

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
CENTRO ESTADUAL DE PESQUISAS EM SENSORIAMENTO REMOTO E METEOROLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SENSORIAMENTO REMOTO

MARIA ELIZA SOTILLE

**MAPEAMENTO E CARACTERIZAÇÃO DA VEGETAÇÃO E GEOAMBIENTES DE  
HOPE BAY, PENÍNSULA ANTÁRTICA, USANDO IMAGENS DE VANT**

PORTO ALEGRE

2020

MARIA ELIZA SOTILLE

**MAPEAMENTO E CARACTERIZAÇÃO DA VEGETAÇÃO E GEOAMBIENTES DE  
HOPE BAY, PENÍNSULA ANTÁRTICA, USANDO IMAGENS DE VANT**

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Sensoriamento Remoto.

Orientador: Prof. Dr. Ulisses Franz Bremer

PORTO ALEGRE

2020

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SENSORIAMENTO REMOTO**

**TESE**

Submetida como parte dos requisitos  
para obtenção do Grau de

**DOCTOR EM SENSORIAMENTO REMOTO**

Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto (PPGSR)  
Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto e Meteorologia (CEPRSM)  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)  
Porto Alegre, RS, Brasil.

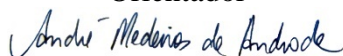
Aprovada em: 21/12/2020  
Pela Banca Examinadora:

Homologada em: \_\_/\_\_/\_\_\_\_  
Por:



---

**Prof. Dr. Ulisses Franz Bremer**  
Orientador



---

**Prof. Dr. André Medeiros de Andrade**  
(UFVJM)



---

**Dr. Luis Fernando Chimelo Ruiz**  
(USP-FAPESP)



---

**Prof. Dr. Claudio Wilson Mendes Junior**  
(PPGSR/UFRGS)

---

**Prof. Dr. Guilherme Garcia de Oliveira**

Coordenador do Programa de  
Pós-Graduação em Sensoriamento  
Remoto

### CIP - Catalogação na Publicação

Sotille, Maria Eliza  
MAPEAMENTO E CARACTERIZAÇÃO DA VEGETAÇÃO E  
GEOAMBIENTES DE HOPE BAY, PENÍNSULA ANTÁRTICA, USANDO  
IMAGENS DE VANT / Maria Eliza Sotille. -- 2020.  
136 f.  
Orientador: Ulisses Franz Bremer.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal do Rio  
Grande do Sul, Centro Estadual de Pesquisas em  
Sensoriamento Remoto e Meteorologia, Programa de  
Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, Porto Alegre,  
BR-RS, 2020.

1. Antártica. 2. VANT. 3. Mapeamento de vegetação.  
4. NDVI. 5. GEOBIA. I. Bremer, Ulisses Franz, orient.  
II. Título.

## AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul e à Universidade de Lisboa pela estrutura disponibilizada para a minha formação acadêmica e para o desenvolvimento desta tese.

À CAPES pela bolsa de estudos e pela oportunidade de participar do programa PDSE.

Ao professor Ulisses F. Bremer pela orientação, ideias e apoio ao longo de toda essa trajetória e pela oportunidade e confiança de desenvolver o trabalho com drone na Antártica.

Ao professor Gonçalo Viera pela orientação durante e após o estágio no IGOT da ULisboa, pela partilha dos seus conhecimentos, disponibilidade e pelos valiosos comentários que contribuíram significativamente para este estudo e para a minha formação acadêmica.

Ao colega e professor Luiz Felipe Velho pela colaboração essencial no desenvolvimento desta tese, pela amizade e pelo empenho e graciosidade em responder às minhas dúvidas sempre com uma aula particular primorosa. Muito obrigada por tudo.

Ao prof. Jefferson C. Simões e ao INCT da Criosfera pelo importante apoio aos trabalhos.

Às colegas Carina Petsch, Fran Schwanck e Rafaela M. Costa pela colaboração fundamental na produção dos trabalhos e pela amizade, carinho e incentivo ao longo do doutorado.

Ao colega Jeffrey Auger pela amizade e contribuição na tradução dos trabalhos.

Aos professores, colegas e equipe do Centro Polar e Climático pela cordial convivência e contribuição ao longo desses anos.

Aos queridos colegas do IGOT pela amizade e acolhimento em Lisboa.

Ao Programa Antártico Brasileiro (PROANTAR) e Marinha do Brasil pelo apoio logístico nos trabalhos de campo.

Aos colegas de campo e alpinistas pelo auxílio e companheirismo nas expedições.

Aos membros das bancas de qualificação e doutorado, professores André A.M., Cláudio M., Jefferson C.S., Kátia K.R., e Luis F.C.R., pelas suas contribuições.

À minha família por absolutamente tudo. Aos meus queridos pais Darci e Anilde (minha geógrafa inspiração) pelo amor, apoio incansável e pela oportunidade desta busca pelo conhecimento. À minha irmã Raquel e sua família pelo incentivo contínuo e pelo carinho e generosidade que sempre tiveram para comigo. Aos meus irmãos Alberto e Ricardo por sempre estarem ao meu lado. Amo muito vocês.

Aos amigos de Porto Alegre (em especial Aline, Lucas, Lauren e Leonardo) e de Portugal (em especial Larissa, Caio e Pedro) por tornarem a etapa mais bela e alegre em ambos hemisférios.

A todos aqueles que de alguma forma contribuíram para essa tese.

*Ad Astra Per Aspera*

## RESUMO

As mudanças ambientais em áreas sem cobertura permanente de gelo na Antártica têm levado ao rápido desenvolvimento de comunidades vegetais da área, destacando a necessidade de monitoramento eficaz e contínuo para estimar a dinâmica em constante mudança deste subsistema. Devido à complexidade da cobertura superficial do ambiente antártico e a heterogeneidade espacial e homogeneidade espectral da vegetação criptogâmica, a detecção e o mapeamento da vegetação por técnicas de sensoriamento remoto ainda permanecem limitados. Nos últimos anos, o advento de plataformas como os veículos aéreos não tripulados (VANTs) tem possibilitado um mapeamento detalhado da superfície e das características geoecológicas, principalmente na região da Antártica Marítima. Como as imagens de VANT permitem análises abrangentes da vegetação, este estudo tem como objetivo mapear e identificar as características das comunidades vegetais de Hope Bay, no extremo norte da Península Antártica, explorando técnicas de sensoriamento remoto e apontando possibilidades para o uso de sensores de altíssima resolução espacial na identificação desses alvos. Para tanto, foram realizadas: (i) a avaliação da adequação do NDVI de imagens de VANT, Sentinel-2 e Landsat 8 para o mapeamento de áreas vegetadas na Antártica Marítima, com o estabelecimento de intervalos de classe por meio de parâmetros estatísticos (*i.e.* média e desvio padrão); (ii) a classificação de tipos (*i.e.* algas, musgos e líquens) e subtipos de vegetação antártica por meio da análise de imagem baseada em objetos geográficos (GEOBIA) e do algoritmo de aprendizagem de máquina *Random Forest*; e (iii) a avaliação da relação entre as comunidades vegetais da área e um conjunto de variáveis ambientais (*e.g.* altitude, declividade, aspecto, geoforma, solo, etc.) usando técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento, com a divisão da área em geoambiente. Os resultados do NDVI mostram que diferentes sensores podem retornar valores diferentes para a mesma classe de vegetação. A classificação do índice permite identificar da cobertura vegetal da área de estudo, sendo que uma correspondência espacial na distribuição das classes é observada entre as classificações. Além disso, é identificada uma associação entre classes de NDVI e tipos de vegetação, onde os líquens são geralmente classificados em classes de probabilidade mais baixas e algas e musgo em classes de probabilidade mais altas. O estudo mostra o potencial do NDVI aplicado à vegetação antártica e a significância dos parâmetros estatísticos na definição dos intervalos de classe, reduzindo a necessidade de dados de campo em áreas remotas. Os resultados do GEOBIA mostram que as subclasses têm baixa separabilidade quando considerado apenas o número digital das bandas G-R-NIR do sensor S110. E que uso combinado de dados de múltiplas camadas de informação (*i.e.* espectrais, índices, IHS, topográficos e texturas) potencializa a separabilidade entre as subclasses e fornece o melhor resultado para a detecção e o delineamento de diferentes tipos de vegetação, com uma acurácia geral de 0.966 e um coeficiente Kappa de 0.946. O estudo demonstra a relevância dos dados de VANT em fornecer as propriedades necessárias para a classificação eficaz da vegetação da Antártica Marítima, mesmo em imagens obtidas por sensores com baixa resolução espectral. Os resultados da relação entre as comunidades vegetais e os fatores ambientais mostram que a vegetação da área de estudo segue um gradiente altimétrico, com algas mais presentes em altitudes abaixo de 60 m e musgos e líquens mais presentes a altitudes acima de 60 m. As comunidades vegetais estão principalmente distribuídas em encostas setentrionais e em terrenos planos ou de leve inclinação, com os solos ornitogênicos mais associados a algas e musgos e o solo Lithic Haploturbels mais associado a líquens e musgos. O estudo mostra que as comunidades mapeadas são influenciadas pelos fatores ambientais investigados, e que o conjunto de informações reunidas para Hope Bay permite a setorização da área de estudo em sete geoambientes, contribuindo para o monitoramento da cobertura vegetal da Antártica frente às mudanças ambientais e auxiliando no entendimento da evolução e da estabilidade da área livre de gelo.

**Palavras-chave:** Mapeamento da vegetação, VANT, Antártica, NDVI, GEOBIA; classificação de imagens, variáveis ambientais, geoformas, zoneamento.

## ABSTRACT

Environmental changes in areas without permanent ice cover in Antarctica have led to rapid development of plant communities in the area, highlighting the need for effective and continuous monitoring to estimate the ever-changing dynamics of the subsystem. Due to the complexity of surface coverage of the Antarctic environment and the spatial heterogeneity and spectral homogeneity of cryptogamic vegetation, detection and mapping of vegetation by remote sensing techniques remains limited. In recent years, the advent of platforms such as unmanned aerial vehicles (UAVs) has enabled a detailed mapping of surface and geo-ecological characteristics, particularly in the maritime Antarctic region. As UAV images allow for a comprehensive vegetation analysis, this study aims to map and identify the characteristics of vegetal communities in Hope Bay, northern tip of the Antarctic Peninsula, by exploring remote sensing techniques and identifying the potential of ultra-high spatial resolution sensors in identifying these targets. For this reason, the following carried out: (i) assessment of the adequacy of NDVI derived from UAV, Sentinel-2 and Landsat 8 to map vegetated areas in the maritime Antarctic, setting range intervals using statistical parameters (*i.e.* mean and standard deviation); (ii) classification of vegetation types (*i.e.* algae, mosses and lichens) and subtypes by geographic object analysis and Random Forest machine learning algorithm; and (iii) assessment of the relationship between vegetation communities in the area and a set of environmental variables (*e.g.* altitude, slope, aspect, landform, soil, etc.) using remote sensing and geoprocessing techniques, with the division of the area into geoenvironments. NDVI results show that different sensors provide different values for the same vegetation class. NDVI classification enabled the identification of areas showing vegetation cover, and correspondence in vegetation distribution and classes can be observed across all classifications. A close association between NDVI classes and Antarctic vegetation type is identified, where lichens are generally classified in lower probability classes, and algae and moss in higher probability classes. This work shows the potential of NDVI applied to Antarctic vegetation and the significance of data statistical parameters in the selection of thresholds, reducing the need for ground-truth information in remote areas. Results from GEOBIA show that subclasses have low separability when considering only the digital number of G-R-NIR bands of S110 sensor. A combination of data from multiple layers (*i.e.* spectral, indices, HSI, topographic and texture) enhances the separability between subclasses and provides the best results for the detection and delineation of different vegetation types – with a general accuracy of 0.966 and a Kappa coefficient of 0.946. This study demonstrates the relevance of UAV data in providing the properties necessary for the effective classification of maritime Antarctic vegetation, even in images obtained by sensors with low spectral resolution. The results of the relationship between vegetal communities and environmental factors show that the vegetation follows an altitudinal gradient in the study area, with algae more present at altitudes below 60 m and mosses and lichens more present at altitudes above 60 m. Communities are mainly distributed on northern slopes and on flat or gently sloping; ornithogenic soils are more associated with algae and mosses and Lithic Haploturbels soil more associated with lichens and mosses. The study shows that the mapped communities are affected by the environmental factors studied, and that data gathered for Hope Bay enables the study area to be zoned in seven geo-environments, contributing for the monitoring of the Antarctic vegetation cover in the face of environmental changes and improving understanding of the evolution and stability of ice-free areas.

**Keywords:** Vegetation mapping, UAV, Antarctica, NDVI, GEOBIA; image classification, environmental variables, landforms, zoning.



## SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO I. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>11</b>
<b>1.1. Objetivos</b> .....	<b>14</b>
1.1.1. Objetivo geral:.....	14
1.1.2. Objetivos específicos: .....	14
<b>1.2. Problema</b> .....	<b>14</b>
<b>1.3. Hipótese</b> .....	<b>14</b>
<b>1.4. Caracterização da área de estudo</b> .....	<b>15</b>
1.4.1. Península Antártica e Antártica Marítima.....	15
1.4.2. Aspectos geográficos de Hope Bay .....	16
1.4.3. Vegetação de Hope Bay .....	18
<b>CAPÍTULO II. REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	<b>21</b>
<b>2.1. O ambiente periglacial</b> .....	<b>21</b>
<b>2.2. A vegetação periglacial e outros alvos: características espectrais</b> .....	<b>23</b>
<b>2.3. VANT: características e funcionamento do sistema</b> .....	<b>25</b>
2.3.1. Sensoriamento remoto por VANT na Antártica.....	29
<b>2.4. Métodos de extração de informação em imagens de sensoriamento remoto</b> .....	<b>30</b>
2.4.1. Índices de vegetação (IVs) aplicados à vegetação antártica .....	30
2.4.2. GEOBIA em imagens de altíssima resolução .....	31
2.4.2.1 <i>Métodos clássicos de segmentação de imagem</i> .....	34
2.4.2.2 <i>Métodos de classificação de imagens usados na GEOBIA</i> .....	35
<b>CAPÍTULO III. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS</b> .....	<b>37</b>
<b>3.1. Aquisição dos dados</b> .....	<b>37</b>
3.1.1. Plataforma e sensores .....	37
3.1.2. Voos.....	38
<b>3.2. Processamento das imagens</b> .....	<b>39</b>
3.2.1. Geolocalização .....	39
3.2.2. Geração dos modelos digitais da superfície (MDS) e dos ortomosaicos .....	40
<b>CAPÍTULO IV. RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	<b>43</b>
<b>4.1. Artigo 1:</b> Evaluation of UAV and satellite-derived NDVI to map maritime Antarctic vegetation .....	<b>43</b>
<b>4.2. Artigo 2:</b> Classificação dos tipos de vegetação da Antártica Marítima com o uso de dados de VANT .....	<b>54</b>
<b>4.3. Artigo 3:</b> Setorização geoambiental e relação espacial entre comunidades vegetais e variáveis ambientais no extremo norte da Península Antártica usando dados de VANT .....	<b>89</b>
<b>CAPÍTULO V. CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	<b>126</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>128</b>

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

### CAPITULOS I-III.

<b>Figura 1</b> – Península Antártica (a) e a posição aproximada das regiões Subantártica, Antártica Marítima e Antártica Continental (b) .....	15
<b>Figura 2</b> – Hope Bay, no extremo norte na Península Antártica. No destaque a área mapeada pelo estudo.....	17
<b>Figura 3</b> – Aspectos do ambiente de Hope Bay. ....	18
<b>Figura 4</b> – Tipos de vegetação criptogâmica encontrada na área mapeada em Hope Bay. Exemplos de musgos (a,b), líquens (c-i) e líquens e algas (h,i). ....	19
<b>Figura 5</b> – Assinatura espectral de gêneros de vegetação antártica (a-e) e outros materiais do terreno (f-j) presentes em Hope Bay.....	24
<b>Figura 6</b> – Passos da análise GEOBIA com classificação supervisionada.....	32
<b>Figura 7</b> – Linhas dos planos de voo executados em Hope Bay. ....	38
<b>Figura 8</b> – Mosaico de ortofotos RGB (a) e modelo de superfície texturizado, antes da densificação (b).....	41
<b>Figura 9</b> – Mosaico de ortofotos NIR (a) e modelo de superfície texturizado, antes da densificação (b).....	42
<b>Quadro 1</b> – Definições de propriedades encontradas nos objetos geográficos .....	33
<b>Tabela 1</b> – Principais diferenças entre modelos de VANT.....	26
<b>Tabela 2</b> – Principais características dos voos.....	39

### CAPITULO IV.

#### Artigo 1

<b>Figura 1</b> – Assinatura espectral de espécies de vegetação antártica.....	45
<b>Figura 2</b> – Localização das amostras de vegetação na área de estudo de Hope Bay .....	46
<b>Figura 3</b> – NDVI das áreas livres de gelo de Hope Bay com os intervalos de classe do VANT, Sentinel-2 e Landsat 8 .....	47
<b>Figura 4</b> – Polígonos digitalizados das comunidades vegetais de Hope Bay e as classes NDVI obtidas a partir das imagens de VANT, Sentinel-2 e Landsat-8. ....	48
<b>Figura 5</b> – Mosaicos NDVI, RGB e NIR de altíssima resolução espacial .....	50
<b>Tabela 1</b> – Informações básicas sobre as imagens de satélite usadas neste estudo .....	47
<b>Tabela 2</b> – Intervalos de classe de NDVI para a probabilidade de presença de vegetação .....	47
<b>Tabela 3</b> – Limiares de NDVI para probabilidade de vegetação em Hope Bay definida de acordo com parâmetros estatísticos, .....	48
<b>Tabela 4</b> – Desempenho de cada plataforma de sensoriamento remoto na identificação de vegetação com probabilidade superior a 50% nos 85 locais confirmados para a presença da cobertura .....	50
<b>Tabela 5</b> – Porcentagem de área de cada classe encontrada em áreas de amostragem dos tipos de vegetação .....	50
<b>Tabela 6</b> – Descrição dos tipos de vegetação observados nas classes de NDVI da imagem do VANT. ....	51

#### Artigo 2

<b>Figura 1</b> – Localização da (a) área de estudo no (b) extremo norte da Península Antártica na (c) Antártica. Em detalhe pontos de coletas de campo. (d-f) Exemplos de algas, musgos e líquens encontrados na área de estudo.....	58
<b>Figura 2</b> – Assinatura espectral de gêneros de vegetação antártica.....	59

<b>Figura 3</b> – Fluxograma do processamento, com as etapas de segmentação, pré-classificação e classificação realizados para a distinção dos tipos de vegetação de Hope Bay, Península Antártica. ....	62
<b>Figura 4</b> – Tipos de vegetação encontrados em Hope Bay. ....	74
<b>Figura 5</b> – Exemplos de comunidades de vegetação encontradas em Hope Bay. ....	75
<b>Tabela 1</b> – Características do sensor e dos voos realizados. ....	61
<b>Tabela 2</b> – Classes e subclasses de vegetação estabelecidas para a classificação <i>Random Forest</i> . A descrição compreende as principais características observadas nas amostras de treinamento de cada subtipo. ....	65
<b>Tabela 3</b> – Características utilizadas para a análise baseada em objetos geográficos. ....	67
<b>Tabela 4</b> – Matriz de distância entre as classes por características selecionadas. ....	70
<b>Tabela 5</b> – Importância da contribuição das variáveis usadas na classificação dos tipos de vegetação. ....	72
<b>Tabela 6</b> – Matriz de erro e acurácia geral da classificação. ....	73

### Artigo 3

<b>Figura 1</b> – Localização da área mapeada pelo estudo em Hope Bay. ....	95
<b>Figura 2</b> – Classificação hierárquica realizada para a distinção dos tipos e subtipos de vegetação de Hope Bay, Península Antártica. ....	97
<b>Figura 3</b> – Visão geral da área de estudo, distribuição das formações vegetais e mapa hipsométrico. ....	101
<b>Figura 4</b> – Mapa de declividade e aspecto. ....	102
<b>Figura 5</b> – Bacias e linhas de drenagem e localização das pinguineiras, neveiros, construções e outros materiais do terreno. ....	103
<b>Figura 6</b> – Mapeamento geomorfológico atualizado e mapeamento de solo adaptado. ....	105
<b>Figura 7</b> – Geoambientes de Hope Bay. ....	112
<b>Tabela 1</b> – Valores observados para cada formação vegetal por meio da investigação da média e do desvio padrão dos pixels das bandas espectrais e dos IVs. ....	99
<b>Tabela 2</b> – Distribuição observada para cada formação vegetal por meio da investigação dos dados geomorfométricos e dos intervalos de distância entre as formações e o mar, as geleiras, os ninhais e as linhas de drenagem. ....	104
<b>Tabela 3</b> – Porcentagem observada para cada formação vegetal em relação aos tipos de solos e às geoformas. ....	107
<b>Tabela 4</b> – Descrição das variáveis ambientais de cada um dos geoambientes. No aspecto são mostrados apenas as características predominantes. Os valores das porcentagens foram arredondados. ....	115

## CAPÍTULO I. INTRODUÇÃO

Componente central do clima do planeta e dos sistemas de circulação dos oceanos, a Antártica tem apresentado, em algumas partes do continente, as mudanças ambientais mais rápidas do mundo observadas desde 1950 (CONVEY e PECK, 2019). Na Península Antártica (PA), o aquecimento registrado na segunda metade do século XX foi um dos maiores a nível global e o maior do Hemisfério Sul em comparação a qualquer outro ambiente terrestre (TURNER *et al.*, 2009; 2011; SIEGERT *et al.*, 2019) – em algumas partes da PA as temperaturas médias anuais do ar aumentaram em 3°C ou mais entre 1950 e 2000 (TURNER *et al.*, 2009). Embora uma redução na taxa de aquecimento tenha sido registrada por volta de 2000 (OLIVA *et al.*, 2017; NAVARRO, 2017), uma retomada na tendência de aumento da temperatura já está prevista (TURNER *et al.*, 2016), com partes do continente podendo enfrentar mudanças climáticas comparáveis às observadas para a PA até agora (BRACEGIRDLE *et al.*, 2016; 2019; CONVEY e PECK, 2019).

As variações climáticas são mais intensas e apresentam aumento de temperatura superior à média global em altas latitudes (TURNER *et al.*, 2005). A criosfera é um dos principais indicadores das alterações que vêm ocorrendo no clima, e as mudanças em cada componente do subsistema têm um impacto significativo e duradouro nos sistemas físicos, biológicos e sociais (VAUGHAN *et al.*, 2013). Os elementos da criosfera – cobertura de neve, geleiras de altitude, mantos de gelo, gelo marinho, lagos e rios congelados e *permafrost* – representam 10% da superfície emersa do planeta e estão entre as características superficiais mais complexas e transitórias da Terra, desempenhando um papel central nas mudanças ambientais (SLAYMAKER e KELLY, 2007).

Sendo a Península Antártica uma das regiões que mais aquecem na Terra (VAUGHAN *et al.*, 2003; DING e STEIG, 2013; TURNER *et al.*, 2016), fortes efeitos na criosfera e na biologia da região foram observados (SIEGERT *et al.*, 2019), notadamente: a recessão das frentes das geleiras (COOK *et al.*, 2005; 2016), desintegração ou recuo das plataformas de gelo e subsequente aceleração das geleiras que alimentam essas (RIGNOT *et al.*, 2004; COOK e VAUGHAN, 2010), diminuição na espessura das geleiras, mudanças na biologia terrestre (CONVEY e SMITH, 2006), aumento das plantas vasculares nativas (PARNIKOZA *et al.*, 2011, TORRES MELLADO *et al.*, 2011), variações dos processos geomorfológicos, degradação do *permafrost*, diminuição da espessura da camada ativa (BOCKHEIM *et al.*, 2013) e a expansão das áreas livres de gelo (LEE *et al.*, 2017).

A biodiversidade terrestre da Antártica ocorre quase exclusivamente em áreas livres de gelo do continente (LEE *et al.*, 2017), que formam manchas de habitat isolados dentro de uma matriz de gelo (CONVEY *et al.*, 2010) e são estimadas em menos de 0,5% da área. A região mais vegetada da Antártica, a PA, apresenta apenas 1,34% do seu solo exposto coberto por vegetação (FRETWELL *et al.*, 2011). Estima-se que as áreas livres de gelo da Antártica podem aumentar em cerca de 25% até o final deste século, o que causaria o surgimento de até ~17 mil km<sup>2</sup> de novas áreas sem a cobertura permanente de gelo, das quais 85% estarão localizadas na região biogeográfica norte da Península Antártica (TERAUDS *et al.*, 2012; TERAUDS e LEE, 2016) – resultando em um aumento de quase três vezes a área total sem gelo da PA (LEE *et al.*, 2017). Como resultado da expansão, novos habitats em potencial podem surgir para as espécies, ampliando o estabelecimento da vegetação em áreas recém-expostas (LEE *et al.*, 2017; CONVEY e PECK, 2019). Com as mudanças, é esperado que a biota terrestre aumente a sua produtividade, o tamanho da sua população e a variedade de espécies individuais, e a complexidade das comunidades (CONVEY e PECK, 2019).

Embora a Antártica apresente poucas condições favoráveis ao estabelecimento e crescimento da vegetação em seu território, a sua biota se adaptou às condições extremas da região ao longo de muitos milhões de anos (CONVEY e PECK, 2019), de forma que espécies podem ser encontradas nos habitats livres de gelo mais inóspitos da área. Aproximadamente 100 espécies de musgos, 25 espécies de hepáticas, 300 a 400 espécies de líquens e 20 espécies de macro-fungos são encontradas no continente, com a maior diversidade de espécies observadas ao longo da costa oeste da Península Antártica e ilhas associadas. Em todo o continente, há apenas duas espécies de vegetais superiores: *Deschampsia antarctica* e *Colobanthus quitensis* – com ocorrência restrita às Shetlands do Sul e à linha costeira oeste da PA (Serviço Antártico Britânico, 2020). Essas duas plantas vasculares nativas da Antártica registraram aumentos na sua cobertura devido às alterações climáticas dos últimos 30-50 anos (GUGLIELMIN *et al.*, 2014) – uma provável resposta ao aquecimento do ar (PARNIKOZA *et al.*, 2009; TORRES MELLADO *et al.*, 2011) e ao aumento da precipitação e da espessura da camada ativa (GUGLIELMIN *et al.*, 2014; CANNONE, *et al.*, 2016).

Com a biota desafiada pelas mudanças no meio ambiente (CONVEY e PECK, 2019) e com o rápido desenvolvimento de comunidades vegetais em solo recém-exposto na Antártica (CONVEY e SMITH, 2006), a necessidade de técnicas de monitoramento eficientes e apropriadas é ressaltada (ROBINSON *et al.*, 2018; TURNER *et al.*, 2019). Principalmente porque partes dos ecossistemas terrestres antárticos permanecem sem levantamentos biológicos (CONVEY e PECK, 2019), o que deixa a avaliação dos impactos na

biodiversidade e o monitoramento das respostas dessas comunidades ainda pouco explorados. É destacada a necessidade de um monitoramento contínuo, em diferentes escalas espaço-temporais e com o uso de abordagens de campo e sensoriamento remoto para estimar a dinâmica em constante mudança desse subsistema. O monitoramento antártico *in situ* durante o ano todo possui alto custo financeiro e logístico, e é limitado pelo clima hostil, o que torna o sensoriamento remoto um aliado para atender às necessidades crescentes de pesquisas criosféricas (GAFFEY e BHARDWAJ, 2020).

Os mapeamentos de vegetação estão entre os produtos mais importantes derivados de dados de sensoriamento remoto (RÄSÄNEN e VIRTANEN, 2019), porém, a detecção e o mapeamento da vegetação por meio da classificação de imagens permanecem limitados no ambiente antártico devido à complexidade de sua cobertura superficial, condicionada à sazonalidade, e, também, à heterogeneidade espacial e homogeneidade espectral da vegetação local (SOTILLE *et al.*, 2020). Na última década, desenvolvimentos em robótica, visão computacional e tecnologia de sensor forneceram novas ferramentas de sensoriamento remoto para a aquisição de dados de altíssima resolução espacial e alta resolução espectral por meio de veículos aéreos não tripulados (VANTs) – revolucionando a coleta de dados geoespaciais (AASEN *et al.*, 2018). Permite-se, com isso, o monitoramento de componentes antárticos por meio de sensores instalados em satélites ou aeronaves, gerando uma maior variedade de informações e a possibilidade de identificar novos sinais de variabilidade ambiental.

Assim, a disponibilidade de sensores de baixo custo para VANTs representa um ponto de virada para a pesquisa ambiental e para o monitoramento operacional na Antártica Marítima (CALVIÑO-CANCELA e MARTÍN-HERRERO, 2016), possibilitando o mapeamento do ambiente e suas características periglaciais e ecológicas. Na Antártica, os VANTs têm sido empregados em pesquisas geomorfológicas (PINA *et al.*, 2014; DAŹBSKI *et al.*, 2017) e estudos sobre vegetação (LUCIEER *et al.*, 2012; 2014; TURNER *et al.*, 2014; 2018; 2019; MALENOVSKÝ *et al.*, 2017; MIRANDA *et al.*, 2020), porém poucas tentativas foram realizadas na classificação supervisionada dos tipos de formações vegetais. Uma vez que o nível de detalhe dos conjuntos de dados aéreos permite a discriminação dos principais tipos de vegetação antártica (MIRANDA *et al.*, 2020), o sensoriamento remoto pode facilitar o monitoramento das respostas apresentadas pela vegetação frente às mudanças ambientais – como o aquecimento global e o aumento da perturbação humana – e reduzir os custos e os impactos das pesquisas de campo (CALVIÑO-CANCELA e MARTÍN-HERRERO, 2016).

## 1.1. Objetivos

Esse estudo tem por objetivo mapear e identificar as características das comunidades vegetais do ambiente livre de gelo de Hope Bay, na Península Antártica, apontando possibilidades para o uso de sensores de altíssima resolução, como os acoplados aos VANTs, na identificação desses alvos. Explorar técnicas de sensoriamento remoto por VANT e apontar metodologia para a utilização desse equipamento em pesquisas sobre a cobertura vegetal da Antártica também são propósitos deste trabalho.

### 1.1.1. Objetivo geral:

- Detectar e caracterizar a vegetação criptogâmica de Hope Bay, no extremo-norte da Península Antártica, a partir da análise de dados coletados por VANT.

### 1.1.2. Objetivos específicos:

- Avaliar a adequação do uso do NDVI para mapeamento da cobertura vegetal do ambiente da Antártica Marítima;
- Identificar comunidades vegetais compostas predominantemente por algas, musgos e líquens por meio da análise de imagens baseada em objetos geográficos (GEOBIA);
- Avaliar a relação das comunidades vegetais com um conjunto de variáveis ambientais usando técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento.

## 1.2. Problema

- O uso de dados coletados por veículos aéreos não tripulados apresenta um ganho na aquisição de dados ambientais e trazem uma nova perspectiva para os estudos de vegetação da Antártica Marítima?

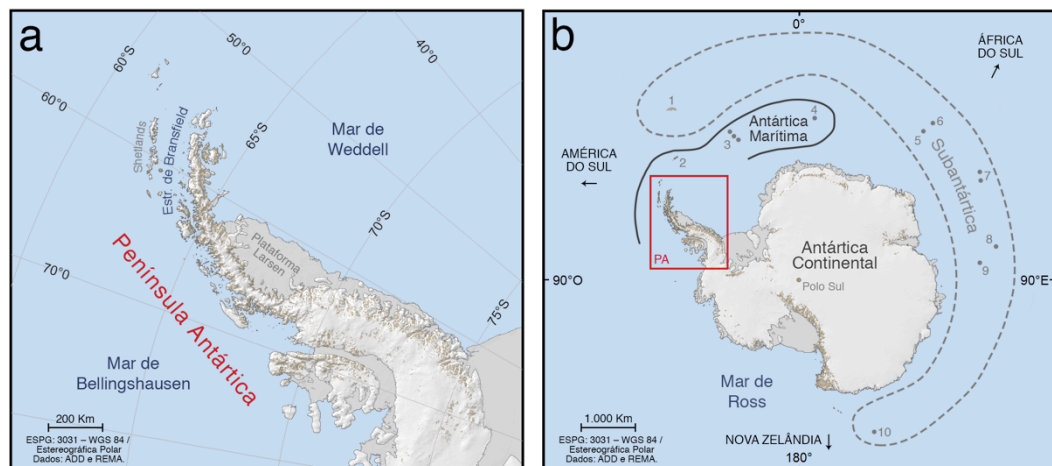
## 1.3. Hipótese

- Os dados coletados por veículos aéreos não tripulados possibilitam a detecção e a caracterização da cobertura vegetal da Antártica Marítima, além da interpretação do seu contexto ambiental.

## 1.4. Caracterização da área de estudo

### 1.4.1. Península Antártica e Antártica Marítima

A Península Antártica (Figura 1-a) possui um ambiente complexo que inclui oceano, gelo marinho, campos de gelo, geleiras e *permafrost*, integrados a uma topografia característica. É a porção do continente que se estende mais substancialmente ao norte do manto de gelo central da Antártica, atinge latitudes mais baixas do que o resto do continente e é altamente influenciada pelo oceano circundante. O processo de perda de massa ocorre principalmente em função das temperaturas de verão, causando derretimento de neve e gelo na superfície da geleira (TURNER *et al.*, 2009). Esse derretimento seguido pelo escoamento é responsável pela maior parte da ablação das geleiras (CUFFEY e PATERSON, 2010). Pelo fato de a região estar localizada próxima do limite latitudinal do *permafrost*, é necessário entender como o ambiente reage às alterações climáticas (NIEUWENDAM, 2009). Recuos significativos têm sido encontrados na PA, sendo que entre 1988-2001, 90% das geleiras da região norte da península estavam em retração, já entre 2001-2009 a retração atingiu 79% das geleiras (DAVIES *et al.*, 2012).



**Figura 1** – Península Antártica (a) e a posição aproximada das regiões Subantártica, Antártica Marítima e Antártica Continental (b) (adaptado de Climate Policy Watcher (2020); os pontos indicam a posição aproximada das principais ilhas Subantárticas e da Antártica Marítima: 1-Geórgia do Sul; 2-Orkney do Sul; 3-Sandwich do Sul; 4-Bouvet; 5-Marion; 6-Príncipe Edward; 7-Crozet; 8-Kerguelen; 9-Heard; 10-Macquarie).

A Antártica Marítima (Figura 1-b) abrange a costa oeste da Península Antártica até cerca da latitude 70°S, as ilhas Shetland do Sul, os arquipélagos Orkney do Sul, Sandwich do Sul, Palmer, e outras ilhas menores. O termo é utilizado para definir essas áreas localizadas



nas margens do continente antártico (HOLDGATE, 1964; LONGTON, 1979), fazendo uma divisão biogeográfica em relação ao continente e outras zonas longitudinais devido às diferenças de clima e vegetação da região (ØVSTEDAL e SMITH, 2001). A Antártica Marítima é caracterizada por um clima marítimo, frio e úmido, com temperaturas médias mensais superiores a 0°C durante pelo menos um mês do verão e inferiores a -10°C durante o inverno. As condições menos severas permitem o desenvolvimento de solos mais profundos, cobertura vegetal mais extensa e rica, e maior intemperismo químico em comparação ao continente (CAMPBELL e CLARIDGE, 1987). Em função do clima ser, geralmente, mais quente e úmido do que em outras regiões do continente antártico, a Antártica Marítima é uma região de destaque para o estudo de comunidades criptogâmicas.

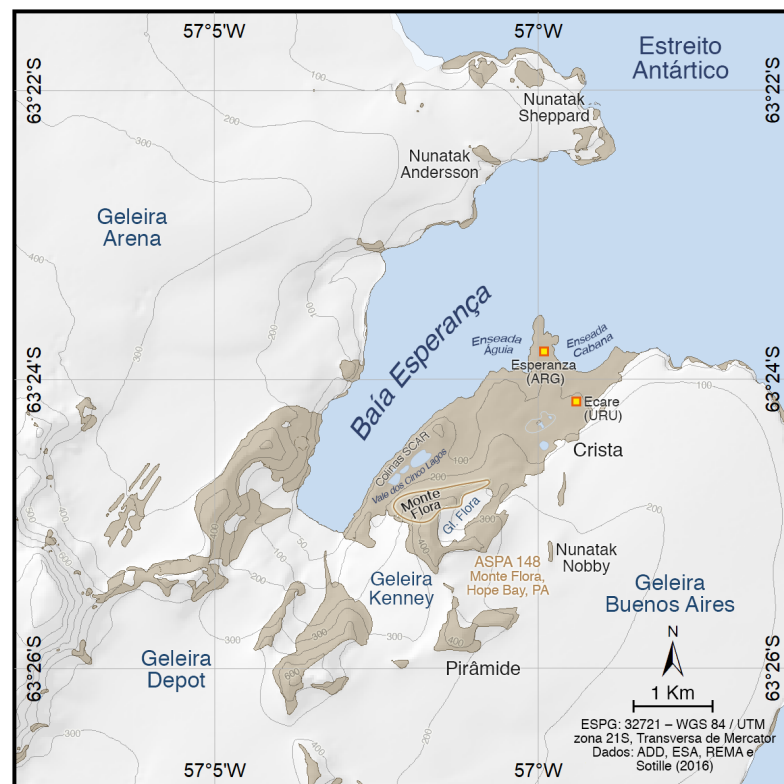
#### 1.4.2. Aspectos geográficos de Hope Bay

Hope Bay (63°23'S, 57°00'W) está situada no extremo norte da PA (Figura 2) e tem uma área livre de gelo de 3,5 km<sup>2</sup>, sendo delimitada a leste pela geleira de Buenos Aires (100 m de altitude) e ao sul pelo Monte Flora (520 m de altitude) – esse por sua vez cercado a nordeste pela geleira de anfiteatro Flora (que se estende por 1 km do cume do monte Flora) e pela geleira Kenney nas encostas ocidentais, que se une à geleira Depot, onde ambas fluem para ancorar na baía Esperança. Na área encontra-se uma das maiores colônias de pinguins-de-adélia (*Pygoscelis adeliae*) da Península Antártica (TATUR e MYRCHA, 1989; EMSLIE *et al.*, 2018), – estimada por Emslie *et al.* (2018) em mais de 100 mil pares reprodutores.

A geologia da região é composta pelo grupo metassedimentar () e compreende três formações principais: a Formação Hope Bay, a Formação Mount Flora e a Formação Glaciar Kenney (BIRKENMAJER, 1993; DEL VALLE *et al.*, 2001; MARTÍN-SERRANO *et al.*, 2005; BOCKHEIM, 2015). A área do Monte Flora (63°25'S; 57°01'W) foi designada como uma Área Antártica Especialmente Protegida (ASPA, do inglês: *Antarctic Specially Protected Area*) em razão da sua rica flora fóssil. A ASPA localiza-se a aproximadamente 3 km a sudeste da Base Antártica Esperanza (BAE/Argentina) (63°23'S; 56°59'O) e da Estação Científica Antártica Ruperto Elichiribehety (ECARE/Uruguai) (63°24'S; 56°58'W).

A ocorrência de *permafrost* na área é contínua, com setores isolados, no centro e margens da área, ricos em gelo; e dinâmica geomorfológica impulsionada por processos paraglaciais e periglaciais (BIRKENMAJER, 1993; DEL VALLE *et al.*, 2001; MARTÍN-SERRANO *et al.*, 2005; PEREIRA, 2014; BOCKHEIM, 2015). As formas geomorfológicas incluem: afloramentos rochosos, depósitos morânicos, flúvios-glaciais e de gelifluxão,

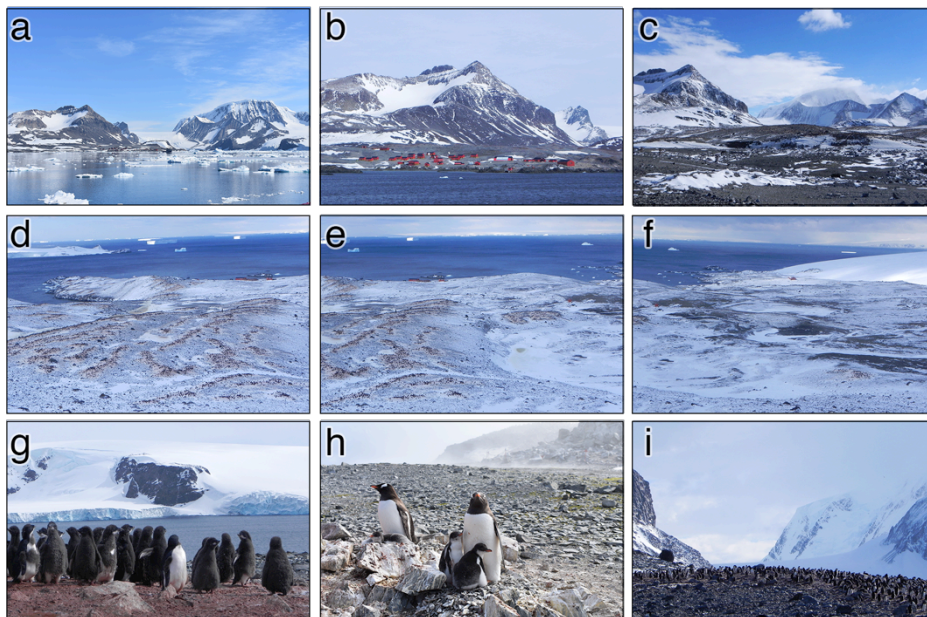
terraços marinhos, cones aluviais, taludes, solo em padrão e *thermokarst* (MONTES *et al.*, 2005; BOCKHEIM, 2015). Pereira (2014) afirma que o desenvolvimento da camada ativa e processos de *thermokarst* nessas áreas são determinados pelas condições climáticas no verão e pelo gelo superficial interconectado com água superficial e subsuperficial, onde a evolução do *permafrost* torna-se um indicador sensível de variações climáticas recentes e modificações do ambiente. No solo, duas divisões principais são observadas na área, com os solos ornitogênicos abaixo de 60 m e os solos líticos em terrenos rochosos acima de 60 m (PEREIRA *et al.*, 2013). De acordo Bockheim (2015), existem três ordens de solo em Hope Bay, sendo: Entisols, Gelisols, Histosols – com predominância dos grupos Haploturbels, seguido de Gelorherts e uma pequena porção de Haplohemists.



**Figura 2** – Hope Bay, no extremo norte na Península Antártica. No destaque a área mapeada pelo estudo.

Inserida em uma zona de transição climática entre a Antártica Marítima e a Continental, a região de Hope Bay passou por mudanças rápidas na sua área coberta de gelo e na temperatura do ar nas últimas décadas (SOTILLE *et al.*, 2016). O local representa um ponto chave em estudos ambientais pois difere do resto da Península Antártica por ter uma altitude média consideravelmente menor, o que ocasiona na supressão da particular divisão entre costas leste e oeste da PA. Em consequência, a área fica exposta à influência do Estreito Bransfield (quente e úmido) e do Mar de Weddell (frio e seco).

Hope Bay se enquadra no clima EF (clima polar ou de neve e gelo), segundo a classificação de Köppen (1936). Em uma área onde temperaturas positivas recorde para a Antártica são observadas – 18.3°C em 2020 e 17.5°C em 2015 – a Base Esperanza (Argentina) registrou altas taxas de aquecimento na temperatura do ar nas últimas décadas – 0,42°C/10 anos entre 1958–2000 (KEJNA, 2003). As condições locais apontam temperatura média anual de -4,6°C entre 1981-2010. Durante o verão austral (dezembro, janeiro e fevereiro), as temperaturas médias máximas variam entre 3,7°C e 4,3°C, enquanto as médias mínimas variam entre -2°C e -1,2°C. No inverno austral (junho, julho, agosto), as temperaturas médias máximas variam entre -4,6°C e -6,3°C, e as mínimas entre -14,8°C e -13,2°C. As médias máximas anuais são de -0,9°C e as mínimas de -8°C. A velocidade média anual do vento é de 26 km/h, sendo janeiro o mês menos ventoso, com média de 20 km/h, e julho o mês mais ventoso, com média de 30 km/h (Servicio Meteorológico Nacional-Argentina, 2020). Eventualmente ventos catabáticos da geleira local são registrados atingindo valores superiores a 90 km/h.



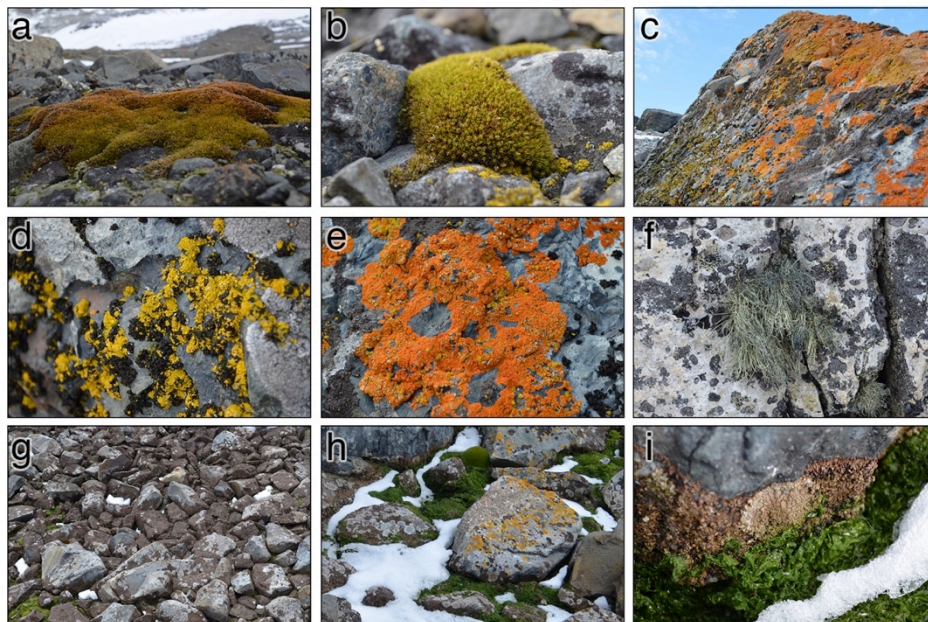
**Figura 3** – Aspectos do ambiente de Hope Bay. Base Esperanza vista a partir Estreito Antártico (a,b), área mapeada pelo estudo vista a partir da Geleira Flora (d-f) e pinguins de Hope Bay (g-i).

#### 1.4.3. Vegetação de Hope Bay

A flora de Hope Bay (Figura 4) é escassa e distribuída em pequenas manchas irregulares, sendo predominantemente composta por comunidades de líquens, algas verdes e pequenas coberturas de musgo – sendo que espécies de plantas superiores são ausentes na

região (LONGTON, 1967). De acordo com Longton (1967) as comunidades de Hope Bay pertencem à formação “Criptogâmica Antártica”, caracterizada pela predominância de vegetais sem flor. O autor identificou três sub-formações em Hope Bay: (i) líquen e musgo almofada, (ii) musgo de relvado e (iii) algas talosas; apontando gêneros como *Caloplaca-Xanthoria*, *Polytrichume Prasiola*.

Em levantamento florístico na região de Hope Bay, Poeiras (2010) identificou uma espécie de alga terrestre, 19 espécies de líquens e 8 espécies de musgos. O autor aponta o líquen *Buellia russa* como a espécie com maior distribuição dentre as comunidades estudadas, ocorrendo desde áreas com solos ornitogênicos até locais mais isolados ao sul da baía. Outro destaque pela sua abrangência é a espécie *Caloplaca sublobulata*, que ocupa extensas faces rochosas voltadas para o norte da baía, sendo que a sua cor laranja se sobressai ao cinza de *Buellia russa* e *Physcia dubia*, o marrom de *Acarospora macrocyclose*, ou o escuro de *Mastodia tessellata*. A ampla ocorrência de pinguins faz com que ocorra uma maior concentração de líquens ornitocoprófilos na área, já que esses são adaptados às altas concentrações de nutrientes advindos das pinguineiras (POEIRAS, 2010).



**Figura 4** – Tipos de vegetação criptogâmica encontrada na área mapeada em Hope Bay. Exemplos de musgos (a,b), líquens (c-i) e líquens e algas (h,i).

O estudo de Pereira (2012) mostra que os solos ornitogênicos de Hope Bay apresentam vegetação limitada, geralmente esparsa e pobre e constituída principalmente por líquens crustosos, algas verdes (*Prasiola crispera*) e pequenas coberturas de musgos, sendo essas restritas às áreas mal drenadas e sob regime de maior umidade. O autor destaca que a

escassa vegetação da área está associada à condição climática mais seca e fria da região, que se localiza na zona de transição do “deserto polar” do setor do Mar de Weddell (BOCKHEIM e UGOLINI, 1990; BLUME, 1997) – sendo as temperaturas mais baixas e a menor disponibilidade de água líquida no verão os fatores decisivos no estabelecimento de comunidades vegetais mais diversas ou abundantes.

## CAPÍTULO II. REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1. O ambiente periglacial

O ambiente periglacial é caracterizado pela ocorrência de ciclos intensos de congelamento e descongelamento, geralmente com presença de *permafrost* e ocorrendo com frequência nas adjacências do ambiente glacial. French (2013) define como periglacial uma série de processos não glaciais que ocorrem em regiões de clima frio, onde o *permafrost* é central, porém não um definidor desses ambientes.

Pidwirny (2006) caracteriza o ambiente periglacial pela presença de grandes quantidades de rocha angular e fraturada, onde a natureza e a quantidade desses depósitos sugerem que o processo responsável pela ruptura da rocha é a cristalização da água e que o processo de degradação opera continuamente em ciclos de congelamento-descongelamento. De acordo com Slaymaker (2009), os ambientes com ciclos de congelamento-descongelamento frequentes e congelamento sazonal profundo abrangem cerca de 35% da superfície continental da Terra, enquanto os ambientes de *permafrost* cobrem cerca de 20%

Na Antártica, os ambientes periglaciais ocorrem na pequena porção do continente que é livre de gelo e suas propriedades variam devido a diferenças significativas nas condições ambientais (MARGESIN, 2008). Estima-se que menos de 0,5% do continente antártico – ou tão pouco quanto 0,18% (*i.e.* 21 mil km<sup>2</sup>) (BURTON-JOHNSON, 2016) – é formado por áreas sem cobertura permanente de gelo, sendo que a maior proporção (55%) se encontra nas montanhas Transantárticas; a Península Antártica e suas ilhas circundantes compõem cerca de 14% (BOCKHEIM, 2002). A maior parte das áreas livres de gelo da Antártica possui solo congelado subjacente (GUGLIELMIN, 2012). Na Antártica, os ambientes periglaciais são muito variáveis, e os processos e as formas de relevo ativos dependem da quantidade de água disponível sazonalmente (CAMPBELL e CLARIDGE, 2009).

Os processos geomorfológicos que ocorrem em áreas periglaciais são bastante específicos, assim como as geoformas resultantes (FARIA, 2010). Os efeitos do congelamento e descongelamento em ambientes periglaciais alteram significativamente a superfície do solo, com deslocamento de materiais, migração das águas subterrâneas e formação de relevos únicos.

As paisagens periglaciais são bastante distintas devido ao fato de estarem em sua maioria associadas à presença do *permafrost* (FRENCH, 2013) – sendo que as formas de relevo periglaciais mais características estão associadas a este. Slaymaker *et al.* (2009) afirmam que estas formas de relevo periglaciais associadas a *permafrost* incluem solos com

padrão, pingos, cunhas de gelo, pias e feições de termocarste (DE RESENDE MACHADO *et al.*, 2019). De acordo com Bremer (2008) os repetidos ciclos de congelamento e descongelamento desses ambientes levam a feições de crioturbação que incluem horizontes irregulares, quebrados ou curvados, especialmente ao longo do topo do nível do permafrost.

Os principais processos de formação de criossolos nas paisagens de *permafrost* na Antártica Marítima são a criopedogênese – que inclui congelamento e descongelamento, crioclastia, amontoamento, fissuração e solifluxão (BREMER, 2008). Processos únicos para ambientes periglaciais incluem a formação de *permafrost*, o desenvolvimento de fendas de contração térmica (termoclastia), o descongelamento do *permafrost* (formação de termocarste ou *thermokarst*), a formação de cunhas de gelo e certos processos de movimento de massa, que são reforçados pela presença de *permafrost*, como falhas na separação da camada ativa. Outros processos, não necessariamente restritos a ambientes periglaciais, são importantes por sua alta magnitude ou frequência em condições frias e não-glaciais – isso inclui a segregação do gelo, a ação do congelamento sazonal, e várias formas de instabilidade e movimentos de massa relativamente rápidos, como a solifluxão, o lento movimento de descolagem induzida pela gravidade de detritos saturados de água.

Durante as estações mais quentes, o movimento de massa pode ser um fenômeno comum em ambientes periglaciais, ocorrendo geralmente em quatro formas, sendo: a solifluxão, a gelifluxão, o rastejo (*frost creep*) e a queda de blocos (*rockfall*). Processos de erosão e deposição no ambiente periglacial tendem a ter seu próprio caráter. Essas características estão relacionadas à importância da ação de congelamento-descongelamento, a presença de ventos fortes e o fato de que a estação quente é muito curta. Como resultado, três tipos de processos tendem a dominar em ambientes periglaciais: a nivação, a erosão e deposição eólica, e a erosão e deposição fluvial (PIDWIRNY, 2006).

O sensoriamento remoto é utilizado em uma ampla gama de pesquisas sobre a dinâmica da paisagem periglacial e sobre o *permafrost*, somando-se aos dados de campo disponíveis para melhorar o conhecimento desses ambientes. As imagens aéreas ou de satélite são um elemento-chave em estudos voltados para o mapeamento de formas de relevo, da distribuição de *permafrost*, da vegetação, de características hidrológicas e de detecção de mudanças ambientais (GROOSE *et al.*, 2014). As observações de sensoriamento remoto em regiões periglaciais podem identificar geformas e feições de superfície relacionadas à camada ativa, mudanças na paisagem devido ao descongelamento do *permafrost*, mudanças na vegetação relacionadas ao estado do permafrost, propriedades relativas à ação de

congelamento e descongelamento, e até propriedades subterrâneas relacionadas ao permafrost, como a espessura da camada ativa.

## 2.2. A vegetação periglacial e outros alvos: características espectrais

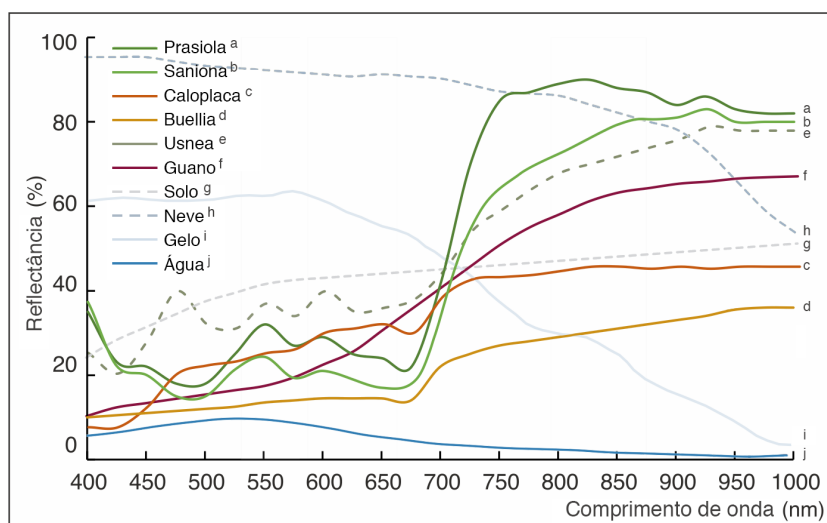
O mapeamento da cobertura vegetal antártica usando técnicas de sensoriamento remoto é complexo devido à mistura de alvos do ambiente periglacial. As manchas de vegetação estão frequentemente associadas a solos expostos e rochas, sazonalmente cobertas de neve, com conteúdo de água líquida devido ao derretimento da neve ou gelo e, também, dispostas em solos com alto conteúdo orgânico; assim, a resposta espectral pode sofrer influência desses materiais do terreno.

O comportamento espectral de uma folha é dado em função de sua composição, morfologia e estrutura interna (PONZONI e DISPERATI, 2001). A curva de reflectância de uma folha verde sadia é caracterizada por baixa reflectância no espectro do visível (VIS 400-700 nm) e alta reflectância no infravermelho próximo (NIR 700-1300 nm). No VIS os pigmentos existentes nas folhas (clorofila, carotenos, xantofilas) dominam a reflectância espectral, enquanto no NIR domina a interação da energia incidente com a estrutura da folha. O mais característico na resposta da vegetação verde é o ponto de inclinação máxima em torno de 690-740 nm. Este ponto, denominado de “borda do vermelho” ou *red-edge* (CURRAN *et al.*, 1990), marca o limite entre a absorção de clorofila e a alta reflectância no NIR. A inclinação da borda do vermelho está correlacionada com a concentração total de clorofila e o conteúdo de água (TUCKER, 1979). Diferenças nas propriedades da vegetação resultam em diferentes características de absorção de água, clorofila ou celulose e, portanto, em características específicas de reflectância. As formas das assinaturas espectrais da vegetação variam particularmente no VNIR (ULRICH *et al.*, 2009).

Nas comunidades vegetais da Antártica, a alga *Prasiola* (Figura 5-a) e o musgo *Sanionia* (Figura 5-b) apresentam comportamento espectral mais característico da vegetação verde, com *red-edge* ressaltado devido à combinação entre a forte absorção de clorofila na região do vermelho e a alta reflectância no NIR (CALVIÑO-CANCELA e MARTÍN-HERRERO, 2016). Amostras dessecadas de algas verdes exibem reflectância mais forte na região NIR quando comparadas às amostras secas, e diferentes espécies de musgo podem apresentar distinções de reflectância na região do infravermelho próximo e amostras úmidas e secas de musgos e algas verdes podem apresentar diferenças de comportamento (HASELWIMMER e FRETWELL, 2009).



Os líquens, em geral, apresentam absorção fraca em 685 nm e *red-edge* atenuado porque, apesar da presença de clorofila nas células algais internas, a maioria das espécies tem outros pigmentos no córtex que a mascaram a clorofila (CALVIÑO-CANCELA e MARTÍN-HERRERO, 2016). Há uma maior variabilidade espectral entre as espécies de líquens na região do VNIR (HASELWIMMER e FRETWELL, 2009), com algumas espécies exibindo maior reflectância no VNIR (abreviação de VIS e NIR) devido às suas cores mais vivas e claras (HASELWIMMER e FRETWELL, 2009; ULRICH *et al.*, 2009), como é o caso dos líquens alaranjados da família *Teloschistaceae* (como a *Caloplaca*) As variações na assinatura espectral dos líquens *Caloplaca* (Figura 5-c) e *Buellia* (Figura 5-d) são mais semelhantes entre si, já o comportamento da *Usnea* (Figura 5-e) apresenta reflectância aumentada na região verde (~550 nm), relacionado à concentração de clorofila, e *red-edge* mais ressaltado. As características espectrais observada para os líquens, de fraca absorção em 685 nm e baixo contraste entre VIS e NIR, resultam em valores de NDVI relativamente mais baixos para as espécies liquênicas em relação às espécies de algas verdes e musgos (SOTILLE *et al.*, 2020).



**Figura 5** – Assinatura espectral de gêneros de vegetação antártica (a-e) e outros materiais do terreno (f-j) presentes em Hope Bay. Adaptado de Haselwimmer e Fretwell 2009; Casanovas, 2015 e Calviño-Cancela e Martín-Herrero, 2016, e de Hall e Martinec, 1985; Fretwell *et al.*, 2015; Burton-Johnson *et al.*, 2016; e Zeng *et al.*, 2016.

O guano do pinguim-de-Adélia (Figura 5-f) apresenta alta reflectância nas bandas do NIR e SWIR em relação às outras bandas. Na região do visível a reflectância é mais baixa, sendo claramente identificável como uma mancha marrom avermelhada nesses comprimentos de onda (FRETWELL *et al.*, 2015). A assinatura espectral do solo (Figura 5-g) exposto é relativamente constante nos comprimentos de onda no visível e infravermelho próximo. As

características de reflectância e absorção espectral são afetadas pela umidade do solo, textura, conteúdo mineral e matéria orgânica. Geralmente, a reflectância diminui quando a umidade do solo aumenta (WEIDONG *et al.*, 2002), um solo úmido e de grão grosso tem uma menor reflectância do que um solo seco e fino (VAN DER MEER, 2004).

A reflectância da neve recentemente precipitada (Figura 5-h) é maior nos comprimentos de onda do visível e do infravermelho próximo. O comportamento espectral da neve muda com a transformação do cristal de neve para gelo, de modo que o *firn*, neve parcialmente compactada, apresenta reflectância de 25 a 30% menor do que a neve. O gelo de geleira (Figura 5-i) tem alta reflectância entre 400-600 nm, diminuindo no comprimento de onda do vermelho até próximo a zero (AMBINAKUDIGE e SHRINIDHI, 2012). A baixa reflectância da neve e do gelo no infravermelho de ondas curtas está relacionada ao seu conteúdo microscópico de água líquida. A curva da água (Figura 5-j) no estado líquido mostra baixa reflectância entre 380 nm e 700 nm e alta absorção acima de 700 nm, na região do infravermelho. A água pura (sem constituintes suspensos ou dissolvidos) tem baixa reflectância mesmo na região do visível (NOVO, 2010), a reflectância aumenta nessa faixa se a água contiver material em suspensão (ULRICH *et al.*, 2009). Assim, a água turva tem uma reflectância mais elevada na região visível do que a água limpa. Os lagos oligotróficos, com baixa concentração de constituintes, e profundos são geralmente escuros devido à atenuação da luz em profundidade e não haver retorno do sinal para o observador (NOVO, 2010).

### **2.3. VANT: características e funcionamento do sistema**



Os VANTs, também conhecidos como drones, sistemas aéreos não tripulados (UAS, do inglês: *Unmanned Aircraft Systems*) ou aeronaves remotamente pilotadas (RPA, do inglês: *Remotely Piloted Aircraft*), são microaeronaves inovadoras, leves e pequenas que oferecem grande potencial de aplicação em muitas áreas de pesquisa científica. De acordo com Aasen *et al.* (2018a), estudos recentes têm mostrado o sensoriamento remoto por VANTs como um elemento revolucionário para o monitoramento ambiental. Eles são frequentemente uma alternativa ao sensoriamento remoto por sensores satelitais, sendo usados na captura de dados voltados para o mapeamento de alta resolução espacial e temporal (MADAWALAGAMA *et al.*, 2016); e ainda, no mapeamento geográfico como uma alternativa à fotogrametria aérea tradicional e ao levantamento topográfico.

Uma ampla gama de plataformas e sensores de VANT foi desenvolvida desde 2008, tornando possível aos cientistas a aquisição repetida de imagens em resoluções espaciais

altíssimas (1 cm a 1 m) e de baixo custo financeiro (AASEN *et al.*, 2018a). No processo de aquisição de dados, as plataformas VANT possuem geralmente três vantagens destacadas, sendo: o relativo baixo custo de investimento inicial, o baixo custo de mobilização e o menor tempo necessário para concluir a aquisição (FITZPATRICK, 2015).

Os modelos mais utilizados de VANTs são os de asa fixa e os multirotores (Figura 6), sendo que a opção por cada modelo depende do viés da pesquisa a ser desenvolvida (*i.e.* agricultura, construção civil, meio ambiente, energia, topografia, entre outros), dos requisitos da coleta de dados, dos sensores necessários para realizar a missão (WATTS *et al.*, 2012) e de características do terreno, como: o tamanho da área de estudo e o relevo. Dentre as vantagens de cada modelo (Figura 6), as plataformas de asa fixa possuem alta autonomia de voo e, considerando um único ciclo de bateria, podem sobrevoar áreas maiores do que as plataformas multirotores do mesmo porte; o modelo asa fixa possui, ainda, o fator aerodinâmica ao seu favor, já que o design da estrutura proporciona maior estabilidade durante ventos fortes do que as aeronaves de múltiplos rotores, que, em geral, apresentam menor resistência a ventos extremos. Dentre as vantagens dos modelos multirotores está o seu baixo custo financeiro, a sua simples operação e a sua alta manobrabilidade – ao contrário do modelo asa fixa, o múltiplo rotor não necessita de uma área grande de decolagem e aterrissagem, eles podem aterrissar de maneira vertical em áreas muito pequenas, por isso, são mais adequados para espaços confinados.

**Tabela 1** – Principais diferenças entre modelos de VANT

ASA FIXA	MULTIROTOR
<p>Ideal para áreas de grande cobertura</p> <p>Alta autonomia de voo</p> <p>Alta resistência ao vento</p> <p>Alta estabilidade e velocidade de voo</p> <p>Decolagem/pouso precisa de espaço</p> <p>Custo financeiro alto</p>	<p>Ideal para áreas confinadas</p> <p>Alta manobrabilidade</p> <p>Simple de operar</p> <p>Baixo custo financeiro</p> <p>Velocidade e autonomia de voo baixa</p> <p>Área de cobertura pequena</p>
	

Os sistemas podem ser operados via controle remoto ou voar de forma autônoma através de planos de voo estabelecidos via *software*. Para fins de determinação da trajetória, as plataformas possuem embarcados um sistema de navegação GNSS (*Global Navigation*

*Satellite System*) e uma unidade de medição inercial (IMU), cumprindo com o requisito essencial de pesquisas aéreas automatizadas, assim, o equipamento é capaz de seguir um plano de voo previamente determinado. A determinação da posição da aeronave por meio do sistema GNSS e a orientação por meio da IMU é vital para a geração de levantamentos aéreos de precisão (MADAWALAGAMA *et al.*, 2016).

As plataformas VANT podem ser equipadas com uma variedade de sensores, entre os quais estão câmeras de pequeno ou médio porte, sistemas de câmeras termais ou infravermelhas, câmeras multiespectrais com diferentes larguras de banda, sensores hiperespectrais, LiDAR (*Light Detection and Ranging*), entre outros. A detecção espectral pode ser realizada por meio de diferentes abordagens; geralmente, os sensores espectrais capturam informações em bandas definidas espectral e radiometricamente, e podem ser diferenciados pelo seu arranjo e/ou número de bandas, ou pelo método pelo qual eles alcançam a discriminação espacial e espectral (AASEN *et al.*, 2018a).

Os imageadores espectrais 2D registram dados espectrais em duas dimensões espaciais em cada exposição – o que abre novas formas de espectroscopia de imagem, já que algoritmos podem ser usados para compor uma cena a partir de imagens individuais, e informações espectrais e 3D podem ser recuperadas dos mesmos dados e compor modelos digitais de superfície (HONKAVAARA *et al.*, 2013; AASEN *et al.*, 2015; 2018a; 2018b). A gravação das bandas espectrais pode ocorrer de maneira sequencial ou instantânea. Nos sistemas de banda sequencial, as bandas ou conjuntos de bandas são gravadas sequencialmente no tempo, com um intervalo de tempo entre duas bandas espectrais consecutivas (esses sistemas são conhecidos como sensores de quadro de imagem); já nos sistemas de instantâneos todas as bandas são gravadas ao mesmo tempo, o que carrega a vantagem de não precisar de co-registro espacial (HONKAVAARA *et al.*, 2009; 2013; AASEN *et al.*, 2015; 2018a; 2018b).

Há ainda os sistemas multicâmeras que gravam bandas espectrais de maneira síncrona utilizando várias câmeras integradas para gravar uma imagem multiespectral ou hiperespectral – o que é feito colocando filtros com uma configuração de comprimento de onda específica na frente do detector (AASEN *et al.*, 2018a). Entre esses sistemas estão o Micasense, a Parrot Sequoia e RedEdge com quatro e cinco bandas espectrais (azul, verde, vermelho, borda do vermelho, infravermelho próximo), e a câmera MAIA, com nove bandas capturadas por sensores de imagem separados que operam simultaneamente. Essas câmeras são usadas em diversas aplicações, que vão desde a avaliação da saúde da floresta e o índice de área foliar até a identificação de estresse hídrico e biomassa da cultura (AASEN *et al.*, 2018a).

Sensores mais simples, como as câmeras RGB e RGB modificadas (*e.g.* onde o filtro infravermelho é removido, e as chamadas câmeras infravermelhas coloridas (CIR) com bandas verde, vermelho e NIR) também são usadas para capturar dados espectrais (AASEN *et al.*, 2018a). Essas câmeras RGB e CIR têm um número limitado de bandas espectrais (que são bastante amplas); a principal vantagem desses sensores é sua alta resolução espacial e custo comparativamente baixo, e uma das principais limitações é a sobreposição entre as bandas espectrais bastante amplas (AASEN *et al.*, 2018a).

De acordo com a Sociedade Americana de Fotogrametria e Sensoriamento Remoto (ASPRS, do inglês: *American Society for Photogrammetry and Remote Sensing*), a fotogrametria é a arte, ciência e tecnologia de obter informações confiáveis sobre objetos físicos e o meio ambiente, por meio de processos de gravação, medição e interpretação de imagens e padrões de energia eletromagnética radiante e outras fontes. Na fotogrametria aérea as fotografias são tomadas por uma câmara de precisão acoplada a uma aeronave (TOMMASELLI, 2000).

O *Structure from Motion* (SfM) é uma técnica de levantamento topográfico que pode produzir nuvens de pontos tridimensionais (3D) de alta qualidade (CARRIVICK *et al.*, 2016). Com baixo custo e adequado para pesquisas em áreas remotas, o método opera sob os mesmos princípios básicos da fotogrametria estereoscópica – permitindo que informações 3D sejam extraídas de uma série de imagens 2D obtidas a partir pontos de vista diferentes –, porém, nele a geometria da cena, as posições e a orientação da câmera são reconstruídas simultaneamente por meio da identificação automática de feições homólogas em várias imagens (WESTOBY *et al.*, 2012; PAOLI e TRINDADE, 2015). A nuvem de pontos é, normalmente, refinada para uma por algoritmos de *Multi-View Stereo* (MVS) para gerar uma nuvem de pontos densificada (CARRIVICK *et al.*, 2016). Segundo Westoby *et al.* (2012), a abordagem é mais adequada para conjuntos de imagens com um alto grau de sobreposição que capturam a estrutura tridimensional completa da cena vista de uma ampla gama de posições ou, como o nome sugere, imagens derivadas de um sensor em movimento.

Quando as imagens são carregadas em softwares fotogramétricos automatizados, como Pix4D e Agisoft, cada imagem é dividida em um conjunto de *pixels*. O software então identifica os *pixels* de cada imagem que se correspondem e cria pontos de enlace automatizados, gerando um ortomosaico, baseado na posição GPS da câmera. Triangulação aérea automatizada e medidas de paralaxe são calculadas para gerar uma elevação para cada ponto. Para linhas topográficas mais precisas, pontos de controle (GCPs, do inglês: *Ground Control Points*) devem ser usados (FITZPATRICK, 2015).

### 2.3.1. Sensoriamento remoto por VANT na Antártica

No ambiente periglacial da Antártida, o uso de sensores de altíssima resolução, como aqueles acoplados aos VANTs, pode fornecer cobertura contínua de uma região específica por um longo período de tempo, em especial, em áreas onde faltam dados de satélite devido à cobertura de nuvens característica da região. Além de fornecer a capacidade de validar a detecção remota por satélite com observações *in situ*, as imagens aéreas de altíssima resolução permitem a análise detalhada de formas de relevo periglaciais – o que é de particular importância à luz das mudanças climáticas e das alterações resultantes na espessura da camada ativa (DĄBSKI *et al.*, 2017). Na Antártica, os sistemas VANTs têm sido empregados para aplicações de mapeamento em domínios 2D e 3D em estudos que requerem uma resolução espacial mais alta.

Em pesquisas geomorfológicas, Dąbski *et al.* (2017) utilizaram um VANT PW-ZOOM de asa fixa para realizar análise espacial de formas de relevo periglaciais na ponta Demay, na Ilha Rei George, visando complementar estudos geomorfológicos anteriores realizados nas Shetlands do Sul. A geração e interpretação do ortomosaico e do modelo digital de elevação (MDE), permitiu a vetorização de polígonos de formas de relevo, tais como: formas de solifluxão (solifluxão laminar, lobos de pedra, rochas em língua); escarpas, taludes; terreno padronizado (*hummocks*, círculos classificados, listras, redes e labirintos, e redes e listras não classificados); formas de relevo costeiro (falésias e praias); deslizamentos de terra e fluxos de lama; e campos de pedra e afloramentos rochosos. Os autores concluíram que o sistema VANT é adequado para coletar dados geomorfológicos detalhados e pode ser usado na análise espacial de formas de relevo periglaciais na região da Península Antártica. Na mesma linha, Pina *et al.* (2014) conduziram atividades de campo na península Barton, na Ilha Rei George, adquirindo imagens de altíssima resolução com um VANT multirrotor, podendo desenvolver um modelo topográfico para a área, com mapeamento de características em campos de círculos de pedra (PINA *et al.*, 2016).

No mapeamento de vegetação, Lucieer *et al.* (2014) utilizaram um VANT MikroKopter multirrotor para monitorar e capturar a micro topografia de campos de musgo nas Ilhas Windmill, na Antártica Oriental, com a derivação de um MDS de resolução de 2 cm, foi possível gerar mapas da disponibilidade de água da neve derretida nesses componentes. Turner *et al.* (2019) utilizaram uma câmera visível, uma câmera multiespectral e uma câmera infravermelha termal individualmente a bordo de um multirrotor MikroKopter “Oktokopter” para a investigação de ecossistemas de musgo. Miranda *et al.* (2020) utilizaram um VANT

DJI Phantom 3 e uma câmera RGB para diferenciar tipos de vegetação (*Usnea* e musgos) na Península Fildes, Shetlands do Sul, por meio de classificação *machine learning* com os métodos de aprendizagem supervisionada *K-Nearest Neighbors* (kNN) e *Support Vector Machine* (SVM).

Os sistemas também já foram utilizados em pesquisa de neve, glaciologia, pesquisa animal e outras aplicações polares (ver GAFFEY e BHARDWAJ, 2020).

## 2.4. Métodos de extração de informação em imagens de sensoriamento remoto

### 2.4.1. Índices de vegetação (IVs) aplicados à vegetação antártica

Índices de vegetação são transformações lineares de bandas espectrais, onde um cálculo feito entre as informações espectrais de duas ou mais bandas atribui um novo valor para cada pixel do conjunto de dados. Esses valores são generalizados para diferentes intervalos e transformados em um mapa temático. Para regiões antárticas, os índices de vegetação podem subestimar a presença de vegetação, em especial em áreas com presença de líquens, já que esses não apresentam alta separabilidade entre as bandas do visível e do NIR. Para áreas com presença de pinguineiras, os índices podem subestimar a cobertura vegetal em função do guano apresentar alta separabilidade entre a região do visível e do NIR (FRETWELL *et al.*, 2015).

O NDVI, índice de vegetação por diferença normalizada, é o método mais tradicional de IVs e quantifica a vegetação medindo a diferença entre as faixas do NIR (alta reflectância da vegetação) e do vermelho (alta absorção da vegetação). Para cada pixel da imagem é atribuído um valor que varia de -1 a +1. No ambiente antártico, os valores negativos de NDVI, próximos de -1, correspondem geralmente a áreas com presença de neve ou água. Valores próximos de zero (-0,1 a 0,1) normalmente correspondem a áreas de solo exposto. E valores positivos (normalmente acima de 0,02) podem indicar a presença de cobertura vegetal. No NDVI, os valores próximos a 1 indicam pixels com alto teor de clorofila. Como se baseia em uma razão de bandas de imagens, ele tem o objetivo de normalizar o efeito da mudança de iluminação, inclinação superficial, aspecto e outros fatores (FRETWELL *et al.*, 2011). NDVI já foi usado por outros autores para detectar e mapear vegetação na Antártica (FRETWELL *et al.*, 2011; CASANOVAS *et al.*, 2015; ANDRADE *et al.*, 2018; JAWAK *et al.*, 2019), geralmente usando limiares manualmente estabelecidos, com base na análise visual de imagens de satélite ou usando dados de campo.

O GNDVI, índice de vegetação por diferença normalizada da banda do verde, é uma versão modificada do NDVI que utiliza a banda do verde no lugar da banda do vermelho, sendo mais sensível à variação do teor de clorofila nas plantas. Ele é útil para avaliar a variação do dossel na biomassa, e é um indicador da senescência em caso de estresse ou estágio de maturidade tardia. Este índice pode ser usado para analisar culturas em estádios de crescimento médio a tardio. Na Antártica, o GNDVI pode apresentar resultados melhores do que o NDVI para áreas com coberturas de líquen uma vez que esses alvos apresentam, normalmente, resposta menos elevada na região do verde do que na região do vermelho, gerando, assim, maior contraste entre visível e NIR. Poucas tentativas foram realizadas com o uso do GNDVI para a detecção e o mapeamento da vegetação antártica.

#### 2.4.2. GEOBIA em imagens de altíssima resolução

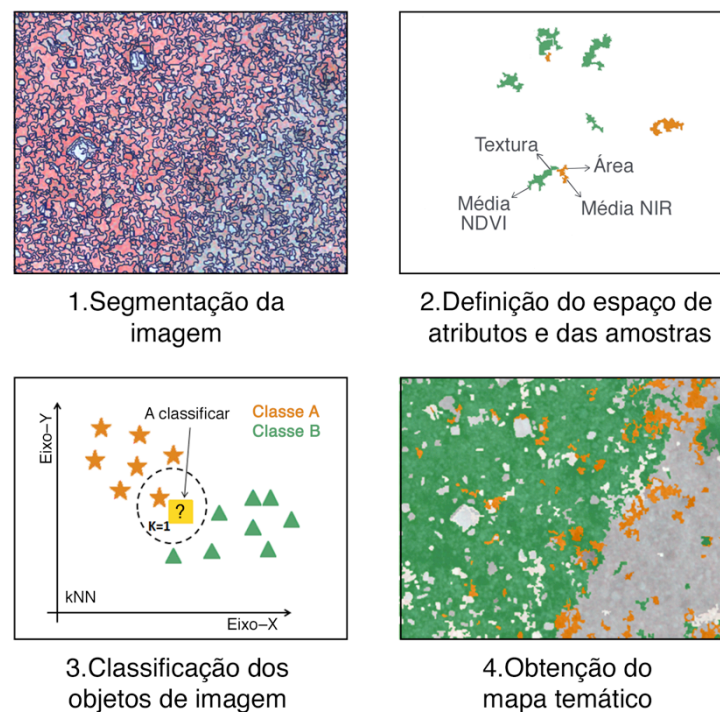
O monitoramento ambiental e a gestão de recursos naturais requerem o desenvolvimento de soluções operacionais que possam extrair informações tangíveis de dados de sensoriamento remoto (BLASCHKE, 2010). Nas últimas décadas, os sensores de altíssima resolução espacial revolucionaram o campo do sensoriamento remoto e novos métodos de interpretação e classificação de imagens tornaram-se necessários (BLASCHKE e KUX, 2007). Considerando que as imagens de sensoriamento remoto possuíam pixels em tamanhos geralmente maiores ou semelhantes aos objetos de interesse, o foco da abordagem era voltados para o pixel ou mesmo para o subpixel – foram 20 anos de um modelo de processamento de imagens baseado predominantemente em pixels individuais (HAY e CASTILLA, 2008). Porém, com os aumentos na resolução espacial das imagens, iniciou-se uma abordagem voltada para a derivação de objetos compostos de vários pixels (BLASCHKE, 2010) – a análise de imagens baseada em objetos geográficos (GEOBIA, do inglês: *Geographic Object Based Image Analysis*).

Em termos simples, GEOBIA é a análise de imagem baseada em objetos gerados a partir de imagens de sensoriamento remoto da Terra, com o desenvolvimento de métodos automatizados para particionar imagens de sensoriamento remoto em objetos geográficos significativos e avaliar suas características em escalas espaciais, espectrais e temporais, de modo a gerar novas informações geográficas a serem utilizadas em conjunto com outros conjuntos de dados, geralmente em sistemas de informações geográficas (SIG) (HAY e CASTILLA, 2008; BLASCHKE, 2010).



Os objetos geográficos, por sua vez, representam componentes de cena que são distinguíveis em uma imagem (*i.e.* uma construção ou uma árvore, a depender da escala da imagem) (BLASCHKE, 2010). Eles possuem informações adicionais em nível espectral (*e.g.* valores médios por banda, valores medianos, valores mínimos e máximos, entre outros) e em nível espacial (*e.g.* distâncias, vizinhança, topologias, entre outros) – fator considerado crucial no método GEOBIA (BLASCHKE e STROBL, 2001; VAN DER WERFF e VAN DER MEER, 2008; HAY e CASTILLA, 2008).

A abordagem baseada em objetos ocorre em duas etapas principais: segmentação da imagem de sensoriamento remoto e classificação dos objetos geográficos (Figura 7).



**Figura 6** – Passos da análise GEOBIA com classificação supervisionada

Na etapa de segmentação, os pixels homogêneos (ou seja: que possuem informações similares) e contínuos são identificados e agrupados em objetos geográficos (BLASCHKE *et al.*, 2014; YU *et al.*, 2006). O resultado mais importante do processo de segmentação é a identificação de objetos que sejam representativos dos alvos a serem classificados, por isso finaliza-se a segmentação quando os objetos de interesse na aplicação tiverem sido isolados (GONZALEZ *et al.*, 2000). É importante ainda que os objetos sejam distintos em termos de características (*e.g.* valores espectrais, forma, textura, entre outros).

A classificação baseada em objetos considera a delimitação de grupos com características espectrais homogêneas como base para o processamento posterior

(BLASCHKE e STROBL, 2001) e possui vantagens em relação aos modelos tradicionais de classificação de imagens (HAY e CASTILLA, 2008) ao aumentar no número de variáveis consideradas na classificação. Os elementos considerados nessa classificação não são pixels isolados, mas sim grupos ou regiões deles, que são unidos a partir de informações como resposta espectral média, variância, dimensões, forma e textura (BLASCHKE e STROBL, 2001; RIBEIRO, 2010). De forma que, é possível descrever cada região usando parâmetros em relação à forma do objeto (área, altura, largura, densidade, altura da borda, entre outros), à textura, às relações entre objetos vizinhos, entre outros (Quadro 1).

**Quadro 1** – Definições de propriedades encontradas nos objetos geográficos

<b>Característica</b>	<b>Definição</b>
<b>Cor</b>	Resultado da combinação da resposta dos alvos em uma determinada banda espectral e do tipo de composição de cor utilizada na imagem. Ex.: áreas vegetadas são representadas pela cor verde em composições coloridas do visível, e pela cor magenta em composições coloridas falsa cor – como as que usam as bandas NIR-R-G no RGB, respectivamente.
<b>Textura</b>	Relaciona-se com a frequência das mudanças nos tons e nas cores de um objeto de imagem, variando de aspecto liso a rugoso. Ex.: permite a distinção entre áreas de vegetação arbórea (textura rugosa) e áreas de vegetação rasteira (textura lisa).
<b>Tamanho</b>	Função da resolução espacial da imagem analisada e a dimensão dos objetos na cena. Ex.: permite distinguir um líquen sobre a superfície de uma rocha.
<b>Forma</b>	Elemento importante para distinguir formas circulares, retangulares, ovais e irregulares. Ex.: tufos de musgos que se diferenciam de demais formações vegetais por seu formato circular.
<b>Padrão</b>	Arranjo espacial de certos objetos em uma superfície. Ex.: um tapete extenso de musgo podem ser diferenciados de um campo extenso de líquens esparsos pelo padrão espacial regular.
<b>Localização</b>	Refere-se ao local específico no qual um objeto está localizado. Ex.: identificação de uma vegetação que ocorre apenas em uma determinada localização geográfica.
<b>Contexto</b>	Posicionamento relativo de um objeto em relação a outros objetos. Ex.: líquens ornitocóprofilos diferem-se de outras espécies, pois localizam-se próximo aos ninhais de aves.

Fonte: Adaptado de Antunes (2017), com base em Pinho (2005).

A GEOBIA é utilizada em dados de altíssima resolução já que essas imagens contêm informações espectrais espacialmente heterogêneas em que o pixel geralmente não corresponde à determinado alvo, sendo significativamente menor do que o mesmo (DUPUY, 2012). Como resultado, a imagem apresenta pixels de vários comportamentos espectrais que

são distribuídos de forma desorganizada. Esta característica das imagens de altíssima resolução é contornada na GEOBIA, pois não se leva em consideração pixels isolados, mas grupos de pixels que possuem características semelhantes entre si. Além de reduzir o número de elementos para a classificação (MEINEL e NEUBERT, 2004), o agrupamento de pixels (formando objetos) evita o chamado “efeito sal e pimenta” gerado nas abordagens pixel-a-pixel (BLASCHKE *et al.*, 2009).

O método tem sido aplicado na Antártica em imagens de alta e altíssima resolução em diversos estudos, como na identificação de campos de musgos (LUCIEER *et al.*, 2012; TURNER *et al.*, 2014), identificação de mudança na cobertura vegetal (MIRANDA *et al.*, 2020), na classificação de manchas de guano e identificação de áreas de pinguineiras (WITHARANA e LYNCH, 2016), na extração de feições de cobertura do solo (JAWAK *et al.*, 2015).

#### 2.4.2.1 Métodos clássicos de segmentação de imagem

A segmentação multirresolução (BAATZ e SCHÄPE, 2000) cria objetos usando um algoritmo iterativo, em que os objetos (começando com pixels individuais) são agrupados até que um limiar representando a variância do objeto superior seja atingido. O limiar de variância (parâmetro de escala) é ponderado com parâmetros de forma (com separação dos parâmetros de forma e compacidade) para minimizar as bordas fractais dos objetos. Os principais parâmetros utilizados para guiar a segmentação são o parâmetro de escala e os parâmetros de forma e compacidade. O parâmetro de escala controla a quantidade de variação espectral nos objetos, determinando o tamanho e a heterogeneidade máxima permitida nos objetos resultantes. O parâmetro de forma é uma ponderação entre a forma dos objetos e sua cor espectral – a relação entre os dois é igual a 1, onde o valor igual a zero significa que somente a cor será considerada enquanto os valores superiores a zero levam em consideração a forma dos objetos juntamente com a cor. O parâmetro compacidade é uma ponderação para representar a compactação dos objetos formados durante a segmentação.

A segmentação da diferença espectral é um algoritmo de fusão em que objetos vizinhos com uma média espectral abaixo do limiar dado (diferença espectral máxima) são mesclados para produzir os objetos finais. Esse algoritmo só pode ser empregado à uma segmentação já existente, sendo assim uma segmentação da segmentação e funcionando como uma refinação dos dados.

#### 2.4.2.2 Métodos de classificação de imagens usados na GEOBIA

A classificação *Nearest Neighbor* (NN) é uma abordagem de classificação supervisionada do vizinho mais próximo, que utiliza um conjunto de amostras de classes de interesse para atribuir valores de associação aos objetos restantes de imagem. São selecionadas amostras consideradas representantes típicos para cada classe. Com o estabelecimento de um conjunto representativo de objetos de amostra, o algoritmo procura o objeto de amostra mais próximo no espaço de atributos definido. O usuário pode selecionar os recursos a serem considerados para o espaço de atributos.

O *K-Nearest Neighbor* (kNN) é um método de classificação não paramétrico que atribui à um objeto de imagem a classe mais frequente entre um número 'k' de amostras de classes de interesse próximos a ele (ALTMAN, 1992). A proximidade é definida em termos de uma distância euclidiana com as variáveis como os eixos do espaço de atributos. Cada objeto é selecionado por uma maioria de votos de seus vizinhos, sendo atribuída ao objeto a classe mais comum de seus 'k' vizinhos mais próximos (MIRANDA *et al.*, 2020).

A classificação *Random Forest* (RF) (BREIMAN, 2001) é uma técnica de aprendizagem de máquina não paramétrica baseada na criação de múltiplas árvores de decisão e na seleção aleatória de subconjuntos de amostras e de variáveis, amplamente utilizada. Nela, as árvores são treinadas com os mesmos recursos, mas em conjuntos de treinamento diferentes (gerados a partir do original). Cada árvore contribui com um voto para a atribuição de classe de um objeto e, ao final, a classe mais votada pelo conjunto de árvores é assinalada ao objeto (BREIMAN, 2001; BELGIU e DRĂGUȚ, 2016). Os principais parâmetros do classificador, definidos pelo usuário, são: o número de variáveis a serem consideradas em cada nó, o número máximo de árvores da floresta e número mínimo de amostra por nó. O número de variáveis é frequentemente considerado o único parâmetro ajustável em RF, ao limitar o número de variáveis usadas para uma divisão, a complexidade computacional do algoritmo é reduzida, assim como a correlação entre árvores. O método pode lidar com milhares de variáveis e conjuntos de dados complexos, não lineares e de alta dimensão. Como cada árvore usa apenas uma parte das variáveis de entrada, o algoritmo é consideravelmente mais leve do que classificadores convencionais comparáveis (GISLASON *et al.*, 2006).

O *Support Vector Machine* (SVM) (CORTES e VAPNIK, 1995; VAPNIK, 1995) é uma técnica de aprendizagem estatística não paramétrica que visa encontrar um hiperplano que separa o conjunto de dados em um número pré-definido de classes discretas de maneira consistente com os exemplos de treinamento (MOUNTRAKIS *et al.*, 2011). Nele, o

hiperplano é criado por meio de um espaço espectral n-dimensional que separa as classes com base em uma função de *kernel* – que é definida pelo usuário – e em parâmetros otimizados por aprendizado de máquina para maximizar a margem do ponto mais próximo ao hiperplano. Ao identificar o limite entre as classes no espaço espectral n-dimensional, o SVM difere das abordagens de classificação tradicionais que atribuem classes com base em valores médios (HEUMANN *et al.*, 2011). É um método que pode manipular dados de distribuições estatísticas desconhecidas e pequenos conjuntos de dados de treinamento (VAPNIK, 2013) – devido a essa capacidade de lidar com conjuntos de treinamento limitados, a técnica é atrativa ao campo de sensoriamento remoto, muitas vezes alcançando precisão de classificação maior do que os métodos tradicionais (MANTERO *et al.*, 2005).

## CAPÍTULO III. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Apresenta-se nessa seção o material utilizado na realização do aerolevanteamento e a metodologia utilizada na produção dos ortomosaicos e modelos digitais de elevação.

### 3.1. Aquisição dos dados

#### 3.1.1. Plataforma e sensores

Os voos foram realizados com um veículo aéreo não tripulado comercial da *Sensefly* com asa fixa e de envergadura de 96 cm, modelo *eBee Ag*. O tempo máximo de voo dessa plataforma é de 50 min, com velocidade nominal de cruzeiro de 40-90 km/h e resistência a ventos de até 45 km/h. Seu raio de alcance é de até 3 km e a cobertura máxima em um único voo é de até 12 km<sup>2</sup>. O equipamento possui um sistema inercial (IMU) e um GPS a bordo, permitindo que o piloto automático analise continuamente os dados fornecidos a bordo para controlar todos os aspectos do voo. A integração do VANT e dos sensores a bordo permite o georreferenciamento direto das imagens após processamento (PAJARES, 2015).

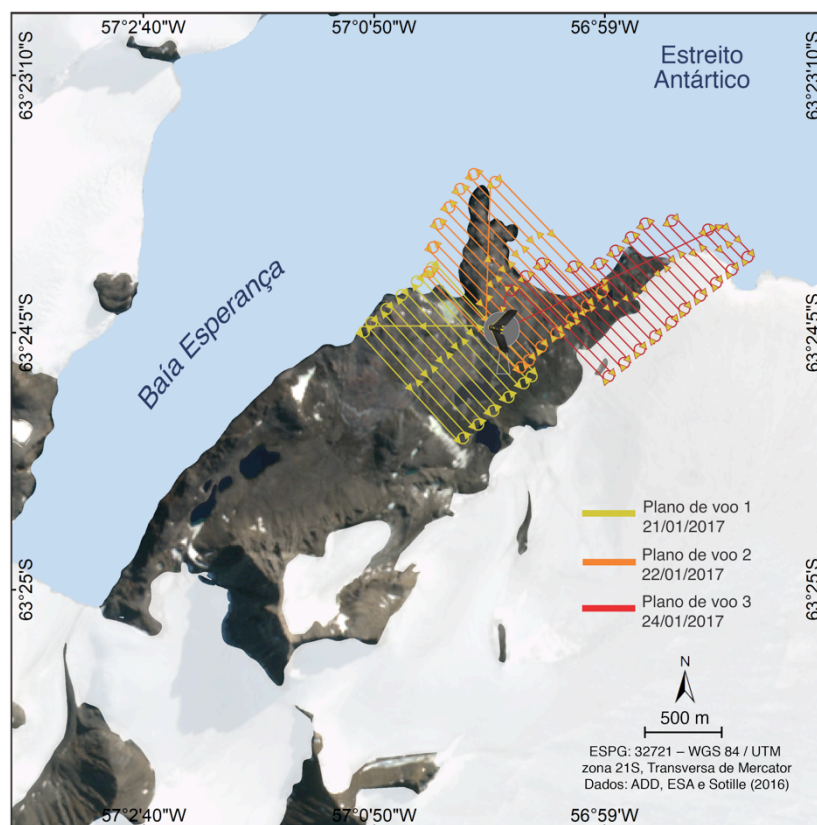
O sistema de câmeras usado consiste em uma Canon IXUS/ELPH *Power Shot* RGB e uma Canon *Power Shot* S110 NIR (infravermelho próximo) adaptadas para serem controladas pelo piloto automático do VANT. As câmeras podem ser configuradas manualmente, porém um conjunto pré-definido de parâmetros otimizados para o *eBee* é armazenado na função “C” do modo da câmera pela *Sensefly*. A câmera IXUS/ELPH RGB possui sensor de imagem de back-lit CMOS de 1/2.3” com 16 megapixels de resolução. A máxima do obturador é definida para a máxima disponível de 1/2000s e o tamanho da imagem é definido como 4000x3000 pixels, com proporção de 4:3. As imagens são armazenadas em formato JPEG.

A câmera *Power Shot* S110 NIR (infravermelho próximo) possui sensor de imagem de back-lit CMOS 1/1.7”, com 16 megapixels de resolução. Este sensor possui filtro Bayer modificado, onde, no lugar de filtros de cores azul, verde e vermelho o modelo possui filtros para as faixas espectrais do verde (~560 nm, largura à meia altura (FWHM, do inglês: *Full Width Half Maximum*): 50 nm), vermelho (~625 nm, FWHM: 90 nm) e infravermelho próximo (~850 nm, FWHM: 100 nm) (AASEN *et al.*, 2018). A separação de cores ocorre diretamente na câmera através do filtro acoplado na frente do dispositivo de carga acoplada (CCD, do inglês: *Charge Coupled Device*), de forma que a luz incidida é registrada de acordo com o comprimento de onda em que foi transportada, formando ao final uma imagem falsa-

cor. As leituras são feitas em um único chip CCD, evitando variações entre canais. A máxima do obturador é configurada para a mais alta disponível de 1/2000s, a fim de evitar que as imagens sejam afetadas por vibrações e movimentos e o tamanho da imagem é definido como 4000x3000 pixels, com uma proporção de 4:3, sendo armazenadas em formato JPEG e RAW. Apesar de ter baixa resolução espectral, a câmera possui resolução espacial muito alta a um custo comparativamente baixo (AASEN *et al.*, 2018).

### 3.1.2. Voos

Foram conduzidos 6 voos em janeiro de 2017, durante a Operação Antártica Brasileira XXXV, na área de Hope Bay. Em cada plano de voo (Figura 7) foram captadas aproximadamente 200 fotografias aéreas, com sobreposição lateral de 60% e sobreposição longitudinal de 75%.



**Figura 7** – Linhas dos planos de voo executados em Hope Bay.

Devido às condições climáticas da região, de temperaturas abaixo de 0°C e ventos fortes, cada voo teve uma duração máxima de 30 min, com altitude de cerca de 200 m – correspondendo com a resolução espacial pretendida e evitando a possível incidência de

ventos mais severos em maiores altitudes – a média de vento durante os voos foi de 20 km/h, com rajadas chegando a até 35 km/h.

O planejamento dos voos foi realizado com o *software* eMotion 2, onde cada voo é construído em formato de missão, com a definição da região a ser mapeada e a especificação dos principais parâmetros. Durante o voo, a posição da microaeronave foi monitorada em tempo real, assim como as principais informações de voo: nível da bateria, progresso da imagem, velocidade do vento, tempo de voo e altitude. Outros dados foram analisados continuamente pela inteligência artificial integrada ao piloto automático do *eBee Ag*, visando controlar e aprimorar aspectos do voo e gerenciar controles de segurança.

**Tabela 2** – Principais características dos voos

Plano de voo	Modelo da câmera	Parâmetros		
		Área imageada	N.º de imagens	Altitude média
N.º 1	Canon IXUS/ELPH <i>Power Shot</i> RGB	78 ha	195	187 m
	Canon <i>Power Shot</i> S110 NIR	65 ha	159	173 m
N.º 2	Canon IXUS/ELPH <i>Power Shot</i> RGB	93 ha	242	194 m
	Canon <i>Power Shot</i> S110 NIR	76 ha	246	179 m
N.º 3	Canon IXUS/ELPH <i>Power Shot</i> RGB	93 ha	234	211 m
	Canon <i>Power Shot</i> S110 NIR	56 ha	226	186 m

## 3.2. Processamento das imagens

### 3.2.1. Geolocalização

Usando o registro de voo (*flight log*), as informações de geolocalização foram atribuídas às imagens pelo gerenciador de dados do eMotion 2. O registro armazena informações como: dados do sensor, entradas de controle e localização. Além disso, em função das variantes do sensor NIR, as imagens obtidas no formato RAW passam por um pré-processamento envolvendo aritmética de banda, que corrige as imagens e as converte para o formato TIFF de 16 bits.

As imagens foram processadas no *software* Pix4Dmapper, que usa a similaridade visual entre as imagens sobrepostas para reconstruir o modelo digital de superfície e o



mosaico de ortofotos. O algoritmo inicial consiste em identificar pontos de enlace nas imagens e, em seguida, descobrir quais imagens têm os mesmos pontos e combiná-los. O tamanho da imagem na qual os pontos de ligação serão extraídos pode ser definido em comparação com o tamanho inicial das imagens. Para o processamento inicial, a escala definida foi 1 (o tamanho original da imagem) para em ambas as câmeras, que geralmente é recomendada para resultados precisos. Ao final do processo, foi gerado um “relatório de qualidade” contendo informações como: o número de pontos criados, o número de imagens calibradas, a representação prévia do ortomosaico e o modelo digital de superfície. Com isso, é possível avaliar o ajuste do processamento antes das próximas etapas.

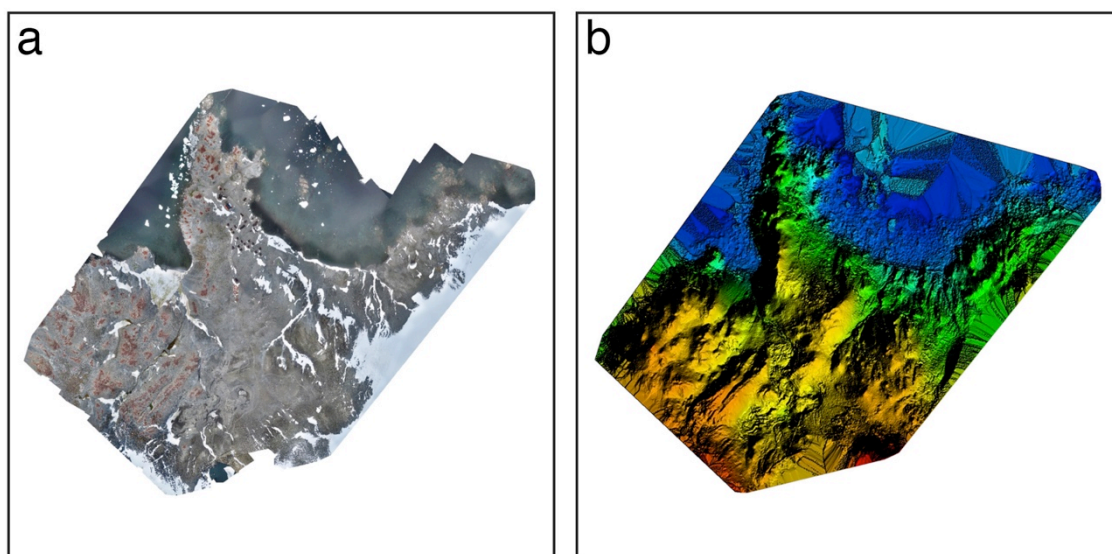
Na segunda etapa de processamento, uma nuvem de pontos densificada e uma malha texturizada foram desenvolvidas a partir dos pontos de enlace gerados na primeira etapa. A nuvem densificada é um conjunto de pontos 3D (com a posição X, Y, Z e informações de cor) que fornece a base para medições de distância, superfície e volume. Para a geração da nuvem, novos pontos de enlace foram criados automaticamente sobre os existentes. Para as imagens da câmera RGB o parâmetro definido foi o “ótimo” e a escala da imagem em que os pontos 3D adicionais são calculados foi de  $\frac{1}{2}$  (metade do tamanho da imagem). Para o NIR, o parâmetro definido foi “ótimo” e a escala da imagem foi de 1 (tamanho original) – ressalta-se que mais pontos são calculados nessa escala, entretanto, mais RAM e tempo de processamento são exigidos, sendo que o procedimento geralmente não apresenta melhora significativa nos resultados. O número mínimo de correspondências por ponto foi de 3 para ambos os sensores, assim cada ponto teve que ser reprojetoado corretamente em pelo menos 3 imagens. A malha texturizada 3D foi desenvolvida com alto nível de detalhe. Os modelos digitais de superfície e ortomosaicos foram gerados para cada voo separadamente, e, também, unindo as unidades de cada sensor.

### 3.2.2. Geração dos modelos digitais da superfície (MDS) e dos ortomosaicos

Na etapa final do processamento, são gerados os modelos digitais de superfície e os ortomosaicos. Os MDSs foram gerados em raster GeoTIFF, onde cada pixel contém informações em X, Y e Z. Para cada posição X e Y, o MDS gera apenas 1 valor Z, que se refere à altitude do ponto de posição mais alta, portanto, o modelo gerado é considerado um modelo 2.5D. O método de interpolação usado foi o inverso da distância ponderada. Uma filtragem e uma suavização foram aplicadas, sendo que na filtragem a altitude é corrigida em pontos ruidosos e errôneos através da altitude média dos pontos adjacentes e na suavização

são corrigidas as áreas da superfície que apresentam pequenas projeções incorretas. Optou-se pela suavização que preserva a orientação da superfície e mantém características nítidas, de forma que apenas as áreas quase planas são achatadas. Estas etapas de filtragem e a suavização não têm efeito na nuvem de pontos.

O mosaico de imagens foi criado com base na ortorretificação, que corrige as distorções de perspectiva das imagens de entrada e as diferenças de escala dependendo da distância que cada ponto tem da câmera. O conjunto de ortofotos em suas posições ortográficas verdadeiras resulta em uma representação 2D em que cada ponto contém informações sobre X, Y e cor – o ortomosaico foi gerado em formato GeoTIFF. A correção geométrica para refinamento dos dados foi realizada com a adição de pontos de controle cotados, de forma que os dois ortomosaicos (RGB e NIR) gerados fossem co-registrados. A correção radiométrica dos dados do ortomosaico RGB foi realizada com a aplicação de realce nas imagens. Ao fim, uma máscara de recorte foi desenvolvida para que os produtos finais fossem recortados, removendo as áreas não visadas e as bordas dos mosaicos.

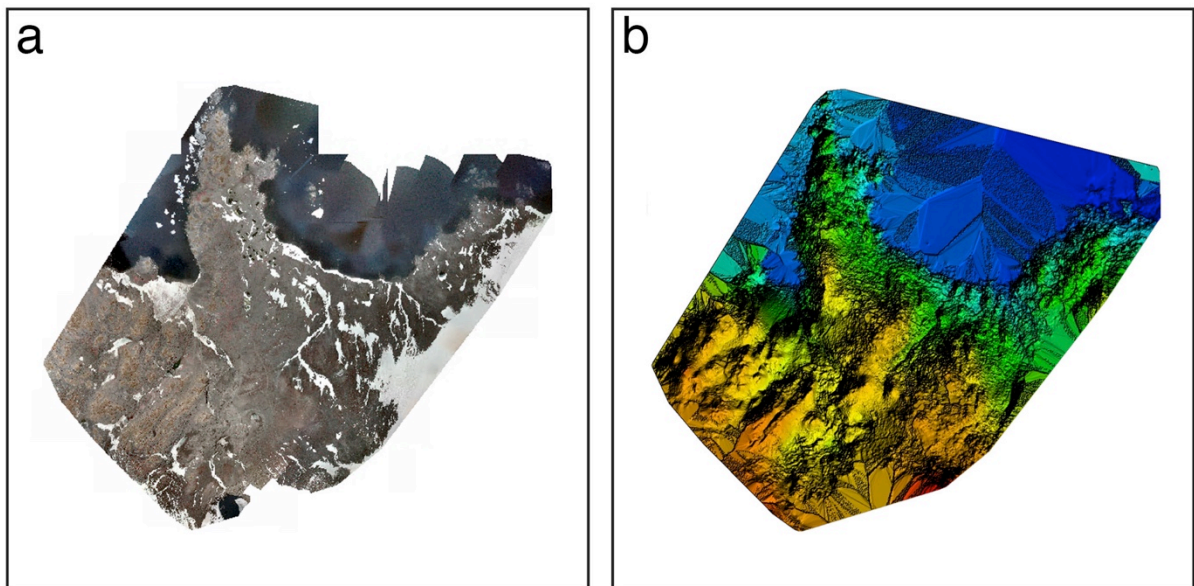


**Figura 8** – Mosaico de ortofotos RGB (a) e modelo de superfície texturizado, antes da densificação (b).

O ortomosaico do sensor do visível (Figura 8-a) apresentou resolução espacial de 4,84 cm e área de 2,1 km<sup>2</sup> (210 hectares). O número de imagens calibradas foi de 93% do total, ou seja, 625 de 671 imagens adquiridas. O número de imagens sobrepostas calculadas para cada pixel do ortomosaico foi superior a 4 imagens para a maior parte do mosaico. Baixas sobreposições ocorreram nas margens do ortomosaico, pois nessas regiões de borda não são adquiridas imagens em número suficiente, havendo, portanto, falta de dados. O número de

pontos de enlace correspondentes entre as imagens teve um mínimo de 48 e máximo de 35.956 pontos, com mediana de 12.848 pontos.

O ortomosaico do sensor do infravermelho próximo (Figura 9-a) apresentou resolução espacial de 5,27 cm e área de 1,96 km<sup>2</sup> (196 ha). O número de imagens calibradas foi de 79% do total (501 de 631 imagens), com pelo menos 4 imagens sobrepostas calculadas para cada pixel do ortomosaico. Algumas áreas do mosaico apresentaram baixa sobreposição de imagens, principalmente nas bordas do mosaico – este fenômeno se deve à usual falta de dados nessas áreas e também ao fato da câmera ter apresentado uma falha no processo de aquisição das imagens durante o voo, o que significa que nem todas as imagens programadas foram coletadas. O número de pontos de enlace correspondentes entre as imagens teve um mínimo de 32 e máximo de 19.080, com mediana de 3.693.

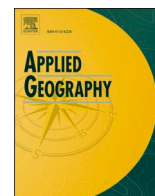


**Figura 9** – Mosaico de ortofotos NIR (a) e modelo de superfície texturizado, antes da densificação (b).

## **CAPÍTULO IV. RESULTADOS E DISCUSSÕES**

**4.1. Artigo 1:** Evaluation of UAV and satellite-derived NDVI to map maritime Antarctic vegetation

Artigo publicado no periódico Applied Geography



## Evaluation of UAV and satellite-derived NDVI to map maritime Antarctic vegetation

Maria E. Sotille<sup>a,b,\*</sup>, Ulisses F. Bremer<sup>c,b</sup>, Gonçalo Vieira<sup>d</sup>, Luiz F. Velho<sup>e,b</sup>, Carina Petsch<sup>f,b</sup>, Jefferson C. Simões<sup>b</sup>

<sup>a</sup> Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 91501-970, Porto Alegre, Brazil

<sup>b</sup> Centro Polar e Climático, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 91501-970, Porto Alegre, Brazil

<sup>c</sup> Departamento de Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 91501-970, Porto Alegre, Brazil

<sup>d</sup> Centro de Estudos Geográficos, Instituto de Geografia e Ordenamento do Território, Universidade de Lisboa, 1600-276, Lisboa, Portugal

<sup>e</sup> Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul – Campus Porto Alegre, 90030-040, Porto Alegre, Brazil

<sup>f</sup> Departamento de Geociências, Universidade Federal de Santa Maria, 97105-900, Santa Maria, Brazil

### ARTICLE INFO

#### Keywords:

Vegetation mapping  
NDVI  
Antarctica  
UAV  
Landsat  
Sentinel-2  
Remote sensing

### ABSTRACT

Expansion of Antarctic vegetation in ice-free areas underlines the need for effective remote sensing techniques to properly monitor the changes. Detection and mapping of vegetation remains limited in the Antarctic environment given the complexity of its surface coverage. Some cryptogamic species exhibit low reflectance in the near-infrared region and are not easily detected by vegetation indices, such as the normalized difference vegetation index (NDVI). In addition, spectral reflectance of Antarctic vegetation is highly variable according to seasonal conditions, which may influence NDVI results. As ultra-high resolution aerial imagery allows for a detailed analysis of vegetation and enables the validation of satellite imagery, in this study we assess the ability of the NDVI from unmanned aerial vehicle (UAV), Sentinel-2, and Landsat 8 to identify vegetated areas in the ice-free environment of Hope Bay, Antarctic Peninsula. NDVI classification with class ranges set by statistical parameters (i.e., mean and standard deviation) is performed. The results show that different sensors provide different NDVI values for the same vegetation class. NDVI classification enabled the identification of areas showing vegetation cover, which are in accordance with the manually mapped areas in the UAV image. Correspondence in vegetation distribution and classes can be observed across all classifications, demonstrating that aerial and satellite imagery may be used for Antarctic vegetation monitoring. A close association between NDVI classes and Antarctic vegetation type is identified, where lichens are generally classified in lower probability classes, and algae and moss in higher probability classes. This article shows the potential of NDVI applied to Antarctic vegetation and the significance of data statistical parameters in the selection of thresholds, reducing the need for ground-truth information in remote areas.

### 1. Introduction

Climate change in the Antarctic Peninsula (AP) has caused significant modifications in the terrestrial environments in the region (Turner et al., 2013). Glacier retreat (Cook et al., 2005; 2016) and disintegration or retreat of ice shelves, and the subsequent acceleration of glaciers that feed them (Cook & Vaughan, 2010; Rignot et al., 2004), led to the expansion of ice-free areas (Lee et al., 2017). Such expansion provides conditions for local vegetation growth and the opportunity to colonize new areas without persistent ice (Convey & Smith, 2006; Haselwimmer & Fretwell, 2009; Lee et al., 2017). As Antarctic vegetation, dominated

by lichens and mosses and with only two species of graminea, is sensitive to environmental change (Convey & Peck, 2019), its distribution and dynamics can reflect the effects of a changing climate.

Atmospheric warming influences environmental factors, such as snow cover, water availability, and energy available to biota, resulting in greater biological production (Convey & Peck, 2019). After decades of a rapid increase in air temperature over the AP (Turner et al., 2013), recent studies have shown a slight cooling from 1999 to 2014 (Oliveira et al., 2017; Turner et al., 2016), with more recent data indicating a subsequent warming trend (Turner et al., 2020). Estimates suggest ice-free areas in Antarctica could increase by 25% by the end of the 21st

\* Corresponding author. Centro Polar e Climático, Instituto de Geociências (UFRGS). Av. Bento Gonçalves, 9500, Agronomia, Porto Alegre - RS, 91501-970, Brazil.  
E-mail addresses: [maria.sotille@ufrgs.br](mailto:maria.sotille@ufrgs.br), [sotille@gmail.com](mailto:sotille@gmail.com) (M.E. Sotille).

century, with most of them emerging in the northern AP bioregion (Lee et al., 2017). This could mean an expansion of native species and the likely invasion of non-native species (Siegert et al., 2019; Convey & Peck, 2019).

Rapid development of communities on newly exposed ground (Convey & Smith, 2006) underscores the need for efficient and appropriate monitoring techniques (Robinson et al., 2018; Turner et al., 2019). Especially because parts of the Antarctic terrestrial ecosystems remain without biological surveys (Convey & Peck, 2019), leaving the assessment of the impacts on biodiversity and the monitoring of the responses of these communities unexplored.

Characterized by distinct units forming dispersed mosaics in vegetated areas (Olech, 1993), Antarctic vegetation consists mainly of cryptogamic communities (mosses, liverworts, lichens, fungi, and algae) (Cannone et al., 2013; Convey, 2013; Longton, 1988; Smith 1984; Øvstedal & Smith, 2001) that dominate the ice-free regions of the continent (Peat et al., 2007) and are especially adapted to survive under harsh environmental conditions (Turner et al., 2019), tolerating low temperatures, dehydration, low solar radiation, and snow cover during the winter season. Its distribution depends primarily on factors including wind, solar radiation, extent and duration of snow and ice cover, water availability, substrate type, and animal activity (Olech, 1993).

Vegetation mapping using remote sensing techniques remains limited in the Antarctic environment, mainly due to the heterogeneity of its surface coverage: sometimes sparse, with isolated individuals interspersed with soil and rocks, in small communities forming biocrusts on soil or rock, or in larger communities forming more extensive vegetation mats. These characteristics create a mixture that hinders the use of image classification methods, particularly on medium resolution imagery (Casanovas et al., 2015). In recent years the increasing use of platforms such as unmanned aerial vehicles (UAVs) offers new possibilities for ultra-high resolution environmental mapping (Lucieer et al., 2012) and enables satellite remote sensing to be validated with in-situ observations (Dąbski et al., 2017; Miranda et al., 2019). Aerial images allow a detailed analysis of the vegetation cover extent on an appropriate scale for the monitoring and management of vegetation and can play a key role in revealing changes occurring in Antarctic vegetation over time (Jawak et al., 2019).

Spectral behavior of the most abundant species in the study area are presented in Fig. 1, showing the spectral reflectance curves of *Prasiola crisa* algae, *Sanionia un.* moss, and *Caloplaca sp.*, *Buellia sp.* and *Usnea sp.* lichens.

Moss reflectance is very similar to vascular plants, where different

species may exhibit reflectance differences in the near-infrared (NIR) region (Haselwimmer & Fretwell, 2009). Green vegetation response is characterized by a maximum tilt point around 690–740 nm, marking the boundary between strong chlorophyll red absorption and high NIR reflectance (Curran, 1990). Calviño-Cancela and Martín-Herrero (2016) observed that in this spectral region, *Sanionia un.* and *Prasiola crisa* showed a reflectance 400–500% higher than bare ground, whereas for lichens these values were 50–80% higher than bare ground.

Lichens present a weak absorption in the 685 nm range, however, there is a larger spectral variability between lichen species in both visible and NIR regions (Haselwimmer & Fretwell, 2009). Some species exhibit higher reflectance in visible wavelengths due to their brighter and lighter colors (Ulrich et al., 2009); orange lichens of the Telosistaceae family show high absorption in blue wavelengths followed by a gradual increase in reflectance towards the near-infrared (Calviño-Cancela & Martín-Herrero, 2016). Spectral curves for lichen genera *Caloplaca*, *Buellia*, and *Usnea* show that *Caloplaca* and *Buellia* behavior in this part of the spectrum (Fig. 1) is similar, while *Usnea* is spectrally different as it shows an increase in NIR reflectance. Analyzing lichen reflectance, Calviño-Cancela and Martín-Herrero (2016) did not find a common pattern for all lichens but did find similarities that allow some species to be grouped.

Vegetation reflectance in the visible range (400–700 nm) is primarily derived from tissue pigments, while the NIR range (700–1300 nm) is determined by cell structure and tissue biomass (Tucker, 1979). Overall, chlorophyll absorption and leaf cell structure results in low reflectance in visible wavelengths and high reflectance in infrared (Billings & Morris, 1951; Knipling, 1970). Vegetation indices use these spectral characteristics to identify vegetated areas, with NDVI being the most commonly used.

NDVI is given by the formula:  $[(\text{NIR}-\text{RED})/(\text{NIR} + \text{RED})]$  (Rouse, 1974), and assigns a value between -1 and +1 to each pixel. In general, negative NDVI values correspond to snow or water bodies, values near zero correspond to bare ground, and positive values indicate vegetation cover. Based on band ratio, NDVI aims to normalize the effect of lighting change, surface slope, aspect, and other factors (Fretwell et al., 2011).

Antarctic plant communities exhibit a variety of NDVI values. For lichen species, the red-edge between visible and infrared reflectance is attenuated (Fig. 1) (Casanovas, 2015; Haselwimmer & Fretwell, 2009) since chlorophyll is masked by pigments in their cortex (Calviño-Cancela & Martín-Herrero, 2016). Particularly low NDVI values are therefore expected for these targets; a pattern already observed by Casanovas et al. (2015) in high latitudes where the incidence of lichens is

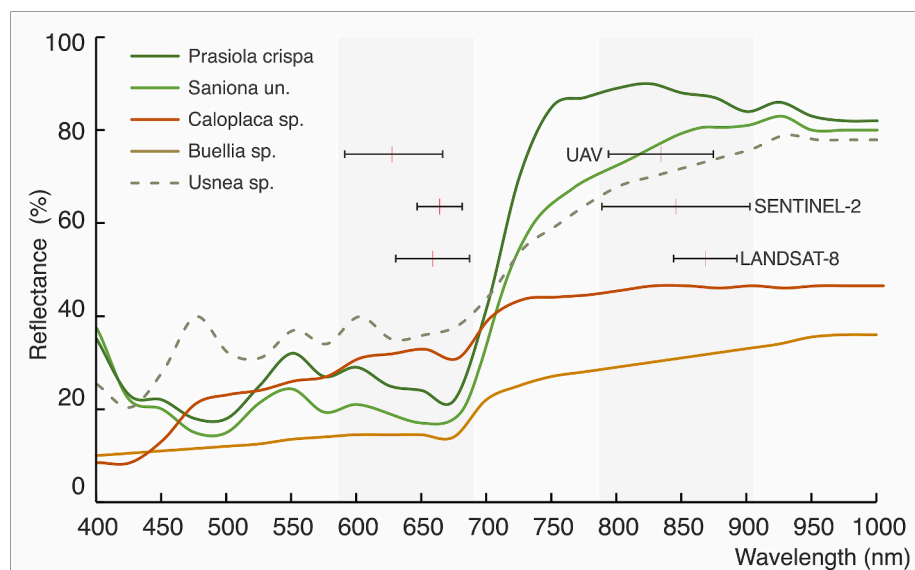


Fig. 1. Spectral response of Antarctic vegetation species present at Hope Bay (Adapted from Haselwimmer & Fretwell, 2009; Casanovas et al., 2015 and Calviño-Cancela & Martín-Herrero, 2016). Gray columns show the red and near-infrared (NIR) bands position. Black lines represent the spectral bandwidth of the UAV used in this study, Sentinel 2 and Landsat 8 in the red and NIR. (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the Web version of this article.)

higher. Furthermore, lichen cover is often mixed with other terrain targets, such as rocks, soil, snow, and ice, affecting the sensor's spectral response, particularly at moderate spatial resolution (Casanovas et al., 2015; Vieira et al., 2014). The strong correlation between NDVI and biomass also contributes to the reduction of index values in the Antarctic terrestrial environment, as biological production is generally very limited. The prevailing Antarctic conditions of low temperatures, diurnal freeze-thaw cycles, low moisture availability (as fresh water is often frozen), low annual precipitation, and large variations in sunlight during the seasons, have a significant impact on Antarctic terrestrial biological productivity (Campbell, 1987).

Vegetation detection of areas with algae may have different NDVI values depending on their wetness (Haselwimmer & Fretwell, 2009); the red-edge in alga *Prasiola* spectral behavior is related to the total concentration of chlorophyll and the water content (Calviño-Cancela & Martín-Herrero, 2016; Tucker, 1979). As lichens are composed of cell algae (Fretwell et al., 2011), conditions under which they are present (e. g. dry or wet areas) may result in different NDVI values. Spectral reflectance of lichen thalli also depends on their hydration (Aubert et al., 2007). This suggests that it is necessary to analyze each remote sensing image individually, with respect to the vegetation conditions in each date of acquisition.

NDVI has been used by other authors to detect and map vegetation in Antarctica. Fretwell et al. (2011) established four classes indicating the probability of vegetation occurrence over northern AP. Using Landsat 7 data and ground truthing in a test area, the authors established thresholds (0, 0.05, 0.10, 0.20) for vegetation likelihood, finding that 0.086% of the study area showed a probability of vegetation presence of over 50%. However, this study could not determine whether low NDVI values referred to partial coverage of mosses, continuous coverage of lichens or algae, or if the pixel contained a significant area of vegetation-free soil. Casanovas et al. (2015) compared the NDVI to a matched filtering (MF) technique to map the distribution of lichens in the AP. Using Landsat 7 and 8 imagery, the authors found that the NDVI threshold of 0.2 (as established by Fretwell et al., 2011) failed to detect vegetation in nearly 50% of the sites where the presence of lichens had been confirmed. Andrade et al. (2018) used the NDVI to map Antarctic vegetation in King George Island in very-high resolution images defining NDVI customized thresholds of 0.12 and 0.02 for Ardley Island and Fildes Peninsula,

respectively. Jawak et al. (2019) used a customized NDVI approach to map vegetation in very-high resolution images in East Antarctica, using a manual thresholding method based on visual analysis of vegetation patches confirmed by ground truth data.

Given the characteristics of Antarctic vegetation and the needs for improving its detection and monitoring, this study compares imagery from satellites (Sentinel-2 and Landsat 8) and UAV in order to evaluate the adequacy of using the NDVI for mapping vegetated areas in the maritime Antarctic. The main objectives addressed are: (i) assessing the accuracy of using different NDVI interval ranges for vegetation detection, and (ii) evaluating the potential use of UAV and Sentinel-2 data for future monitoring of Antarctic vegetation.

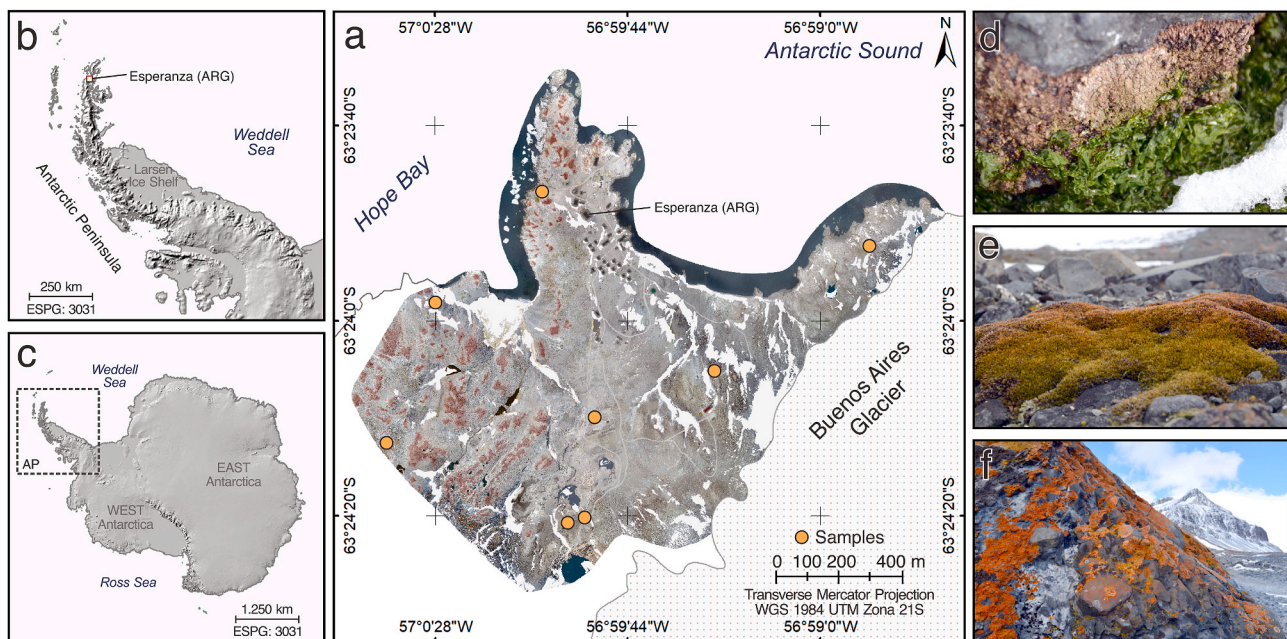
## 2. Material and methods

### 2.1. Study area

Hope Bay (63°23'S, 57°00'W) is situated at the northern tip of the AP (Fig. 2) and has an ice-free area of 3.5 km<sup>2</sup> bounded in the south by the Mount Flora (520 m asl) and in the east by the Buenos Aires Glacier (100 m asl). The study area is composed of the metasedimentary Trinity Peninsula Group - Hope Bay Formation, with continuous permafrost, and geomorphological dynamics driven by paraglacial and periglacial processes (Birkenmajer, 1993; Bockheim et al., 2015; Del Valle et al., 2001; Martín-Serrano et al., 2005).

Inserted in a climate transition zone between the Polar maritime and continental zones, the vicinity of Hope Bay has undergone rapid changes in its ice-covered area and air temperature over the past decades. In an area where record high temperatures of 18.3 °C (2020) can be observed, the Esperanza Station (Argentina) has recorded one of the highest warming rates in the Southern Hemisphere since 1950. Classified in the EF Polar in the Köppen system, mean annual temperature was -4.5 °C between 2008 and 2017. From 1961 to 1990, snowfall occurred on average ~180 days a year and annual average precipitation was ~730 mm (Servicio Meteorológico Nacional, 2019).

Ornithogenic soils in Hope Bay have limited vegetation, usually sparse (Pereira, 2012), and are mainly composed of crustose lichens and green algae (*Prasiola crista*), with small moss covers. Higher plant species are absent in the area. The site is home to one of the largest colonies



**Fig. 2.** Location of the vegetation samples in Hope Bay study area (a), and its setup in the Antarctic Peninsula (b) and in Antarctica (c). Examples of the vegetation cover present in Hope Bay: algae (d), mosses (e), and lichens (f).

**Table 1**  
Basic information on the satellite imagery used in this study.

Satellite imagery metadata		
Information	Sentinel-2	Landsat 8
Sensor	MSI	OLI
Acquisition date	Mar 30, 2017	Feb 04, 2017
Tile or Path/Row	21EVK	215/104
Level	L1C	L1GT
Spatial resolution	10 m	30 m
Bands	Red (~665 nm) NIR (~833 nm)	Red (~654 nm) NIR (~833 nm)
Full-width-half-maximum (FWHM)	Red: 31 nm NIR: 106 nm	Red: 37 nm NIR: 28 nm

of Adelie penguins (*Pygoscelis adeliae*) of Antarctica (Tatur, 1989), estimated at over 100,000 pairs (Emslie et al., 2018). Poeiras (2010) points out the *Prasiola crispa* preference for growing around penguin rookeries, as well as ornithocrophilous lichens *Caloplaca* and *Acarospora*.

## 2.2. Imagery

Aerial images have been acquired with eBee Ag, a fixed-wing commercial unmanned aerial system equipped with an inertial system (IMU) and built-in GPS that enables georeferencing of images after processing (Pajares, 2015). The sensor system consists of a 16-megapixel resolution Canon S110 NIR adapted to be controlled by the drone autopilot. This is a so-called color-infrared camera (CIR) with a modified Bayer filter, which records green (560 nm, full-width-half-maximum (FWHM): 50 nm), red (625 nm, FWHM: 90 nm), and near-infrared (850 nm, FWHM: 100 nm) bands at 3000 by 4000 pixels (Aasen et al., 2018). Despite having low spectral resolution (the main limitation is the overlap between its rather wide spectral bands), it has a very high spatial resolution at comparatively low cost (Aasen et al., 2018). Three flights were conducted in the Hope Bay area during the Brazilian Antarctic operation in January 2017 (austral summer). Each flight lasted approximately 30 min and the altitude above the ground was ~180 m. Units 1, 2, and 3 acquired 159, 246, and 226 aerial photos, respectively, with 60% lateral and 75% longitudinal overlaps. Images were taken under different lighting conditions, as flights were conducted on different occasions and the weather conditions in Antarctica can change significantly over a short period of time.

Flight logs were used in eMotion 2 software to assign location information (geotags) to images. Pix4Dmapper software was used to process images using visual similarity between overlapping images to reconstruct the digital surface model and the orthophoto mosaic. An optimization was performed for the calibration of internal (focal length) and external camera (orientation) parameters. The final orthomosaic with a resolution of 5.15 cm was re-sampled to 10 cm in order to minimize noise interference using the nearest neighbor method. A 5 cm spatial resolution RGB mosaic has also been generated and used as an aid in visual interpretation.

Sentinel-2 and Landsat 8 images were obtained from the European Space Agency's Scientific Hub and the USGS Earth Explorer, respectively (Table 1). Both satellite scenes underwent atmospheric correction prior to NDVI calculation. The Semi-Automatic Classification Plugin (Congedo, 2016) was used in QGIS software to convert Sentinel-2 and Landsat 8 digital numbers to surface reflectance using the Dark Object Subtraction 1 method (DOS1) (Chavez, 1996). DOS1 is an image-based atmospheric correction technique and requires no atmospheric measurements. In terms of georeferencing, original georeferenced images and UAV GPS data were used. In order to improve spatial alignment, image co-registration was performed using the UAV image as reference. All scenes were clipped in order to have the same size and coverage area (~2 km<sup>2</sup>).

**Table 2**

NDVI class ranges for the probability of vegetation presence in Antarctic ice-free areas as proposed by Fretwell et al. (2011). Last column presents the use of statistical parameters to determine scene-specific thresholds values — the  $\mu$  symbol refers to the mean and  $\sigma$  symbol refers to the standard deviation. Normal distribution of the dataset is required.

Classes	Interval ranges			Statistical parameters		
	Fretwell et al. (2011)					
Unlikely	0	–	0.05	$\mu$	–	$\mu + 1\sigma$
Probable	0.05	–	0.10	$\mu + 1\sigma$	–	$\mu + 2\sigma$
Very probable	0.10	–	0.20	$\mu + 2\sigma$	–	$\mu + 3\sigma$
Almost certain	>		0.2	>		$\mu + 3\sigma$

## 2.3. Masked areas

A masking procedure was implemented to remove non-vegetated areas and targets capable of generating anomalous NDVI values and create misinterpretations in the resulting analysis, such as penguin nests, shadows, water, and snow. Penguin nest sites have been removed to mitigate the influence of penguin guano on NDVI values as they exhibit vegetation-like behavior on wavelengths used by NDVI (see Fretwell et al., 2015 for further discussion). Despite returning high NDVI values, active penguin rookeries rarely support vegetation within its limits because of guano deposition and treading down by penguins (Tatur, 1989). Nevertheless, a greater presence of *Prasiola crispa* is observed in the vicinity of active rookeries due to the affinity of this community with high concentrations of nutrients (Poeiras, 2010). Pixels related to shadows, icebergs, and snow or ice patches were removed as the edges of these targets may result in significant NDVI values (Fretwell et al., 2011). Fretwell et al. (2011) found high NDVI values in shadows and in transition areas from light to dark signals, estimating them as anomalies possible due to sensor reading errors. In the UAV image, NDVI values higher than 0.20 are observed in shaded areas, in particular, on the edges of boulders that receive sunlight only on one side. The mask was defined using a combination of segmentation and supervised classification, followed by manual editing.

## 2.4. Vegetation index and thresholds

NDVI — as presented in Section 1.1 — has been calculated for UAV, Sentinel-2, and Landsat 8 red and NIR bands using ESRI ArcGIS software. Classification thresholds were applied to all rasters to identify areas with probability of vegetation occurrence. This method was first introduced by Fretwell et al. (2011), whom based on the NDVI values returned by Landsat 7 images within field sampled areas, defined four probability classes (Table 2) to detect vegetation in the AP. Based on variations that Antarctic vegetation may face under different environmental conditions and therefore on the premise that each image may return different NDVI values for the same type of vegetation, the same classes suggested by Fretwell et al. (2011) (Table 2) were used, but the thresholds were adjusted for each scene. Upper and lower limit for each class were set using statistical parameters — mean ( $\mu$ ) and standard deviation ( $\sigma$ ) (Table 2) — from each raster (data presented a normal distribution after mask application). Therefore, specific class intervals for each image were established (Table 3).

In order to assess the adequacy of the NDVI thresholds extracted from each scene in detecting Hope Bay vegetation distribution, plant communities in the study area were manually vectorized based on visual analysis of the UAV image and ground truthing points (spatial distribution shown in Fig. 2) — vegetation patches from 100 to 30,000 m<sup>2</sup> were selected for the analysis. At these locations, the performance of the interval ranges was evaluated on their ability to identify the local vegetation cover or not. Correspondence among the classifications was also verified for the “probable”, “very probable”, and “almost certain” classes.



**Table 3**

Threshold range of NDVI for vegetation probability in Hope Bay defined according to statistical parameters, for different platforms. Values below the mean are disregarded, as they are very unlikely to be vegetated.

Classes	Interval ranges ( $\mu\sigma$ )		
	UAV	Sentinel-2	Landsat 8
Unlikely	0.00–0.03	0.03–0.08	0.06–0.10
Probable	0.03–0.06	0.08–0.13	0.10–0.14
Very probable	0.06–0.09	0.13–0.18	0.14–0.18
Almost certain	>0.09	>0.18	>0.18

To evaluate the response of the NDVI classes to vegetation types, the values provided by the NDVI within communities consisting mainly of algae, mosses, or lichens have been evaluated in order to identify potential characteristic ranges of each type of cover. Segments have been created for the UAV image in typical patches of each vegetation types and the frequency of NDVI classes within these polygons was estimated. The analysis was based on field data and visual interpretation of the aerial image; in sites where such data were lacking, the vegetation map produced by [Poeiras \(2010\)](#) for Hope Bay was used for guidance. [Poeiras \(2010\)](#) map is a floristic field survey supported by a very high resolution Quickbird image from 2005. Our field survey of 2016 confirmed vegetation at those sites, and while communities may have experienced changes over the period, the effect is expected to be limited as the growth rate of Antarctic vegetation — especially mosses and lichens — is generally slow ([Amesbury et al., 2017](#); [Sancho et al., 2017](#)).

### 3. Results

#### 3.1. Vegetation detection based on NDVI interval ranges

NDVIs generated for each image showed the highest values for areas where vegetation occurs. The Sentinel-2 sensor detected the maximum NDVI value for the study area being 0.45. The UAV and Landsat 8 sensors detected maximum values of 0.23 and 0.21, respectively. Negative and near-zero values are reported predominantly as bare ground, sediment, and rock formations. The UAV detected a NDVI mean value of 0.00 and a standard deviation of 0.03. In Sentinel-2, the mean NDVI value was 0.03 with a standard deviation of 0.05, while in Landsat 8 the mean NDVI value was 0.06 and the standard deviation was 0.04. These statistical parameters were used to set the class values presented in [Table 2](#) for each image, as shown in [Table 3](#).

In all NDVI classifications ([Fig. 3](#)), approximately 70% of the classified pixels are assigned to the “unlikely” class and 30% to the “probable”, “very probable”, and “almost certain” classes. When comparing

the NDVI classifications to the sites where the presence of vegetation was confirmed, results show that only an average of 24.5% of the pixels classified as “unlikely” fall within vegetated areas. Higher likelihood of vegetation occurrence is observed in interval ranges with higher NDVI values; for the “probable” class, the average within vegetated areas is 58%, increasing to 70% in the “very probable” class and to 82% in the “almost certain” class.

Considering only classes with a vegetation probability of over 50%, the “probable” class finds an area of ~8.7 ha for UAV, ~11 ha for Sentinel-2, and ~13.6 ha for Landsat 8. The “very probable” class has an area of ~2.4 ha, ~3 ha, and ~3.5 ha for UAV, Sentinel-2, and Landsat 8, respectively. The “almost certain” class covers an area of ~1 ha for both UAV and Sentinel-2 and ~0.6 ha for Landsat 8 — which represents 1% or less of the assigned pixels. In total, UAV shows a smaller vegetated area (~12 ha) than satellite sensors (~15 ha and ~17 ha, for Sentinel 2 and Landsat, respectively).

Correspondence in area and distribution of vegetation is identified between NDVI classifications and manually digitized vegetation zones ([Fig. 4](#)). Also, spatial maintenance of class distribution in images can be observed across all NDVI classification. As shown in [Fig. 4](#), the “probable”, “very probable” and “almost certain” classes identified in the UAV image have similarities to those identified for the same areas in Sentinel-2 and Landsat 8 images.

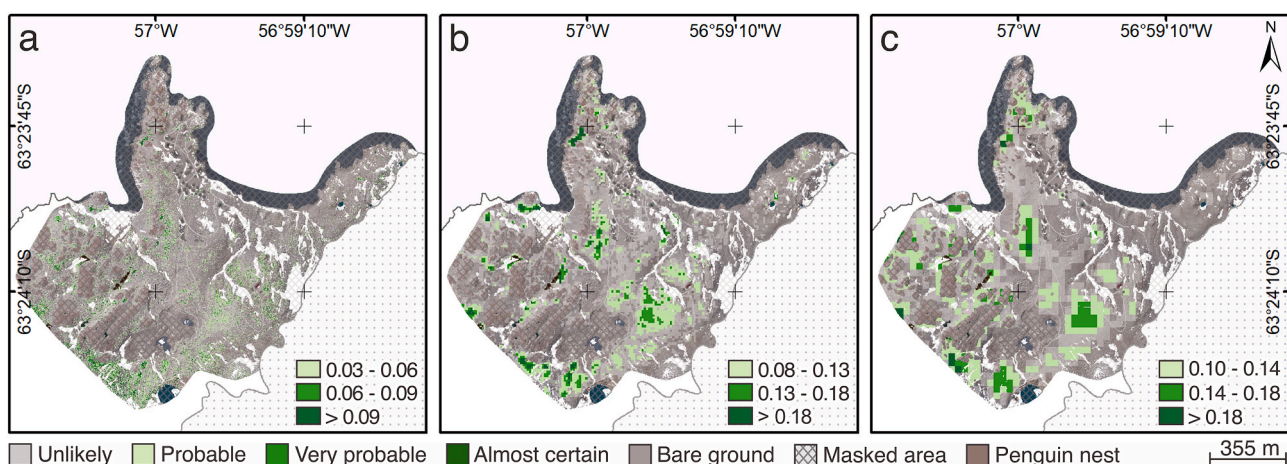
#### 3.2. Potential of UAV and Sentinel-2 data for Antarctic vegetation mapping and monitoring

Of the 85 sites selected as areas of confirmed vegetation, the NDVI classification obtained from the UAV shows the occurrence of the “probable”, “very probable”, and “almost certain” classes in all of the sites ([Table 4](#)). The Sentinel-2 classification shows at least one of these classes in 86% of the sites ([Table 4](#)). Of the 12 sites where Sentinel-2 fails to show any pixel of the “probable”, “very probable”, and “almost certain” classes, 9 are vegetation patches smaller than 500 m<sup>2</sup>, 1 is 500–1000 m<sup>2</sup>, and 2 are larger than 2000 m<sup>2</sup>. For Landsat 8, at least one of these classes occurs in 65% of the sites ([Table 4](#)). Of the 30 sites without them, 16 are patches smaller than 500 m<sup>2</sup>, 8 are 500–1000 m<sup>2</sup>, and 6 are larger than 2000 m<sup>2</sup>. Sentinel-2 and Landsat 8 fail to detect the presence of vegetation in only 3.5% and 7% of the sites, respectively. The average size of patches where no vegetation has been detected by the satellites is 265 m<sup>2</sup>.

#### 3.3. Classification of vegetation communities using NDVI

##### 3.3.1. Algae formations

In the assessment of the vegetation types, [Poeiras \(2010\)](#) found that



**Fig. 3.** NDVI of Hope Bay ice-free areas with the three sets of thresholds: UAV data (a), Sentinel-2 (b), and Landsat 8 (c).

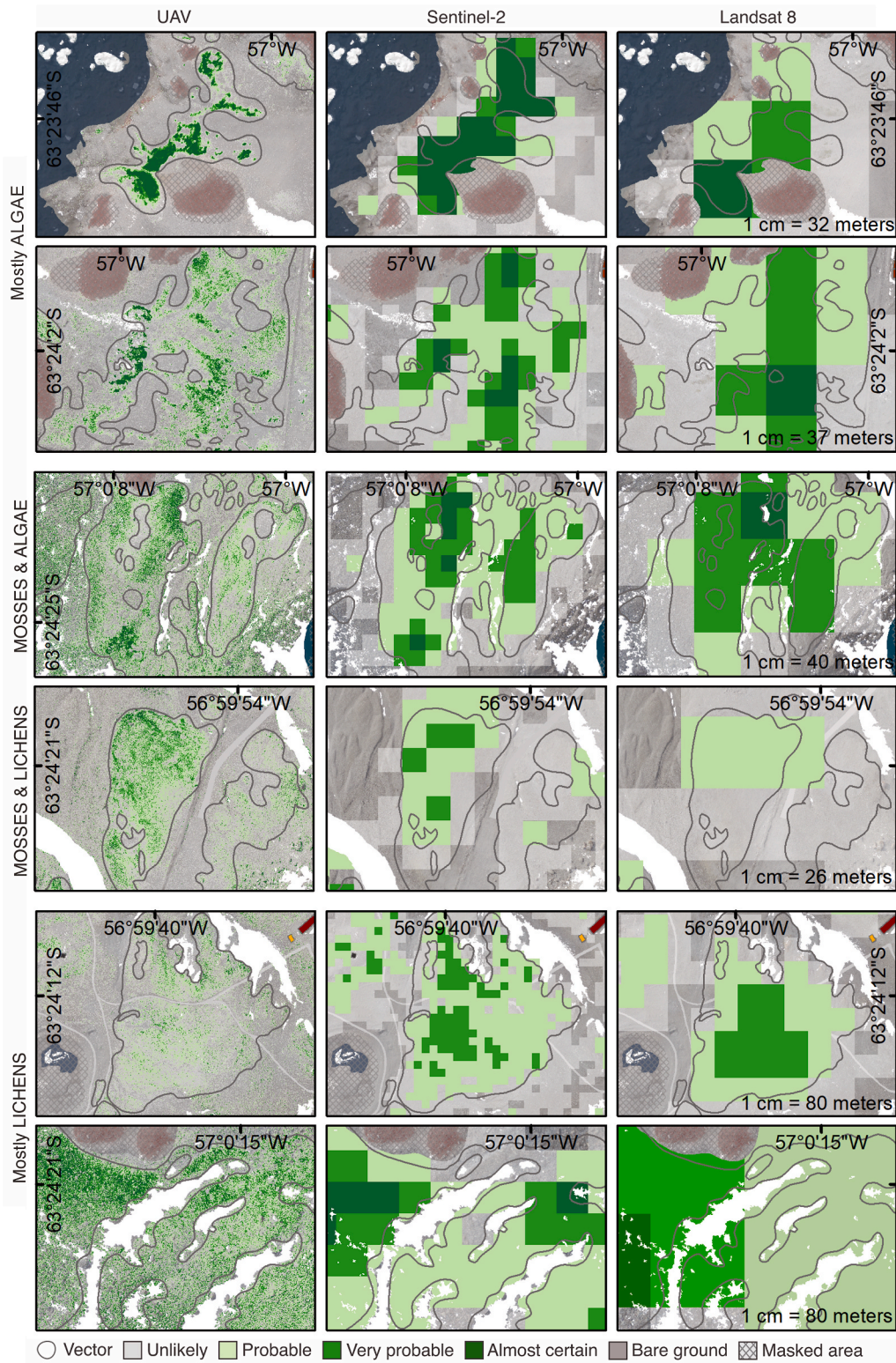


Fig. 4. Digitized polygons of plant communities in Hope Bay and NDVI classes obtained from the UAV, Sentinel-2 and Landsat-8 imagery.

*Prasiola crispa* is the most representative species of Hope Bay. This green-colored algae forms large patches in moist coastal habitats and is not unusual to be found in association with *Mastodia tessellata* (the lichenized form of *Prasiola crispa*). Highest values for each dataset were generally associated with algae formations in all sensors (Fig. 4). In UAV imagery, dense patches are primarily assigned as “almost certain” and more sparse areas as “very probable”. Sentinel-2 presents similar results

for this coverage, although dense patches must cover around half a pixel (50 m<sup>2</sup>) in order to be classified in the “almost certain” class; very isolated mats are usually classified as “probable”. In Landsat 8, dense patches with ~250 m<sup>2</sup> cover are primarily classified as “very probable”, while sparse areas are classified as “probable”; algae patches <100 m<sup>2</sup> are mainly assigned to “unlikely” or not detected.

**Table 4**

Performance of each remote sensing platform in identifying vegetation with a probability of over 50% – classes “probable”, “very probable”, and “almost certain” – in the 85 confirmed locations for the presence of the cover.

Area (m <sup>2</sup> )	Sites where vegetation with a probability >50% is detected					
	UAV		Sentinel-2		Landsat 8	
<500	31	(100%)	22	(71%)	15	(48%)
500–1000	18	(100%)	17	(94%)	10	(56%)
1000–2000	13	(100%)	13	(100%)	13	(100%)
>2000	23	(100%)	21	(91%)	17	(74%)
Total	85	(100%)	73	(86%)	55	(65%)

3.3.2. Moss formations

Poeiras (2010) identified six genera of mosses associated to moister soils in Hope Bay (namely: *Andreaea*, *Bryum*, *Cetatonodon*, *Polytrichum*, *Sanionia* and *Syntrichia*). High NDVI values have been observed in areas with mosses for the UAV image and Sentinel-2. In the UAV, the method is capable of detecting very small patches (<1 m<sup>2</sup>) of mosses and assigning them mainly in the “almost certain” class (Fig. 4). In Sentinel-2, patches mosses with ~50 m<sup>2</sup> cover are classified mainly as “very probable”; if the cover is very sparse, they are assigned to the “probable” class. In Landsat 8, Hope Bay small moss turfs are usually found mixed with other targets, thus their response to NDVI classification is difficult to identify. However, an increase in NDVI values for pixels with moss presence can be observed for the OLI sensor.

3.3.3. Lichen formations

According to Poeiras (2010), the study area has a large population of *Buellia*, *Caloplaca*, *Candelaria*, *Rhizoplaca*, and *Usnea*, as well as continuous flaky lichen fields with a broad coverage of *Acarospora*. Most areas identified with the presence of lichens show medium or low NDVI values in all sensors and are mainly classified in the “probable” class (Fig. 4). A

large field of scattered individuals interspersed with rocks is assigned as “unlikely” in Sentinel-2 and Landsat 8 classifications. In the UAV even very sparse areas are classified as probable to be vegetated due to its ultra-high spatial resolution. Two continuous and extensive fields (>1000 m<sup>2</sup>) composed mainly of lichen formations display some pixels in the “almost certain” class in all sensors, likely due to mixed communities.

3.4. Classification of vegetation communities using the UAV data

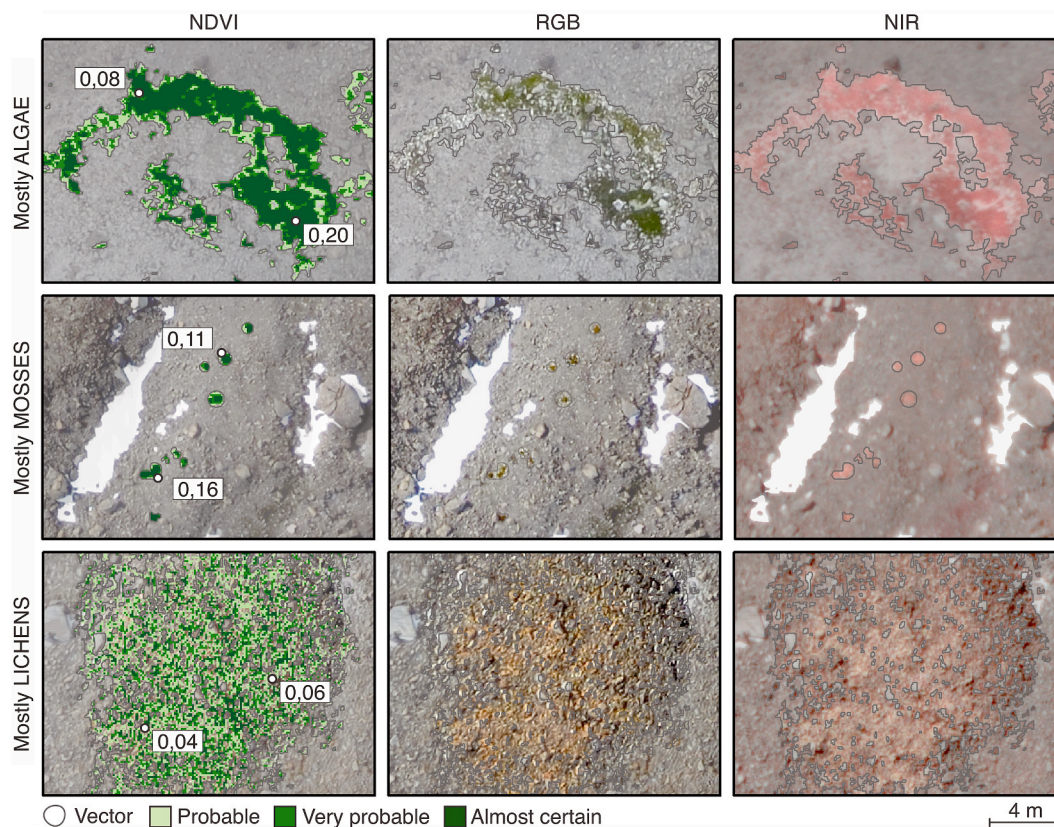
In order to better evaluate the response of NDVI classes to the vegetation type in the aerial image, samples were selected in algae, moss, and lichen areas as shown in Fig. 5. According to Table 5, representative pixels of algae and moss species are generally classified as “almost certain” and a very small number as “probable”. Lichens provided a more uniform division among classes but were mostly listed in the “probable” and “very probable” classes.

Dense patches of algae *Prasiola crispa* frequently found in Hope Bay (Fig. 5) typically have NDVI values greater than 0.15 in areas of higher abundance and lower values at the edges of patches, although generally above 0.05. Typical scattered moss coverage of the study area, as shown in Fig. 5, display NDVI values greater than 0.10 even for small patches.

**Table 5**

Area percentage of each class found on manually collected samples for each type of vegetation. Examples of sample areas are displayed in Fig. 5.

Vegetation type	NDVI response in patches of vegetation (%)		
	Probable	Very probable	Almost certain
Algae	8%	21%	71%
Mosses	8%	19%	73%
Lichens	58%	29%	13%



**Fig. 5.** NDVI, RGB and NIR mosaics of ultra high-resolution image; NIR image displayed here are the original 5 cm spatial resolution. Areas outside of the vectors have been mitigated.

Continuous lichen field communities have various NDVI values generally less than 0.10. Table 6 presents the vegetation characteristics observed in the UAV data for each class.

#### 4. Discussion

NDVI categorization based on interval ranges allowed the locations likely to have vegetation cover to be identified. The findings suggest that the “unlikely” category refers to the presence of partial and very sparse vegetation cover, but more often to the complete absence of it (similar to Fretwell et al., 2011). Results from Table 3 showed a gradual increase in the thresholds defined for each remote sensing platform. UAV low values may be due to the sensor’s low radiometric precision and the fact that its bands do not comply with the satellite bands, for instance: red band central wavelength for S110 camera is ~625 nm, while for Sentinel-2 and Landsat 8 is ~645 nm and ~655 nm, respectively. The UAV red band is more shifted to the green range, which exhibits slightly increased reflectance for vegetation, than those from orbital sensors, which have their central wavelength at the higher chlorophyll absorption region (650–675 nm). Another possible explanation for this is that as the increase in thresholds is associated with a decrease in spatial resolution, it may be a result of the increased mixture of surface materials in the case of orbital sensors. Occurrence of vegetation interspersed with soils with a high concentration of organic matter may influence the results and increase the NDVI values (Rondeaux et al., 1996).

UAV results show a smaller vegetated area when compared to the satellite data, a fact that may be due to the differences in spatial resolution between imagery. As higher resolution can reduce mixed pixels in images (Schowengerdt, 2006), the aerial image is expected to contain more pure pixels and therefore a better boundary between targets and hence a larger discrimination in areas seemingly homogeneous in lower resolution imagery.

The correspondence in area and distribution of vegetation observed between NDVI classifications and manually digitized vegetation zones indicates that the method proposed here is effective in detecting Hope Bay’s vegetation. The general agreement in the patterns of vegetation distribution across imagery (Fig. 4) shows that regions categorized in certain classes tend to maintain their labels in different spatial resolutions, provided that the thresholds for each product are respected. For example, densely vegetated areas with more vibrant vegetation tend to be classified as “almost certain”. The thresholds defined by the statistical parameters of NDVI provide standardization and allow the classification of pixels with dense vegetation coverage in the “almost certain” class, characterized by highest values, even with values of 0.09 for UAV and 0.18 for Sentinel-2 and Landsat 8. The same applies to areas with sparse or not-so-vibrant vegetation that are classified as “probable” and “very probable”.

This outcome demonstrates that the method respects the environmental conditions of the target and the characteristics of each sensor. Such a result would not be achieved if constant and arbitrary threshold values were applied to all images, since the given NDVI value reported by the plant community in one scene does not necessarily correspond to the value presented in others. As mentioned in Section 1.1, this is due to seasonal and environmental differences or the characteristics of the

**Table 6**  
Description of vegetation types observed in each NDVI class in the UAV image.

Vegetation type response to classes	
Classes	Description
Unlikely	Mostly soil and very sparse lichens
Probable	Sparse lichens, very sparse algae and boundaries of algae and mosses patches
Very probable	Continuous communities of lichens, patches of algae interspersed with rocks and boundaries of algae and mosses patches
Almost certain	Mostly dense patches of algae and mosses

imaging sensors themselves. Therefore, a standardization of values for all scenes (or/and sensors) would not comply with these conditions and could include or neglect vegetation data.

For example, interval ranges defined with statistical parameters for the Landsat 8 scene are similar to those set by Fretwell et al. (2011) for Landsat 7 of his study area. However if the author’s interval ranges were applied to Hope Bay, local vegetation cover would be overestimated. In addition, low variability would be observed in classes, as vegetation would be assigned mainly in the “probable” and “very probable” classes. Thus, the findings confirm the need to adjust class ranges for each scene and emphasize on the importance of adjusted statistical parameters for the selection process. Adjusting interval ranges according to dataset parameters ensures proper data handling and reduces the need for ground-truthing.

The comparison between NDVI classifications and the sites with confirmed vegetation (Table 4) shows that the number of undetected vegetation sites increases as the spatial resolution of the sensor decreases. UAV identifies communities not detected by orbital sensors, likely due its ultra-high spatial resolution, while Sentinel-2 is 2.5 times more efficient than Landsat 8 in detecting Hope Bay vegetation with a probability of over 50%. In addition, a larger pixel size also contributes to the non-detection of larger areas; in areas over 2000 m<sup>2</sup>, Landsat 8 classification fails 3 times more than Sentinel-2.

Table 4 and Fig. 4 show the ability of Sentinel-2 scenes to detect Antarctic vegetation even in sparsely vegetated environments such as Hope Bay. MSI sensor results are somewhat comparable to those of the UAV (although further analysis and field information is required to properly assess this) and show the potential of this satellite for monitoring and mapping vegetation in ice-free areas in Antarctica. Therefore, Sentinel-2 images could provide regular and continuous information, particularly since UAV data collection in Antarctica is subject to weather conditions in limited and often short fieldwork opportunities (Turner et al., 2019).

By integrating vegetation type information with NDVI classifications, a pattern has been identified for Hope Bay communities, where areas with predominance of algae and mosses are primarily classified in the higher probability class “very probable” and “almost certain” and areas with predominance of lichens are mainly assigned to the lower class “probable”. The results of this classification suggest that a close association between classes and vegetation type exist. In previous studies, the researchers were unable to identify a pattern between the NDVI classes and the vegetation type.

#### 5. Conclusion

This study investigates the ability of NDVI to identify Antarctic vegetation cover by means of classification, demonstrating that the use of statistical parameters to set class ranges is effective in detecting the vegetation in Hope Bay. The proposed method is relevant given the very low complexity and computational costs required for its application and, in particular, the challenges of mapping remote areas with limited ground-truth information. Consistency in the classification of images acquired by several sensors is achieved as the method respects the environmental conditions of the target and the characteristics of each sensor. The potential of Sentinel-2 to detect and therefore monitor and map vegetation in ice-free areas in Antarctica is demonstrated, as well as the importance of UAV aerial imagery in closing gaps between field observations and satellite imagery. The pattern found in NDVI classes is consistent with the spectral behavior of the plant communities of the region and may be used to indicate a certain type of vegetation. Results show that data collected with S110 camera, despite the radiometric and spectral limitations, allows for mapping vegetation presence in ice-free areas of the northern Antarctic Peninsula and is valuable for the land cover characterization in Antarctica. A better vegetation discrimination could be achieved with true multispectral sensors with illumination compensation, which are quickly replacing cameras such as the S110 with modified Bayer filters.

## CRedit authorship contribution statement

**Maria E. Sotille:** Conceptualization, Methodology, Validation, Formal analysis, Investigation, Writing - original draft, Writing - review & editing, Visualization. **Ulisses F. Bremer:** Conceptualization, Writing - review & editing, Supervision, Project administration, Funding acquisition. **Gonçalo Vieira:** Methodology, Writing - original draft, Writing - review & editing, Supervision. **Luiz F. Velho:** Conceptualization, Methodology, Validation, Formal analysis, Writing - original draft, Writing - review & editing. **Carina Petsch:** Formal analysis, Investigation, Writing - original draft. **Jefferson C. Simões:** Resources, Project administration, Funding acquisition.

## Acknowledgements

The research presented in this paper was supported by the Brazilian National Council for Scientific and Technological Development - CNPq [Grant 421743/2017-4] and (Process 465680/2014-3 – INCT Criosfera), and in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001.

We warmly thank the INCT da Criosfera (Brasil), the Brazilian Antarctic Program (PROANTAR) and the Brazilian Navy for support and logistics. We are very grateful for the support provided at Esperanza station (Argentina) in Hope Bay. We also thank the IFRS (Brasil). We acknowledge Jeffrey Auger for assistance in language editing. We thank the two anonymous reviewers for their review and comments, which have contributed to improve the final version of the manuscript.

## References

- Aasen, H., Honkavaara, E., Lucieer, A., & Zarco-Tejada, P. J. (2018). Quantitative remote sensing at ultra-high resolution with UAV spectroscopy: A review of sensor technology, measurement procedures, and data correction workflows. *Remote Sensing*, 10(7), Article 1091.
- Amesbury, M. J., Roland, T. P., Royles, J., Hodgson, D. A., Convey, P., Griffiths, H., et al. (2017). Widespread biological response to rapid warming on the Antarctic Peninsula. *Current Biology*, 27(11), 1616–1622.
- Andrade, A. M. D., Michel, R. F. M., Bremer, U. F., Schaefer, C. E. G. R., & Simões, J. C. (2018). Relationship between solar radiation and surface distribution of vegetation in Fildes Peninsula and Ardley Island, maritime Antarctica. *International Journal of Remote Sensing*, 39(8), 2238–2254.
- Aubert, S., Juge, C., Boisson, A. M., Gout, E., & Bigny, R. (2007). Metabolic processes sustaining the reviscense of lichen *Xanthoria elegans* (Link) in high mountain environments. *Planta*, 226(5), 1287–1297.
- Billings, W. D., & Morris, R. J. (1951). Reflection of visible and infrared radiation from leaves of different ecological groups. *American Journal of Botany*, 327–331.
- Birkenmajer, K. (1993). Geology of late mesozoic magmatic rocks at Hope Bay, trinity Peninsula (west Antarctica). *Bulletin of the polish academy of sciences. Earth Sciences*, 41(1), 49–62.
- Bockheim, J. G. (Ed.). (2015). *The soils of Antarctica*. Springer.
- Calviño-Cancela, M., & Martín-Herrero, J. (2016). Spectral discrimination of vegetation classes in ice-free areas of Antarctica. *Remote Sensing*, 8(10), 856.
- Campbell, I. B., & Claridge, G. G. C. (1987). *Antarctica: Soils, weathering processes and environment*. Elsevier.
- Cannone, N., Convey, P., & Guglielmin, M. (2013). Diversity trends of bryophytes in continental Antarctica. *Polar Biology*, 36(2), 259–271.
- Casanovas, P., Black, M., Fretwell, P., & Convey, P. (2015). Mapping lichen distribution on the Antarctic Peninsula using remote sensing, lichen spectra and photographic documentation by citizen scientists. *Polar Research*, 34(1), 25633.
- Chavez, P. S. (1996). Image-based atmospheric corrections - revisited and improved. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 62(9), 1025–1036.
- Congedo, L. (2016). Semi-automatic classification Plugin documentation. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.29474.02242/1>.
- Convey, P., & Levin, S. A. (2013). In *Antarctic ecosystems*. *Encyclopedia of biodiversity* (2nd ed., Vol. 1, pp. 179–188). San Diego: Elsevier.
- Convey, P., & Peck, L. S. (2019). Antarctic environmental change and biological responses. *Science Advances*, 5(11), Article eaaz0888.
- Convey, P., & Smith, R. L. (2006). Responses of terrestrial Antarctic ecosystems to climate change. In *Plants and climate change* (pp. 1–12). Dordrecht: Springer.
- Cook, A. J., Fox, A. J., Vaughan, D. G., & Ferrigno, J. G. (2005). Retreating glacier fronts on the Antarctic Peninsula over the past half-century. *Science*, 308(5721), 541–544.
- Cook, A. J., Holland, P. R., Meredith, M. P., Murray, T., Luckman, A., & Vaughan, D. G. (2016). Ocean forcing of glacier retreat in the western Antarctic Peninsula. *Science*, 353(6296), 283–286.
- Cook, A. J., & Vaughan, D. G. (2010). Overview of areal changes of the ice shelves on the Antarctic Peninsula over the past 50 years. *The Cryosphere*, 4(1), 77–98.
- Curran, P. J., Dungan, J. L., & Gholz, H. L. (1990). Exploring the relationship between reflectance red edge and chlorophyll content in slash pine. *Tree Physiology*, 7(1–2–3–4), 33–48.
- Del Valle, R. A., Morelli, J. R., & Rinaldi, C. A. (2001). Geology of new localities on tabarin Peninsula, northern antarctic Peninsula. *Antarctic Science*, 13(3), 323–328.
- Dąbski, M., Zmarz, A., Pabjanek, P., Korczak-Abshire, M., Karsznia, I., & Chwedorzewska, K. J. (2017). UAV-based detection and spatial analyses of periglacial landforms on Demay point (King George Island, south shetland Islands, Antarctica). *Geomorphology*, 290, 29–38.
- Emslie, S. D., McKenzie, A., Marti, L. J., & Santos, M. (2018). Recent occupation by Adelie penguins (*Pygoscelis adeliae*) at Hope Bay and seymour Island and the 'northern enigma' in the antarctic Peninsula. *Polar Biology*, 41(1), 71–77.
- Fretwell, P. T., Convey, P., Fleming, A. H., Peat, H. J., & Hughes, K. A. (2011). Detecting and mapping vegetation distribution on the Antarctic Peninsula from remote sensing data. *Polar Biology*, 34(2), 273–281.
- Fretwell, P. T., Phillips, R. A., Brooke, M. D. L., Fleming, A. H., & McArthur, A. (2015). Using the unique spectral signature of guano to identify unknown seabird colonies. *Remote Sensing of Environment*, 156, 448–456.
- Haselwimmer, C., & Fretwell, P. (2009). Field reflectance spectroscopy of sparse vegetation cover on the Antarctic Peninsula. In *2009 first workshop on hyperspectral image and signal processing: Evolution in remote sensing* (pp. 1–4). IEEE.
- Jawak, S. D., Luis, A. J., Fretwell, P. T., Convey, P., & Durairajan, U. A. (2019). Semiautomated detection and mapping of vegetation distribution in the Antarctic environment using spatial-spectral characteristics of WorldView-2 imagery. *Remote Sensing*, 11(16), Article 1909.
- Knipling, E. B. (1970). Physical and physiological basis for the reflectance of visible and near-infrared radiation from vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 1(3), 155–159.
- Lee, J. R., Raymond, B., Bracegirdle, T. J., Chadès, I., Fuller, R. A., Shaw, J. D., et al. (2017). Climate change drives expansion of Antarctic ice-free habitat. *Nature*, 547(7661), 49–54.
- Longton, R. E. (1988). *Biology of polar bryophytes and lichens*. CUP Archive.
- Lucieer, A., Robinson, S. A., Turner, D., Harwin, S., & Kecey, J. (2012). Using a micro-UAV for ultra-high resolution multi-sensor observations of Antarctic moss beds. *Faculty of Science, Medicine and Health - Papers: Part A*, 538.
- Martín-Serrano, A., Montes, M., Nozal, F., & del Valle, R. A. (2005). Geomorfología de la costa austral de Bahía Esperanza (Península Antártica). *Geogaceta*, 38, 95–98.
- Miranda, V., Pina, P., Heleno, S., Vieira, G., Mora, C., & Schaefer, C. E. (2020). Monitoring recent changes of vegetation in Fildes Peninsula (King George Island, Antarctica) through satellite imagery guided by UAV surveys. *The Science of the Total Environment*, 704, Article 135295.
- Olech, M. (1993). Lower plants. In S. Rakusa-Suszczewski (Ed.), *The maritime Antarctic coastal ecosystem of Admiralty Bay* (pp. 173–179). Warsaw: Department of Antarctic Biology, Polish Academy of Sciences.
- Oliva, M., Navarro, F., Hrbáček, F., Hernández, A., Nývlt, D., Pereira, P., et al. (2017). Recent regional climate cooling on the Antarctic Peninsula and associated impacts on the cryosphere. *The Science of the Total Environment*, 580, 210–223.
- Øvstedal, D. O., & Smith, R. L. (2001). *Lichens of Antarctica and south Georgia: A guide to their identification and ecology*. Cambridge University Press.
- Pajares, G. (2015). Overview and current status of remote sensing applications based on unmanned aerial vehicles (UAVs). *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 81(4), 281–330.
- Peat, H. J., Clarke, A., & Convey, P. (2007). Diversity and biogeography of the Antarctic flora. *Journal of Biogeography*, 34(1), 132–146.
- Pereira, T. T. C. (2012). *Solos de Hope Bay, Península Antártica*. Tese de doutoramento – Universidade Federal de Viçosa.
- Poeiras, L. M. (2010). *Vegetação e ambientes em Lions Rump e Hope Bay, Antártica Marítima*. Dissertação de mestrado – Universidade Federal de Viçosa.
- Rignot, E., Casassa, G., Gogineni, P., Krabill, W., Rivera, A. U., & Thomas, R. (2004). Accelerated ice discharge from the Antarctic Peninsula following the collapse of Larsen B ice shelf. *Geophysical Research Letters*, 31(18).
- Robinson, S. A., King, D. H., Bramley-Alves, J., Waterman, M. J., Ashcroft, M. B., Wasley, J., et al. (2018). Rapid change in East Antarctic terrestrial vegetation in response to regional drying. *Nature Climate Change*, 8, 879–884.
- Rondeaux, G., Steven, M., & Baret, F. (1996). Optimization of soil-adjusted vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 55(2), 95–107.
- Rouse, J. W., Jr. (1974). *Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation*.
- Sancho, L. G., Pintado, A., Navarro, F., Ramos, M., De Pablo, M. A., Blanquer, J. M., et al. (2017). Recent warming and cooling in the Antarctic Peninsula region has rapid and large effects on lichen vegetation. *Scientific Reports*, 7(1), 1–8.
- Schowengerdt, R. A. (2006). *Remote sensing: Models and methods for image processing*. Elsevier.
- Serviço Meteorológico Nacional (2019) accessed 11 December 2019, <<http://www3.smn.gov.br/servicioclimaticos/?mod=turismo&id=7&provincia=Ant%Eltrida&ciudad=B.%20Esperanza>>.
- Siebert, M., Atkinson, A., Banwell, A., Brandon, M., Convey, P., Davies, B., Downie, R., et al. (2019). The Antarctic Peninsula Under a 1.5 °C Global Warming Scenario. *Frontiers in Environmental Science*, 7.
- Smith, R. L. (1994). Vascular plants as bioindicators of regional warming in Antarctica. *Oecologia*, 99(3–4), 322–328.
- Tatur, A., & Myrcha, A. (1989). Soils and vegetation in abandoned penguin rookeries (maritime Antarctic). In *Proceedings of the NIPR symposium on polar biology* (Vol. 2, pp. 181–189).
- Tucker, C. J. (1979). Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8, 127–150.

- Turner, J., Barrand, N. E., Bracegirdle, T. J., Convey, P., Hodgson, D. A., Jarvis, M., et al. (2013). Antarctic climate change and the environment: An update. *Faculty of Science, Medicine and Health - Papers: Part A*, 1615.
- Turner, J., Lu, H., White, I., King, J. C., Phillips, T., Hosking, J. S., et al. (2016). Absence of 21st century warming on Antarctic Peninsula consistent with natural variability. *Nature*, 535(7612), 411–415.
- Turner, D., Malenovsky, Z., Lucieer, A., Turnbull, J., & Robinson, S. (2019). Optimizing spectral and spatial resolutions of unmanned aerial system imaging sensors for monitoring antarctic vegetation. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 12(10), 3813–3825.
- Turner, J., Marshall, G. J., Clem, K., Colwell, S., Phillips, T., & Lu, H. (2020). Antarctic temperature variability and change from station data. *International Journal of Climatology*, 40(6), 2986–3007.
- Ulrich, M., Grosse, G., Chabrilat, S., & Schirrmeister, L. (2009). Spectral characterization of periglacial surfaces and geomorphological units in the Arctic Lena Delta using field spectrometry and remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 113(6), 1220–1235.
- Vieira, G., Mora, C., Pina, P., & Schaefer, C. E. (2014). A proxy for snow cover and winter ground surface cooling: Mapping *Usnea* sp. communities using high resolution remote sensing imagery (maritime Antarctica). *Geomorphology*, 225, 69–75.

## 4.2. Artigo 2: Classificação dos tipos de vegetação da Antártica Marítima com o uso de dados de VANT

### Resumo

O desenvolvimento de comunidades vegetais em áreas sem a cobertura permanente de gelo da Antártica destaca a necessidade de técnicas de sensoriamento remoto eficazes para o monitoramento adequado das mudanças ambientais locais. A detecção e o mapeamento da vegetação por meio da classificação de imagens permanecem limitados no ambiente antártico dada a complexidade de sua cobertura superficial e a heterogeneidade espacial e homogeneidade espectral da vegetação criptogâmica. Como imagens aéreas de altíssima resolução permitem análises abrangentes da vegetação, este estudo tem como objetivo identificar os tipos de cobertura vegetal (algas, musgos e líquens) numa área livre de gelo de Hope Bay, localizada na ponta norte da Antártica Península. Usando a abordagem GEOBIA, conjuntos de dados de sensoriamento remoto são testados no classificador *Random Forest* para distinguir classes de vegetação em áreas vegetadas. Como espécies de algas, musgos e líquens podem exibir similaridades espectrais, subclasses são estabelecidas. Os resultados mostram que as subclasses têm baixa separabilidade quando considerado apenas o número digital das bandas do verde, vermelho e NIR. Variações na precisão, bem como alterações visuais, são identificadas na classificação de acordo com o conjunto de atributos implementados. A precisão aumenta ao usar atributos de várias camadas. Uma combinação de produtos e subprodutos espectrais e morfométricos fornece o melhor resultado para a detecção e o delineamento de diferentes tipos de vegetação, com uma acurácia geral de 0.966 e um coeficiente Kappa de 0.946. A abordagem permitiu identificar padrões na distribuição espacial (unidades constituídas principalmente por algas, musgos e líquens) e diferenças nas comunidades. Esta pesquisa mostra que dados de altíssima resolução espacial podem fornecer as propriedades necessárias para a classificação eficaz da vegetação da Antártica Marítima, mesmo em imagens obtidas por sensores com baixa resolução espectral.

**Palavras-chave:** Antártica, GEOBIA, vegetação, VANT, classificação de imagens.

## 1. Introdução

Os ambientes terrestres da Antártica Marítima estão experimentando mudanças sensíveis em função da variabilidade climática ocorrida ao longo das últimas décadas (TURNER *et al.*, 2013) — entre os anos 1950 e 2000 uma das taxas mais altas de aquecimento em nível global foi observada para a Península Antártica (PA) (TURNER *et al.*, 2009; TURNER *et al.*, 2014) — e projeções indicam que, até o final do século, esta será a região do continente antártico a apresentar as maiores mudanças no clima e na expansão das áreas livres de gelo (LEE *et al.*, 2017). Tendências de aquecimento em regiões antárticas levam a uma série de fatores ambientais que conduzem ao crescimento das plantas já estabelecidas e ampliam o seu estabelecimento em áreas recentemente expostas (LEE *et al.*, 2017; CONVEY e PECK, 2019). Efeitos esses que já são observados em regiões da PA (CONVEY, *et al.*, 2006; CONVEY, *et al.*, 2009; PETSCH *et al.*, 2019).

Particularmente sensível às alterações climáticas e ambientais (CONVEY e SMITH, 2006; CONVEY e PECK, 2019), e constituída predominantemente por grupos de vegetais inferiores – líquens, briófitas, algas, fungos – e apenas duas plantas vasculares, a cobertura vegetal do continente Antártico é especialmente adaptada para sobreviver em ambientes extremos, tolerando baixas temperaturas e desidratação (SMITH, 1984; ØVSTEDAL e SMITH, 2001; CONVEY, 2013; LEE *et al.*, 2017). Nos ambientes da Antártica Marítima, as temperaturas médias mensais relativamente superiores à de outras regiões antárticas permitem maior abundância e variedade de vida. Aqui, a vegetação é tipicamente dominada por musgos e hepáticas, junto de líquens foliosos e fruticosos que, ainda que mais abundantes, permanecem dispersos no terreno e intercalados com áreas de solo exposto (THOMAS *et al.*, 2013). Com o desenvolvimento de novos habitats para as espécies, espera-se a diminuição na distância entre as manchas de vegetação e o aumento na sua conectividade (LEE *et al.*, 2017).

Considerada um indicativo dos efeitos gerados por um clima em mudança, a distribuição da vegetação no ambiente antártico é dada em função de certos fatores, sobretudo: vento, incidência de radiação solar, duração e extensão da cobertura de neve e gelo, quantidade de água disponível, tipo de substrato e presença de atividade animal (OLECH, 1993). A combinação de fatores físicos nas imediações de um organismo é crucial (WALTON, 1984; THOMAS *et al.*, 2013), pois certas características periglaciais fornecem condições específicas aos efeitos de abrigo ou perturbação das plantas e, também, aos padrões de acumulação e persistência da cobertura de neve (CANNONE e GUGLIELMIN, 2010).



Embora atraentes aos estudos sobre respostas e sensibilidades à variabilidade e mudança ambiental, partes dos ecossistemas terrestres antárticos permanecem ainda sem levantamentos biológicos (CONVEY e PECK, 2019), o que deixa a avaliação dos impactos na biodiversidade e o monitoramento das respostas dessas comunidades ainda pouco explorados. Os mapeamentos de vegetação estão entre os produtos mais importantes derivados de dados de sensoriamento remoto (RÄSÄNEN e VIRTANEN, 2019) e, no ambiente antártico, onde as questões logísticas e de acessibilidade inviabilizam o reconhecimento total da superfície, faz-se crescente a aplicação de sensoriamento remoto e de geoprocessamento na detecção e no mapeamento da cobertura vegetal local, identificando a distribuição de diferentes tipos de vegetação. A disponibilidade recente de sensores de baixo custo para veículos aéreos não tripulados (VANTs) representa um ponto de virada para a pesquisa ambiental e para o monitoramento operacional nas áreas livres de gelo da Antártica Marítima (CALVIÑO-CANCELA e MARTÍN-HERRERO, 2016). O uso recente de VANTs no ambiente antártico tem possibilitado o mapeamento da superfície e das características geocológicas em escalas adequadas para o monitoramento e para a gestão da vegetação, provendo importante contribuição para o monitoramento das mudanças climáticas em terrenos de permafrost (PINA *et al.*, 2014; BANDEIRA *et al.*, 2015) e para a identificação de novos sinais de variabilidade ambiental. Uma vez que o nível de detalhe dos conjuntos de dados aéreos permite a discriminação dos principais tipos de vegetação antártica (MIRANDA *et al.*, 2020), o sensoriamento remoto pode facilitar o monitoramento das respostas apresentadas pela vegetação frente às mudanças ambientais – como o aquecimento global e o aumento da perturbação humana – e reduzir os custos e os impactos associados às pesquisas de campo (CALVIÑO-CANCELA e MARTÍN-HERRERO, 2016).

Técnicas de sensoriamento remoto foram adotadas por pesquisadores para a detecção e análise da vegetação criptogâmica em imagens obtidas por veículos aéreos (LUCIEER *et al.*, 2012; 2014; 2018; TURNER *et al.*, 2014; 2018; 2019, PINA *et al.*, 2016; MALENOVKY *et al.*, 2017; MIRANDA *et al.*, 2019), porém, os mapeamentos por classificação supervisionada ainda são restritos a poucos trabalhos. Dentre os desafios para a aplicação de métodos amplamente utilizados para o reconhecimento de alvos em imagens de sensoriamento remoto, está a complexidade na cobertura superficial do terreno antártico e a heterogeneidade espacial na cobertura superficial da vegetação local: às vezes escassa, com indivíduos isolados; em pequenas comunidades formando biocrostas no solo ou rocha; ou em comunidades maiores formando esteiras de vegetação mais extensas. Outro desafio está na resposta espectral dos tipos de vegetação criptogâmica, já que espécies de alga, musgo e líquen podem ter

comportamentos espectrais similares entre si; como é o caso da alga terrestre *Prasiola*, que, por vezes, apresenta comportamento espectral parecido com algumas espécies de musgo (HASELWIMMER e FRETWELL 2009).

A baixa variabilidade espectral entre algumas espécies criptogâmicas e a alta mistura espacial observada nas comunidades antárticas pode exigir, além do uso de sensores de altíssima resolução espacial para a detecção das características da vegetação, o emprego de informações adicionais para incrementar a separabilidade entre os alvos e viabilizar a identificação das diferentes coberturas vegetais por meio de técnicas de geoprocessamento. A topografia, por exemplo, é um fator relevante nos processos de colonização e desenvolvimento das comunidades vegetais na Antártica, tanto em pequena como em grande escala (THOMAS *et al.*, 2013). Diferenças no relevo e na exposição das encostas influenciam fenômenos ambientais (WALKER, 2000; CANNONE e GUGLIELMIN, 2010) e exercem ação segregadora na biota, resultando em padrões de vegetação fortemente correlacionados ao relevo (CANTLON, 1961; WALKER, 2000).

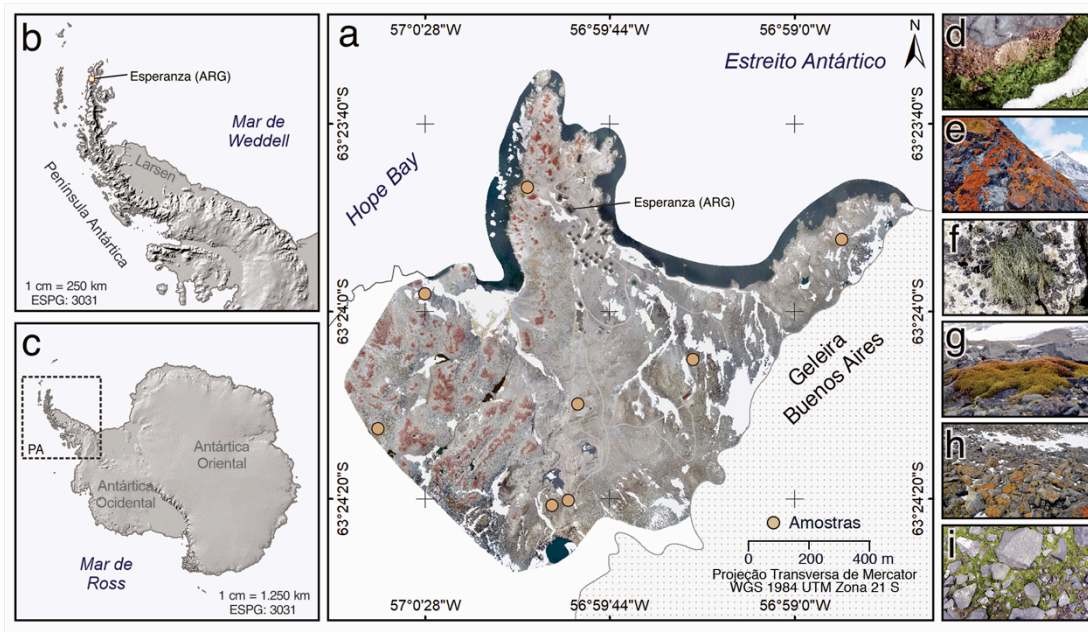
Nesse sentido, a análise de imagens baseada em objetos geográficos (GEOBIA), além de ser uma alternativa preferível aos métodos tradicionais de classificação pixel-a-pixel em imagens de altíssima resolução espacial (BLASCHKE *et al.*, 2014; MA *et al.*, 2017; MAHDAVI *et al.*, 2018), dá a vantagem do uso de informações espaciais e contextuais associadas às informações espectrais (BLASCHKE, 2010), o que possibilita um aumento na acurácia da classificação (CHEN *et al.*, 2017; LU *et al.*, 2017). A abordagem GEOBIA ocorre em duas etapas: segmentação da imagem de sensoriamento remoto e classificação dos objetos geográficos. Na etapa de segmentação, os pixels homogêneos (ou seja: que possuem informações similares) e contínuos são identificados e agrupados em objetos geográficos (BLASCHKE *et al.*, 2014; YU *et al.*, 2006). Em imagens obtidas por VANT, as manchas de vegetação possuem área geralmente maior do que o tamanho do pixel e, portanto, podem ser unidas em segmentos antes da classificação (RÄSÄNEN e VIRTANEN, 2019). Um dos pontos críticos da GEOBIA é a escolha dos parâmetros da segmentação; em especial do parâmetro da escala, que, sendo relacionado à resolução espacial da imagem, define o tamanho dos objetos resultantes (RÄSÄNEN e VIRTANEN, 2019). Já na etapa de classificação dos objetos geográficos, um dos pontos críticos é a combinação de camadas e atributos a serem empregados. Em estudos sobre a classificação de áreas vegetadas, demonstrou-se que o uso de dados espectrais combinados com dados topográficos e de textura aumentam a acurácia da classificação (RÄSÄNEN *et al.*, 2016; RÄSÄNEN e VIRTANEN, 2019). Assim, a avaliação das características da vegetação antártica é fundamental na

definição de parâmetros de segmentação e das camadas de informação a serem empregadas na etapa de classificação dos alvos

Diante do exposto, esse estudo objetiva segregar classes vegetais existentes em uma área livre de gelo de Hope Bay, no norte da Península Antártica, por meio da GEOBIA. A abordagem metodológica utiliza etapas de classificação e combina produtos e subprodutos espectrais e morfométricos para atenuar a complexidade da cobertura superficial do ambiente antártico e resguardar a qualidade da classificação.

## 2. Área de estudo e cobertura vegetal local

Hope Bay ( $63^{\circ}23'S$ ,  $57^{\circ}00'W$ ) está situada no extremo norte da PA (Figura 1) e tem área livre de gelo de  $3,5 \text{ km}^2$ , sendo delimitada ao sul pelo Monte Flora (520 m de altitude) e a leste pela geleira de Buenos Aires (100 m de altitude).



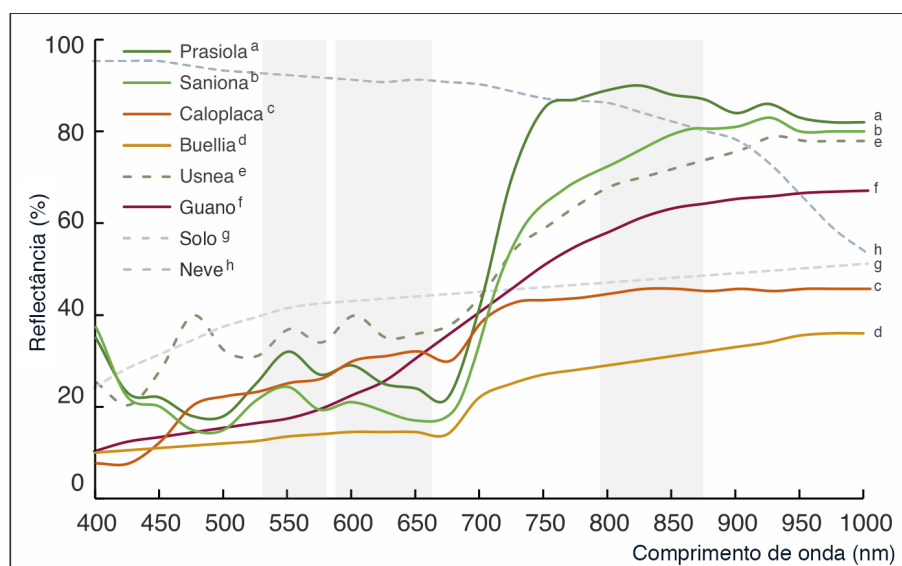
**Figura 1** – Localização da (a) área de estudo no (b) extremo norte da Península Antártica na (c) Antártica. Em detalhe pontos de coletas de campo. (d-f) Exemplos de algas, musgos e líquens encontrados na área de estudo.

A área mapeada pelo estudo é composta pelo grupo metassedimentar Península Trinity - Formação de Hope Bay, com permafrost contínuo e dinâmica geomorfológica impulsionada por processos paraglaciais e periglaciais (BIRKENMAJER, 1993; DEL VALLE *et al.*, 2001; MARTÍN-SERRANO *et al.*, 2005; BOCKHEIM *et al.*, 2015). Inserida em uma zona de transição climática entre a Antártica Marítima e a Continental, a região de Hope Bay passou por mudanças rápidas na área coberta de gelo e na temperatura do ar nas últimas décadas. Em

uma área onde temperaturas positivas recorde para a Antártica são observadas – 18.3°C em 2020 e 17.5°C em 2015 – a Estação Esperanza (Argentina) registrou uma das maiores taxas de aquecimento do Hemisfério Sul desde 1950 (Serviço Meteorológico Nacional-Argentina).

A vegetação local é limitada e esparsa (PEREIRA, 2012), sendo composta principalmente por líquens, algas verdes e pequenas coberturas de musgo – espécies de plantas superiores são ausentes na região (LONGTON, 1967). Longton (1967) identificou três sub-formações em Hope Bay: (i) líquen e musgo almofada, (ii) musgo de relvado e (iii) algas talosas; apontando gêneros como *Caloplaca-Xanthoria*, *Polytrichum Prasiola*. Poeiras (2010) aponta a preferência da alga terrestre *Prasiola* e dos líquens ornitocoprófilos *Caloplacae Acarospora* em se estabelecer ao redor das pinguineiras da Baía Esperança – Hope Bay conta com uma das maiores colônias de pinguins-de-adélia (*Pygoscelis adeliae*) da Península Antártica (TATUR, 1989; EMSLIE *et al.*, 2018), – estimada por Emslie *et al.* (2018) em um pouco mais de 100 mil pares reprodutores. A ampla ocorrência de pinguins faz com que ocorra uma maior concentração de líquens ornitocoprófilos na área, já que esses são adaptados às altas concentrações de nutrientes advindos das pinguineiras (POEIRAS, 2010). O líquen *Caloplaca sublobulata*, ocupa extensas faces rochosas voltadas para o norte da baía, sendo que a sua cor laranja se sobressai ao cinza de *Buellia russa* e *Physcia dubia*, o marrom de *Acarospora macrocyclose* o escuro de *Mastodia tessellata* (POEIRAS, 2010).

A Figura 2 apresenta a curva de reflectância espectral de gênero de vegetação e de outros alvos presentes em Hope Bay.



**Figura 2** – Assinatura espectral de gêneros de vegetação antártica (a-e) (adaptado de Haselwimmer e Fretwell 2009; Casanovas *et al.*, 2015; e Calviño-Cancela e Martín-Herrero, 2016) e de outros materiais do terreno (f-h) (adaptados de Fretwell *et al.*, 2015; Burton-Johnson *et al.*, 2016; e Hall e Martinec, 1985). As colunas cinzas mostram a posição e a largura das bandas espectrais do sensor S110 usado no estudo.

A curva espectral da alga *Prasiola* e do musgo *Sanionia* é mais característica da vegetação verde, com forte contraste entre as regiões do visível e do NIR e absorção na borda do vermelho (~685 nm). Diferentes espécies de musgo podem apresentar distinções de reflectância na região do infravermelho próximo (NIR) e amostras úmidas e secas de musgos e algas verdes podem apresentar diferenças de comportamento (HASELWIMMER e FRETWELL, 2009). Os líquens apresentam variabilidade espectral maior entre as espécies na região do visível e no NIR (HASELWIMMER e FRETWELL, 2009), com algumas espécies exibindo maior reflectância no VNIR devido às suas cores mais vivas e claras (HASELWIMMER e FRETWELL, 2009; ULRICH *et al.*, 2009), como é o caso dos líquens alaranjados da família *Teloschistaceae* (como a *Caloplaca*). Os líquens apresentam baixa absorção em 685 nm (HASELWIMMER e FRETWELL, 2009; CALVIÑO-CANCELA e MARTÍN-HERRERO, 2016), promovendo menor contraste entre a região do visível e do NIR, e gerando valores de índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) relativamente mais baixos para as espécies liquênicas quando comparados com os valores observados para as espécies de algas terrestres e musgos (SOTILLE *et al.*, 2020).

A curva espectral dos gêneros presentes em Hope Bay mostra que os líquens *Caloplaca* e *Buellia* têm variações na assinatura espectral bastante semelhantes entre si – com absorção no visível e aumento gradual e leve na reflectância até a região do infravermelho próximo. Já o comportamento da *Usnea* é contrastante aos outros gêneros de líquens uma vez que possui aumento gradual mais ressaltado na região do NIR, fazendo com que esse líquen fruticoso e de coloração verde-acinzentada apresente borda do vermelho mais destacada. Em estudo sobre a discriminação espectral da vegetação da Antártica Marítima, Calviño-Cancela e Martín-Herrero (2016) observaram diferenças significativas entre algumas espécies de líquens, fato que dificultaria ou completamente impediria a detecção de alguns líquens em estudos baseados no espectro de uma única espécie. Os autores apontam que, no que diz respeito a sua separabilidade espectral, as características espectrais da vegetação da Antártica Marítima permitem o mapeamento detalhado da cobertura na região espectral do VNIR.

### **3. Dados de Sensoriamento Remoto**

#### **3.1. Imagens de VANT e dados auxiliares**

O ortomosaico R-G-NIR e modelo digital da superfície (MDS) foram gerados a partir de três voos conduzidos em Hope Bay com um veículo aéreo não tripulado de asa fixa –

modelo *eBee Ag*. O sistema sensor consiste em uma câmera *Power Shot S110 NIR* (infravermelho próximo) de 16 megapixels, com um filtro Bayer modificado, em que, no lugar de filtros de cores azul, verde e vermelho possui filtros para as faixas espectrais do verde (~560 nm, largura à meia altura (FWHM): 50 nm), vermelho (~625 nm, FWHM: 90 nm) e infravermelho próximo (~850 nm, FWHM: 100 nm) 3000 x 4000 pixels (AASEN *et al.*, 2018) (Tabela 1). Apesar de ter baixa resolução espectral, a câmera possui resolução espacial muito alta a um custo comparativamente baixo (AASEN *et al.*, 2018). Ainda que limitados, os dados coletados com essas câmeras são valiosos para a caracterização da cobertura terrestre em locais remotos como a Antártica, nos quais dados de alta resolução são escassos e, portanto, muito valiosos. Um ortomosaico com bandas do visível foi gerado a partir de uma câmera RGB, sendo utilizado como auxílio na interpretação visual.

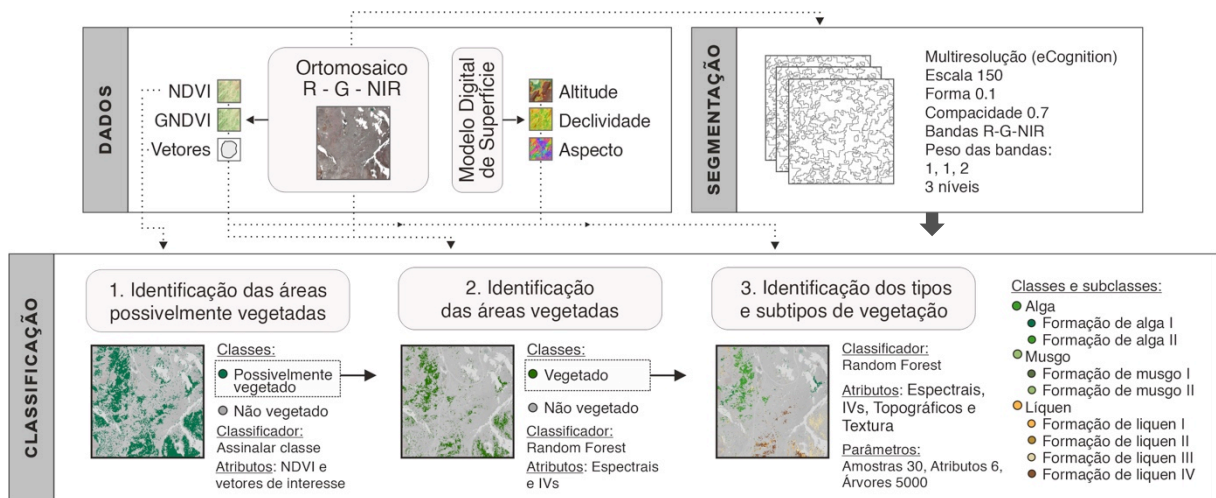
**Tabela 1** – Características do sensor e dos voos realizados

<b>Propriedades</b>	<b>Especificação</b>
Bandas e posição central da faixa	Verde (~560 nm), Vermelho (~625 nm) e NIR (~850 nm)
Distância focal	4,4 mm
Resolução da imagem	5 cm / pixel
Sobreposição lateral	60 %
Sobreposição longitudinal	75 %
Resolução radiométrica	16 bits TIFF
Altura média dos voos	< 200 m do solo
Duração média dos voos	30 minutos
Área coberta	195 ha
Número total de fotos adquiridas	~630

Adicionalmente, novos produtos de sensoriamento remoto foram gerados, a fim de serem empregados na classificação baseada em objetos, entre eles: NDVI e índice de vegetação por diferença normalizada da banda do verde (GNDVI), dados de elevação, declividade e aspecto. Visto que diversas espécies antárticas apresentam comportamentos espectrais similares entre si na região do VNIR (Fig. 2), dados auxiliares podem fornecer informações úteis para a distinção entre classes de vegetação espectralmente parecidas (YU, 2006). Assim, a inclusão de camadas geomorfológicas pode incrementar a separabilidade entre as classes de cobertura vegetal, pois a topografia desempenha papel importante na determinação da distribuição dos tipos de vegetação e de comunidades vegetais da Antártica Marítima.

## 4. Metodologia

Para a obtenção da classificação dos tipos de vegetação antártica presentes em Hope Bay, quatro procedimentos foram realizados dentro da análise baseada em objetos geográficos (Fig. 3), sendo: (i) segmentação multirresolução do ortomosaico; (ii) identificação de objetos possivelmente vegetados (iii) identificação de objetos referentes à vegetação; e (iv) classificação dos tipos e subtipos de vegetação da área de estudo.



**Figura 3** – Fluxograma do processamento, com as etapas de segmentação, pré-classificação e classificação realizadas para a distinção dos tipos de vegetação de Hope Bay, Península Antártica.

### 4.1. Segmentação do ortomosaico

A segmentação multirresolução (BAATZ e SCHÄPE, 2000) do *software* eCognition Developer (Trimble, 2017) foi empregada para a extração de objetos geográficos do ortomosaico – as bandas do verde, vermelho e infravermelho próximo foram utilizadas no procedimento. Nesse algoritmo de crescimento de regiões, os pixels vizinhos e semelhantes são agrupados por critérios de homogeneidade em um processo repetitivo que inicia em objetos do tamanho de um pixel, podendo crescer a cada iteração. O método cria segmentos altamente homogêneos (BAATZ e SCHÄPE, 2000). Os principais parâmetros de segmentação – escala, forma e compacidade – combinam os critérios de homogeneidade usados para a criação dos objetos, determinando: o tamanho médio dos segmentos (associado a resolução espacial da imagem), a influência da forma em relação a cor (a parte espectral) e a compacidade em relação a suavidade. Os parâmetros são definidos pelo usuário de maneira empírica e devem ser adaptados às demandas da tarefa (BAATZ e SCHÄPE, 2000). Assim, os limites de cada parâmetro foram definidos com base na estratégia de tentativa e erro

comumente adotada na literatura (HOFMANN *et al.*, 2008; LOWE e GUO, 2011; KAVZOGLU e YILDIZ, 2014) e, portanto, testados até a obtenção da segmentação apropriada à tarefa em questão. Os resultados da segmentação foram avaliados por critérios qualitativos, com análise visual e investigação detalhada dos objetos (NEUBERT *et al.*, 2006; DRĂGUȚ *et al.*, 2010) – o elemento visual, de acordo com Baatz e Schäpe (2000), é um forte critério para a avaliação de técnicas de segmentação.

#### 4.2 Identificação de áreas possivelmente vegetadas

Com o objetivo de otimizar o processo de classificação, buscou-se identificar os objetos geográficos com alguma possibilidade de serem vegetados. Para isso, realizou-se inicialmente a exclusão de segmentos evidentemente não-vegetados (*i.e.* neveiros, corpos d'água, solo, construções, pinguineiras, entre outros alvos do terreno). Com o uso do NDVI, objetos com valores negativos para o índice (*i.e.*  $NDVI < 0$ ) foram agrupados, pois, apesar da vegetação antártica retornar valores relativamente baixos para vegetação, raras espécies apresentam um comportamento espectral que poderia resultar em valores de NDVI negativos (ver CALVIÑO-CANCELA e MARTÍN-HERRERO, 2016) – especialmente em imagens de altíssima resolução, em que a mistura espectral é reduzida. Visto que determinados alvos não-vegetados podem apresentar valores positivos de NDVI, vetores foram manualmente criados para segregar os alvos geometricamente identificáveis por meio de análise visual do ortomosaico. É o caso das extensas manchas de pinguineiras de Hope Bay. As áreas nas quais ocorrem a nidificação de pinguins raramente apresentam vegetação em seus limites (TATUR, 1989), no entanto, a assinatura espectral do guano do pinguim-de-Adélia (Fig. 2) tem comportamento similar ao de algumas espécies de vegetação antártica e pode, assim, retornar valores positivos de NDVI (ver FRETWELL *et al.*, 2015), ocasionando erros no uso do índice para a determinação de áreas vegetadas e não-vegetadas na Antártica. Ao final, os segmentos identificados pelo procedimento foram assinalados como “não-vegetados”, e os segmentos resultantes como “possivelmente vegetados”, a fim de serem refinados na etapa subsequente de classificação

#### 4.3 Identificação de áreas vegetadas

Para a identificação da cobertura vegetal da área de estudo, os objetos geográficos assinalados como “possivelmente vegetados” passaram por uma classificação supervisionada



visando separar as áreas vegetadas das áreas não-vegetadas remanescentes da etapa anterior. As seguintes classes de interesse foram definidas para os alvos não-vegetados: solo exposto, solo com matéria orgânica e sombra. O procedimento foi empregado pois certos tipos de solo, em especial os com alta concentração de matéria orgânica, podem retornar valores de NDVI similares com a vegetação antártica (RONDEAUX *et al.*, 1996; FRETWELL *et al.*, 2011), dificultando, assim, a sua identificação somente por meio do índice. Valores expressivos de NDVI também podem ocorrer em áreas de sombra devido à transição de um sinal muito claro para um muito escuro (FRETWELL *et al.*, 2011).

O método de classificação aplicado, o *Random Trees* (eCognition Developer) – também conhecido como *Random Forest* (RF) (BREIMAN, 2001) –, é uma técnica de aprendizagem de máquina amplamente utilizada para a classificação de imagens obtidas por sensores remotos, principalmente devido à precisão obtida nos resultados de classificação e à velocidade de processamento (DU *et al.*, 2015; PAL, 2005; RODRIGUEZ-GALIANO *et al.*, 2012; BELGIU e DRĂGUȚ, 2016). O algoritmo é baseado na criação de múltiplas árvores de decisão, com a seleção aleatória de subconjuntos de amostras e de variáveis. Todas as árvores são treinadas com os mesmos recursos, mas em conjuntos de treinamento diferentes, que são gerados a partir do conjunto original. Cada árvore contribui com um voto para a atribuição de classe de um objeto e, ao final, a classe mais predita pelo conjunto de árvores é assinalada (BREIMAN, 2001; BELGIU e DRĂGUȚ, 2016).

Na seleção aleatória de amostras, o mesmo objeto pode ser usado várias vezes, enquanto outros podem não ser usados. As amostras não selecionadas são empregadas na verificação de desempenho do modelo (BELGIU e DRĂGUȚ, 2016). Na seleção aleatória de variáveis, um subconjunto de tamanho fixo é construído a cada nó para maximizar o ganho de informações e encontrar a melhor divisão (DEBATS *et al.*, 2016). Os principais parâmetros do classificador, estabelecidos pelo usuário, são: o número de variáveis a serem consideradas em cada nó, o número máximo de árvores da floresta, e número mínimo de amostra por nó. Os valores dos parâmetros foram testados em intervalos pré-definidos até encontrar os que mais otimizam a classificação da vegetação de Hope Bay.

Além da alta precisão da classificação e da velocidade do processamento, outras vantagens do RF são: a sua natureza não paramétrica; a capacidade de lidar com milhares de variáveis e conjuntos de dados complexos, não lineares e de alta dimensão; de determinar as variáveis mais importantes para a classificação; de gerar uma estimativa interna imparcial do erro; e de prever valores ausentes (CUTLER *et al.*, 2007; TOUW *et al.*, 2013; DEBATS *et al.*, 2016). Em relação a outros algoritmos de aprendizagem de máquina, como, por exemplo, o

*Support Vector Machine* (SVM), o RF traz a vantagem de ser mais rápido e mais fácil de ser implementado.

#### 4.4. Classificação de tipos e subtipos de vegetação

Para a identificação dos tipos de cobertura vegetal de Hope Bay, os objetos de imagens referentes à cobertura vegetal foram assinalados por meio do classificador *Random Forest* a três classes de vegetação (*i.e.* alga, líquen e musgo), divididas em oito subclasses, conforme Tabela 2.

**Tabela 2** – Classes e subclasses de vegetação estabelecidas para a classificação *Random Forest*. A descrição compreende as principais características observadas nas amostras de treinamento de cada subtipo.

<b>Tipo</b>	<b>Subtipo</b>	<b>Descrição da cobertura predominante</b>
Alga	Formação de alga I	Cobertura densa, área central de tapetes, curva característica para a vegetação verde, borda do vermelho acentuada, valor médio de NDVI 0,15 e de GNDVI 0,14. Elevação média 42 m
	Formação de alga II	Cobertura esparsa, área limite de tapetes e intercaladas a rochas e/ou solo, curva atenuada por diminuição da resposta no NIR, borda do vermelho suave, valor médio de NDVI 0,045 e de GNDVI 0,05. Elevação média 55 m
Musgo	Formação de musgo I	Cobertura densa, área central de tufos de musgos, valor médio de NDVI 0,10 e de GNDVI 0,12. Elevação média 64 m
	Formação de musgo II	Cobertura esparsa, área limite de tufos, curva atenuada por diminuição da resposta no NIR, valor médio de NDVI 0,065 e de GNDVI 0,09. Elevação média 59 m
Líquen	Formação de líquen I	Cobertura de tonalidade alaranjada, borda do vermelho fraca, resposta mais elevada na faixa do vermelho do que na verde, valor médio de NDVI 0,024 e de GNDVI 0,054. Elevação média 61 m
	Formação de líquen II	Cobertura de tonalidade marrom alaranjada, borda do vermelho suave, resposta mais elevada na faixa do vermelho do que na verde, valor médio de NDVI 0,043 e de GNDVI 0,092. Elevação média 66 m
	Formação de líquen III	Cobertura de tonalidade esverdeada, borda do vermelho suave, valor médio de NDVI 0,046 e de GNDVI 0,047. Elevação média 63 m
	Formação de líquen IV	Cobertura de tonalidade escura, borda do vermelho suave, resposta levemente mais elevada na faixa do vermelho do que na verde, valor médio de NDVI 0,042 e de GNDVI 0,053. Elevação média 66 m

A divisão deu-se em função das variações espectrais existentes dentro de cada uma das classes maiores de vegetação. A classe alga e a classe musgo foram divididas em duas subclasses de acordo com a disposição da cobertura no terreno (*i.e.* se densa ou esparsa). Já a classe líquen, por apresentar maior diversidade de espécies e variações, foi dividida em quatro subclasses de acordo com a tonalidade da cobertura – sendo que a descrição da tonalidade é baseada no espectro do visível.

O estabelecimento das subclasses visa a criação de conjuntos de treinamento mais homogêneos e significativos e, com isso, uma melhora na precisão da classificação – visto que a propriedade mais importante de uma área de treinamento é sua uniformidade (CAMPBELL e WYNNE, 2011). As particularidades de cada subgrupo são apresentadas na Tabela 2 e demonstram, além da sua homogeneidade, as características a serem buscadas nos dados de contexto da classificação.

Os polígonos das amostras de treinamento de cada subclasse foram selecionados manualmente por meio de interpretação visual do ortomosaico. Além das amostras de campo, os seguintes parâmetros foram levados em consideração para a escolha das amostras: os locais passíveis de serem identificados visualmente no mosaico do visível; as áreas mapeadas por Poeiras (2010) (baseado em levantamento florístico e numa imagem de satélite Quickbird); e, ainda, a curva espectral do objeto. Posto que a qualidade das amostras reflete na precisão da classificação (LALIBERTE *et al.*, 2006), uma análise minuciosa de cada objeto a ser incluído como área de treinamento foi realizada. Para cada subclasse foram selecionados de 50-250 polígonos como amostras de treinamento.

Os atributos a serem empregados na classificação RF dos tipos de vegetação (Tabela 3) foram selecionados levando em consideração a sua capacidade de discriminar as subclasses de vegetação estabelecidas. Para a escolha das melhores informações, testes com a inclusão de atributos de diversas categorias (*i.e.* dados espectrais, IV, cor, morfométricos e texturas) foram realizados no classificador RF. Além da média das camadas, também foram testados atributos referentes ao desvio padrão, mediana e moda. A ferramenta otimização do espaço de características (FSO, do inglês: *Feature Space Optimization*) (eCognition Developer 9) – que avalia a distância de separação de classes dentro de um determinado espaço de atributos com base na distância euclidiana entre as amostras (LALIBERTE *et al.*, 2006) – foi utilizada para averiguar a separabilidade das subclasses em diferentes conjuntos de características, sendo: (i) somente médias das bandas espectrais (ii) informações espectrais e IV; (iii) informações espectrais, IV, propriedades da cor e dados morfométricos; e (iv) informações espectrais, IV, propriedades da cor, dados morfométricos, e texturas.

Os parâmetros de textura utilizados no estudo são os de Haralick (ver HARALICK *et al.*, 1973), calculados com base na matriz de co-ocorrência de níveis de cinza (GLCM, do inglês *Gray-Level Co-Occurrence Matrix*).

**Tabela 3** – Características utilizadas para a análise baseada em objetos geográficos

<b>Categoria</b>	<b>Informação</b>
Espectral	Média, desvio padrão e mediana da banda verde, vermelho e NIR
IV	Média, desvio padrão e mediana do índice NDVI e GNDVI
Cor	Matiz, intensidade e saturação do espaço de cor IHS, gerado do G-R-NIR
Dados morfométricos	Média, desvio padrão e mediana da altitude, declividade e aspecto (moda)
Textura	GLCM Homogeneidade, contraste, entropia, média e desvio padrão

Após a classificação RF uma estimativa com a contribuição de cada variável ao modelo foi gerada. Esse é um ativo importante para a seleção das melhores variáveis e para a interpretação dos resultados (BELGIU e DRĂGUȚ, 2016).

#### 4.5. Validação da classificação

Para a avaliação de acurácia da classificação dos tipos de vegetação, executou-se teste de matriz de erro e cálculo do coeficiente Kappa. Janelas de 15 x 15 m foram criadas para as classes de vegetação (*i.e.* alga, musgo e líquens) no entorno dos pontos de coleta de campo e, assim, utilizadas como dados de referência para a validação. Em locais com ausência de amostras de campo, dados do levantamento florístico realizado por Poeiras (2010) foram utilizados como referência. Adicionalmente, verificou-se o erro de treinamento do classificador *Random Forest*, chamado de erro OOB (*out-of-bag*), estimado internamente pelo classificador – a literatura aponta que esse erro poderia ser usado como uma medida confiável da precisão da classificação (LAWRENCE *et al.*, 2006; ZHONG *et al.*, 2014).

## 5. Resultados

### 5.1. Segmentação multirresolução

A aplicação de diferentes parâmetros na constituição dos objetos geográficos por segmentação apresentou diferenças significativas em termos de tamanho e forma dos objetos. Sendo a interpretação visual a maneira mais significativa de parametrizar a segmentação em ambientes naturais (RÄSÄNEN *et al.*, 2013; RÄSÄNEN e VIRTANEN, 2019), o conjunto de parâmetros considerado mais otimizado foi o que apresentou os maiores objetos geográficos com respeito às fronteiras entre as áreas vegetadas e não vegetadas, e, ainda, que preservou as diferenças existente dentro das comunidades. Foi aplicado o valor “150” ao parâmetro da escala, o valor “0,1” ao parâmetro da forma e o valor “0,7” ao parâmetro da compacidade, e o valor “1-1-2” ao peso das bandas R-G-NIR, respectivamente.

O parâmetro de escala mostrou as maiores alterações quanto à constituição dos objetos, sendo que o valor escolhido de “150” é relativamente baixo dada a resolução da imagem. Testes com valores maiores nesse parâmetro geraram segmentos muito grandes, ocasionando em subsegmentação (*i.e.* geração de segmentos incluindo múltiplos tipos de cobertura do solo). No parâmetro da forma, o valor escolhido de “0,1” deu maior peso e influência à cor, valorizando a distinção no comportamento espectral da vegetação em relação a outros materiais do terreno e, também, as distinções presentes dentro de cada comunidade vegetal. Para o parâmetro da compacidade, o valor escolhido foi de “0,7”, entretanto não foram observadas mudanças significativas entre os limites definidos – o que corrobora com a literatura, que atribui a este parâmetro um efeito mínimo na construção dos objetos (KAVZOGLU e YILDIZ, 2014). No peso das bandas R-G-NIR, o valor escolhido de “1-1-2” atribuiu peso superior à banda do NIR – a análise da assinatura espectral das formações da área de estudo (Figura 2) mostra que os dados do NIR apresentam maior separabilidade espectral entre os alvos da tarefa.

O procedimento de segmentação gerou aproximadamente 4 milhões de objetos geográficos constituídos, em sua maioria, por grupos de 20 a 200 pixels.

## 5.2. Classificação da cobertura vegetal

O uso de limiares de NDVI e vetores para refinar os objetos geográficos assinalou ~75% dos polígonos da área de estudo à classe “não vegetado”, sendo que supressões relevantes de área vegetada não foram observadas com esse procedimento. A etapa auxiliou na identificação das regiões alvo do estudo (*i.e.* áreas possivelmente vegetadas), simplificando o processo de classificação supervisionada da vegetação e diminuindo os custos computacionais, uma vez que a mesma foi aplicada somente a estes objetos geográficos. A

classificação RF assinalou ~7.5% dos segmentos da área de estudo como cobertura vegetal. Treze atributos advindos das bandas espectrais R-G-NIR (média e desvio padrão), dos índices de vegetação NDVI e GNDVI (média e desvio padrão) e das propriedades da cor (matiz, saturação e intensidade) foram aplicados ao modelo para obtenção da cobertura.

### 5.3. Classificação dos tipos e subtipos de vegetação

#### 5.3.1. *Combinação de atributos e separabilidade entre as classes*

A Tabela 4 mostra que a separabilidade entre as subclasses de tipos de vegetação é mínima quando considerados somente os valores referentes à média das bandas do verde, do vermelho e do infravermelho próximo – com as subclasses apresentando uma separabilidade média de ~0,11. A menor distância registrada no conjunto espectral (A) é de 0,011 e se dá entre a “formação de musgo II” e a “formação de líquen IV”; já a maior distância é de 0,631 e ocorre entre a “formação de líquen I” e a “formação de líquen III”. É possível observar que as subclasses apresentam, por vezes, distância menor com subclasses de categorias distintas do que em relação às subclasses pertencentes a uma mesma categoria (Tabela 4a). Este é o caso, por exemplo, da subclasse “formação de alga I”, que apresenta distância menor em relação às subclasses “formação de musgo I” do que à “formação de alga II”; ou da “formação de líquen I” em relação à “formação de alga II” e à “formação de líquen II”.

A adição de mais informações gera um aumento considerável na separabilidade entre as subclasses. Ao acrescentar atributos como o desvio padrão e a mediana (além da média) das camadas espectrais e dos índices de vegetação NDVI e GNDVI, a separabilidade que antes era extremamente baixa começa a ser incrementada (Tabela 4b) – com as subclasses apresentando uma separabilidade média de ~0,58 no conjunto (B). Com base no conjunto inicial, as algas têm um aumento médio de aproximadamente 5 vezes na sua distância em relação aos musgos e aos líquens; já entre si, as algas apresentam um decréscimo de separabilidade de 22%. Os musgos aumentam em 11 vezes a sua separabilidade entre si – saindo de 0,025 no conjunto (A) para 0,277 no conjunto (B); e, em aproximadamente 12 vezes, a sua separabilidade média com o grupo dos líquens. Já os líquens têm um aumento médio de distância entre si de aproximadamente 6 vezes. No total, o conjunto (B) apresenta um o aumento médio de separabilidade de 7 vezes em relação ao conjunto inicial (A).

**Tabela 4** – Matriz de distância entre as classes por características selecionadas. (A) média das bandas espectrais. (B) média, desvio padrão e mediana das bandas espectrais e IV. (C) média, desvio padrão e mediana das bandas espectrais, IV, elevação e declividade; moda, desvio padrão e mediana do aspecto; e matiz, saturação e intensidade. (D) características do conjunto (C) e texturas GLCM, sendo: homogeneidade, contraste, entropia, média e desvio padrão. Em destaque, subclasses de categorias distintas apresentando baixa separabilidade inicial sendo incrementada com a adição de novas características.

Classes	ALGA		MUSGO		LIQUEN			
	Alga I	Alga II	Musgo I	Musgo II	Líquen I	Líquen II	Líquen III	Líquen IV
[a] Atributos: Bandas espectrais ( $\mu$ )								
Alga I	0,000	0,063	0,054	0,231	0,079	0,130	0,334	0,315
Alga II	0,063	0,000	0,108	0,073	<b>0,041</b>	0,024	0,327	0,074
Musgo I	<b>0,054</b>	0,108	0,000	0,025	0,125	<b>0,018</b>	<b>0,052</b>	0,027
Musgo II	0,231	0,073	0,025	0,000	0,251	0,021	0,087	<b>0,011</b>
Líquen I	<b>0,079</b>	0,041	0,125	0,251	0,000	0,085	0,631	0,245
Líquen II	0,130	<b>0,024</b>	0,018	<b>0,021</b>	0,085	0,000	0,115	0,030
Líquen III	0,334	0,327	0,052	<b>0,087</b>	0,631	0,115	0,000	0,053
Líquen IV	0,315	0,074	<b>0,027</b>	0,011	0,245	0,030	0,053	0,000
[b] Atributos: Espectrais e Índices								
Alga I	0,000	0,049	0,307	1,171	0,383	0,696	1,532	1,455
Alga II	0,049	0,000	0,472	0,273	<b>0,414</b>	0,177	0,646	0,240
Musgo I	<b>0,307</b>	0,472	0,000	0,277	0,600	<b>0,323</b>	<b>0,467</b>	0,510
Musgo II	1,171	0,273	0,277	0,000	1,264	0,356	0,467	<b>0,197</b>
Líquen I	<b>0,383</b>	0,414	0,600	1,264	0,000	0,524	1,183	1,190
Líquen II	0,696	<b>0,177</b>	0,323	<b>0,356</b>	0,524	0,000	0,577	0,380
Líquen III	1,532	0,646	0,467	<b>0,467</b>	1,183	0,577	0,000	0,228
Líquen IV	1,455	0,240	<b>0,510</b>	0,197	1,190	0,380	0,228	0,000
[c] Atributos: Espectrais, Índices, IHS e Topográficos								
Alga I	0,000	0,909	1,007	3,331	2,308	2,760	3,009	3,843
Alga II	0,909	0,000	1,052	1,167	<b>1,259</b>	1,022	1,023	0,961
Musgo I	<b>1,007</b>	1,052	0,000	0,987	1,247	<b>1,122</b>	<b>1,337</b>	1,099
Musgo II	3,331	1,167	0,987	0,000	1,600	0,574	1,679	<b>0,633</b>
Líquen I	<b>2,308</b>	1,259	1,247	1,600	0,000	0,916	2,220	1,515
Líquen II	2,760	<b>1,022</b>	1,122	<b>0,574</b>	0,916	0,000	1,750	0,937
Líquen III	3,009	1,023	1,337	<b>1,679</b>	2,220	1,750	0,000	1,282
Líquen IV	3,843	0,961	<b>1,099</b>	0,633	1,515	0,937	1,282	0,000
[d] Atributos: Espectrais, Índices, IHS, Topográficos e Texturas								
Alga I	0,000	1,217	1,380	3,392	2,487	2,963	3,595	3,759
Alga II	1,217	0,000	1,385	1,365	<b>1,829</b>	1,256	1,291	1,278
Musgo I	<b>1,380</b>	1,385	0,000	1,480	1,716	<b>1,719</b>	<b>1,771</b>	1,538
Musgo II	3,392	1,365	1,480	0,000	2,279	1,033	1,979	<b>0,921</b>
Líquen I	<b>2,487</b>	1,829	1,716	2,279	0,000	1,528	2,758	2,060
Líquen II	2,963	<b>1,256</b>	1,719	<b>1,033</b>	1,528	0,000	2,297	1,209
Líquen III	3,595	1,291	1,771	<b>1,979</b>	2,758	2,297	0,000	1,522
Líquen IV	3,759	1,278	<b>1,538</b>	0,921	2,060	1,209	1,522	0,000

A menor distância registrada no conjunto (B) é de 0,054 e se dá entre as subclasses “formação de alga I” e “formação de alga II”; já a maior distância é de 1,532 e ocorre entre as subclasses “formação de alga I” e “formação de líquen III”. Nota-se que, enquanto no conjunto (A) a “formação de alga I” apresentava a menor distância com a “formação de musgo I”, no conjunto com as informações espectrais e de índices a menor distância passa a ser com “formação de alga II”, do mesmo grupo.

Ao combinar as informações espectrais e de IV com os atributos referentes à elevação, declividade e orientação de vertentes, bem como à matiz, saturação e intensidade, a separabilidade entre as subclasses é potencializada (Tabela 4c), apresentando distância média de ~1,54. Nesse conjunto, as algas apresentam um aumento de separabilidade entre si de mais de 18 vezes em relação ao conjunto (B) – saindo de 0,04 no (B) para 0,9 no (C) (Tabela 4); já em relação aos musgos e aos líquens, o aumento das algas é de 3 vezes. Os musgos têm um aumento de separabilidade de 3,5 vezes entre si; e de 2,5, em média, com os líquens. Os líquens aumentam quase 3 vezes a separabilidade entre si em relação ao conjunto (B). No total, o conjunto (C) apresenta um o aumento médio de separabilidade de 22 vezes em relação ao conjunto inicial (A). A menor distância registrada no conjunto (C) é de 0,633 e se dá entre as subclasses “formação de musgo II” e “formação de líquen IV”; já a maior distância é de 3,843 e ocorre entre as subclasses “formação de alga I” e “formação de líquen IV”.

Por fim, a inclusão de atributos referentes à textura aperfeiçoa o modelo (Tabela 4d), aumentando a separabilidade entre subclasses em aproximadamente 50% em relação ao conjunto (C) – o que deixa as subclasses com uma separabilidade média de ~1,93. No conjunto (D), praticamente todas as subclasses apresentaram distâncias superiores a 1, sendo a única exceção a distância entre as subclasses “formação de musgo II” e “formação de líquen IV”, que ficou em 0,92.

As subclasses apresentam, ao final, um aumento médio de separabilidade de quase 30 vezes em relação ao conjunto inicial (A). As algas aumentam um total de aproximadamente 19 vezes a sua separabilidade entre si, e de aproximadamente 18 e 24 vezes em relação aos musgos e aos líquens, respectivamente. Os musgos têm um aumento total na separabilidade entre si de 60 vezes, e de aproximadamente 45 vezes em relação aos líquens. Já os líquens têm um aumento médio total de separabilidade entre si de aproximadamente 20 vezes. Os maiores aumentos foram observados para as subclasses “formação de musgo I” e “formação de líquen II” com um aumento de 95 vezes; e para a “formação de musgo II” e “formação de líquen IV” com um aumento de aproximadamente 84 vezes. Os menores aumentos foram observados para as subclasses “formação de alga II” e “formação de líquen III” com um aumento de



aproximadamente 4 vezes; e para a “formação de líquen I” e “formação de líquen III” com um aumento de 4.4 vezes.

### 5.3.2 Classificação e acurácia

A classificação final dos tipos e subtipos de vegetação empregou um total de 37 atributos (Tabela 5) com uso de, no mínimo, 30 amostras e 6 variáveis (raiz quadrada do número de variáveis de entrada) em cada nó; o número máximo de árvores foi de 5000.

**Tabela 5** – Importância da contribuição das variáveis usadas na classificação dos tipos de vegetação.

<b>Categoria</b>	<b>Camada</b>	<b>Atributo</b>	<b>Peso</b>	
Espectral	Banda verde	$\mu$	0,0292	
		$\sigma$	0,0219	
		Mediana	0,0281	
	Banda vermelho	$\mu$	0,0183	
		$\sigma$	0,0230	
		Mediana	<b>0,0349</b>	
	Banda NIR	$\mu$	<b>0,0394</b>	
		$\sigma$	0,0211	
		Mediana	<b>0,0376</b>	
IV	NDVI	$\mu$	<b>0,0453</b>	
		$\sigma$	0,0196	
		Mediana	<b>0,0432</b>	
	GNDVI	$\mu$	<b>0,0387</b>	
		$\sigma$	0,0198	
		Mediana	<b>0,0350</b>	
Cor	IHS (composição G-R-NIR)	Matiz	<b>0,0345</b>	
		Saturação	<b>0,0341</b>	
		Intensidade	<b>0,0324</b>	
Dados morfológicos	Altitude	$\mu$	<b>0,0529</b>	
		$\sigma$	0,0205	
		Mediana	<b>0,0479</b>	
	Declividade		$\mu$	0,0219
			$\sigma$	0,0185
			Mediana	0,0215
		Aspecto	Moda	0,0200
			$\sigma$	0,0192
			Mediana	0,0215
Textura	GLCM Homogeneidade	Banda Red	0,0188	
		Banda NIR	0,0185	
	GLCM Contraste	Banda vermelho	0,0207	
		Banda NIR	0,0187	
	GLCM Entropia	Banda vermelho	0,0208	
		Banda NIR	0,0208	
	GLCM Média	Banda vermelho	0,0199	
		Banda NIR	0,0205	
	GLCM Desvio padrão	Banda vermelho	0,0217	
		Banda NIR	0,0188	

Os testes com os parâmetros do classificador RF apontaram diferenças visuais e de acurácia sutis em função dos valores utilizados, sendo que o parâmetro do número de variáveis e o parâmetro do número mínimo de amostra apresentaram as principais alterações na classificação dos tipos de vegetação de Hope Bay. O parâmetro do número máximo de árvores apresentou menor variação, porém valores relativamente altos (*i.e.* > 250) foram utilizados nos testes e acurácias levemente superiores foram observadas com o aumento do valor. Na interpretação visual, observou-se que a exclusão do grupo de variáveis morfométricas ocasiona em classificações visualmente menos aceitáveis do que quando o grupo de texturas é excluído, ainda, a inclusão abundante de texturas (> 10 atributos) acarreta num aumento de ruído na classificação.

A tabela 5 apresenta a estimativa sobre a importância das variáveis para a classificação dos tipos de vegetação de Hope Bay, um dos benefícios da abordagem do RF. Os cinco atributos com maior peso foram a média e a mediana da altitude, a média e a mediana do NDVI, e média da banda NIR. O índice GNDVI e os componentes do espaço de cor IHS também tiveram destaque entre as camadas. Já a média da banda do vermelho apresentou o menor peso entre os atributos. E o peso das texturas foi, no geral, menor do que a das demais categorias.

**Tabela 6** – Matriz de erro e acurácia geral da classificação.

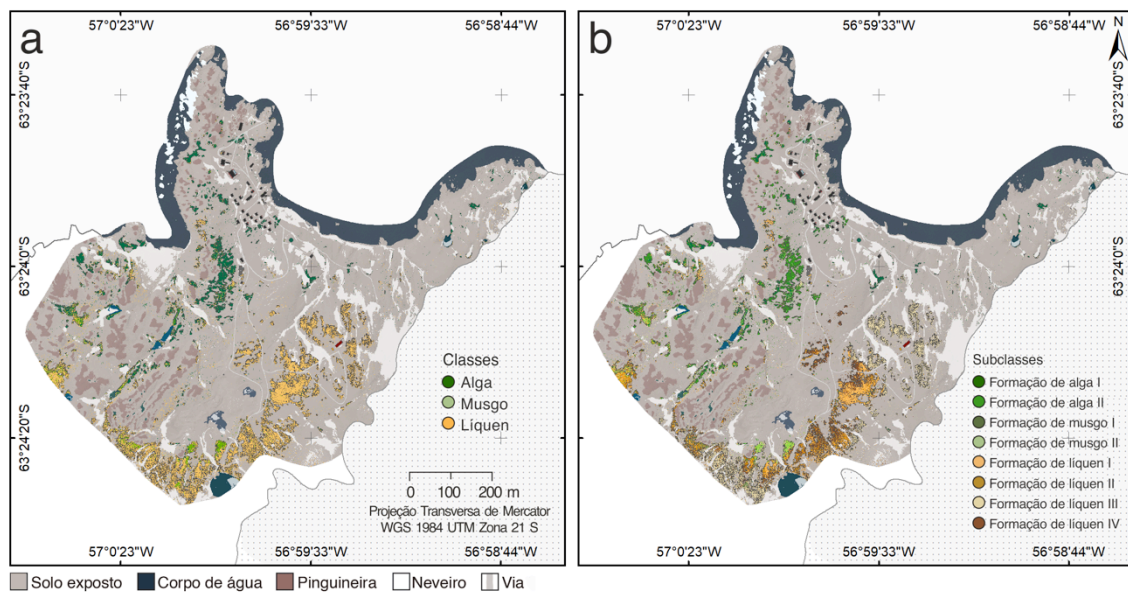
<b>Categoria</b>	ALGA	MUSGO	LIQUEN
Matriz de confusão			
ALGA	382003	2633	298
MUSGO	1663	144300	5764
LIQUEN	3885	16393	344383
Acurácia			
Produtor	0.985	0.883	0.982
Usuário	0.992	0.951	0.944
Kappa por classe	0.975	0.86	0.971
<b>Acurácia geral</b>	<b>0.966</b>		
<b>Kappa</b>	<b>0.946</b>		

A verificação da performance da classificação GEOBIA para os tipos de vegetação de Hope Bay obteve acurácia geral de 0.966 e coeficiente Kappa de 0.946 (Tabela 6), mostrando uma boa identificação das classes de vegetação. De acordo com a matriz de confusão (Tabela 6), o erro de classificação mais repetido é a confusão entre a classe dos musgos e a classe dos liquens. No erro do produtor e usuário, as algas apresentam os maiores valores em ambas as

categorias (0.985 e 0.992, respectivamente); já os menores valores são observados para a classe dos musgos no erro do produtor (0.883), e para a classe dos líquens no erro do usuário (0.944). No coeficiente Kappa, a classe que apresenta a maior acurácia é a das algas (0.975); já a menor acurácia é observada para os musgos (0.86).

### 5.3.3 Cobertura vegetal local

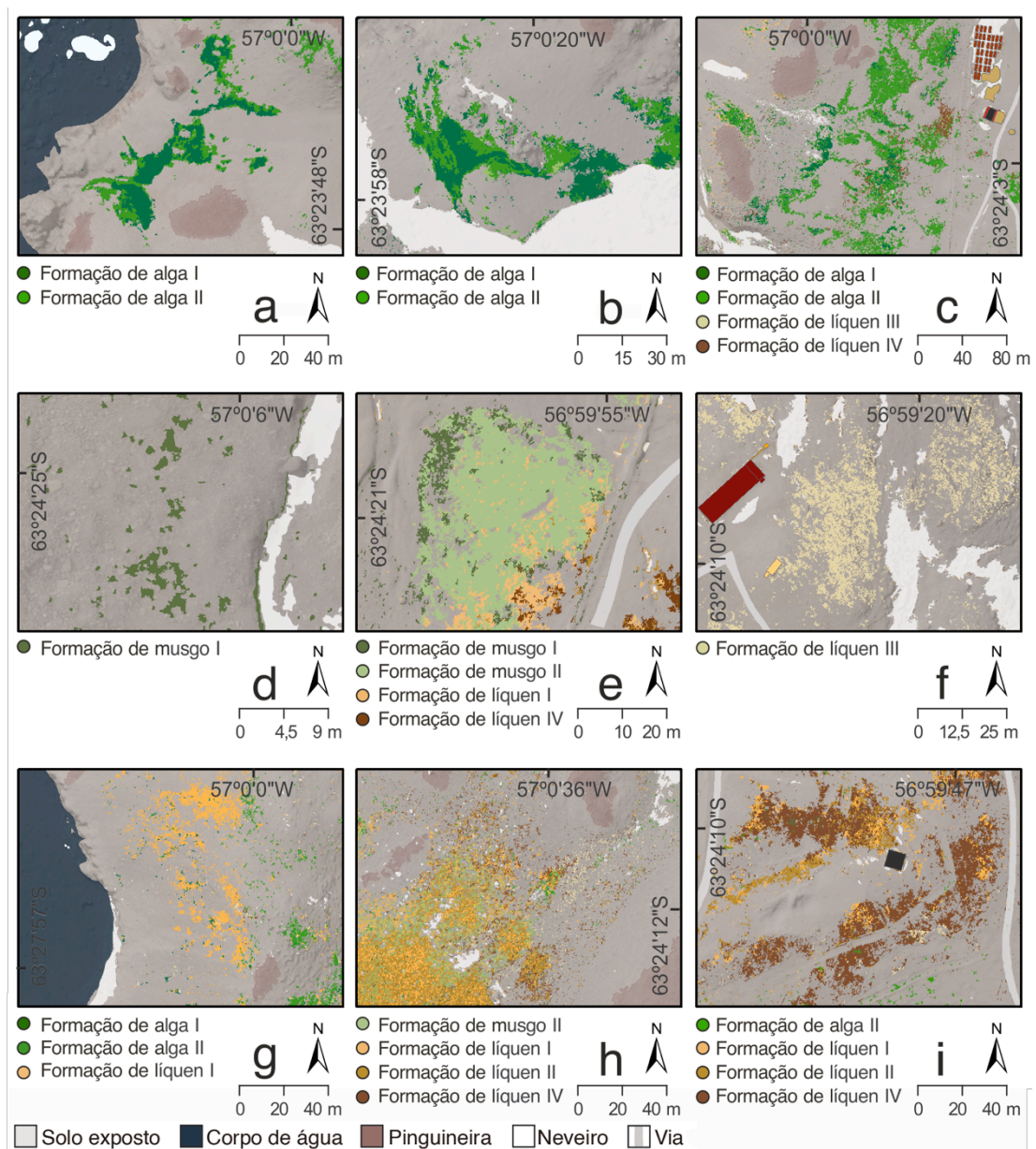
A classificação dos tipos de vegetação (Figura 4-a) aponta que a cobertura vegetal da área mapeada pelo estudo é composta em 65% por formações de líquens, 28% por algas, e 7% por musgos. Para os subtipos (Figura 4-b), aproximadamente 30% dos líquens foram classificados na formação de líquen I, 10% na formação II, 40% na formação III; e 20% na formação IV. Para as algas, aproximadamente 35% é formação I e 65% é formação II. Já para os musgos, 57% da cobertura encontrada é formação I e 43% formação II.



**Figura 4** – Tipos de vegetação encontrados em Hope Bay.

Os resultados mostram que as algas terrestres estão fortemente presentes em Hope Bay e são encontradas em diversos setores da área mapeada, com as maiores manchas dispostas principalmente próximo das áreas costeiras e em áreas de maior depressão nas adjacências de ninhais de pinguins; as algas terrestres localizadas em locais relativamente mais elevados possuem relação aos ninhais de outras aves e não são abundantes. Tapetes densos de algas (Fig. 5-abc) encontram-se frequentemente circundados por algas esparsas, sendo que estas últimas também são encontradas intercaladas à rocha e solo e em locais de maior declividade

do terreno (Fig. 5-c). Os musgos são escassos na área de estudo (Fig. 5-de) e ficam restritos ao quadrante sudeste, em terreno de sedimentos finos e de maior umidade proveniente do degelo. Musgos com cobertura mais densa (Fig. 5-d) estão geralmente distribuídos de forma dispersa no terreno e ocupam áreas menores; já os musgos esparsos cobrem áreas relativamente maiores (Fig. 5-e). Os líquens são abundantes e algumas comunidades cobrem áreas extensas. Grandes comunidades de cobertura de tonalidade alaranjada e marrom são observadas nas adjacências das pinguineiras (Fig. 5-h), sendo que uma destas comunidades é encontrada em uma área costeira e declivosa (Fig. 5-g). Nas áreas mais elevadas e rochosas são encontrados líquens com tonalidade esverdeada (Fig. 5-f). Líquens de tonalidade escura foram encontrados em maior número nas adjacências do alagado Boeckella (Fig. 5-i).



**Figura 5** – Exemplos de comunidades de vegetação encontradas em Hope Bay.

## 5. Discussão

Os resultados mostram que a abordagem GEOBIA combinada com o classificador RF é adequada para a identificação dos padrões de distribuição espacial da cobertura vegetal de Hope Bay, possibilitando separá-la em unidades compostas majoritariamente por algas, musgos ou líquens e apontar as diferenças existentes dentro das comunidades. A combinação do *Random Forest* e de métricas espectrais, geomorfológicas e texturais apresenta resultados expressivos para o reconhecimento e para o delineamento dos tipos de vegetação criptogâmica presentes no ambiente da Antártica Marítima. O classificador RF teve alto desempenho no mapeamento da vegetação da área de estudo, confirmando a sua eficiência computacional no manuseio dos dados, mesmo em espaços com vários atributos e com o uso de texturas. Há baixa complexidade nos ajustes dos parâmetros do classificador e mesmo valores pré-definidos mostraram-se aptos à tarefa. A literatura aponta que o RF pode ser insensível à parametrização (DU *et al.*, 2015; RODRIGUEZ-GALIANO *et al.*, 2012) e que a precisão da classificação é menos sensível ao parâmetro do número de árvores do que ao parâmetro do número de variáveis (BELGIU e DRĂGUȚ, 2016). Para esse estudo, mudanças nos parâmetros referentes aos número de variáveis e ao número mínimo de amostra geraram alterações maiores na precisão da classificação do que o referente ao número de árvores.

Devido à característica irregular e descontínua da cobertura vegetal de Hope Bay, a opção por uma segmentação de valor de escala baixo mostra-se essencial para a identificação de pequenas manchas de vegetação e das diferenças radiométricas existentes dentro das comunidades vegetais. A geração de objetos geográficos de tamanho reduzido permite a correta delimitação entre vegetação e outros materiais da superfície, em especial nos locais com cobertura dispersa, como a dos musgos. A disposição característica das formações de musgos da área de estudo, geralmente em pequenos tufo e isolados, faz com que essas sejam facilmente unidas aos outros alvos da superfície em segmentações de escalas maiores. O mesmo ocorre para as formações de líquens que se beneficiam da segmentação de escala menor, visto que têm uma distribuição bastante fragmentada e frequentemente intercalada com áreas de solo e rocha. Ainda que a segmentação de baixa escala possa levar à sobresegmentação (*i.e.* geração de segmentos muito pequenos), a opção pela geração de múltiplos segmentos para o mesmo objeto visou impedir que as manchas de vegetação de pequena dimensão fossem unidas às áreas adjacentes pertencentes a outras categorias, o que resultaria em uma subsegmentação (PINA *et al.*, 2016; MIRANDA *et al.*, 2020). De acordo com MIRANDA *et al.* (2020), a sobresegmentação não é um problema em imagens de

altíssima resolução espacial, já que regiões adjacentes semelhantes serão provavelmente atribuídas com o mesmo rótulo na etapa de classificação. Assim, é preferível ter mais segmentos com características semelhantes e que possivelmente serão assinalados à mesma classe, do que ter menos segmentos formados por mistura de elementos que causarão erros na atribuição de classe ao objeto, já que a sobresegmentação resulta em uma precisão melhor na classificação do que a subsegmentação (CASTILLA e HAY, 2008; MARPU *et al.*, 2010; DE LUCA *et al.*, 2019).

A exclusão das áreas não vegetadas serviu como uma máscara de interesse para a seleção de objetos geográficos com alguma possibilidade de serem vegetados. A segregação de áreas de ninhas de pinguins e de solo com matéria orgânica evita que esses alvos sejam confundidos com vegetação, visto que eles possuem características espectrais similares à de certas coberturas vegetais (SCHWALLER *et al.*, 2013). O procedimento de exclusão das áreas não vegetadas e a subsequente obtenção das áreas vegetadas reduz a complexidade da superfície do terreno antártico, otimizando a classificação dos tipos e subtipos de vegetação ao restringir a sua categorização somente aos objetos identificados como vegetados.

Devido à heterogeneidade espacial e a homogeneidade espectral da vegetação criptogâmica, o estabelecimento de subclasses mostrou-se relevante para a qualidade da classificação. A fragmentação das classes em subclasses permite que o método explore certas características apresentadas pelas espécies da área, evitando que essas fossem extenuadas devida à uma possível mistura dentro das classes maiores. Ao valer-se de padrões como a distribuição das espécies conforme o gradiente topográfico e/ou da resposta superior ou inferior destas aos índices de vegetação, entre outros, o procedimento gera um aproveitamento maior das camadas auxiliares e possibilita que essas forneçam as propriedades necessárias para a diferenciação de alvos com comportamentos espectrais similares mas pertencentes a categorias distintas (*e.g.* musgos, algas e o líquen *Usnea sp.*). Para as amostras de treinamento das subclasses, a seleção de objetos geográficos com presença de tapetes de algas, musgos almofada e líquens alaranjados da família *Teloschistacea* foi de menor complexidade por conta do fácil reconhecimento visual dessas coberturas no mosaico do visível. Já para os outros alvos, a escolha mostrou-se custosa, principalmente em função da vegetação de Hope Bay ser escassa e esparsa. Semelhanças na curva espectral das amostras são identificadas entre os diferentes tipos de vegetação em razão da disposição da cobertura no terreno, por exemplo, as algas verdes quando esparsas podem apresentar um comportamento espectral mais próximo ao comportamento dos líquens. Assim, destaca-se que o estabelecimento de subclasses atende as particularidades apresentadas pela vegetação de Hope Bay.

A investigação da separabilidade entre as subclasses de vegetação de acordo com os atributos selecionados fez com que fosse possível avaliar conjuntos diferentes de métricas e apontar as melhores características a serem usadas na discriminação dos tipos de vegetação da área de estudo. Nesse sentido, observa-se que uma classificação baseada somente na média das bandas espectrais G-R-NIR da câmera S110 não traria uma boa precisão quanto ao reconhecimento dos alvos (Tabela 4) – o que reforça a importância da inserção de múltiplas variáveis à classificação da vegetação antártica, que é possibilitada pelo método GEOBIA.

A baixa separabilidade observada com o uso exclusivo das médias das bandas espectrais mostra que a vegetação de Hope Bay é bastante similar espectralmente nesse sensor. A maior distância do conjunto espectral observada entre duas subclasses de líquens (*i.e.* “formação de líquen I” e “formação de líquen III”) evidencia uma maior variabilidade espectral entre espécies liquênicas nessa região do espectro (CASANOVAS *et al.*, 2015). Já a menor distância observada entre subclasses de líquens e de musgos pode ser devido à variedade de cores visíveis exibidas por essas coberturas e o seu efeito no comportamento espectral desses alvos (HASELWIMMER e FRETWELL 2009; JAWAK *et al.*, 2019).

O acréscimo considerável na separabilidade observado com o uso de parâmetros estatísticos advindos das bandas espectrais e dos IVs demonstra que esse conjunto de métricas possui uma relevância significativa na classificação das comunidades vegetais da Antártica Marítima. As altas taxas de aumento observadas, em especial, na separabilidade entre os musgos e no cruzamento musgos-liquens mostra que os IVs podem ser grandes ativos para a diferenciação dessas coberturas. Espécies de musgo podem apresentar diferenças na refletância na região NIR, como, por exemplo, as variedades verde escuro e verde/laranja de *Saniona uncinata* que apresentam por vezes refletância mais baixa no infravermelho próximo do que outras espécies de musgo (HASELWIMMER e FRETWELL 2009), de forma que essa mudança no contraste entre a região do visível e do NIR podem auxiliar na discriminação entre musgos. Ainda que apresente variações na região do NIR, os musgos mantêm a borda do vermelho ressaltada (HASELWIMMER e FRETWELL 2009), justificando os seus valores de NDVI e GNDVI normalmente superiores em relação aos líquens, o que auxilia na separação entre eles. A melhora na separabilidade entre musgos e líquens com o uso dos IVs pode estar atrelada também à biomassa desses alvos – visto que a refletância da vegetação na faixa visível é derivada principalmente de pigmentos de tecido, e na faixa NIR é dada pela estrutura celular e biomassa do tecido (TUCKER, 1979), existindo, portanto, uma forte correlação entre índices de vegetação e biomassa.

Ao passo que no conjunto com as médias das bandas espectrais as subclasses não raramente apresentam distância menor com subclasses de categorias distintas do que com as da mesma categoria, com a inserção de mais atributos das bandas espectrais e dos índices de vegetação, a distância menor dessas subclasses passa a estar vinculada a uma subclasse da mesma categoria (Tabela 4–ab). Essa ocorrência é bastante ressaltada nas subclasses de alga, que se aproximam entre si e se distanciam de subtipos de outras categorias, fazendo com que possíveis erros de classificação entre os tipos de cobertura sejam reduzidos. Os resultados mostram a relevância e o ganho de informações obtido com a associação de métricas espectrais e IVs para a distinção entre tipos de vegetação criptogâmica.

Com a adição das métricas resultantes da transformação do espaço de cor RGB para o espaço de cor IHS e dos dados morfométricos, a maioria das subclasses atingiram distâncias com valores  $>1$ , indicando uma tendência de boa separabilidade entre as subclasses e probabilidade menor de erros de classificação. As algas apresentaram as maiores taxas de aumento de separabilidade nesse conjunto, sobretudo, entre si. As variáveis relacionadas ao relevo são relevantes na separação entre coberturas de alga densas ou esparsas, uma vez que as maiores aglomerações de algas ocorrem em superfícies planas ou moderadamente inclinadas (GRAY *et al.*, 2020) – na área mapeada as aglomerações mais densas foram observadas predominantemente em locais mais planos e as aglomerações mais esparsas predominantemente em locais mais inclinados (ainda que levemente). Já as variáveis relacionadas ao espaço IHS auxiliam na diferenciação entre os subtipos de algas, visto que objetos com cobertura densa possuem cor aparente mais vibrante do que objetos referentes à cobertura esparsa, que tem sua resposta espectral atenuada devido à mistura com solo e rochas. Na separação entre espécies de líquens, o IHS tem capacidade de detectar a enorme variedade de cor aparente observada para essa cobertura. No conjunto com dados morfométricos e do espaço IHS, nota-se que os valores  $<1$  ocorrem, principalmente, entre subclasses que pertencem à mesma classe; o que demonstra que os dados espectrais, IVs, morfométricos e IHS fornecem informações essenciais para a discriminação dos tipos de vegetação antártica. A inclusão do grupo de texturas demonstra que essas variáveis geram um aprimoramento ao modelo, mesmo quando a separabilidade de subclasses já apresente valores satisfatórios para a classificação. Com as texturas, foi possível aumentar a separabilidade da maioria das subclasses, sendo que os principais aumentos se deram entre subclasses de diferentes categorias.

De maneira geral, as subclasses apresentam um acréscimo substancial na sua separabilidade final. Os valores de distância inicialmente baixos crescem em taxas maiores do



que os valores inicialmente mais elevados, de forma que a adição de novas informações leva à minimização das diferenças na separabilidade – com os valores mais baixos chegando próximos a 1. Os testes de separabilidade com os conjuntos de dados apontam que diferenças são encontradas dentro do universo de algas, musgos e líquens, o que possibilita a sua classificação em imagens de sensoriamento remoto. Para a diferenciação de algas, destaca-se a inclusão de atributos do espaço IHS e de dados topográficos. Para a diferenciação de musgos, destaca-se o uso dos atributos espectrais e dos advindos dos índices de vegetação, e, em menor grau, das texturas. E para a diferenciação de líquens destaca-se a inclusão de atributos advindos dos índices, do IHS e dos dados topográficos.

Na verificação da importância de cada variável para a classificação, observa-se que as doze variáveis (*i.e.*  $\frac{1}{3}$  do total) mais utilizadas pelo RF para a discriminação dos tipos e subtipos de cobertura vegetal de Hope Bay são selecionadas a partir de seis camadas de informação – altitude, NDVI, banda do NIR, GNDVI, banda do vermelho e espaço IHS – sendo que os atributos referentes à média e à mediana tiveram importância maior para a classificação do que os atributos referentes ao desvio padrão. A importância maior da altitude na discriminação dos subtipos de vegetação é coerente com as características da área, onde a distribuição espacial da vegetação local é condicionada pelo relevo. Apesar da área mapeada pelo estudo não apresentar alta amplitude nos dados de elevação, uma relação desta com a distribuição das comunidades vegetais é observada em Hope Bay, com as aglomerações maiores de algas terrestres estabelecendo-se com maior frequência em locais menos elevados e próximos ao litoral; e as comunidades de líquens e os musgos em locais mais elevados e afastados do litoral. No geral, os dados morfométricos podem fornecer informações úteis para a classificação dos tipos de vegetação do terreno antártico, pois o relevo associado às características periglaciais oferece nichos com diferentes condições físicas e ambientais (THOMAS *et al.*, 2013) e gera um padrão característico no estabelecimento da vegetação.

A relevância dos índices de vegetação NDVI e GNDVI para a separação dos tipos de vegetação de HB ocorre em função das formações de algas, musgos e líquens apresentarem comportamentos dissemelhantes no espectro do visível e do NIR. Essas diferenças vão desde sutis até substanciais e fazem com que os valores retornados pelas coberturas sejam distintos e passíveis de serem agrupados. Nesse sentido, as algas verdes e os musgos apresentam, normalmente, valores superiores aos dos líquens nos dois índices; e coberturas de líquens apresentam, frequentemente, resposta mais elevada no GNDVI do que no NDVI. O fato de ambos os índices receberem peso elevado mostra que, apesar de serem correlacionados, ambos podem fornecer informações distintas para a classificação. No caso das bandas

espectrais, o uso destacado da banda do NIR é justificado pelo fato da resposta espectral das principais espécies da área mapeada apresentar variações maiores nessa faixa do espectro eletromagnético (Figura 2). A relativa menor importância atribuída às bandas do verde e do vermelho pode ser justificada em função dessas camadas serem altamente correlacionadas e da vegetação da área de estudo não apresentar alta variabilidade espectral nessas faixas da câmera S110 – apesar de diferenças sutis no comportamento entre algas/musgos e líquens serem observadas na região do verde e vermelho.

Os três atributos relacionados às propriedades da cor aparecem com destaque e importância similar no modelo. O amplo uso dos atributos da matiz, saturação e intensidade é compreensível dada que a correlação entre bandas é reduzida em imagens transformadas para o espaço IHS, o que resulta no aumento do contraste entre os alvos. Na vegetação antártica, componentes como matiz, que representa a cor dominante ou a medida do comprimento de onda médio da luz refletida, pode fornecer informações fundamentais para a discriminação entre coberturas vegetais de tonalidades distintas, tanto em nível de tipos de vegetação como em nível de espécies. Como identificado, os atributos do modelo IHS podem ser eficazes para a análise da vegetação em imagens digitais (EWING e HORTON, 1999; TANG *et al.*, 2000; HEMMING e RATH, 2001; LALIBERT *et al.*, 2007), apresentando sobreposição menor no espaço de característica para a classificação de vegetação do que as bandas do visível (LALIBERTE *et al.*, 2007). Já o peso menor atribuído às texturas pode ser em função dessas camadas serem altamente correlacionadas e terem sido empregadas em número mais elevado (no total, 10 atributos de textura foram utilizados) do que as outras categorias de informação. Os resultados demonstram a significância dos dados auxiliares para a classificação da vegetação antártica.

Por fim, a abordagem permitiu que os padrões na distribuição espacial (unidades constituídas principalmente por algas, musgos e líquens) e as diferenças dentro das comunidades fossem identificados com uma acurácia geral de 0.966 e um coeficiente Kappa de 0.946, mostrando a significância dos dados auxiliares para a classificação da vegetação antártica e a robustez da associação da GEOBIA com o classificador RF para o delineamento e mapeamento dos tipos de vegetação da Antártica Marítima.

## **6. Conclusões**

Sensores remotos de altíssima resolução espacial, como os acoplados aos VANTs, têm a capacidade de fornecer uma gama de informações essenciais para o mapeamento detalhado

da cobertura vegetal presente no ambiente da Antártica Marítima, contribuindo para o monitoramento e a gestão eficaz da vegetação local e para o estudo das mudanças que vêm ocorrendo nos ambientes terrestres da região. Nesse estudo, um ortomosaico R-G-NIR e um modelo digital de elevação obtidos por levantamentos aéreos em Hope Bay, na Península Antártica, foram utilizados para discriminar formações criptogâmicas por meio da análise GEOBIA associada ao classificador RF, mostrando adequação e robustez no reconhecimento e delineamento dos tipos de vegetação criptogâmica.

O uso do VANT possibilitou a criação de um conjunto de dados com medidas espectrais e morfométricas de altíssima resolução espacial, ampliando a capacidade de caracterizar os objetos geográficos. Diferenças notáveis na separabilidade das subclasses e na análise visual da classificação foram observadas em função dos conjuntos de métricas aplicados. A separabilidade entre as subclasses foi potencializada ao combinar as informações espectrais com informações de IVs, elevação, declividade e aspecto, bem como à matiz, saturação e intensidade. Na classificação, os melhores resultados foram obtidos nos processamentos com dados de múltiplas camadas de informação (*i.e.* espectrais, índices, IHS, topográficos e texturas). Os atributos com maior peso na classificação foram os advindos das camadas da altitude, dos índices de vegetação, da banda do infravermelho e do espaço IHS; e, além do parâmetro estatístico da média, o parâmetro estatístico da mediana também teve destaque para a classificação das formações vegetais da área mapeada.

Os resultados mostraram que a aplicação de uma série de produtos e subprodutos de sensoriamento remoto gerados a partir de dados de altíssima resolução espacial podem superar a complexidade da cobertura superficial do ambiente antártico e a heterogeneidade espacial e homogeneidade espectral da vegetação criptogâmica. De forma que a abordagem baseada em objetos combinada com o classificador RF e um conjunto de métricas espectrais, geomorfológicas e texturais é adequada para a identificação das unidades vegetais de Hope Bay.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AASEN, H., HONKAVAARA, E., LUCIEER, A., & ZARCO-TEJADA, P. J. Quantitative remote sensing at ultra-high resolution with UAV spectroscopy: a review of sensor technology, measurement procedures, and data correction workflows. **Remote Sensing**, v. 10, n. 7, p. 1091, 2018.

BAATZ, M., SCHAPE, A. Multiresolution segmentation: an optimum approach for high quality multi scale image segmentation. 2000

BANDEIRA, L; BRANCO, J; VIEIRA, G; PINA, P. **High resolution mapping of Barton Peninsula** (King George Island, Antarctica) with a UAV, 2015.

BELGIU, M., DRĂGUȚ, L. Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 114, p. 24-31, 2016.

BLASCHKE, T., STROBL, J. What's wrong with pixels? Some recent developments interfacing remote sensing and GIS. **Zeitschrift für Geoinformationssysteme**, p. 12-17, 2001.

BLASCHKE, T. Object based image analysis for remote sensing. **ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing**, v. 65, n. 1, p. 2-16, 2010.

BLASCHKE, T., HAY, G. J., KELLY, M., LANG, S., HOFMANN, P., ADDINK, E., ... & TIEDE, D. Geographic object-based image analysis—towards a new paradigm. **ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing**, v. 87, p. 180-191, 2014.

BIRKENMAJER, K. Geology of late Mesozoic magmatic rocks at Hope Bay, Trinity Peninsula (West Antarctica). **Bulletin of the Polish Academy of Sciences. Earth Sciences**, v. 41, n. 1, p. 49-62, 1993.

BOCKHEIM, J. G. *The Soils of Antarctica*. Springer. 322p. 2015

BREIMAN, L. Random forests. **Machine learning**, v. 45, n. 1, p. 5-32, 2001.

CAMPBELL, J. B., & WYNNE, R. H. **Introduction to remote sensing**. Guilford Press. 2011

CALVIÑO-CANCELA, M., & MARTÍN-HERRERO, J. Spectral discrimination of vegetation classes in ice-free areas of Antarctica. **Remote Sensing**, v. 8, n. 10, p. 856, 2016.

CANNONE, N., & GUGLIELMIN, M. Relationships between periglacial features and vegetation development in Victoria Land, continental Antarctica. **Antarctic Science**, v. 22, n. 6, p. 703-713, 2010.

CANTLON, J. E. **Plant cover in relation to macro-, meso-and micro-relief**. Arctic Institute of North America, 1961.

CASANOVAS, P., BLACK, M., FRETWELL, P., & CONVEY, P. Mapping lichen distribution on the Antarctic Peninsula using remote sensing, lichen spectra and photographic documentation by citizen scientists. **Polar Research**, v. 34, n. 1, p. 25633, 2015.

CASTILLA, G., & HAY, G. J. Image objects and geographic objects. In: **Object-based image analysis**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2008. p. 91-110.

CHEN, G., WENG, Q., HAY, G. J., & HE, Y. Geographic object-based image analysis (GEOBIA): emerging trends and future opportunities. **GIScience & Remote Sensing**, v. 55, n. 2, p. 159-182, 2018.

CONVEY, P., SMITH, R. I. L. Responses of terrestrial Antarctic ecosystems to climate change, **Plant Ecology**, 182, 1-10, 2006.

CONVEY, P., BINDSCHADLER, R., DI PRISCO, G., FAHRBACH, E., GUTT, J., HODGSON, D., ... TURNER, J. Antarctic climate change and the environment. **Antarctic Science**, 21(6), 541-563, 2009.

CONVEY, P. Antarctic Ecosystems. Encyclopedia of Biodiversity, Vol. 1, 2nd edition. **Elsevier**, San Diego, pp. 179-188, 2013.

CONVEY, P., PECK, L. S. Antarctic environmental change and biological responses. **Science Advances**, v. 5, n. 11, p. eaaz0888, 2019.

CUTLER, D. R., EDWARDS JR, T. C., BEARD, K. H., CUTLER, A., HESS, K. T., GIBSON, J., & LAWLER, J. J. (Random forests for classification in ecology. **Ecology**, v. 88, n. 11, p. 2783-2792, 2007.

DEBATS, S. R., LUO, D., ESTES, L. D., FUCHS, T. J., & CAYLOR, K. KA generalized computer vision approach to mapping crop fields in heterogeneous agricultural landscapes. **Remote Sensing of Environment**, v. 179, p. 210-221, 2016.

DEL VALLE, R. A., MORELLI, J. R., & RINALDI, C. A. Geology of new localities on Tabarin Peninsula, northern Antarctic Peninsula. **Antarctic Science**, v. 13, n. 3, p. 323-328, 2001.

DE LUCA, G., N SILVA, J. M., CERASOLI, S., ARAÚJO, J., CAMPOS, J., DI FAZIO, S., & MODICA, G. Object-based land cover classification of cork oak woodlands using UAV imagery and orfeo toolbox. **Remote Sensing**, v. 11, n. 10, p. 1238, 2019.

DU, P., SAMAT, A., WASKE, B., LIU, S., & LI, Z. Random forest and rotation forest for fully polarized SAR image classification using polarimetric and spatial features. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 105, p. 38-53, 2015.

EMSLIE, S. D., MCKENZIE, A., MARTI, L. J., & SANTOS, M. Recent occupation by Adelie penguins (*Pygoscelis adeliae*) at Hope Bay and Seymour Island and the 'northern enigma' in the Antarctic Peninsula. **Polar Biology**, v. 41, n. 1, p. 71-77, 2018.

EWING, R. P., HORTON, R. Quantitative color image analysis of agronomic images. **Agronomy Journal**, v. 91, n. 1, p. 148-153, 1999.

FRETWELL, P.T; CONVEY, P; FLEMING, A. H; PEAT, H. J; HUGHES, K. A. Detecting and mapping vegetation distribution on the Antarctic Peninsula from remote sensing data. **Polar biology**, 34 (2), 273-281, 2011.

FRETWELL, P.T., PHILLIPS, R.A., BROOKE, M. DE L., FLEMING A.H., MCARTHUR A. Using the unique spectral signature of guano to identify unknown seabird colonies. **Remote Sensing of Environment**, 156, 448-456, 2015.

GRAY, A., KROLIKOWSKI, M., FRETWELL, P., CONVEY, P., PECK, L. S., MENDELOVA, M., ... & DAVEY, M. P. Remote sensing reveals Antarctic green snow algae as important terrestrial carbon sink. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 1-9, 2020.

HASELWIMMER, C., & FRETWELL, P. Field reflectance spectroscopy of sparse vegetation cover on the Antarctic Peninsula. In: **2009 First Workshop on Hyperspectral Image and Signal Processing: Evolution in Remote Sensing**. IEEE, 2009. p. 1-4.

HEMMING, J., RATH, T. Pa—Precision agriculture: Computer-vision-based weed identification under field conditions using controlled lighting. **Journal of agricultural engineering research**, v. 78, n. 3, p. 233-243, 2001

HOFMANN, P., STROBL, J., & BLASCHKE, T. A method for adapting global image segmentation methods to images of different resolutions. **International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, v. 38, n. Part 4/C1, 2008.

JAWAK, S. D., LUIS, A. J., FRETWELL, P. T., CONVEY, P., & DURAIRAJAN, U. A. Semiautomated detection and mapping of vegetation distribution in the Antarctic environment using spatial-spectral characteristics of WorldView-2 imagery. **Remote Sensing**, v. 11, n. 16, p. 1909, 2019.

KAVZOGLU, T., & YILDIZ, M. Parameter-based performance analysis of object-based image analysis using aerial and Quikbird-2 images. **ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, v. 2, n. 7, p. 31, 2014.

LALIBERTE, A. S., RANGO, A., HERRICK, J. E., FREDRICKSON, E. L., & BURKETT, L. An object-based image analysis approach for determining fractional cover of senescent and green vegetation with digital plot photography. **Journal of Arid Environments**, v. 69, n. 1, p. 1-14, 2007.

LAWRENCE, R. L., WOOD, S. D., & SHELEY, R. L. Mapping invasive plants using hyperspectral imagery and Breiman Cutler classifications (RandomForest). **Remote Sensing of Environment**, v. 100, n. 3, p. 356-362, 2006.

LEE, J. R., RAYMOND, B., BRACEGIRDLE, T. J., CHADÈS, I., FULLER, R. A., SHAW, J. D., & TERAUDS, A. Climate change drives expansion of Antarctic ice-free habitat. **Nature**, v. 547, n. 7661, p. 49-54, 2017.

LONGTON, R. E. Vegetation in the maritime Antarctic. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, v. 252, n. 777, p. 213-235, 1967.

LOWE, S. H., & GUO, X. Detecting an optimal scale parameter in object-oriented classification. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 4, n. 4, p. 890-895, 2011.

LU, M., CHEN, B., LIAO, X., YUE, T., YUE, H., REN, S., ... & XU, B. Forest types classification based on multi-source data fusion. **Remote Sensing**, v. 9, n. 11, p. 1153, 2017.

LUCIEER, A., ROBINSON, S., TURNER, D., HARWIN, S., & KELCEY, J. Using a micro-UAV for ultra-high resolution multi-sensor observations of Antarctic moss beds. **Faculty of Science, Medicine and Health - Papers: part A**. 538. 2012.

- LUCIEER, A., MALENOVSKÝ, Z., VENESS, T., WALLACE, L. Hyper UAS Imaging Spectroscopy from a Multirotor Unmanned Aircraft System. **J. Field Robotics**, 31, 571-590, 2014.
- MA, L., LI, M., MA, X., CHENG, L., DU, P., & LIU, Y. A review of supervised object-based land-cover image classification. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 130, p. 277-293, 2017.
- MAHDAVI, S., SALEHI, B., GRANGER, J., AMANI, M., BRISCO, B., & HUANG, W. Remote sensing for wetland classification: A comprehensive review. **GIScience & Remote Sensing**, v. 55, n. 5, p. 623-658, 2018.
- MALENOVSKÝ, Z., LUCIEER, A., KING, D. H., TURNBULL, J. D., & ROBINSON, S. A. Unmanned aircraft system advances health mapping of fragile polar vegetation. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 12, p. 1842-1857, 2017.
- MARPU, P. R., NEUBERT, M., HEROLD, H., & NIEMEYER, I. Enhanced evaluation of image segmentation results. **Journal of spatial science**, v. 55, n. 1, p. 55-68, 2010.
- MARTÍN-SERRANO, A., MONTES, M., NOZAL, F., & DEL VALLE, R. A. Geomorfología de la costa austral de Bahía Esperanza (Península Antártica). **Geogaceta**, v. 38, p. 95-98, 2005
- MIRANDA, V., PINA, P., HELENO, S., VIEIRA, G., MORA, C., & SCHAEFER, C.E.G.R. (2020). Monitoring recent changes of vegetation in Fildes Peninsula (King George Island, Antarctica) through satellite imagery guided by UAV surveys. **Science of The Total Environment**, v. 704, p. 135295, 2020.
- OLECH, M. **Lower plants**. In: Rakusa-Suszczewskis. The Maritime Antarctic Coastal ecosystem of Admiralty Bay. Warsaw: Polish Academy of Sciences. p.181-189, 1993.
- ØVSTEDAL, D. O., SMITH, R. L. **Lichens of Antarctica and South Georgia: a guide to their identification and ecology**. Cambridge University Press, 2001.
- PAL, M. Random forest classifier for remote sensing classification. **International journal of remote sensing**, v. 26, n. 1, p. 217-222, 2005.
- PEREIRA, T.T.C. Solos de Hope Bay, Península Antártica. **Tese de doutoramento**. Universidade Federal de Viçosa. 2012
- PETSCH, C., SOTILLE, M. E., COSTA, R. M., DA ROSA, K. K., & SIMÕES, J. C. Cambios climáticos y aumento de la vegetación en la Península Fildes, Antártica. **Investigaciones Geográficas**, n. 57, 2019.
- PINA, P., MORA, C., VIEIRA, G., SCHAEFER, C. **Landcover mapping with very high-resolution satellite imagery using an object-based classification approach** (Fildes Peninsula, King George Island, Antarctica). 2014

PINA, P., VIEIRA, G., BANDEIRA, L., MORA, C. Accurate determination of surface reference data in digital photographs in ice-free surfaces of Maritime Antarctica. **Science of the Total Environment**, v. 573, p. 290-302, 2016.

POEIRAS, L.M. Vegetação e ambientes em Lions Rump e Hope Bay, Antártica Marítima. **Dissertação de mestrado**. Universidade Federal de Viçosa. 2010

RÄSÄNEN, A., RUSANEN, A., KUITUNEN, M., & LENSU, A. What makes segmentation good? A case study in boreal forest habitat mapping. **International Journal of Remote Sensing**, v. 34, n. 23, p. 8603-8627, 2013.

RÄSÄNEN, A., KUITUNEN, M., HJORT, J., VASO, A., KUITUNEN, T., & LENSU, A. The role of landscape, topography, and geodiversity in explaining vascular plant species richness in a fragmented landscape. **Boreal environment research**, 2016.

RÄSÄNEN, A.; VIRTANEN, T. Data and resolution requirements in mapping vegetation in spatially heterogeneous landscapes. **Remote Sensing of Environment**, v. 230, p. 111207, 2019.

RODRIGUEZ-GALIANO, V. F., GHIMIRE, B., ROGAN, J., CHICA-OLMO, M., & RIGOL-SANCHEZ, J. P. An assessment of the effectiveness of a random forest classifier for land-cover classification. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 67, p. 93-104, 2012.

RONDEAUX, G., STEVEN, M., & BARET, F. Optimization of soil-adjusted vegetation indices. **Remote sensing of environment**, v. 55, n. 2, p. 95-107, 1996.

Serviço Meteorológico Argentino. Acessado em 11 de December 2019, <<http://www3.smn.gob.ar/serviciosclimaticos/?mod=turismo&id=7&provincia=Ant%Elrtida&ciudad=B.%20Esperanza>>.

SCHWALLER, M. R., SOUTHWELL, C. J., & EMMERSON, L. M. Continental-scale mapping of Adélie penguin colonies from Landsat imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 139, p. 353-364, 2013.

SMITH, R.I.L. Vascular plants as indicators of regional warming in Antarctica. **Oecologia**, 99, 322-328, 1984.

TANG, L., TIAN, L., STEWARD, B. L. Color image segmentation with genetic algorithm for in-field weed sensing. **Transactions of the ASAE**, v. 43, n. 4, p. 1019, 2000.

TATUR, A., & MYRCHA, A. (1989). Soils and vegetation in abandoned penguin rookeries (maritime Antarctic).

THOMAS, D.N., FOGG, G.E., CONVEY, P., FRITSEN, C.H., GILI, J.M., GRADINGER, R., LAYBOURN-PARRY, J., REID, K. & WALTON, D.W.H., **The biology of polar regions**. Oxford University Press, 2008.

TRIMBLE, 2017. **eCognition Developer 9.3**. Reference Book, München.



TOUW, W. G., BAYJANOV, J. R., OVERMARS, L., BACKUS, L., BOEKHORST, J., WELS, M., & VAN HIJUM, S. A. Data mining in the Life Sciences with Random Forest: a walk in the park or lost in the jungle?. **Briefings in bioinformatics**, v. 14, n. 3, p. 315-326, 2013.

TUCKER, C.J. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. **Remote sensing of Environment**, v. 8, n. 2, p. 127-150, 1979.

TURNER, J., OVERLAND, J. Contrasting climate change in the two polar regions. **Polar Research**, v. 28, n. 2, p. 146-164, 2009.

TURNER, D., LUCIEER, A., MALENOVSKÝ, Z., KING, D. H., & ROBINSON, S. A. Spatial co-registration of ultra-high resolution visible, multispectral and thermal images acquired with a micro-UAV over Antarctic moss beds. **Remote Sensing**, v. 6, n. 5, p. 4003-4024, 2014.

TURNER, D., LUCIEER, A., MALENOVSKÝ, Z., KING, D., & ROBINSON, S. A. Assessment of Antarctic moss health from multi-sensor UAS imagery with Random Forest Modelling. **International journal of applied earth observation and geoinformation**, v. 68, p. 168-179, 2018.

TURNER, D. J., MALENOVSKÝ, Z., LUCIEER, A., TURNBULL, J. D., & ROBINSON, S. A. Optimizing spectral and spatial resolutions of unmanned aerial system imaging sensors for monitoring Antarctic vegetation. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 12, n. 10, p. 3813-3825, 2019.

ULRICH, M., GROSSE, G., CHABRILLAT, S., & SCHIRRMEISTER, L. Spectral characterization of periglacial surfaces and geomorphological units in the Arctic Lena Delta using field spectrometry and remote sensing. **Remote Sensing of Environment**, v. 113, n. 6, p. 1220-1235, 2009.

YU, Q., GONG, P., CLINTON, N., BIGING, G., KELLY, M., & SCHIROKAUER, D. Object-based detailed vegetation classification with airborne high spatial resolution remote sensing imagery. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 72, n. 7, p. 799-811, 2006.

WALKER, D. A. Hierarchical subdivision of Arctic tundra based on vegetation response to climate, parent material and topography. **Global change biology**, v. 6, n. S1, p. 19-34, 2000.

WALTON, D.W.H. **The terrestrial environment**. In: Antarctic Ecology, ed. R. M. Laws, vol. 1, pp. 1-60. London, Academic Press, 1984.

ZHONG, L., GONG, P., & BIGING, G. S. Efficient corn and soybean mapping with temporal extendability: A multi-year experiment using Landsat imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 140, p. 1-13, 2014.

### **4.3. Artigo 3:** Setorização geoambiental e relação espacial entre comunidades vegetais e variáveis ambientais no extremo norte da Península Antártica usando dados de VANT

#### **Resumo**

A expansão da vegetação antártica, devido às tendências de aquecimento, torna essencial ampliar o entendimento da relação entre os padrões de distribuição das espécies criptogâmicas e diferentes características ambientais, melhorando assim a avaliação dos efeitos das mudanças globais nos ecossistemas antárticos. Com o advento de plataformas como os veículos aéreos não tripulados (VANTs), que têm possibilitado o mapeamento detalhado da superfície e das características geológicas da Antártica Marítima, neste estudo dados de altíssima resolução espacial e técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento são usados para mapear as comunidades vegetais (i.e. algas, musgos e líquens) de Hope Bay, no extremo norte da Península Antártica, e relacioná-las com um conjunto de variáveis ambientais (e.g. altitude, declividade, aspecto, geoforma, solo, etc.) derivadas para a área. Os resultados mostram que a vegetação da área segue um gradiente altitudinal que divide a área em zonas mais propensas à ocorrência de algas terrestres e zonas mais propensas à ocorrência de musgos e/ou líquens. As comunidades vegetais estão principalmente em encostas voltadas para noroeste e nordeste, e associadas a terrenos planos e de leve inclinação – algumas comunidades de líquens são relativamente mais tolerantes a altas declividades. As formações de algas apresentam ampla distribuição na área de estudo, demonstrando resistência a diferentes níveis de estabilidade das geoformas. Há uma forte relação entre as formações vegetais e os solos ornitogênico Haploturbels e Lithic Haploturbels. Com base nas comunidades vegetais e no conjunto de variáveis ambientais reunidas para Hope Bay, uma setorização da área de estudo em sete geoambientes é proposta.

**Palavras-chave:** Vegetação, Antártica, VANT, variáveis ambientais, geoformas, geoambientes.

## 1. Introdução

Partes do continente antártico, em especial regiões como a Península Antártica (PA), têm enfrentado uma das mudanças ambientais mais rápidas observadas em escala global nas últimas décadas (CONVEY e PECK, 2019). Para a PA, é registrada uma das taxas de aquecimento mais rápidas do mundo entre os anos 1950 e 2000 (TURNER *et al.*, 2005; 2009), com boa parte dessas mudanças sendo controladas por processos e condições ambientais regionais (BREMER, 2008; CONVEY e PECK, 2019). Como consequência das taxas de aquecimento reportadas, evidencia-se a retração de geleiras (COOK *et al.*, 2005; 2016) e a expansão das áreas livres de gelo (LEE *et al.*, 2017), uma dinâmica que aumenta a área suscetível aos processos geomórficos ativos, bem como à colonização e sucessão de vegetação (EICHEL *et al.*, 2013) – de acordo com Matthews (1992) os processos abióticos dominam inicialmente, mas acabam sendo ultrapassados pelos processos bióticos à medida que a paisagem se torna mais estável. As áreas sem cobertura permanente de gelo representam, atualmente, menos de 0,5% – ou apenas 0,18%, de acordo com Burton-Johnson *et al.* (2016) do continente antártico. À medida que essas áreas descobertas aumentam, surgem questionamentos relacionados à evolução das paisagens, especialmente sobre os processos geomorfológicos que ocorrem após a retração da geleira e sobre o papel da colonização vegetal no ajuste paraglacial (MATTHEWS, 1992; BALLANTYNE, 2002; MOREAU *et al.*, 2008).

Compreender a relação entre a vegetação e o ambiente é essencial para ampliar o entendimento do impacto das mudanças globais nos ecossistemas e a resposta destes às mudanças climáticas (ARNETH, 2015; HUETE, 2016; VALI *et al.*, 2020). Embora a percepção global das mudanças ambientais seja a de ocorrência de impactos somente negativos, as respostas dos ecossistemas terrestres da Antártica ao aquecimento podem ser positivas (CONVEY e PECK, 2019). Isso ocorre porque as tendências de aquecimento levam a uma série de fatores ambientais que propiciam o crescimento das plantas e ampliam o seu estabelecimento em áreas recentemente expostas (LEE *et al.*, 2017; CONVEY e PECK, 2019). Na Antártica Marítima, mudanças rápidas na vegetação já foram documentadas (CONVEY *et al.*, 2009; PETSCH *et al.*, 2019).

A distribuição da vegetação no ambiente antártico é dada em função de certos fatores climáticos, edáficos e bióticos, sobretudo: vento, incidência de radiação solar e duração e extensão da cobertura de neve e gelo, bem como a quantidade de água disponível, características do substrato e a presença de atividade animal (OLECH, 1993). Apesar de

apresentar cobertura dispersa, a vegetação criptogâmica antártica fornece um efeito isolante na temperatura da superfície do solo (CANNONE e GUGLIELMIN, 2009; ANDRADE *et al.*, 2018a), e as interações entre a vegetação e o *permafrost* são críticas ao ponto de um ser capaz de influenciar na distribuição do outro (RAINS, 2002; FRENCH, 2007). Por afetar o balanço de energia do solo, a vegetação pode ser indicador da temperatura do *permafrost* e da espessura da camada ativa (CANNONE e GUGLIELMIN, 2009; WALKER, 2003; GUGLIELMIN e CANNONE, 2012). Mudanças na camada ativa podem modificar indiretamente a vegetação sobrejacente por variações de congelamento, crioturbação, segregação de gelo e gelifluxão (GUGLIELMIN, 2009) ou, ainda, por variações na disponibilidade de água associada à espessura da camada (CANNONE, 2007). No âmbito geomorfológico, geoformas biologicamente cobertas podem ser menos propensas aos mecanismos de congelamento-descongelamento (FRANCELINO, 2004) e a vegetação pode auxiliar a estabilizar as formas de relevo (KLAAR *et al.*, 2015; PETSCH, 2018). A colonização da vegetação também pode facilitar a estabilização dos sedimentos glaciais em zona proglacial (BALLANTYNE, 2002; PETSCH, 2018), contribuir para o aumento da infiltração de água de degelo (formando alagados), e da força e do cisalhamento do solo (PETSCH, 2018).

As dinâmicas abióticas-bióticas ao longo do tempo resultam em gradientes na composição das espécies (MATTHEWS, 1992) que configuram diferentes estágios de estabilização dos ambientes livres de gelo. A distribuição de espécies e comunidades em relação ao gradiente ambiental é uma característica relevante da vegetação de certas ilhas marítimas da Antártica (LINDSAY, 1971; SMITH, 1972). A topografia é um fator relevante nos processos de colonização e desenvolvimento das comunidades vegetais na Antártica, tanto em micro como em macro escala (THOMAS *et al.*, 2013). A combinação de fatores físicos nas imediações de um organismo é crucial (WALTON, 1984; THOMAS *et al.*, 2013), pois certas características periglaciais fornecem condições topográficas e edáficas específicas ao abrigo ou perturbação das plantas e aos padrões de acumulação e persistência da cobertura de neve (CANNONE e GUGLIELMIN, 2010). Diferenças no relevo e na exposição das encostas influenciam nos fenômenos ambientais (WALKER, 2000; CANNONE e GUGLIELMIN, 2010) e exercem ação segregadora na biota, resultando em padrões de vegetação fortemente correlacionados ao relevo (CANTLON, 1961; WALKER, 2000).

A variação espacial da declividade e do aspecto é fator determinante do padrão de vegetação, distribuição de espécies e processos ecossistêmicos em diversos ambientes (BENNIE *et al.*, 2008). E, em função do dinamismo da paisagem em ambientes periglaciais, a

estabilidade das geformas também deve ser considerada como um dos fatores que afetam a distribuição das espécies criptogâmicas, já que certos processos periglaciais erosivos têm a capacidade de afetar o desenvolvimento de comunidades vegetais (FRANCELINO, 2004). Geformas com maior grau de estabilidade favorecem a colonização vegetal (CAMPBELL e CLARIDGE, 1987) e podem abrigar comunidades vegetais mais complexas, enquanto geformas mais ativas e instáveis podem apresentar uma cobertura vegetal mais limitada, como observado por Francelino (2004). Assim, os limites para o desenvolvimento da colonização de plantas na Antártica Marítima são impostos não apenas pelo clima extremo, mas também pela instabilidade das superfícies rochosas da região (SANCHO e VALLADARES, 1993). De acordo com Convey (2012), afloramentos rochosos e sedimentos soltos favorecem o desenvolvimento de líquens elípticos dispersos e musgos esporádicos. As unidades geomorfológicas mais estáveis têm a possibilidade de uma atividade ornitogênica maior, que fornece o necessário aporte inicial de nutrientes, favorecendo o desenvolvimento de algum tipo de cobertura vegetal (FRANCELINO, 2004). A interação entre o desenvolvimento geomórfico e a vegetação também foram demonstradas para os sistemas glaciofluviais (GURNELL *et al.*, 2000). Ainda, nas paisagens mais antigas e livres de gelo, os solos se desenvolveram melhor do que nos ambientes recentemente deglaciados, devido à diminuição da intensidade dos processos paraglaciais (NAVAS *et al.*, 2017). Em condições paraglaciais, a erosão associada ao relevo tem como resultado uma superfície instável que impede um maior desenvolvimento do solo (FRANCELINO *et al.*, 2011).

Componente dominante do balanço energético da superfície e com influência sobre fatores ecologicamente críticos do microclima (*e.g.* temperaturas próximas à superfície, teor de umidade do solo, etc.) (BENNIE *et al.*, 2008), a radiação solar é um dos principais elementos para o desenvolvimento de comunidades vegetais na região da Antártica (PEREIRA e PUTZKE, 1994). Devido à variabilidade nas taxas de incidência de radiação solar, a orientação das encostas influencia o regime térmico superficial (VALERIANO, 2008), e pode favorecer a presença de certos tipos de vegetação (FRANCELINO *et al.*, 2007). Na Antártica, o aspecto assume relevância uma vez que as encostas orientadas ao sul possuem taxas de incidência solar inferiores às de outros aspectos (HANSOM e GORDON, 1998; ANDRADE *et al.*, 2014), e as vertentes orientadas ao norte possuem tempo de exposição à radiação solar mais elevado (ANDRADE *et al.*, 2014). A ação eólica também influencia a ocorrência e a distribuição da vegetação antártica, e é um fator importante na determinação da estrutura e composição da vegetação, tanto no nível da comunidade quanto no nível da formação (JENKIN, 1997), já que as plantas antárticas têm maior probabilidade de

experimental regimes de temperatura mais favoráveis em áreas de abrigo do que em habitats expostos (LONGTON, 1967).

A distribuição das espécies criptogâmicas também é dada pelo regime hídrico do substrato, com o aporte de água podendo favorecer certos tipos de vegetação. Volumes maiores de água de degelo durante o verão e solos encharcados têm a capacidade de favorecer o surgimento de coberturas de musgo (BREMER, 2008). As briófitas estabelecem-se com maior frequência em terraços marinhos soerguidos, depressões úmidas e áreas de ambientes hidromórficos com maior aporte de água, enquanto as algas têm preferência por áreas próximas à linha da praia e os líquens por áreas mais expostas e elevadas (FRANCELINO *et al.*, 2004; 2007; POELKING *et al.*, 2009). Sobre os líquens, locais mais drenados, tipo *felsenmeer*, favorecem o surgimento da *Usnea sp.* (FRANCELINO *et al.*, 2004). Pode ocorrer o desenvolvimento de comunidades liquênicas extensas em associação com diversas espécies de musgos, desde que a disponibilidade de água seja maior nessas áreas, chegando, em alguns casos, a cobrir extensos terrenos expostos (LEWIS-SMITH, 1995).

O depósito de guano de animais antárticos é analisado como um dos agentes que alteram as características químicas e físicas do substrato. Os ecossistemas terrestres antárticos são geralmente pobres em nutrientes. No entanto, uma alta entrada de nutrientes provenientes de focas e aves marinhas é observada a nível local (SMYKLA *et al.*, 2018). Os pinguins reprodutores são a principal fonte de nutrientes para os ecossistemas terrestres na Antártica Marítima (MYRCHA e TATUR, 1991) e desempenham papel importante na determinação da distribuição e abundância da vegetação terrestre (SMITH, 1978; 1984; TATUR, 2002). Contudo, a vegetação localizada em zonas impactadas pela presença massiva de pinguins apresenta menor riqueza e diversidade de espécies vegetais (SMYKLA *et al.*, 2018), devido à adubação excessiva e ao pisoteamento por parte dos pinguins (TATUR e MYRCHA, 1989).

Estudos conduzidos na Antártica abordaram a relação das geoformas e do gradiente topográfico com as comunidades vegetais locais. Em estudo na Península Keller, Shetlands do Sul, FRANCELINO *et al.* (2004) estabeleceram três graus de possibilidade de determinada feição apresentar algum tipo de cobertura, indicando uma relação estreita da vegetação com as geoformas. ANDRADE *et al.* (2018a) identificaram a influência da radiação solar na distribuição superficial da vegetação na península Potter, Antártica Marítima. Na setorização de ambientes, FRANCELINO *et al.* (2011) ressaltam a necessidade de serem desenvolvidas pesquisas envolvendo dados biológicos, edáficos e geomorfológicos para aumentar o conhecimento integrado dos ambientes antárticos. OLIVA *et al.* (2017) usando abordagem geocológica, baseada na geomorfologia, juntamente com a distribuição dos elementos da

fauna e flora existentes na área, delimitaram seis ambientes geoecológicos em Elephant Point, Antártica Marítima. Correia *et al.* (2017) analisaram as configurações geoecológicas ao longo de transectos, a fim de entender a relação entre as características geomórficas e a atividade biológica para a ilha Livingston. Andrade *et al.* (2018b) identificaram geoambientes na península Potter, ilha Rei George, a partir de uma análise multicritério baseada em geomorfologia, curvatura das vertentes, vegetação e suscetibilidade à ação eólica.

Considerando a relevância biológica das tendências de aquecimento, especialmente as que ocorrem nas regiões costeiras do continente, deve-se compreender o conjunto de fatores ambientais que propiciam o crescimento das plantas já estabelecidas ou que ampliam o seu estabelecimento em áreas recentemente expostas (LEE *et al.*, 2017; CONVEY e PECK, 2019).

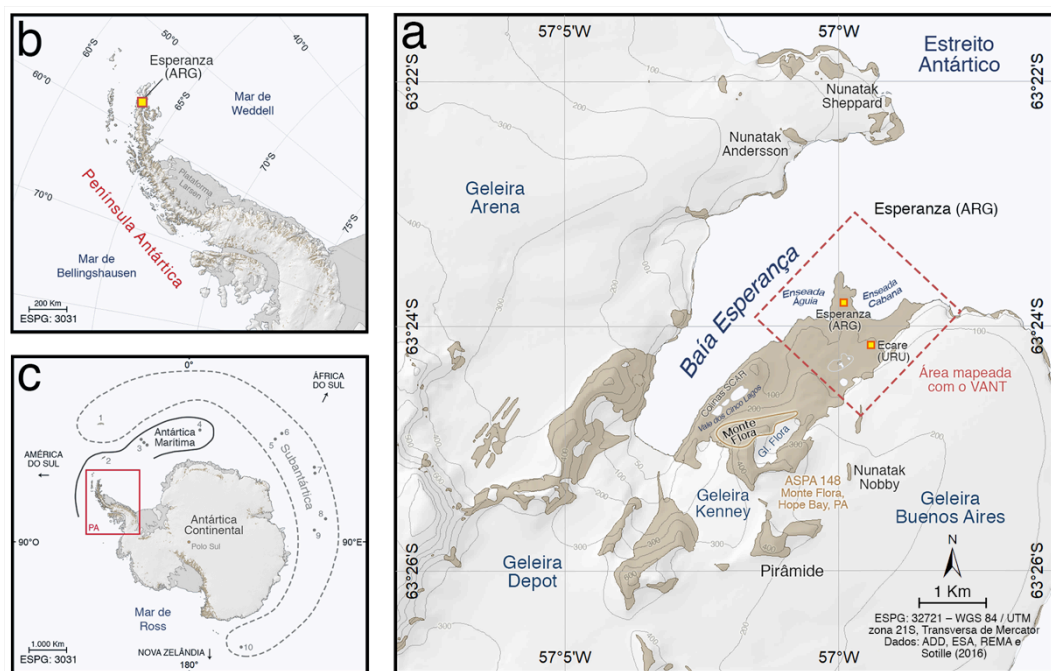
Assim, o objetivo deste estudo é analisar a relação entre a distribuição das comunidades vegetais e um conjunto de variáveis ambientais em Hope Bay, no extremo norte da Península Antártica. Dados de VANT e técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento são utilizados para: (i) identificar e tipificar a vegetação local; (ii) verificar as variáveis ambientais predominantes para cada formação; (iii) avaliar a relação entre a distribuição da vegetação e as geoformas; e (iv) setorizar a área em geoambientes.

## 2. Área de estudo

Hope Bay (63°23'S, 57°00'W) está situada no extremo norte da PA (Figura 1) e tem uma área livre de gelo de 3,5 km<sup>2</sup>, sendo delimitada ao sul pelo Monte Flora (520 m de altitude) e a leste pela geleira Buenos Aires (100 m de altitude). A região está localizada em uma zona de transição para o chamado "deserto polar" do setor do mar de Weddell (BOCKHEIM e UGOLINI, 1990, BLUME *et al.*, 1997), com condição climática muito mais fria e seca do que nas ilhas Shetlands do Sul (PEREIRA *et al.*, 2013). A área mapeada pelo estudo é composta pelo grupo metassedimentar Península Trinity – Formação de Hope Bay, com permafrost contínuo e dinâmica geomorfológica impulsionada por processos paraglaciais e periglaciais (BIRKENMAJER, 1993; DEL VALLE *et al.*, 2001; MARTÍN-SERRANO *et al.*, 2005; BOCKHEIM *et al.*, 2015), refletindo o recuo generalizado das geleiras no final do Quaternário (MARTÍN-SERRANO *et al.*, 2005). Os processos geomórficos estão em sua maioria ligados ao ambiente costeiro, com ventos constantes, degelo no período do verão, aumento da erosão periglacial e presença de feições termocársticas locais (PEREIRA *et al.*, 2013). Nas geoformas, Schaefer *et al.* (2014) identificaram na área terraços marinhos,

afloramentos rochosos, morainas, talus e cone; e no reconhecimento dos solos, os autores observaram uma ocorrência generalizada de solos ornitogênicos, sendo estes Haploturbels, Gelorthents e Haplohemists. A região conta com uma das maiores colônias de pinguins-de-adélia (*Pygoscelis adeliae*) da Península Antártica (TATUR, 1989; EMSLIE *et al.*, 2018) – o tamanho da população, estimado por Emslie *et al.* (2018), é de um pouco mais de 100 mil pares reprodutores em toda a colônia.

A área apresenta vegetação composta principalmente por líquens, algas verdes e pequenas coberturas de musgo (LONGTON, 1967). Poeiras (2010) aponta que líquens e musgos em associação estabelecem-se sobre morainas nas áreas planas e frequentemente abastecidas pela água de degelo da geleira, com os líquens crustosos desenvolvendo-se melhor nas faces rochosas voltadas para o norte, em ambientes ornitogênicos. A contribuição das geformas para a presença de cobertura vegetal é apontada por Poeiras (2010), que observa que a instabilidade do substrato em um local que sofre constante revolvimento da sua superfície devido à ação de congelamento-descongelamento da camada ativa, faz com que haja um fraco adensamento vegetal, mesmo que as condições de umidade sejam elevadas.



**Figura 1** – Localização da (a) área mapeada pelo estudo em Hope Bay (no detalhe) no (b) extremo norte da Península Antártica na (c) Antártica.

### 3. Metodologia

#### 3.1. Dados de sensoriamento remoto



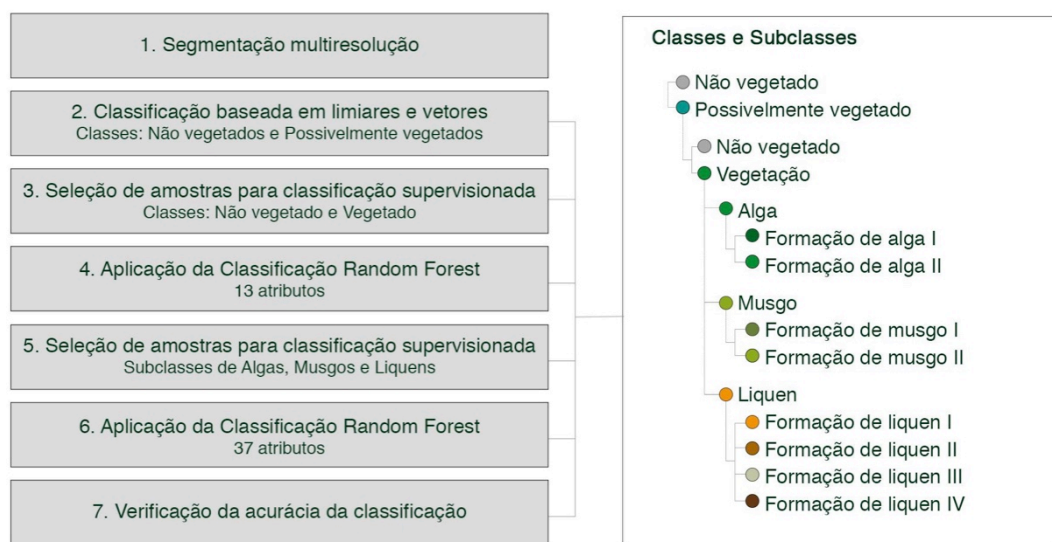
Dois ortomosaicos (visível e infravermelho próximo) e um modelo digital da superfície (MDS) foram gerados a partir de seis voos conduzidos em Hope Bay com um veículo aéreo não tripulado de asa fixa – modelo *eBee Ag*. O sistema sensor RGB consiste em uma câmera Canon IXUS/ELPH RGB com um sensor de imagem de *back-lit* CMOS de 1/2.3" de 16 megapixels de resolução, com filtros para as faixas espectrais do azul (~450 nm), verde (~520 nm), vermelho (~660 nm). A máxima do obturador é configurada para a mais alta disponível (1/2000 s) e o tamanho da imagem é definido como 4000 x 3000 pixels (proporção de 4:3), sendo armazenadas em formato JPEG. O sistema sensor NIR consiste em uma câmera Canon S110 NIR (infravermelho próximo) de 16 megapixels com um filtro Bayer modificado, em que, no lugar de filtros de cores azul, verde e vermelho o modelo S110 NIR possui filtros para as faixas espectrais do verde (~560 nm, largura à meia altura (FWHM): 50 nm), vermelho (~625 nm, FWHM: 90 nm) e infravermelho próximo (~850 nm, FWHM: 100 nm) 4000 x 3000 pixels (AASEN *et al.*, 2018). Apesar de ter baixa resolução espectral, a câmera S110 NIR possui resolução espacial muito alta a um custo comparativamente baixo (AASEN *et al.*, 2018). Do mosaico do NIR, foram gerados outros produtos de sensoriamento remoto, como: índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI), índice de vegetação por diferença normalizada da banda do verde (GNDVI) e texturas Haralick de homogeneidade, contraste, entropia, média e desvio padrão, calculadas com base na matriz de co-ocorrência de níveis de cinza ou GLCM (Gray-Level Co-Occurrence Matrix).

### 3.2. Variáveis ambientais

Dados altimétricos, em estrutura raster, de declividade e de aspecto foram gerados a partir do modelo digital de superfície. Vetores das características da cobertura superficial do terreno, como: áreas de pinguineiras, áreas com presença de neve/gelo e corpos d'água foram obtidos no eCognition Developer 9 (Trimble, 2015) por meio da análise de imagem baseada em objetos geográficos (GEOBIA) e da classificação supervisionada do vizinho mais próximo (NN). Bacias e redes de drenagem foram obtidas utilizando a ferramenta “*Hydrology, Spatial Analyst*” do ArcGis 10.6. O mapeamento geomorfológico foi atualizado com base nas observações de campo, no MDS do VANT e a partir das classes apresentadas por Montes *et al.* (2019), Martín-Serrano *et al.* (2005) e Costa *et al.* (2019). Nos solos, foi utilizado mapeamento de Schaefer *et al.* (2014).

### 3.3. Mapeamento da vegetação

As comunidades vegetais da área de estudo foram obtidas por meio da análise GEOBIA e do classificador *Random Forest*. As etapas da análise empregada envolvem a segmentação do ortomosaico para a extração de objetos geográficos, a classificação para remoção de objetos geográficos com NDVI negativo, seleção de amostras de treinamento para classificação supervisionada e classificação dos tipos de cobertura vegetal de Hope Bay (Figura 2).



**Figura 2** – Classificação hierárquica realizada para a distinção dos tipos e subtipos de vegetação de Hope Bay, Península Antártica.

A segmentação usada foi a multirresolução (BAATZ e SCHÄPE, 2000) do *software* eCognition Developer 9 (Trimble, 2015) e as bandas do verde, vermelho e infravermelho próximo foram utilizadas no procedimento. Para a identificação da cobertura vegetal, treze atributos advindos das bandas espectrais R-G-NIR (média e desvio padrão), dos índices de vegetação NDVI e GNDVI (média e desvio padrão) e das propriedades da cor (matiz, saturação e intensidade) foram aplicados ao modelo. Para a identificação dos tipos de cobertura vegetal de Hope Bay, os objetos de imagens referentes à cobertura vegetal foram assinalados a três classes de vegetação (*i.e.* alga, líquen e musgo), divididas em oito subclasses (*i.e.* formação de alga I e II; formação de musgo I e II; formação de líquen I, II, III e IV), conforme Figura 2. Para a seleção das amostras de treinamento foram usados os pontos de amostra de campo, os locais passíveis de serem identificados visualmente no mosaico do visível e as áreas mapeadas por Poeiras (2010). As algas e os musgos foram divididos de

acordo com a disposição da cobertura no terreno (*i.e.* se densa ou esparsa) e os líquens de acordo com a tonalidade predominante da cobertura (*i.e.* alaranjada, marrom alaranjada, esverdeada e escura). A classificação das comunidades vegetais empregou um total de 37 atributos advindos do ortomosaico do NIR, NDVI, GNDVI, dados altimétricos, declividade, aspecto e texturas. Nos parâmetros do classificador, foi aplicado um número mínimo de 30 amostras e de 6 variáveis (raiz quadrada do número de variáveis de entrada) em cada nó; o número máximo de árvores de decisão foi de 5.000. Para a avaliação de acurácia da classificação dos tipos de vegetação, executou-se teste de matriz de erro e cálculo do coeficiente Kappa

### 3.4. Relação vegetação-ambiente

Para verificar as variáveis ambientais predominantes em cada formação vegetal, as comunidades mapeadas foram sobrepostas às camadas de informação geradas. Para a altitude, declividade, aspecto e os mapeamentos produzidos por Martín-Serrano *et al.* (2005), Montes *et al.* (2019) e de Schaefer *et al.* (2014), foram calculadas as áreas de tabulação cruzada entre as formações vegetais e os mapas temáticos. Já para a relação espacial entre as formações vegetais e as características do terreno (*i.e.* oceano, geleiras, pinguineiras e linhas de drenagem), foi computada a área de cada formação dentro de intervalos de distância utilizando como base a sua localização espacial com atributos  $x$ ,  $y$  – para evitar a repetição de feições muito pequenas, apenas polígonos com área maiores que  $1 \text{ m}^2$  foram consideradas para o cálculo das formações. Para detectar a existência de algum padrão entre a distribuição da vegetação e o ambiente e para definir o ambiente em que cada formação vegetal está inserida, os dados obtidos foram compilados em duas tabelas.

Utilizando as comunidades vegetais mapeadas com o VANT como principal indicador, uma setorização dos geoambientes da área de estudo foi realizada com base em uma abordagem multicritério (ANDRADE *et al.*, 2018b), que considerou a recorrência de variáveis ambientais para os diferentes tipos de vegetação, junto com o critério de diferenciação altitudinal (TABELINOVA, 2020) e a proximidade da área da base Esperanza e da geleira Buenos Aires. No zoneamento ambiental, as unidades territoriais que apresentam semelhanças em relação a certos atributos de classificação são agrupadas (TABELINOVA, 2020), de forma a dividir a área em zonas ou setores homogêneos. Na Antártica, a vegetação, juntamente com as características geomorfológicas, os tipos de solos e as áreas com influência antrópica, constituem elementos importantes na delimitação dos geoambientes das áreas livres

de gelo da região (ANDRADE *et al.*, 2018b). A vetorização dos setores foi realizada por meio de digitalização manual.

## 4. Resultados e discussões

### 4.1. Classificação das comunidades vegetais

A classificação baseada em objetos geográficos aponta aproximadamente 5% da área mapeada com presença de cobertura vegetal (Figura 3-a). As formações vegetais apresentam resposta espectral similar nas bandas do visível do sensor S110 (Tabela 1), sendo que, em todas as classes, os valores médios observados para a banda do vermelho são ligeiramente superiores aos da banda do verde – tal diferença é relativamente maior para musgos e líquens do que para algas. A banda do infravermelho próximo apresenta resposta média de 5% a 25% superior à resposta média das bandas do visível. Para os índices de vegetação, diferenças são observadas entre a resposta média das classes (Tabela 1).

**Tabela 1** – Valores observados para cada formação vegetal por meio da investigação da média e do desvio padrão dos pixels das bandas espectrais e dos índices de vegetação.

Camada de informação		Formação vegetal							
		Alga I	Alga II	Musgo I	Musgo II	Líquen I	Líquen II	Líquen III	Líquen IV
GREEN	$\mu$	25378	25913	19243	19771	25001	24320	17425	21695
	$\sigma$	2586	2279	1959	2032	2577	2168	2277	1763
RED	$\mu$	25473	26230	20069	20745	26047	25526	17700	22420
	$\sigma$	2645	2286	2043	2065	2800	2181	2285	1866
NIR	$\mu$	32051	28279	23609	23719	27445	27435	19155	24124
	$\sigma$	2920	2579	2138	1777	2936	1786	2290	1605
NDVI	$\mu$	0,12	0,04	0,08	0,07	0,03	0,04	0,04	0,04
	$\sigma$	0,03	0,04	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
GNDVI	$\mu$	0,12	0,05	0,10	0,09	0,05	0,06	0,05	0,05
	$\sigma$	0,03	0,04	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,02

A formação de alga I apresenta os valores médios de NDVI e GNDVI (0,12) mais elevados do conjunto, em especial nos pontos de maior concentração no terreno; já nos locais de concentração esparsa (Alga II), as algas apresentam resposta média 67% mais baixa para os índices (0,04) – o que a deixa mais próxima dos valores médios observados para as formações de líquens. As formações de musgos detectadas em Hope Bay apresentam valores médios mais elevados de GNDVI do que de NDVI, e a diferença entre si (Musgo I e Musgo

II) não é tão ressaltada como nas algas terrestres verdes. Para as formações de líquens, são observados os menores valores médios de NDVI e GNDVI, sendo que a resposta mais baixa (0,03) se dá para a formação de líquen I, de coloração predominantemente alaranjada e dispostos no terreno de maneira esparsa e intercalada às rochas.

A classificação da vegetação da área de estudo permite apontar as comunidades compostas predominantemente por algas, musgos e líquens, bem como as diferenças existentes dentro dessas comunidades. Todas as formações mostram resposta espectral média mais alta na faixa do vermelho do que na faixa do verde, sendo isso mais ressaltado nas formações liquênicas. As algas densas apresentam comportamento espectral mais semelhante ao da vegetação verde saudável, em que o degrau entre o visível e o NIR é acentuado – um fato que resulta em maiores valores de índice de vegetação para essa formação, especialmente no NDVI. Já no caso das algas esparsas, o degrau entre o visível e o NIR é atenuado e, por isso, valores de índice de vegetação mais baixos são observados. Para os musgos, há uma ligeira atenuação do degrau VIS-NIR em comparação com as algas, mas este ainda é preservado. Com isso, as formações retornam valores de IVs de médios a altos para o conjunto. Já para os líquens, o degrau VIS-NIR é bastante atenuado, e as formações apresentam os menores valores de índice de vegetação do conjunto – o que é ainda mais ressaltado em coberturas muito esparsas como o Líquen I.

Devido ao seu comportamento espectral na região do visível, as formações liquênicas são mais facilmente detectadas com o uso do GNDVI do que com o uso do NDVI, de modo que o GNDVI pode ser uma alternativa para a detecção de espécies liquênicas. O nível de detalhamento das imagens de altíssima resolução obtidas por VANT e a abordagem voltada a identificar e utilizar as diferenças sutis entre o comportamento de algas, musgos e líquens tornaram possível mapear essas comunidades por meio de classificação supervisionada.

A performance da classificação para os tipos de vegetação de Hope Bay obteve acurácia geral de 0.966 e coeficiente Kappa de 0.946, mostrando uma boa identificação das classes de vegetação alga, musgo e líquen.

#### 4.2. Vegetação e variáveis ambientais

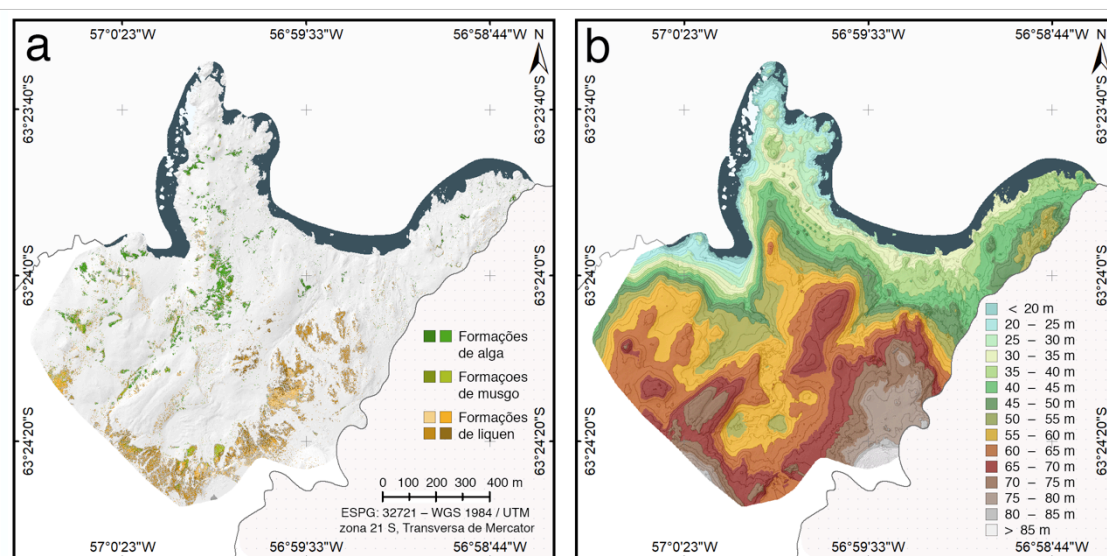
Com relação à altitude, a análise do MDS gerado pelo VANT mostra a área de estudo com valores de elevação variando entre 8 e 118 m (Figura 3-b). Para a avaliação do gradiente altitudinal da vegetação, as formações vegetais foram agrupadas em intervalos altimétricos, conforme mostra a Tabela 2. Cerca de 90% da vegetação está distribuída entre 40 m e 80 m.

Observa-se uma distribuição das comunidades vegetais de Hope Bay associada a diferentes cotas altimétricas, com as algas terrestres encontrando-se predominantemente em altitudes < 60 m e os musgos e os líquens predominantemente em altitudes > 60 m (Tabela 2).

As formações de alga I e II apresentam 97% e 89% das suas coberturas nas elevações entre 20 m e 60 m, respectivamente, com a maior parte distribuída na faixa de 40 m a 60 m.

As formações de musgo I e II apresentam 95% e 74% de distribuição na faixa de 60 m a 80 m, respectivamente; do percentual restante do Musgo II, 24% localiza-se em altitudes entre 40 m e 60 m; e quase a totalidade das formações de musgos está entre 40 e 80 m.

As formações de líquens I, II, III e IV têm, respectivamente, 74%, 99%, 76% e 96% de suas coberturas na faixa de altitude de 60 m a 80 m; ainda, as formações Líquen I e Líquen III apresentam 20% e 23% na faixa de 40 m a 60 m, respectivamente; e quase totalidade de Líquen II e Líquen IV está em 60 m e 80 m. Ainda, há baixa ou nenhuma distribuição de vegetação em altitudes < 20 m ou > 80 m.



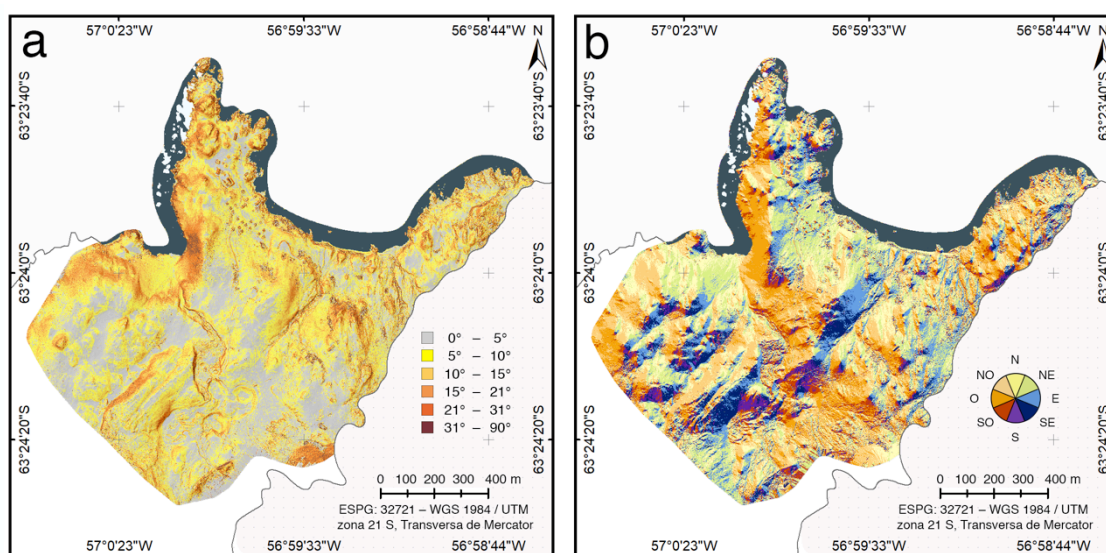
**Figura 3** – Visão geral da área de estudo, com distribuição das formações vegetais (a) e mapa hipsométrico (b).

Os dados de declividade da área de estudo revelam um relevo com características plana e inclinação suave (Figura 4-a) – com mediana de 8° e moda de 4°. As comunidades vegetais da área foram analisadas dentro de intervalos, apresentados na Tabela 2, estabelecidos com base nas classes de declividade desenvolvidas pela Esri (2018) para a visualização do relevo do continente antártico. Todas as formações vegetais predominam em intervalos de declividade mais baixos, com pouca ocorrência em intervalos acima de 15° – cerca de 70% da vegetação da área está em declividades < 10°.

As formações de alga I e II apresentam quase 80% de suas coberturas distribuídas em declividades inferiores a 10° (relevo suave a plano), das quais 50% estão na classe < 5°.

As formações de musgo I e II apresentam, respectivamente, 73% e 88% das suas coberturas em declividades inferiores a 10°, com mais de 40% presente no intervalo < 5°.

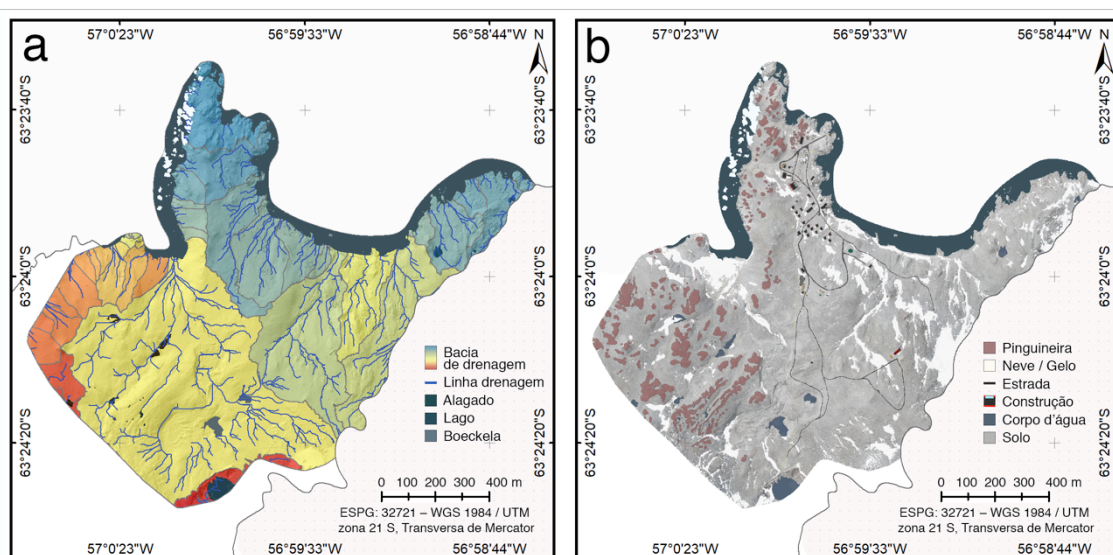
As formações de líquens I, II, III e IV têm, respectivamente, 67%, 71%, 61% e 85% de distribuição em declividades inferiores a 10°. Embora principalmente estabelecidas em áreas planas a suaves, algumas formações liquênicas têm presença considerável em locais mais declivosos, como o Líquen I e Líquen III, mostrando 33% e 39% das suas respectivas coberturas em locais com declividade superior a 10° (relevo moderado a íngreme).



**Figura 4** – Mapa de declividade com os intervalos propostos pela Esri (2018) para a Antártica (a) e aspecto (b).

Analisando a orientação das vertentes, a área mapeada pelo estudo apresenta encostas voltadas principalmente para noroeste, norte e nordeste (Figura 4-b). Para a cobertura vegetal, há grande ocorrência em vertentes voltadas para noroeste, norte, nordeste e oeste (Tabela 2), e baixa ocorrência em vertentes voltadas para sudeste, sul e sudoeste (entre 12 a 22%). As formações de alga I e II têm maior concentração nas encostas NO, com Alga II aparecendo consideravelmente também em encostas O (Tabela 2). A formação de musgo I tem presença maior na direção NE; e a formação de musgo II nas direções N e NO. Para as formações de líquens, o Líquen I apresenta maior ocorrência em vertentes O, com alta distribuição também na direção NO; o Líquen II tem distribuição considerável em encostas NO; já o Líquen III tem predominância de vertentes na direção NE e NO; e o Líquen IV apresenta maior ocorrência em encostas NO e distribuição considerável também na direção O. Assim, cinco formações possuem ocorrência maior em encostas NO, duas em encostas NE e uma em encosta O.

Para a distância entre as formações vegetais e as pinguineiras (Figura 5-b), as algas e os musgos concentram-se principalmente nas áreas próximas aos ninhos de pinguins e os líquens nas áreas mais distantes da sua influência (Tabela 2). As formações de alga I e II apresentam, respectivamente, 52% e 74% das suas coberturas a uma distância < 50 m dos ninhos, com grande parte da Alga II concentrada no intervalo < 10 m. As formações Musgo I e Musgo II têm 67% e 69% das suas respectivas coberturas a uma distância inferior a 50 m das pinguineiras, estando mais significativamente no intervalo entre 10 m e 25 m. Os líquens têm uma distribuição de mais de 50% em distâncias acima de 50 m dos ninhos, com 73% do Líquen IV encontrado no intervalo > 100 m. Apenas o Líquen II tem cobertura expressiva em áreas adjacentes às pinguineiras, com 27% da sua cobertura no intervalo < 10 m.



**Figura 5** – Bacias e linhas de drenagem (a) e localização das pinguineiras, neveiros, construções e outros materiais do terreno (b).

Em relação às geleiras, as algas terrestres estão concentradas principalmente nos locais mais distantes das massas de gelo, com 64% e 94% das coberturas I e II, respectivamente, distribuindo-se a uma distância superior a 450 m dessas (Tabela 2). No caso dos musgos, há uma concentração significativa no intervalo entre 150 m e 300 m e depois em intervalos acima de 450 metros, em ambas as formações. Os líquens, por sua vez, possuem 55% de suas coberturas espalhadas em locais a menos de 450 m de geleiras; o Líquen II possui cobertura bem distribuída em todas os intervalos e apresenta, junto com o Líquen I, cobertura considerável acima de 600 m.

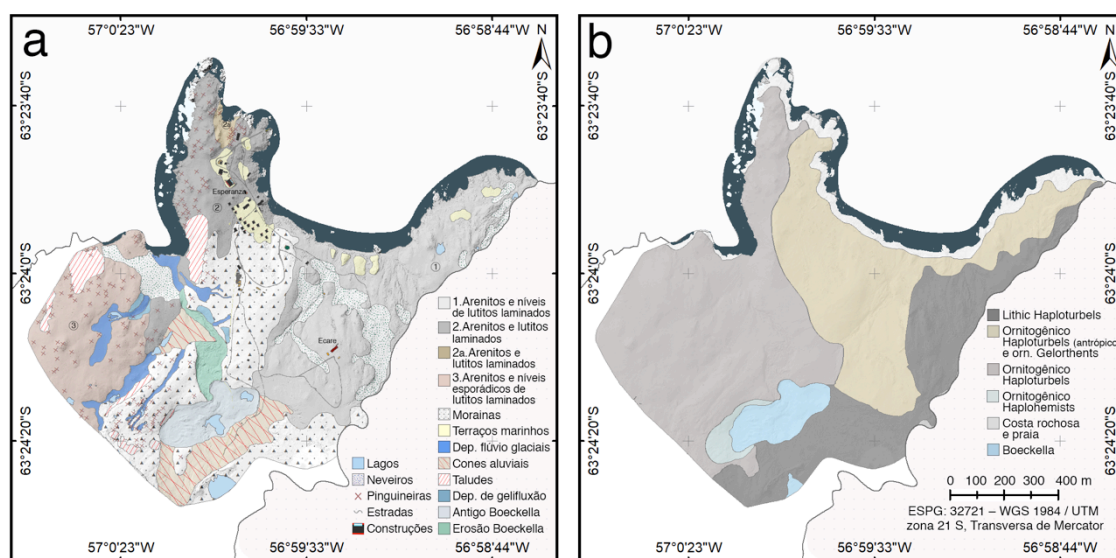


**Tabela 2** – Distribuição observada para cada formação vegetal por meio da investigação dos dados geomorfométricos e dos intervalos de distância entre as formações e o mar, as geleiras, os ninhais e as linhas de drenagem.

Camada de informação	Formação vegetal								
	Alga I	Alga II	Musgo I	Musgo II	Líquen I	Líquen II	Líquen III	Líquen IV	
Altitude	<20 m	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	20-40	32%	19%	1%	2%	6%	0%	1%	0%
	40-60	<b>65%</b>	<b>69%</b>	3%	24%	20%	1%	23%	3%
	60-80	3%	12%	<b>95%</b>	<b>74%</b>	<b>74%</b>	<b>99%</b>	<b>75%</b>	<b>96%</b>
	>80 m	0%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	0%
	med	44 m	55 m	69 m	61 m	66 m	67 m	67 m	67 m
Declividade	<5	<b>50%</b>	<b>50%</b>	<b>41%</b>	<b>57%</b>	<b>40%</b>	<b>37%</b>	29%	<b>51%</b>
	5-10°	28%	29%	32%	31%	27%	35%	<b>32%</b>	34%
	10-15°	11%	13%	15%	7%	11%	17%	20%	10%
	15-21°	6%	6%	7%	3%	11%	6%	10%	3%
	>21°	5%	2%	5%	2%	11%	5%	9%	2%
Aspecto	N	17%	14%	20%	<b>22%</b>	17%	19%	18%	15%
	NE	17%	13%	<b>26%</b>	15%	13%	12%	<b>24%</b>	11%
	E	15%	11%	18%	9%	5%	5%	17%	8%
	O	16%	19%	8%	14%	<b>29%</b>	16%	10%	20%
	NO	<b>23%</b>	<b>25%</b>	15%	<b>22%</b>	22%	<b>35%</b>	19%	<b>24%</b>
Distância	<10 m	12%	<b>29%</b>	16%	10%	10%	27%	3%	4%
	10-25	15%	21%	27%	<b>36%</b>	14%	11%	9%	10%
	25-50	25%	24%	14%	23%	11%	6%	18%	7%
	50-100	9%	14%	14%	7%	7%	7%	13%	6%
	>100 m	<b>39%</b>	12%	<b>29%</b>	24%	<b>58%</b>	<b>49%</b>	<b>57%</b>	<b>73%</b>
Mar	<150 m	<b>45%</b>	26%	2%	4%	15%	0%	2%	1%
	150-300	43%	<b>50%</b>	3%	26%	11%	2%	14%	3%
	300-450	9%	13%	4%	21%	6%	21%	24%	9%
	450-600	2%	8%	7%	9%	32%	15%	18%	25%
	>600 m	1%	3%	<b>84%</b>	<b>40%</b>	<b>36%</b>	<b>62%</b>	<b>42%</b>	<b>62%</b>
Geleiras	<150 m	20%	1%	8%	1%	10%	15%	18%	13%
	150-300	7%	2%	30%	39%	<b>41%</b>	<b>31%</b>	<b>41%</b>	<b>32%</b>
	300-450	9%	3%	16%	2%	12%	11%	19%	<b>32%</b>
	450-600	2%	10%	<b>34%</b>	3%	6%	17%	7%	14%
	>600 m	<b>62%</b>	<b>84%</b>	12%	<b>55%</b>	31%	26%	15%	9%
Linhas de drenagem	<0,5 m	<b>47%</b>	<b>41%</b>	31%	31%	32%	3%	31%	12%
	0,5-5 m	14%	13%	21%	<b>40%</b>	11%	20%	11%	23%
	5-10 m	7%	8%	12%	7%	9%	15%	20%	19%
	>10 m	32%	38%	<b>37%</b>	21%	<b>47%</b>	<b>61%</b>	<b>38%</b>	<b>41%</b>
Construções	<50 m	21%	27%	1%	34%	5%	11%	14%	17%
	50-100	18%	20%	1%	4%	14%	14%	24%	7%
	100-150	8%	12%	17%	21%	49%	15%	23%	37%
	> 150 m	<b>53%</b>	<b>41%</b>	<b>80%</b>	<b>42%</b>	32%	<b>60%</b>	<b>39%</b>	<b>40%</b>

Em relação à distância ao mar, a Tabela 2 mostra que as algas terrestres verdes são encontradas em maior número em ambientes próximos ao mar, enquanto os musgos e os líquens estão localizados em áreas mais afastadas deste. As formações de alga I e II apresentam, respectivamente, 88% e 76% de distribuição em áreas a menos de 300 m do oceano (Tabela 2). Já as formações de musgo I e II apresentam 96% e 70% das suas coberturas em áreas com distância superior a 300 m do mar, com grande parte no intervalo > 600 m. As formações de líquens I, II, III e IV têm, respectivamente, 74%, 97%, 84% e 96% de distribuição em áreas acima de 450 m de distância do mar – os Líquens II e IV têm 62% de cobertura no intervalo > 600 m. Na rede de drenagem (Figura 5-a), a vegetação apresenta 30% de cobertura na faixa < 0,5 m e 40% na faixa > 10 m. As algas representam as formações com as maiores concentrações nas áreas próximas às linhas de praia, com mais de 40% da cobertura na faixa < 0,5 m. Os musgos têm uma distribuição de mais de 50% em áreas < 5 m, enquanto os líquens têm uma distribuição de mais de 50% em áreas > 5 m. Em relação às construções, todas as formações têm cobertura superior a 50% em áreas acima de 100 m de distância; e apenas as Algas I e II e Musgo II possuem cobertura superior a 20% na faixa < 50 m.

Nas geoformas, de acordo com o mapeamento adaptado de Montes *et al.* (2019) (Figura 6-a), a área de estudo é composta principalmente por unidades de arenitos e lutitos e por depósitos morânicos (Tabela 3). Em termos de cobertura vegetal, cerca de 90% da distribuição ocorre nas áreas de arenitos e lutitos, nas morainas e nos cones aluviais.



**Figura 6** – Mapeamento geomorfológico atualizado de Montes *et al.* (2019) (baseado também em Martín-Serrano *et al.*, 2005 e Costa *et al.*, 2019) (a) e mapeamento de solo, adaptado de Schaefer *et al.* (2014) (b).

A formação de alga I tem ampla distribuição em áreas de arenitos e lutitos (57%) – com maior presença na unidade 2. A Alga II tem distribuição preponderante em depósitos morânicos (38%) e em áreas de arenitos e lutitos (34%) – com maior presença na unidade 3. A formação de musgo I distribui-se principalmente em depósitos morânicos (37%), em taludes (28%) e em cones aluviais proglaciais (21%), e baixa presença em arenitos e lutitos (13%); já a formação de musgo II concentra-se principalmente em cones aluviais proglaciais (35%) e áreas de arenitos e lutitos (39%) – especialmente da unidade 3, e em depósitos morânicos (14%). Para os líquens, a formação de líquen I tem presença ressaltada em arenitos e lutitos (46%) – em especial da unidade 1, em depósitos morânicos (21%) e cones aluviais (20%), enquanto a formação de líquen II tem presença maior em depósitos morânicos (34%), em arenitos e lutitos (30%) – unidades 1 e 3, e em cones aluviais proglaciais (27%); a formação de líquen III distribui-se principalmente em locais de arenitos e lutitos (64%) – em especial das unidades 1 e 2, e também em depósitos morânicos (18%) e cones aluviais (13%); já a formação de líquen IV têm presença especialmente em áreas de arenitos e lutitos (41%) – em especial das unidades 1 e 2, em depósitos morânicos (30%) e em locais de cones aluviais proglaciais (26%).

Em relação ao tipo do solo, de acordo com o mapeamento de Schaefer *et al.* (2014) (Figura 6-b), a área de estudo é composta, principalmente, por solo ornitogênico Haploturbels, seguido de ornitogênico (antrópico) Haploturbels e Lithic Haploturbels. Na avaliação da vegetação, as formações apresentam concentração superior em locais com presença de solo ornitogênico Haploturbels e por solo Lithic Haploturbels (Tabela 2) – cerca de 45% e 30% do total da cobertura vegetal está disposta nesses solos, respectivamente. As formações de algas estão concentradas principalmente nos solos ornitogênicos, a Alga I apresenta 51% de cobertura em ornitogênico Haploturbels e 33% ornitogênico (antrópico) Haploturbels em associação com ornitogênico Gelorhents – especialmente nas áreas adjacentes à base antártica Esperanza; já a Alga II apresenta 70% em solo ornitogênico Haploturbels. O Musgo I tem 55% da sua cobertura em solo ornitogênico Haploturbels e 31% em solo Lithic Haploturbels; já o Musgo II tem 61% em solo ornitogênico Haploturbels e 35% em Lithic Haploturbels.

Nas formações liquênicas, o Líquen I possui ampla distribuição nos solos ornitogênico Haploturbels (39%) e Lithic Haploturbels (37%); o Líquen II tem 45% em ornitogênico Haploturbels e 44% em Lithic Haploturbels; o Líquen III e o Líquen IV apresentam por volta de 45% de cobertura em solo Lithic Haploturbels, cerca de 25% em solo ornitogênico Haploturbels e cerca de 25% em ornitogênico (antrópico) Haploturbels em associação com ornitogênico Gelorhents.

Nas áreas de costa rochosa e linha de praia há baixa concentração de vegetação. Em geral, os solos Lithic Haploturbels têm maior presença de líquens e musgos; o solo ornitogênico (antrópico) Haploturbels em associação com ornitogênico Gelorhents maior presença de algas e líquens; o solo ornitogênico Haploturbels maior presença de algas e musgos.

**Tabela 3** – Porcentagem observada para cada formação vegetal em relação aos tipos de solos (Schaefer *et al.*, 2014) e às geoformas (atualizadas de Montes *et al.*, 2019).

Camada de informação	Formação vegetal							
	Alga I	Alga II	Musgo I	Musgo II	Líquén I	Líquén II	Líquén III	Líquén IV
Solo								
<i>Lithic Haploturbels</i>	14%	2%	31%	35%	<b>37%</b>	<b>44%</b>	<b>43%</b>	<b>45%</b>
<i>Orn.(a) Ht. e Gelorhents</i>	33%	26%	6%	3%	22%	10%	28%	23%
<i>Orn. Haploturbels</i>	<b>51%</b>	<b>70%</b>	<b>55%</b>	<b>61%</b>	39%	<b>45%</b>	<b>23%</b>	<b>29%</b>
<i>Orn. Haplohemists</i>	0%	1%	8%	1%	1%	1%	6%	3%
<i>Costa e praia</i>	2%	1%	0%	0%	1%	0%	0%	0%
Geoforma								
<i>Arenitos e lutitos</i>	<b>57%</b>	34%	13%	<b>39%</b>	<b>46%</b>	30%	<b>64%</b>	<b>41%</b>
1. <i>Aren. niv. lutit. lam.</i>	(19%)	(2%)	(6%)	(0%)	(27%)	(11%)	(30%)	(18%)
2. <i>Aren. lutitos lam.</i>	(24%)	(14%)	(1%)	(3%)	(4%)	(0%)	(30%)	(18%)
3. <i>Aren. niv. esp. lutit.</i>	(15%)	(18%)	(6%)	(36%)	(15%)	(19%)	(4%)	(5%)
<i>Dep. morânicos</i>	13%	<b>38%</b>	<b>37%</b>	14%	21%	<b>34%</b>	18%	30%
<i>Terraços marinhos</i>	7%	2%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
<i>Dep. flúvios-glaciais</i>	7%	11%	1%	9%	2%	0%	1%	1%
<i>Dep. gelifluxão</i>	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
<i>Cones aluviais progl.</i>	9%	5%	21%	<b>35%</b>	20%	27%	13%	26%
<i>Taludes</i>	6%	7%	28%	1%	10%	9%	1%	2%
<i>Boeckella</i>	0%	1%	0%	1%	0%	0%	0%	0%
<i>Área erodida (Boeckella)</i>	0%	1%	0%	1%	1%	0%	1%	0%

#### 4.2.2. Relação entre a distribuição das comunidades vegetais e as variáveis ambientais

O gradiente topográfico é um dos fatores físicos que pode influenciar a distribuição da vegetação e gerar diferentes padrões vegetacionais na paisagem. O resultado do cruzamento dos dados da cobertura vegetal com as variáveis ambientais investigadas na área mapeada em Hope Bay mostra que a vegetação segue um gradiente altitudinal que divide a área em zonas mais propensas à ocorrência de algas terrestres e zonas mais propensas à ocorrência de musgos e/ou líquens – com as algas terrestres se desenvolvendo predominantemente nas regiões costeiras e associadas a terrenos mais baixos, e os musgos e líquens em locais mais

afastados do litoral e associados a terrenos mais elevados. A distribuição das formações de líquens é consistente com outros estudos que afirmam que as áreas de altitudes mais elevadas são geralmente compostas por comunidades liquênicas (FERRARI, 2018) e que a cobertura e a densidade dessas espécies aumentam nas porções mais altas do terreno (KIM *et al.*, 2007). Longton (1967) aponta que líquens fruticosos, como *Usnea sp.*, predominam em regiões mais altas e expostas.

Na relação das formações vegetais com a declividade, as formações estão majoritariamente associadas a terrenos planos e de leve inclinação, o que segue as características predominantes no terreno da área de estudo. As formações de líquens são mais tolerantes a declividades altas, em especial os Líquens I e III, que diferem das demais classes de vegetação ao se estabelecerem em número considerável em declividades superiores a 21°. Na orientação das vertentes, a vegetação local mostra preferência por encostas voltadas para noroeste e nordeste, e pouca distribuição em encostas sul, sudeste e sudoeste. Um resultado similar ao de Andrade *et al.* (2018a), que observou um predomínio de vegetação em áreas com aspecto norte e nordeste na Península Fildes, na Antártica Marítima, e menor cobertura vegetal em áreas com aspecto sudeste, sudoeste e oeste. Andrade *et al.* (2018a) apontaram que a declividade e o aspecto das superfícies vegetadas influenciam na quantidade de radiação solar interceptada pela superfície e, sendo a radiação solar um componente dominante do balanço de energia que afeta fatores ecologicamente importantes do microclima (i.e. temperaturas próximas à superfície, demanda evaporativa e teor de umidade do solo), observam-se altos níveis de radiação solar global em encostas voltadas para o norte, nordeste e noroeste e níveis mais baixos nas encostas voltadas para o sul. Assim, a variação espacial da declividade e do aspecto são determinantes nos padrões de distribuição da vegetação (BENNIE *et al.*, 2008).

Existem alguns padrões comuns entre as formações vegetais como, por exemplo, os Líquens I e III e os Líquens II e IV, que possuem comportamentos semelhantes na altitude e, também, da declividade. As formações, no entanto, diferem-se em outras variáveis. Os Líquens I e III diferem-se na orientação das vertentes – enquanto o Líquen I está quase inteiramente no quadrante NO (Incluindo N e O), o Líquen III está quase inteiramente no quadrante NE (incluindo N e E). Já os Líquens II e IV diferem-se na proximidade com as pinguineiras – enquanto o Líquen II tem quase metade de distribuição nas áreas imediatas aos ninhos, o Líquen IV está quase inteiramente nas áreas mais afastadas destes.

Os resultados encontrados quanto à proximidade das comunidades com as pinguineiras, mar e geleiras, mostram que as formações de alga da área de estudo são

encontradas principalmente em áreas adjacentes às colônias de pinguins, em porções mais afastadas das geleiras e em áreas litorâneas, portanto, próximas ao mar. Os musgos apresentam diferentes padrões de comportamento dentro das formações, com as manchas estando predominantemente ou em áreas próximas-intermediárias das pinguineiras, do mar e das geleiras, ou em áreas afastadas destes ambientes – somente o Musgo I apresenta comunidades apenas predominantemente longe do mar. É possível que existam outras interações associadas a esse comportamento dos musgos, como a presença/ausência de umidade e a ação de processos paraglaciais que causam instabilidade do terreno e impedem a fixação dessa comunidade em determinados intervalos. As formações de líquens, com exceção do Líquen II, são encontradas principalmente em áreas menos afetadas pelo impacto do pisoteio e do guano gerado pelos pinguins, distantes do mar e próximas das geleiras.

No geral, a influência das pinguineiras no estabelecimento das comunidades vegetais de Hope Bay segue a observada por Smykla *et al.* (2018) para uma área da ilha Rei George. Neste estudo, Smykla *et al.* (2018) realizaram um zoneamento de vegetação em relação ao grau de impacto das pinguineiras, observando que as áreas sob influência imediata de guano fresco e do pisoteio por parte os pinguins suportam pouca ou nenhuma vegetação (o que justifica o procedimento de remoção dessas áreas por meio de máscara neste estudo). Porém, nas áreas adjacentes à maior influência dos pinguins, há predomínio de algas verdes; e à medida que o impacto dos ninhos diminui, há um predomínio de musgos; por fim, nas áreas menos afetadas pelo impacto de pinguins, há predomínio de líquens (SMYKLA *et al.*, 2018). Deve-se notar, no entanto, que existe uma grande concentração de líquens ornitocoprófilos em Hope Bay, os quais são adaptados à alta concentração de nutrientes provenientes das pinguineiras e, portanto, estão presentes em áreas adjacentes a estas (POEIRAS, 2010). De acordo com Poeiras (2010), a distribuição das comunidades de *Prasiola crispa* e *Mastodia tessellata* de Hope Bay são determinadas pelas condições ambientais produzidas pelos pinguins, assim, conseqüentemente, os fatores locais que afetam as populações de aves podem indiretamente causar mudanças significativas nos padrões de distribuição das comunidades (TATUR e MYRCHA, 1989; POEIRAS, 2010).

Nas geoformas, as algas demonstram resistência a diferentes níveis de estabilidade, apresentando ampla distribuição na área de estudo e instalando-se em locais com influência antrópica, na região frontal e instável da geleira Buenos Aires e próximo ao antigo lago Boeckella. Na granulometria dos sedimentos das geoformas, a formação de alga I prevalece em locais onde o material é composto por arenitos alternados com maior abundância de lutitos laminados (MONTES *et al.*, 2005) e a formação de alga II predomina em sedimentos de *till*

dos depósitos morânicos e em arenitos e lutitos onde as várias estruturas sedimentares com associações de fácies podem compor um ambiente mais úmido. De acordo com Poeiras (2010), as algas talosas têm alta ocorrência em Hope Bay e na área de estudo ocorrem desde a face litorânea, ao norte da baía, até as proximidades do lago Boeckella.

Os musgos apresentam fixação em diferentes contextos de estabilidade do sistema periglacial. A formação Musgo I está localizada principalmente em depósitos morânicos, taludes e cones aluviais proglaciais, sendo o derretimento da neve possivelmente a sua principal fonte de umidade. Na área de estudo, essa formação tem baixa ou nenhuma presença em terraços marinhos, depósitos de gelifluxão e nas áreas recentemente expostas pelo rompimento do lago Boeckella. A formação de musgo II tem localização condicionada diretamente às áreas mais úmidas, sendo predominante sobre arenitos e níveis esporádicos de lutitos e nas áreas de cones aluviais proglaciais. Entretanto, não é tão presente em áreas de talude, mais instáveis, declivosas e suscetíveis a movimentos de gelifluxão. Em Hope Bay, os musgos podem apresentar um crescimento entre os seixos rochosos ou em locais que favorecem um maior grau de proteção (LONGTON, 1967). Um fator limitante à fixação de musgos na Baía Esperança refere-se à granulometria do material sedimentar. De acordo com Costa *et al.* (2019), o retrabalhamento dos sedimentos é baixo na área, com material de granulometria cascalhosa e/ou arenosa, com quantidade de argila inferior a 1%. Considerando que os musgos se fixam prioritariamente em porções onde ocorrem sedimentos de granulometria menor, conforme Serrano (2003), os musgos da área podem estar associados a uma combinação desse escasso material de granulometria fina, do material orgânico proveniente da pinguineira, da umidade das áreas de depósitos morânicos, taludes e cones aluviais e da orientação da vertente NE e NO.

Os líquens mapeados variam em termos de distribuição em geoformas, mas geralmente se estabelecem em áreas de arenitos e lutitos, depósitos morânicos e cones aluviais proglaciais. As formações de líquen I, III e IV predominam nos arenitos e lutitos e, embora existam diferenças na granulometria dos arenitos, a fixação dos líquens nestas geoformas deve-se ao facto da maioria deles serem do tipo saxícola, ou seja, desenvolverem-se nas superfícies da rocha. Há baixa ou nenhuma presença de líquens em geoformas de depósitos de gelifluxão e na área do antigo lago Boeckella, provavelmente devido à instabilidade dessas áreas. A formação Líquen I predomina em arenitos e lutitos das unidades 1 e 3, que são caracterizados pela alternância de arenitos com seções de xisto e várias estruturas sedimentares com associações de fácies, respectivamente (MONTES *et al.*, 2005). Há baixa ou nenhuma presença do Líquens I e II em arenitos e lutitos da unidade 3, um fato

que pode estar associado à maior abundância de intraclastos de lutitos nessa tipagem. Comportamento oposto ocorre com os Líquens III e IV, que se fixam principalmente em arenitos e lutitos das unidades 1 e 2. Além da granulometria, outras características ambientais podem estar associadas a esse comportamento distinto dentro das áreas de arenitos e lutitos.

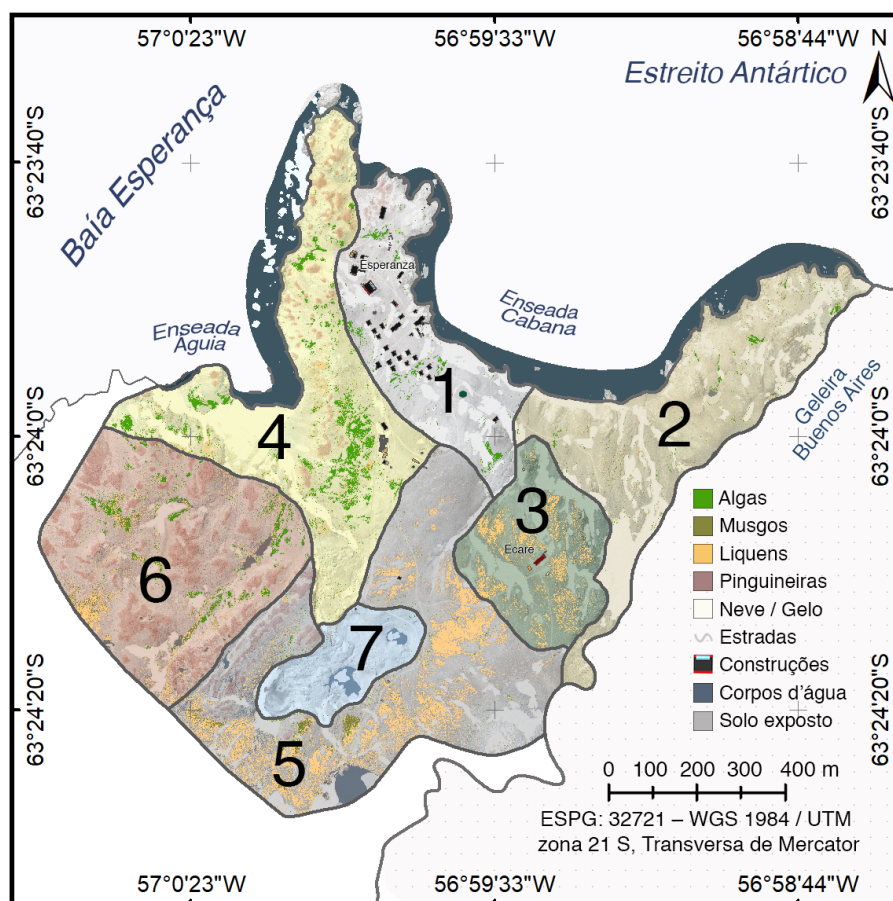
Os resultados para os solos ornitogênicos mostram alta concentração de vegetação, em especial de algas terrestres. De acordo com Pereira *et al.* (2014), os solos localizados próximos às pinguineiras ativas ou abandonadas apresentam influência ornitogênica e reflexo na cobertura vegetal bastante notáveis – ressaltando a relação existente entre matéria orgânica e vegetação (TATUR *et al.*, 1997). Para Hope Bay, Pereira *et al.* (2013) destacam que o solo ornitogênico Haploturbels é muito rochoso, crioturbado e fosfatizado, e que embora os solos ornitogênicos da área difiram dos não ornitogênicos em relação à presença de vegetação, mesmo as áreas “ornitogênicas” exibem uma vegetação limitada. Schaefer *et al.* (2014) aponta que presença de solos ornitogênicos em Hope Bay sugere uma distribuição anterior maior de pinguins, já que apenas uma fração do total da região ornitogênica é ocupada pela atual colônia. Nos locais recentemente abandonados por pinguins, a sucessão da vegetação começa com o estabelecimento de algas verdes *Prasiola crispa* (SIMAS *et al.*, 2008) – o que justifica a alta prevalência de formações de alga nesse solo da área de estudo. Os resultados mostram alta ocorrência de formações de líquens e de musgos em solo Lithic Haploturbels. Schaefer *et al.* (2014) aponta que o solo Lithic Haploturbels em Hope Bay está principalmente em terrenos rochosos rasos (afloramentos rochosos, *till*, talus e cone). Outros trabalhos realizados na Antártica Marítima mostram cobertura vegetal bem desenvolvida em solo Lithic Haploturbels (SIMAS *et al.*, 2008) e nas Ilhas Windmill, no leste da Antártica, há colonização de musgos nesse tipo de solo (BEYER *et al.*, 2018). Ao classificar e mapear os solos da região de Hope Bay, Pereira (2012) observa a presença de duas zonas principais, com a ocorrência de solos ornitogênicos nas partes baixas, geralmente a uma altitude de 60 m, e de solos líticos em altitudes acima de 60 m. Esta é uma observação alinhada com os achados encontrados para a distribuição da vegetação na área de estudo.

#### 4.3. Setorização dos geoambientes

Com base nas variáveis ambientais avaliadas nas seções anteriores, é proposta uma setorização da área de estudo em sete geoambientes, conforme a Figura 7 e a Tabela 4. Caracterizados por apresentarem homogeneidade nos elementos e nos fatores ambientais que os compõem (DIAS *et al.*, 2002), os geoambientes foram delimitados com base na recorrência



de variáveis ambientais e de acordo com a localização das classes de vegetação mapeadas. Embora haja homogeneidade nos setores, outros processos foram considerados, como a presença antrópica alterando o ambiente e a ocorrência de processos paraglaciais associados à proximidade da geleira Buenos Aires. Deve-se notar que existem zonas de transição entre as unidades apresentadas, de forma que há interações entre os geoambientes.



**Figura 7** – Geoambientes de Hope Bay.

O Geoambiente 1 é caracterizado por estar próximo à Base Esperanza e sujeito à interferência antrópica. Tem área de 14 ha, altitude entre 18 e 60 m, declividade máxima de 25° em algumas porções e vertentes predominantemente voltadas para NE e N. Os solos são formados pela associação de solo ornitogênico (antrópico) Haploturbels e ornitogênico Gelorhents, e as formas predominantes são os arenitos e lutitos laminados (tipo 2), morainas e terraços marinhos (Tabela 4). A vegetação desse ambiente abrange uma área de 0,5 ha e é constituída basicamente por algas terrestres verdes, que se fixam em especial nas porções de terraços marinhos. De acordo com Schaefer *et al.* (2014) os terraços marinhos soerguidos de Hope Bay possuem, normalmente, até 3 m de profundidade com seixos e pedras em uma

matriz de areia grossa e estruturas sedimentares devido à deposição marinha. O geoambiente foi delimitado levando em consideração o impacto da movimentação de pessoas e de veículos, que afetam diretamente a fixação e a manutenção da vegetação. Convey *et al.* (2012) apontam que os efeitos antrópicos nos ecossistemas antárticos estão concentrados em regiões livres de gelo e com maiores densidades de atividades humanas, sendo que os maiores impactos ocorrem em áreas localizadas no norte da Península Antártica e nas ilhas adjacentes (CABRERIZO *et al.*, 2012). O pisoteio humano resulta em uma redução de altura e cobertura vegetal, levando a uma diminuição acentuada da riqueza de espécies (LIDDLE, 1991; COLE, 1995; MONZ *et al.*, 2000) – o que é verificado nesta unidade dada a ocorrência majoritária de algas verdes. As porções de terraços marinhos podem apresentar deposição de sedimentos marinhos ou então de sedimentos provenientes de porções mais altas da região, o que contribuiria para a fixação das algas terrestres.

O Geoambiente 2 possui área de 25 ha e é caracterizado pela sua proximidade com a geleira Buenos Aires. A variação de altitude é de cerca de 80 metros a partir do mar, a declividade máxima é de 25° nos locais por onde escoam os canais glaciofluviais da geleira, e encostas são predominantemente voltadas para NO e N. Os principais solos deste geoambiente são do tipo Lithic Haploturbels e do tipo ornitogênico (antrópico) Haploturbels e ornitogênico Gelorhents (Tabela 4), e as formas são do tipo arenitos e níveis de lutitos laminados (tipo 1). O setor possui algumas zonas vegetadas, que abrangem 0,5 ha da área e são constituídas principalmente por formações de alga I e de líquen III. As manchas de Alga I estão localizadas em uma porção próxima ao mar, onde há disponibilidade de água e de sedimentos transportados pelo degelo da geleira Buenos Aires e pelo derretimento da neve. De acordo com Leotta *et al.* (2006) no local ocorre, ainda, a nidificação de gaivotas. As comunidades de Líquen III estão nas áreas de transição para o Geoambiente 3 e em associação com manchas de algas e de outras formações liquênicas. As áreas com algas terrestres estão localizadas em faces para O, protegidas dos ventos secos e frios provenientes da geleira. Já as áreas sem vegetação estão geralmente em faces voltadas para as geleiras, estando sob influência de ventos ou, então, em áreas de degelo muito recente onde ainda ocorre solifluxão durante os períodos de degelo, o que impede a fixação e o desenvolvimento das plantas (FRANCELINO *et al.*, 2007).

A distribuição da vegetação e a sua baixa cobertura na zona proglacial marginal da geleira Buenos Aires são considerados indicativos de que a área do Geoambiente 2 ainda está sob a influência de processos paraglaciais de ajuste sedimentar, visto que a deglaciação do local ocorreu entre 1989 e 2018 (COSTA *et al.*, 2019). Rosa *et al.* (2016) apontam que os

processos que envolvem a modificação de áreas recentemente livres de gelo são os movimentos de massa, a ação de degelo e recongelamento, os processos fluviais, entre outros, constituindo barreiras para o estabelecimento e desenvolvimento da vegetação. Ainda, Ballantyne (2002a) destaca que o ajuste geomorfológico se refere a todos os processos não glaciais (*i.e.* acumulação de sedimentos, formas de relevo, sistemas e paisagens) que são diretamente afetados pela glaciação e deglaciação, e que variam em área e intensidade de acordo com o tempo de exposição da superfície, devido à retração das geleiras (MOREAU *et al* 2008; MERCIER *et al.*, 2009). Assim, é provável que a cobertura vegetal surja após uma maior estabilização do sistema.

O Geoambiente 3 possui área de 11 ha e está situado em uma porção próxima à base ECARE (Uruguaí) e da geleira Buenos Aires. A altitude varia entre 32 m e 80 m, a declividade chega a 45° e as encostas são predominantemente NE, N e NO. O solo do setor é do tipo ornitogênico (antrópico) Haploturbels e ornitogênico Gelorhents e Lithic Haploturbels. E as geoformas são de arenitos e níveis de lutitos laminados (tipo 1). Neste ambiente predomina a formação de líquen III (Tabela 4), com pouca associação com outras formações vegetais. Por apresentar fragipã, o solo ornitogênico do tipo Gelorthent auxilia na retenção de umidade e, em conjunto com outras variáveis, proporciona a fixação dos líquens. De acordo com Costa *et al.* (2019), a área do Geoambiente 3 foi recentemente exposta e possui uma moraina com núcleo de gelo. Essas duas características propiciam um ambiente sujeito à solifluxão e, devido à proximidade com a geleira, também a processos paraglaciais. No entanto, por não ter uma ligação direta com a frente da geleira, é provável que os processos paraglaciais neste ambiente ocorram em menor intensidade do que no Geoambiente 2, facilitando assim a fixação e o crescimento dos líquens. Pereira (2012) aponta a ocorrência de líquens em solo ornitogênico (antrópico) Haploturbels em associação com solo ornitogênico Gelorhents em Hope Bay, o que corrobora os resultados do setor.

O Geoambiente 4 localiza-se em uma área de vale que drena a água do degelo da geleira Buenos Aires (COSTA *et al.*, 2019) para o mar e que, devido à pinguinera a montante, concentra o guano nas áreas mais baixas. Abrange uma área de 25 ha, a altitude varia entre 12 m e 65 m, a declividade máxima de 42° nas encostas voltadas para o mar, e a orientação é principalmente O e NO (Tabela 4). A unidade fica em uma área com presença de diversos ninhos de pinguins, em solo predominantemente do tipo ornitogênico Haploturbels (Tabela 4). As algas se desenvolvem nas morainas, e há uma comunidade extensa de líquens (formação I) em um talude com orientação Oeste. As algas se fixam em uma porção de contato de morainas com taludes, possivelmente mais úmida e menos sujeita ao pisoteio dos pinguins

que se deslocam pelo local. Este setor possui porções com características ambientais similares às encontradas no Geoambiente 1, contudo, por não ter influência antrópica direta e por ter ligação com o guano a montante, as algas se desenvolvem em associação com o Líquen I.

**Tabela 4** – Descrição das variáveis ambientais de cada um dos geoambientes. No aspecto são mostrados apenas as características predominantes. Os valores das porcentagens foram arredondados.

Setor	Descrição			
	Superfície	Formas	Solo	Flora
1	Área de 14 ha, com altitude entre 18 e 60 m, declividade principalmente > 5° e aspecto NE, N e E	35% de Arenitos e lutitos laminados (tipo 2), 25% de Morainas e 20% de Terraços marinhos	80% de ornitogênico (antrópico) Haploturbels e ornitogênico Gelorhents	0,5 hectare: 85% de formações de algas
2	Área de 25 ha, com altitude entre 27 e 83 m, declividade principalmente < 10° e aspecto NO e N	75% de Arenitos e níveis de lutitos laminados (tipo 1)	55% de Lithic Haploturbels e 35% de ornitogênico (antrópico) Haploturbels e ornitogênico Gelorhents	0,5 hectare: 50% de Alga I e 35% de Líquen III
3	Área de 11 ha, com altitude entre 32 e 81 m, declividade principalmente > 5° e aspecto N, NE e NO	80% de Arenitos e níveis de lutitos laminados (tipo 1)	65% de ornitogênico (antrópico) Haploturbels e ornitogênico Gelorhents e 40% de Lithic Haploturbels	1 hectare: 95% de Líquen III
4	Área de 25 ha, com altitude entre 12 e 65 m, declividade principalmente > 5° e aspecto O e NO	30% de Morainas, 30% de Arenitos e lutitos laminados (tipo 2), 10% de Talude	75% de ornitogênico Haploturbels e 20% de ornitogênico (antrópico) Haploturbels e ornitogênico Gelorhents	2 hectares: 70% de formações de algas e 15% de Líquen I
5	Área de 30 ha, com altitude entre 47 e 118 m, declividade principalmente < 10° e aspecto NO e O	55% de Morainas, 20% de Cones aluviais e 20% de Arenitos e níveis de lutitos laminados (tipo 1)	45% de Lithic Haploturbels e 25% de ornitogênico Haploturbels	5 hectares: 90% de formações de líquen e ~8% de musgos
6	Área de 24 ha, com altitude entre 28 e 74 m, declividade principalmente < 10° e aspecto NO e N	60% de Arenitos e níveis esporádicos de lutitos laminados (tipo 3), 10% de Depósitos flúvio-glaciais e 10% de Morainas	100% de ornitogênico Haploturbels	2 hectares: 50% de formações de líquens e 35% de algas
7	Área de 6 ha, com altitude entre 52 e 65 m, declividade principalmente < 5° e aspecto SO, O e NO	Antigo lago Boeckella	Fundo do lago	Pouca ou nenhuma cobertura vegetal

O Geoambiente 5 constitui a porção mais alta da área de estudo, com altitude acima de 47 m e abrangendo 30 ha. A declividade chega a 25° nos taludes e a orientação das encostas é predominante NO e O (Tabela 4). O solo é principalmente do tipo Lithic Haploturbels e ornitogênico Haploturbels, e as formas são do tipo morainas, cones aluviais, arenitos e níveis de lutitos laminados (tipo 1) e taludes. A vegetação é encontrada nos cones aluviais e nas áreas de transição entre morainas e taludes, sendo constituída principalmente por formações líquênicas (I, II, III e IV), com pequenas ocorrências de musgos, encontrados dispostos em

tufos espaçados ou em associação aos líquens. Esta é a porção mais vegetada da área de estudo – com 5 hectares de cobertura vegetal. As formações de musgos localizam-se em taludes e cones aluviais, que podem proporcionar maior aporte hídrico para a manutenção desta flora. Lewis-Smith (1995) aponta que em áreas onde a disponibilidade de água é maior, as formações liquênicas se desenvolvem amplamente em associação com espécies de musgos. Ainda, as manchas de musgos estão frequentemente em locais que podem manter bancos de neve por um período mais longo no verão. Singh *et al.* (2018) apontam que, durante o verão, os bancos de neve e escoamento superficial de água de geleiras permanentes também fornecem água líquida aos habitats terrestres, e Arnold *et al.* 2003 observam que a neve pode conter uma fonte de nutrientes inorgânicos que podem ser adicionados ao solo durante o período de derretimento. A presença de musgo nessas porções mais altas da região de estudo é, portanto, justificada.

O Geoambiente 6 situa-se em uma área elevada e com influência marítima, abrangendo 24 ha. A altitude aqui varia entre 28 e 74 m, o relevo é relativamente plano (declividade principalmente abaixo de 10°) e o aspecto é predominante NO e N. O solo é essencialmente do tipo ornitogênico Haploturbels, e nas formas predominam os arenitos e níveis esporádicos de lutitos laminados (tipo 3), com presença também de depósitos flúvio-glaciais e morainas. De acordo com Schaefer *et al.* (2014) os depósitos flúvio-glaciais são um retrabalho típico de morainas, com uma textura menos grossa, e sujeitos ao transporte de água ao longo dos diversos canais. É uma zona com alta influência de pinguineiras, sendo cerca de 20% deste ambiente localizado sobre a área de guano. Há na plataforma evidências da presença de um antigo terraço marinho sobre o qual a colônia de pinguins se desenvolveu (SCHAEFER *et al.*, 2014). Na vegetação, há ocorrência principalmente de algas verdes terrestres e líquens. As manchas de alga estão nos depósitos de gelifluxão e nos fundos de vale, enquanto os líquens se encontram em encostas voltadas para o NO e com menor presença de guano. Uma ligação entre a distribuição das algas e a proximidade dos canais de degelo é observada neste ambiente, sendo que Poeiras (2010) afirma que a distribuição das comunidades da alga terrestre *Prasiola* em Hope Bay é restrita às áreas ocupadas por pinguins, em especial nos pontos rebaixados do terreno e nas linhas de drenagem, onde as condições de umidade e concentração de nutrientes são favoráveis à espécie.

Os Geoambientes 5 e 6 apresentam similaridades nas características ambientais e na vegetação apresentada, com a associação entre musgos e líquens. No entanto, a presença de material orgânico dos pinguins altera alguns padrões de distribuição da vegetação no ambiente. O Geoambiente 5 conta com a maior cobertura de líquens, possivelmente devido a

uma combinação de variáveis, como: distância de pinguineiras, área rochosa da moraina, altitude e orientação da vertente. Já o ambiente 6, por ter presença massiva de pinguins e influência direta do guano e pisoteio dos animais, apresenta uma área de vegetação relativamente menor do que a do Geoambiente 5.

O Geoambiente 7 representa os sedimentos de fundo do lago Boeckella que, segundo Izaguirre *et al.* (2001), rompeu no ano de 2001 devido ao degelo do *permafrost* na bacia do lago, resultando uma descarga de água extremamente elevada para o mar e redução de 3 m no nível da água do lago. De acordo com Schaefer *et al.* (2014), houve desenvolvimento de termocarste no local. O lago, que antes cobria uma área de mais de 5 ha, atualmente cobre uma área de aproximadamente 0,5 ha (ver Figura 6-a). Trata-se, portanto, de um ambiente recentemente exposto, sem cobertura vegetal e com predomínio de solo ornitogênico Haplohemists. A presença de musgos é verificada nas áreas imediatas ao antigo lago, com ocorrência possivelmente ligada à umidade nessas proximidades. De acordo com Francelino *et al.* (2004) e Poeiras (2010) o solo lamoso e instável formado por sedimentos finos depositados na margem do lago, acarreta em um fraco adensamento das espécies líquênicas no local e onde as briófitas *Sanionia uncinata* e *Syntrichia princeps* apresentaram-se mais bem adaptadas à condição atual. Esse ambiente foi segregado dos demais por se tratar de uma área recentemente exposta aos processos intempéricos e periglaciais e que, com o tempo, passará por fases de colonização e sucessão vegetal.

## 5. Conclusão

O uso de dados de VANT para a extração de comunidades vegetais e variáveis ambientais por meio de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento permitiu avaliar e quantificar um conjunto de fatores ambientais, com potencial de impactar a distribuição da vegetação antártica, provendo importante contribuição para a compreensão e para o monitoramento da cobertura.

A sobreposição das camadas de informação indica que a elevação exerce influência sobre a distribuição da vegetação mapeada, com o gradiente topográfico tendo uma relação estreita com as comunidades vegetais e podendo gerar diferentes padrões vegetacionais na paisagem. Enfatizando o que foi encontrado em outros estudos, as superfícies setentrionais, com potencial de interceptar maior quantidade de radiação solar durante o verão, apresentam maior afinidade com cobertura vegetal, enquanto as superfícies meridionais apresentam afinidade menor.

A investigação da distância entre as formações vegetais e as características do terreno, demonstra o potencial dessas variáveis no controle da distribuição da vegetação e das comunidades formadas por algas, musgos e líquens, em especial em relação às inúmeras pinguíneas existentes na área, que exercem influência nos padrões de distribuição das algas verdes e das formações líquênicas adaptadas para sobreviver em substratos ricos em nutrientes. A avaliação da relação entre vegetação e geoformas e tipos de solo sugere as formações de algas verdes como resistentes aos diferentes níveis de estabilidade da superfície da área de estudo. A vegetação da área de estudo está fortemente relacionada aos solos do tipo ornitogênico Haploturbels e Lithic Haploturbels, sendo que esses também possuem relação com o gradiente altimétrico observado para a vegetação. Assim, os resultados sugerem que as comunidades mapeadas são influenciadas pelos fatores ambientais investigados.

O conjunto de informações reunidas para Hope Bay permitiu o zoneamento da área de estudo em geoambientes definidos em função da cobertura vegetal e outras características ambientais em escala de resolução espacial altíssima. A influência antrópica é considerada um limitante para o desenvolvimento de vegetação nas imediações da base Esperanza, assim como os processos paraglaciais restringem a fixação da vegetação na área próxima a frente da geleira Buenos Aires. Verifica-se que as margens do antigo Lago Boeckella, sujeito a maior umidade, delimitam um geoambiente mais propenso a briófitas. A presença constante de matéria orgânica das pinguíneas e o pisoteio dos pinguins possuem uma alta influência na fixação de vegetação de três geoambientes, onde foram verificadas associações de líquens com algas e de líquens com musgos. Por fim, deve-se notar que os geoambientes definidos são propostas que auxiliam a compreender a evolução e estabilidade da área livre de gelo e, dependendo das variáveis ambientais consideradas, podem ter outros limites.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AASEN, H., BURKART, A., BOLTEN, A., & BARETH, G. Generating 3D hyperspectral information with lightweight UAV snapshot cameras for vegetation monitoring: From camera calibration to quality assurance. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 108, p. 245-259, 2015.

AASEN, H., HONKAVAARA, E., LUCIEER, A., & ZARCO-TEJADA, P. J. Quantitative remote sensing at ultra-high resolution with UAV spectroscopy: a review of sensor technology, measurement procedures, and data correction workflows. **Remote Sensing**, v. 10, n. 7, p. 1091, 2018.

ANDRADE, A. M. D., ARIGONY NETO, J., POELKING, E. L., SCHAEFER, C. E. G. R., BREMER, U. F., & FERNANDES FILHO, E. I. Avaliação da influência da radiação solar na distribuição superficial da vegetação na península Potter, Antártica Marítima. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 66 n. 1, p. 15-28, 2014.

ANDRADE, A. M. D., MICHEL, R. F. M., BREMER, U. F., SCHAEFER, C. E. G. R., & Simões, J. C. Relationship between solar radiation and surface distribution of vegetation in Fildes Peninsula and Ardley Island, Maritime Antarctica. **International Journal of Remote Sensing**, v. 39, n. 8, p. 2238-2254, 2018a.

ANDRADE, A. M., ARIGONY-NETO, J., POELKING, E. L., MICHEL, R. F., SCHAEFER, C. E., & BREMER, U. F. Geoambientes da Península Potter, Ilha Rei George, Antártica Marítima. **Pesquisas em Geociências**, v. 45, n. 2, p. 0726, 2018b.

ANDRADE, A. M. DE; NETO, J. A., POELKING, E. L., SCHAEFER, C. E. G. R., BREMER, U. F. Avaliação da influência da radiação solar na distribuição superficial da vegetação na península Potter, Antártica Marítima. 2014.

ARNETH, A. Climate science: Uncertain future for vegetation cover. **Nature**, v. 524, n. 7563, p. 44-45, 2015.

ARNOLD, R. J., CONVEY, P., HUGHES, K. A., & WYNN-WILLIAMS, D. D. Seasonal periodicity of physical factors, inorganic nutrients and microalgae in Antarctic fellfields. **Polar Biology**, v. 26, n. 6, p. 396-403, 2003.

BAATZ, M., SCHAPE, A. Multiresolution segmentation: an optimum approach for high quality multi scale image segmentation. 2000

BALLANTYNE, C. K. A general model of paraglacial landscape response. **The Holocene**, v. 12, p. 371-376, 2002a.

BENNIE, J., HUNTLEY, B., WILTSHIRE, A., HILL, M. O., & BAXTER, R. Slope, aspect and climate: spatially explicit and implicit models of topographic microclimate in chalk grassland. **Ecological modelling**, v. 216, n. 1, p. 47-59, 2008.

BEYER, L., BÖLTER, M., SEPPELT, R. D. Nutrient and thermal regime, microbial biomass, and vegetation of Antarctic soils in the Windmill Islands region of East Antarctica (Wilkes Land). **Arctic, Antarctic, and Alpine Research**, v. 32, n. 1, p. 30-39, 2000.

BIRKENMAJER, K. Geology of late Mesozoic magmatic rocks at Hope Bay, Trinity Peninsula (West Antarctica). **Bulletin of the Polish Academy of Sciences. Earth Sciences**, v. 41, n. 1, p. 49-62, 1993.

BLUME, H. P. *et al.* Pedogenic zonation in soils of the Southern Circum-Polar Region. **Advances in GeoEcology**, v. 30, p. 69-90, 1997.

BOCKHEIM, J. G., UGOLINI, F. C. A review of pedogenic zonation in well-drained soils of the southern circumpolar region. **Quaternary Research**, v. 34, n. 1, p. 47-66, 1990.



BOCKHEIM, J. (2015) *The Soils of Antarctica*. 322p. Springer

BREMER, U. F. Solos e geomorfologia da borda leste da península Warszawa, Ilha Rei George, Antártica Marítima. **Viçosa: Universidade Federal de Viçosa**, 2008.

BURTON-JOHNSON, A., BLACK, M., FRETWELL, P., & KALUZA-GILBERT, J. (2016). An automated methodology for differentiating rock from snow, clouds and sea in Antarctica from Landsat 8 imagery: a new rock outcrop map and area estimation for the entire Antarctic continent. **The Cryosphere**, v. 10, p. 1665-1677, 2016.

CABRERIZO, A., DACHS, J., BARCELÓ, D., JONES, K.C. Influence of organic matter content and human activities on the occurrence of organic pollutants in Antarctic soils, lichens, grass, and mosses. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 3, p. 1396-1405, 2012.

CAMPBELL, IAIN BRUCE; CLARIDGE, G. G. C. **Antarctica: soils, weathering processes and environment**. Elsevier, 1987.

COLE, D. N. Experimental trampling of vegetation. II. Predictors of resistance and resilience. **Journal of Applied Ecology**, p. 215-224, 1995.

CANNONE, N., SGORBATI, S., GUGLIELMIN, M. Unexpected impacts of climate change on alpine vegetation. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 7, p. 360-364, 2007.

CANNONE, N., GUGLIELMIN, M. Influence of vegetation on the ground thermal regime in continental Antarctica. **Geoderma**, v. 151, n. 3-4, p. 215-223, 2009.

CANNONE, N., GUGLIELMIN, M. Relationships between periglacial features and vegetation development in Victoria Land, continental Antarctica. **Antarctic Science**, v. 22, n. 6, p. 703-713, 2010.

CANTLON, J. E. **Plant cover in relation to macro-, meso-and micro-relief**. Arctic Institute of North America, 1961.

CONVEY, P., BINDSCHADLER, R., DI PRISCO, G., FAHRBACH, E., GUTT, J., HODGSON, D., . TURNER, J. Antarctic climate change and the environment. **Antarctic Science**, 21(6), 541-563, 2009.

CONVEY, P., HUGHES, K. A., TIN, T. Continental governance and environmental management mechanisms under the Antarctic Treaty System: sufficient for the biodiversity challenges of this century?. **Biodiversity**, v. 13, n. 3-4, p. 234-248, 2012.

CONVEY, P., PECK, L. S. Antarctic environmental change and biological responses. **Science Advances**, v. 5, n. 11, p. eaaz0888, 2019.

COOK, A. J., FOX, A. J., VAUGHAN, D. G. & FERRIGNO, J. G. Retreating glacier fronts on the Antarctic Peninsula over the past half-century, **Science**, 308, 541-544, 2005.

COOK, A.J., VAUGHAN, D.G. Overview of areal changes of the ice shelves on the Antarctic Peninsula over the past 50 years, **The Cryosphere**, 4, 77-98, 2010.

COOK, A. J., HOLLAND, P. R., MEREDITH, M. P., MURRAY, T., LUCKMAN, A. & VAUGHAN, D. G. Ocean forcing of glacier retreat in the western Antarctic Peninsula, **Science**, 353(6296), 283-286, 2016.

CORREIA, A., OLIVA, M., RUIZ-FERNÁNDEZ, J. Evaluation of frozen ground conditions along a coastal topographic gradient at Byers Peninsula (Livingston Island, Antarctica) by geophysical and geoecological methods. **Catena**, v. 149, p. 529-537, 2017.

DAVEY, M. C., ROTHERY, P. Primary colonization by microalgae in relation to spatial variation in edaphic factors on Antarctic fellfield soils. **Journal of Ecology**, p. 335-343, 1993.

DEL VALLE, R. A., MORELLI, J. R., & RINALDI, C. A. Geology of new localities on Tabarin Peninsula, northern Antarctic Peninsula. **Antarctic Science**, v. 13, n. 3, p. 323-328, 2001.

DIAS, H. C. T., FERNANDES FILHO, E. I., SCHAEFER, C. E. G. R., FONTES, L. E. F., & VENTORIM, L. B. Geoambientes do parque estadual do Ibitipoca, município de Lima Duarte-MG. **Revista Árvore**, v. 26, n. 6, p. 777-786, 2002.

EMSLIE, S. D., MCKENZIE, A., MARTI, L. J., & SANTOS, M. Recent occupation by Adelie penguins (*Pygoscelis adeliae*) at Hope Bay and Seymour Island and the 'northern enigma' in the Antarctic Peninsula. **Polar Biology**, v. 41, n. 1, p. 71-77, 2018.

EICHEL, J., KRAUTBLATTER, M., SCHMIDTLEIN, S., DIKAU, R. Biogeomorphic interactions in the Turtmann glacier forefield, Switzerland. **Geomorphology**, v. 201, p. 98-110, 2013.

ESRI, 2018 <[www.arcgis.com/home/item.html?id=c545fc8053b64559ad16b521670452dd](http://www.arcgis.com/home/item.html?id=c545fc8053b64559ad16b521670452dd)>

FERRARI, F. R. 2018. Relações solo-vegetação e implicações ambientais em topossequência na Ilha Rei George, Antártica Marítima. 106 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Botânica, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2018.

FRANCELINO, M. R. *ET al.* Geoformas da península Keller, Antártica Marítima: subsídios ao monitoramento ambiental. **Ecossistemas costeiros e monitoramento ambiental da Antártica Marítima, Viçosa: NEPUT**, p. 15-25, 2004.

FRANCELINO, M. R., PEREIRA, A. B., SÁ, M. M. F., SPIELMANN, A. A., BREMER, U. F., TONIN, A., & SCHAEFFER, C. E. Influência da radiação solar na distribuição das comunidades vegetais nas áreas livres de gelo da Baía do Almirantado, Ilha Rei George, Antártica. **XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Florianópolis, INPE. Anais**, p. 2637-42, 2007.

FRANCELINO, M. R., SCHAEFER, C. E. G. R., SIMAS, F. N. B., FERNANDES FILHO, E. I., SOUZA, J. J. L. L., COSTA, L. M. Geomorphology and soils distribution under paraglacial conditions in an ice-free area of Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. **Catena**, v. 85, n. 3, p. 194-204, 2011.

FRENCH, H.M., **The periglacial environment**. 3<sup>a</sup> ed., Nova York: Wiley, 458p., 2007.

- GREMMEN, N. J. M., SMITH, V. R., VAN TONGEREN, O. F. R. Impact of trampling on the vegetation of subantarctic Marion Island. **Arctic, Antarctic, and Alpine Research**, v. 35, n. 4, p. 442-446, 2003.
- GIMINGHAM, C.H., LEWIS-SMITH, R.I. Bryophyte and lichen communities in the maritime Antarctic. In: R. Holdgate. **Antarctic ecology**. London: Acad. Press, p. 752-785, 1970.
- GUGLIELMIN, M., CANNONE, N. A permafrost warming in a cooling Antarctica?. **Climatic Change**, v. 111, n. 2, p. 177-195, 2012.
- GURNELL, A. M., EDWARDS, P. J., PETTS, G. E., & WARD, J. V. A conceptual model for alpine proglacial river channel evolution under changing climatic conditions. **Catena**, v. 38, n. 3, p. 223-242, 2000.
- HANSOM, J. D., GORDON, J. E. **Antarctic environments and resources: a geographical perspective**. 402 p. 1998.
- HUETE, A. Ecology: Vegetation's responses to climate variability. **Nature**, v. 531, n. 7593, p. 181-182, 2016.
- IZAGUIRRE, I., PIZARRO, H., ALLENDE, L., UNREIN, F., RODRÍGUEZ, P., MARINONE, M. C., & TELL, G. Responses of a Maritime Antarctic lake to a catastrophic draining event under a climate change scenario. **Polar biology**, v. 35, n. 2, p. 231-239, 2012.
- JENKIN, J. F. Vegetation of the McDonald Islands, sub-antarctic. **Polar Biology**, v. 18, n. 4, p. 260-272, 1997.
- KLAAR, M. J., KIDD, C., MALONE, E., BARTLETT, R., PINAY, G., CHAPIN, F. S., & MILNER, A. Vegetation succession in deglaciated landscapes: implications for sediment and landscape stability. **Earth surface processes and Landforms**, v. 40, n. 8, p. 1088-1100, 2015.
- KIM, J. H., AHN, I. Y., LEE, K. S., CHUNG, H., & CHOI, H. G. Vegetation of Barton Peninsula in the neighbourhood of King Sejong Station (King George Island, maritime Antarctic). **Polar Biology**, v. 30, n. 7, p. 903-916, 2007.
- LEOTTA, G. A., CHINEN, I., VIGO, G. B., PECORARO, M., & RIVAS, M. Outbreaks of avian cholera in Hope Bay, Antarctica. **Journal of wildlife diseases**, v. 42, n. 2, p. 259-270, 2006.
- LEWIS-SMITH, R.I. Colonization by lichens and the development of lichen-dominated communities in the maritime Antarctic. **The Lichenologist**, v. 27, n. 6, p. 473-483, 1995
- LIDDLE, MICHAEL J. Recreation ecology: effects of trampling on plants and corals. **Trends in ecology & evolution**, v. 6, n. 1, p. 13-17, 1991.
- LONGTON, R. E. Vegetation in the maritime Antarctic. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, v. 252, n. 777, p. 213-235, 1967.
- MARTÍN-SERRANO, A., MONTES, M., NOZAL, F., & DEL VALLE, R. A. Geomorfología de la costa austral de Bahía Esperanza (Península Antártica). **Geogaceta**, v. 38, p. 95-98, 2005

MATTHEWS, J. A. **The ecology of recently-deglaciated terrain: a geoecological approach to glacier forelands.** Cambridge University Press, 1992.

MERCIER, D., ÉTIENNE, S., SELIER, D., ANDRÉ, M. Paraglacial gullying of sediment mantled slopes: a case study of Colletthøgda, Kongsfjorden area, West Spitsbergen (Svalbard). **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 34, p. 1772–1789, 2009.

MYRCHA, A., TATUR, A. Ecological role of the current and abandoned penguin rookeries in the land environment of the maritime Antarctic. **Polish Polar Research**, p. 3-24, 1991.

MONTES, M., NOZAL, F., DEL VALLE, R., MARTÍN-SERRANO, A., HEREDIA, N., GALLASTEGUI, G., *et al.* Geología y geomorfología de Bahía Esperanza. **Serie Cartográfica Geocientífica Antártica**. 1a edición. Acompañado de mapas. Madrid-Instituto Geológico y Minero de España; Buenos Aires-Instituto Antártico Argentino, 178 p, 2019.

MOREAU, M., MERCIER, D., LAFFLY, D., ROUSSEL, E. IMPACTS of recent paraglacial dynamics on plant colonization: A case study on Midtre Lovénbreen foreland, Spitsbergen (79°N). **Geomorphology**, v. 95, p. 48-60, 2008.

MONZ, C. A., POKORNY, T., FREILICH, J., KEHOE, S., & AYERS-BAUMEISTER, D. The consequences of trampling disturbance in two vegetation types at the Wyoming Nature Conservancy's Sweetwater River Project Area. In: Cole, D.N.; McCool, S. F.; Borrie, W. T.; O'Loughlan, J. (Eds.) **Wilderness science in a time of change conference**, vol. 5., 2000. p. 153-159. (Proceedings RMRS-P-15)

NAVAS, A., OLIVA, M., RUIZ-FERNÁNDEZ, J., GASPAS, L., QUIJANO, L., & LIZAGA, I. Radionuclides and soil properties as indicators of glacier retreat in a recently deglaciated permafrost environment of the Maritime Antarctica. **Science of the Total Environment**, v. 609, p. 192-204, 2017.

OLECH, M. **Lower plants.** In: Rakusa-Suszczewskis. The Maritime Antarctic Coastal ecosystem of Admiralty Bay. Warsaw: Polish Academy of Sciences. p.181-189, 1993.

OLIVA, M., RUIZ-FERNANDEZ, J., ZARANKIN, A., CASANOVA-KATNY, A., NORFR, J. Geoecology and historical heritage in the ice-free area of Elephant point (Antarctica). Proposal for future environmental protection. **Geoheritage**, v. 9, n. 1, p. 97-109, 2017.

POEIRAS, L.M. Vegetação e ambientes em Lions Rump e Hope Bay, Antártica Marítima. **Dissertação de mestrado.** Universidade Federal de Viçosa. 2010

PEREIRA, A.B., PUTZKE, J. Floristic composition of Stinker Point, Elephant Island, Antarctica. **Korean Journal of Polar Research**, v. 5, n. 2, p. 37-47, 1994.

PEREIRA, T. T. C. Solos de Hope Bay, Península Antártica. **Tese de doutoramento.** Universidade Federal de Viçosa. 2012.

PEREIRA, T. T. C., SCHAEFER, C. E. G., KER, J. C., ALMEIDA, C. C., ALMEIDA, I. C., & PEREIRA, A. B. Genesis, mineralogy and ecological significance of ornithogenic soils from a

semi-desert polar landscape at Hope Bay, Antarctic Peninsula. **Geoderma**, v. 209, p. 98-109, 2013.

PEREIRA, T. T. C., SCHAEFER, C. E. G., DE ÁVILA RODRIGUES, R., & DE SOUZA PINHEIRO, L. Pedologia brasileira na Antártica: a pesquisa de solos afetados por permafrost no cenário do aquecimento global. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 8, n. 1, p. 18-28, 2014.

PETSCH, C. Evolução hidro geomorfológica da zona proglacial da Geleira Collins, Ilha Rei George, Antártica. 2018.

PETSCH, C., SOTILLE, M. E., COSTA, R. M., DA ROSA, K. K., & SIMÕES, J. C. Cambios climáticos y aumento de la vegetación en la Península Fildes, Antártica. **Investigaciones Geográficas**, n. 57, 2019.

POELKING, E. L., SCHAEFER, C. E. R., FERNANDES FILHO, E. I., ANDRADE, A. M., & SPIELMANN, A. A. Soil-landform-plant-community relationships of a periglacial landscape on Potter Peninsula, maritime Antarctica. **Solid Earth**, v. 6, n. 2, p. 583, 2015.

RAINS, M. C. The effects of periglacial processes on landforms, soils, and vegetation in terrestrial ecosystems. **Glacial and Periglacial Processes and Hydrogeomorphic and Ecological Drivers in High-Latitude Watersheds**. 2002.

SCHAEFER, C. E. G. R., PEREIRA, T. T. C., KER, J. C., ALMEIDA, I. C., SIMAS, F. N. B., DE OLIVEIRA, F. S., ... & VIEIRA, G. Soils and landforms at Hope Bay, Antarctic Peninsula: formation, classification, distribution, and relationships. **Soil Science Society of America Journal**, v. 79, n. 1, p. 175-184, 2015.

ROSA, K. K., PETSCH, C., CAMPANA, A. S., SIMÕES, C. L., GONÇALVES, M. A., VIEL, J. A. Evolução de Ambientes Proglaciais em Resposta às mudanças climáticas. *In: Anais XI Simpósio Nacional de Geomorfologia*. Maringá. UGB, 2016.

SANCHO, L. G., VALLADARES, F. Lichen colonization of recent moraines on Livingston Island (South Shetland I., Antarctica). **Polar Biology**, v. 13, n. 4, p. 227-233, 1993.

SERRANO, E. Paisaje natural y pisos geoecológicos en las áreas libres de hielo de la Antártida marítima (Islas Shetland del Sur). **Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles**, 2003.

SIMAS, F. N., SCHAEFER, C. E. G., ALBUQUERQUE FILHO, M. R., FRANCELINO, M. R., FERNANDES FILHO, E. I., & DA COSTA, L. M. Genesis, properties and classification of Cryosols from Admiralty Bay, maritime Antarctica. **Geoderma**, v. 144, n. 1-2, p. 116-122, 2008.

SMITH, V. R. Animal-plant-soil nutrient relationships on Marion Island (Subantarctic). **Oecologia**, v. 32, n. 2, p. 239-253, 1978.

SMITH, R. I. Lewis. Terrestrial plant biology of the sub-Antarctic and Antarctic. 1984.

SMITH, R. I. L. Colonization by lichens and the development of lichen-dominated communities in the maritime Antarctic. **The Lichenologist**, v. 27, n. 6, p. 473-483, 1995.

- SMYKLA, J., WOŁEK, J., BARCIKOWSKI, A. Zonation of vegetation related to penguin rookeries on King George Island, Maritime Antarctic. **Arctic, Antarctic, and Alpine Research**, v. 39, n. 1, p. 143-151, 2007.
- SINGH, J., SINGH, R. P., KHARE, R. Influence of climate change on Antarctic flora. **Polar Science**, v. 18, p. 94-101, 2018.
- TABELINOVA, A. S. Geocological Zoning of the Northeastern Caspian. **Arid Ecosystems**, v. 10, n. 3, p. 211-218, 2020.
- TATUR, A. & MYRCHA, A. Soils and vegetation in abandoned penguin rookeries (maritime Antarctic). 1989.
- TATUR, A., MYRCHA, A., Niegodzisz, J. Formation of abandoned penguin rookery ecosystems in the maritime Antarctic. **Polar Biology**, v. 17, n. 5, p. 405-417, 1997.
- TATUR, A. Ornithogenic ecosystems in the Maritime Antarctic—formation, development and disintegration. In: **Geocology of Antarctic Ice-Free Coastal Landscapes**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2002. p. 161-184.
- TURNER, J., COLWELL, S. R., MARSHALL, G. J., LACHLAN Cope, T. A., CARLETON, A. M., JONES, P. D., ... & IAGOVKINA, S. Antarctic climate change during the last 50 years. **International Journal of Climatology**, v. 25, n. 3, p. 279-294, 2005.
- TURNER, J., OVERLAND, J. Contrasting climate change in the two polar regions. **Polar Research**, v. 28, n. 2, p. 146-164, 2009.
- THOMAS, D.N., FOGG, G.E., CONVEY, P., FRITSEN, C.H., GILI, J.M., GRADINGER, R., LAYBOURN-PARRY, J., REID, K. & WALTON, D.W.H. **The biology of polar regions**. Oxford University Press, 2008.
- WALKER, D. A. Hierarchical subdivision of Arctic tundra based on vegetation response to climate, parent material and topography. **Global change biology**, v. 6, n. S1, p. 19-34, 2000.
- WALKER, D. A., JIA, G. J., EPSTEIN, H. E., RAYNOLDS, M. K., CHAPIN III, F. S., COPASS, C., ... & NELSON, F. Vegetation soil thaw depth relationships along a low arctic bioclimate gradient, Alaska: synthesis of information from the ATLAS studies. **Permafrost and Periglacial Processes**, v. 14, n. 2, p. 103-123, 2003.
- WALTON, D.W.H. **The terrestrial environment**. In: Antarctic Ecology, ed. R. M. Laws, vol. 1, pp. 1-60. London, Academic Press, 1984.
- VALERIANO, M. de M. Topodata: guia para utilização de dados geomorfológicos locais. **São José dos Campos: INPE**, p. 72, 2008.
- VALI, A., RANJBAR, A., MOKARRAM, M., & TARIPANAH, F. Investigating the topographic and climatic effects on vegetation using remote sensing and GIS: a case study of Kharestan region, Fars Province, Iran. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 140, n. 1, p. 37-54, 2020.

## CAPÍTULO V. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Essa tese investigou a capacidade de dados coletados por veículos aéreos não tripulados em detectar e caracterizar a vegetação criptogâmica do ambiente livre de gelo de Hope Bay, demonstrando que a análise dessas informações possibilita mapear e identificar as características das comunidades vegetais da área, bem como interpretar o seu contexto ambiental. Consta-se, assim, que o uso de VANTs aumenta a capacidade de aquisição de dados ambientais na Antártica Marítima e proporciona uma nova perspectiva para os estudos de vegetação na região.

A avaliação da adequação do uso do NDVI para mapeamento da cobertura vegetal do ambiente da Antártica marítima, demonstram que o uso de parâmetros estatísticos para definir intervalos de classes é eficaz na detecção da vegetação em Hope Bay, e que o método proposto é relevante dada a baixíssima complexidade e custos computacionais necessários para sua aplicação e, em particular, em razão dos desafios de mapear áreas remotas com informações limitadas de verdade terrestre. É demonstrado, ainda, o potencial do Sentinel-2 para monitorar a vegetação em áreas sem gelo na Antártica, bem como a importância das imagens aéreas do VANT para fechar as lacunas existentes entre as observações de campo e as imagens de satélite.

A identificação das comunidades vegetais compostas predominantemente por algas, musgos e líquens por meio da GEOBIA demonstra resultados robustos no reconhecimento e delineamento dos tipos de vegetação de Hope Bay. A criação de um conjunto de dados com medidas espectrais e morfométricas de altíssima resolução espacial amplia a capacidade de caracterizar os objetos geográficos, e diferenças notáveis na separabilidade das subclasses e na análise visual da classificação são observadas com dados de múltiplas camadas de informação (*i.e.* espectrais, índices, IHS, topográficos e texturas). De forma que a abordagem GEOBIA combinada com o classificador *Random Forest* e um conjunto de métricas espectrais, geomorfológicas e texturais é adequada para a identificação das unidades vegetais de Hope Bay.

A avaliação da relação das comunidades vegetais com um conjunto de variáveis ambientais derivadas por dados de VANT e geoprocessamento mostra que as comunidades mapeadas são influenciadas pelos fatores ambientais investigados. O conjunto de informações reunidas para Hope Bay permitiu o zoneamento da área de estudo em geoambientes em função da cobertura vegetal e outras características ambientais em escala de resolução espacial altíssima.

Assim, essa tese mostra que os dados coletados com a câmera Canon S110 NIR, apesar das limitações radiométricas e espectrais, permitem mapear a presença de vegetação em áreas sem a cobertura permanente de gelo no norte da Península Antártica e que são valiosos para a caracterização da cobertura do solo na Antártica.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AASEN, H., BURKART, A., BOLTEN, A., & BARETH, G. Generating 3D hyperspectral information with lightweight UAV snapshot cameras for vegetation monitoring: From camera calibration to quality assurance. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 108, p. 245-259, 2015.

AASEN, H., HONKAVAARA, E., LUCIEER, A., & ZARCO-TEJADA, P. J. Quantitative remote sensing at ultra-high resolution with UAV spectroscopy: a review of sensor technology, measurement procedures, and data correction workflows. **Remote Sensing**, v. 10, n. 7, p. 1091, 2018.

ALTMAN, N. S. An introduction to kernel and nearest-neighbor nonparametric regression. **The American Statistician**, v. 46, n. 3, p. 175-185, 1992.

AMBINAKUDIGE, SHRINIDHI; JOSHI, KABINDRA. Remote sensing of cryosphere. **Remote Sensing-Applications, Dr. Boris Escalante (Ed.)**, p. 369-380, 2012.

ANDRADE, A. M. D., MICHEL, R. F. M., BREMER, U. F., SCHAEFER, C. E. G. R., & SIMÕES, J. C. Relationship between solar radiation and surface distribution of vegetation in Fildes Peninsula and Ardley Island, Maritime Antarctica. **International Journal of Remote Sensing**, v. 39, n. 8, p. 2238-2254, 2018.

ANTUNES, F. S., NEVES, L., SILVA, K., & GRAÇA, A. Análise da integração entre Sensoriamento Remoto e SIG na classificação da cobertura da terra em Duque de Caxias/RJ. **Revista Brasileira de Geomática**, v. 5, n. 1, p. 0-82, 2017.

BAATZ, M., SCHAPE, A. Multiresolution segmentation: an optimum approach for high quality multi scale image segmentation. 2000

BALLANTYNE, C.K; **Periglacial Geomorphology**. Nova York: Wiley, 472p., 2018.

BELGIU, M., DRĂGUȚ, L. Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 114, p. 24-31, 2016.

BIRKENMAJER, K. Geology of late Mesozoic magmatic rocks at Hope Bay, Trinity Peninsula (West Antarctica). **Bulletin of the Polish Academy of Sciences. Earth Sciences**, v. 41, n. 1, p. 49-62, 1993.

BLASCHKE, T., STROBL, J. What's wrong with pixels? Some recent developments interfacing remote sensing and GIS. **Zeitschrift für Geoinformationssysteme**, p. 12-17, 2001.

BLASCHKE, T., KUX, H. Sensoriamento Remoto e Sig Avançados: novos sistemas sensores métodos inovadores. In: **Sensoriamento Remoto e Sig Avançados: novos sistemas sensores métodos inovadores**. 2007. p. 303-303.

BLASCHKE, T. Object based image analysis for remote sensing. **ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing**, v. 65, n. 1, p. 2-16, 2010.

- BLASCHKE, T., HAY, G. J., KELLY, M., LANG, S., HOFMANN, P., ADDINK, E., ... & TIEDE, D. Geographic object-based image analysis—towards a new paradigm. **ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing**, v. 87, p. 180-191, 2014.
- BLUME, H.P., BEYER L., BÖLTER M., ERLLENKEUSER H., KALK E., KNEESCH S., PFISTERER U., SCHNEIDER D. Pedogenic zonation in the Southern circumpolar region. **Advances in GeoEcology**, 30, 69–90, 1997.
- BOCKHEIM, J.G., UGOLINI F.C. A review of pedogenic zonation in well-drained soils of the southern circumpolar region. **Quaternary Research**, 34, 47–66, 1990.
- BOCKHEIM, J. G. Landform and soil development in the McMurdo Dry Valleys, Antarctica: a regional synthesis. **Arctic, Antarctic, and Alpine Research**, v. 34, n. 3, p. 308-317, 2002.
- BOCKHEIM, J., VIEIRA, G., RAMOS, M., LÓPEZ-MARTÍNEZ, J., SERRANO, E., GUGLIELMIN, M., WILHELM, K. & NIEUWENDAM, A. Climate warming and permafrost dynamics in the Antarctic Peninsula region, **Global and Planetary Change**, 100, 215-223, 2013.
- BOCKHEIM, J. (2015) *The Soils of Antarctica*. 322p. Springer
- BRACEGIRDLE, T. J., BARRAND, N. E., KUSAHARA, K., & WAINER, I. Predicting Antarctic climate using climate models. **Antarctic Environments Portal**, 2016.
- BRACEGIRDLE, T. J., COLLEONI, F., ABRAM, N. J., BERTLER, N. A., DIXON, D. A., ENGLAND, M. *et al.* Back to the future: Using long-term observational and paleo-proxy reconstructions to improve model projections of Antarctic climate. **Geosciences**, v. 9, n. 6, p. 255, 2019.
- BREIMAN, L. Random forests. **Machine learning**, v. 45, n. 1, p. 5-32, 2001.
- BURTON-JOHNSON, A., BLACK, M., FRETWELL, P., & KALUZA-GILBERT, J. (2016). An automated methodology for differentiating rock from snow, clouds and sea in Antarctica from Landsat 8 imagery: a new rock outcrop map and area estimation for the entire Antarctic continent. **The Cryosphere**, v. 10, p. 1665-1677, 2016.
- CALVIÑO-CANCELA, M., & MARTÍN-HERRERO, J. Spectral discrimination of vegetation classes in ice-free areas of Antarctica. **Remote Sensing**, v. 8, n. 10, p. 856, 2016.
- CAMPBELL I.B., CLARIDGE G.G.C; Antarctic Permafrost Soils. In: **Permafrost Soils**, vol 16. Berlin: Springer, 2009.
- CANNONE, N., SGORBATI, S., GUGLIELMIN, M. Unexpected impacts of climate change on alpine vegetation. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 7, p. 360-364, 2007.
- CANNONE, N., GUGLIELMIN, M., CONVEY, P., WORLAND, M. R., & LONGO, S. F. Vascular plant changes in extreme environments: effects of multiple drivers. **Climatic change**, v. 134, n. 4, p. 651-665, 2016.
- CARRIVICK, J.L.; SMITH, M.W.; QUINCEY, D.J. **Structure from Motion in the Geosciences**. John Wiley & Sons, 2016.

- CASANOVAS, P., BLACK, M., FRETWELL, P., & CONVEY, P. Mapping lichen distribution on the Antarctic Peninsula using remote sensing, lichen spectra and photographic documentation by citizen scientists. **Polar Research**, v. 34, n. 1, p. 25633, 2015.
- COOK, A. J., FOX, A. J., VAUGHAN, D. G. & FERRIGNO, J. G. Retreating glacier fronts on the Antarctic Peninsula over the past half-century, **Science**, 308, 541-544, 2005.
- COOK, A.J., VAUGHAN, D.G. Overview of areal changes of the ice shelves on the Antarctic Peninsula over the past 50 years, **The Cryosphere**, 4, 77-98, 2010.
- COOK, A. J., HOLLAND, P. R., MEREDITH, M. P., MURRAY, T., LUCKMAN, A. & VAUGHAN, D. G. Ocean forcing of glacier retreat in the western Antarctic Peninsula, **Science**, 353(6296), 283-286, 2016.
- CONVEY, P., SMITH, R. I. L. Responses of terrestrial Antarctic ecosystems to climate change, **Plant Ecology**, 182, 1-10, 2006.
- CONVEY, PETER. Terrestrial biodiversity in Antarctica—Recent advances and future challenges. **Polar Science**, v. 4, n. 2, p. 135-147, 2010.
- CONVEY, P. Antarctic Ecosystems. Encyclopedia of Biodiversity, Vol. 1, 2nd edition. **Elsevier**, San Diego, pp. 179-188, 2013.
- CONVEY, P., PECK, L. S. Antarctic environmental change and biological responses. **Science Advances**, v. 5, n. 11, p. eaaz0888, 2019.
- CORTES, C.; VAPNIK, V. Support-vector networks. **Machine learning**, v. 20, n. 3, p. 273-297, 1995.
- CUFFEY, K. M., PATERSON, W. S. B. **The physics of glaciers**. Academic Press, 2010.
- CURRAN, P. J., DUNGAN, J. L., MACLER, B. A., & PLUMMER, S. E. The effect of a red leaf pigment on the relationship between red edge and chlorophyll concentration. **Remote Sensing of Environment**, v. 35, n. 1, p. 69-76, 1991
- DĄBSKI, M, ZMARZ, A., PABJANEK, P., KORCZAK-ABSHIRE, M., & KARSZNIA, I., CHWEDORZEWSKA, K.J. UAV-based detection and spatial analyses of periglacial landforms on Demay Point (King George Island, South Shetland Islands, Antarctica). **Geomorphology**, 290(1), 29-38, 2017.
- DAVIES, B. J., CARRIVICK, J. L., GLASSER, N. F., HAMBREY, M. J., & SMELLIE, J. L. Variable glacier response to atmospheric warming, northern Antarctic Peninsula, 1988–2009. **The Cryosphere**, v. 6, n. 5, p. 1031-1048, 2012.
- MACHADO, M. R., DE OLIVEIRA, F. S., SCHAEFER, C. E. G., FRANCELINO, M. R., & MICHEL, R. F. M. Paisagens polares não glaciais (proglacial, paraglacial e periglacial): revisão de conceitos e contribuições da pesquisa pedogeomorfológica brasileira. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 20, n. 3, 2019.
- DEL VALLE, R. A., MORELLI, J. R., & RINALDI, C. A. Geology of new localities on Tabarin Peninsula, northern Antarctic Peninsula. **Antarctic Science**, v. 13, n. 3, p. 323-328, 2001.

DING, Q. & STEIG, E. J. Temperature change on the Antarctic Peninsula linked to the tropical Pacific, **Journal of Climate**, 26, 7570-7585, 2013.

EMSLIE, S. D., MCKENZIE, A., MARTI, L. J., & SANTOS, M. Recent occupation by Adelie penguins (*Pygoscelis adeliae*) at Hope Bay and Seymour Island and the 'northern enigma' in the Antarctic Peninsula. **Polar Biology**, v. 41, n. 1, p. 71-77, 2018.

FRENCH, H.M., **The periglacial environment**. 3ª edição, Nova York: Wiley, 458p., 2007.

FRETWELL, P.T.; CONVEY, P.; FLEMING, A. H.; PEAT, H. J.; HUGHES, K. A. Detecting and mapping vegetation distribution on the Antarctic Peninsula from remote sensing data. **Polar biology**, 34 (2), 273-281, 2011.

FRETWELL, P.T., PHILLIPS, R.A., BROOKE, M. DE L., FLEMING A.H., MCARTHUR A. Using the unique spectral signature of guano to identify unknown seabird colonies. **Remote Sensing of Environment**, 156, 448-456, 2015.

FITZPATRICK, B. P. **Unmanned Aerial Systems for Surveying and Mapping: Cost Comparison of UAS versus Traditional Methods of Data Acquisition**. 2015. Tese de Doutorado. PhD thesis, University of Southern California.

GAFFEY, C., BHARDWAJ, A. Applications of Unmanned Aerial Vehicles in Cryosphere: Latest Advances and Prospects. **Remote Sensing**, v. 12, n. 6, p. 948, 2020.

GISLASON, P.O.; BENEDIKTSSON, J.A.; SVEINSSON, J.R. Random forests for land cover classification. **Pattern Recognition Letters**, v. 27, n. 4, p. 294-300, 2006.

GONZALEZ, R. & WOODS, R. **Processamento de Imagens Digitais**. 3ª edição, São Paulo: Edgard Blucher Ltda, 2000.

GROSSE, G., ROMANOVSKY, V., GOETZ, S., BARTSCH, A., JONES, B., & HEIM, B. New frontiers in remote sensing of periglacial landscapes and permafrost. **Fourth European Conference on Permafrost**, 2014.

GUGLIELMIN, M. Advances in permafrost and periglacial research in Antarctica: a review. **Geomorphology**, 155-156: 1-6. 2012.

JAWAK, S. D., RAUT, D. A., LUIS, A. J. Iterative spectral index ratio exploration for object-based image analysis of Antarctic coastal oasis using high resolution satellite remote sensing data. **Aquatic Procedia**, v. 4, p. 157-164, 2015.

JAWAK, S. D., LUIS, A. J., FRETWELL, P. T., CONVEY, P., & DURAIRAJAN, U. A. Semiautomated detection and mapping of vegetation distribution in the Antarctic environment using spatial-spectral characteristics of WorldView-2 imagery. **Remote Sensing**, v. 11, n. 16, p. 1909, 2019.

HALL, D. K., MARTINEC, J. Remote sensing of snow and ice. **Principles and Applications of Imaging Radar**, edited by FM Henderson and AJ Lewis, p. 677-703, 1985.

HASELWIMMER, C., & FRETWELL, P. Field reflectance spectroscopy of sparse vegetation cover on the Antarctic Peninsula. In: **2009 First Workshop on Hyperspectral Image and Signal Processing: Evolution in Remote Sensing**. IEEE, 2009. p. 1-4.

HAY, G. J., CASTILLA, G. GEOGRAPHIC Object-Based Image Analysis (GEOBIA): A new name for a new discipline. In: **Object-based image analysis**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2008. p. 75-89.

HOLDGATE, M.W. 1964. Terrestrial ecology in the maritime Antarctic. In: **Biologie Antarctique**. R. Carrick, M. Holdgate and J. Prevost, eds. Hermann, Paris, pp. 181-194.

HONKAVAARA, E., SAARI, H., KAIVOSOJA, J., PÖLÖNEN, I., HAKALA, T. ... & PESONEN, L. Processing and assessment of spectrometric, stereoscopic imagery collected using a lightweight UAV spectral camera for precision agriculture. **Remote Sensing**, v. 5, n. 10, p. 5006-5039, 2013.

KEJNA, Marek. Trends of air temperature of the Antarctic during the period 1958-2000. **Polish Polar Research**, p. 99-126, 2003.

LEE, J.R., RAYMOND, B., BRACEGIRDLE, T.J., CHADÈS, I., FULLER, R.A., SHAW, J.D. and TERAUDS, A., Climate change drives expansion of Antarctic ice-free habitat. **Nature**, 547(7661), 49-54, 2017.

LONGTON, R. E. Vegetation in the maritime Antarctic. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, v. 252, n. 777, p. 213-235, 1967.

LONGTON, R.E. Vegetation ecology and classification in the Antarctic Zone. **Canadian Journal of Botany**, v. 57, n. 20, p. 2264-2278, 1979.

LUCIEER, A., ROBINSON, S., TURNER, D., HARWIN, S., & KELCEY, J. Using a micro-UAV for ultra-high resolution multi-sensor observations of Antarctic moss beds. **Faculty of Science, Medicine and Health - Papers: part A**. 538. 2012.

LUCIEER, A., MALENOVSKÝ, Z., VENESS, T., WALLACE, L. Hyper UAS Imaging Spectroscopy from a Multirotor Unmanned Aircraft System. **J. Field Robotics**, 31, 571-590, 2014.

MADAWALAGAMA S.L., MUNASINGHE N., DAMPEGAMA, S.D.P.J., SAMARAKOON L. Low cost Aerial Mapping with consumer grade drones. In: **37th Asian Conference on Remote Sensing**. 2016.

MALENOVSKÝ, Z., LUCIEER, A., KING, D. H., TURNBULL, J. D., & ROBINSON, S. A. Unmanned aircraft system advances health mapping of fragile polar vegetation. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 12, p. 1842-1857, 2017.

MANTERO, P.; MOSER, G.; SERPICO, S.B. Partially supervised classification of remote sensing images through SVM-based probability density estimation. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 43, n. 3, p. 559-570, 2005.

MARTÍN-SERRANO, A., MONTES, M., NOZAL, F., & DEL VALLE, R. A. Geomorfología de la costa austral de Bahía Esperanza (Península Antártica). **Geogaceta**, v. 38, p. 95-98, 2005.

MEINEL, G., NEUBERT, M. A comparison of segmentation programs for high resolution remote sensing data. **International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 35, n. Part B, p. 1097-1105, 2004.

MIRANDA, V., PINA, P., HELENO, S., VIEIRA, G., MORA, C., & SCHAEFER, C.E.G.R. Monitoring recent changes of vegetation in Fildes Peninsula (King George Island, Antarctica) through satellite imagery guided by UAV surveys. **Science of The Total Environment**, v. 704, p. 135295, 2020.

MOUNTRAKIS, g.; IM, J.; OGOLE, C. Support vector machines in remote sensing: A review. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 66, n. 3, p. 247-259, 2011.

NAVARRO, F. Observed impacts on the cryosphere of the recent cooling in the northern Antarctic Peninsula, **Interdisciplinary Polar Studies in Poland**, Warsaw, Poland, 17-19, 2017.

NIEUWENDAM, A. T. **Aspectos do regime térmico do solo da Península de Hurd (Ilha Livingston, Antártida)**. 2009. Tese de Doutorado. Lisboa: Universidade de Lisboa.

OLIVA, M., NAVARRO, F., HRBÁČEK, F., HERNÁNDEZ, A., NÝVLT, D., PEREIRA, P., RUIZ-FERNÁNDEZ, J. & TRIGO, R. Recent regional climate cooling on the Antarctic Peninsula e associated impacts on the cryosphere, **Science of the Total Environment**, 580, 210-223, 2017.

ØVSTEDAL, D.O. LEWIS-SMITH, R.I. Lichens of Antarctica e South Georgia: guide to their identification and ecology. **Cambridge: Cambridge University Press**. 2001.

PAJARES, G. Overview and current status of remote sensing applications based on unmanned aerial vehicles (UAVs). **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, 81, 281-330, 2015

PAOLI, B. L.; TRINDADE, C. A. Boas Práticas do Uso da Técnica de Structure From Motion. **Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, INPE João Pessoa-PB, Brasil, 2015.

PARNIKOZA, I., KOZERETSKA, I., & KUNAKH, V. Vascular plants of the Maritime Antarctic: origin and adaptation. **American Journal of Plant Sciences**, v. 2, n. 03, p. 381, 2011.

PEAT H.J, CLARKE A, CONVEY P. Diversity and biogeography of the Antarctic flora. **J. Biogeography**, 34, 132–146, 2007.

PEREIRA, T.T.C. Solos de Hope Bay, Península Antártica. **Tese de doutoramento**. 2012. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa.

PEREIRA, T.T.C., SCHAEFER, C.E.G.R., KER, J.C., ALMEIDA, C.C., ALMEIDA, I.C.C. Micromorphological and microchemical indicators of pedogenesis in ornithogenic cryosols (gelisols) of Hope Bay, Antarctic Peninsula. **Geoderma**, 193-194, 311-322, 2013.

PEREIRA, T.T.C., SCHAEFER, C.E.G.R., KER, J.C., ALMEIDA, I.C.C. Genesis, mineralogy and ecological significance of ornithogenic soils from a semi-desert polar landscape at Hope Bay, Antarctic Peninsula. **Geoderma**, 209, 98-109, 2013.

PEREIRA, T. T. C., SCHAEFER, C. E. G. R., RODRIGUES, R. A., PINHEIRO, L. S. Pedologia brasileira na Antártica: a pesquisa de solos afetados por permafrost no cenário do aquecimento global. **Revista Geográfica Acadêmica**, 8, 18-28, 2014.

PINA, P., MORA, C., VIEIRA, G., SCHAEFER, C. Landcover mapping with very high-resolution satellite imagery using an object-based classification approach (Fildes Peninsula, King George Island, Antarctica). 2014.

PIDWIRNY, M., "Periglacial Processes and Landforms". **Fundamentals of Physical Geography**, 2nd Edition, 2017 <http://www.physicalgeography.net/fundamentals/10ag.html>

PONZONI, F. J., DISPERATI, A. A. Comportamento espectral da vegetação. **Sensoriamento remoto: reflectância de alvos naturais**, v. 1, p. 157-199, 2001.

RÄSÄNEN, A; VIRTANEN, T. Data and resolution requirements in mapping vegetation in spatially heterogeneous landscapes. **Remote Sensing of Environment**, v. 230, p. 111207, 2019.

RIBEIRO, B.M.G. **Avaliação de Imagens Worldview-II para o mapeamento da cobertura do solo urbano utilizando o sistema InterIMAGE**. Dissertação de mestrado. São José dos Campos: INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2010

RIGNOT, E., CASASSA, G., GOGINENI, P., KRABILL, W., RIVERA, A. & THOMAS, R. Accelerated ice discharge from the Antarctic Peninsula following the collapse of Larsen B ice shelf, **Geophysical Research Letters**, 31(L18401), 1-4, 2004.

ROBINSON, S. A., KING, D. H., BRAMLEY-ALVES, J., WATERMAN, M. J., ASHCROFT, M. B., WASLEY, J., TURNBULL, J. D., MILLER, R. E., RYAN-COLTON, E., BENNY, T., MULLANY, K., CLARKE, L. J., BARRY, L. A., & HUA, Q. Rapid change in East Antarctic terrestrial vegetation in response to regional drying. **Nature Climate Change**, v. 8, n. 10, p. 879-884, 2018.

Serviço Antártico Britânico (BAS). Acessado em 20 de Outubro de 2020. [www.bas.ac.uk/about/antarctica/wildlife/plants](http://www.bas.ac.uk/about/antarctica/wildlife/plants)

Serviço Meteorológico Argentino. Acessado em 11 de Dezembro 2019, <<http://www3.smn.gob.ar/serviciosclimaticos/?mod=turismo&id=7&provincia=Ant%Elrtda&ciudad=B.%20Esperanza>>.

SIEGERT, M. J., RUMBLE, J., ATKINSON, A., ROGELJ, J., EDWARDS, T., DAVIES, B. J., ... & CONVEY, P. The Antarctic Peninsula under a 1.5 C global warming scenario. **Frontiers in Environmental Science**, v. 7, p. 102, 2019.

SIMÕES, J. C. Glossário da língua portuguesa da neve, do gelo e termos correlatos. **Pesquisa Antártica Brasileira**, v. 4, n. 119-154, 2004.

SLAYMAKER, O., Criteria to Distinguish Between Periglacial, Proglacial and Paraglacial Environments. **Quaestiones Geographicae**, 30(1), 85-94, 2011.

SOTILLE M.E., BREMER U.F., SIMÕES J.C. Avanço e retração de área glacial no extremo norte da península Trinity, Antártica, entre 1988 e 2015. **Revista do Departamento de Geografia** v. 31, p. 72-81, 2016.

SOTILLE, M. E., BREMER, U. F., VIEIRA, G., VELHO, L. F., PETSCH, C., & SIMÕES, J. C. Evaluation of UAV and satellite-derived NDVI to map maritime Antarctic vegetation. **Applied Geography**, v. 125, p. 102322, 2020.

TATUR, A., & MYRCHA, A. (1989). Soils and vegetation in abandoned penguin rookeries (maritime Antarctic).

TERAUDS, A., CHOWN, S. L., MORGAN, F., J. PEAT, H., WATTS, D. J., KEYS, H., ... & BERGSTROM, D. M. Conservation biogeography of the Antarctic. **Diversity and distributions**, v. 18, n. 7, p. 726-741, 2012.

TERAUDS, ALEKS; LEE, JASMINE R. Antarctic biogeography revisited: updating the Antarctic Conservation Biogeographic Regions. **Diversity and Distributions**, v. 22, n. 8, p. 836-840, 2016.

TORRES-MELLADO, G. A., JANA, R., CASANOVA-KATNY, M. A. Antarctic hairgrass expansion in the South Shetland archipelago and Antarctic Peninsula revisited. **Polar Biology**, v. 34, n. 11, p. 1679, 2011.

TUCKER, C. J. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. **Remote sensing of Environment**, v. 8, n. 2, p. 127-150, 1979.

TURNER, J., COLWELL, S. R., MARSHALL, G. J., LACHLAN-COPE, T. A., CARLETON, A. M., JONES, P. D., ... & IAGOVKINA, S. Antarctic climate change during the last 50 years. **International journal of Climatology**, v. 25, n. 3, p. 279-294, 2005.

TURNER, John; Overland, Jim. Contrasting climate change in the two polar regions. **Polar Research**, v. 28, n. 2, p. 146-164, 2009.

TURNER, J., LU, H., WHITE, I., KING, J. C., PHILLIPS, T., HOSKING, J. S., BRACEGIRDLE, T. J., MARSHALL, G. J., MULVANEY, R. & DEB, P. Absence of 21<sup>st</sup> century warming on Antarctic Peninsula consistent with natural variability, **Nature**, 535, 411-415, 2016.

TURNER, D., LUCIEER, A., MALENOVSKÝ, Z., KING, D. H., & ROBINSON, S. A. Spatial co-registration of ultra-high resolution visible, multispectral and thermal images acquired with a micro-UAV over Antarctic moss beds. **Remote Sensing**, v. 6, n. 5, p. 4003-4024, 2014.

TURNER, D., LUCIEER, A., MALENOVSKÝ, Z., KING, D., & ROBINSON, S. A. Assessment of Antarctic moss health from multi-sensor UAS imagery with Random Forest Modelling. **International journal of applied earth observation and geoinformation**, v. 68, p. 168-179, 2018.

TURNER, D. J., MALENOVSKÝ, Z., LUCIEER, A., TURNBULL, J. D., & ROBINSON, S. A. Optimizing spectral and spatial resolutions of unmanned aerial system imaging sensors for monitoring Antarctic vegetation. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 12, n. 10, p. 3813-3825, 2019.

ULRICH, M., GROSSE, G., CHABRILLAT, S., & SCHIRRMEISTER, L. Spectral characterization of periglacial surfaces and geomorphological units in the Arctic Lena Delta using field spectrometry and remote sensing. **Remote Sensing of Environment**, v. 113, n. 6, p. 1220-1235, 2009.

VAN DER MEER, F. Analysis of spectral absorption features in hyperspectral imagery. **International journal of applied earth observation and geoinformation**, v. 5, n. 1, p. 55-68, 2004.

VAN DER WERFF, H. M. A., VAN DER MEER, F. D. Shape-based classification of spectrally identical objects. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 63, n. 2, p. 251-258, 2008.



VAPNIK, Vladimir N. **The nature of statistical learning theory**. Theory, 1995.

VAPNIK, V. **The nature of statistical learning theory**. Springer science & business media, 2013.

VAUGHAN, D. G., MARSHALL, G. J., CONNOLLEY, W. M., PARKINSON, C., MULVANEY, R., HODGSON, D. A., ... & TURNER, J. Recent rapid regional climate warming on the Antarctic Peninsula. **Climatic change**, v. 60, n. 3, p. 243-274, 2003.

VAUGHAN, D.G., COMISO J.C., ALLISON I., CARRASCO J. , KASER G., KWOK R., MOTE P., MURRAY T., PAUL F., ... & T. ZHANG. Observations: Cryosphere. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the IPCC*. Cambridge University Press. 2013

WATTS, A. C., AMBROSIA, V. G., & HINKLEY, E. A. Unmanned aircraft systems in remote sensing and scientific research: Classification and considerations of use. **Remote Sensing**, v. 4, n. 6, p. 1671-1692, 2012.

WEIDONG, L., BARET, F., XINGFA, G., QINGXI, T., LANFEN, Z., & BING, Z. Relating soil surface moisture to reflectance. **Remote sensing of environment**, v. 81, n. 2-3, p. 238-246, 2002.

WESTOBY, M. J., BRASINGTON, J., GLASSER, N. F., HAMBREY, M. J., & REYNOLDS, J. M. 'Structure-from-Motion' photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. **Geomorphology**, v. 179, p. 300-314, 2012.

WITHARANA, C., LYNCH, H. J. An object-based image analysis approach for detecting penguin guano in very high spatial resolution satellite images. **Remote Sensing**, v. 8, n. 5, p. 375, 2016.

YU, Q., GONG, P., CLINTON, N., BIGING, G., KELLY, M., & SCHIROKAUER, D. Object-based detailed vegetation classification with airborne high spatial resolution remote sensing imagery. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 72, n. 7, p. 799-811, 2006.

