, permitindo o transporte de sedimentos marinhos para o seu interior, aumentando o número de barras arenosas e, conseqüentemente, de ilhas estuarinas (Pardal et al., 2019; Coelho; Andrade, 2020).

Figura 8 - Comparativo entre tamanho de ilhas e área da vegetação.



Elaboração: Os autores, 2022.

As pequenas variações no tamanho das ilhas fluviais indicam um padrão de equilíbrio nos processos de sedimentação e deposição dos rios que compõem a bacia hidrográfica GL4, onde os processos de transporte de sedimentos de fundo ou suspensão não mostram mudanças significativas ao longo dos anos analisados (Castro; Campos; Zancopé, 2019). Isso sugere uma estabilidade na morfologia dos canais estudados. O uso e cobertura da terra, embora possam potencialmente afetar a dinâmica hídrica local, não apresentaram mudanças significativas que impactassem a morfodinâmica dos canais na área de estudo, mantendo uma quantidade de vegetação semelhante ao longo dos anos.

É importante ressaltar que as grandes alterações na morfologia dos canais são causadas pelos fenômenos de transporte de sedimentos suspensos ou de fundo nos cursos d'água, portanto, para um estudo mais abrangente, é necessário analisar também a granulometria da carga sólida que flui no sistema fluvial (Amsler; Ramonell; Toniolo, 2005; Aquino, 2007; Suizu et al., 2022).

Considerações Finais

O mosaico de agricultura e pastagem, bem como a cultura da cana de açúcar, estão distribuídos de forma dispersa por toda a extensão da bacia hidrográfica GL4, abrangendo uma área de aproximadamente 131,73 km² e 67,94 km², respectivamente. Além disso, a área urbanizada abrange as sedes municipais de Rio Formoso, Sirinhaém e Tamandaré, localizadas nas regiões noroeste, norte e sudeste da bacia hidrográfica, totalizando cerca de 4,75 km² de área.

As ilhas em análise estão dispersas no estuário da bacia hidrográfica GL4. As variações nos padrões pluviométricos ao longo dos últimos 30 anos, juntamente com as atividades humanas na área da bacia, resultaram em alterações no sistema ambiental local, que podem ser observadas nas ilhas ao longo do tempo.

Conforme destacado no texto, o uso de geotecnologias, aliado a uma base científica adequada, possibilita a realização de estudos que compreendam o comportamento de um determinado ambiente. Essas abordagens, utilizando tecnologias de baixo custo, permitem o monitoramento das características observadas, servindo como base para a identificação de novas ilhas e para a expansão das áreas insulares existentes.

A análise multitemporal bidimensional das áreas insulares proporcionou uma melhor compreensão da dinâmica hidrossedimentológica do estuário da bacia hidrográfica GL4, permitindo uma análise que engloba a interação do sistema ambiental observado com as alterações antropogênicas ocorridas ao longo do período estudado e o impacto dessas ações no ambiente estuarino. Além disso, a análise em diferentes períodos de tempo pode contribuir para a compreensão do contexto paleogeográfico, considerando a evolução da paisagem local e o sistema deposicional do estuário em questão.

Agradecimentos

Os autores agradecem à CAPES, pela concessão da bolsa de pesquisa, assim como ao Programa de Pós-graduação em Geografia e à Universidade Federal do Ceará, por possibilitarem o desenvolvimento da pesquisa.

Referências

AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. **Dados Meteorológicos do Estado de Pernambuco**. Disponível em:
<<http://old.apac.pe.gov.br/meteorologia/monitoramento-pluvio.php>>. Acesso em: 05 out. 2022.

AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA (APAC). **Plano hidroambiental da bacia hidrográfica do Rio Una e Grupos de Bacias Litorâneas GL4 e GL5**: Tomo III – Mobilização Social e Proposições de Ações, Implementação e Acompanhamento. Recife: APAC, 2019.

ALMEIDA JR; E. B. D; OLIVO, M. A; ARAÚJO, E. D. L; ZICKEL, C. S. Caracterização da vegetação de restinga da RPPN de Maracáipe, PE, Brasil, com base na fisionomia, flora, nutrientes do solo e lençol freático. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, p. 36-48, 2009.

ALMEIDA, N. V; MEDEIROS, I. S; FREIRES, J. L; DANTAS, M. S. Ecodinâmica e vulnerabilidade ambiental de uma sub-bacia inserida em uma Área de Proteção Ambiental. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 3, p. 296-309, 2018.

AMSLER, M. L.; RAMONELL, C. G.; TONIOLO, H. A. Morphologic changes in the Parana River channel (Argentina) in the light of the climate variability during the 20th century. **Geomorphology**, v. 70, n. 3, p. 257-278, 2005.

AQUINO, S. Mecanismos de Transmissão de Fluxos de Água e Sedimentos em dois Grandes Rios Aluviais Impactados pela Atividade Humana: o Araguaia e o Paraná. 2007. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Estadual de Maringá, Maringá-PR, 2007.

ARAÚJO FILHO, J. C. [et al.]. **Levantamento de reconhecimento de baixa e média intensidade dos solos do Estado de Pernambuco**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2000.

ARAÚJO, F. R. Controles abióticos da vegetação na planície aluvial do rio Araguaia. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2002.

ASSCHE, K. V; VERSCHRAEGEN, G; VALENTINOV, V; GRUEZMACHER, M. The social, the ecological, and the adaptive. Von Bertalanffy's general systems theory and the adaptive governance of social-ecological systems. **Systems Research and Behavioral Science**, v. 36, n. 3, p. 308-321, 2019.

AZEVEDO, T. S. O uso da legislação ambiental na restauração da conectividade estrutural da paisagem: um estudo de caso para a bacia hidrográfica do Córrego das Posses, Extrema-MG. **Estudos Geográficos**, Rio Claro, v. 15, n. 2, p. 78-112, jul./dez. 2017.

BALETA, J.; MIKULČIĆ, H.; KLEMEŠ, J. J.; URBANIEC, K.; DUIĆ, N. Integration of energy, water and environmental systems for a sustainable development. **Journal of Cleaner Production**, v. 215, p. 1424-1436, 2019.

BOAS, G. H. V; MARÇAL, M. S. Avaliação da sensibilidade do sistema fluvial no Alto-médio Vale do Rio Macaé (RJ). **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 14, n. 1, p. 93-102, jan./mar. 2013.

BRIERLEY, G.; FRYIRS, K.; MARÇAL, M.; LIMA, R. The use of the River Styles Framework as a tool to ‘work with nature’ in managing rivers in Brazil: examples from the Macaé Catchment. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 20, n. 4, p. 753–771, 2019.

BRUIJNZEEL, L. A. **Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review**. UNESCO, Paris, 1990.

CARVALHO, R. G. As bacias hidrográficas enquanto unidades de planejamento e zoneamento ambiental no Brasil. **Caderno Prudentino de Geografia**, v. 36, n. esp., p. 26-43, 2014.

CASTRO, W. S; CAMPOS, A. B; ZANCOPE, M. H. C. A influência dos materiais das margens e da vegetação ciliar na erosão de meandros: o caso do rio Claro, afluente do rio Araguaia. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, São Paulo, v. 20, n. 3, p. 623-640, 2019.

COE, M. T.; LATRUBESSE, E. M.; FERREIRA, M. E.; AMSLER, M. L. The effects of deforestation and climate variability on the streamflow of the Araguaia River, Brazil. **Biogeochemistry**, v. 105, n. 1, p. 119–131, 2011.

COELHO, G. K. S; ANDRADE, J. H. R. Caracterização de feições morfológicas no canal do Rio Jaguaribe: trecho Limoeiro do Norte-Quixeré. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 21, n. 2, p. 343-363, abr./jun. 2020.

CORDEIRO, T. T. S; FERREIRA, E. M.; RODRIGUES, V. J. O. Contenção de erosão em Área de Preservação Permanente (APP). **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 10, n. 18, p. 1032-1041, 2014.

COVINO, T. Hydrologic connectivity as a framework for understanding biogeochemical flux through watersheds and along fluviais networks. **Geomorphology**, v. 277, p. 133–144, 2017.

COSTA, M. H.; BOTTA, A; CARDILLE, J. A. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. **Journal of Hydrology**, v. 283, n. 1, p. 206–217, 2003.

GOMES, H. A; SANTOS, E. J. **Geologia e Recursos Minerais do estado de Pernambuco**. Mapa Geológico/Mapa de Recursos Minerais. Recife: CPRM/PLGB, II mapas, escala 1:500.000, 2001.

GONÇALVES, J. A. [et al.]. Three-dimensional data collection for coastal management – efficiency and applicability of terrestrial and airborne methods. **International Journal of Remote Sensing**, v. 39, n. 24, p. 9380-9399, 2018.

GUERREIRO, B. V. C. **Borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea) da Reserva Biológica Saltinho, Tamandaré, Pernambuco**. 2022. 34 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2022.

HERNÁNDEZ, J. J. C.; LEVRESSE, G.; LACAN, P. Is UAV-SfM surveying ready to replace traditional Surveying techniques? **International Journal of Remote Sensing**, v. 41, p. 4818–4835, 2020.

HUDSON, P. F.; HOUT, E. V. D.; VERDAASDONK, M. Development of fluvial islands along the lower Mississippi River over five decades, 1965–2015. **Geomorphology**, v. 331, 2019.

JIN, F.; YANG, W.; FU, J.; LI, Z. Effects of vegetation and climate on the changes of soil erosion in the Loess Plateau of China. **Science of The Total Environment**, v. 773, p. 145514, 2021.

LATRUBESSE, E. M.; AMSLER, M. L.; MORAIS, R. P. de; AQUINO, S. The geomorphologic response of a large pristine alluvial river to tremendous deforestation in the South American tropics: the case of the Araguaia River. **Geomorphology**, v. 113, n. 3-4, p. 239–252, 2009.

LATRUBESSE, E. M.; FRANZINELLI, E. The Holocene alluvial plain of the middle Amazon River, Brazil. **Geomorphology**, v. 44, n. 3-4, p. 241–257, 2002.

LELI, I. T.; STEVAUX, J. C.; ASSINE, M. L. Origin, evolution, and sedimentary records of islands in large anabranching tropical rivers: the case of the Upper Paraná River, Brazil. **Geomorphology**, v. 358, 2020.

LI, X.; CHEN, G.; LIU, X.; LIANG, X.; WANG, S.; CHEN, Y.; PEI, F.; XU, X. A new global land-use and land-cover change product at a 1-km resolution for 2010 to 2100 based on human–environment interactions. **Annals of the American Association of Geographers**, v. 107, n. 5, p. 1040–1059, 2017.

LOPES, I. S.; FELICIANO, A. L. P.; MARANGON, L. C.; ALENCAR, A. L. Dinâmica da regeneração natural no sub-bosque de *Pinus caribaea* Morelet. var. *caribaea* na Reserva Biológica de Salinho, Tamandaré-PE. **Ciência Florestal**, v. 26, p. 95-107, 2016.

MARDEN, M. Effectiveness of reforestation in erosion mitigation and implications for future sediment yields, East Coast catchments, New Zealand: a review. **New Zealand Geographer**, v. 68, n. 1, p. 24-35, 2012.

MARTINS, W. A.; MARTINS, L. L.; MARIA, I. C.; MORAES, J. F. L.; PEDRO JÚNIOR, I. C. Reduction of sediment yield by riparian vegetation recovery at distinct levels of soil erosion in a tropical watershed. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 45, 2021.

MELO, A.; GOLDFARB, M. Contribuição para modelagem de perfil longitudinal: bacia do rio Una (PE). In: CONGRESSO NACIONAL DE MATEMÁTICA APLICADA E COMPUTACIONAL – CMAC, 2012, Natal. **Anais...** Natal: UFRN, 2012. p.109-111.

MELO, D. F. B. C.; RIBEIRO, M. H. G.; ALBUQUERQUE JUNIOR, E. C.; GONÇALVES, E. A. P. Avaliação da bacia do rio Una-Pernambuco: perspectiva da qualidade da água após a construção de 4 barragens para contenção de cheias. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 11, n. 2, p. 612-627, 2018.

MONTEIRO, K. A.; CORREA, A. C. B.; MELO, R. F. T.; MEIRA, D. A.; NÓBREGA, R. S.; GIRAO, O. Parâmetros morfométricos aplicados à bacia do Rio Una (Pernambuco-Brasil) para identificar susceptibilidade a enchentes. **Revista Geográfica de América Central**, v. 52, n. 01, p. 163-177, 2014.

MORAIS, R. P. **A Planície Aluvial do Médio Araguaia: processos geomorfológicos e suas Implicações Ambientais**. 2006. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2006.

PARDAL, E. C.; XAVIER, D. A.; VILELA, I.; CAMARGO, B. P.; FLORES-MONTES, M. J.; BARCELLOS, R. L. Variabilidade sedimentológica e geoquímica em um sistema estuarino tropical sob forte influência antrópica (Rio Capibaribe, PE). **Pesquisas em Geociências**, v. 46, n. 3., e0852, 2019.

PARSONS, M.; THOMS, M. C. From academic to applied: Operationalising resilience in river systems. **Geomorphology**, v. 305, p. 242–251, 2018.

PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 6.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Disponível em: <<https://mapbiomas.org/download>>. Acesso em: 15 maio 2022.

ROSA, R. **Introdução ao sensoriamento remoto**. Uberlândia: Edefu, 1990.

SANTINO, M. B. Avaliação comportamental e do estresse a partir dos níveis de hormônios glicocorticoides em *Callithrix jacchus*, sob a influência de uma espécie exótica de primata na Reserva Biológica de Saltinho, Tamandaré-PE. 2018. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal Tropical) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2018.

SILVA, C. S.; SILVA, W. F. A.; SANTOS, L. D. J.; GIRÃO, O. Identificação de depósitos fluviais e desconectividades antrópicas no baixo curso do rio Una – PE. **GEOUERJ**, Rio de Janeiro, n. 37, 2020.

SILVA, P. O.; LEITE, M. G. P.; COSTA, A. T.; FUJACO, M. A. G. Influência de projetos de reflorestamento de matas ciliares no controle/mitigação da erosão por ondas em reservatórios. **Geologia USP. Série Científica**, v. 21, n. 3, p. 109-124, 2021.

SUIZU, T. M.; LATRUBESSE, E. M.; STEVAUX, J. C.; BAYER, M. Resposta da morfologia do médio-curso superior do Rio Araguaia às mudanças no regime hidrossedimentar no período 2001-2018. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 23, n. 2, p. 1420–1434, 2022.

YAO, X; YU, K; WANG, G; DENG, Y; LAI, Z; CHEN, Y; JIANG, Y; LIU, J. Effects of soil erosion and reforestation on soil respiration, organic carbon and nitrogen stocks in an eroded area of southern China. **Sci. Total Environ.**, n. 683, p. 98-108, 2019.

TOPODATA. Disponível em: <<https://www.webmapit.com.br/inpe/topodata/>>. Acesso em: 10 set. 2022.

TOURE, A. A.; TIDJANI, A. D.; RAJOT, J. L.; MARTICORENA, B.; BERGAMETTI, G.; BOUET, C.; AMBOUTA, K. J. M.; GARBA, Z. Dynamics of wind erosion and impact of vegetation cover and land use in the Sahel: A case study on sandy dunes in southeastern Niger. **Catena**, v. 177, p. 272-285, 2019.

VELDKAMP, E.; SCHMIDT, M.; POWERS, J. S.; CORRE, M. S. Deforestation and reforestation impacts on soils in the tropics. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 1, n. 11, p. 590-605, 2020.

Como citar:

ABNT

RAMOS, R. P. da S.; PINHEIRO, L. de S. Análise multitemporal de ilhas estuarinas na bacia do Rio Formoso – Litoral Sul de Pernambuco – Brasil. **InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade**, v. 10, n. 01, e20507, 2024. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.18764/2446-6549.e20507>>. Acesso em: 02 mar. 2025.

APA

Ramos, R. P. da S., & Pinheiro, L. de S. Análise multitemporal de ilhas estuarinas na bacia do Rio Formoso – Litoral Sul de Pernambuco – Brasil. *InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade*, v. 10, n. 01, e20507, 2024. Recuperado em 02 março, 2025, de <http://dx.doi.org/10.18764/2446-6549.e20507>



This is an open access article under the CC BY Creative Commons 4.0 license.
Copyright © 2025, Universidade Federal do Maranhão.

