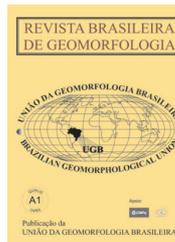


www.ugb.org.br  
ISSN 2236-5664

## Revista Brasileira de Geomorfologia

v. 21, nº 3 (2020)

<http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v21i3.1714>



# MAPEAMENTO E CLASSIFICAÇÃO DE ÁREAS ÚMIDAS USANDO TOPOGRAPHIC WETNESS INDEX (TWI) A PARTIR DE MODELOS DIGITAIS DE ELEVAÇÃO, NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GRAVATAÍ - RIO GRANDE DO SUL, BRASIL

## MAPPING AND CLASSIFICATION OF WETLANDS USING TOPOGRAPHIC WETNESS INDEX (TWI) FROM DIGITAL ELEVATION MODELS OF THE THE GRAVATAÍ RIVER BASIN - RIO GRANDE DO SUL STATE (RS), BRAZIL

**Laurindo Antonio Guasselli**

Departamento de Geografia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul  
Av. Bento Gonçalves, 9500, Porto Alegre, Rio Grande do Sul. CEP: 91501-970. Brasil  
ORCID: <http://orcid.org/0000-0001-8300-846X>  
E-mail: [laurindo.guasselli@ufrgs.br](mailto:laurindo.guasselli@ufrgs.br)

**João Paulo Delapasse Simioni**

Universidade Federal do Rio Grande do Sul  
Av. Bento Gonçalves, 9500, Porto Alegre, Rio Grande do Sul. CEP: 91501-970. Brasil  
ORCID: <http://orcid.org/0000-0001-7426-4584>  
E-mail: [joao.delapasse@ufrgs.br](mailto:joao.delapasse@ufrgs.br)

**François Laurent**

Laboratoire ESO-Le Mans, Le Mans Université  
Avenue Olivier Messiaen, Le Mans. CEP: 72085. França  
ORCID: <http://orcid.org/0000-0002-3833-2022>  
E-mail: [francois.laurent@univ-lemans.fr](mailto:francois.laurent@univ-lemans.fr)

### Informações sobre o Artigo

Recebido (Received):  
13/01/2020  
Aceito (Accepted):  
11/04/2020

### Palavras-chave:

Banhados; Sensoriamento Remoto;  
Árvore de Decisão.

### Keywords:

Marshes; Remote Sensing; Decision Tree.

### Resumo:

Áreas Úmidas (AUs) cobrem aproximadamente 6% da superfície terrestre, são ecossistemas produtivos importante no ciclo global de carbono, regulação climática e ciclagem de nutrientes. Apesar dessa importância, historicamente sofrem com impactos negativos, e sua conversão para áreas agrícolas ou urbanas. Os Modelos Digitais de Elevação (MDEs) podem ser úteis na pesquisa hidrológica para delinear áreas de captação, identificar padrões de drenagem e de escoamento, particularmente em áreas de topografia plana, onde informações de relevo úteis para identificar as AUs são difíceis de obter. Além disso, as áreas de depressões no MDE podem ser zonas úmidas características da paisagem. Assim, este trabalho tem por objetivo comparar o *Topographic Wetness Index* (TWI) obtido a partir de quatro MDEs (Alos Palsar I DEM-12,5 m; Aster GDEM-30 m; SRTM-30 m; SRTM-90 m) para mapear e classificar AUs em uma bacia hidrográfica localizada

no Rio Grande do Sul. Foram coletadas 4.000 amostras de tipos de AUs (planície inundável, banhados, campos úmidos, depressões, lavouras de arroz) e 4.000 amostras em áreas não úmidas (campos e florestas de terra firme), nos compartimentos da paisagem associados aos depósitos de sistemas holocênicos, depósitos de turfeira, depósitos de planície de inundação, e depósitos aluvionares e canal fluvial. Foram extraídos valores de TWI para cada amostra nos quatro MDEs. A classificação das amostras para definição de um limiar foi a partir do método *Classification and Regression Trees* (CART). Os resultados mostram que os TWIs extraídos dos MDEs Aster GDEM 30 m e SRTM 30 m apresentaram as maiores acurácias para delimitar as AUs, 71,9% e 75,1%, respectivamente. Estes MDES foram os mais eficientes na relação espacial com a ocorrência dos solos de caráter hidromórfico, na área correspondente ao Sistema Banhado Grande. Esses resultados são confirmados quando comparados ambos MDEs com as unidades espaciais geológicas, relativas a ambientes de depósitos lagunar, fluvial e paludial na área de estudo. O TWI gerado a partir do MDE de maior resolução espacial (Alos Palsar I) apresentou um maior detalhamento dos canais de drenagem associados à agricultura do arroz irrigado, porém não delimitou com precisão as diferentes unidades espaciais características de AUs. Conclui-se que o TWI extraído dos MDEs Aster GDEM e SRTM 30 m podem ser aplicados com precisão superior a 70% para o mapeamento de AUs em áreas de topografia semelhante.

### Abstract:

Wetlands (WT) cover approximately 6% of the surface of the Earth, are productive ecosystems important in the global carbon cycle, climate regulation and nutrient cycling. Despite this importance, they historically suffer negative impacts (e.g. conversion to urban or agricultural areas). Digital Elevation Models (DEMs) can be useful in hydrological research to delineate catchment areas and identify drainage and flow patterns, particularly in flat areas, where useful relief information to identify WT is difficult to obtain. In addition, depressions in a DEM may be WT characteristic of the landscape. This work aims to compare the Topographic Wetness Index (TWI) obtained from four DEMs (Alos Palsar I DEM-12.5 m; Aster GDEM-30 m; SRTM-30 m; SRTM-90 m) in order to map and classify WT in a hydrographic basin located in Rio Grande do Sul state (Brazil). A total of 4,000 WT samples (floodplain, marshes, grasslands, depressions, rice fields) and 4,000 non-WT samples (terra firme fields and forests) were collected from landscape compartments associated with Holocene system, peat, floodplain, and alluvial and fluvial channel deposits. TWI values were extracted for each sample in the four DEMs. Classification of the samples to define a threshold was based on the Classification and Regression Trees (CART) method. The results show that the TWIs extracted from the DEMs Aster GDEM- 30 m and SRTM-30 m presented the highest accuracies to delimit the WT (71.9% and 75.1%, respectively). These DEMs were the most efficient in the spatial relationship with the occurrence of hydromorphic soils in the Banhado Grande system. These results are confirmed comparing both DEMs with geological spatial units, relative to environments of lagoon, fluvial and paludial deposits in the study area. The TWI produced from the highest spatial-resolution DEM (Alos Palsar I) presented greater detail of the drainage channels associated with irrigated rice production; however, it did not precisely delimit the different spatial units characteristic of WT. The study concludes that the TWI extracted from the DEMs Aster GDEM-30 m and SRTM-30 m can be applied with 70+% precision to WT mapping in similar topographical areas.

## 1. Introdução

Áreas Úmidas (AUs) cobrem 6% da superfície terrestre (MITSCH & GOSSELINK, 2007; BARROS & ALBERNAZ, 2014), e desempenham um papel importante no ciclo global de carbono e na regulação climática (IPCC, 2014). Na América do Sul (KANDUS *et al.*, 2018) e no Brasil (JUNK *et al.*, 2013; CUNHA *et al.*, 2015) cerca de 20% da superfície é coberta por AUs. As AUs apresentam inúmeras funções e benefícios ao ambiente, como manutenção da diversidade

ecológica, controle de cheias, produção de alimentos e ciclagem de nutrientes (RAMSAR, 1971; MITSCH & GROSSELINK, 2007; JUNK *et al.*, 2013).

Mudanças ambientais afetam a hidrologia e o funcionamento desses ecossistemas, devido às alterações nos regimes de precipitação e temperatura (ERWIN, 2009; DWIRE *et al.*, 2018), e no uso da terra com sua conversão em áreas agrícolas ou urbanas (JIAA *et al.*, 2011; MOZUMDER & TRIPATHI, 2014a). Os impactos dessas mudanças podem ser detectados a partir

do aumento de vetores de doenças, de inundações, da erosão do solo, na diminuição na recarga de aquíferos, no regime hidrológico e no declínio da biodiversidade (ROLLS *et al.*, 2018).

Para preservar esses serviços ecossistêmicos são necessárias ações de conservação. Uma primeira ação é delimitar as áreas potenciais de saturação temporária do solo que podem constituir áreas úmidas. Sørensen *et al.* (2006); Sørensen & Seibert (2007); Ten Caten *et al.* (2016) avaliaram índices topográficos na modelagem ambiental. Na modelagem hidrológica Schafer-Santos *et al.* (2013) definiram áreas hidromórficas a partir das formas de relevo. No planejamento agrícola Minella & Merten (2012) identificaram áreas com valores altos de umidade, hidrológicamente e ecologicamente frágeis. As áreas úmidas são importantes na conservação da biodiversidade (MALTCHIK *et al.*, 2010), na regulação hidrológica (MINELLA & MERTEN, 2012) e deveriam ser preservadas (BITTENCOURT & BRENNER, 2018).

O sensoriamento remoto é uma ferramenta fundamental para entender a dinâmica espaço-temporal das AUs, além de obter dados em áreas de difícil acesso (MOZUMDER *et al.*, 2014b; VANDERHOFF *et al.*, 2016; KANDUS *et al.*, 2018; KAPLAN & AVDAN, 2017; BERHANE *et al.*, 2018). O uso de diferentes escalas espaciais e temporais (SEMENIUK & SEMENIUK, 1995, 2011; BRINSON *et al.*, 1998; MEROT *et al.*, 2006; BRINSON & CHRISTIAN, 2010; HUANG & KLEMAS, 2013; OLIIS *et al.*, 2013, 2015; WHITE *et al.*, 2015; FURTADO *et al.*, 2016; MAHDAVI *et al.*, 2017; DABBOOR & BRISCO, 2018) permite propor métodos para mapear, inventariar e classificar as AUs.

Modelos Digitais de Elevação (MDEs) são ferramentas úteis na pesquisa hidrológica para delinear áreas de captação, identificar padrões de drenagem e de escoamento, particularmente em áreas de topografia plana, onde informações de relevo úteis para identificar as AUs são difíceis de obter (HOFFMANN & WINDE, 2018). São especialmente importantes em AUs, porque a hidrologia é o principal fator limitante desses ecossistemas, incluindo profundidades e hidroperíodos (XIE *et al.*, 2011). Áreas de depressões no MDE podem ser zonas úmidas características da paisagem (WETLANDS RESEARCH PROGRAM, 1993), com inundação sazonal e processos hidrológicos de águas superficiais de enchimento dinâmico (WU & LANE, 2017) relacionadas as características climáticas regionais.

O *Topographic Wetness Index* (TWI) desenvolvido por Beven e Kirkby (1979) no modelo de escoamento TOPMODEL, derivado de interações de formas de relevo, acoplado ao gradiente ascendente que contribui com a superfície (BEVEN & KIRKBY, 1979), resulta em um índice que quantifica os controles topográficos dos processos de hidrologia básica (SCHILLACI *et al.*, 2015). Ele representa os processos de saturação do solo e ascensão do aquífero gerado por convergência do escoamento nas áreas a jusante e por queda do gradiente hidráulico nas áreas planas.

Para Merot *et al.* (2006) a geomorfologia exerce o controle primário em AUs, e influencia o gradiente hidráulico e a presença de água em lagoas ou o alto teor de água no solo em fundos de vale. Esta água relativamente estagnada leva à modificações do solo atribuíveis a fatores biogeoquímicos relacionados às condições anóxicas e a formação de solos hídricos. Curie *et al.* (2007) destacam que valores altos do TWI são bons indicadores de zonas úmidas. A concordância entre esses autores confirma que a geomorfologia é um fator determinante na distribuição de zonas úmidas, em vários contextos hidrológicos.

O TWI pode auxiliar na identificação de áreas com possível presença de solos hidromórficos (BEVEN & KIRKBY, 1979; GÜNTER *et al.*, 2004; LAURENT & ROSSIGNOL, 2003; PRATES *et al.*, 2012; MALONE *et al.*, 2018). Solos hidromórficos são especialmente relevantes para identificar zonas úmidas, pois: (1) integram a saturação temporária e permanente do solo em uma escala de tempo longa e resultam do funcionamento geral das AUs; (2) deixam vestígios que fornecem indicadores de AUs existentes ou antigas (CHAPLOT *et al.*, 2000). A extensão de áreas saturadas utilizando o modelo TOPMODEL, modelo hidrológico baseado em um conceito de similaridade hidrológica derivado do TWI, entretanto, simula áreas saturadas menores e mais contínuas do que as observadas em campo (MEROT *et al.* 2006).

Pesquisas têm aplicado Árvores de Decisão (AD) em AUs utilizando variáveis coletadas em campo e dados de sensoriamento remoto. AD são modelos estatísticos de classificação (BREIMAN *et al.*, 1984), que particionam conjuntos de dados em subconjuntos menores com base em um teste definido em cada ramificação (nó) da árvore (BREIMAN *et al.*, 1984; ROKACH & MAIMON, 2005). Destaque para Parmu-

chi *et al.* (2002) e Baker *et al.* (2006) que aplicaram AD para mapear AUs, com acurácias de 85% e 73,1%; Liu *et al.* (2008) que monitoraram mudanças em manguezal a partir de classificação por AD, com acurácia de 82%; Cordeiro & Rossetti (2015) que utilizaram análise de imagens baseada em objetos e classificação por árvores de decisão para mapear vegetação em AUs, com acurácia de 88%.

Apesar da declarada importância dos ecossistemas de AUs e de sua fragilidade frente às mudanças climáticas e ambientais, há falta de inventários e mapeamentos com informações sobre extensão, conservação ou tipos de AUs, e de planos de monitoramento para médio ou longo prazo. Assim, destaca-se a importância de desenvolver métodos e técnicas capazes de suprir as demandas de conservação das AUs.

Neste contexto, esta pesquisa tem por objetivo mapear e classificar áreas úmidas usando *Topographic Wetness Index* (TWI) a partir de quatro Modelos Digitais de Elevação, em uma bacia hidrográfica localizada no Rio Grande do Sul. Para isto, foram obtidas amostras de diferentes tipos de áreas úmidas e áreas não úmidas, extraídos os valores de TWI de cada ponto amostral e realizada uma classificação pelo método *Classification and Regression Trees* (CART).

## 1.2 Caracterização da área de estudo

Como estudo de caso foi adotado a bacia hidrográfica do rio Gravataí - BHRG (SCHEREN, 2014; BELLOLI, 2016; BRENNER, 2017; ETCHELAR, 2017; SIMIONE, 2017), localizada na região nordeste do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil, entre as coordenadas geográficas entre 29°45' e 30°12' de latitude Sul e entre 50°27' e 51°12' de longitude Oeste, com uma área de 2.020 km<sup>2</sup> (GUASSELLI, 2018). A geologia da BHRG (Figura 1) serviu de referência para definir unidades espaciais, assumindo que a relação entre a topografia e a distribuição das AUs varia em relação aos compartimentos geológicos.

A APABG encontra-se sobre o Sistema Depositional Laguna-Barreira I (VILLWOCK *et al.*, 1980; CECO-IG-UFRGS, 1995), que se desenvolveu no primeiro evento transgressivo-regressivo pleistocênico (CECO-IG-UFRGS, 1995; RUBBO, 2004; CPRM-UFRGS, 2008). A carga sedimentar que drena das terras

altas se acumulou no Sistema Lagunar I (TOMAZELLI & VILLWOCK, 1991) em ambientes de sedimentação lagunar, fluvial e paludial, e sofreu a influência de eventos transgressivo-regressivos no Quaternário (VILLWOCK *et al.*, 1980). O pacote sedimentar acumulado no espaço geomorfológico do sistema Lagunar I (TOMAZELLI & VILLWOCK, 1991) reflete eventos envolvendo depósitos aluviais, lagunares, lacustres e paludais de diversas idades (CECO-IG-UFRGS, 1995; RUBBO, 2004).

A BHRG está inserida na Região Geomorfológica da Planície Costeira Interna do Estado do Rio Grande do Sul (PROTEGER, 1994). Predominam depósitos de planície lagunar e aluvionares (VILLWOCK, 1984) e ambientes sedimentares de turfa heterogênea (VILLWOCK & TOMAZELLI, 1995), intercalada ou misturada com areia siltico-argilosa (CPRM-UFRGS, 2008). Destacam-se as turfeiras como arquivos paleoambientais (ACCORDI *et al.*, 2003) formadas por turfas de idades holocênicas (2.500 +/- 100 a 4.500 +/- 100 anos B.P.), com espessura em torno de 2 m (VILLWOCK *et al.*, 1980; VILLWOCK, 1984).

A área da BHRG possui extensa composição de AUs, formada pelos banhados Grande e dos Pachecos e pela planície inundável do rio Gravataí (MELLO, 1998). Essas terras planas resultam de processos de acumulação permanente ou periódica (ACCORDI *et al.*, 2003) de sedimentos durante as inundações (MELLO, 1998, CPRM-UFRGS, 2008). A configuração geomorfológica e hidrográfica (FRANTZ *et al.*, 1990; IPH, 2002; BELLOLI, 2016) faz com que as áreas úmidas da BHRG se transformem em bacias de acumulação de água (FRANTZ *et al.*, 1990), em função das baixas cotas altimétricas, o que dificulta o escoamento superficial e contribui para a grande quantidade de umidade nas áreas de banhado (RUBBO, 2004).

Esses banhados têm importância significativa na manutenção dos recursos hídricos por abrigarem as nascentes do rio Gravataí. Ocupam as áreas de depressão na bacia (SCHEREN, 2014; SIMIONE *et al.*, 2017), se comportam como reguladores naturais do fluxo do rio (IPH, 2002; GUASSELLI *et al.*, 2013), funcionam como “esponja” que amortecem os picos das cheias (BELLOLI, 2016; ETCHELAR, 2017) provocadas por extremos de precipitação acumulando água (SIMIONE, 2017) e liberando em períodos de estiagem (IPH, 2002).

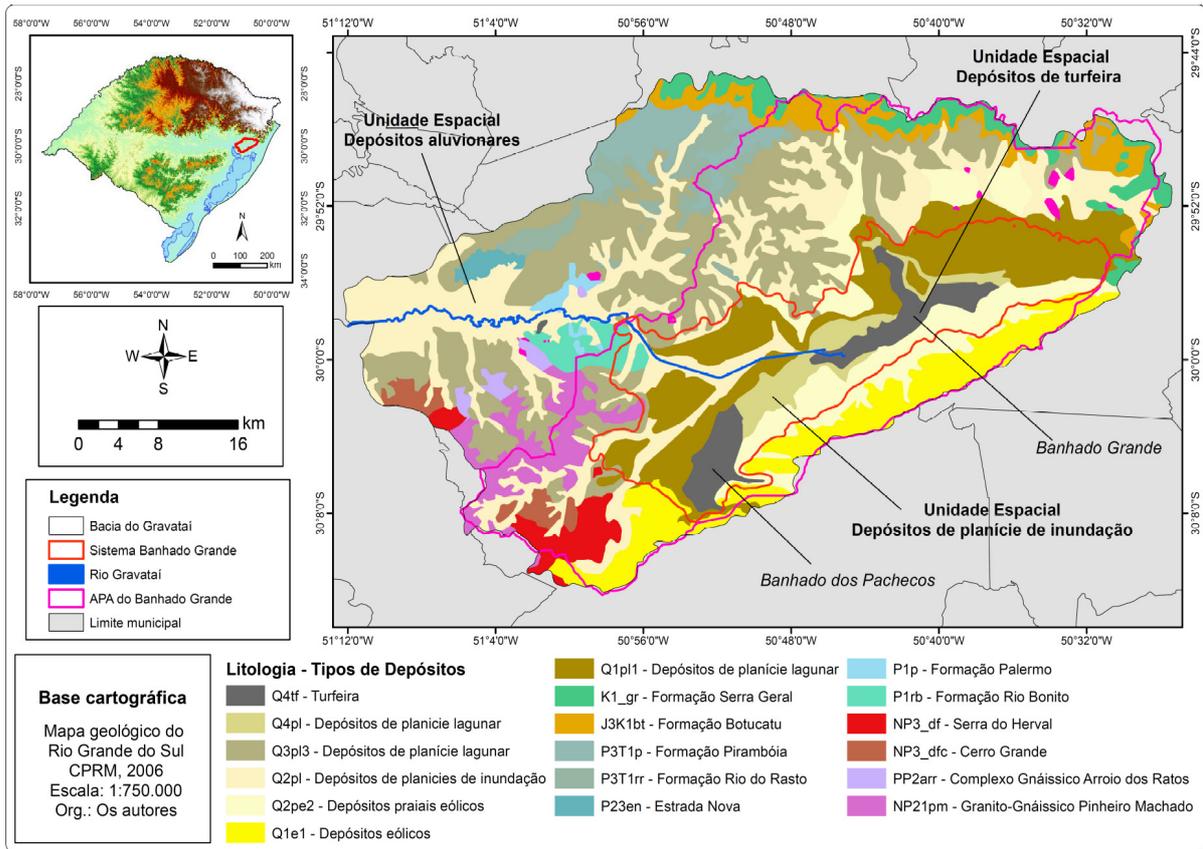


Figura 1 - Geologia da área da BHRG. Fonte: Adaptado de CPRM- UFRGS, 2008.

Em grandes pulsos de inundação (SIMIONI & GUASSELLI, 2017; SIMIONI *et al.*, 2020), se estabelece uma grande área de conectividade entre essas áreas úmidas (SIMIONI, 2017), formando dois tipos de conectividade: *wetlands-wetlands connectivity* permitindo interações entre ambientes com depósitos paludiais e de fundo lagunar; e *wetlands-stream connectivity*, interligando os depósitos aluvionares e de planície de inundação do rio Gravataí com os depósitos de fundo lagunar e paludiais (SIMIONI, GUASSELLI, ETCHELAR, 2017).

Meneghetti (1998) denomina esse conjunto de Sistema Banhado Grande (SBG). As altitudes características das AUs do SGB, relacionadas às planícies inundáveis, aos banhados e aos campos úmidos variam entre 1 e 20 m (SIMIONI & GUASSELLI, 2017). O Sistema Banhado Grande (MENEGHETTI, 1998) originou-se através do assoreamento contínuo de uma paleolaguna isolada do mar por uma barreira arenosa de idade pleistocênica (TOMAZELLI & VILLWOCK, 1991) denominada Barreira das Lombas (FRANTZ *et al.*, 1990; GUASSELLI *et al.*, 2018). Essa unidade

geomorfológica desempenhou importante papel na formação das paisagens na bacia (PROTEGER, 1994).

Na área do Sistema Banhado Grande ocorrem conflitos em relação as áreas úmidas (RUBBO, 2004; LIMA *et al.*, 2017). As áreas de cultivo de arroz evidenciam onde as áreas úmidas já foram drenadas (GUASSELLI *et al.*, 2013; ETCHELAR, 2017), com uma malha de canais de drenagem (BELLOLI, 2016). O cultivo de arroz na APABG (BELLOLI, 2016) é atualmente a atividade mais preocupante, dado aos impactos produzidos associados a drenagem e aos processos erosivos (ETCHELAR, 2017).

Dada a importância da BHRG para o contexto regional (MELLO, 1998), o governo do Estado do Rio Grande do Sul instituiu no ano de 1998 a Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande (BITTENCOURT & BRENNER, 2018), com o objetivo de proteção do Sistema Banhado Grande e uso sustentável dos recursos naturais (BURGUER, 2010; ETCHELAR, 2017). A APABG é uma importante AU do Rio Grande do Sul, e sua biodiversidade conhecida pela diversidade de aves migratórias (ACCORDI & HARTZ, 2006).

Possui uma área de 136.935 ha e abrange os municípios de Santo Antônio da Patrulha, Gravataí, Viamão e Glorinha. Apresenta duas regiões com características de ocupação distintas, a primeira, no curso superior do rio, com intensa atividade agrícola e alta demanda hídrica por parte do arroz, e a segunda, no curso inferior, com intensa ocupação urbana e industrial, onde a demanda hídrica se dá basicamente para o abastecimento doméstico (RUBBO, 2004).

## 2. Materiais e Métodos

### 2.1 Modelos Digitais de Elevação e Mapeamento do TWI

Grande parte das aplicações dos MDEs obtidos a partir de sensoriamento remoto se encontra principalmente nos estudos geomorfológicos. Na escolha do MDE devem ser levadas em consideração, a precisão do produto, a escala de mapeamento, as características da área de aplicação, e os erros advindos do processo de aquisição dos dados (MORAIS, 2017).

Para avaliar os produtos, foram obtidos quatro Modelos Digitais de Elevação com diferentes resoluções espaciais:

i) Alos Palsar I DEM (12,5 m), banda L com polarização HH. O Alos tem três sensores: o Panchromatic Remote-Sensing Instrument for Stereo Mapping (PRISM) que adquire imagens tridimensionais da superfície terrestre; o Advanced Visible and Near Infrared Radiometer-type 2 (AVNIR-2) para mapeamento de uso e cobertura da terra; e o Phased Arraytype L-band Synthetic Aperture Radar (PALSAR) para imagens diurnas e noturnas sem a interferência de nebulosidade (EMBRAPA TERRITORIAL, 2018);

ii) *Aster Global Digital Elevation Model* - Aster GDEM (30 m). O Advanced Spaceborne Emission Thermal and Reflection Radiometer (ASTER) possui uma capacidade estereoscópica ao longo do caminho usando sua banda espectral de infravermelho próximo e seus telescópios nadir e retrovisores para adquirir dados de imagem estéreo com uma proporção de base para altura de 0,6. A versão 2 disponibilizada pelo USGS tem resolução espacial de arco de 1 segundo (aproximadamente 30 m). Uma cena do ASTER VNIR corresponde a cerca de 60 km por 60 km de área terrestre (ABRAMS *et al.*, 2020);

iii) *Shuttle Radar Topography Mission* - SRTM (30 m). O SRTM emprega radares de abertura sintéti-

ca, banda C (5,6 cm; C-RADAR) e banda X (3,1 cm; X-RADAR) (PINHEIRO, 2006; GROOHMANN, 2015) O C-RADAR gera uma cobertura de mapeamento contígua, e o X-RADAR faixas de 50 km de largura, com cobertura quase contígua em latitudes mais altas. Os produtos SRTM foram amostrados em uma grade de 1 arco-segundo (aproximadamente 30 m), com erro vertical absoluto de altura inferior a 16 m, erro linear vertical da altura inferior a 10 m, erro circular absoluto de geolocalização inferior a 20 m (EMBRAPA MONITORAMENTO POR SATÉLITE, 2013);

iv) *Shuttle Radar Topography Mission* - SRTM (90 m). O SRTM emprega radares de abertura sintética, um sistema de banda C (5,6 cm; C-RADAR) e um sistema de banda X (3,1 cm; X-RADAR) (PINHEIRO, 2006; GROOHMANN, 2015). O SRTM DEM versão 2.0 é disponível como DEMs de 3 arcos (resolução de aproximadamente 90 m). Foi produzido a partir de dados de 1 arco-segundo, disponível em duas versões. A versão 1.0 inclui altitudes como resultado do processamento da interferometria. A versão 2.0, inclui algumas correções em regiões problemáticas, como corpos d'água, áreas costeiras, descontinuidades locais, declives acentuados (EMBRAPA MONITORAMENTO POR SATÉLITE, 2013);

No software ArcGIS 10.5, foi calculado o TWI (BEVEN & KIRKBY, 1979), Eq. 1:

$$TWI = \ln(a / \tan b) \quad (1)$$

em que: **a** é a área de contribuição em m<sup>2</sup>; **b** é a declividade em radianos.

Para melhor visualização dos valores de TWI nos mapas, os resultados foram apresentados em forma de *stretched* variando dos valores mínimos aos máximos.

### 2.2 Aquisição das amostras e Classificação

Foram adquiridas 8.000 amostras, a partir da interpretação visual de uma imagem *World View 2* de 21/01/2018. Desse total, 4.000 são amostras de diferentes tipos de AUs (planície inundável, banhados, campos úmidos, depressões (WETLANDS RESEARCH PROGRAM, 1993) e lavouras de arroz) e 4.000 amostras em áreas não úmidas (campos e florestas de terra firme (PEREIRA *et al.*, 2012) e com declividade maior que 8% (LEE *et al.*, 2008)). A declividade maior que 8% foi definida por Marble & Gross (1984) ao avaliarem as

características das áreas úmidas. Conforme os autores, a presença de solos hidromórficos em declividades superiores a 8% restringem-se a áreas ligeiramente próximas aos canais fluviais. As declividades foram extraídas para os quatro MDEs.

Além disto, a obtenção das amostras considerou os compartimentos da paisagem associados aos depósitos de sistemas holocênicos (CPRM, 2004): (a) depósitos de turfeira resultantes de um sistema lagunar sobre o terraço lagunar, associado à sedimentação de águas rasas e calmas, intercaladas ou misturadas com areia, silte e argila; (b) depósitos de planície de inundação, depósitos holocênicos acumulados em ambiente sobre parte do terraço lagunar; (c) depósitos aluvionares e canal fluvial, depósitos holocênicos que preenchem calhas de rios e suas planícies de inundação ao longo dos vales.

Foram extraídos valores de TWI para cada amostra, nos quatro MDEs. A classificação das amostras para definição de um limiar foi realizada a partir do método *Classification and Regression Trees* (CART). Método robusto para grandes conjuntos de dados que utiliza estatística não paramétrica (sem suposições probabilísticas), executa automaticamente a seleção de variáveis e não é sensível a *outliers* (CORREL *et al.*, 2018). CART é um procedimento de classificação que recursivamente particiona um conjunto de dados em subconjuntos menores com base em um teste definido em cada ramificação (ou nó) da árvore, e resulta em uma Árvore de Decisão (AD) binária com nós mais homogêneos (puros). A árvore é composta de um nó inicial (raiz), um conjunto de nós internos (divisões) e um conjunto de nós terminais (folhas). O intuito da construção de uma AD é diminuir as impurezas dos nós e por meio do decréscimo da impureza é possível obter as relevâncias das variáveis, nesse caso, os valores de TWI.

A complexidade da árvore pode ser controlada por meio de sua profundidade e pelo número de nós internos. Criar árvores com maiores profundidades pode aumentar a acurácia do modelo, porém ao mesmo tempo, pode gerar árvores complexas e de difícil compreensão. Neste trabalho, a aplicação de AD deu-se com o objetivo de encontrar um único limiar para diferenciar áreas úmidas de áreas não úmidas, com a maior acurácia possível. Por isto, foi testado apenas um valor de profundidade (01), ou seja, apenas dois nós internos abaixo do nó raiz, um para áreas úmidas e outro para áreas não úmidas. O método CART foi aplicado por meio do programa *Statistical Package for the Social Sciences* (SPSS).

Foram definidas 60% das amostras para treinamento e 40% para validação. Para cálculo das acurácias das classificações, com as amostras de validação (RUIZ, 2019; BELLOLI, 2019), foi utilizado o índice de Proporção Correta (PC) (PONTIUS & MILLONES, 2011), Acurácia do Produtor (AP) e Acurácia do Usuário (UA) (CONGALTON, 1991).

### 3. Resultados

#### 3.1 Mapeamento do Topographic Wetness Index (TWI)

O mapeamento do *Topographic Wetness Index* apresentou diferenças significativas para os modelos com diferentes sensores e resoluções espaciais (Figura 2). Essas diferenças ocorrem principalmente na área do Sistema Banhado Grande, uma extensa área úmida delimitada por altitudes de até 20 m (SIMIONI, GUASSELLI, ETCHE-LAR, 2017), com brejos ou pântanos e terrenos inundáveis (ACCORDI & HARTZ, 2006), e arrozais (BELLOLI, 2016). O SGB compreende as unidades espaciais depósitos de turfeiras, depósitos aluvionares e depósitos de planície de inundação (VILLWOCK *et al.*, 1980; CPRM, 2004).

Ambientes com características agradacionais como os Depósitos de Sistemas Holocênicos, possuem planícies fluviais bem desenvolvidas, em que os principais rios são formadores das AUs. Nessas paisagens, sistemas lacustres fluviais formam ambientes periodicamente inundáveis, entre o sistema hidrogeomorfológico e ecológico por campos, com morfologias típicas de sistemas deposicionais.

Os valores de *Topographic Wetness Index* para o MDE Alos Palsar I, Figura 2a, de melhor resolução espacial (12,5 m), não mostrou boa delimitação das AUs. O maior detalhamento só ocorreu para o reconhecimento de canais de drenagem associados à agricultura do arroz irrigado, e ao trecho retificado do rio Gravataí, Figura 3.

O Aster GDEM, Figura 2b, foi o que apresentou a melhor caracterização das AUs, incorporando as unidades espaciais correspondentes ao Sistema Banhado Grande (MENEGHETI *et al.*, 1996), Figura 1. As características dos depósitos aluviais, lagunares, lacustres e paludais de diversas idades (CPRM-UFRGS, 2008), refletem a geomorfologia do sistema Lagunar I (TOMAZELLI & VILLWOCK, 1991; RUBBO, 2004; CPRM-UFRGS, 2008). Os valores mínimos, máximos e médios de TWI foram maiores, se comparados aos da imagem Alos Palsar (Tabela 1).

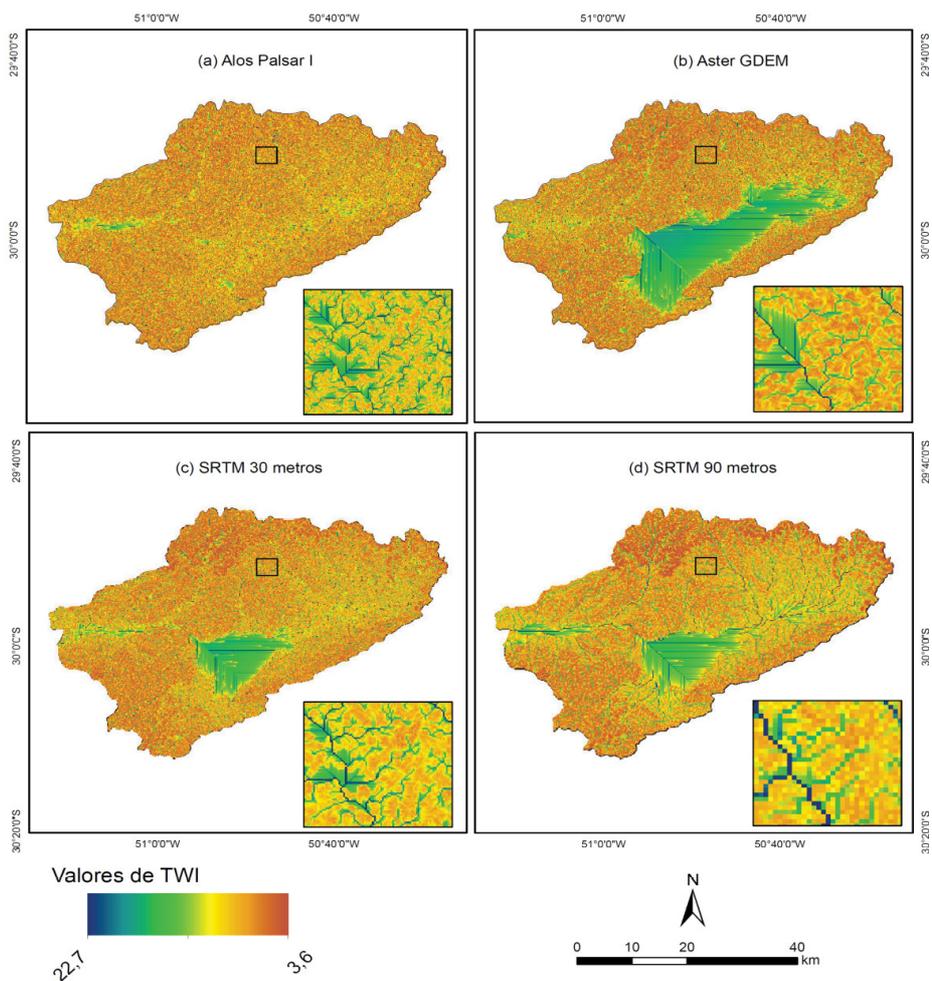


Figura 2 - Valores de TWI para os diferentes Modelos Digitais de Elevação.

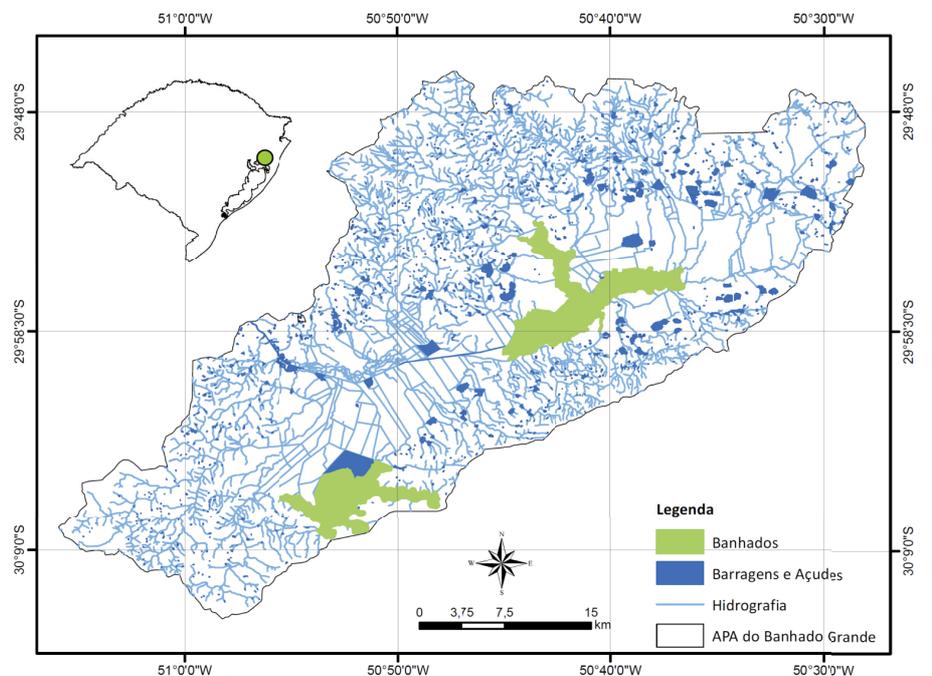


Figura 3 - Canais de drenagem associados à agricultura do arroz irrigado, APABG. Fonte: Belloli, 2016.

**Tabela 1: Valores médios, mínimos e máximos de TWI para cada MDE.**

Sensores/ DEM	Valores de TWI		
	Médio	Mínimo	Máximo
Alos Palsar 1	6,50	2,43	20,78
Aster GDEM	8,60	3,51	22,67
SRTM 30 m	8,23	3,31	22,54
SRTM 90 m	9,33	4,86	21,49

As imagens SRTM de 30 e 90 m delimitaram como AUs apenas uma área relativa à cota de 11 m, em formato triangular, Figuras 2c e 2d, onde se estabelece uma conectividade entre os sistemas lacustres e fluviais em grandes pulsos de inundação (SIMIONI, GUASSELLI, ETCHELAR, 2017). Ambos MDEs incorporam como áreas úmidas as unidades espaciais de depósitos aluvionares e de planície de inundação, porém

não abrangem as áreas correspondentes aos depósitos de turfas, onde se localizam-se os banhados Grande e dos Pachecos. A paisagem do Banhado Grande, Figura 4, evidencia a presença de áreas planas, ocupadas com macrófitas aquáticas e lâmina de água aparente, que não foram incorporadas pelos MDEs SRTM 30 e 90m. As duas imagens apresentaram valores de TWI semelhantes.



Figura 4 - Paisagem e cobertura vegetal no Banhado Grande. Fonte: Muller, 2018.

O histograma com os valores de TWI para os quatro MDEs, Figura 5, mostra comportamentos semelhantes entre o Aster GDEM, SRTM 30m e 90m. A imagem Alos Palsar 1 apresentou um pico de TWI próximo a 5, e posteriormente ocorre um decréscimo dos valores, o que pode ser explicado por uma maior sensibilidade do modelo as pequenas variações altimétricas locais. Para as imagens Aster GDEM e SRTM 30 e 90, além do pico próximo a 7, há um pequeno aumento próximo ao valor de TWI 13, demonstrando que estas imagens apresentam uma maior sensibilidade na identificação de AUs, se comparado ao Alos Palsar 1, de melhor resolução espacial.

A Figura 6 mostra dois compartimentos associados às AUs: um associado às nascentes, entre 11 e 20 m, que forma uma extensa área plana suscetível aos pulsos

de inundação e conectividade; e outro abaixo de 10 m, nas áreas próximas ao exutório.

A partir de Árvore de Decisão, Figura 7, foram definidos limiares de TWI para delimitar áreas úmidas e não úmidas. Para o MDE Alos Palsar I, o limiar para separar áreas úmidas de áreas não úmidas usando o TWI foi de 6,41. A proporção correta desta classificação foi de 67,4%, ou seja, a possibilidade dos valores de TWI maiores que 6,41 serem AUs é de 67,7%. Para o Aster GDEM, a AD definiu o maior limiar para separar AUs e áreas não úmidas, 9,1; a precisão para a classificação Aster GDEM foi de 71,9%. O SRTM 30 m apresentou a maior acurácia para a classificação de AUs dentre os modelos testados (75,1%). Para o SRTM 90 m, os valores de TWI maiores que 8,6 têm 65% de chance de serem AUs em relação aos pontos de observação.

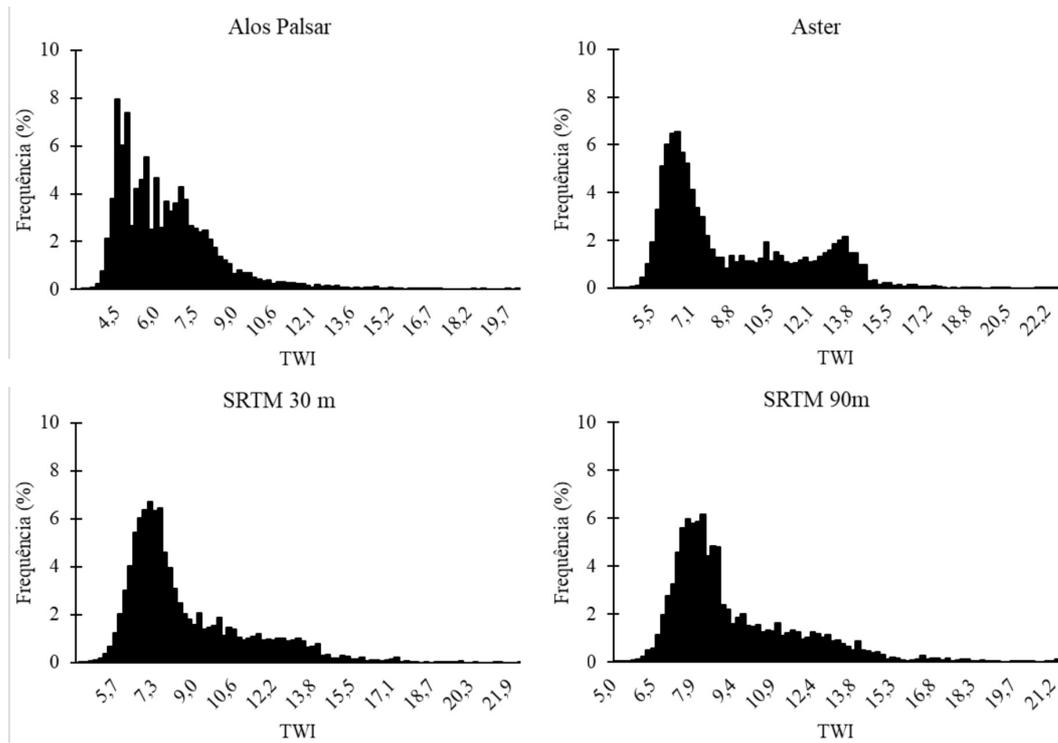


Figura 5 - Histograma dos valores de TWI dos MDE.

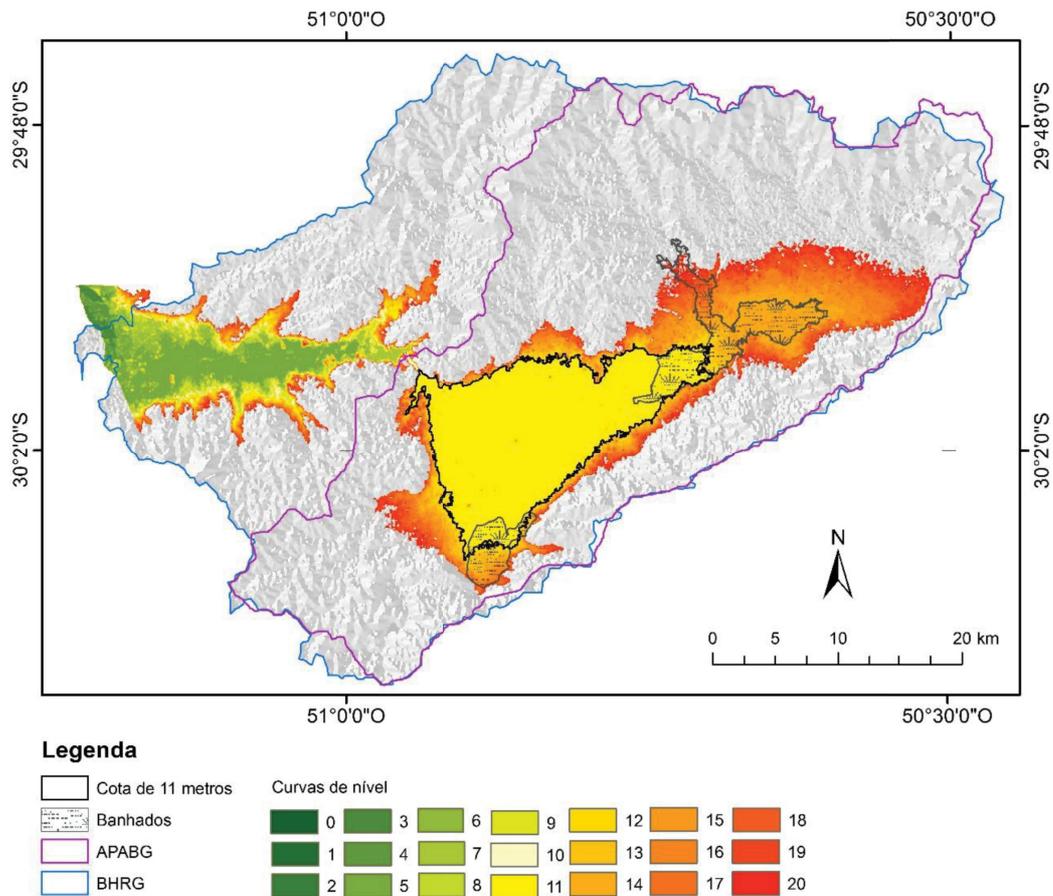


Figura 6 - Variação altimétrica nas AUs da bacia hidrográfica do rio Gravataí.

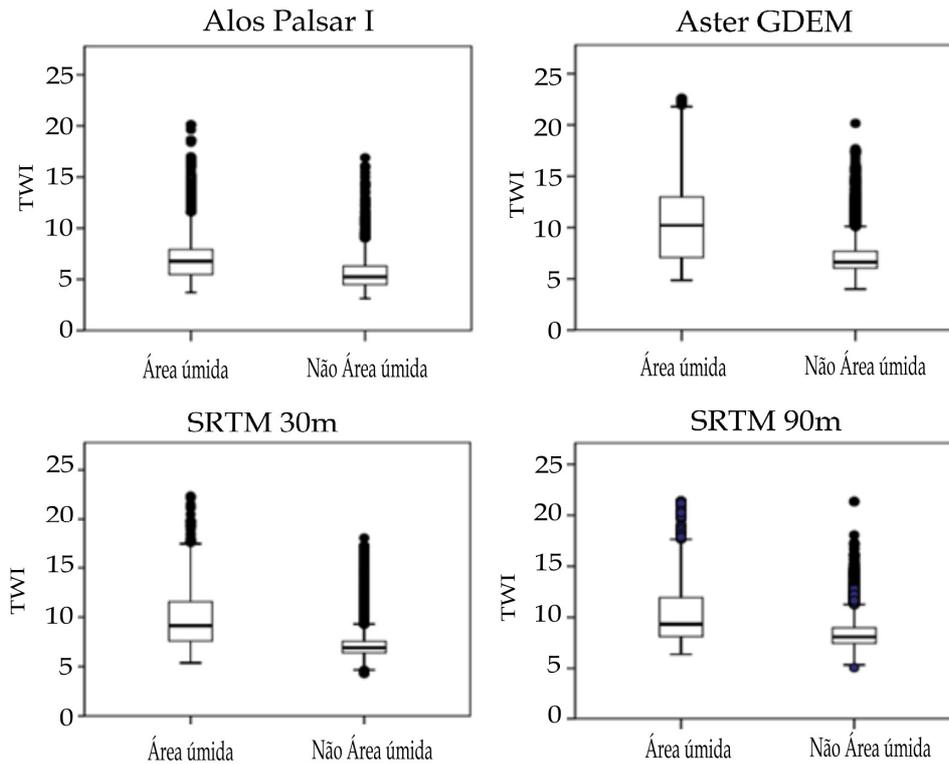


Figura 7 - Distribuição dos valores de TWI para as classes de áreas úmidas e não úmidas

Considerando os valores do TWI das amostras de áreas úmidas e não úmidas, Figura 8, em todas as imagens os valores dos quartis de TWI para áreas úmidas foram maiores que para áreas não úmidas. As medianas das duas classes foram inferiores no Alos Palsar I, se comparado aos outros MDEs.

Para o Aster GDEM, os valores de TWI nas áreas úmidas variaram entre 5 e 24, sendo que a mediana foi maior, se comparada a imagem Alos Palsar. Observa-se uma uniformidade nas distribuições dos pontos classificados como AUs, com a menor ocorrência de *outliers*. Para as áreas não úmidas houve uma compressão dos valores de TWI entre 6 e 8, com mediana de 6,6.

Os MDEs SRTM 30 e 90 m mostram um comportamento semelhante em relação aos valores de *Topographic Wetness Index*. Para áreas úmidas, a mediana em ambos foi 9,2. Para as áreas não úmidas, ocorreu, assim como nas imagens anteriores uma compressão dos valores. Mas as distribuições dos pontos classificados como AUs foram mais heterogêneos que no MDE Aster.

A correlação entre os MDEs, Figura 9, mostra semelhança no comportamento do *Topographic Wetness*

*Index*, principalmente entre as imagens Aster GDEM, SRTM 30m e SRTM 90m, com valores de TWI entre 4 e 8. Os maiores  $R^2$  foram verificados entre as imagens SRTM 30 m e SRTM 90 m, 0,346, seguido das imagens Aster GDEM e SRTM 90 m, com  $R^2$  0,295.

A classificação dos MDEs apresentou grande variação na distribuição de áreas úmidas e não úmidas nos compartimentos da paisagem, Figura 10. Valores altos de TWI (>17) estão relacionados a grandes áreas contribuintes e declives mais baixos, ou seja, áreas onde provavelmente o escoamento se concentra, característica da presença de solos hidromórficos (BEVEN & KIRKBY, 1979; ANAYA-ACEVEDO *et al.*, 2017).

Em relação ao tamanho das áreas, o TWI do Alos Palsar estimou que 61.321 ha da BHRG é composto por AUs, o que equivale a 30,3% da área da bacia. O Aster GDEM, que delimitou melhor o Sistema Banhado Grande, estimou que 69.472 ha da área da BHRG é composta por AUs (34,4% da área). O SRTM 30 m apresentou a maior área classificada como AUs, 100.079 ha (49,5% da área) e a imagem SRTM 90 m classificou 56.703 ha (28,1% da área).

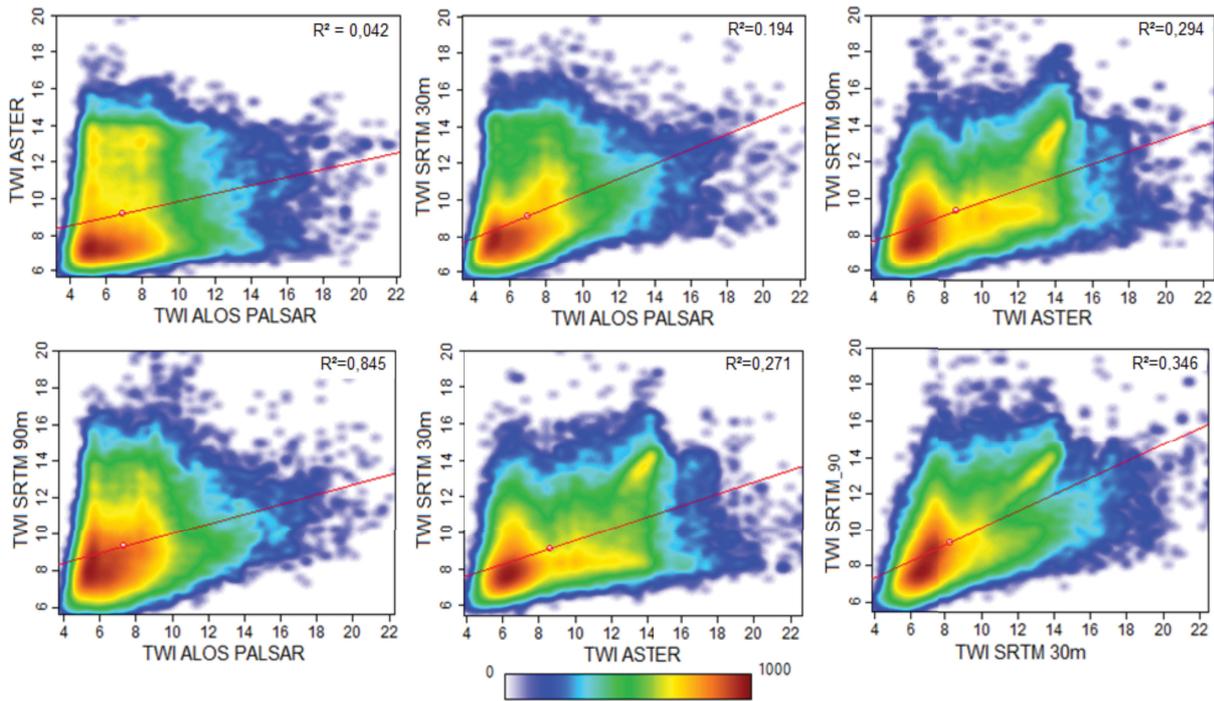


Figura 8 - Correlação entre os valores de TWI.

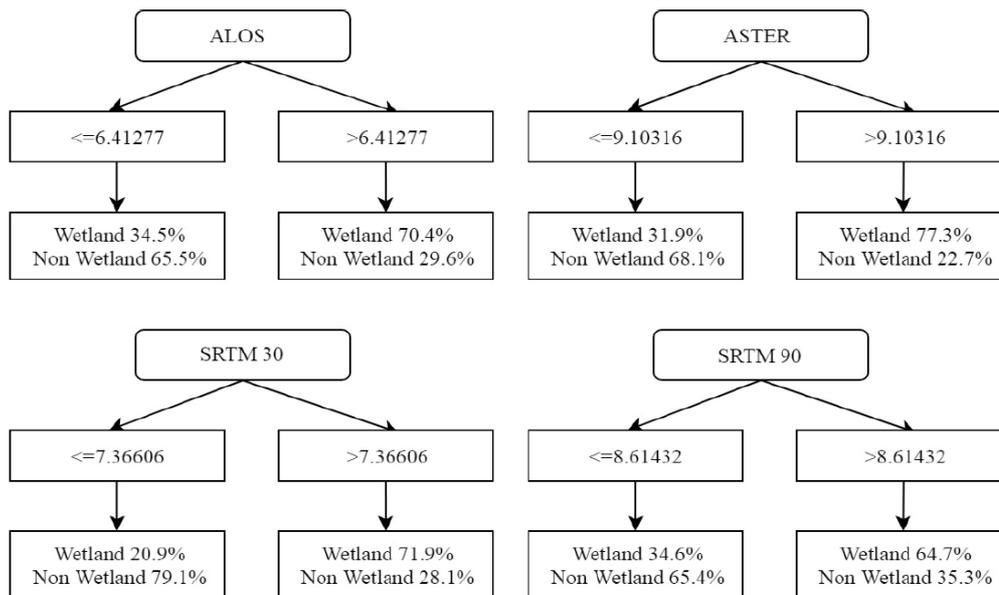
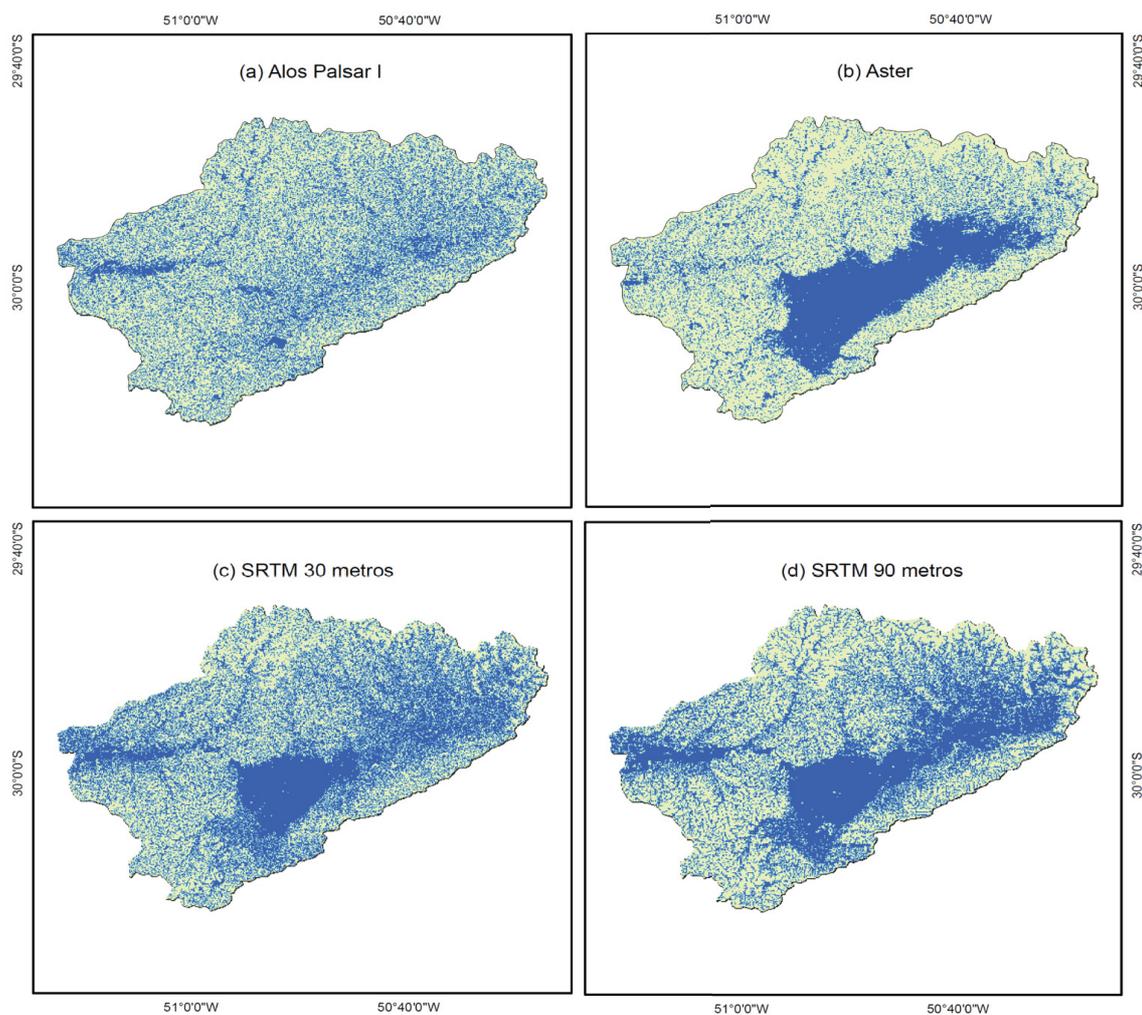


Figura 9 - Árvore de Decisão com os limiares para o TWI.

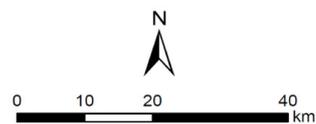
A matriz de confusão (Tabela 2) mostra que o Alos Palsar apresentou o maior erro de comissão e consequentemente a menor acurácia do usuário. Conforme Congalton (1991) a acurácia do usuário expressa a confiabilidade do mapa, informando ao usuário quão bem o mapa representa o que realmente está no terreno. As maiores acurácias do usuário foram verificadas nas classes área não úmida do Aster GDEM (84,5%) e área úmida do SRTM 30m (81,3%).

A acurácia do produtor mede o quão bem uma determinada área foi classificada, ou seja, à proporção de áreas úmidas e não úmidas observadas no terreno, mas que não foram classificadas no mapa. Quanto mais erros de omissão ocorrer, menor a precisão do produtor. O maior erro de omissão foi verificado na classe área não úmida do Alos Palsar (64,1%), e a melhor precisão do produtor verificada na classe área úmida do Aster GDEM (79,9%).



**Legenda**

■ ÁREA ÚMIDA    ■ NÃO ÁREA ÚMIDA



	ALOS PALSAR I		ASTER DEM		SRTM 30m		SRTM 90m	
	AU	Ñ AU	AU	Ñ AU	AU	Ñ AU	AU	Ñ AU
<b>ha</b>	61.321	140.485	69.472	132.334	100.079	101.727	56.703	145.103
<b>(%)</b>	30.4	69.6	34.4	65.6	49.6	50.4	28.1	71.9

Figura 10 - Classificação das Áreas Úmidas a partir da Árvore de Decisão.

Tabela 2: Matriz de confusão das classificações por Árvore de Decisão.

	Alos Palsar I			Aster			SRTM 30			SRTM 90		
	AU	ÑAU	UA (%)	AU	ÑAU	UA (%)	AU	ÑAU	UA (%)	AU	ÑAU	UA (%)
AU	1416	1013	58,3	1463	1009	59,2	1302	299	81,3	973	579	62,7
ÑAU	556	1806	76,5	369	2017	84,5	510	1130	68,9	532	1092	67,2
AP (%)	71,8	64,1	-	79,9	66,7	-	71,9	79,1	-	64,7	65,4	-
PC (%)		67,4			71,9			75,1			65,0	

## Discussão

Este trabalho apresentou como objetivo mapear e classificar áreas úmidas usando *Topographic Wetness Index* (TWI) a partir de Modelos Digitais de Elevação, em uma bacia hidrográfica localizada no Rio Grande do Sul. Para tanto, foram obtidas amostras de diferentes tipos de áreas úmidas e áreas não úmidas, extraídos os valores de TWI de cada ponto amostral e realizada uma classificação pelo método Classification and Regression Trees (CART).

Os resultados demonstram que o *Topographic Wetness Index* extraído a partir de MDEs com diferentes sensores e resoluções espaciais, gerou grande variação na distribuição espacial das AUs. Nessa pesquisa, as áreas classificadas como AUs variaram de 28,1% a 49,5% da área da bacia, evidenciando que diferentes sensores e resoluções espaciais podem apresentar valores discrepantes na sua classificação.

A permanência de áreas saturadas a partir de TWI (SIEFERT & SANTOS, 2015) permite identificar e delimitar ambientes hidromórficos, hidrologicamente sensíveis, com base nas características fisiográficas da bacia e na caracterização das flutuações do nível da água importantes na estrutura e função das AUs (SIMIONI *et al.*, 2020). A simulação da dinâmica das áreas saturadas (RENNÓ & SOARES, 2003) utilizando índice topográfico obtiveram uma boa relação entre o TWI e as condições de saturação do solo.

MDEs a partir de dados altimétricos de baixa acurácia posicional e vertical (SANTOS *et al.*, 2016), têm baixa capacidade de discriminar áreas com maior probabilidade de saturação hídrica (CAPOANE *et al.*, 2015). Entretanto, nesse trabalho o TWI com base na imagem Aster GDEM foi eficiente na relação espacial com a ocorrência dos solos de caráter hidromórfico, na área correspondente ao Sistema Banhado Grande.

O TWI extraído da imagem Alos Palsar I foi o menos compatível com o SBG. Nas imagens do Alos Palsar I (banda L) com polarização HH, em superfícies úmidas, como no exemplo das áreas úmidas do Sistema Banhado Grande, a energia incidente é refletida na direção oposta ao sensor e o retroespalhamento é tipicamente menor do que em solo seco (BOURGEAU-CHAVES *et al.*, 2005), o que pode explicar a pouca eficiência no mapeamento das áreas úmidas da BHRG. Teixeira (2011) também não conseguiu separar campos inundáveis e campos pastejados, a partir da banda L e

polarização HH, que SE apresentaram como superfícies rugosas, dificultando a separação destas classes.

O TWI com base nas imagens SRTM, apresentou bom desempenho na delimitação de redes de drenagem e áreas de planície de inundação e depressões. Entretanto, de acordo com Islam *et al.* (2008) os limites das áreas úmidas derivadas do SRTM têm quatro limitações conhecidas: (a) delimitação de áreas úmidas inexistentes ou espúrias; (b) proporcionar alinhamento não suave; (c) deslocamento espacial dos fluxos; (d) ausência de largura do fluxo.

As diferentes resoluções espaciais dos MDEs também apresentaram influência nos valores do TWI nos trabalhos de Sorensen & Seibert (2007) e Ruhoff *et al.* (2011). De acordo com Hoffmann & Winde (2010) e Marthews *et al.* (2015), problemas comuns na pesquisa hidrológica relacionada à topografia de áreas planas, tais como as AUs, se relacionam a falta de dados de elevação suficientemente detalhados para delinear de maneira confiável a captação e compreender os padrões de fluxo nas AUs e identificar interações hidráulicas entre zonas úmidas e fluxos adjacentes. Assim, conforme os autores, quanto melhor é a resolução, melhor são os resultados.

Entretanto, verificou-se que na BHRG, as melhores resoluções espaciais não foram determinantes para delimitar com maior precisão as AUs. Com o conhecimento prévio da área (SIMIONI; GUASSELLI, 2017; SIMIONI, GUASSELLI e ETCHELAR, 2017; SIMIONI *et al.*, 2019; SIMIONI; GUASSELLI e SILVA, 2019) foi possível verificar que apesar da melhor resolução espacial (12,5 m), o Alos Palsar não apresentou boa delimitação das áreas úmidas, principalmente nos compartimentos geológicos relacionados às áreas úmidas (depósitos aluvionares, de planície de inundação, lagunares e de turfeira).

Este fato pode ser explicado por O'Neil *et al.* (2019), que salientam que os MDEs apresentam um ruído microtopográfico, verificados, principalmente, em imagens de alta resolução espacial, podendo gerar dados errôneos da superfície terrestre. Para Carvalho *et al.* (2016) os MDEs são úteis para identificar áreas de acumulação sazonais e permanentes, perfis topográficos, declividade e compartimentação altimétrica. Neste trabalho, o Alos Palsar mostrou bom desempenho para delimitar pequenos canais de irrigação em áreas ocupadas por cultivo de arroz irrigado, bem como pequenas redes de drenagem, porém não conseguiu incorporar

no modelo AUs maiores, como as unidades espaciais presentes no Sistema Banhado Grande.

O MDE Aster GDEM 30 m foi o que melhor delimitou as áreas úmidas da BHRG, principalmente, as unidades espaciais do Sistema Banhado Grande (depósitos aluvionares, de planície de inundação e de turfeiras). O MDE SRTM 30m apesar de ter a mesma resolução espacial do Aster GDEM, apresentou diferença de 15% na estimação das AUs. Para Gómez *et al.* (2012) uma das diferenças de precisão do SRTM 30 m em relação ao Aster GDEM deve-se às técnicas para a geração do modelo altimétrico, sendo a primeira obtida por radar de abertura sintética e a segunda por fotogrametria, que sofre interferência de nuvens e outras variantes.

Em relação ao *Topographic Wetness Index*, os modelos Aster GDEM, SRTM 30 e 90 m apresentaram bom desempenho na delimitação de redes de drenagem e áreas de planície de inundação e depressões. Ruhoff *et al.* (2011) salientam que as diferenças nos valores de TWI tendem a ser menores nas áreas de cabeceira da rede de drenagem e nas encostas, onde o escoamento é menor, mas que não está claro que as resoluções espaciais mais detalhadas são necessariamente melhores. Murphy *et al.* (2007); Ruhoff *et al.* (2011); Anaya-Acevedo *et al.* (2017) descrevem que essas alterações na superfície e na dinâmica de circulação das AUs afetam a qualidade do *Topographic Wetness Index*, que é resultado de uma função do nível de detalhe e da relativa diferença de elevação entre os pixels do MDE.

Ao avaliarem diferentes MDEs, Morais *et al.* (2017) verificaram que os erros de altimetria aumentaram à medida que se acentua a inclinação do terreno. Para representar classes de relevo planas, corrugadas lisas, muito corrugadas e montanhosas, o SRTM 30 m apresentou menores erros altimétricos, enquanto para a representar classes de relevo mais abrupta, a imagem Aster GDEM mostrou-se mais vantajosa.

Neste trabalho, verificou-se que o Aster GDEM apresentou melhor delimitação das áreas úmidas associadas a ambientes planos (unidades espaciais depósitos de turfeiras, depósitos aluvionares e depósitos de planície de inundação). A acurácia da AD para o mapeamento de AUs com TWI para a imagem Aster GDEM foi de 71,9%. Estes valores foram semelhantes aos encontrados por Pantaleoni *et al.* (2009) que chegaram a 73,3% de acurácia no mapeamento de AUs usando imagens Aster e AD.

## Conclusões

A partir do objetivo geral deste trabalho, mapear e classificar áreas úmidas usando *Topographic Wetness Index* (TWI) a partir de Modelos Digitais de Elevação, em uma bacia hidrográfica localizada no Rio Grande do Sul, destaca-se que o TWI com base na imagem Aster GDEM foi o mais eficiente na relação espacial com a ocorrência dos solos de caráter hidromórfico, na área correspondente ao Sistema Banhado Grande. Também que a resolução espacial dos MDEs tem influência direta no mapeamento das áreas úmidas. Em relação aos MDEs analisados, o Alos Palsar, de melhor resolução espacial, não apresentou boa delimitação das áreas úmidas correspondentes ao SBG.

Os MDEs Aster GDEM e SRTM 30m apresentaram as melhores acurácias para o mapeamento de AUs, 71,9% e 75,1%, respectivamente. No entanto, apesar de apresentarem mesma resolução espacial, houve uma diferença de 15% na estimação de AUs entre ambos modelos. Conclui-se que além da resolução espacial, o método de aquisição dos MDEs também influencia diretamente no valores de TWI, uma vez que, o Aster GDEM foi obtido a partir de fotogrametria e o SRTM 30m a partir de interferometria.

A classificação por árvore de decisão permitiu definir limiares para separar áreas úmidas de áreas não úmidas a partir do TWI, com acurácias superiores a 70% nos modelos Aster GDEM e SRTM 30m. Com isso, infere-se que estes limiares de TWI podem ser aplicados com mesma precisão para delimitar AUs em bacias hidrográficas com topografia semelhantes.

Para trabalhos futuros sugere-se aplicar esses modelos em outras bacias hidrográficas. Além disso, acredita-se que a aplicação de outros índices e atributos do terreno podem melhorar consideravelmente a acurácia dos modelos, permitindo melhores resultados no mapeamento e delimitação de AUs.

## Agradecimentos

Este trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) no quadro do programa CAPES-COFECUB (projeto Qualprosul); do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) no quadro do programa Bolsas de Produtividade em Pesquisa.

## Referências Bibliográficas

- ABRAMS, M.; CRIPPEN, R. FUJISADA, H. Aster Global Digital Elevation Model (GDEM) Aster Global Water Body Dataset (ASTWBD). **Remote Sensing**, v.12, p.1-12, 2020.
- ACCORDI, I. A.; HARTZ, S. M. Distribuição espacial e sazonal da avifauna em uma área úmida costeira do sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 14, n. 2, p. 117-135, 2006.
- ACCORDI, I. A.; HARTZ, S. M.; OHLWEILER, A. O sistema Banhado Grande como uma área úmida de importância internacional. In: II Simpósio de Áreas Protegidas - Conservação no Âmbito do Cone Sul, 2., 2003. Pelotas. **Anais...** Pelotas: SBO, 2003, p. 56-63.
- ANAYA-ACEVEDO, J. A.; ESCOBAR-MARTÍNEZ, J. F.; MASSONE, H.; BOOMAN, G.; QUIROZ-LONDOÑO, O. M.; CAÑÓN-BARRIGA, C. C.; MONTOYA-JARAMILLO, L. J.; PALOMINO-ÁNGEL, S. Identification of wetland areas in the context of agricultural development using remote sensing and GIS. **DYNA**, v. 84, n. 201, p. 86-194, 2017. DOI: 10.15446/dyna.v84n201.58600
- BAKER, C.; LAWRENCE, R.; MONTAGNE, C.; PATTEN, D. T. Mapping Wetlands and Riparian Areas Using Landsat ETM+ Imagery and Decision-Tree-Based Models. **Wetlands**, v. 26, n. 2, p. 465-474, 2006.
- BARROS, D. F.; ALBERNAZ, A. L. M. Possíveis impactos das mudanças climáticas em áreas úmidas e sua biota na Amazônia brasileira. **Braz. J. Biol.**, v. 74, n. 4, 2014. DOI: 10.1590/1519-6984.04013
- BELLOLI, T. F. **Impactos ambientais decorrentes da produção orizícola, Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande - RS**. TCC (Graduação em Geografia). Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2016. 128p.
- BELLOLI, T. F. **Estimativa de biomassa e estoque de carbono de vegetação macrofítica a partir de dados espectrais e de campo, Banhado Grande, RS**. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto), Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2019. 80p.
- BERHANE, T. M.; LANE, C. R.; WU, Q.; AUTREY, B. C.; ANENKHOVOC, O. A.; CHEPINOVA, V. V.; LIU, H. Decision-Tree, Rule-Based, and Random Forest Classification of High-Resolution Multispectral Imagery for Wetland Mapping and Inventory. **Remote Sens.**, v. 10, p. 560-580, 2018. DOI: 10.3390/rs10040580
- BEVEN, K. J.; KIRKBY, M. J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. **Hydrological Science Bulletin**, v. 24, p. 43-69, 1979. DOI: 10.1080/02626667909491834
- BITTENCOURT, D. Z.; BRENNER, V. C. Aspectos jurídicos e legislação. In **Áreas úmidas: questões ambientais**. Primeira edição. Editora Imprensa Livre. Porto Alegre, 2018. 347p.
- BREIMAN, L.; FRIEDMANN, J. H.; OLSHEN, R. A.; STONE, C. J. **Classification and regression trees Regression trees**. ed. Oxfordshire: Taylor & Francis, 1984. 358p.
- BRENNER, V. C. **Proposta metodológica para renaturalização de trecho retificado do rio Gravataí - RS**. Dissertação (Mestrado em Geografia). Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2016. 94p.
- BRINSON, M. M.; CHRISTIAN, R. R. Assessing functions of wetlands and the need for reference. **Biologia Ambientale**, v. 24, n. 1, p. 307-318, 2010.
- BURGUE, M. I. (2010). **Situação e ações prioritárias para a conservação de banhados e área úmidas da zona costeira**. Publicação Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul: Porto Alegre, 60 p.
- CARVALHO, T. M.; CARVALHO, C. M.; MORAIS, R. P. Fisiografia da paisagem e aspectos biogeomorfológicos do Lavrado, Roraima, Brasil. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v.17, n.1, 2016. DOI: 10.20502/rbg.v17i1.669
- CECO-IG-UFRGS (1995) **Geologia Costeira do Rio Grande do Sul**. Publicação CECO-IG-UFRG nº 8, 45p.
- CHAPLOT, V.; WALTER, C.; CURMI, P. Improving soil hydromorphy prediction according to DEM resolution and available pedological data. **Geoderma**, v. 97, n. 3, p. 405-422, 2000. DOI: 10.1016/S0016-7061(00)00048-3
- CPRM (2006) **Mapa geológico do Rio Grande do Sul**, 1p. Disponível em: [http://www.cprm.gov.br/publique/media/geologia\\_basica/cartografia\\_regional/mapa\\_rio\\_grande\\_sul.pdf](http://www.cprm.gov.br/publique/media/geologia_basica/cartografia_regional/mapa_rio_grande_sul.pdf). Acesso em: 02 de fev. 2019.
- CPRM-UFRGS (2008) **Programa Geologia do Brasil. Levantamentos Geológicos Básicos. Geologia Folha Gravataí - SH.22-X-C-V**. Porto Alegre. Publicação CEPSRM- UFRGS/CECO. 78p.
- CONGALTON, R. G. A Review of Assessing the Accuracy of Classifications of Remotely Sensed Data. **Remote Sensing of Environment**, v. 37, n. 1, p. 35-46, 1991. DOI: 10.1016/0034-4257(91)90048-B
- CORDEIRO, C. L. O.; ROSSETTI, D. F. Mapping vegetation in a late Quaternary landform of the Amazonian wetlands using

- object-based image analysis and decision tree classification. **International Journal of Remote Sensing**, v. 36, n. 13, p. 3397-3422, 2015. DOI: 10.1080/01431161.2015.1060644
- CORRELL, M. D.; HANTSON, W.; HODGMAN, T. P.; CLINE, B. B.; ELPHICK, C. S.; SHRIVER, W. G.; TYMKIW, E. L.; OLSEN, B. J. Fine-Scale Mapping of Coastal Plant Communities in the Northeastern USA. **Wetlands**, v. 39, p. 17-28, 2018. DOI: 10.1007/s13157-018-1028-3
- CUNHA, C. N.; PIEDADE, M. T. F.; JUNK, W. J. **Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats**. Cuiabá: EdUFMT, 2015. 165p.
- CURIE, F.; GAILLARD, S.; DUCHARME, A.; BENDJOUDI, H. Geomorphological methods to characterise wetlands at the scale of the Seine watershed. **Science of the Total Environment**, n. 375, p. 59-68, 2007. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.12.013
- DABBOOR, M.; BRISCO, B. (2018). Wetland Monitoring and Mapping Using Synthetic Aperture Radar. In GOKCE, D. **Wetlands Management: Assessing Risk and Sustainable Solutions**. Editora Intechopen, Londres: 2018. DOI:10.5772/intechopen.80224.
- DURAND, P.; GASCUEL-ODOUX, C.; KAO, C.; MEROT, P. Une typologie des petites zones humides ripariennes. **Etude et Gestion des Sols**, v.7, n. 3, p. 207-218, 2000.
- DWIRE, K. A.; MELLMANN-BROWN, S.; GURRIERI, J. T. Potential effects of climate change on riparian areas, wetlands, and groundwater-dependent ecosystems in the Blue Mountains, Oregon, USA. **Climatic Services**, v. 10, p. 44-52, 2018. DOI: 10.1016/j.cliser.2017.10.002
- ETCHELAR, C. B. **Processos erosivos em áreas úmidas, APA do Banhado Grande - RS**, Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento). Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto e Meteorologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2017. 107p.
- EMBRAPATERRITORIAL(2018)**Satélites de Monitoramento**. Campinas. Disponível em: < <https://www.embrapa.br/satelites-de-monitoramento> >. Acesso em: 31 mai. 2020
- EMBRAPA MONITORAMENTO POR SATÉLITE (2013) **Satélites de Monitoramento Campinas**. Disponível em: <<http://www.sat.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 31 mai. 2020
- ERWIN, K. L. Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. **Wetlands Ecology and Management**, v. 17, p. 71-84, 2009. DOI: 10.1007/s11273-008-9119-1
- FRANTZ, D. S.; CLOVIS, C. C.; ROBERTO, V.; GARCIA, M. A. T. Caracterização de ambientes paludais da Planície Costeira do Rio Grande do Sul em imagens orbitais TM Landsat 5. In: VI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), 1990, Manaus. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 1990. p. 408-418. ISBN 978-85-17-00051-5.
- FURTADO, L. F. A.; SILVA, T. S. F.; NOVO, E. M. L. M. Dual-season and full-polarimetric C band SAR assessment for vegetation mapping in the Amazon várzea wetlands. **Remote Sens Environ**, v. 174, p. 212-222, 2016. DOI: 10.1016/j.rse.2015.12.013
- GÓMEZ, M. F.; LENCINAS, J. D.; SIEBERT, A.; DÍAZ, G. M. Accuracy assessment of ASTER and SRTM DEMs: a case study in Andean Patagonia. **GIScience & Remote Sensing**, v. 49, p. 71-91, 2012. DOI: 10.2747/1548-1603.49.1.71
- GROHMANN, C. H. Análise comparativa preliminar entre dados SRTM, Topodata, ASTER GDEM e Modelos de Superfície/Terreno do Projeto Radiografia da Amazônia. In: XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), 12., 2015, João Pessoa. **Anais...** São José dos Campos: INPE. 2015. p. 5726-5732.
- GUASSELLI, L.A. **Áreas úmidas: questões ambientais**. Primeira edição. Editora Imprensa Livre. Porto Alegre, 2018. 347p.
- GUASSELLI, L. A.; BELLOLI, T.; SIMIONI, J. P.; ETCHELAR, C. B.; BRENNER, V. C. Caracterização da Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí. In **Áreas úmidas: questões ambientais**. Primeira edição. Editora Imprensa Livre. Porto Alegre, 2018. 347p.
- GUASSELLI, L.A.; ETCHELAR, C.B.; BELLOLI, T.F. Os impactos do cultivo de arroz irrigado sobre as áreas úmidas da Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande do rio Gravataí - RS. In: XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), 16., 2013, Foz do Iguaçu. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2013. p. 447-452. ISBN 978-85-17-00066-9
- GÜNTER, A., SEIBERT, J.; UHLENBROOK, S. Modeling spatial patterns of saturated areas: An evaluation of different terrain indices. **Water Resour. Res.**, v. 40, n.5, 2004. DOI: 10.1029/2003WR002864
- HOFFMANN, E.; WINDE, F. Generating high-resolution digital elevation models for wetland research using Google Earth TM imagery - an example from South Africa. **Water SA**, v. 36, n. 1, 2010.
- HUANG, J.; KLEMAS, V. Using Remote Sensing of Land Cover Change in Coastal Watersheds to Predict Downstream Water Quality. **Journal of Coastal Research**, v. 28, n. 4, p. 930-944,

2013. DOI: 10.2112/JCOASTRES-D-11-00176.1

IPCC (2014) **2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands**. Publicação IPCC Switzerland, 354p.

IPH (2002) **Identificação das alternativas possíveis e prováveis para a regularização das vazões do rio Gravataí**. Publicação UFRGS Cap. 7, 207p.

ISLAM, M. A.; THENKABAIL, P. S.; KULAWARDHANA, R. W.; ALANKARA, R.; GUNASINGHE, S.; EDUSSRIYA, C.; GUNAWARDANA, A. **International Journal of Remote Sensing**, v. 29, n. 24, p. 7077-7106, 2008. DOI: 10.1080/01431160802235878

JIAA, H.; MAA, H.; WEI, M. Urban wetland planning: A case study in the Beijing central region. **Ecological Complexity**, v. 8, p. 213-221, 2011. DOI: 10.1016/j.ecocom.2011.03.002

JUNK, W. J.; AN, S.; FINLAYSON, C. M.; GOPAL, B.; KVET, J.; MITCHELL, S. A.; MITSCH, W. J.; ROBARTS, R. Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under climate change: a synthesis. **Aquat. Sci.**, v. 75, p. 151-167, 2013. DOI: 10.1007/s00027-012-0278-z

KANDUS, P.; MINOTTI, P. G.; MORANDEIRA, N. S.; GRIMSON, R.; TRILLA, G. G.; GONZÁLES, E. B.; MARTÍN, L. S.; GAYOL, M. P. Remote sensing of wetlands in South America: status and challenges. **International Journal of Remote Sensing**, v. 39, n. 4, p. 993-1016, 2018. DOI: 10.1080/01431161.2017.1395971

KAPLAN, G.; AVDAN, U. Mapping and Monitoring Wetlands using Sentinel-2 Satellite Imagery. In: Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS. Safranbolu. **Anais...** Safranbolu: ISPRS, 2017. p. 271-277. DOI: 10.5194/isprs-annals-IV-4-W4-271-2017

LAURENT, F.; ROSSIGNOL, J. P. Cartographie des propriétés hydriques des sols à partir de la lithologie et des pentes - Application au bassin versant de la Moine (France, Maine-et-Loire). **Etude et Gestion des Sols**, v. 10, p. 156-172, 2003.

LEE, L. C.; FETHERSTON, K. L.; KNOX, A. K.; FIEDLER, P. L. **Draft Guidebook to Assessment of Riverine, Slope and Depressional Waters/Wetlands in the City of Mount Vernon, Washington**. 2008. 247p.

LIMA, A. M. P.; FERRARI, J.; SALDANHA, D. L. Análise espaço temporal da dinâmica hidrológica do Banhado Grande - RS em imagens orbitais Landsat 8. In: XXVII Congresso Brasileiro de Cartografia e XXVI Expositiva, 2017, **Anais...** Rio de Janeiro. 2017. p. 477-481.

LIU, K.; LI, X.; SHI, X.; WANG, S. Monitoring mangrove forest changes using remote sensing and GIS data with decision-tree learning. **Wetlands**, v. 28, n. 2, p. 336-346, 2008. DOI: 10.1672/06-91.1

MAHDAVI, S.; SALEHI, B.; GRANGER, J.; AMANI, M. Remote sensing for wetland classification: a comprehensive review. **GIScience & Remote Sensing**, v. 55, n. 5, p. 623-658, 2017. DOI: 10.1080/15481603.2017.1419602

MALONE, B. P.; McBRATNEY, A. B.; MINASNY, B. Description and spatial inference of soil drainage using matrix soil colours in the Lower Hunter Valley, New South Wales, Australia. **Peerj**, v. 16, n. 6, 2018. DOI: 10.7717/peerj.4659

MALTCHIK, L.; ROLON, A. S.; STENERT, C. Diversidade e conservação de macrófitas e macroinvertebrados aquáticos em áreas úmidas da bacia do rio dos Sinos. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 4, p. 1179-1184, 2010.

MARBLE, A. D.; GROSS, M. A method for assessing wetland characteristics and values. **Landscape Plann.** v. 11, n. 1, p. 1-17, 1984.

MARTHEWS, T. R.; DADSON, S. J.; LEHNER, B.; ABELE, S.; GEDNEY, N. High-resolution global topographic index values for use in large-scale hydrological modeling. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, v. 19, p. 91-104, 2015. DOI: 10.5194/hess-19-91-2015

MELLO, L. P. **Percepção da paisagem e conservação ambiental no Banhado Grande do Rio Gravataí (RS)**. Tese (Doutorado em Geografia). Departamento de Geografia, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1998. 365p.

MENEGHETI, J. O. (1998). Lagunas uruguayas y sur de Brasil. In CAVENARI, P.; DAVIDSON, I.; BLANCO, D.; CASTRO, G.; BUCHER, E. (org.). **Los humedales de America del Sur: una agenda para la conservación de la biodiversidad y políticas de desarrollo**. Editora Buenos Aires: Wetlands International.

MEROT, P.; HUBERT-MOY, L.; GASCUEL-ODOUX, G.; CLEMENT, B.; DURAND, P.; THENAIL, J. B. C. A Method for Improving the Management of Controversial Wetland. **Environmental Management**, v. 37, n. 2, p. 258-270, 2006. DOI: 10.1007/s00267-004-0391-4

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H. Índices topográficos aplicados à modelagem agrícola e ambiental. **Ciência Rural**, v.42, n.9, p. 1575-1582, 2012.

MITSCH, W. J.; GOSELINK, J. G. **Wetlands**, 4.ed. Hoboken: John Wiley & Sons, 2007. 582p.

MORAIS, J. D. Avaliação de Modelos Digitais de Elevação

- provenientes de dados de sensoriamento remoto de distribuição gratuita. Dissertação (Mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais). Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 2017. 94p.
- MORAIS, J. D.; FARIA, T. S.; ELMIRO, M. A. T.; NERO, M. A.; SILVA, A. A. S.; NOBREGA, R. A. A. Avaliação Altimétrica dos Modelos Digitais de Elevação ASTER GDEM v2 e SRTM v3: um Estudo de Caso na Área Urbana de Belo Horizonte, MG, Brasil. **Bol. Ciênc. Geod.**, v. 23, n. 4, 2017. DOI: 10.1590/s1982-21702017000400043
- MOZUMDER, C.; TRIPATHI, N. K. Geospatial scenario based modelling of urban and agricultural intrusions in Ramsar wetland Deepor Beel in Northeast India using a multi-layer perceptron neural network. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 32, p. 92-104, 2014. DOI: 10.1016/j.jag.2014.03.002
- MOZUMDER, C.; TRIPATHI, N. K.; TIPDECHO, T. Ecosystem evaluation (1989-2012) of Ramsar wetland Deepor Beel using satellite-derived indices. **Environ Monit Assess**, v. 186, p. 7909-7927, 2014. DOI: 10.1007/s10661-014-3976-2
- MURPHY, P. N. C.; OGILVIE, J.; CONNOR, K.; ARP, P. A. Mapping wetlands: A comparison of two different approaches for New Brunswick, Canada. **Wetlands**, v. 27, n. 4, p. 846-854, 2007.
- OLLIS, D. J.; EWART-SMITH, J. L.; DAY, J. A.; MACFARLANE, D. M.; SNADDON, C. D.; SIEBEN, E. J. J.; MBONA, N. The development of a classification system for inland aquatic ecosystems in South Africa. **Water SA**, v. 41, n. 5, 2015. DOI: 10.4314/wsa.v41i5.16
- O'NEIL, G. L.; SABA, L.; BAND, L. E.; GODALL, J. L. Effects of LiDAR DEM Smoothing and Conditioning Techniques on a Topography-Based Wetland Identification Model. **Water Resources Research**, v. 55, 2019. DOI: 10.1029/2019WR024784
- PANTALEONI, E.; WYNNE, R. H.; GALBRAITH, J. M.; CAMPBELL, J. B. Mapping wetlands using ASTER data: a comparison between classification trees and logistic regression. **International Journal of Remote Sensing**, v. 30, n. 13, p. 3423-3440, 2009. DOI: 10.1080/01431160802562214
- PARMUCHI, M. G.; KARZENBAUM, H.; KANDUS, P. Mapping wetlands using multi-temporal RADARSAT-1 data and a decision-based classifier. **Canadian Journal of Remote Sensing**, v. 28, n. 2, p. 175-186, 2002. DOI: 10.5589/m02-014
- PEREIRA, J. L. G.; RENO, C. D.; SILVEIRA, O. T.; FERREIRA, L. V. Classificação da cobertura da terra na Amazônia com base em imagens de satélite e caracterização das classes com relação à superfície do terreno. **Geografia (Londrina)**, v. 21, n. 3, p. 115-131, 2012.
- PINHEIRO, E. S. Comparação entre dados altimétricos Shuttle Radar Topography Mission, cartas topográficas e GPS: numa área com relevo escarpado. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 5, n. 1, p. 1-9, 2006.
- PONTIUS JR., R. G.; MILLONES, M. Death to Kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. **International Journal of Remote Sensing**, v. 32, n. 15, p. 4407-4429, 2011. DOI: 10.1080/01431161.2011.552923
- PRATES, V.; SOUZA, L. C. P.; OLIVEIRA JR., J. C. Índices para a representação da paisagem como apoio para levantamento pedológico em ambiente de geoprocessamento. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 4, p. 408-414, 2012. DOI: 10.1590/S1415-43662012000400011
- PROTEGER (1994) Programa Técnico Para o gerenciamento da Região Metropolitana de Porto Alegre. **Geomorfologia da Bacia do rio Gravataí**. Série Cartas Temáticas. Porto Alegre, v. 1. Publicação Metroplan, 18p.
- RAMSAR (1971) **Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat**. Publicação United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO). 6p.
- RENO, C. D.; SOARES, J. V. Uso do índice topográfico como estimador da profundidade do lençol freático. In: XI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), 2003, Belo Horizonte. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2003. p. 2579-2588. ISBN 85-17-00017-X
- ROKACH, L.; MAIMON, O. (2005). Decision trees. In MAIMON, O.; ROKACH, L. **Data mining and knowledge discovery handbook**. Editora Basiléia: Springer Nature: p.165-192.
- ROLLS, R. J.; HEINO, J.; RYDER, D. S.; CHESSMAN, B. C.; GROWNS, I. O.; THOMPSON, R. M.; GIDO, K. B. Biol. Scaling biodiversity responses to hydrological regimes. **Biological Reviews**, v. 93, n. 2, p. 971-995, 2018. DOI: 10.1111/brv.12381
- RUBBO, M. **Análise do potencial hidrogeológico do aquífero cenozoico da Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí - RS**. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2004. 117p.
- RUHOFF, A. L.; CASTRO, N. M. R.; RISSO, A. Numerical Modelling of the Topographic Wetness Index: An Analysis at

- Different Scales. **International Journal of Geosciences**, v. 2, n. 4, p. 476-483, 2011. DOI: 10.4236/ijg.2011.24050
- RUIZ, L. F. C. **Proposta de classificação e de pós-classificação baseada em objetos da cobertura e do uso da terra por meio de imagens obtidas por veículo aéreo não tripulado**. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto). Universidade Federal do Rio grande do Sul. Porto Alegre, 2019. 83p.
- SANTOS, A. P.; RODRIGUES, D. D.; SANTOS, N. T.; GRIPP JUNIOR, J. Avaliação da acurácia posicional em dados espaciais utilizando técnicas de estatística espacial: Proposta de método e exemplo utilizando a norma brasileira. **Bol. Ciênc. Geod.**, v. 22, n. 4, p.630-650, 2016.
- SCHEREN, R. S. Urbanização na planície de inundação do rio Gravataí - RS. Dissertação (Mestrado em Geografia). Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2014. 123p.
- SCHILLACI, C.; BRAUN, A.; KROPACEK, J. (2015). Terrain analysis and landform recognition. In CLARKE, L.; NIELD, J. **Geomorphological Techniques**. Editora Londres: British Society for Geomorphology: p. 1-18.
- SEMENIUK, C. A.; SEMENIUK, V. A geomorphic approach to global classification for inland wetlands. **Vegetatio**, v. 118, n. 103, p. 103-124, 1995. DOI: 10.1007/BF00045193
- SEMENIUK, C. A.; SEMENIUK, V. A comprehensive classification of inland wetlands of Western Australia using the geomorphic-hydrologic approach. **Journal of the Royal Society of Western Australia**, v. 94, n. 3, p. 449-464, 2011.
- SIEFERT, C. A. C.; SANTOS, I. Identificação de áreas hidrológicamente sensíveis por meio de modelagem hidrológica e da distribuição espacial de solos e vegetação em ambientes hidromórficos. **Soc. & Nat.**, Uberlândia, v. 27, n. 1, p. 141-155, 2015. DOI: 10.1590/1982-451320150110
- SIMIONI, J. P. **Pulsos de inundação e conectividade em áreas úmidas, Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande - RS**. Dissertação (Mestrado em Geografia). Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2017. 143p.
- SIMIONI, J. P.; GUASSELLI, L. A. Banhados: Abordagem Conceitual. **Boletim Geográfico do Rio Grande do Sul**, n. 30, p. 33-47, 2017.
- SIMIONI, J. P.; GUASSELLI, L. A.; ETCHELAR, C. B. Connectivity among Wetlands of EPA of Banhado Grande, RS. **RBRH**, v. 22, n. 15, 2017. DOI: 10.1590/2318-0331.011716096
- SIMIONI, J. P.; GUASSELLI, L. A.; SILVA, T. S. Shifting habitat mosaic: identification and mapping. **Rev. Ambient. Água**, v. 14, n. 2, 2019. DOI: 10.4136/ambi-agua.2242
- SIMIONI, J. P.; GUASSELLI, L. A.; NASCIMENTO, V. F.; RUIZ, L. F. C.; BELLOLI, T. F. Integration of multi-sensor analysis and decision tree for evaluation of dual and quad-Pol SAR in L- and C-bands applied for marsh delineation. **Environment, development and sustainability**, v. 1, p. 1-18, 2019.
- SIMIONI, J. P.; GUASSELLI, L. A.; OLIVEIRA, G.; MATAVELI, G. A. V.; SANTOS, T. V. A Remote Sensing-Based Method to Assess Water Level Fluctuations in Wetlands in Southern Brazil. **GeoHazards**, v. 1, p. 20-30, 2020. DOI:10.3390/geohazards1010003
- SØRENSEN, R.; ZINKO, U.; SEIBERT, J. On the calculation of the topographic wetness index: evaluation of different methods based on field observations. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 10, p. 101-112, 2006. DOI: 10.5194/hess-10-101-2006
- SØRENSEN, R.; SEIBERT, J. Effects of DEM resolution on the calculation of topographical indices: TWI and its components. **Journal of Hydrology**, v.347, n.1-2, p.79-89, 2007.
- TEIXEIRA, S. G. **Radar de abertura sintética aplicado ao mapeamento e reconhecimento de zonas úmidas costeiras**. Tese (Doutorado em Geologia). Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém. 2011. 127p.
- TEN CATEN, A.; DALMOLIN, R. S. D.; BOEING, E. L.; VITALIS, F. A.; SILVA, W. C. Quality of a digital terrain model for Santa Catarina State. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**, v. 36, n. 6, 2016.
- TOMAZELLI, L. J.; VILLWOCK, J. A. Geologia do Sistema Lagunar Holocênico do Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil. **Pesquisas**, v. 18, n. 1, p.13-24,1991.
- VANDERHOFF, M. K.; ALEXANDER, L. C.; TODD, M. J. Temporal and spatial patterns of wetland extent influence variability of surface water connectivity in the Prairie Pothole Region, United States. **Landscape Ecol**, v. 31, p. 805-824, 2016. DOI: 10.1007/s10980-015-0290-5
- VILLWOCK, J. A.; DENHARDT, E. A.; LOSS, E. L.; HOFMISTER, T. Turfas da província costeira do Rio Grande do Sul - Geologia do depósito Águas Claras. In: 31 Congresso Brasileiro de Geologia, 1980, Balneário Camboriú. **Anais... Balneário Camboriú: SBG**. 1980. p. 500-514.
- VILLWOCK, J. A. Geology of the Coastal Province of Rio Grande do Sul, Southern Brazil. A synthesis. **Pesquisas em Geociências**, v. 16, p. 5-49, 1984.

- VILLWOCK, J. A.; TOMAZELLI, L. J. (1995) **Geologia costeira do Rio grande do Sul**. Notas Técnicas, v. 8, p. 1-45.
- WETLANDS RESEARCH PROGRAM (1993). **A Hydrogeomorphic Classification for Wetlands**. Publicação Wetlands Research Program Technical Report WRPDE4. U.S. Army Corps of Engineers, 103p.
- WHITE, L.; BRISCO, B.; DABBOOR, M.; SCHMITT, A. A Collection of SAR Methodologies for Monitoring Wetlands. **Remote Sensing**, v. 7, n. 7, p. 7615-7645, 2015. DOI:10.3390/rs70607615
- WU, Q.; LANE, C. R. Delineating wetland catchments and modeling hydrologic connectivity using lidar data and aerial imagery, **Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.**, 2017. DOI:10.5194/hess-2017-1
- XIE, Z.; LIU, Z.; JONES, J. W.; HIGERR, A. L.; TELIS, P. A. Landscape unit based digital elevation model development for the freshwater wetlands within the Arthur C. Marshall Loxahatchee National Wildlife Refuge, Southeastern Florida. **Applied Geography**, v. 31, p. 401-412, 2011. DOI: 10.1016/j.apgeog.2010.10.003