

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM SENSORIAMENTO REMOTO

CRISTIANO NIEDERAUER DA ROSA

CARACTERIZAÇÃO DE LAGOS E VEGETAÇÃO NAS ILHAS SHETLAND DO SUL,
ANTÁRTICA A PARTIR DE DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO

Porto Alegre

2021

CRISTIANO NIEDERAUER DA ROSA

CARACTERIZAÇÃO DE LAGOS E VEGETAÇÃO NAS ILHAS SHETLAND DO SUL,
ANTÁRTICA A PARTIR DE DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito para obtenção do título de Doutor em Sensoriamento Remoto.

Orientador: Prof. Dr. Ulisses Franz Bremer

Co-orientador: Prof. Dr. Waterloo Pereira Filho

Porto Alegre

2021

CIP - Catalogação na Publicação

Rosa, Cristiano Niederauer da
CARACTERIZAÇÃO DE LAGOS E VEGETAÇÃO NAS ILHAS
SHETLAND DO SUL, ANTÁRTICA A PARTIR DE DADOS DE
SENSORIAMENTO REMOTO / Cristiano Niederauer da Rosa.
-- 2021.
103 f.
Orientador: Ulisses Franz Bremer.

Coorientador: Waterloo Pereira Filho.

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, 2021.

1. Padrão espectral. 2. Musgos e Líquens. 3.
Simulação de bandas. 4. Água. I. Bremer, Ulisses
Franz, orient. II. Pereira Filho, Waterloo, coorient.
III. Título.

CRISTIANO NIEDERAUER DA ROSA

CARACTERIZAÇÃO DE LAGOS E VEGETAÇÃO NAS ILHAS SHETLAND DO SUL,
ANTÁRTICA A PARTIR DE DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito para obtenção do título de Doutor em Sensoriamento Remoto.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Felipe de Lucia Lobo
Universidade Federal de Pelotas

Luiz Felipe Velho
Instituto Federal do Rio Grande do Sul

Profa. Dra. Tatiana Mora Kuplich
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

Porto Alegre

2021

Resumo

O estudo teve como objetivo caracterizar e analisar distintas espécies de musgos, líquens e propriedades opticamente ativas de água doce em áreas livres de gelo nas Ilhas Shetland do Sul, Antártica, com o emprego de recursos de sensoriamento remoto. Naquela região, as mudanças na temperatura do ar e nas taxas de precipitação sofrem alterações rapidamente. Devido às dificuldades de acesso às ilhas, o sensoriamento remoto apresenta-se como uma alternativa importante, principalmente com o emprego de sensores remotos ativos como o SAR (Synthetic Aperture RADAR - Radio Detection and Ranging) e passivos como as câmeras hiperespectrais, multiespectrais embarcadas em Veículos Aéreos não Tripulados (VANTs) e imagens de satélites. Neste contexto, verificou-se especificamente, o potencial do sensoriamento remoto na caracterização e análise de distintas espécies de musgos, líquens e propriedades opticamente ativas de água doce em áreas livres de gelo. A metodologia empregada considerou aplicações de sensores SAR e ópticos. Sobre as imagens do SAR aplicou-se limiares que possibilitaram a detecção do estado físico da água dos lagos na região de estudo. No que se refere aos sensores ópticos, foram coletados dados *in situ* para identificar o padrão espectral das águas e vegetação encontrados em Ponta Harmony, ilha Nelson. Na ocasião também se coletou amostras de água, conduzidas ao laboratório para realização de análises limnológicas. Subsequentemente, o resultado de tais análises foi relacionado com o estudo do padrão espectral do ponto amostral. Sobre o padrão espectral das diferentes espécies de musgos, líquens e alga encontrados, foram realizadas análises comparativas entre suas respostas bem como algumas análises estatísticas sobre alguns índices de vegetação simulados para diferentes sensores a partir dos dados *in situ*. Os resultados encontrados na definição do estado físico da água do lago foram de maiores que -14 dB para água congelada, entre -14 a -17 dB para superfície com até 60% de sua área congelada, e menores que -17 dB para água livre de gelo. A análise temporal revelou que os lagos iniciam o degelo em outubro, tornam-se completamente descongelados em fevereiro e retornam a congelar em março. Os dados limnológicos demonstraram uma natureza ultraoligotrófica/oligotrófica e padrão espectral com forte influência das características bentônicas do lago. Entre as espécies de musgo apenas o padrão espectral da *Andreaea gainii* não foi distinguível dos líquens. Os sensores simulados a partir dos espectros de campo indicaram maior capacidade de diferenciação entre espécies para aqueles com maior número de faixas espectrais na região do Infravermelho, como no caso do *MultiSpectral Instrument* (MSI) e RedEdge-MX Dual Camera Imaging System. De modo geral conclui-se que dentre as imagens disponibilizadas gratuitamente para os usuários brasileiros a

constelação de satélites Sentinel é a mais adequada para a caracterização de lagos e vegetação na Antártica. Visando uma caracterização mais precisa da vegetação antártica recomenda-se o emprego de sensores embarcados em VANTs, sendo que entre os simulados o RedEdge-MX Dual Camera Imaging System mostrou-se mais promissor. Os dados limnológicos não possibilitaram o estudo de constituintes opticamente ativas, fato que impossibilitou a aplicação do sensoriamento remoto com esta finalidade. No entanto, são encontrados resultados promissores na identificação da comunidade bentônica de lagos da região desde que com profundidades inferiores a 1,50 m.

Palavras-chave: padrão espectral, lagos antárticos, áreas livres de gelo, musgos e líquens antárticos, Sentinel 1A.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

CAPÍTULO I: Aspectos Introdutórios e Metodológicos Gerais

Figura 1 - Fluxograma metodológico.	23
Figura 2 - Localização da região de estudo	24

CAPÍTULO II: Congelamento e Descongelamento de Lagos nas Ilhas Nelson e Rei George, Antártica, com o Uso de Imagens do Radar de Abertura Sintética Sentinel 1A

Fig. 1 – Location of the study region. Harmony Point (HP), Fildes Peninsula (FP), and Stansbury Peninsula (SP) are ice-free areas	3423
Fig. 2 – Flowchart of the preprocessing step of S1A images	36
Fig. 3 –Water state classes in optical and radar images. (A1) Thawed, image S2A RGB382 (3/10/2018). (A2) Thawed, image S1A (3/7/2018). (B1) Frozen, image available on GE (11/16/2016). (B2) Frozen, image S1A (11/12/2016). (C1) Partially frozen, image S2A RGB382 (3/10/18). (C2) Partially frozen, image S1A (3/7/2018)	3823
Fig. 4 – Validation of the adopted thresholds to the identification of the water physical state in the studied lakes	3923
Fig. 5 – Correlation analysis between the mean air temperature at 2 m for the days prior to the S1A satellite passage over Nelson island and their respective σ values in the lakes of the study region (with p value < 0.05)	3923
Fig. 6 – Mean σ value obtained in the S1A images of the lakes of Fildes Peninsula in the period from July 3, 2016, to November 14, 2018, and the respective mean temperatures of the 16 days prior to the passing of the S1A. The blue stripes show the time in which the mean σ values of the lakes are in the frozen state, while the yellow stripes highlight the time in which the mean σ value in most lakes are thawed. a Average temperature of 16 days previous image (°C). b Mean σ value obtained in the S1A imagens	4023
Fig. 7 – Mean σ value obtained in the S1A images in the Nelson Island lakes from July 3, 2016, to November 14, 2018, and the respective mean temperatures of the 16 days prior to the passing of S1A. The blue stripes show the time in which the mean σ values of the lakes are in the frozen state, while the yellow stripes highlight the time in which the mean σ value in most lakes are thawed. a Average temperature of 16 days previous image (°C). b Mean σ value obtained in the S1A imagens	4123
Fig. 8 – Mean σ value obtained in the S1A images, in the lakes: Kitiesh, with a surface area of approximately 80,135.34 m ² , and Harmony, with an area of approximately 9196.41 m ² in the period from July 7, 2016, to November 14. 2018, and the respective mean temperatures of the	

16 days prior to the passing of S1A. The blue stripes demonstrate the time in which the mean σ values of the lakes are in the frozen state, while the yellow stripes highlight the time in which the mean σ values in most lakes are thawed. **a** Average temperature of 16 days previous image (°C). **b** Mean σ value obtained in the S1A imagens..... 4223

Fig. 9 – Comparison between optical and classified radar images of the water surface of Lake Harmony. **a** S2A RGB382 image of March 10, 2018. **b** S1A image of March 7, 2018, cut with the lake boundary and classified according to the thresholds adopted in Table 2..... 4223

CAPÍTULO III: Limnologia e Comportamento Espectral do Lago de Água Doce Localizado em Harmony Point, Antártica

Figure 1 – Harmony Lake location map (West side of Nelson Island). a) Location of South Shetlands Islands; b) Nelson Island; c) Harmony Point and d) Harmony Lake location (West side of Nelson Island)..... 49

Figure 2 – Sampling stations map. A) location of sampling stations; B) Flight area; C) Depth data 54

Figure 3 – Spectral pattern of water in the sampling stations. 56

Figure 4 – Graph of the 1st derivative of the sampling stations spectral behavior 57

Figure 5 – Simulated spectra map for the sensors: a) Field spectra; b) MSI; c) OLI; d) REIS; e) HiRI Pleiades 1A; f) WV110; g) HiRI Pleiades 1B; h) WV3 58

Figure 6 – Comparison between the spectra from sensor OLI image and the simulation from hyperspectral field data (S-OLI). a) Sampling station P1; b) Sampling stations P2 and P5; c) Sampling stations P3 and P6; d) Sampling station P4; e) Sampling station P7; f) location of sampling stations in the OLI image 60

CAPÍTULO IV: Comportamento Espectral da Vegetação em Harmony Point, Ilha Nelson, Antártica

Figura 1 - Localização da área de estudo em Harmony Point. a) Localização das Ilhas Shetland do Sul; b) Ilha Nelson; c) Harmony Point e d) Região de sobrevoo e localização dos pontos amostrais.....	74
Figura 2 – Padrão espectral dos musgos e da alga coletados em HP	78
Figura 3 – Padrão espectral dos líquens coletados em HP	79
Figura 4 – Gráfico da 1° derivada do Padrão espectral da vegetação Antártica. A) Musgos e Alga; B) Líquens	80
Figura 5 – Espectros simulados do padrão espectral dos musgos e alga coletados em campo. A) Espectros de campo (FHH); B) OLI; C) MSI; D) Parrot Sequoia+; E) RedEdge-MX Dual Camera Imaging System; F) RedEdge MX.....	81
Figura 6 – Espectros simulados do padrão espectral dos líquens coletados em campo. A) Espectros de campo (FHH); B) OLI; C) MSI; D) Parrot Sequoia+; E) RedEdge-MX Dual Camera Imaging System; F) RedEdge MX.....	83
Figura 7 – Comparação dos espectros simulados do sensor OLI com os obtidos a partir dos pixels da imagem do referido sensor no dia 08/02/19, para as espécies de maior ocorrência no ponto amostral. A) <i>Sanionia uncinata</i> , B) <i>Usnea antarctica</i> , C) <i>Ochrolechia frigida</i> , D) <i>Andreaea gainii</i> , E) Padrão espectral simulado considerando as reflectâncias médias obtidas para as espécies: <i>Polytrichum juniperinum</i> , <i>Haematomma erythromma</i> , <i>Lecania brialmontii</i> , <i>Acarospora macrocyclos</i> , <i>Umbilicaria antarctica</i> , <i>Cladonia borealis</i> , <i>Prasiola crispa</i> , <i>Lecidea sciatrapha</i> , <i>Buellia latemarginata</i> e <i>Himantormia lugubris</i> , F) <i>Chorisodontium aciphyllum</i> .	84
Figura 8 – Comparação entre os valores dos índices de vegetação obtidos para os sensores simulados (OLI, MSI, OS+, RE-MX DCIS, RE-MX) e de campo (FHH). A) índice NDVI. B) índice MTVI.....	86

SUMÁRIO

ESTRUTURA DA TESE	11
CAPÍTULO I: Aspectos Introdutórios e Metodológicos Gerais	12
1 INTRODUÇÃO	12
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
3 METODOLOGIA	22
CAPÍTULO II: Freezing and thawing of lakes on the Nelson and King George Islands, Antarctic, using Sentinel 1A synthetic aperture radar images	31
1 Introduction	33
2 Methodology	33
3 Results	37
4 Discussion	38
5 Conclusions	43
CAPÍTULO III: Limnology and spectral behavior of freshwater lake in Harmony Point, Antarctic	47
1 Introduction	47
2 Methodology	48
3 Results	53
4 Discussion	60
5 Conclusions	64
CAPÍTULO IV: Comportamento Espectral da Vegetação em Harmony Point, Ilha Nelson, Antártica	71
1 Introdução	72
2 Materiais e métodos	73
3 Resultados	77
4 Discussão	86
5 Conclusões	89
CAPÍTULO V: Considerações Finais	95
REFERÊNCIAS	97

ESTRUTURA DA TESE

A proposta da presente tese consiste na elaboração de 3 artigos científicos. Devido a isto São apresentados cinco capítulos onde são abordados os seguintes temas:

No primeiro capítulo são abordados os “**Aspectos Introdutórios e Metodológicos Gerais**” onde são abordados assuntos como relevância e introdução ao tema, objetivos, fundamentação teórica do assunto abordado e metodologia.

O capítulo II “**Freezing and thawing of lakes on the Nelson and King George Islands, Antarctic, using Sentinel 1A synthetic aperture radar images**” apresenta o artigo desenvolvido com o intuito de responder o objetivo específico I (ROSA *et al.*, 2020), publicado na revista Environmental Monitoring and Assessment (<https://doi.org/10.1007/s10661-020-08526-5>)

No capítulo III “**Limnology and spectral behavior of freshwater lake in Harmony Point, Antarctic**” é apresentado o artigo referente a investigação da limnologia dos lagos presentes na região de estudo. Neste artigo são apresentados os resultados de análises limnológicas e espectrais obtidas em um lago de água doce localizado na região de Hamony Point.

O capítulo IV “**Comportamento espectral da vegetação em Harmony Point, Ilha Nelson, Antártica**” traz o artigo resultante das análises espectrais sobre diversas espécies de musgos e líquens encontrados na região de Harmony Point, Ilha Nelson, Antártica.

No capítulo V “**Considerações Finais**” pode-se verificar as principais conclusões referentes ao monitoramento ambiental em áreas livres de gelo na antártica marítima a partir do sensoriamento remoto com base nos resultados obtidos nos artigos apresentados nos capítulos anteriores.

CAPÍTULO I: Aspectos Introdutórios e Metodológicos Gerais

1 INTRODUÇÃO

As condições climáticas, predominantemente extremas do continente antártico, são um dos grandes responsáveis por manter o ambiente antártico com a ocorrência mínima de distúrbios antropogênicos. Nas áreas livres de gelo a temperatura varia entre 2° e - 4° C no verão, aliada a altos índices de insolação, tem-se o derretimento da neve e gelo glacial, dando origem a interessantes sistemas de drenagem que, combinado a ausência de fatores bióticos, que afetam estes sistemas, faz da Antártica Marítima um dos locais mais interessantes do mundo para pesquisadores (INBAR, 1995). Principalmente para os interessados na busca pelas respostas das influências antrópicas no clima, classificadas como impulsionadora dos impactos do aumento dos gases do efeito estufa, cujas consequências são manifestadas mais intensamente nas regiões polares da Terra (TURNER, J. *et al.*, 2014).

Dentre os impactos mais significativos das alterações climáticas, o aumento de gás carbônico (CO₂) na atmosfera, é um dos que mais contribui nas alterações de temperatura do ar em curto prazo (CHRISTOPHERSON; BIRKELAND, 2015b). Este fato faz da região da Antártica Marítima um importante local de estudo, pois ela pode responder rapidamente a mudanças na temperatura atmosférica e nas taxas de precipitação pluviométricas, que por sua vez, influenciam no tempo e quantidade de água (gelo) e neve presentes, caracterizando um ambiente importante para o monitoramento dos impactos das mudanças ambientais (SIMÕES *et al.*, 1999).

Conforme Lee *et al.* (2017) o aumento em graus-dia e o degelo são restritos principalmente às regiões costeiras e estão fortemente concentrados ao redor da Península Antártica, local sobre o qual são projetadas maiores mudanças na precipitação, podendo ser de mais de 400 mm por ano em algumas áreas. Segundo QUAYLE (2002), nos lagos dessa região já são observados aumentos significativos na temperatura da superfície da água, produtividade biológica primária, e aumento de níveis de nutrientes ligados à glaciação com reduções na neve do lago e na cobertura de gelo. Essas mudanças também afetam o padrão de permanência de neve sobre o solo, que por consequência interferem no teor de umidade e propriedades térmicas da camada ativa do solo criando comunidades únicas de vegetação (BALLANTYNE, 1978), muito sensíveis às alterações antrópicas e climáticas (TURNER, D. *et al.*, 2018).

A disponibilidade de água, luz solar e nutrientes em áreas livres de gelo, são exemplos de alguns fatores abióticos determinantes na distribuição de espécies vegetais e animais, nativas da Antártica (CONVEY *et al.*, 2014; VELASCO-CASTRILLÓN; GIBSON; STEVENS, 2014; CHOWN *et al.*, 2015). Estes fatores ocasionam um isolamento geográfico e falta de conectividade entre diversas espécies que por consequência, vivem em uma única região do continente, amplamente protegidas da dispersão de espécies e da competição interespecífica (VELASCO-CASTRILLÓN; GIBSON; STEVENS, 2014). Portanto, os efeitos diretos e indiretos da mudança climática em áreas livres de gelo na Antártica são uma lacuna notável na compreensão dos impactos da mudança climática sobre as espécies e ecossistemas da antártica (LEE, J. R. *et al.*, 2017).

No que se refere a limnologia, Copes et al. (1997) atribui ao derretimento de neve e gelo mudanças nos aspectos quantitativos e qualitativos dos sistemas de drenagem da Antártica, fato que ocasiona a existência de dois grandes grupos de lagos, um mais afetado na sua composição química, devido ao descongelamento das águas, nos quais têm-se alta carga iônica, e presença de sedimentos. Já o segundo grupo, são aqueles corpos de água descongelados há muito tempo que apresentam menor quantidade de sólidos dissolvidos, portanto, menos afetados em sua composição química. Em virtude disso, o conhecimento das variáveis limnológicas pode ser importante na identificação do tempo em que estes lagos permanecem descongelados, bem como, no impacto causado pela água advinda desse degelo é visto no comportamento das variáveis limnológicas opticamente ativas.

Muitos estudos vêm se dedicando a identificar a relação entre a proliferação dos campos de musgos e as variações na dinâmica de congelamento de lagos polares frente às alterações climáticas (CASANOVAS *et al.*, 2015; MALENOVSKÝ *et al.*, 2015, 2015; SURDU *et al.*, 2015; CALVIÑO-CANCELA; MARTÍN-HERRERO, 2016; AMESBURY *et al.*, 2017; WAKABAYASHI; MOTOHASHI, 2018; MURFITT; BROWN; HOWELL, 2018) a partir de dados de sensoriamento remoto.

O sensoriamento remoto hiperespectral é uma das ferramentas mais adequadas para o estudo da vegetação antártica (SCHMIDT; SKIDMORE, 2003; MENDEZ-RIAL; CALVINO-CANCELA; MARTIN-HERRERO, 2012; BUCHHORN *et al.*, 2013). Neste contexto, Murfitt, Brown e Howell (2018), acrescentam que a aquisição de dados por meio do sensoriamento remoto é mais viável em comparação a coleta tradicional de pontos, para o monitoramento da situação de corpos d'água possibilitando a aferição do tempo dos eventos de congelamento e degelo com elevada resolução temporal, principalmente se considerada a vantagem do emprego

de sensores remotos ativos, os quais não possuem limitações para o imageamento devido a nebulosidade (LENORMAND; DUGUAY; GAUTHIER, 2002).

Lee et al. (2017) preveem o surgimento de 2.100 a 17.267 km² de novas áreas livres de gelo até o final do século 21, sendo mais de 85% dessas novas áreas livre de gelo localizadas no norte da Península Antártica e ilhas vizinhas. Dada a influência da Antártica e do Oceano Austral no nível do mar, clima, e ecossistemas marinhos, mudanças nos ecossistemas dessa região trarão consequências generalizadas para a Terra e para a humanidade (RINTOUL *et al.*, 2018). Frente a estas mudanças é importante a caracterização dos agentes ambientais da região afim de aprimorar os métodos de avaliação dos impactos ambientais ocasionados no ecossistema da região Antártica. Neste sentido a hipótese da presente tese é de que a caracterização espectral de alguns agentes da paisagem Antártica, por meio do sensoriamento remoto, aumenta a capacidade de quantificar e qualificar a preservação das comunidades biológicas nativas da Antártica.

1.1 Objetivo Geral:

Caracterizar e analisar distintas espécies de musgos, líquens e propriedades opticamente ativas de água doce em áreas livres de gelo por meio do sensoriamento remoto.

Objetivos Específicos:

I. Analisar a dinâmica de congelamento e descongelamento de lagos localizados em áreas livres de gelo denominadas Ponta Harmony (HP) e Península Stansbury (PS) na ilha Nelson e, na Península Fildes (PF), ilha Rei George, com o uso de de imagens SAR (Synthetic Aperture RADAR - Radio Detection and Ranging) do satélite Sentinel 1A (S1A).

II. Investigar a limnologia dos lagos presentes na região de estudo e, estabelecer relações entre a resposta espectral dos lagos com suas respectivas variáveis limnológicas.

III. Identificar o padrão espectral de musgos e líquens com maior área de ocorrência na região de estudo.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Consequências dos impactos das alterações climáticas em áreas livres de gelo na Antártica

Segundo Velasco-Castrillón; Gibson; Stevens (2014) algumas espécies de musgos na Antártica vivem em isolamento geográfico, proporcionado por características climáticas específicas, sendo o abastecimento de água um dos fatores físicos mais importantes das comunidades terrestres antárticas (CONVEY *et al.*, 2014). A saúde de vários leitos de musgo do leste da Antártida está diminuindo, à medida que a disponibilidade de água líquida é reduzida devido a mudanças ambientais recentes (MALENOVSKÝ *et al.*, 2015). Deste modo, pode-se concluir que o regime hídrico é um grande controlador da biodiversidade de musgos e líquens em áreas livres de gelo (SCHLENSOG; GREEN; SCHROETER, 2013).

Pequenas mudanças na temperatura do ar e radiação solar refletem na quantidade de precipitação e hidrologia, fato que altera o ambiente entre estados secos de congelamento a úmidos e descongelados. Esta oscilação é prejudicial aos ecossistemas dependentes de um estado ou outro e é agravada pela falta de refúgios ou migração de espécies nativas como resposta a essas mudanças no ambiente (FOUNTAIN *et al.*, 2016).

No verão, tem-se na Península Antártica, uma maior quantidade de precipitação líquida aliada a temperaturas mais amenas que alteram a atividade metabólica da vegetação. Além do mais, o tempo em que as plantas reativam a fotossíntese após o congelamento prolongado do inverno, aliada a ciclos mais curtos de congelamento/descongelamento e períodos de dessecação do verão, são relevantes para o estudo da matéria orgânica em ecossistemas deste tipo (ROYLES; GRIFFITHS, 2015).

A discriminação de isótopos de carbono e análises como de produtividade microbiana e acúmulo de massa em campos de musgos na Península Antártica, indicaram um aumento da atividade biológica ao longo dos últimos 50 anos (AMESBURY *et al.*, 2017). Este fato revela indícios de que mudanças fundamentais e generalizadas na biosfera terrestre já estão acontecendo, bem como, reforçam a tese de sensibilidade da vegetação a estas mudanças no ambiente.

Ao avaliar o padrão da distribuição de algumas espécies de briófitas nas ilhas Windmill, leste da Antártica, Wasley *et al.* (2012) verificaram que a espécie *Schistidium antarctici*, dominou os habitats mais chuvosos, enquanto *Ceratodon purpureus* e *Cephaloziella*

varians foram restritos aos habitats mais secos. Estes resultados demonstram que alterações climáticas que propiciem melhores condições para o desenvolvimento de uma espécie em detrimento da outra podem acarretar na perda significativa ou até extinção de espécies além de facilitar o estabelecimento de espécies invasoras no ambiente peninsular antártico (CHOWN *et al.*, 2015).

Na região da Península Antártica é estimado o surgimento de 2.100 a 17.267 km² de novas áreas livres de gelo (LEE, J. R. *et al.*, 2017). A elevação das temperaturas na Antártica aumentou o derretimento da neve e contribuiu para o colapso das plataformas de gelo, expondo novas áreas livres de gelo abertas alterando a área adequada para pinguins e outras aves (RINTOUL *et al.*, 2018). Nesta perspectiva a vegetação Antártica desempenha um papel importante na colonização e na sucessão primária de habitats terrestres recentemente expostos (FAVERO-LONGO *et al.*, 2012). Possibilitando inclusive, no caso de algumas espécies, indicar áreas com menor cobertura de neve durante o inverno na Antártica (VIEIRA, R. *et al.*, 2015) podendo ser utilizada como indicador de tendências de mudanças a longo prazo nas distribuições de habitat (CASANOVAS *et al.*, 2015).

Nos lagos localizados em áreas livres de gelo na Península Antártica são observados aumentos significativos na temperatura da superfície da água, produtividade biológica primária, e aumento de níveis de nutrientes ligados à glaciação com reduções na neve do lago e na cobertura de gelo (QUAYLE, 2002). O aquecimento de lagos em locais como este proporciona aumento na produção do metano, devido ao degelo precoce dos lagos na época de primavera, mudança nos fluxos de energia que por consequência alteram o clima regional e a comunidade biológica (ROUSE *et al.*, 2008; BEALL *et al.*, 2016).

No leste da Antártica, Langley *et al.* (2016) identificaram uma forte correlação entre a temperatura do ar e a variabilidade anual e interanual do número total de lagos. Para o Ártico, na água do mar da Baía de Hudson e no Estreito de Hudson, Galbraith e Larouche (2011) encontraram uma boa correlação entre a temperatura da superfície da água do mar com as anomalias médias da temperatura do ar ($R^2 = 0,80$) e a porcentagem de águas sem gelo no verão.

2.2 Impacto do degelo nos lagos antárticos

No que se refere ao derretimento de neve, Doran *et al.* (2008) estudaram o Vale Taylor, na Antártica Continental e observaram a associação do aumento de dias com temperaturas mais elevadas nos verões dos anos de 2000, 2001 e 2002, com a ocorrência de significativas perdas nas massas das geleiras e elevação dos níveis de água dos lagos da região na ordem de 0,54 e

1,01 metros. Além disso, Liston e Winther (2005) relatam que os valores de produção de água de fusão superficial e subterrânea juntos, equivalem a 31 mm/ano, distribuídos uniformemente em toda a Antártica. Estes autores ressaltam ainda, que se toda essa água tivesse escoado para o oceano ao invés de congelar novamente, perto de onde foram formadas, esse escoamento representaria um componente significativo no balanço de massa antártico (LISTON e WINTHER, 2005).

Na Península Fildes, Antártica Marítima, Vogt e Braun (2004) relatam o aparecimento de novos lagos devido à recessão do gelo, nos últimos anos, nas áreas recentemente deglaciadas em frente ao domo de gelo de Bellingshausen (muitas vezes chamada "Geleira Collins"). A recessão glacial, a cobertura de neve, gelo e a água deles derretida são fatores importantes que controlam os lagos antárticos em várias escalas de tempo, dando a eles amplas variações morfométricas, químicas e biológicas (HEYWOOD, 1984; VOGT; BRAUN, 2004).

Shevnina e Kourzeneva (2017) citam que algumas características morfométricas dos lagos antárticos influenciam no regime termal desses lagos, que por consequência apresentam distintos períodos de congelamento e descongelamento. Complementarmente, Unrein e Vinocur (1999) alertam que a quantidade e composição da matéria particulada carreada e o estado trófico do recurso hídrico é fortemente afetado pelas características da captação da água, realizadas pelas bases alocadas na Antártica. Este conjunto de características, propicia a existência de basicamente 3 tipos de lagos na região: um com baixa influência de alterações químicas derivadas de sedimentos glaciais derretidos em local próximo ao lago; outro no qual é identificada a presença de sedimentos advindos de derretimentos de gelo de locais longínquos ao lago, com forte influência do vento; e um terceiro, com predomínio da desintegração física das rochas nos quais as fontes de água são atribuídas ao permafrost e algumas vertentes (VIEIRA, R. *et al.*, 2015).

O sensoriamento remoto apresenta-se como uma ferramenta válida no monitoramento de ciclos sazonais e interanuais do derretimento de neve e gelo pois possibilita o mapeamento de pequenos lagos e lagoas que são alimentados principalmente por água de derretimento, sendo destacado o uso do RADAR no monitoramento contínuo das mudanças intra e interanuais na localização e morfometria dos lagos (VOGT; BRAUN, 2004). Esses autores ressaltam a utilização de imagens multiespectrais para avaliar diferenças nas características das colunas de água nos lagos e nas plumas de sedimentos no mar, no qual a principal dificuldade são as frequentes coberturas de nuvens, principalmente, no inverno, o que restringe estudos que se utilizam do sensoriamento remoto ótico orbital, uma alternativa a isso são as novas tecnologias como os Veículos Aéreos Não Tripulados (VANTs).

2.3 Sensoriamento remoto da água de lagos

Zhang et al. (2017) apresentam uma variedade de estudos pelo mundo, relacionados principalmente à medição e modelagem de propriedades opticamente ativas e algoritmos de sensoriamento remoto para Clorofila-a (Chl-*a*), matéria suspensa e Matéria Orgânica Dissolvida Cromófora (CDOM). Nos quais são utilizados diferentes instrumentos de sensoriamento remoto, que vão desde os sensores orbitais e aéreos tanto multiespectrais como hiperespectrais, até a radiometria de campo.

A identificação das variáveis opticamente ativas na água por meio do sensoriamento remoto é possibilitada devido as diferentes interações do meio aquático com a radiação solar que chega a superfície da água e é absorvida, refletida e transmitida por ela (JENSEN, 2009). Em sensoriamento remoto, a captação da intensidade de reflectância da água origina sua feição espectral, e apresenta algumas características associadas presença de variáveis limnológicas opticamente ativas (sólidos suspensos e dissolvidos, fitoplâncton e matéria orgânica) cotidas na superfície da água em questão (HELLWEGER *et al.*, 2004; ESTEVES; BARBIERI, 2011).

Ao relacionar a Radiação Fotossintética Ativa (PAR), com os componentes opticamente ativos das águas de 26 lagos do norte da China, Ma et al. (2016) relatam que lagos distribuídos em superfícies planas, onde a erosão do solo é relativamente forte, atingiram altos valores de PAR, devido a elevadas concentração de sólidos totais em suspensão, variando inclusive, em função de sua granulometria (BARBOSA, 2005; WACHHOLZ, 2011a). Já em corpos d'água muito claros, por exemplo em reservatórios profundos e estreitos, localizados em áreas montanhosas onde a erosão do solo é fraca, a contribuição das concentrações de Chl-*a* e / ou CDOM para a estimativa da PAR foi mais significativa.

A modelagem de parâmetros bio-ópticos e o monitoramento do estado trófico da água por sensoriamento remoto são um desafio devido as diferenças extremas na variabilidade óptica encontrada entre e dentro dos lagos globais. Entretanto, dada a relevância do tema, Eleveld et al. (2017) propuseram dois esquemas de classificação de tipos de água utilizando-se de análise de agrupamento de espectros de reflexão de detecção remota hiperespectral coletados *in situ* em diversos locais. Sendo que um tem como base a reflectância espectral normalizada da área com foco em forma espectral, e o outro mantém a magnitude sem modificação no sinal de reflectância. Ambos geram os mesmos resultados, sendo o primeiro mais adequado para lagos profundos e com pouca reflexão e o segundo para lagos pouco profundos.

Conforme supracitado, os eventos de congelamento dos lagos é outro fator importante na avaliação dos efeitos climáticos sobre o ecossistema Antártico. Neste sentido os sensores

remotos ativos (RADAR), os quais não possuem limitações para o imageamento devido a nebulosidade (LENORMAND; DUGUAY; GAUTHIER, 2002) apresentam-se como uma ferramenta viável para monitoramentos destes eventos.

Murfitt, Brown e Howell (2018) obtiveram sucesso na identificação de lagos livres de gelo, na região central de Ontário no Canadá, com o emprego de imagens do RADAR RADARSAT-2 na polarização HH. Com este mesmo sensor, Surdu et al. (2015) encontrou bons resultados no monitoramento do início e fim do período de congelamento dos lagos no Alasca, Estados Unidos.

2.4 Sensoriamento remoto da vegetação antártica

As características de reflectância da superfície de musgos na Antártida, muda dependendo da espécie analisada. Essas características são significativamente influenciadas pelas condições ambientais sob as quais os mesmos crescem (LOVELOCK; ROBINSON, 2002). Devido a isso, imagens hiperespectrais destas comunidades vegetais podem ser uma ferramenta útil na avaliação de impactos devidos ao aumento da temperatura média regional, bem como na identificação de diferentes espécies de musgos (LOVELOCK; ROBINSON, 2002; ROYLES; GRIFFITHS, 2015).

Ao analisar o uso de métodos de classificação de imagens para identificar a vegetação em regiões sub-antárticas, Murray et al. (2010) sustentam a hipótese de que seu emprego em imagens multiespectrais, otimizam o mapeamento deste tipo vegetação. Por outro lado, Fretwell et al. (2011) apresentam uma das primeiras abordagens relacionadas ao mapeamento da vegetação na Península Antártica, com o uso de técnicas de processamento digital de imagens, em imagens Landsat, sensor *Enhanced Thematic Mapper* (ETM), com resolução espacial de 30 m. Apesar das técnicas de sensoriamento remoto aplicadas nos trabalhos supracitados apresentarem diferenças, em ambos são relatadas dificuldades relacionadas à natureza esparsa da vegetação.

No campo de dados multiespectrais, a partir do aumento da disponibilidade de imagens com melhor resolução espacial, aproximadamente 2 m, Bricher et al. (2013) obtiveram resultados satisfatórios no mapeamento da vegetação de *Azorella* na ilha Macquarie, no oceano Antártico, a partir de imagens Quickbird. Na região da Península Antártica, Shin et al. (2014) e Vieira et al. (2014) utilizaram imagens Quickbird e KOMPSAT-2 para identificar líquens e musgos com precisão e consistência, apresentando dados elementares para o levantamento de campo e monitoramento da vegetação ao longo do tempo. Entretanto, ambos os autores citados

ressaltam a importância da redução das incertezas do mapeamento, caracterizadas principalmente pelas diferenças entre a escala espacial do pixel e a distribuição da vegetação, indicando a ausência de pixels puros nas imagens.

Neste contexto, Lucieer et al. (2014a, 2014b) e Turner et al. (2014a) avaliaram a viabilidade do emprego de VANTs equipados com câmeras multiespectral e hiperespectral no ambiente antártico. Estes autores demonstraram que levantamentos aéreos de baixa altitude com VANTs são muito promissores no mapeamento preciso dos dosséis da vegetação na Antártica, apresentando vantagens como a sua capacidade de coletar imagens de alta resolução espacial, até mesmo em ambientes remotos e hostis.

Ao comparar imagens hiperespectrais adquiridas com VANT as do satélite multiespectral WorldView-2, Malenovský et al. (2017) verificaram maior eficiência no mapeamento dos indicadores de estresse ambiental dos musgos na Antártica, por meio das imagens do VANT. Entretanto, ressalta-se que este resultado não é estritamente devido ao maior número de bandas espectrais com larguras de banda mais estreitas do equipamento hiperespectral, mas, neste caso, resulta da resolução espacial mais detalhada alcançada no VANT, que corresponde ao tamanho dos fragmentos de musgo espacialmente esparsos no ambiente.

No que se refere à saúde dos musgos, o emprego de algoritmo moderno de aprendizado de máquina empregado no processamento dos produtos gerados a partir de levantamentos com VANT (imagens RGB e multiespectrais de 6 bandas, índices de vegetação, dados topográficos 3D e imagens termais), apresentaram mapas com um erro quadrático médio (RMSE) entre 7% e 12% no indicativo do vigor de campos de musgos na Antártica (TURNER, D. *et al.*, 2018). Estes resultados reforçam a ideia de que os VANTs podem ser a solução para sensoriamento remoto eficiente de vegetação em locais com cobertura de nuvens frequente, como no Subártico, Antártica Marítima e Ártico (MALENOVSKÝ *et al.*, 2017).

3 METODOLOGIA

A metodologia empregada, segue o fluxograma apresentado abaixo (Figura 1), descrito sequencialmente a seguir. Maiores detalhes sobre os procedimentos metodológicos adotados serão descritos nos artigos apresentados nos capítulos subsequentes.

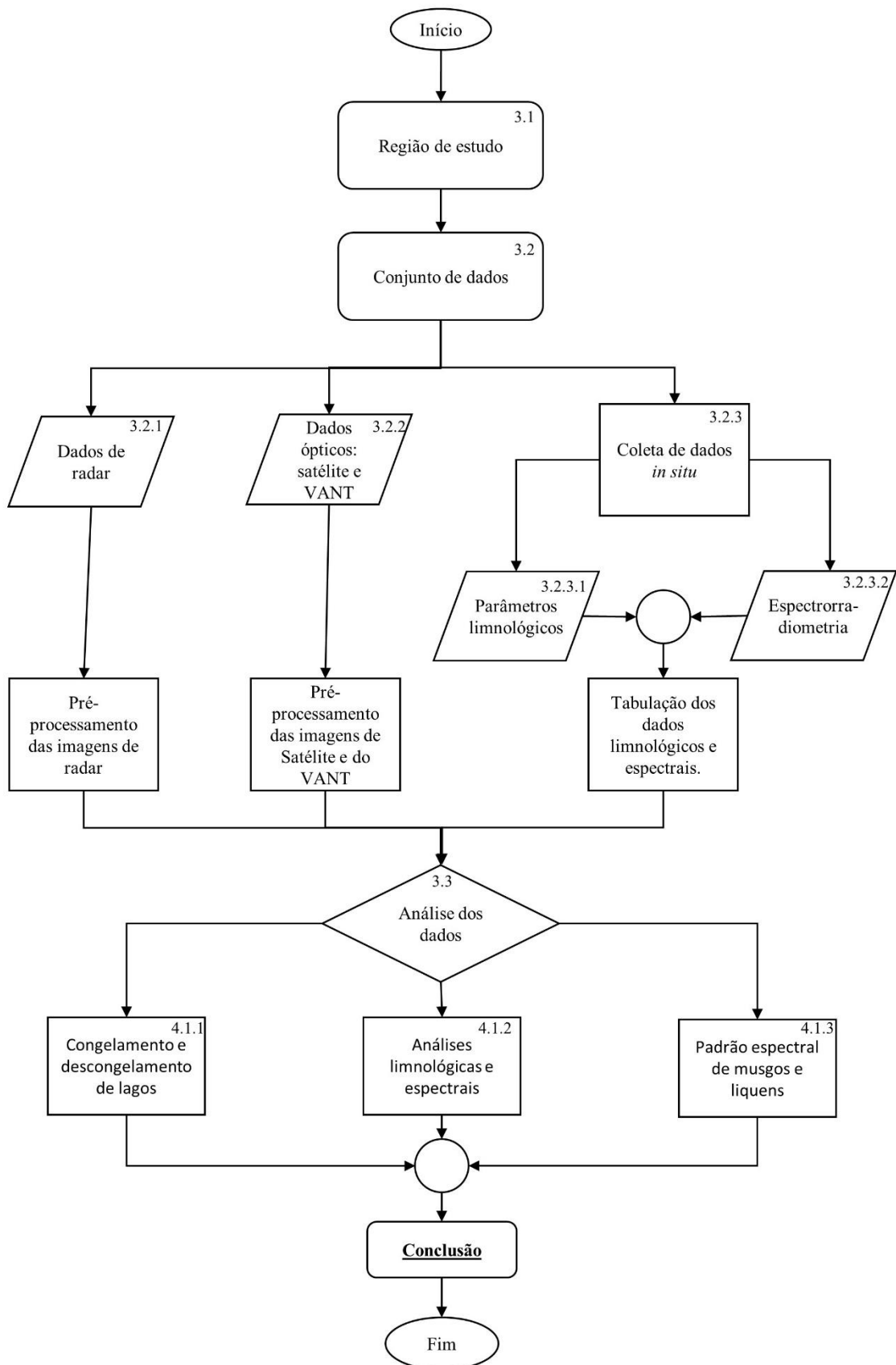


Figura 1 - Fluxograma metodológico.

3.1 Área de estudo

A área de estudo fica localizada nas Ilhas Shetland do Sul, mais especificamente nas áreas livres de gelo entre as coordenadas geográficas 62,09°S, 59,37°W e 62,39°S, 58,91°W, no *Datum* Horizontal WGS 84. Trata-se dos locais denominados de Península Stansbury (PS) e Ponta Harmony (HP), na ilha Nelson, e Península Fildes (PF), na ilha Rei George (Figura 2). Nesta região de clima classificado como do tipo Tundra (KÖPPEN, 1948), as temperaturas médias mais altas do verão (aproximadamente 2°) permitem o crescimento da vegetação e maior produção de água de degelo apenas entre 2 e 4 meses no ano com precipitação variando entre 350 e 500 mm (JIAHONG; JIANCHENG, 1994; ØVSTEDAL; SMITH, 2001; BRAUN *et al.*, 2001; CHRISTOPHERSON; BIRKELAND, 2015a).

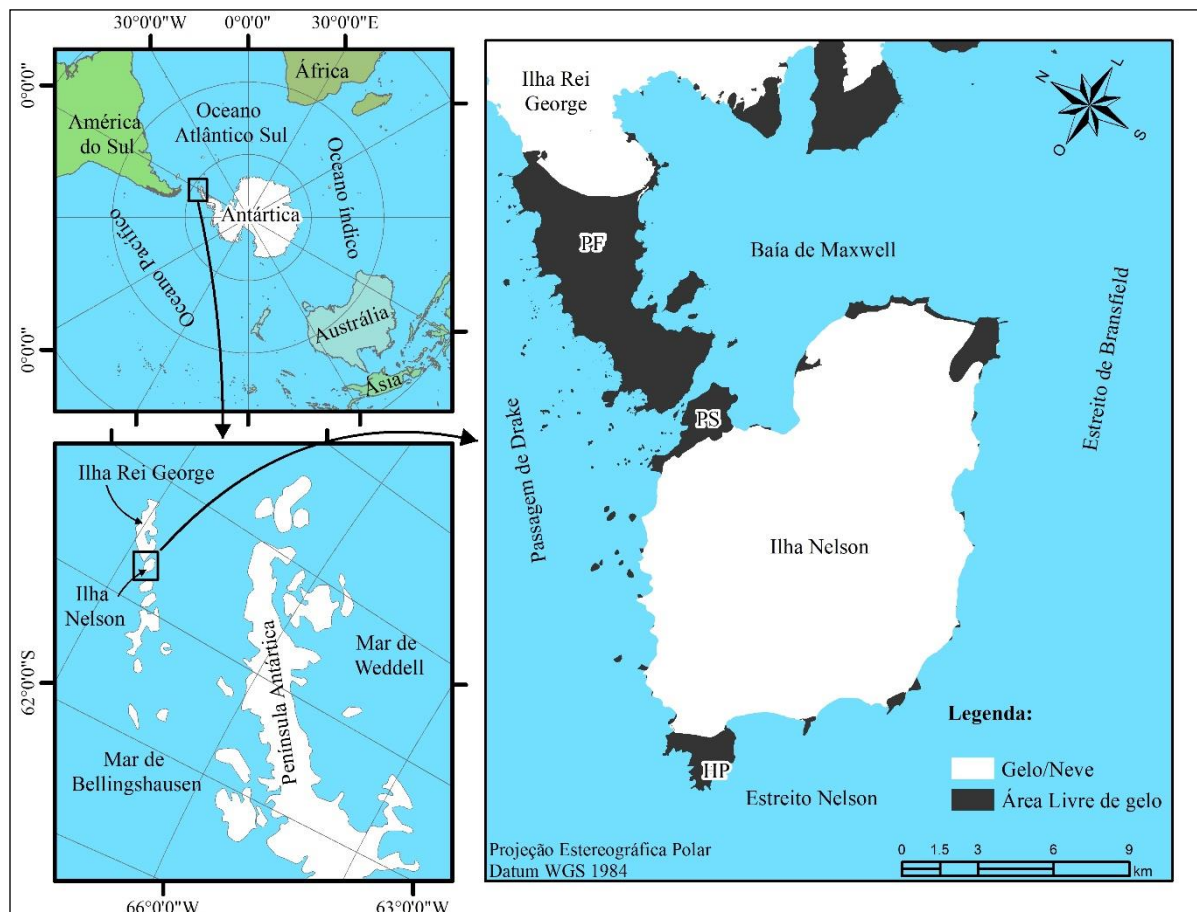


Figura 2 - Localização da região de estudo
Fonte: *Antarctic Digital Database*, (2019).

A PF tem aproximadamente 29 km² de área livre de gelo – a maior área livre de gelo do arquipélago das Shetlands do Sul (MICHEL *et al.*, 2014) – fica na ilha Rei George, cuja área total é de 1.400 km². Na HP e SP estão as outras duas grandes áreas livres de gelo, com área aproximada de 4 km² cada, na ilha Nelson, cuja área total é de 165 km² (RODRIGUES *et al.*, 2019).

As áreas livres de gelo consideradas no presente estudo estão situadas sobre o bloco tectônico de Fildes, fato que as torna semelhantes entre si (BIRKENMAJER, 1989; KRAUS, 2005). Conforme Michel *et al.* (2014) e Rodrigues *et al.* (2019) os processos que caracterizam a formação dos principais solos na região de estudo são a crioturbação e fosfatização. Nestes locais, a principal classe de solo encontrada é do tipo Cryosols (FAO)/Gelisols (USDA), em sua maioria crioturbados (mistura de camadas do solo devido aos contínuos processos de congelamento e descongelamento), onde a presença do permafrost nos primeiros metros abaixo da superfície, orientação vertical de pedras, horizontes orgânicos enterrados e a ocorrência de terrenos padronizados, frequentemente encontrados na região (LÓPEZ-MARTÍNEZ, J. *et al.*, 2016; LÓPEZ-MARTÍNEZ, J. *et al.*, 2012), são indicativos de sua ocorrência (MICHEL *et al.*, 2014).

São relatadas mais de 100 espécies de musgos na Antártica (OCHYRA; SMITH; BEDNAREK-OCHYRA, 2008). No entanto existe um gradiente de diversidade ao longo da Península Antártica, com redução do número de espécies conforme aumentam as latitudes, este fato faz com que as espécies encontradas nas ilhas Orkney do Sul, Shetland do Sul e noroeste da Península Antártica sejam diferentes das encontradas mais ao sul do continente Antártico (PEAT; CLARKE; CONVEY, 2006). Essas características favorecem a presença de uma vegetação semelhante em ambas as áreas livres de gelo consideradas no presente estudo e composta por briófitas e líquens.

Dentre as principais comunidades de plantas, destaca-se na região de estudo os tapetes de musgo das espécies: *Warnstorfia sarmentosa*; *Sanionia uncinata*; *Andreaea gainii*; *Andreaea regularis*; *Andreaea depressinervis*; *Bryum archangelicum*; *Bryum orbiculatifolium*; *Bryum pseudotriquetrum*; *Pohlia wahlenbergii*; *Distichium capillaceum*; *Schistidium falcatum*; *Schistidium rivulare*; *Polytrichum alpinum*; *Polytrichum juniperinum*; *Polytrichum piliferum*; *Hennediella heimii*; *Syntrichia filaris* (PUTZKE *et al.*, 2015). São encontrados também alguns líquens crostosos como *Bacidia spp.*, *Huea spp.* e *Acarospora spp.*, *Himantormia sp.* e *Usnea sp* (MICHEL *et al.*, 2014; RODRIGUES *et al.*, 2019). Complementarmente, ressalta-se a presença da alga *Prasiola crispa*, em lagos rasos ou terrenos

úmidos, onde os pássaros são visitantes ocasionais e algum guano é depositado (RODRIGUES *et al.*, 2019).

3.2 Conjunto de dados de sensores remotos

3.2.1 Dados de RADAR

Na identificação das alterações no estado físico da água dos lagos da região de estudo, foram utilizadas imagens do RADAR S1A, modo de imageamento *Interferometric Wide* (IW). Este RADAR opera na banda C (com frequência de 5,405 GHz com comprimento de onda de 5,5465763 cm) e disponibiliza imagens nas polarizações simples (HH e VV) ou cruzadas (HH+HV e VV+VH). Entretanto, neste estudo será empregada apenas a polarização HH, única disponível para a região de estudo.

A seleção das imagens do S1A modo IW, produto *Ground Range Detected* (GRD) nível 1, com resolução espacial de 5 x 20 m e ângulo de incidência entre 29° e 46°, foram obtidas no banco de dados da Agência Espacial Europeia (ESA) (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>). O pré-processamento das imagens foi realizado no software *Sentinel Application Platform* (SNAP) onde foram realizados sequencialmente aos processos de correção radiométrica, no qual foi empregado o filtro Lee sigma, com janela de 3x3 *pixels* (LEE, J.-S., 1980), e geométricos, a partir de um modelo digital de elevação, neste caso o *Reference Elevation Model of Antarctica* (REMA), com 8 metros de resolução espacial, adquirido gratuitamente no *site* da Universidade do Minnesota (<https://www.pgc.umn.edu/data/rema/>). Nesta operação procedeu-se o georreferenciamento das imagens no sistema coordenado WGS84 e reamostragem para uma resolução de 10 m com o interpolador vizinho mais próximo. Após a referida correção, foi realizada a conversão dos valores lineares da imagem para valores de retroespalhamento (σ) e subsequente importação dos mesmo para o Sistema de Informações Geográficas (SIG) ArcGIS 10.5, no qual foi aplicada a projeção cartográfica Lambert Azimutal Equal area e realizadas as análises subsequentes.

3.2.2 Dados Ópticos

O banco de dados ópticos é composto por imagens gratuitas dos satélites Sentinel 2, sensor *MultiSpectral Instrument* (MSI) e Landsat 8 sensor *Operational Land Imager* (OLI) sensor OLI, acessadas por meio do banco de dados do Serviço Geológico dos Estados Unidos

(USGS) (<http://earthexplorer.usgs.gov/>). Nesta busca, foram priorizadas imagens geradas em datas mais próximas possíveis às de RADAR (item 0) e da coleta dos dados limnológicos, descritas a seguir nos itens e 0.

Além das imagens de satélite foram realizados dois voos fotográficos com emprego do VANT Sensefly eBee. O mesmo foi equipado com uma câmera Canon Ixus 16 MP, que permite obter fotografias coloridas nos comprimentos de onda do vermelho (R), verde (G) e Infravermelho próximo (NIR) de 5309 x 4615 pixels, com uma resolução espacial de até 4 cm e sobreposição entre imagens maior do que 60%. Os voos realizados ocorreram concomitantemente à coleta de amostras *in situ*, descritas a seguir (item 0). No pós-processamento das imagens empregou-se o software Pix4D, para a geração do mosaico das imagens e o modelo digital de superfície (MDS).

As imagens contidas neste banco de dados foram convertidas para reflectância de superfície, e utilizadas como fonte de consulta da resposta espectral de cada pixel correspondente à localização dos pontos amostrais. Apenas sobre as imagens do VANT não foi possível a aquisição de valores de reflectância de sensoriamento remoto, pois o modelo de câmera empregada não possibilitou a realização deste processo.

3.2.3 Coleta de dados *in situ*

O trabalho de campo foi realizado em fevereiro de 2019, verão no hemisfério sul. Devido as dificuldades logísticas e climáticas foi possível a coleta de 7 pontos amostrais no lago considerado no estudo, sobre o qual foram realizadas as análises limnológicas e espectrais (espectrorradiometria de campo), descritas em detalhe nos itens 0 e 0.

As amostras foram armazenadas em garrafas plásticas de 1 litro e conservadas em caixas térmicas a uma temperatura de 4 °C com o mínimo de exposição possível a luminosidade, para inibir a realização da fotossíntese, até a data de realização das análises em laboratório.

A partir do conhecimento do comportamento de fauna e flora presentes na região de estudo foi identificada espécies de musgos e líquens enquadrados em uma “macro-escala” (área de ocorrência superior a 0,5 m²) que viabilizasse a identificação deles também em imagens de sensores de média e alta resolução. Neste processo realizou-se o registro fotográfico e de localização de cada espécie amostral selecionada, e efetuada a aquisição de seus respectivos padrões espectrais.

3.2.3.1 Determinação dos Parâmetros Limnológicos

Parâmetros limnológicos como transparência e temperatura da água foram determinados simultaneamente a coleta das amostras de água. A Transparência da Água (TA) foi obtida com o Disco de Secchi (DS) de 25 centímetros de diâmetro e cor branca, acoplado a uma corda graduada, que foi mergulhado na água, sendo o valor da profundidade na qual notou-se seu desaparecimento anotada. Já a Temperatura (T) do ar e da água foi obtida por meio de um termômetro, colocado a 50 cm sobre a água e submerso em até 5 cm na água. Ambos os valores de TA e T foram anotados em planilha durante o levantamento, e posteriormente tabelados.

Os parâmetros, Total de Sólidos em Suspensão (TSS), Chl-*a*, Turbidez, Potencial Hidrogênico (pH) e Condutividade Elétrica (CE), foram realizados em laboratório, e seus respectivos processos metodológicos são descritos a seguir.

As variáveis turbidez, pH e CE foram mensuradas com o emprego dos seguintes equipamentos, respectivamente: sonda multiparâmetro Horiba modelo U-53, Akso Ak90 e Hanna HI 933000. Para tal, 200 mL de água foram inseridas em um copo preto no qual foi mergulhado um sensor por vez.

Os valores de TSS foram obtidos a partir da secagem inicial dos filtros de celulose, poros de 0,5 µm, por 24 horas em estufa a uma temperatura de 50 °C para a perda da umidade. Na sequência realizou-se a pesagem dos mesmos na balança analítica da marca Metter Toledo AG 245 (acurácia 0,0001 g) para a obtenção do Peso Inicial (Pi). Sequencialmente, o mesmo filtro foi usado para a filtragem do volume de 250 mL de cada amostra, e submetido novamente ao processo de secagem e pesagem final (Pf). Deste modo, a medida do TSS é dada mediante a aplicação da equação 1 (RICE; AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 2012b).

$$TSS \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{(Pf - Pi) \times 100}{Volume\ filtrado\ (ml)} \quad (1)$$

Para a determinação das concentrações de Chl-*a*, o volume de 250 mL de cada amostra foi filtrado. Neste processo o filtro de microfibras de vidro borossilicato sem resina Millipore AP 40, com poros de 0,7 µm, foi empregado. Após a filtragem o mesmo foi imerso em Metanol (10 mL) por 24 horas em recipientes fechados a uma temperatura de 4°C. Passado este período foi realizada a medida de absorvância, segundo o método espectrofotométrico, sem acidificação (sem a determinação da feofitina) proposto por Mackinney (1941), em comprimento de onda

de 663 nm e em 750 nm. Sequencialmente os resultados das medidas de absorvância foram inseridos na equação 2, para a obtenção das concentrações de Chl-*a* (RICE; AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 2012a).

$$Chl\ a\ \left(\frac{mg}{L}\right) = \frac{Abs\ (663-750) \times 12,63 \times V_{met} \times 1000}{V} \quad (2)$$

Sendo: Chl *a* = Clorofila-*a*; Abs = medida de absorvância no comprimento de onda 663 - 750; 12,63 = constante; V_{met} = Volume de metanol (mL), 1000 = constante e V= Volume da amostra (mL).

3.2.3.2 Espectrorradiometria de campo

Os dados espectrais de campo foram coletados por meio do espectrorradiômetro FieldSpec® Hand Held (HH), com faixa de operação entre 325 a 1075 nm (ASD, 2010), cujos procedimentos de coleta dos dados espectrais são obtidos da seguinte forma:

1. O espectrorradiômetro é posicionado em cada ponto amostral sobre a embarcação a uma orientação de 135° de azimute solar e a uma inclinação de 45° do sensor em relação à vertical, sob estas condições, o espectrorradiômetro é apontado primeiramente para a placa de referência Spectralon®, cuja superfície é Lambertiana, para a aquisição do valor de reflectância de referência (que deve ser muito próximo de 100%) (MOBLEY, 1999).
2. Sob as mesmas condições supracitadas, o espectrorradiômetro é reposicionado de modo que fique apontado para a água, obtendo-se assim, a medida de reflectância da água no ponto amostrado.

Observação: Na aquisição do comportamento espectral dos musgos e líquens o sensor é apontado para o alvo em um ângulo de inclinação de 90° em relação à horizontal.

Ressalta-se que para os trabalhos de campo, segundo Pereira Filho et al. (2005) o vento é um importante fator de degradação das informações espectrais, devendo-se portanto, sempre buscar condições de tempo adequadas como dia ensolarado e pouco vento, para que a superfície da água fique levemente ondulada. No entanto, devido às extremas condições climáticas da região de estudo, não se pode garantir medidas de campo nas condições ideais, sendo necessária

a descrição completa das condições em que os dados foram coletados, para que esta informação fique presente nas análises dos resultados.

Para contextualizar as condições de aquisição de cada ponto amostral, foi considerado o quadro 1 que descreve as condições do céu, água e entorno de cada ponto, com base na interpretação visual do pesquisador. Já a direção, velocidade (V) do vento e luminosidade foram adquiridas com o emprego da bússola do receptor GPS Garmin e com o aparelho Termo-Higro-Anemômetro-Luxímetro Digital Instrutherm (Modelo THAL 300). O registro fotográfico de cada ponto amostral e seu entorno, também foi realizado, para servir como apoio na interpretação dos dados.

Quadro 1: Condições observadas em campo. Fonte: (WACHHOLZ, 2011a)

Variáveis	Situação	Condições de campo e/ou água
Condições do céu	1 – Claro	Condição adequada para a coleta de dados limnológicos.
	2 – Esparso	
	3 - Parcialmente Nublado	Apresenta restrições na coleta da transparência.
	4 – Nublado	
	5 - Nublado com chuvisco	
	6 – Chuvoso	
Direção do vento	NW – N – NE – E SE – S – SW – W	A direção do vento indica o deslocamento de substâncias contidas na água e as possibilidades de acesso do vento aquele ponto no reservatório.
Velocidade do vento	0 a 40 km/h	Rugosidade/movimentação da água.
Luminosidade*	0 a 20000 lux	É a luz que incide à superfície aquática.
Rugosidade	1 – Lisa	Condição adequada na coleta de dados limnológicos.
	2 – Baixa	
	3 – Média	
	4 – Alta	Condição que dificulta a navegação e ocasiona a derivação no ponto amostral.
	5 – Muito Alta	
Cor da água	1 – Azul	Água praticamente límpida com pouco material em suspensão.
	2 – Verde Claro	Água com grande quantidade de algas.
	3 – Verde	
	4 – Verde Escuro	
	5 – Avermelhada	Água com maiores níveis de sólidos inorgânicos.
	6 – Marrom Claro	Água com maiores níveis de concentração de matéria orgânica e/ou com bacias de captação com solo dessa cor.
	7 – Marrom Escuro	
	8 – Mistura de cores	
Observações de campo/ponto amostral	Uso da terra	Contempla a natureza do uso/estágio e ocupação do entorno.
	Água	Características visíveis na água como a presença de comunidades de fitoplâncton e outros indicadores na formação de compartimentos aquáticos.

3.3 Tratamento e análise dos dados

Com o intuito de detectar a influência dos componentes opticamente ativos na forma espectral dos pontos amostrais, foram realizadas análises diretas sobre as curvas espectrais. Sobre os espectros de vegetação além de análises sobre a 1ª derivada dos espectros, simulação de bandas e índices de vegetação. Para verificar se há diferença entre as respostas espectrais

dos sensores simulados na identificação dos musgos e líquens foram aplicados testes estatísticos como: T-Student com nível de significância de 5% ($p\text{-valore} < 0.05$); ANOVA (distribuição normal) ou teste de Kruskal-Wallis (distribuição assimétrica) com *post hoc* de Tukey e Duns, respectivamente. Os resultados são expressos pela Diferença Média (MD) e Intervalo de Confiança de 95% (95% IC).

No que se refere às análises do estado físico da superfície da água dos lagos, foram realizadas comparações entre os dados de levantamento realizado com o VANT, imagens do OLI, MSI e do S1A, sobre as quais foram realizadas análises temporais. Os resultados dessa análise foram comparados com as médias de temperaturas da região, bem como, com trabalhos pré-existentes nos quais são constatados maior degelo entre o período estudado. Ressalta-se que o período de estudo se equivale à data da primeira imagem do RADAR S1A da região do estudo e vai até o 1º semestre de 2019.

CAPÍTULO II: Freezing and thawing of lakes on the Nelson and King George Islands, Antarctic, using Sentinel 1A synthetic aperture radar images



Freezing and thawing of lakes on the Nelson and King George Islands, Antarctic, using Sentinel 1A synthetic aperture radar images

Cristiano Niederauer da Rosa · Ulisses Franz Bremer · Waterloo Pereira Filho · Manoel Araujo Sousa Júnior · Gisieli Kramer · Fernando Luis Hillebrand · Janisson Batista de Jesus

Received: 23 January 2020 / Accepted: 27 July 2020
 © Springer Nature Switzerland AG 2020

Abstract This article aims to analyze the dynamics of freezing and thawing of Antarctic lakes located in ice-free areas on Nelson Island and Fildes Peninsula, where response to changes in air temperature and precipitation rates occur rapidly, during the period from July 2016 to December 2018. In these places, which are difficult to access, remote sensing is an important alternative, especially considering the use of active remote sensors such as the Synthetic Aperture Radar (SAR), which has less restriction regarding the presence of clouds over the study area. Three backscatter thresholds were defined (σ) for the identification of the physical state of the water of the lakes of the study region, applied in Sentinel 1A SAR (S1A) images under Horizontal Horizontal (HH) polarization and Interferometric Wide (IW) imaging

mode. These images, along with the air temperature data obtained by the Interim Re-Analysis (ERA-Interim) atmospheric reanalysis model, provided the evidence for the interpretation of the freezing and thawing periods of the lakes. The thresholds applied for the definition of the physical state of the lake water were greater than -14 dB for frozen water, between -14 and -17 dB for the surface, with up to 60% of their frozen area, and less than -17 dB for open water. The temporal analysis revealed that the lakes start to thaw in October, become completely thawed in February, and freeze again in March. Nevertheless, it can be said that the S1A satellite allows a satisfactory identification of the liquid and solid phases of the water in the lakes of the study region.

C. N. da Rosa (✉) · U. F. Bremer · F. L. Hillebrand
 Polar and Climate Center, Postgraduate Program in Remote Sensing, Federal University of Rio Grande do Sul-UFRGS, Avenida Bento Gonçalves, 9500, Building 43136, rooms 208 and 210, Porto Alegre, Rio Grande do Sul 91501-970, Brazil
 e-mail: cristianoond@gmail.com

U. F. Bremer
 e-mail: bremer@ufrgs.br

F. L. Hillebrand
 e-mail: fernando.hillebrand@rolante.ifrs.edu.br

W. Pereira Filho
 Department of Geosciences, Federal University of Santa Maria, Av. Roraima, 1000, Santa Maria, Rio Grande do Sul. 97105-900, Brazil
 e-mail: waterloopf@gmail.com

M. A. Sousa Júnior
 Department of Rural Engineering, Federal University of Santa Maria, Av. Roraima, 1000, Santa Maria, Rio Grande do Sul 97105-900, Brazil
 e-mail: manael@ufsm.br

G. Kramer
 Postgraduate Program in Geography, Federal University of Santa Maria, Av. Roraima, 1000, Santa Maria, Rio Grande do Sul 97105-900, Brazil
 e-mail: gisieli@outlook.com.br

J. B. de Jesus
 Postgraduate Program in Remote Sensing, Federal University of Rio Grande do Sul, Avenida Bento Gonçalves, 9500, Porto Alegre, Rio Grande do Sul 91501-970, Brazil
 e-mail: janisson.eng@gmail.com

Keywords Antarctic · Remote sensing · Sentinel 1A · Antarctic lakes · Environmental monitoring

Introduction

Paleoclimatic evidence indicates that the Earth has undergone long- and short-term (hundreds or thousands of years) climate cycles involving warmer and colder conditions than the current cycles (Jansen et al. 2007). According to Kutzbach and Guetter 1986, Broecker 2000, Jansen et al. 2007, and Kaplan et al. 2020, cyclic patterns of air temperature are found over a period of up to 650,000; 100,000; 40,000; and 20,000 years (Christopherson and Birkeland 2015). Nevertheless, simulations, measurements, and climate predictions are limited to a short period of the long geological history of the continents. Therefore, natural climatic variability and anthropogenic influences on climate will only be identified if the impacts of increased greenhouse gases continue to occur rapidly and are amplified at the Earth's poles (Turner et al. 2014).

Among the most significant impacts of the greenhouse effect is the increase in carbon dioxide (CO₂) in the atmosphere, which drives air temperature changes (Lacis et al. 2010; Christopherson and Birkeland 2015; Anderson et al. 2016). The Maritime Antarctic region responds rapidly to changes in atmospheric temperature and rainfall rates, which in turn influence the time and amount of water present, characterizing an important environment for monitoring the impacts of climate change (Simões et al. 1999; Vaughan et al. 2003). According to Quayle (2002), lakes in this region respond faster to changes in climate than other Antarctic regions, where significant increases in water surface temperature, primary biological productivity, and increased levels of nutrients linked to glaciation are observed with reductions on the snow of the lake and on the ice cover. Thus, there is a need to have a better understanding of the limnological diversity of the lakes of the Antarctic Peninsula related to these climatic changes (Nedbalová et al. 2013).

In the Arctic, a reduction of the ice thickness in successive winters, and the early defrosting of lakes in spring seasons, was reported by Zimov et al. (1997) as effects of the increase in lake water temperature in northern Siberia. Furthermore, in periods when the lakes are free of ice, there is also an impact on the energy flows, subsequently altering the microclimate and

affecting the biological community (Beall et al. 2016; Rouse et al. 2008).

For these reasons, many researchers (White et al. 2008; Cook and Bradley 2010; Geldsetzer and van der Sanden 2013; Surdu et al. 2015; Murfitt et al. 2018; Wakabayashi and Motohashi 2018) have monitored the freezing and thawing period of lakes in both polar regions from remote sensing data. Data acquisition through remote sensing is more feasible compared with traditional point collection. Satellite images can be used to monitor the time of the freezing and thawing events of lakes in a wide territorial area and with high temporal resolution (Murfitt et al. 2018). The active remote sensing data, such as Synthetic Aperture Radar (SAR), are useful for this application because they are less sensitive to cloud interference or polar darkness in the production of images (Jensen 2007; Howell et al. 2009; Nagler et al. 2016; Skakun et al. 2016; Agnihotri et al. 2019; Tsai et al. 2019; Freeman et al. 2019; Bartsch et al. 2020). In this context, this study aims to analyze the dynamics of freezing and thawing of lakes located in ice-free areas on Nelson Island and Fildes Peninsula, on the King George Island.

Methodology

Characterization of the study region

The study region is part of the South Shetland Islands, located in Maritime Antarctic, where climate is influenced by the cold air masses from the Weddell Sea and the action of cyclones from the Amundsen and Bellingshausen seas (Fig. 1). This condition presents abrupt meteorological variations during the year (Schwerdtfeger 1976; Bremer 1998; Turner 2002; Van Wessem et al. 2015), with humid air and warmer temperatures than other regions of the Antarctic continent (Jiahong et al. 1998; Chapman and Walsh 2007; de Andrade 2012).

The climate in the region is classified as tundra (Köppen 1948), where vegetation growth occurs in a short period due to the occurrence of higher temperatures with snow cover for 2–4 months during the year. There are strong winds and average annual air temperature of -2.8 °C (Bañón et al. 2013). The rainfall varies between 350 and 500 mm during the year and, in the summer period, when the average air temperature reaches 2 °C, is marked by a high production of water

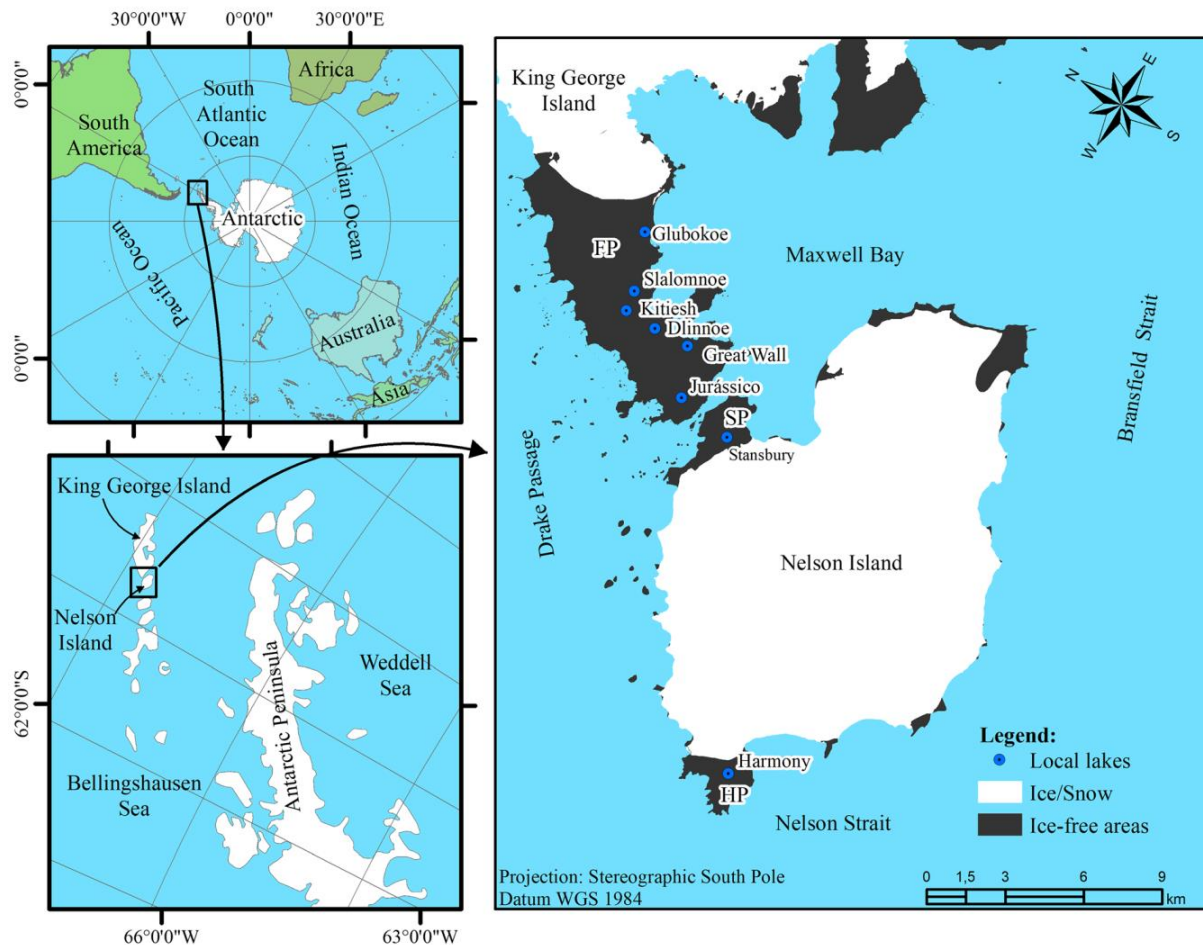


Fig. 1 Location of the study region. Harmony Point (HP), Fildes Peninsula (FP), and Stansbury Peninsula (SP) are ice-free areas. Source: Antarctic Digital Database (2019)

from the thaw (Braun et al. 2001; Jiahong and Jiancheng 1994; King and Turner 1997; Øvstedal and Smith 2001; Bañón et al. 2013).

Nelson Island comprises an area of approximately 160 km², with 95% of it covered by a permanent ice cap (Kraus 2005). In contrast to the ice cap, Harmony Point (HP) and Stansbury Peninsula (SP) are ice-free areas. King George Island, where the Fildes Peninsula (FP) is located, is the largest island in the archipelago (approximately 1300 km²) with an extensive ice-free area of approximately 29 km² (Michel et al. 2014). In geological terms, the Nelson and King George islands are located on tectonic blocks that make them similar to each other (Kraus 2005). Nevertheless, ice-free areas such as FP, SP, and HP are located in the Fildes Block, separated from the others by the Collins Fault (Birkenmajer 1989).

To carry out this study, we analyzed lakes located in ice-free areas between the coordinates of 62.16° S, 59.29° W and 62.37° S, 58.91° W on the WGS 84 Horizontal Datum, i.e., in HP and SP on Nelson Island and King George Island, in the FP. The lakes present in this region are predominantly of endorheic origin, small and shallow, located in depressions caused by deglaciation. There are also deeper lakes of volcanic and tectonic origin (Simonov 1977).

Database

The research was developed with the use of 73 images from the Sentinel 1A SAR (S1A), four optical images from the Sentinel 2A (S2A) MultiSpectral Instrument (MSI) sensor, and one from the Landsat-8 Operational Land Imager (OLI) sensor, reflectance of Top of the

Atmosphere (TOA), in the period from July 2016 to November 2018. The time interval defined for the acquisition of these images was limited to the availability of the S1A scenes for the study area.

Images from the S2A and Landsat-8 satellites were obtained through the Global Visualization Viewer platform (<http://earthexplorer.usgs.gov/>). In addition, two satellite images were considered available in the Google Earth (GE) program, to assist in the classification and validation of the analyses.

Images of the S1A satellite were obtained from the European Space Agency (ESA) server database, accessed from its mirror file at the Alaska Science Facility (ASF) (<https://vertex.daac.asf.alaska.edu>). In this server, images in the Interferometric Wide (IW) image mode, level 1 Ground Range Detected (GRD) product, with high spatial resolution, were downloaded. It is a focused SAR data, detected using a multi-look technique (number of views: 5×1 , relative number of views: 4.9) and projected in the WGS84 ellipsoidal model (ESA 2019) with a spatial pixel resolution of 10×10 m. The S1A operates in the C band (with a frequency of 5.405 GHz) and provides single (Horizontal Horizontal (HH) and Vertical Vertical (VV)) or crossed (HH + Horizontal Vertical (HV) and VV + Vertical Horizontal (VH)) polarizations. In this study, however, only the HH polarization was used, being the only one available for the study region.

To correct the terrain of the S1A images, the Reference Elevation Model of Antarctica (REMA) was used, with 8 m of spatial resolution, acquired from the University of Minnesota website (<https://www.pgc.umn.edu/data/rema/>). The REMA is created from stereophotogrammetry with submeter resolution imagery (0.32–0.5 m) acquired between 2009 and 2017 during the austral summer (Howat et al. 2018).

The air temperature data at a height of 2 m from the ground surface were obtained from the ERA-Interim atmospheric reanalysis model, available on the European Center for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF) (“ECMWF | ERA-Interim, Daily” 2019), ERA-Interim (<http://apps.ecmwf.int/datasets/>), in Network Common Data Form (NetCDF) file format. The data interpolation grid used presents a spatial resolution of $0.7^\circ \times 0.7^\circ$, with the measurements in times 00:00, 06:00, 12:00, and 18:00. According to Bracegirdle and Marshall (2012), the ERA-Interim model shows superiority over other atmospheric reanalysis models such as Climate Forecast System Reanalysis (CFSR),

40-year European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF) Re-Analysis (ERA-40), Japanese 25-year Reanalysis (JRA-25), and Modern Era Retrospective-Analysis for Research and Applications (MERRA) for Polar regions.

Image preprocessing

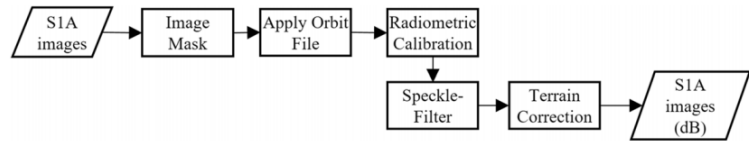
S1A radar images were preprocessed in the Sentinel Application Platform (SNAP), version 6.0.0, provided by the ESA pursuant to the General Public License. In order to automate the processing of the 73 images of the S1A sensor, GraphBuilder was used, with the tools described below (Fig. 2).

The first tool applied in the S1A images aimed to reduce the computational effort. In this sense, the images were cut in a rectangle, with an emphasis on the study areas. Sequentially, the Apply Orbit File tool was applied, whose purpose is to correct the orbit of the satellites from the ephemeris provided by the ESA in each image. Subsequently, the radiometric calibration process was performed to make possible the comparison between SAR images obtained by other sensors, including those acquired by the same sensor in different dates and acquisition modes.

According to Jensen (2007), the noise present in the RADAR image causes constructive and destructive interference in electromagnetic waves, thus rendering an image with too much mixing between light and dark areas. For that reason, the Lee sigma filter of the Speckle-Filter tool was applied, with a 3×3 -px window (Lee 1980) in the calibrated images. This type of filter was applied successfully in previous works aimed at the detection of water, ice, and snow (Geldsetzer and van der Sanden 2013; Surdu et al. 2015; Zhou and Zheng 2017; Murfitt et al. 2018; Stettner et al. 2018).

The relief-induced changes in backscatter (σ) should be treated as a systematic error and should be offset, being important for the analysis of multitemporal image datasets in terrains with marked altimetric variation and variable image geometries (Loew and Mauser 2007). Therefore, the correction of the terrain was used to geocode the images, based on a digital elevation model, namely the REMA. In this operation, the data were georeferenced to the WGS84 coordinate system and re-mapped to a resolution of 10 m with the nearest neighboring interpolator. Following this correction, the image values were converted from linear values to σ (dB) values, and imported into the ArcGIS 10.5

Fig. 2 Flowchart of the preprocessing step of S1A images



Geographic Information System (GIS) for the subsequent analyses.

The images of the S2A MSI and Landsat-8 OLI satellites were also inserted into the ArcGIS 10.5, followed by red-green-blue (RGB) compositions 3-8-2 for MSI and 4-3-2 for OLI, as well as the images made available on GE.

Selection and identification of the physical state of the water in lakes by backscattering thresholds

For the freezing and thawing study, six lakes with width and length over 100 m were selected, whose geographical position and size are already reported in previous studies (Alfonso et al. 2015; Shevnina and Kourzeneva 2017). In addition, two lakes were added to the study using photointerpretation techniques applied on the image of February 20, 2016, available in GE, located in the lower regions of Nelson Island and Fildes Peninsula, being found without snow and with the ice-free surfaces. These lakes were vectored in the ArcGIS 10.5 program and used as a reference for obtaining the σ values.

The identification of the σ thresholds that characterized the physical state of the water (freezing and thawing of the lakes) was based on the extraction of the mean σ values of each polygon representing the studied lakes, at a 90% confidence interval. In this process, the SAR images closest to the three optical images of the S2A, dated February 8, 2017; March 30, 2017; and March 10, 2018, were used, as well as another available on the GE platform, dated November 16, 2016, with the surface of the lakes completely frozen

Table 1 Reference images (SAR) used in the analysis of the σ thresholds assigned to each water physical state class and optical images used to class calibration

S1A SAR image	Optical image
11/12/2016	11/16/2016— <i>Digital Globe</i>
02/16/2017	02/08/2017—S2A
03/24/2017	03/30/2017—S2A
03/07/2018	03/10/2018—S2A

(Table 1). These optical sensor images served as a basis for the interpretation of the lake water physical state. In addition, the behavior of the reflectance values in the lakes was observed mainly in the near-infrared bands of each sensor, a band commonly used for water detection in Antarctica (Dozier et al. 1981; Grenfell 1981; Allison et al. 1993; Burton-Johnson et al. 2016).

In order to validate the thresholds, the physical state of the water was visually observed in the Landsat-8 OLI sensor image of March 6, 2017, and the S2A MSI sensor of March 23, 2017, which were compared with the respective threshold classes applied on the SAR images of March 12, 2017 and March 24, 2017. Once the thresholds were validated, the analysis of the freezing and thawing dynamics of the lakes between July 7, 2016, and November 14, 2018, was performed.

Temporal analysis of backscatter and mean air temperature

The air temperature data at 2 m above the surface and the σ values of the SAR images were extracted by the Extract Multi Value to Points tool in the ArcGIS 10.5 program. Based on the shapefile containing several points in each lake, the temperature value was obtained at every 6 h during the time interval adopted, as well as the σ value of each image. Sequentially, the attribute table contained in the shapefile used in that tool was exported in text format and inserted into an MS Excel spreadsheet in which the following analyses were performed: mean σ values per lake in each S1A image; and mean air temperature at 2 m for 1, 2, 7, and 16 days prior to the acquisition of the S1A image. This methodology was applied based on water thawing events, which may be related to mean temperatures up to 16 days prior (Surdu et al. 2015; Nihashi and Ohshima 2015).

After the acquisition of the mean σ values for the lake and air temperature, the Spearman's correlation (Siegel and Castellan 1988) between them was obtained. This process aimed at identifying air temperature averages that had the most impact on the σ value found in the lakes prior to the satellite passage over the island.

$$r_s = 1 - \frac{6 \sum_{i=1}^n d_i^2}{(n^3 - n)} \quad (1)$$

Where

- r_s nonparametric Spearman's correlation coefficient;
- d_i difference between each x and y positions;
- n number of sampling points.

Results

Lake water backscatter thresholds

The analysis performed on the images used as reference (Table 1) allowed for the identification of three conditions of the lakes' physical state (Fig. 3): (1) thawed: lakes whose water surface is completely free of ice; (2) partially frozen: lakes with up to 60% of thawed area; and (3) frozen: lakes with ice-covered surface throughout their extension. Each of the three classes was characterized based on the σ thresholds presented in Table 2.

Threshold results identify water state inside of each observed lake in validation images, shown in Fig. 4. In this figure, it is possible to observe the effect of the response mixture of σ caused by impure pixels located on the edge of the lakes, which may be representing water and soil. In relation to the comparisons between S1A images and Landsat-8 images, it is necessary to consider that the second one has a 30-m resolution, which makes it difficult to analyze small lakes such as Jurassic, Dinnoe, and Great Wall (Fig. 1).

Time analysis of the mean backscatter values of the lakes

The results of Spearman's correlation test showed a higher negative correlation between the mean σ value of the lakes and the mean air temperature at 2 m for the 16 days before the satellite passage over the island (Fig. 5).

In the temporal analysis, the thresholds presented in Table 2 were considered. Thus, Figs. 6 and 7 illustrate the mean σ (dB) obtained in the S1A images of the lakes in the study region in the considered time interval. In the studied lakes, the σ values decrease starting in the second week of September, at the end of the austral winter of 2016, from which some lakes present σ values lower than -14 dB, indicating the beginning of the thawing

period. Notwithstanding, only in early spring, when temperatures vary between -1 and 0 °C, there is a more pronounced and frequent oscillation between the freezing and thawing states of the lakes. Only in the first week of January 2017, with temperatures above 0 °C, the σ values remain below -17 dB and the lakes are completely thawed, a condition observed until around April 19, 2017.

In the austral autumn of 2017, more specifically between the last week of May and June, when air temperatures drop to -5 °C, lakes alternate between partially frozen and thawed periods, remaining stable in the frozen state only at the beginning of that year's winter. Already, in the austral spring of the same year, the first signs of thawing are observed between the second and third week of October, in periods with σ values lower than -14 dB and gradual increase of air temperature. From this period, the lakes are presented in the partially frozen and thawed states. Still, only in February 2018, when air temperatures varied between 1.5 and 2.6 °C, it was possible to observe thawed water in most lakes.

The austral autumn of 2018 reached lower temperatures than the previous year and showed the beginning of the freezing process in mid-May, from which time the temperatures remained below 0 °C. This behavior resulted in the freezing of the lakes 1 week before the beginning of the winter of 2018, in which the lakes remained in the frozen state.

At the end of the winter of 2018, the σ values showed a reduction, which may be related to the less intense cold of this period, considering that temperatures in August began to increase, reaching -3 °C, on average. Because of this, the lakes changed their state in the second week of spring and stayed between the thawed and partially frozen classes.

In general, oscillations are observed on both islands between the frozen and thawed states in the spring months and in the autumn between the partially frozen and thawed states, a period in which temperatures were below 0 °C. In the austral spring of 2016 and in the autumn of 2017, it is worth mentioning the fact that the oscillations in σ values reached a greater amplitude (7.45 in the spring of 2016 and 9.08 in the autumn of 2017), since most lakes alternated between frozen and thawed in a matter of weeks.

The opposite situation was found in the austral spring of 2017, in which the lakes oscillated between partially frozen and thawed, with temperatures rising linearly up

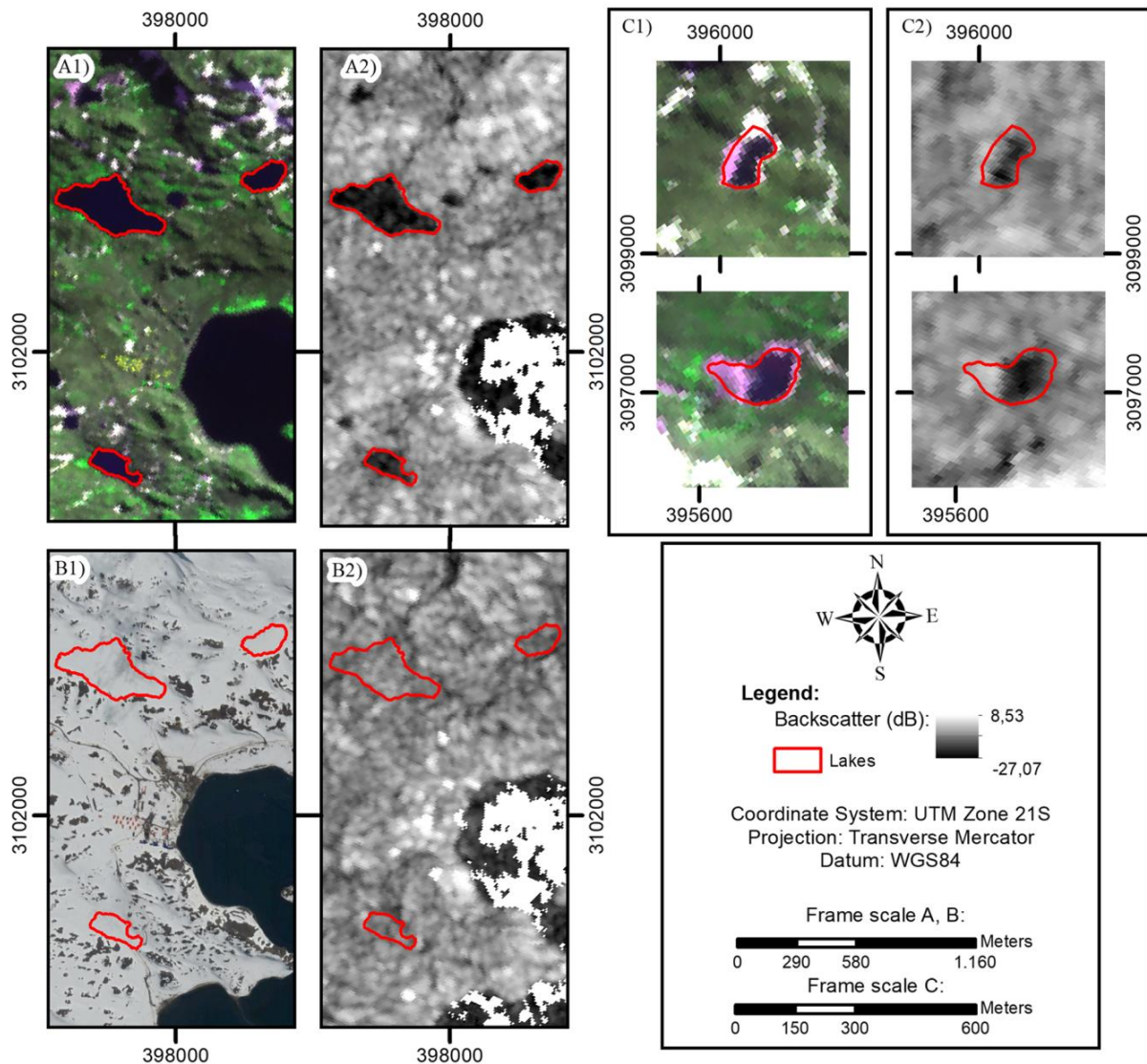


Fig. 3 Water state classes in optical and radar images. (A1) Thawed, image S2A RGB382 (3/10/2018). (A2) Thawed, image S1A (3/7/2018). (B1) Frozen, image available on GE (11/16/

2016). (B2) Frozen, image S1A (11/12/2016). (C1) Partially frozen, image S2A RGB382 (3/10/2018). (C2) Partially frozen, image S1A (3/7/2018)

to reaching positive values. In the autumn of 2018, the lakes were ranged from partially frozen to fully frozen, with temperatures decreasing linearly until reaching the

minimum value of $-2\text{ }^{\circ}\text{C}$ (late May), conditioning the freezing of most lakes.

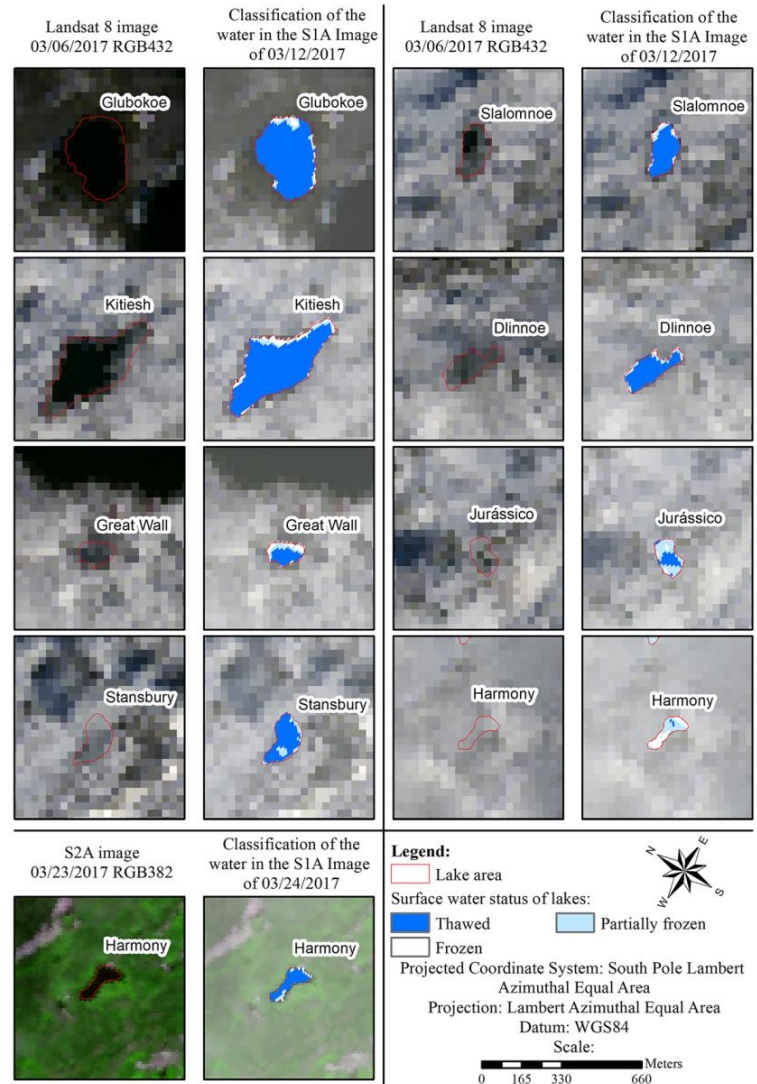
Table 2 σ thresholds assigned to each class

Lake state	σ (dB)
Thawed	$\sigma < -17$
Partially frozen	$-14 > \sigma > -17$
Frozen	$\sigma > -14$

Discussion

In a similar study conducted in lakes of central Ontario, Canada, from the HH polarization of RADARSAT-2, Murfitt et al. (2018) established σ thresholds for ice and open water of local lakes. These authors report thresholds between -20 and -25 dB for pure water regions

Fig. 4 Validation of the adopted thresholds to the identification of the water physical state in the studied lakes



and lakes with total ice coverage ranging from -18.4 to -14.9 dB. In the lakes evaluated in this study,

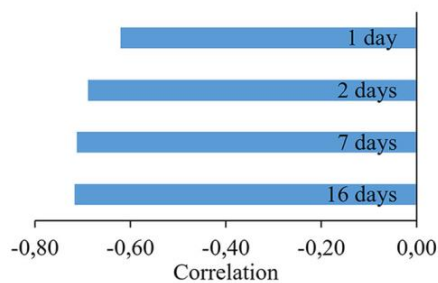


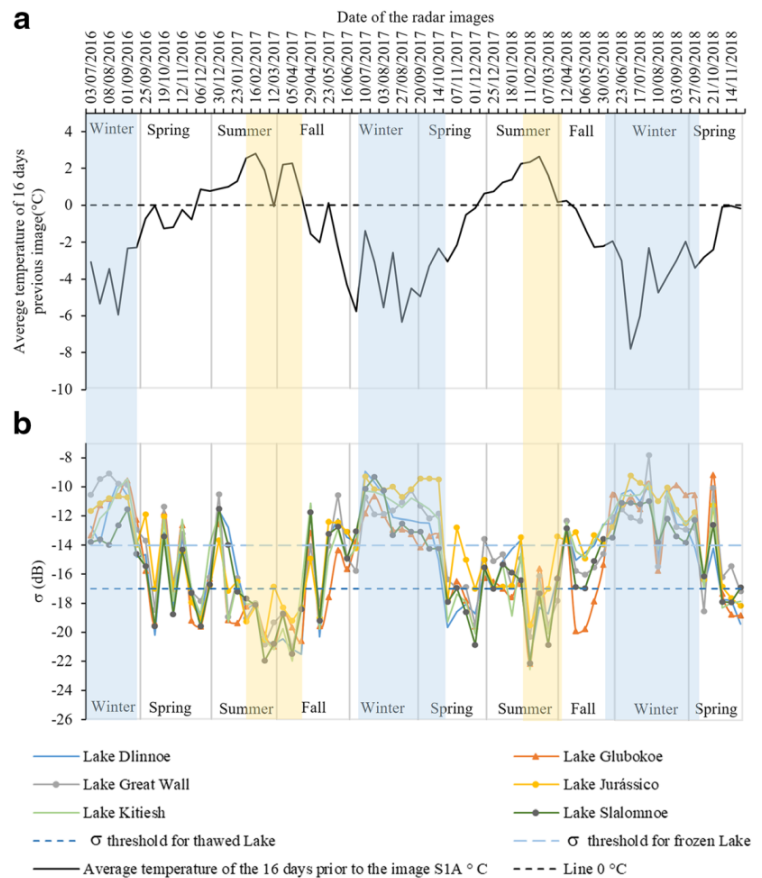
Fig. 5 Correlation analysis between the mean air temperature at 2 m for the days prior to the S1A satellite passage over Nelson island and their respective σ values in the lakes of the study region (with p value < 0.05)

thresholds of -14 dB were observed for fully ice-covered lakes and -17 -dB thresholds in thawed lakes.

Using images from the RADARSAT-2 and ENVISAT ASAR satellites to monitor the ice formation start and end in lakes on the northern slope of Alaska, USA, both with HH polarization, Surdu et al. (2015) assigned thresholds between -28.5 to -20.47 dB considering RADARSAT-2 and, between -24.88 and -19.62 dB, considering ENVISAT ASAR for water regions. On ice-covered surfaces, the thresholds were between -18 and -14 dB, respectively.

In order to analyze the effect of the climate change on some shallow lakes in the Arctic, Wakabayashi and Motohashi (2018) reported thresholds greater than -14 dB for the distinction between floating and bottom

Fig. 6 Mean σ value obtained in the S1A images of the lakes of Fildes Peninsula in the period from July 3, 2016, to November 14, 2018, and the respective mean temperatures of the 16 days prior to the passing of the S1A. The blue stripes show the time in which the mean σ values of the lakes are in the frozen state, while the yellow stripes highlight the time in which the mean σ value in most lakes are thawed. **a** Average temperature of 16 days previous image ($^{\circ}\text{C}$). **b** Mean σ value obtained in the S1A images



ice lakes in Sentinel 1 images, Extra-Wide (EW) swath imaging mode, and HH polarization. Considering the above, it is justified to adopt the partially frozen class, as lakes considered in this state presented mean σ values between -14 and -17 dB, indicating the influence of ice fragments that may be floating, crushed on the surface or under a thin blade of water.

Without considering the morphometric characteristics of the lakes and some wind events that cause the rupture of thin ice sheets on the surface of the water, it is believed that the ice begins to form when the surface air temperature is below 0°C and may take several days to form a more solid ice layer in shallow lakes (Geldsetzer and van der Sanden 2013). Therefore, changes in σ values are related to changes in air temperature occurring between 3 and 16 days prior to acquisition of RADAR images, accentuating events of thawing (Surdu et al. 2015).

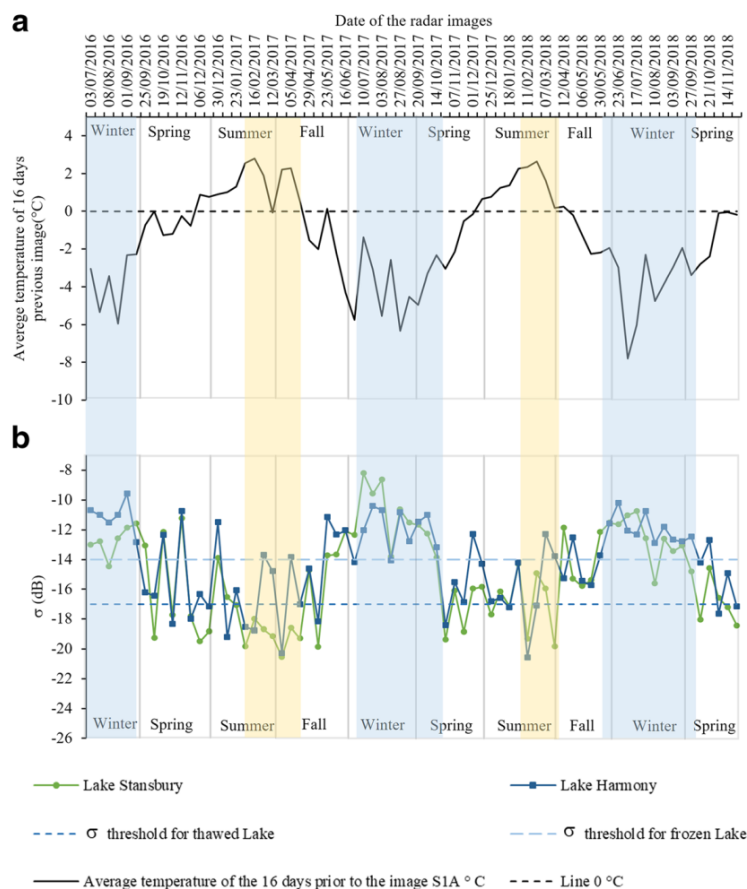
The analogous results were found by Nihashi and Ohshima (2015). They observed correlation between the daily volume of sea ice produced in the thirteen largest

coastal polynya in Antarctica, and the 2-m air temperature obtained through the ERA-Interim. Meanwhile in HP, FP, and SP, the correlation between mean σ value of the lakes and the mean air temperature at 2 m for the 16 days before the satellite passage was significant.

Lakes rapidly thawing were detected in 2016 austral spring and 2017 autumn. It may be related to Antarctic Continent coastal and interior zones' generalized heating, accompanied by a strong negative phase of the Southern Hemisphere Annular Mod (SAM), as reported by Ionita et al. (2018) in 2016 austral spring.

In relation to the lakes of the Fildes Peninsula, Shevina and Kourzeneva (2017) identified that all the lakes of them were ice-free in the summer of 2012, freezing between late March and early April, with variation of up to 2 weeks between different lakes depending on their depth and surface area. This fact can be observed from the analyses of the mean σ behavior found in the Harmony and Kitiesh lakes (Fig. 8), since the first one has an area of 9166.40 m^2 and responds faster to changes in temperature than the second, whose

Fig. 7 Mean σ value obtained in the S1A images in the Nelson Island lakes from July 3, 2016, to November 14, 2018, and the respective mean temperatures of the 16 days prior to the passing of S1A. The blue stripes show the time in which the mean σ values of the lakes are in the frozen state, while the yellow stripes highlight the time in which the mean σ value in most lakes are thawed. **a** Average temperature of 16 days previous image ($^{\circ}\text{C}$). **b** Mean σ value obtained in the S1A images



area is 80,135.00 m^2 , as observed in the images of February 28, 2017, and March 7, 2018. In those images, although the temperature is higher than 0°C , mild reductions are sufficient for the smaller lake to have thresholds close to or higher than freezing and defrost when temperatures increase again. The opposite condition was observed in lake Kitiesh, which remained thawed.

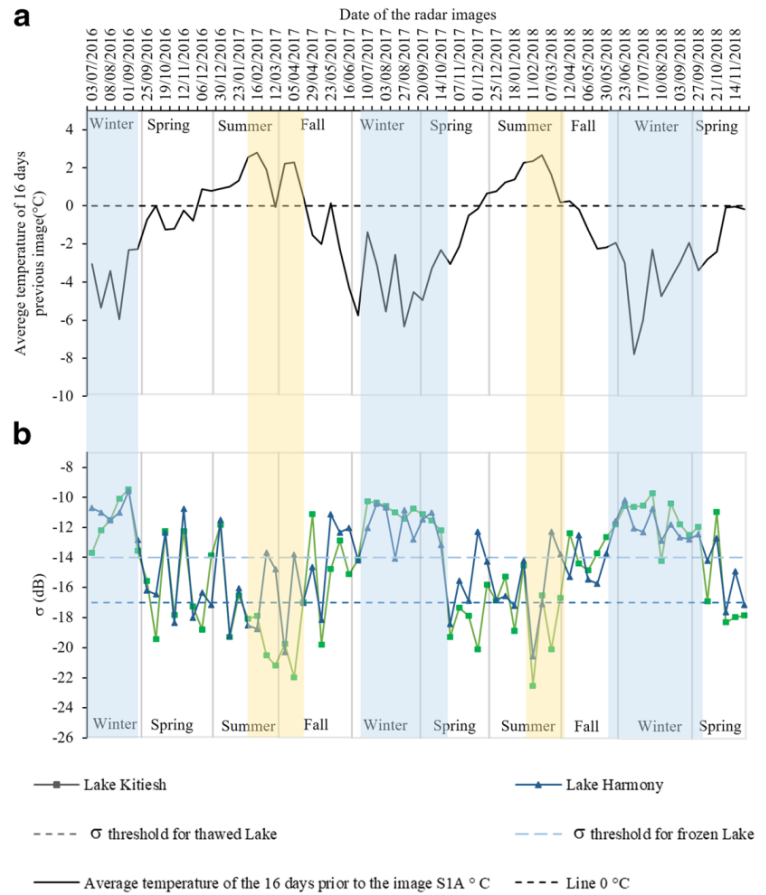
The results of this study revealed that in the years of 2017 and 2018, the process of lakes defrosting occurred late, and in the summer periods of those years, the lakes were free of ice only from the month of February and remained so until early March. The period of freezing remained between the end of March and the beginning of April. These results are in agreement with Surdu et al. (2015) in northern Alaska, where they observed that the freezing process occurs later in the year.

On the lakes of Nelson Island, large changes in the σ values of Lake Harmony are observed over time, which

is stable and completely frozen only in the winter months. A similar process is detected by Morris et al. (1995) in shallow subarctic lakes, with reports of greater σ variability in any ice growing season.

Some areas identified as partially frozen and thawed, such as at Stansbury, and Lake Harmony, on August 15, 2017, and October 26, 2017; Great Wall, Glubokoe, and Stansbury on August 10, 2018; Stansbury, Harmony, Great Wall, Glubokoe, and Kitiesh in the images of October 10, 2018, when temperatures are below -1°C but show an increase of approximately 2°C compared with the date of the previous image. This fact may be linked to the presence of wet/molten snow on the surface of the frozen lake as when the snow is in this state, the water content increases the absorption of the radar signal compared with dry snow, making it similar to that of water. This is a recurrent event throughout the ice and snow season, which indicates the occurrence of multiple events of defrosting and re-freezing (Mätzler

Fig. 8 Mean σ value obtained in the S1A images, in the lakes: Kitiesh, with a surface area of approximately 80,135.34 m², and Harmony, with an area of approximately 9196.41 m² in the period from July 7, 2016, to November 14, 2018, and the respective mean temperatures of the 16 days prior to the passing of S1A. The blue stripes demonstrate the time in which the mean σ values of the lakes are in the frozen state, while the yellow stripes highlight the time in which the mean σ values in most lakes are thawed. **a** Average temperature of 16 days previous image (°C). **b** Mean σ value obtained in the S1A images

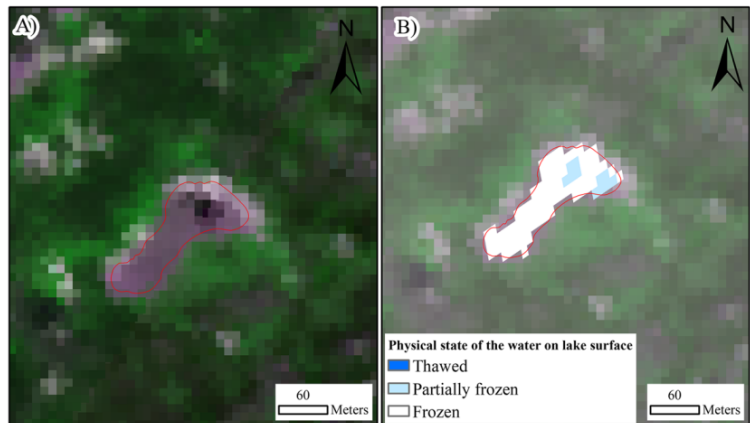


and Schanda 1984; Hall et al. 1994; Murfitt et al. 2018; Surdu et al. 2015).

In the image of March 7, 2018, only Lake Harmony was detected as frozen—possibly, an error caused by the effect of the ripples caused by the wind on the water surface, compromising the σ

value found in the HH polarizations (Geldsetzer and van der Sanden 2013). Nevertheless, even with the mean temperature of 0 °C in the 16 days prior to the image, the fact was proven from the interpretation of the S2A sensor image of March 10, 2018 (Fig. 9).

Fig. 9 Comparison between optical and classified radar images of the water surface of Lake Harmony. **a** S2A RGB382 image of March 10, 2018. **b** S1A image of March 7, 2018, cut with the lake boundary and classified according to the thresholds adopted in Table 2. Coordinate system: Lambert Equal Area Azimuth; datum: WGS 84



Conclusions

The mean σ values (Sentinel 1A) of each lake allowed for the identification of three physical states of its surface waters:

- i) Fully frozen, with values higher than -14 dB;
- ii) Up to 60% frozen, thresholds between -14 and -17 dB;
- iii) Completely free of ice/snow with a threshold less than -17 dB.

The analysis of the dynamics of the lakes revealed the beginning of thawing in October, remaining in the fully thawed condition only throughout February. In contrast, the freezing process occurs between March and April. In addition, the greater variability of σ values found in Nelson Island lakes provides evidence of lower depths than the lakes located in Fildes Peninsula.

The occurrence of sudden changes in air temperature in winter or summer can lead to wet snowfall and/or initial ice formation, resulting in an increase or decrease in σ values of the lakes. The ice thickness on the lake and the penetration capacity of the radar wavelengths are another determining factor in the identification of the lakes' freezing and thawing periods. Consequently, it is suggested that in future studies, the monitoring of the lakes with the acquisition of data in situ, as well as the use of band X radar images, be continued because they present a smaller penetration capacity in the surface objects and the possibility of detailed detection of the start and end of the freezing period in the larger lake.

The S1A images with IW acquisition mode and HH polarization presented satisfactory results considering the mean σ behavior of each lake area. Nevertheless, some limitations have been identified: it is necessary to increase the accuracy distinction among water, moss, soil, and rock field areas in autumn, spring, and winter images which make it difficult to design new lake areas. In this case, it was crucial to use the corresponding shapefile to limit lakes; the use of these limits in other regions needs to be tested. However, it is possible to work in the South Shetland Islands, if applied to lakes with area and width greater than 20,578.61 m² and 34 m, respectively, due to IW imaging mode resolution specifications.

Acknowledgments The authors thank the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq), process 310758/2016-5, Coordination for the Improvement of Higher

Level Personnel—Brazil (CAPES)—Code of Financing 001, for promoting the development of this research.

Compliance with ethical standards

Conflict of interest The authors declare that they have no competing interests.

References

- Agnihotri, A. K., Ohri, A., Gaur, S., Shivam, Das, N., & Mishra, S. (2019). Flood inundation mapping and monitoring using SAR data and its impact on Ramganga River in Ganga basin. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(12), 760. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7903-4>.
- Alfonso, J. A., Vasquez, Y., Hernandez, A. C., Mora, A., Handt, H., & Sira, E. (2015). Geochemistry of recent lacustrine sediments from Fildes Peninsula, King George Island, maritime Antarctica. *Antarctic Science*, 27(05), 462–471. <https://doi.org/10.1017/S0954102015000127>.
- Allison, I., Brandt, R. E., & Warren, S. G. (1993). East Antarctic Sea ice: albedo, thickness distribution, and snow cover. *Journal of Geophysical Research*, 98(C7), 12417. <https://doi.org/10.1029/93JC00648>.
- Anderson, T. R., Hawkins, E., & Jones, P. D. (2016). CO₂, the greenhouse effect and global warming: from the pioneering work of Arrhenius and Callendar to today's Earth System Models. *Endeavour*, 40(3), 178–187. <https://doi.org/10.1016/j.endeavour.2016.07.002>.
- Bañón, M., Justel, A., Velázquez, D., & Quesada, A. (2013). Regional weather survey on Byers Peninsula, Livingston Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Antarctic Science*, 25(2), 146–156. <https://doi.org/10.1017/S0954102012001046>.
- Bartsch, A., Widhalm, B., Leibman, M., Ermokhina, K., Kumpula, T., Skarin, A., Wilcox, E. J., Jones, B. M., Frost, G. V., Höfler, A., & Pointner, G. (2020). Feasibility of tundra vegetation height retrieval from Sentinel-1 and Sentinel-2 data. *Remote Sensing of Environment*, 237, 111515. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111515>.
- Beall, B. F. N., Twiss, M. R., Smith, D. E., Oyserman, B. O., Rozmarynowycz, M. J., Binding, C. E., Bourbonniere, R. A., Bullerjahn, G. S., Palmer, M. E., Reavie, E. D., Waters, L. C. D. R. M. K., Woityra, L. C. D. R. W. C., & McKay, R. M. L. (2016). Ice cover extent drives phytoplankton and bacterial community structure in a large north-temperate lake: implications for a warming climate. *Environmental Microbiology*, 18(6), 1704–1719. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.12819>.
- Birkenmajer, K. (1989). A guide to tertiary geochronology of King George Island, West Antarctica. *Polish Polar Research*, 10(4), 555–579.
- Bracegirdle, T. J., & Marshall, G. J. (2012). The reliability of Antarctic tropospheric pressure and temperature in the latest global reanalyses. *Journal of Climate*, 25(20), 7138–7146. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-11-00685.1>.

- Braun, M., Saurer, H., Vogt, S., Simões, J. C., & Goßmann, H. (2001). The influence of large-scale atmospheric circulation on the surface energy balance of the King George Island ice cap: circulation/energy balance relationships. *International Journal of Climatology*, 21(1), 21–36. <https://doi.org/10.1002/joc.563>.
- Bremer, U. F. (1998). *Morfologia de Bacias de Drenagem da Cobertura de Gelo da Ilha Rei George, Antártica* (Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto)). Porto Alegre.
- Broecker, W. S. (2000). Abrupt climate change: causal constraints provided by the paleoclimate record. *Earth-Science Reviews*, 51(1–4), 137–154. [https://doi.org/10.1016/S0012-8252\(00\)00019-2](https://doi.org/10.1016/S0012-8252(00)00019-2).
- Burton-Johnson, A., Black, M., Fretwell, P. T., & 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*, 10(4), 1665–1677. <https://doi.org/10.5194/tc-10-1665-2016>.
- Chapman, W. L., & Walsh, J. E. (2007). A synthesis of Antarctic temperatures. *Journal of Climate*, 20(16), 4096–4117. <https://doi.org/10.1175/JCLI4236.1>.
- Christopherson, R. W., & Birkeland, G. H. (2015). Climate change. In *Geosystems: an introduction to physical geography* (9th ed., pp. 286–321). Boston: Prentice Hall.
- Cook, T. L., & Bradley, R. S. (2010). An analysis of past and future changes in the ice cover of two high-Arctic lakes based on Synthetic Aperture Radar (SAR) and Landsat imagery. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 42(1), 9–18. <https://doi.org/10.1657/1938-4246-42.1.9>.
- de Andrade, R. P. (2012). *Geoquímica de Solos e das Águas da Península Fildes e Ilha Ardley-Antártica Marítima (Tese (Doutorado))*. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais.
- Dozier, J., Schneider, S. R., & McGinnis, D. F. (1981). Effect of grain size and snowpack water equivalence on visible and near-infrared satellite observations of snow. *Water Resources Research*, 17(4), 1213–1221. <https://doi.org/10.1029/WR017i004p01213>.
- ECMWF | ERA Interim, Daily. (2019). <https://apps.ecmwf.int/datasets/data/interim-full-daily/levtype=sfc/>. Accessed 3 January 2019.
- ESA. (2019). User guides-Sentinel-1 SAR-level-1-sentinel online. <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-1-sar/product-types-processing-levels/level-1>. Accessed 3 January 2019.
- Freeman, A., Zink, M., Caro, E., Moreira, A., Veilleux, L., & Werner, M. (2019). The legacy of the SIR-C/X-SAR radar system: 25 years on. *Remote Sensing of Environment*, 231, 111255. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111255>.
- Geldsetzer, T., & van der Sanden, J. J. (2013). Identification of polarimetric and nonpolarimetric C-band SAR parameters for application in the monitoring of lake ice freeze-up. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 39(3), 263–275. <https://doi.org/10.5589/m13-033>.
- Grenfell, T. C. (1981). A visible and near-infrared scanning photometer for field measurements of spectral albedo and irradiance under polar conditions. *Journal of Glaciology*, 27(97), 476–481. <https://doi.org/10.3189/S0022143000011503>.
- Hall, D. K., Fagre, D. B., Klasner, F., Linebaugh, G., & Liston, G. E. (1994). Analysis of ERS 1 synthetic aperture radar data of frozen lakes in northern Montana and implications for climate studies. *Journal of Geophysical Research*, 99(C11), 22473. <https://doi.org/10.1029/94JC01391>.
- Howat, Morin, P., Potter, C., & Noh, M.-J. (2018). The reference elevation model of Antarctica. *Harvard Dataverse*. <https://doi.org/10.7910/DVN/SAIK8B>.
- Howell, S. E. L., Brown, L. C., Kang, K.-K., & Duguay, C. R. (2009). Variability in ice phenology on Great Bear Lake and Great Slave Lake, Northwest Territories, Canada, from SeaWinds/QuikSCAT: 2000–2006. *Remote Sensing of Environment*, 113(4), 816–834. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.12.007>.
- Ionita, M., Scholz, P., Grosfeld, K., & Treffeisen, R. (2018). Moisture transport and Antarctic sea ice: austral spring 2016 event. *Earth System Dynamics* 9(3), 939–954. <https://doi.org/10.5194/esd-9-939-2018>.
- Jansen, E., Overpeck, J., Briffa, K. R., Duplessy, J.-C., Joos, F., Masson-Delmotte, V., et al. (2007). Palaeoclimate. In *Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York: Cambridge University Press. https://archive.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/ch6.html. Accessed 5 May 2020.
- Jensen, J. R. (2007). Active and passive microwave remote sensing. In *Remote sensing of the environment: an earth resource perspective* (2nd ed., pp. 291–334). Upper Saddle River, NJ: Pearson Prentice Hall.
- Jiahong, W., & Jiancheng, K. (1994). Climate, mass balance and glacial changes on small dome of Collins Ice Cap, King George Island, Antarctica. *Antarctic Research*, 5(1), 52–61.
- Jiahong, W., Jiancheng, K., Jiankang, H., Zichu, X., Leibao, L., & Dali, W. (1998). Glaciological studies on the King George Island ice cap, South Shetland Islands, Antarctica. *Annals of Glaciology*, 27, 105–109. <https://doi.org/10.3189/1998AoG27-1-105-109>.
- Kaplan, M. R., Strelin, J. A., Schaefer, J. M., Peltier, C., Martini, M. A., Flores, E., Winckler, G., & Schwartz, R. (2020). Holocene glacier behavior around the northern Antarctic Peninsula and possible causes. *Earth and Planetary Science Letters*, 534, 116077. <https://doi.org/10.1016/j.epsl.2020.116077>.
- King, J. C., & Turner, J. (1997). Physical climatology. In *Antarctic meteorology and climatology* (1st ed., pp. 61–141). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511524967>.
- Köppen, W. (1948). *Climatologia: con un studio de los climas de la tierra*. México: Fondo de Cultura Económica.
- Kraus, S. (2005). *Magmatic dyke systems of the South Shetland Islands volcanic arc (West Antarctica): reflections of the geodynamic history* (Tese de doutorado). Ludwig-Maximilians-Universität München.
- Kutzbach, J. E., & Guetter, P. J. (1986). The influence of changing orbital parameters and surface boundary conditions on climate simulations for the past 18 000 years. *Journal of the Atmospheric Sciences*, 43(16), 1726–1759. [https://doi.org/10.1175/1520-0469\(1986\)043<1726:TIOCOP>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0469(1986)043<1726:TIOCOP>2.0.CO;2).

- Lacis, A. A., Schmidt, G. A., Rind, D., & Ruedy, R. A. (2010). Atmospheric CO₂: principal control knob governing Earth's temperature. *Science*, 330(6002), 356–359. <https://doi.org/10.1126/science.1190653>.
- Lee, J.-S. (1980). Digital image enhancement and noise filtering by use of local statistics. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence, PAMI-2*(2), 165–168. <https://doi.org/10.1109/TPAMI.1980.4766994>.
- Loew, A., & Mauser, W. (2007). Generation of geometrically and radiometrically terrain corrected SAR image products. *Remote Sensing of Environment*, 106(3), 337–349. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.09.002>.
- Mätzler, C., & Schanda, E. (1984). Snow mapping with active microwave sensors. *International Journal of Remote Sensing*, 5(2), 409–422. <https://doi.org/10.1080/01431168408948816>.
- Michel, R. F. M., Schaefer, C. E. G. R., López-Martínez, J., Simas, F. N. B., Haus, N. W., Serrano, E., & Bockheim, J. G. (2014). Soils and landforms from Fildes Peninsula and Ardley Island, Maritime Antarctica. *Geomorphology*, 225, 76–86. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.03.041>.
- Morris, K., Jeffries, M. O., & Weeks, W. F. (1995). Ice processes and growth history on Arctic and sub-Arctic lakes using ERS-1 SAR data. *Polar Record*, 31(177), 115–128. <https://doi.org/10.1017/S0032247400013619>.
- Murfit, J., Brown, L., & Howell, S. (2018). Evaluating RADARSAT-2 for the monitoring of lake ice phenology events in mid-latitudes. *Remote Sensing*, 10(10), 1641. <https://doi.org/10.3390/rs10101641>.
- Nagler, T., Rott, H., Ripper, E., Bippus, G., & Hetzenecker, M. (2016). Advancements for snowmelt monitoring by means of Sentinel-1 SAR. *Remote Sensing*, 8(4), 348. <https://doi.org/10.3390/rs8040348>.
- Nedbalová, L., Nývlt, D., Kopáček, J., Šobr, M., & Elster, J. (2013). Freshwater lakes of Ulu Peninsula, James Ross Island, north-east Antarctic Peninsula: origin, geomorphology and physical and chemical limnology. *Antarctic Science*, 25(03), 358–372. <https://doi.org/10.1017/S0954102012000934>.
- Nihashi, S., & Ohshima, K. I. (2015). Circumpolar mapping of Antarctic coastal polynyas and landfast sea ice: relationship and variability. *Journal of Climate*, 28(9), 3650–3670. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-14-00369.1>.
- Øvstedal, D. O., & Smith, R. I. L. (2001). *Lichens of Antarctica and South Georgia*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Quayle, W. C. (2002). Extreme responses to climate change in Antarctic lakes. *Science*, 295(5555), 645–645. <https://doi.org/10.1126/science.1064074>.
- Rouse, W. R., Blanken, P. D., Duguay, C. R., Oswald, C. J., & Schertzer, W. M. (2008). Climate-Lake Interactions. In M. Woo (Ed.), *Cold region atmospheric and hydrologic studies. The Mackenzie GEWEX Experience: Volume 2: Hydrologic Processes* (pp. 139–160). Berlin: Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-540-75136-6_8.
- Schwerdtfeger, W. (1976). Changes of temperature field and ice conditions in the area of the Antarctic Peninsula. *Monthly Weather Review*, 104(11), 1441–1443. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(1976\)104<1441:COTFAI>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(1976)104<1441:COTFAI>2.0.CO;2).
- Shevnina, E., & Kourzeneva, E. (2017). Thermal regime and components of water balance of lakes in Antarctica at the Fildes peninsula and the Larsemann Hills. *Tellus A: Dynamic Meteorology and Oceanography*, 69(1), 1317202. <https://doi.org/10.1080/16000870.2017.1317202>.
- Siegel, S., & Castellan, N. J. (1988). *Nonparametric statistics for the behavioral sciences* (2nd ed.). New York: McGraw-Hill.
- Simões, J. C., Bremer, U. F., Aquino, F. E., & Ferron, F. A. (1999). Morphology and variations of glacial drainage basins in the King George Island ice field, Antarctica. *Annals of Glaciology*, 29, 220–224. <https://doi.org/10.3189/172756499781821085>.
- Simonov, I. M. (1977). Physical-geographic description of the Fildes Peninsula (South Shetland Islands). *Polar Geography*, 1(3), 223–242. <https://doi.org/10.1080/10889377709388627>.
- Skakun, S., Kussul, N., Shelestov, A. Y., Lavreniuk, M., & Kussul, O. (2016). Efficiency assessment of multitemporal C-band Radarsat-2 intensity and Landsat-8 surface reflectance satellite imagery for crop classification in Ukraine. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 9(8), 3712–3719. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2015.2454297>.
- Stettner, S., Lantuit, H., Heim, B., Eppler, J., Roth, A., Bartsch, A., & Rabus, B. (2018). TerraSAR-X time series fill a gap in spaceborne snowmelt monitoring of small Arctic catchments—a case study on Qikiqtaruk (Herschel Island), Canada. *Remote Sensing*, 10(7), 1155. <https://doi.org/10.3390/rs10071155>.
- Surdu, C., Duguay, C., Pour, H., & Brown, L. (2015). Ice freeze-up and break-up detection of shallow lakes in northern Alaska with spaceborne SAR. *Remote Sensing*, 7(5), 6133–6159. <https://doi.org/10.3390/rs70506133>.
- Tsai, Y.-L. S., Dietz, A., Oppelt, N., & Kuenzer, C. (2019). Remote sensing of snow cover using spaceborne SAR: a review. *Remote Sensing*, 11(12), 1456. <https://doi.org/10.3390/rs11121456>.
- Turner, J. (2002). Spatial variability of Antarctic Peninsula net surface mass balance. *Journal of Geophysical Research*, 107(D13), 4173. <https://doi.org/10.1029/2001JD000755>.
- Turner, J., Barrand, N. E., Bracegirdle, T. J., Convey, P., Hodgson, D. A., Jarvis, M., Jenkins, A., Marshall, G., Meredith, M. P., Roscoe, H., Shanklin, J., French, J., Goosse, H., Guglielmin, M., Gutt, J., Jacobs, S., Kennicutt II, M. C., Masson-Delmotte, V., Mayewski, P., Navarro, F., Robinson, S., Scambos, T., Sparrow, M., Summerhayes, C., Speer, K., & Klepikov, A. (2014). Antarctic climate change and the environment: an update. *Polar Record*, 50(03), 237–259. <https://doi.org/10.1017/S0032247413000296>.
- Van Wessem, J. M., Reijmer, C. H., van de Berg, W. J., van den Broeke, M. R., Cook, A. J., van Ulft, L. H., & van Meijgaard, E. (2015). Temperature and wind climate of the Antarctic Peninsula as simulated by a high-resolution regional atmospheric climate model. *Journal of Climate*, 28(18), 7306–7326. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-15-0060.1>.
- Vaughan, D. G., Marshall, G. J., Connolley, W. M., Parkinson, C., Mulvaney, R., Hodgson, D. A., King, J. C., Pudsey, C. J., & Turner, J. (2003). Recent rapid regional climate warming on the Antarctic Peninsula. *Climatic Change*, 60(3), 243–274. <https://doi.org/10.1023/A:1026021217991>.

- Wakabayashi, H., & Motohashi, K. (2018). Monitoring freezing and thawing of shallow lakes in Northern Alaska using Sentinel-1 data. In *IGARSS 2018–2018 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium* (pp. 7157–7160). Presented at the IGARSS 2018–2018 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, Valencia: IEEE. <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2018.8519086>.
- White, D. M., Prokein, P., Chambers, M. K., Lilly, M. R., & Toniolo, H. (2008). Use of synthetic aperture radar for selecting Alaskan lakes for winter water use¹. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 44(2), 276–284. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00160.x>.
- Zhou, C., & Zheng, L. (2017). Mapping radar glacier zones and dry snow line in the Antarctic Peninsula using Sentinel-1 images. *Remote Sensing*, 9(11), 1171. <https://doi.org/10.3390/rs9111171>.
- Zimov, S. A., Voropaev, Y. V., Semiletov, I. P., Davidov, S. P., Prosiannikov, S. F., Chapin, F. S., et al. (1997). North Siberian lakes: a methane source fueled by Pleistocene carbon. *Science*, 277(5327), 800–802. <https://doi.org/10.1126/science.277.5327.800>.

Publisher's note Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.

CAPÍTULO III: Limnology and spectral behavior of freshwater lake in Harmony Point, Antarctic

The study aims at investigating the effect of limnology in spectral reflectance of a freshwater lake, located in an ice-free area in the Antarctic Peninsula. Thereby, field samplings that generated limnological and spectral parameters were collected. The results indicate that the studied lake has an ultra-oligotrophic/oligotrophic nature based on Chl-a, which registered concentrations below 3 $\mu\text{g/L}$ with no TSS, almost neutral pH and Transp equaled by depth. Water spectral behavior in each sampling station indicates a strong influence of the benthic characteristics of the lake, since the reflectance at the 705nm wavelength greater than that of 583nm signals the presence of soil and/or vegetation at its bottom. Hence, it is believed that the orbital sensors with spectral bands focused on regions between Green and Red Edge, such as the MultiSpectral Instrument (MSI) sensor, may present better results in distinguishing the scenarios found in the research area.

1 INTRODUCTION

Antarctic freshwater environments have endemic organisms that are highly sensitive to climate and hydrological changes (Cantonati et al. 2020). However, the extreme weather conditions in Antarctica require complex logistics for data acquisition, which hinders limnological research expeditions in that region. Because the environment is still preserved and sensitive to human presence, it is important to identify the organisms and to monitor the habitats in order to know and preserve Antarctic biodiversity. Thus, remote sensing is characterized as an important information source (Jawak & Luis 2015), being used in many studies in that region (Jawak & Luis 2015; Schwaller et al. 2018; Turner et al. 2018; Baumhoer et al. 2018; Hillebrand et al. 2018).

Regarding the publications on aquatic environment monitoring from remote sensing data, there is a small number of research conducted in environments located within the ice-free areas of Antarctica (Gholizadeh et al. 2016; Zhang et al. 2017). Due to this situation, there is a lack of spectral information about the lakes in this region, which reveals a gap in scientific knowledge aimed at the definition of a global classification system for lake water, as presented by Eleveld et al. (2017).

Remote sensing instruments provide spectral information that interact with some limnological characteristics of water. These characteristics are known as Optically Active Compounds (OACs) and typified, for example, as photosynthetic pigments and TSS, which

promote different interactions of the aquatic environment with the energy of solar radiation that reaches the water surface and can be absorbed, reflected and transmitted (Jensen 2007a).

Pure water spectral behavior, without OACs, shows negligible reflectance values from the red (620 to 740 nm) wavelengths and significant in the blue (400 to 500 nm) (Jensen 2007a). Hence, there may be an increase in reflectance in regions of the near infrared (NIR) spectrum (Doxaran et al. 2003; Kutser 2004; Xu et al. 2020), in aquatic environments with the presence of OACs, depending on their concentrations. Therefore, capturing the intensity of the energy reflected by the water provides spectral features that may indirectly demonstrate the amount of OACs in the water body (Hellweger et al. 2004; Esteves & Barbieri 2011).

The quality of results of OACs estimate by remote sensing depends on factors such as: The selection of adequate sensors and satellites that consider spatial and temporal variability of the aquatic compartment; limnological and spectral information collection must be simultaneous, which allows the correct calibration and validation of the models developed for estimating the limnological parameters; knowledge of the inherent limitations of the sensor conditions and chosen environment (Hansen et al. 2017). As a consequence, the acquisition of spectral information in situ becomes even more important, since it allows the identification of spectral behavior of the targets of interest and provides useful information for future Earth Observation systems development. Also, it optimizes data processing algorithms (Guanter et al. 2009). Accordingly, this research aims at investigating the effect of limnology on the spectral reflectance of freshwater lakes without discharging water from glaciers, in maritime Antarctic.

2 METHODOLOGY

2.1 Study area

Many lakes were observed in the ice-free area in Harmony Point (HP), Nelson Island, in the South Shetland Islands of Antarctica. The Harmony Lake (HL), the largest in its island, was, therefore, selected because of its clear waters without a water supplies from glaciers. Located in the central region of HP, the HL has its central geographic coordinate $62^{\circ}18'6.80''S$ and $59^{\circ}12'44.71''W$ in an approximate distance of 520 m from the sea, at an estimated altitude of 57.5 m (Figure 1).

In that specific region, the climate is of the Tundra type (Köppen 1948), where there is an average air temperature of $-2.8^{\circ}C$, strong winds and average annual rainfall of 425 mm (King & Turner 1997; Bañón et al. 2013). In summer, there is great production of water from defrosting and vegetation growth (Jiahong & Jiancheng 1994; Øvstedal & Smith 2001; Braun

et al. 2001; Christopherson & Birkeland 2015), mainly cryptogams, under average temperature of 2°C.

The soils are generally young, hardly developed, with prevalence of Turbic Cryosols (Rodrigues et al. 2019). The lakes are mostly endorheic, small and shallow, located in depressions caused by deglaciation, which is a typical pattern for ice-free areas in the South Shetland Islands, as it is described by Simonov with regard to the Fildes Peninsula in King George Island (Simonov 1977). A rich biota was found in this area, with emphasis to the animal presence, predominantly birds, that can deposit some guano in shallow lakes or humid terrains (López-Martínez et al. 2012; López-Martínez et al. 2016; Rodrigues et al. 2019).

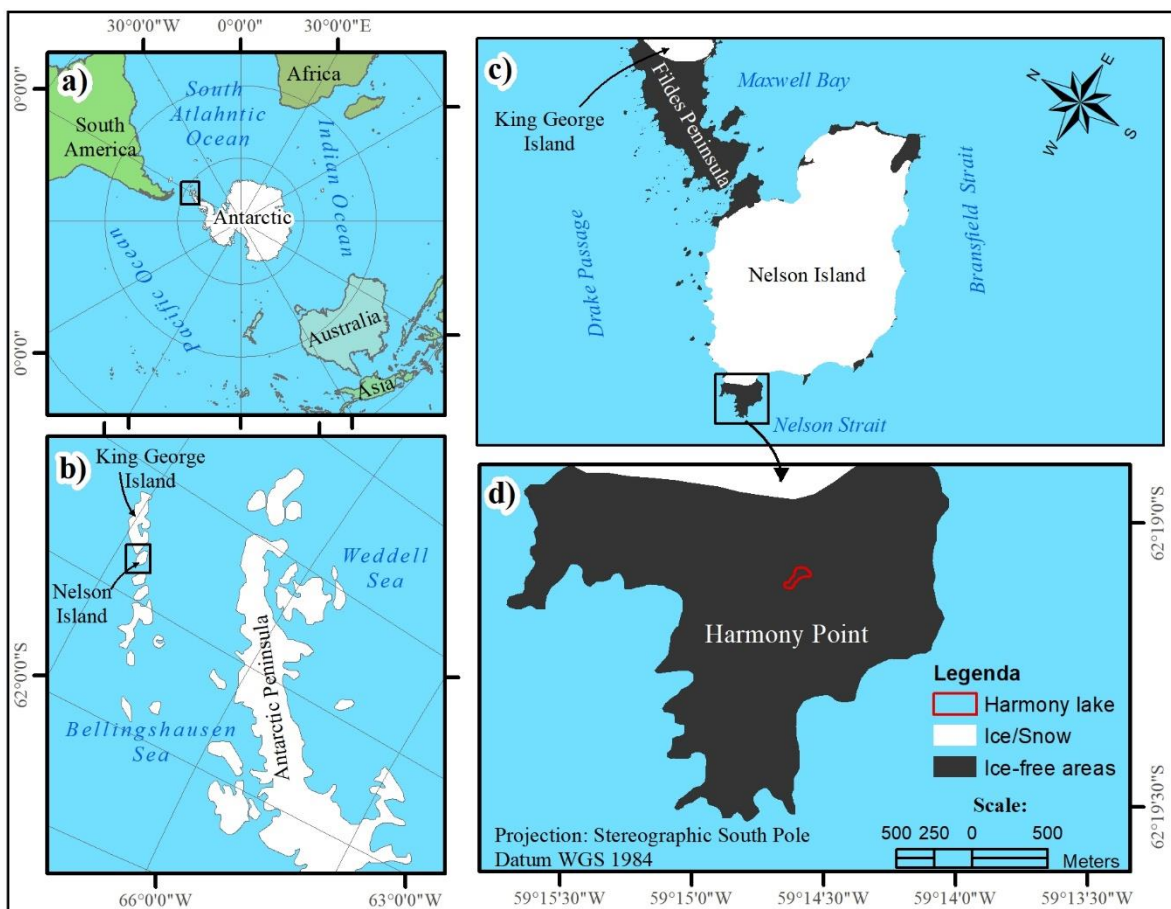


Figure 1 – Harmony Lake location map (West side of Nelson Island). a) Location of South Shetlands Islands; b) Nelson Island; c) Harmony Point and d) Harmony Lake location (West side of Nelson Island).

2.2 Data

The data used in the analyses were collected in a field research carried out between February 08th and 15th, 2019. During this period, under unfavorable weather conditions, it was

possible to assemble limnological and spectral variables in seven sampling stations, as described below.

The analyzed limnological patterns were water Transparency (Transp), Air (AirT) and Water Temperature (WT), TSS, Chlorophyll (Chl-*a*), Turbidity, Hydrogenionic potential (pH) and Electrical Conductivity (EC). Thereby, the spectral information was acquired from field spectroradiometer and image from the Landsat 8, surface reflectance product, from February 8th, 2019, accessed through the United States Geological Survey (USGS) database (<http://earthexplorer.usgs.gov/>). In addition, photographic flights with the Unmanned Aerial Vehicle (UAV) Sensefly eBee were also performed for auxiliary data obtention, such as size and shape of the studied lake. The depth of the lake was assessed through a measuring tape that was weighed down until the lakebed.

2.3 Limnological Parameters Definition

The limnological patterns WT and Transp were determined simultaneously with water samples collection for further laboratorial evaluation. Transp was obtained by Secchi Disk (SD), 25 centimeters in diameter and white, attached to a graduated rope that was submerged in water and the value of the depth at which it disappeared was registered. AirT was obtained by means of a thermometer, that was positioned 50 cm above water and afterwards submerged in water up to 5 cm, for temperature check.

After the water samples collection, the material was stored in thermal boxes at approximately 4°C with the least possible exposure to light, in order to inhibit the performance of photosynthesis until the completion of the analyses of TSS, Chl-*a*, Turbidity, pH and EC in laboratory.

The variables Turbidity, pH and EC were measured with the aid of the following equipment, respectively: multiparameter probe Horiba model U-53, Akso Ak90 and Hanna HI 933000. For this procedure, 200 mL of water inserted in a glass for device reading were used.

Total of Suspended Solids (TSS) values were obtained from the initial drying of the cellulose filters, 0.45 μm pores, for 24 hours in a hothouse at 50°C for humidity loss. Sequentially, their weighing was performed on the Mettler Toledo AG 245 analytical scale (0.0001 g of accuracy) for initial Weighing (iW). Subsequently, these filters were applied for filtration of the 250 mL volume of each sample, were dried once more and, then, they underwent a final Weighing (fW). Thereby, TSS measurement is given by applying the equation 1 (Rice & American Public Health Association 2012a).

$$TSS (mg. L^{-1}) = \frac{(fW-iW)x100}{filtered\ volume\ (ml)} \quad (1)$$

Where: iW = initial Weighing; fW = final Weighing.

To determine Chl-a concentrations, the 250 mL volume of each sample was used. Chl-a identification was performed in accordance with the following steps: filtration with Millipore AP 40 borosilicate glass microfiber filter, without resin, with 0.7 µm pores. After the filtration process, it was submerged in Methanol (10 mL) for 24 hours and maintained at 4°C. Successively, absorbance was measured according to the spectrophotometric method without acidification (without the determination of pheophytin), at a wavelength of 663 nm and 750 nm (Mackinney 1941). Finally, the absorbance measurements results were inserted into equation 2, for Chl-a concentrations obtention (Rice & American Public Health Association 2012b).

$$Chl-a (mg. L^{-1}) = \frac{Abs (663-750) \times 12,63 \times Vmet \times 1000}{V} \quad (2)$$

Where: Chl-a = Chlorophyll-a; Abs = absorbance measurement at 663 - 750 nm wavelengths; 12,63 = constant; Vmet = Methanol volume (mL); 1000 = constant; and V= sample volume (mL).

2.4 Field spectroradiometer and photogrammetric flight

Field spectral data were collected through the use of the FieldSpec® Hand Held spectroradiometer, with an operational range between 325 and 1075 nm and spectral resolution of 1 nm (ASD 2010), considering the following collection procedures:

1. The spectroradiometer is positioned at each sampling station, on the boat, with a 135° solar azimuth angle and a 40° inclination of the sensor in relation to the nadir. Under such circumstances, the spectroradiometer is firstly pointed at the Spectralon® reference panel, that has a Lambertian surface, for reference reflectance value acquisition (which must be very near 100%) (Mobley 1999).
2. Under the same above-mentioned conditions, the spectroradiometer is repositioned in order to be directed at the water, hence, obtaining the water reflectance measurement at the sampling station.

It is important to highlight that, in field research, the wind is an important spectral information degrading factor. Therefore, it is fundamental to always encounter adequate climate conditions, such as a sunny day with little wind, so that the water surface is slightly waved (Pereira Filho et al. 2005). However, given the extreme weather conditions in the research site,

it is not possible to ensure field measures in ideal conditions, thus the complete description of data collection conditions is necessary, to assure the presence of such information in results analysis.

In order to contextualize the circumstances for each sample acquisition, Table 1 was considered to describe the conditions of the sky, of water and of the surroundings of each station, since they depended on the interpretation of the researcher. Yet, wind direction and Velocity (V) were detected through the use of the Garmin compass and GPS receptor and of the Digital Thermo-Hygro-Anemometer-Luxmeter (Instrutherm, Model THAL 300). The photographic register of each station and its surroundings was also performed, to function as support for data interpretation.

Table 1. Observed conditions in the field. Source: adapted from Wachholz (2011).

Variables	Situation	Field and/or water condition
Sky conditions	clear	Adequate condition for limnological data collection.
	sparse	
	partly cloudy	Presents restrictions on collecting water transparency.
	cloudy	
	cloudy with drizzle	
	rainy	
Wind direction	NW-N-NE-E-SE-S-SW-W	The wind direction indicates the displacement of substances contained in the water and the possibilities of wind access to that point of the lake.
Roughness	Smooth	Adequate condition in collecting limnological data.
	Low	
	Medium	
	High	Condition that makes navigation difficult and causes derivation at the sampling point.
	Too high	
Water color	Transparent	Virtually clear water with little suspended material.
	Blue	
	Light green	Water with lots of algae.
	Green	
	Dark green	
	Reddish	Water with higher concentrations of inorganic solids.
	Light brown	
Dark brown	Water with higher concentrations of organic matter and / or catchments with soil of this color	

In the aerophotogrammetric survey carried out with the UAV, the Canon Ixus 16 MP camera was used, with the ability to obtain 5309 x 4615 pixels photographs at the Red (R), Green (G) and Near-Infrared (NIR) wavelengths. The flights were performed simultaneously with *in situ* spectral and limnological data collection. During research, two flights were executed at a height of 535 meters, which allowed pixels with a 10 cm resolution, with 85%

longitudinal and 70% latitudinal overlap between each photograph. A total of 357 ha were flown over, under climatic conditions in which winds varied between 1.9 m.s^{-1} and 8.0 m.s^{-1} .

2.5 Spectral data analysis and processing

Spectral data acquired with the spectroradiometer were processed by the ViewSpecPro software. Data organization obeyed the following steps: A) FieldSpec® Hand Held spectroradiometer files exportation for excel; B) reflectance values conversion for Remote sensing reflectance (R_{sr}) (Ilori et al. 2019); C) Spectral curves production and analysis; D) Production and interpretation of the first derivative values.

The spectral curve obtained at each sampling station underwent a simulation of bands using the Spectral Response Function (SRF), available at ENVI for different orbital sensors. The spectral interval was restricted from 400 nm to 900 nm wavelengths because of the spectral range identified in the field. The simulated sensors were: Operational Land Imager (OLI), High-Resolution Imager (HiRI), RapidEye Earth Imaging System (REIS), MSI, WorldView-110 (WV110), WorldView-3 (WV3), respectively onboard the Landsat 8, Pleiads 1A and B, Rapideye, Sentinel 2 and WorldView 2 and 3 satellites. The simulation of bands was carried out to test the potential of these satellites in monitoring the lakes in the region by remote sensing.

The simulated spectra were compared with those acquired over the water pixels, representative of the sampling stations, in the Landsat-8 satellite image from February 8th, 2019, in order to verify the relationship between the simulated and the satellite data.

3 RESULTS

3.1 General characteristics

The mapped lake had an area of $13,934.20 \text{ m}^2$ and average depth of 0.57 m. It is a shallow lake elongated in an east-west direction, where the greatest depths (1.3 m) are located in its central and western region. Figure 2 shows the photographic (false color) flight area, the field sampling stations and depth data. All sampling stations presented similar limnological patterns. In table 2, collection conditions and the results of the limnological analyses carried out on the 7 sampling stations are presented.

Concerning turbidity values, it was possible to observe that only the sample 7 showed a value close to 1 NTU. As for Chl-*a* values, results were very close to zero, with the highest concentrations found at stations 1, 2, 7 and 6. All sampling stations revealed absence of TSS.

These results corroborate field findings and meet Transp and depth data, which showed equal value at the sampling stations.

Table 2. Limnological and collection condition data.

Descriptive statistics	Minimum	Maximum	Average	Standard deviation
AirT (°C)	3.2	5.3	4.4	0.8
WT (°C)	3.3	5.3	4.3	0.7
Turbidity (NTU)	0.0	0.9	0.1	0.3
Chl- <i>a</i> (µg/L)	0.8	2.5	1.5	0.8
TSS (mg/l)	0.0	0.0	0.0	0.0
EC (µS/cm)	124.0	141.0	129.0	5.5
pH	6.3	6.9	6.6	0.2
Wind V (m s ⁻¹)	3.1	4.7	2.5	0.5
Transp (m)	0.4	0.9	0.5	0.1
Roughness	Medium	Too high	Medium	
Wind direction	Predominantly north			

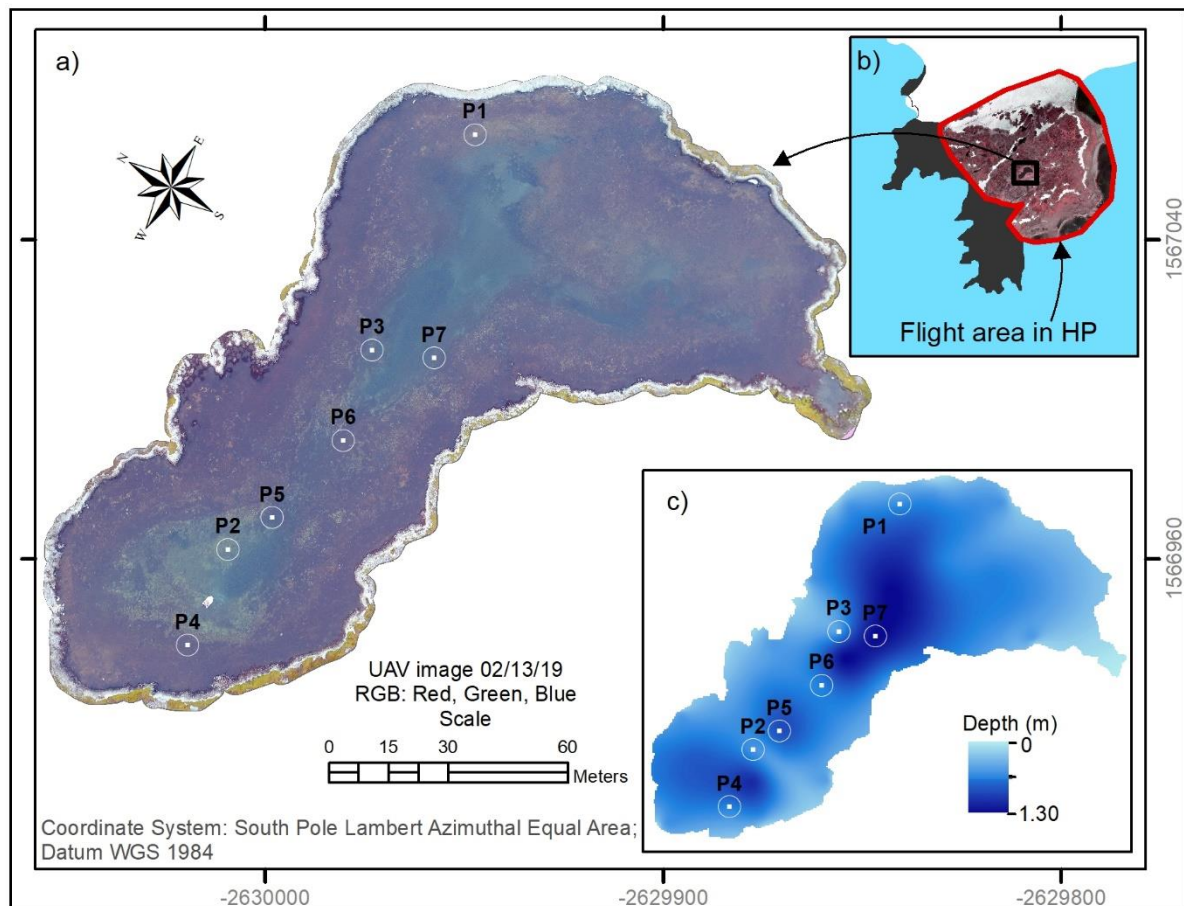


Figure 2 - Sampling stations map. A) location of sampling stations; B) Flight area; C) Depth data.

The lack of optically active characteristics, proved by the above-mentioned data, indicate that the spectral pattern of each sampling station may be influenced by the benthic communities (Figure 3) of the lake. This is due to the fact that the main differences in spectral curves are found in images in which the color at the bottom of the lake shows rocks or brown/soil aquatic vegetation. Reflectance at the 705 nm wavelength greater than that of 583 nm indicates the presence of solid and/or vegetation at the bottom of the lake, as observed in stations 1 and 6.

Field spectra at stations 1, 2 and 4 were collected under climatic conditions of sky with scattered clouds. In spectrum of station 1, a higher reflectance value was found in the Red region, which is a fact possibly linked to the hazel color of the bottom of the lake, where there is brown and soil vegetation. On the other hand, at stations 2 and 4, where the bottom is characterized by clear rocks and soil, a distinct pattern was observed, since the highest reflectance value was in the region of the Yellow wavelength (571 nm) followed by a smaller difference between the absorption peak at the 678 nm wavelength and the reflectance peak at the 709 nm wavelength. A similar spectral pattern was found at stations 3, 5 and 7. The opposite was observed at station 6, in which the referred difference is greater and similar to that detected at station 1.

It is noteworthy that, although the luminosity conditions under which the samples with spectroradiometer were obtained cause differences in the absolute values of the spectra, they still maintained a shape pattern. This fact was observed in spectra obtained under conditions of partially cloudy or cloudy sky, since there was an increase in reflectance values in the entire range of the electromagnetic spectrum used.

In relation to the graphs of the first derivative of each sampling station (Figure 4), stations 2, 4 and 7 are highlighted for reaching lower values in comparison to the others, at the wavelength of 695 nm. Mainly, it is possible to separate the 7 sampling stations into 2 groups: The first influenced by brown bottom with presence of soil and vegetation, as in stations 1, 3, 5 and 6; and a second with greater quantity of clear rocks and soil, as in stations 2, 4 and 7.

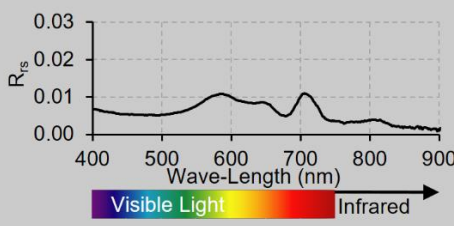

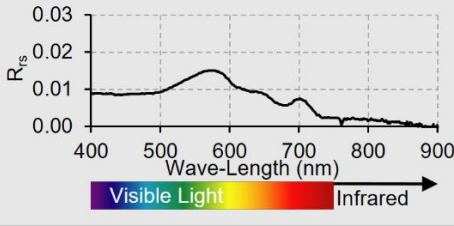

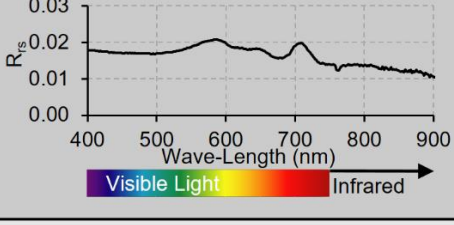

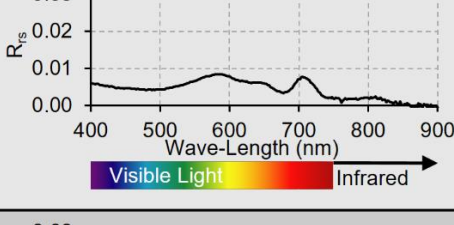

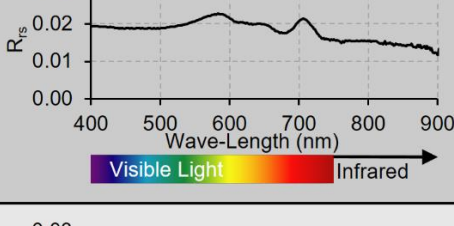
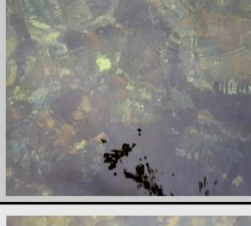
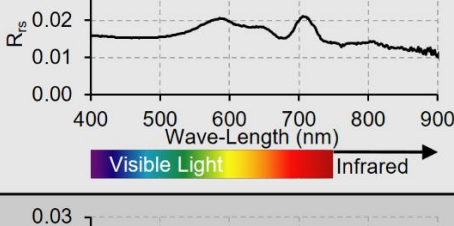

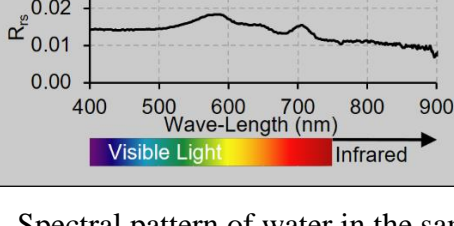

Station	Spectrum	Picture	Sky Condition	Water color / background material
P1			Sparse	Transparent / Rock, soil and vegetation
P2			Sparse	Transparent / rock and soil
P3			Partly cloudy	Transparent / Rock, soil and vegetation
P4			Sparse	Transparent / rock and soil
P5			Cloudy	Transparent / Rock, soil and vegetation
P6			Cloudy	Transparent / Rock, soil and vegetation
P7			Cloudy	Transparent / rock and soil

Figure 3. Spectral pattern of water in the sampling stations.

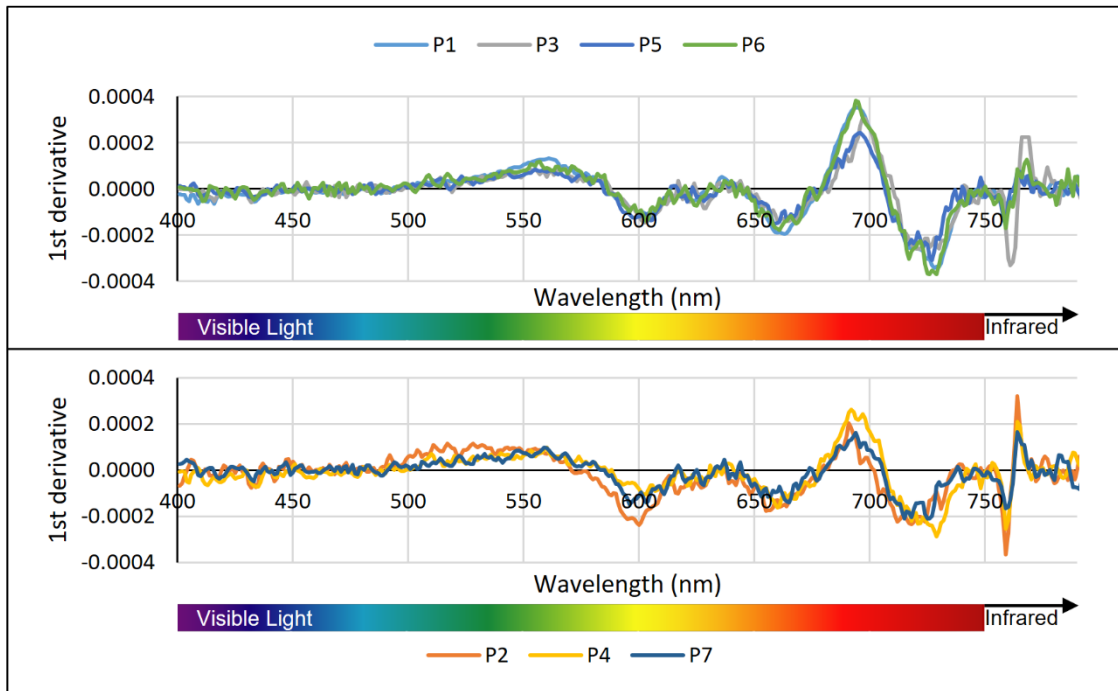


Figure 4. Graph of the 1st derivative of the sampling stations spectral behavior.

3.2 Spectra simulation

In the simulated spectra for each orbital sensor (Figure 5), based on field spectra data (Figure 5, a), all stations presented a decrease in reflectance values between the Green and Red wavelengths. However, some spectral intervals on the sensors bands better captured the differences characterizing the mentioned station groups.

Considering the spectral range of the spectral bands from the Sentinel-2 (figure 5, b) MSI sensor, it can be verified that the spectra of stations 2 and 7 have lower reflectance values at the Red and Red Edge 1 wavelengths, in relation to the Green band. Although to a lesser extent, it is also possible to observe this fact in the other sampling sites. The opposite is perceived only at station 4, in which this difference is unnoticed.

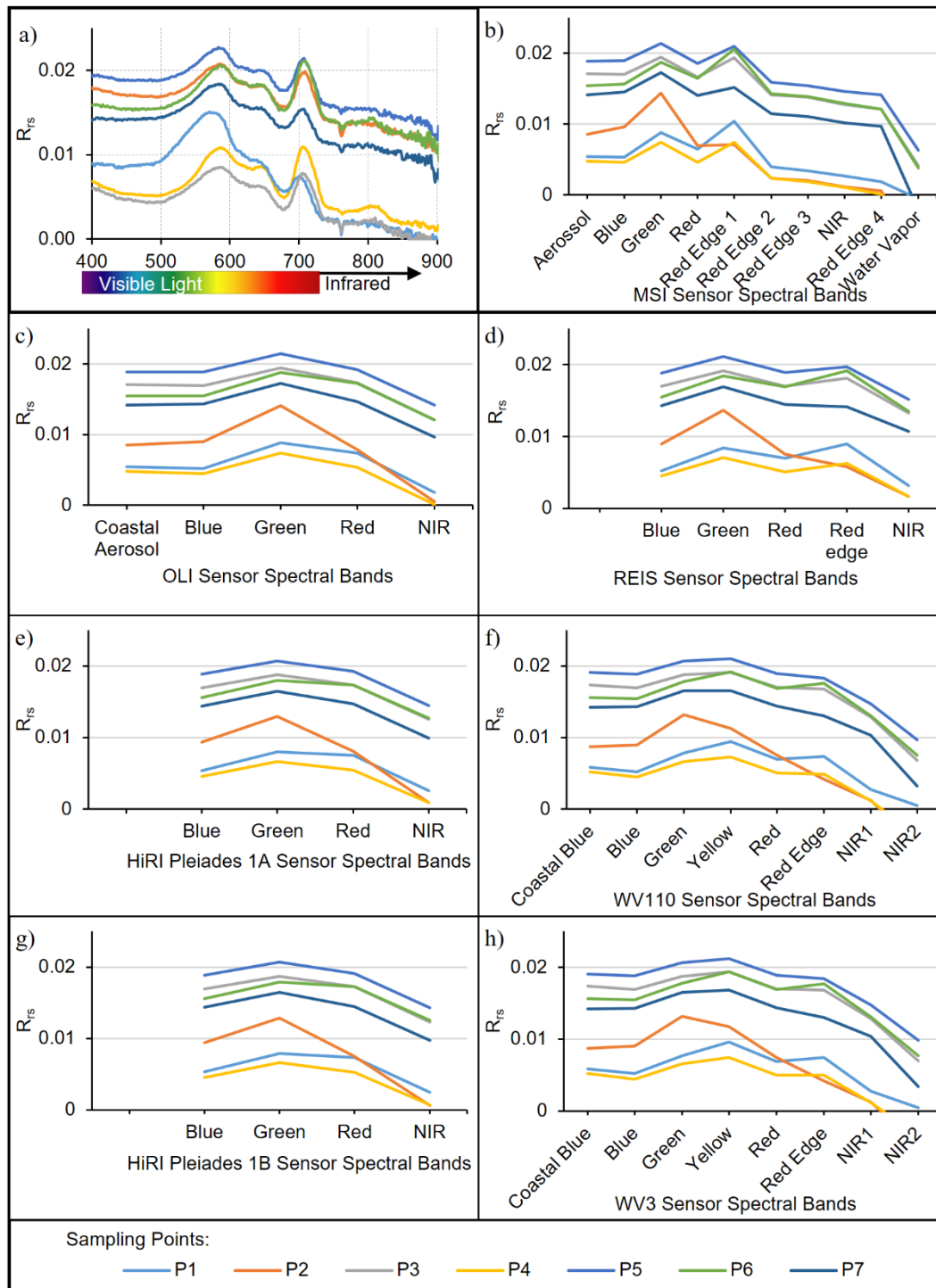


Figure 5. Simulated spectra map for the sensors: a) Field spectra; b) MSI; c) OLI; d) REIS; e) HiRI Pleiades 1A; f) WV110; g) HiRI Pleiades 1B; h) WV3.

In the simulated spectra from sensor OLI (Figure 5, c), it was only possible to observe greater differences between spectra from stations 2 and 6, since all other spectra were very similar to the one in site 6. A similar behavior was found in spectra simulations from sensors Pleiades 1A and 1B (Figure 5, e, g). As for the simulated spectra from RapidEye (Figure 5, d)

and WorldView 2 and 3 (Figura 5, f, h), the differences between the bottom of the lake with and without vegetation can be verified. This difference is more visible in the spectral curves of sampling stations 1, 3 and 6, due to the reflectance values increase in the Red Edge region. The opposite was detected in station 2, in which vegetation is clearly absent and, in all simulated spectra, there was a significant decrease in reflectance values from the Green wavelengths. However, it was not possible to detect differences between the two spectra groups regarding the simulated data from the OLI sensor.

From the analysis of the spectral response of pixels in the OLI image on February 8th, 2019, it was possible to compare the spectra simulated in the field with the original spectra of the image (Figure 6). Thus, in order to detect the influences of the edges of the lake and of its depth, the area of the lake obtained by the UAV on February 11th, 2019 and bathymetric data from February 12th, 2019 were also considered.

The sampling sites 3, 6 and 7 presented similarities between the shapes of simulated spectra and the original spectra of the image only in the bands with wavelengths centered on 480 nm Blue, 560 nm Green and 655 nm Red (Figure 6 c, e). The pixel area in the OLI sensor image is of 900 m² and the pixel in which samples 3 and 6 were inserted had 878,44m² of water, exclusively, accounting for 97.6 % of the pixel. It should also be considered that these samples were in a shallow depth of 0.6 m. Nonetheless, the pixel in station 7 presents 86.7% of water, although inserted in another depth situation (1.02 m), which may have provided a greater similarity between the simulated data and that of the image, especially if the absence of optically active compounds in the studied lake is considered.

In addition, it is important to highlight the great interference of depth and of the edge of the lake in stations 1 (89.5% of water), 2 and 5 (96.8% of water) and 4 (96% of water), all with average depths of 0.6 m. In these stations, there was considerable inconsistency between simulated and field curves in the Coastal Aerosol and NIR bands. These analyses indicate that the spectra obtained from the image pixels at each sampling station present interference from the edges of the lake, as well as from its average depth on the pixel area of the OLI sensor image.

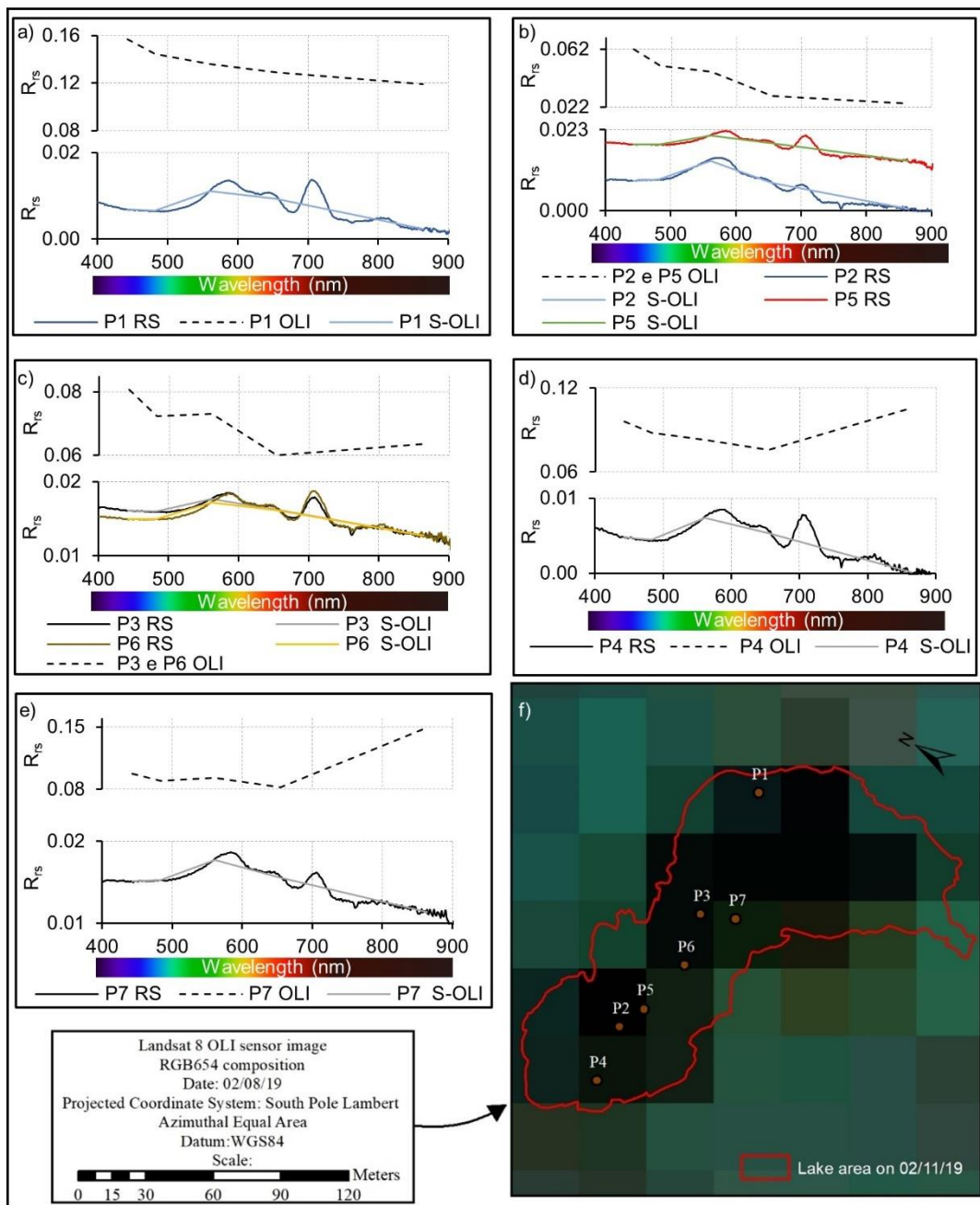


Figure 6 – Comparison between the spectra from sensor OLI image and the simulation from hyperspectral field data (S-OLI). a) Sampling station P1; b) Sampling stations P2 and P5; c) Sampling stations P3 and P6; d) Sampling station P4; e) Sampling station P7; f) location of sampling stations in the OLI image.

4 DISCUSSION

4.1 Limnological behavior

The studied lake presented an average depth of 0.68 m, EC of $129 \mu\text{Scm}^{-1}$, pH 6.65 and WT of 4.28°C during the collection period (February 2019). A distinct fact was observed in

Terrasovoje and Radok lakes, in the Amery oasis, Oriental Antarctica, in which the average depths are much greater, 31 and 362 m, alkaline pH (between 7.3 and 8.2) and moderate conductivity (Cremer et al. 2004).

In lakes found in the ice-free areas Skarvsnes and Langhovde, in Lützov Holm Bay, Oriental Antarctic, Chl-a concentrations were 0,5 $\mu\text{g L}^{-1}$ in depths inferior to 5 m and increased from this specific measurement until 9 m, reaching 14 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Kimura et al. 2010). In those lakes, changes in temperature and pH in the water column were also identified. Due to the low depth values found in HL, this observation may not be identified in the study site. However, it is important to remark that similar values of pH and Chl-a were also detected on the surface of the lake.

In Bayers Peninsula, Livingston island, very low Chl-a concentrations, ranging from 0.03-0.31 $\mu\text{g L}^{-1}$ at 1 m deep and 0.09-0.18 $\mu\text{g L}^{-1}$ close to the bottom of the lake (Rochera et al. 2017), were found. Differently, the lakes close to the sea had EC values above 100 $\mu\text{S/cm}$ and high Chl-a values (between 17 $\mu\text{g L}^{-1}$ and 40,5 $\mu\text{g L}^{-1}$), due to the influences of the sea and of animal waste (Toro et al. 2007), which is an information that can be verified in lakes in South Georgia (Hansson et al. 1996). These results corroborate those found in the present study, since the studied lake is located close to the sea, although it does not show any influence of animal waste, presenting Chl-a values below 2.5 $\mu\text{g L}^{-1}$.

The lakes located in Potter Peninsula, King George Island, were subdivided into 5 groups according to their physicochemical characteristics (Vinocur & Unrein 2000). Because of this subdivision, HL can be framed into class 5 with low concentrations of nutrients and suspended solids. Additionally, it is possible to verify that these characteristics are similar to that of stable and ancient lake surfaces, located near the coast, amid high altitudes. Such lakes have maximum depths of 1.5 m, similar to those located in Ulu Peninsula, James Ross Island (Nedbalová et al. 2013).

Most freshwater lakes found in ice-free areas in Antarctica are classified as ultra-oligotrophic because of the low levels of chlorophyll (Hansson et al. 1996; Vinocur & Unrein 2000; Cremer et al. 2004; Toro et al. 2007; Lizotte 2008; Tanabe et al. 2017). This may be connected to the annual low levels of photosynthetically active radiation and ice cover that attenuate the light in the water column during winter in conjunction with the lack of any significant input of inorganic nutrients (Laybourn-Parry 2002).

The low trophic levels of freshwater lakes in Antarctica are due to the dispersed distribution of habitats because of the extreme weather conditions and the high level of isolation around the continent (Cantonati et al. 2020). However, on some Antarctic riverbeds, there are

abundant nutrients such as dissolved inorganic nitrogen and phosphate (Tanabe et al. 2017), which confirms the existence of rich phyto benthic and endemic communities in some lakes in Antarctica (Toro et al. 2007; Nakai et al. 2019; Cantonati et al. 2020).

4.2 Spectral pattern of water

Ocean waters and freshwater bodies with lack of turbidity have cerulean color, due to the absorption of light by the water molecules being very low in the blue and green regions. This absorption becomes significant from the 520 nm wavelengths, specially from the end of the Red (from 700 nm) and NIR (740 nm onwards) wavelengths (Jensen 2007b; Barbosa 2019).

Reflectance peaks at the wavelengths near 710 nm are associated with the presence of Chl-a in water (Kutser et al. 2016). However, the absence of optically active compounds in HL connected to the increase in reflectance values from the Green wavelengths may be attributed to the spectral response of the bottom of the lake (Dierssen & Smith 2000; Zeng et al. 2017), which has maximum depth of 1.3 m and some reflectance peaks at the 710 nm and 800 nm wavelengths, at the sample spectra 1, 3 and 6, whose bottom show vegetation. Further, Ciotti, Lewis, and Cullen (2002) emphasize that in water bodies without those influences, such as in the oceans near the study site, a decrease in reflectances from wavelengths above 600 nm, absorption by pure water, is expected.

The use of derivative analysis removes the reflectance signal from the pure water surface, highlighting some characteristics of Chl-a e TSS (Chen et al. 1992; Goodin et al. 1993; Han & Rundquist 1997; Tsai & Philpot 1998) presence. Hence, Chl-a presence features around the 690 nm in the first derivative graphs (Figure 4) show a similar behavior to those detected by Han and Rundquist (1997), and reinforces the lake bottom response presence in the spectra collected in HL. In accordance, Tanabe et al. (2010) report that elevated Transp allows 45% to 60% of photosynthetically active radiation (from 400 to 700 nm wavelengths) to reach oligotrophic freshwater lake bottoms, with depths up to 2.5 in Oriental Antarctica, and enables moss fields vegetal development at the bottom of the lakes.

Aiming at optimizing environmental monitoring of aquatic compartments, Eleveld et al. (2017) used water spectral differences in varied regions around the world to adapt a spectral classifications system fundamented in the optical water types concept. However, it is important to observe that in the classification of these patterns, lakes such as HL are not considered, considering its low depth and organic and inorganic matter concentrations.

Yet, we believe that water spectral reflectance is controlled by factors as turbidity, depth, chlorophyll concentration and substrate in the water (Lyzenga 1978; Novo et al. 1989; Gitelson

1992; Maritorena et al. 1994; Liew et al. 2019). The absence of some of these organic and inorganic elements in the water column, such as in HL, enables features observation from the sub-surface of the lake, where organic substrates show high reflectance at the wavelengths above 700 nm, and, depending on characteristics of the benthic communities of the lake, different wavelengths in this region may be more adequate for water depth and substrate type discrimination (Gilvear et al. 2007).

4.3 Spectra simulation of orbital sensors

From field spectral data, Gilvear, Hunter, and Higgins (2007) simulated the efficiency of the sensors Airborne Thematic Mapper (ATM), Ikonos and Quickbird in mapping the substrate in Forth Estuary, Scotland. Overall, the authors indicate that the best results were obtained at the visible and NIR wavelengths near all simulated sensors, for water depths up to 1 m, highlighting the ATM sensor. Distinctively, in deeper water column (2 – 5 m) Kutser et al. (2006) identified, from simulations of the spectra of the multispectral sensors Landsat, IKONOS and MERIS, that the spectral range corresponding to the Green area was the most effective in mapping the algae cover in coastal environments.

The simulation of bands in the OLI and Enhanced Thematic Mapper (ETM+) sensors, from Hyperion hyperspectral images, allowed the identification of superiority of OLI in identifying Chl-a and TSS concentrations and colored dissolved organic matter (CDOM) (Pahlevan & Schott 2013). A similar result is seen by the reflectances directly obtained from images of the above mentioned sensors (Olmanson et al. 2016), although the authors reassure that more studies are necessary to determine the superiority of OLI in relation to ETM+ in Transp measurement more certainly, in oligotrophic lakes.

When comparing the simulated spectral bands, based on in situ spectra from OLI and MSI, Jorge et al. (2017) found that the selection of OLI bands presented significant improvement in relation to those in MSI only for identification of TSS concentrations, while for Chl-a the MSI sensor is more indicated, if the size and shape of the lake have pure pixels of water in the image. In addition, Kutser et al. (2016) consider bands 5 (705 nm) and 7 (783 nm) of the MSI sensor the most appropriate for Chl-a identification, considering band 7 more indicated in the case of black lakes in which CDOM absorption can still affect the reflectance values in the 705 nm region.

In the present study, reflectance peaks in Yellow (571 nm) and Red Edge (678 and 709 nm) bands, to which the presence or absence of elements as clear rocks, soil and vegetation are attributed, are reported. A similar fact is determined by Gilvear, Hunter, and Higgins (2007),

whose research result shows distinct reflectances at the wavelengths between 575 and 625 nm and in the peaks centered in 650 nm, 710 nm and 810 nm, conferred to depth and substrate differences. Also, it is important to stress that Kutser, Vahtmäe, and Martin (2006) mention the influence of elements as sand and vegetation in water spectral response as a consequence of the high reflectance in the infrared near.

It is important to emphasize that the results generated with the band simulations obtained in the present study and in the works of Gilvear, Hunter, and Higgins (2007) and Kutser, Vahtmäe, and Martin (2006), the influence of the atmosphere is disregarded and it is assumed that the data in situ do not have errors inherent to wind and solar angles (Jorge et al. 2017). Facts such as these, coupled with the absence of pixels of pure water and at reduced depth may be the reason for differences between simulated and real data from the OLI sensor shown in Figure 6, as well as the identification of sensors more adequate for distinguishing the spectra acquired in the field, with more wavelengths located in the Red and Infrared regions.

5 CONCLUSIONS

In HL, Chl-*a* values below 3 µg/L were found in addition to turbidity and TSS very close to 0. Transp reached values equal to the depth of each sampling station, a result that indicates the ultra-oligotrophic/oligotrophic nature of the lake at issue and that proves the absence of optically active compounds in this aquatic environment.

The spectral pattern of each sampling station, just as its low values of average depth (1.3m), emphasize the narrative that asserts its influence in the benthic communities of the lake. This fact would be increasingly evident if the reflectance values at the 583 nm and 705 nm wavelengths, in which the reflectances at 705 nm are greater than in the cases where there is the presence of soil and/or vegetation (as it is shown in stations 1 and 6), were observed. Chiefly, it is possible to separate the 7 sampling stations into 2 groups: The first influenced by brown bottom with presence of soil and vegetation, as in stations 1, 3, 5 and 6; and a second with greater quantity of clear rocks and soil, as in stations 2, 4 and 7.

Regarding the comparison between the simulated spectra shapes and the OLI sensor images, the sampling stations 3, 6 and 7 showed similarities only in the bands with wavelengths centered at 480 nm Blue, 560 nm Green and 655 nm Red. In such context, the interference of the edges of the lake in spectra of stations 1, 2, 4 and 5, all of these with average depth of 0.6m, becomes evident. It is also important to highlight the reduced amount of pixels pure of water representing each sampling station, where only stations 6 and 3 showed less influence of the edge of the lake, being 878.44 m² the water area on pixels. Concerning the spectra simulated

for the other sensors, MSI followed by WV110 and WV3, revealed better results in distinguishing the two spectral groups verified in the field. This result was reached due to the greater quantity and smaller width of the bands in these sensors, located at wavelengths in the Yellow and Red regions. Nonetheless, it is suggested to extend research to larger and deeper lakes, also considering the acquisition of more sampling stations to enable a more comprehensive understanding of the spectral variability in maritime Antarctic lakes.

References

- ASD Inc. 2010. FieldSpec HandHeld 2 Guia do Usuário [Internet]. [accessed 2019 May 20]. <https://www.malvernpanalytical.com/br/learn/knowledge-center/user-manuals/fieldspec-handheld-2-user-guide>
- Bañón M, Justel A, Velázquez D, Quesada A. 2013. Regional weather survey on Byers Peninsula, Livingston Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Antarctic Science*. 25(2):146–156.
- Barbosa CCF. 2019. Princípios Físicos do Sensoriamento remoto Aquático. In: *Introdução ao Sensoriamento Remoto de Sistemas Aquáticos*. 1°. São José dos Campos São Paulo, Brasil: INPE; p. 24–52.
- Baumhoer C, Dietz A, Dech S, Kuenzer C. 2018. Remote Sensing of Antarctic Glacier and Ice-Shelf Front Dynamics—A Review. *Remote Sensing*. 10(9):1445.
- Braun M, Saurer H, Vogt S, Simões JC, Goßmann H. 2001. The influence of large-scale atmospheric circulation on the surface energy balance of the King George Island ice cap: CIRCULATION/ENERGY BALANCE RELATIONSHIPS. *International Journal of Climatology*. 21(1):21–36.
- Cantonati M, Poikane S, Pringle CM, Stevens LE, Turak E, Heino J, Richardson JS, Bolpagni R, Borrini A, Cid N, et al. 2020. Characteristics, Main Impacts, and Stewardship of Natural and Artificial Freshwater Environments: Consequences for Biodiversity Conservation. *Water*. 12(1):260.
- Chen Z, Curran PJ, Hansom JD. 1992. Derivative Reflectance Spectroscopy to Estimate Suspended Sediment Concentration. *Remote Sensing of Environment*. 40:67–77.
- Christopherson RW, Birkeland GH. 2015. Global Climate Systems. In: *Geosystems: an introduction to physical geography*. Ninth edition. Boston: Pearson; p. 256–285.
- Ciotti ÁM, Lewis MR, Cullen JJ. 2002. Assessment of the relationships between dominant cell size in natural phytoplankton communities and the spectral shape of the absorption coefficient. *Limnol Oceanogr*. 47(2):404–417.
- Cremer H, Gore D, Hultsch N, Melles M, Wagner B. 2004. The diatom flora and limnology of lakes in the Amery Oasis, East Antarctica. *Polar Biol* [Internet]. [accessed 2019 Nov 12] 27(9). <http://link.springer.com/10.1007/s00300-004-0624-2>

- Dieterssen HM, Smith RC. 2000. Bio-optical properties and remote sensing ocean color algorithms for Antarctic Peninsula waters. *J Geophys Res.* 105(C11):26301–26312.
- Doxaran D, Froidefond J-M, Castaing P. 2003. Remote-sensing reflectance of turbid sediment-dominated waters Reduction of sediment type variations and changing illumination conditions effects by use of reflectance ratios. *Appl Opt.* 42(15):2623.
- Eleveld M, Ruescas A, Hommersom A, Moore T, Peters S, Brockmann C. 2017. An Optical Classification Tool for Global Lake Waters. *Remote Sensing.* 9(5):420.
- Esteves F de A, Barbieri R. 2011. A Radiação e seus Efeitos em Ecossistemas Aquáticos Continentais. In: *Fundamentos de Limnologia*. 3rd ed. Rio de Janeiro: Interciência; p. 137–166.
- Gholizadeh M, Melesse A, Reddi L. 2016. A Comprehensive Review on Water Quality Parameters Estimation Using Remote Sensing Techniques. *Sensors.* 16(8):1298.
- Gilvear D, Hunter P, Higgins T. 2007. An experimental approach to the measurement of the effects of water depth and substrate on optical and near infra-red reflectance: a field-based assessment of the feasibility of mapping submerged instream habitat. *International Journal of Remote Sensing.* 28(10):2241–2256.
- Gitelson A. 1992. The peak near 700 nm on radiance spectra of algae and water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. *International Journal of Remote Sensing.* 13(17):3367–3373.
- Goodin DG, Han L, Fraser R, Rundquist DC, Stebbins W, Schalles JF. 1993. Analysis of suspended solids in water using remotely sensed high resolution derivative spectra. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing.* 59(4):505–510.
- Guanter L, Segl K, Kaufmann H. 2009. Simulation of Optical Remote-Sensing Scenes With Application to the EnMAP Hyperspectral Mission. *IEEE Trans Geosci Remote Sensing.* 47(7):2340–2351.
- Han L, Rundquist DC. 1997. Comparison of NIR/RED Ratio and First Derivative of Reflectance in Estimating Algal-Chlorophyll Concentration: A Case Study in a Turbid Reservoir. *Remote Sensing of Environment.* 62:253–261.
- Hansen C, Burian S, Dennison P, Williams G. 2017. Spatiotemporal Variability of Lake Water Quality in the Context of Remote Sensing Models. *Remote Sensing.* 9(5):409.
- Hansson L-A, Dartnall HJG, Ellis-Evans JC, MacAlister H, Tranvik LJ. 1996. Variation in physical, chemical and biological components in the subantarctic lakes of South Georgia. *Ecography.* 19(4):393–403.
- Hellweger FL, Schlosser P, Lall U, Weissel JK. 2004. Use of satellite imagery for water quality studies in New York Harbor. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* 61(3):437–448.
- Hillebrand FL, Rosa CN, Bremer UF. 2018. Mapping of Moist Snow and Percolation Zones Through Sentinel-2. *Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ.* 41(3):96–103.

- Ilori C, Pahlevan N, Knudby A. 2019. Analyzing Performances of Different Atmospheric Correction Techniques for Landsat 8: Application for Coastal Remote Sensing. *Remote Sensing*. 11(4):469.
- Jawak SD, Luis AJ. 2015. A Rapid Extraction of Water Body Features from Antarctic Coastal Oasis Using Very High-Resolution Satellite Remote Sensing Data. *Aquatic Procedia*. 4:125–132.
- Jensen JR. 2007a. *Remote sensing of the environment: an earth resource perspective*. 2nd ed. Upper Saddle River, NJ: Pearson Prentice Hall.
- Jensen JR. 2007b. Remote Sensing of Water. In: *Remote sensing of the environment: an earth resource perspective*. 2nd ed. Upper Saddle River, NJ: Pearson Prentice Hall; p. 409–442.
- Jiahong W, Jiancheng K. 1994. Climate, mass balance and glacial changes on small dome of Collins Ice Cap, King George Island, Antarctica. *Antarctic Research*. 5(1):52–61.
- Jorge DSF, Barbosa CCF, Carvalho LASD, Affonso AG, Lobo FDL, Novo EMLDM. 2017. SNR (Signal-To-Noise Ratio) Impact on Water Constituent Retrieval from Simulated Images of Optically Complex Amazon Lakes. *Remote Sensing*. 9(7):644.
- Kimura S, Ban S, Imura S, Kudoh S, Matsuzaki M. 2010. Limnological characteristics of vertical structure in the lakes of Syowa Oasis, East Antarctica. *Polar Science*. 3(4):262–271.
- King JC, Turner J. 1997. Physical climatology. In: *Antarctic Meteorology and Climatology* [Internet]. 1st ed. [place unknown]: Cambridge University Press; [accessed 2020 May 4]; p. 61–141. <https://www.cambridge.org/core/product/identifier/9780511524967/type/book>
- Köppen W. 1948. *Climatologia: con un studio de los climas de la tierra*. México: Fondo de Cultura Economica.
- Kutser T. 2004. Quantitative detection of chlorophyll in cyanobacterial blooms by satellite remote sensing. *Limnol Oceanogr*. 49(6):2179–2189.
- Kutser T, Paavel B, Verpoorter C, Ligi M, Soomets T, Toming K, Casal G. 2016. Remote Sensing of Black Lakes and Using 810 nm Reflectance Peak for Retrieving Water Quality Parameters of Optically Complex Waters. *Remote Sensing*. 8(6):497.
- Kutser T, Vahtmäe E, Martin G. 2006. Assessing suitability of multispectral satellites for mapping benthic macroalgal cover in turbid coastal waters by means of model simulations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 67(3):521–529.
- Laybourn-Parry J. 2002. Survival mechanisms in Antarctic lakes. Bowles DJ, Lillford PJ, Rees DA, Shanks IA, editors. *Phil Trans R Soc Lond B*. 357(1423):863–869.
- Liew SC, Choo CK, Lau JWM, Chan WS, Dang TC. 2019. Monitoring water quality in Singapore reservoirs with hyperspectral remote sensing technology. *Water Practice and Technology*. 14(1):118–125.
- Lizotte MP. 2008. Phytoplankton and primary production. In: Vincent WF, Laybourn-Parry J, editors. *Polar lakes and rivers: limnology of Arctic and Antarctic aquatic ecosystems*. Oxford; New York: Oxford University Press.

- López-Martínez J, Schmid T, Serrano E, Mink S, Nieto A, Guillaso S. 2016. Geomorphology and landforms distribution in selected ice-free areas in the South Shetland Islands, Antarctic Northern Peninsula region. *Cuadernos de Investigación Geográfica*. 42(2):435.
- López-Martínez J, Serrano E, Schmid T, Mink S, Linés C. 2012. Periglacial processes and landforms in the South Shetland Islands (northern Antarctic Peninsula region). *Geomorphology*. 155–156:62–79.
- Lyzenga DR. 1978. Passive remote sensing techniques for mapping water depth and bottom features. *Appl Opt*. 17(3):379.
- Mackinney G. 1941. Absorption of Light by Chlorophyll. *J Biol Chem*. 140:315–322.
- Maritorena S, Morel A, Gentili B. 1994. Diffuse reflectance of oceanic shallow waters: Influence of water depth and bottom albedo. *Limnol Oceanogr*. 39(7):1689–1703.
- Mobley CD. 1999. Estimation of the remote-sensing reflectance from above-surface measurements. *Appl Opt*. 38(36):7442–7455.
- Nakai R, Imura S, Naganuma T. 2019. Patterns of Microorganisms Inhabiting Antarctic Freshwater Lakes with Special Reference to Aquatic Moss Pillars. In: Castro-Sowinski S, editor. *The Ecological Role of Micro-organisms in the Antarctic Environment* [Internet]. Cham: Springer International Publishing; [accessed 2019 Dec 2]; p. 25–43. http://link.springer.com/10.1007/978-3-030-02786-5_2
- Nedbalová L, Nývlt D, Kopáček J, Šobr M, Elster J. 2013. Freshwater lakes of Ulu Peninsula, James Ross Island, north-east Antarctic Peninsula: origin, geomorphology and physical and chemical limnology. *Antarctic Science*. 25(03):358–372.
- Novo EMM, Hansom JD, Curran PJ. 1989. The effect of sediment type on the relationship between reflectance and suspended sediment concentration. *International Journal of Remote Sensing*. 10(7):1283–1289.
- Olmanson LG, Brezonik PL, Finlay JC, Bauer ME. 2016. Comparison of Landsat 8 and Landsat 7 for regional measurements of CDOM and water clarity in lakes. *Remote Sensing of Environment*. 185:119–128.
- Øvstedal DO, Smith RIL. 2001. *Lichens of Antarctica and South Georgia*. Cambridge, U.K: Cambridge University Press.
- Pahlevan N, Schott JR. 2013. Leveraging EO-1 to Evaluate Capability of New Generation of Landsat Sensors for Coastal/Inland Water Studies. *IEEE J Sel Top Appl Earth Observations Remote Sensing*. 6(2):360–374.
- Pereira Filho WP, Barbosa CCF, Novo EML de M. 2005. Influência das condições do tempo em espectros de reflectância da água. In: Goiânia, Brasil; p. 415–422.
- Rice EW, American Public Health Association, editors. 2012a. Solids. In: *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22. ed. Washington, DC: American Public Health Association; p. 2–62.

Rice EW, American Public Health Association, editors. 2012b. Chlorophyll. In: Standard methods for the examination of water and wastewater. 22. ed. Washington, DC: American Public Health Association; p. 10–22.

Rochera C, Quesada A, Toro M, Rico E, Camacho A. 2017. Plankton assembly in an ultra-oligotrophic Antarctic lake over the summer transition from the ice-cover to ice-free period: A size spectra approach. *Polar Science*. 11:72–82.

Rodrigues WF, Oliveira FS, Schaefer CEGR, Leite MGP, Gauzzi T, Bockheim JG, Putzke J. 2019. Soil-landscape interplays at Harmony Point, Nelson Island, Maritime Antarctica: Chemistry, mineralogy and classification. *Geomorphology*. 336:77–94.

Schwaller MR, Lynch HJ, Tarroux A, Prehn B. 2018. A continent-wide search for Antarctic petrel breeding sites with satellite remote sensing. *Remote Sensing of Environment*. 210:444–451.

Simonov IM. 1977. Physical-geographic description of the fildes peninsula (South Shetland Islands). *Polar Geography*. 1(3):223–242.

Tanabe Y, Ohtani S, Kasamatsu N, Fukuchi M, Kudoh S. 2010. Photophysiological responses of phyto-benthic communities to the strong light and UV in Antarctic shallow lakes. *Polar Biol*. 33(1):85–100.

Tanabe Y, Yasui S, Osono T, Uchida M, Kudoh S, Yamamuro M. 2017. Abundant deposits of nutrients inside lakebeds of Antarctic oligotrophic lakes. *Polar Biol*. 40(3):603–613.

Toro M, Camacho A, Rochera C, Rico E, Bañón M, Fernández-Valiente E, Marco E, Justel A, Avendaño MC, Ariosa Y, et al. 2007. Limnological characteristics of the freshwater ecosystems of Byers Peninsula, Livingston Island, in maritime Antarctica. *Polar Biol*. 30(5):635–649.

Tsai F, Philpot W. 1998. Derivative Analysis of Hyperspectral Data. *Remote Sensing of Environment*. 66(1):41–51.

Turner D, Lucieer A, Malenovsky Z, King D, Robinson SA. 2018. Assessment of Antarctic moss health from multi-sensor UAS imagery with Random Forest Modelling. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 68:168–179.

Vinocur A, Unrein F. 2000. Typology of lentic water bodies at Potter Peninsula (King George Island, Antarctica) based on physical-chemical characteristics and phytoplankton communities. *Polar Biology*. 23(12):858–870.

Wachholz F. 2011. Influência da bacia hidrográfica e características espaço-temporais de variáveis limnológicas sobre reservatórios no Rio Jacuí – RS [Doutorado em Geografia] [Internet]. Rio Claro, SP: Universidade Estadual Paulista; [accessed 2018 Jan 24]. <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/104345>

Xu J, Gao C, Wang Y. 2020. Extraction of Spatial and Temporal Patterns of Concentrations of Chlorophyll-a and Total Suspended Matter in Poyang Lake Using GF-1 Satellite Data. *Remote Sensing*. 12(4):622.

Zeng C, Zeng T, Fischer A, Xu H. 2017. Fluorescence-Based Approach to Estimate the Chlorophyll-A Concentration of a Phytoplankton Bloom in Ardley Cove (Antarctica). *Remote Sensing*. 9(3):210.

Zhang Y, Giardino C, Li L. 2017. Water Optics and Water Colour Remote Sensing. *Remote Sensing*. 9(8):818.

CAPÍTULO IV: Comportamento Espectral da Vegetação em Harmony Point, Ilha Nelson, Antártica

O artigo tem como objetivo identificar o padrão espectral de diversas espécies de musgos, de líquens e uma alga encontrados na região da Antártica Marítima a partir de dados hiperespectrais obtido in situ. Dados espectrais de 17 espécies de vegetação Antártica foram coletados entre os dias 08 e 15 de fevereiro de 2019 em Harmony Point. Para avaliar a possibilidade de distinção entre as espécies de vegetação obtidas em campo a partir de imagens de satélite foram realizadas simulação de bandas, cômputo de índices espectrais de vegetação e análises estatísticas para comparação dos resultados. Nos resultados pode-se verificar o primeiro registro do padrão espectral de espécies como *Andreaea gainii*, *Haematomma erythromma* e *Polytrichum juniperinum*. Os sensores com melhor resolução espectral, a exemplo do MultiSpectral Instrument (MSI) e RedEdge-MX Dual Camera Imaging System apresentaram maior capacidade de diferenciação entre espécies. Neste sentido, conclui-se que a resolução espectral dos sensores simulados é capaz de identificar a maioria das espécies analisadas.

Palavras chave: Padrão espectral, simulação de bandas, Antártica Marítima, musgos, líquens, índices de vegetação

1 INTRODUÇÃO

Na região da Antártica Marítima houve um aquecimento acentuado durante a segunda metade do século XX, seguido de um resfriamento na primeira década do século XXI (OLIVA et al., 2017) e, desde então, há indícios da retomada do aquecimento na região (TURNER et al., 2020). Devido a rápida resposta às mudanças na temperatura atmosférica e nas taxas de precipitação observadas no local, este ambiente é considerado um dos mais sensíveis às mudanças ambientais (WALTHER et al., 2002) sendo, portanto, uma importante fonte de informação para o monitoramento dos impactos das alterações climáticas (SIMÕES et al., 1999).

O aquecimento da Antártica Marítima tem como consequência alterações importantes nos ecossistemas terrestres e marinhos em escalas locais e globais (RUIZ-FERNÁNDEZ *et al.*, 2019). No caso das alterações terrestres, especificamente, fatores ambientais como cobertura de neve, disponibilidade de água doce, luz solar e nutrientes para a vegetação causam uma maior produção biológica, aumentando não só o tamanho populacional de espécies nativas, como a complexidade comunitária (PETER; PECK, 2019; RUIZ-FERNÁNDEZ *et al.*, 2019).

A vegetação Antártica é caracterizada predominantemente por espécies de musgos, líquens, fungos e algas (CANNONE; CONVEY; GUGLIELMIN, 2013; PETER, 2013; OCHYRA; SMITH; BEDNAREK-OCHYRA, 2008; OLECH, 2004; ØVSTEDAL; SMITH, 2001) que se desenvolvem nas áreas livres de gelo e sobrevivem sobre condições de baixas temperaturas, desidratação e períodos de baixa radiação devido a cobertura de neve durante o inverno (CONVEY; SMITH, 2006; TURNER, et al., 2019). Logo, é importante desenvolver métodos eficientes de monitoramento da vegetação antártica, principalmente, devido à tendência de até o final do século 21 ampliar as áreas livres de gelo de 2.100 a 17.267 km², principalmente no norte da Península Antártica e Antártica Marítima (LEE et al., 2017).

O monitoramento da vegetação antártica é complexo devido ao curto período que a vegetação fica descoberta de neve e, por essa razão, exige técnicas capazes de detectar a distribuição da vegetação com apenas alguns centímetros (LUCIEER et al., 2014). Neste caso, o monitoramento da vegetação antártica é otimizado com o emprego de técnicas de sensoriamento remoto (MURRAY; LUCIEER; WILLIAMS, 2010) e pode ser ampliado utilizando sensores hiperespectrais (SCHMIDT; SKIDMORE, 2003; MENDEZ-RIAL; CALVINO-CANCELA; MARTIN-HERRERO, 2012; BUCHHORN et al., 2013). O uso de Veículos aéreos não tripulados (VANTs) também proporciona a aquisição de dados espectrais e espaciais indicados nos estudos da vegetação antártica (LUCIEER et al., 2014; TURNER, et al., 2019).

As espécies de musgos e algas encontradas na Península Antártica e Antártica Marítima, assim como as plantas vasculares, apresentam comportamento espectral semelhante, nas quais os picos de absorção e reflectância estão concentrados nas faixas espectrais do verde e Infravermelho próximo (NIR), respectivamente, influenciados pela quantidade de clorofila encontrada na estrutura celular de cada espécie (CURRAN; DUNGAN; GHOLZ, 1990; HASELWIMMER; FRETWELL, 2009). Já os líquens, apresentam, em sua maioria, elevada reflectância na região espectral do visível, com incremento da reflectância muito inferior na região do NIR se comparado aos musgos e algas (HASELWIMMER; FRETWELL, 2009; ULRICH et al., 2009).

Devido às características espectrais dos principais grupos de vegetação antártica supracitados, aliada à evolução das ferramentas de sensoriamento remoto durante os primeiros 20 anos do século 21, diversos estudos foram desenvolvidos utilizando imagens multiespectrais para detectar e diferenciar estes grupos de vegetação a partir de índices espectrais (HABOUDANE, 2004; FRETWELL et al., 2011; CASANOVAS et al., 2015; ANDRADE, et al., 2018; JAWAK et al., 2019; SOTILLE et al., 2020). Entretanto, pouca atenção tem-se dado à possibilidade de distinção entre espécies de líquens, musgos e algas a partir do seu padrão espectral. Neste contexto, o presente artigo tem como objetivo identificar o padrão espectral de diversas espécies de musgos e líquens encontrados em Harmony Point, Ilha Nelson utilizando dados hiperespectrais obtidos *in situ in situ* e avaliar quais sensores são capazes de diferenciar estas espécies.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O local de estudo está em uma área livre de gelo denominada Harmony Point (HP), na ilha Nelson, entre as coordenadas 62°17'13,71"S 59°11'55,88"W e 62°18'41,77"S 59°14'25,40"W (Figura 1). Esta ilha faz parte do arquipélago das Shetlands do Sul, assim, HP fica na região climática da Antártica Marítima onde se observam variações meteorológicas frequentes e muitas vezes abruptas (BREMER, 1998). A umidade do ar é alta e as temperaturas mais quentes do que em outras regiões do continente Antártico (JIAHONG et al., 1998; ANDRADE, 2012), ocasionando mudanças na área coberta de gelo nas últimas décadas.

O clima da região é do tipo Tundra (KÖPPEN, 1948), com temperatura do ar e precipitação pluviométrica médias de -2,8°C e 425 mm, respectivamente (KING; TURNER, 1997; BAÑÓN et al., 2013; CHRISTOPHERSON; BIRKELAND, 2015). O derretimento da neve e gelo no verão, quando as temperaturas podem atingir 2 °C, proporcionam grande acréscimo de água doce a partir do degelo e torna as áreas livres de gelo suscetíveis a

colonização da vegetação caracterizada predominantemente por espécies de musgos, líquens e algas (BRAUN et al., 2001; CHRISTOPHERSON; BIRKELAND, 2015; JIAHONG; JIANCHENG, 1994; OCHYRA; SMITH; BEDNAREK-OCHYRA, 2008).

A área livre de gelo em questão possui solos jovens, pouco desenvolvidos e predomínio de *Turbic Cryosols* (RODRIGUES et al., 2019). As principais espécies vegetais encontradas na região da Antártica Marítima são caracterizadas por espécies de musgos como *Sanionia uncinata* and *Polytrichastrum alpinum* (OCHYRA 1998) e de líquens *Caloplaca* sp., *Buellia* sp., *Usnea* sp. (ØVSTEDAL; SMITH, 2001). No que se refere especificamente a HP destaca-se a maior ocorrência de espécies como *Sanionia uncinata*, *Prasiola crispa*, *Usnea aurantiacoatra*, *Andreaea* sp., *Bryum* sp. e *Ochrolechia frigida* (RODRIGUES et al., 2019).

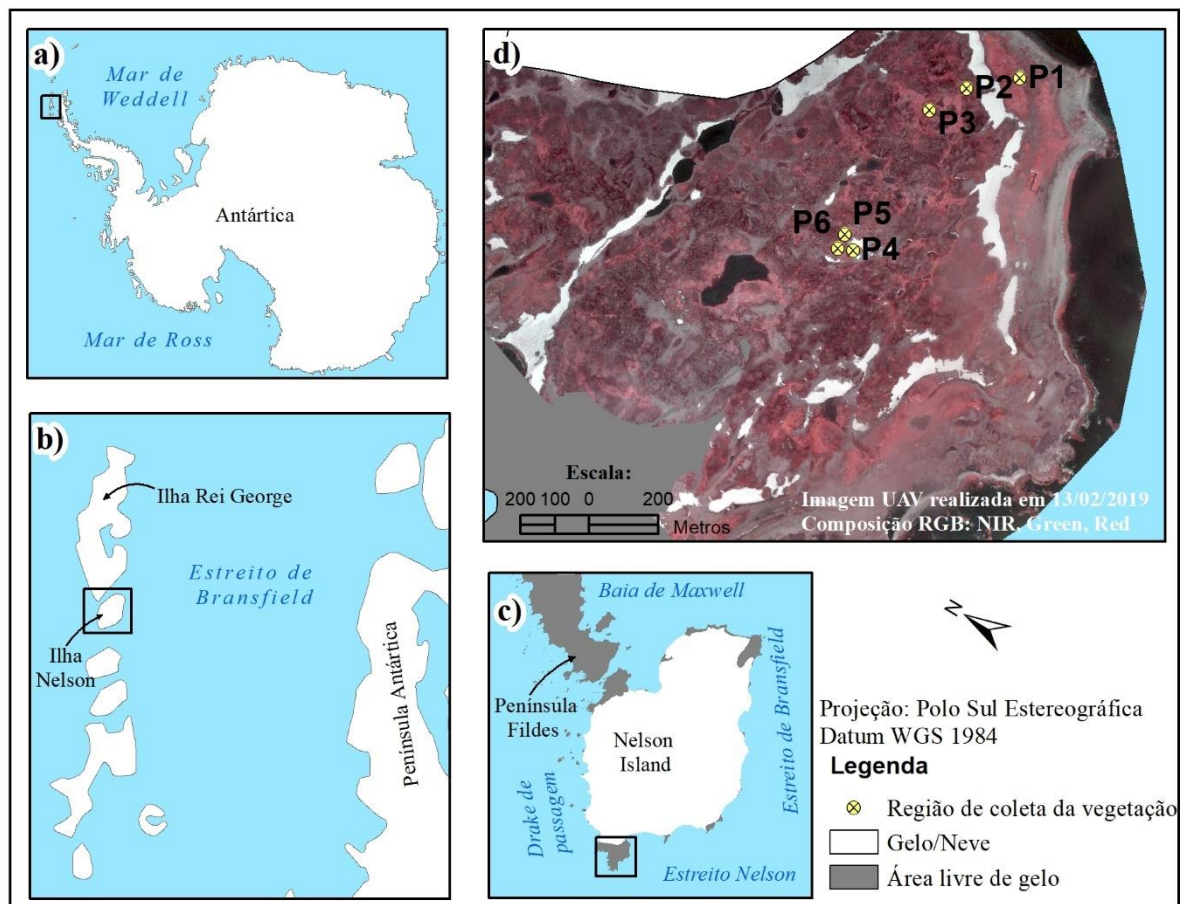


Figura 1 - Localização da área de estudo em Harmony Point. a) Localização das Ilhas Shetland do Sul; b) Ilha Nelson; c) Harmony Point e d) Região de sobrevoo e localização dos pontos amostrais

2.2 Coleta dos Dados Espectrais e Fotogramétricos

Os dados espectrais foram coletados entre os dias 08 e 15 de fevereiro de 2019. Os procedimentos de coleta espectral incluíram o registro de dados de apoio como fotografias e localização geográfica de cada ponto amostral, ambos obtidos respectivamente a partir de uma câmera RGB e receptor *Global Positioning System* (GPS) de código *Clear Access* (C/A), marca Garmin. Cada espécie de musgo, líquens e alga foi identificada em campo com base nas descrições de Ochyra (1998), Putzke e Pereira (2001), Olech (2004), Ochyra, Smith e Bednarek-Ochyra (2008). Após a etapa de identificação efetuou-se 10 medidas de reflectância sobre cada espécie, com o emprego do espectrorradiômetro FieldSpec® Hand Held (FHH), com faixa de operação entre 325 a 1075nm (ASD, 2010). Estas medidas foram calibradas com placa Spectralon®, cuja superfície é Lambertiana e representa reflectância muito próximo de 100%. Tanto nas medidas de referência quanto na dos alvos o sensor foi apontado ao nadir e a aproximadamente 50 cm de altura da superfície de interesse.

No campo multiespectral foi utilizada a imagem do satélite Landsat 8, sensor OLI, em reflectância de superfície, datada de 08/02/19, acessada por meio do banco de dados do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS) (<http://earthexplorer.usgs.gov/>). Complementarmente, além dos dados multiespectrais e hiperespectrais citados foi realizado o levantamento fotogramétrico com o VANT Sensefly eBee, equipado com a câmera Canon S110 NIR, com um filtro Bayer modificado, que registra verde (560 nm, *full-width-half-maximum* (FWHM): 50 nm), vermelho (625 nm, FWHM: 90 nm) e infravermelho próximo (850 nm, FWHM: 100 nm) bandas em 4000 por 3000 pixels (AASEN et al., 2018). Na ocasião foram realizados dois voos a uma altura de 535 metros, resolução de pixel de 10 cm, com sobreposição longitudinal de 85% e latitudinal de 70% entre cada fotografia, totalizando 3,57 km² sobrevoados, sob condições de vento que variaram entre 1,9 e 8 ms⁻¹.

2.3 Análise dos espectros

Os espectros obtidos em campo foram pré-processados no *software* ViewSpecPro e convertidos em planilhas Excel, nas quais realizou-se os cálculos dos índices de vegetação, primeira derivada e as análises inerentes à semelhança e forma espectral entre as espécies de vegetação.

No padrão espectral de cada espécie de vegetação obtido com o FHH foi aplicada a *Spectral Response Function* (SRF), para simular o padrão espectral das espécies vegetais em

diferentes sensores embarcados em satélites e VANTs. Neste processo, foram consideradas as bandas espectrais entre os comprimentos de onda de 400-900 nm.

A simulação dos espectros dos sensores satelitais foi gerada com o emprego da SRF disponível no *software* ENVI para os sensores *Operational Land Imager* (OLI) e *MultiSpectral Instrument* (MSI), a bordo dos satélites Landsat 8 e Sentinel 2, respectivamente. Na simulação dos sensores Parrot Sequoia+ (PS+) (PARROT, 2017), RedEdge MX (RE-MX) e do RedEdge-MX Dual Camera Imaging System (RE-MX DCIS) (MICASENSE, 2020) foi empregado, devido à ausência da SRF adequada para cada sensor, um modelo matemático gaussiano no qual foi inserido os comprimentos de onda centrais e os FWHM de cada banda espectral disponível nos respectivos manuais das câmeras.

O *software* Pix4D foi empregado na criação do mosaico das imagens do VANT utilizado para auxiliar na interpretação dos locais de ocorrência da vegetação. Já a interação entre os dados foi realizada por meio do *software* ArcGIS 10.5, no qual foi processada a imagem do sensor OLI e obtidos os comportamentos espectrais dos pontos amostrais. Mediante esta interação, foi realizada a comparação entre os espectros simulados com base nos dados de campo e da imagem OLI. Nesta etapa, foi considerado apenas o espectro da espécie de maior área de ocorrência coletada em campo.

Índices de vegetação são frequentemente avaliados para o monitoramento da vegetação, seja para verificação da condição fisiológica de musgos ou para distinguir as superfícies cobertas por musgos e líquens. Entretanto, devido à grande diversidade de espécies de musgos e líquens na Antártica, não se conhece a resposta de grande parte delas frente a aplicação destes índices. Deste modo foram empregados os índices *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) (ROUSE et al., 1973) (equação 1) e *Modified Triangular Vegetation Index 2* (MTVI2) (HABOUDANE, 2004) (equação 2), ambos comumente utilizados na Antártica para identificar e avaliar grupos de líquens e musgos.

$$NDVI = \frac{\rho_{800} - \rho_{670}}{\rho_{800} + \rho_{670}} \quad (1)$$

Onde: ρ_{800} é o valor de reflectância no comprimento de onda de 800 nm ou a banda com comprimento de onda centrado o mais próximo deste valor; ρ_{670} é o valor de reflectância no comprimento de onda de 670 nm ou banda com comprimento de onda centrado o mais próximo deste valor.

$$MTVI2 = \frac{1.5[1.2(\rho_{800}-\rho_{550})-2.5(\rho_{670}-\rho_{550})]}{\sqrt{(2\rho_{800}+1)^2-(6\rho_{800}-5\sqrt{\rho_{670}})-0.5}} \quad (2)$$

Onde: ρ_{800} é o valor de reflectância no comprimento de onda de 800 nm ou a banda com comprimento de onda centrado o mais próximo deste valor; ρ_{670} é o valor de reflectância no comprimento de onda de 670 nm ou banda com comprimento de onda centrado o mais próximo deste valor; e ρ_{550} é o valor de reflectância no comprimento de onda de 550 nm ou a banda com comprimento de onda centrado o mais próximo deste valor.

Com base nos índices de vegetação calculados a partir dos dados do FHH e simulados foi efetuada a análise da diferença dos resultados entre os sensores utilizados. A normalidade dos dados foi verificada por meio do teste de Shapiro-Wilk. Os valores obtidos entre os diferentes sensores foram comparados pela ANOVA (distribuição normal) ou pelo teste de Kruskal-Wallis (distribuição assimétrica) com *post hoc* de Tukey e Duns, respectivamente. Estes resultados foram expressos pela Diferença Média (MD) e Intervalo de Confiança de 95% (95% IC). Para verificar a capacidade do emprego destes índices, os dados de musgo e líquens de cada sensor foram comparados pelo teste T-Student com nível de significância de 5%.

3 RESULTADOS

3.1 Dados obtidos *in situ*

Em campo foram coletados espectros de 17 espécies de vegetação Antártica, dentre estes, 6 são de espécies de musgo, um de alga e 10 de líquens. A Figura 1 apresenta as regiões de coleta em HP nos quais cada ponto de coleta (P) continham as seguintes espécies: P1- *Sanionia uncinata*, *Bryum archangelicum* e *Brachythecium aulstrosalebrosus*; P2- *Usnea antarctica*; P3- *Ochrolechia frigida*; P4- *Andreaea gainii*; P5- *Polytrichum juniperinum*, *Haematomma erythromma*, *Lecania brialmontii*, *Acarospora macrocyclos*, *Umbilicaria antarctica*, *Cladonia borealis*, *Prasiola crispa*, *Lecidea sciatriapha*, *Buellia latemarginata* e *Himantormia lugubris*; P6- *Chorisodontium aciphyllum*. Ressalta-se ainda que no ponto de coleta 5 foi encontrada grande variedade de espécies, com área de ocorrência inferior a 1 m². Já o ponto 1 apresentou predominância de ocorrência de campos de *Sanionia uncinata*.

Os espectros substancialmente distintos dos musgos foram observados para as espécies *Andreaea gainii* e *Prasiola crispa*, pois no espectro *Andreaea gainii* não ocorreu o aumento de reflectância nos comprimentos de onda a partir de 700 nm. Já em relação a *Prasiola crispa*, este

aumento não é tão acentuado como nos demais. De modo geral, todos os musgos apresentaram picos na região do visível em 560nm seguidos de uma sutil diminuição na região de 685nm e, a partir deste, um aumento até aproximadamente 740 nm, mantendo-se assim a partir deste comprimento de onda com uma taxa de aumento reduzida e comportamento linear. O padrão espectral dos musgos e da alga levantados em campo são apresentados na figura 2.

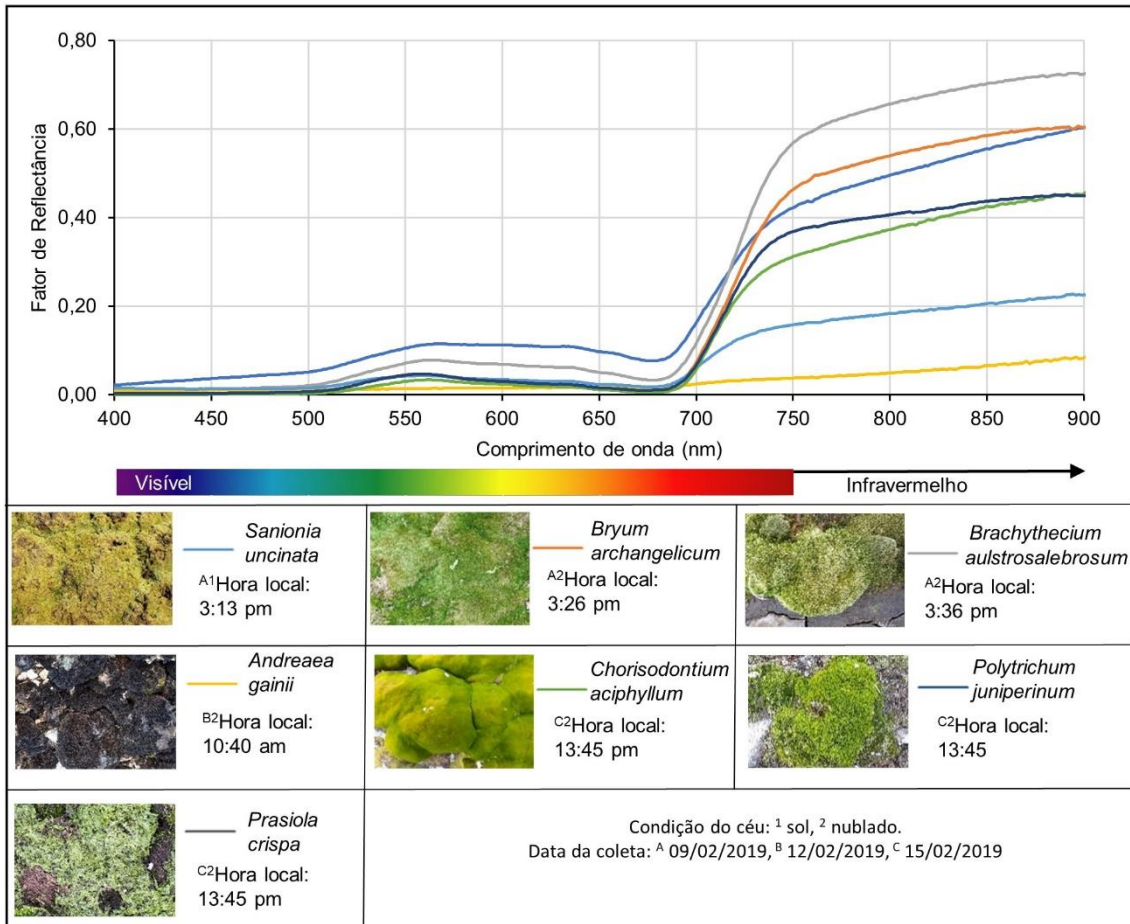


Figura 2 – Padrão espectral dos musgos e da alga coletados em HP.

No padrão espectral dos líquens (Figura 3), verifica-se duas feições espectrais distintas. A primeira e mais pronunciada é detectada entre os comprimentos de onda 430 nm e 458 nm nos quais se tem uma elevação exponencial nos valores de reflectância do líquen *Usnea antarctica*, padrão semelhante é identificado na *Cladonia borealis*. A segunda feição está associada a intensidade com que ocorre a elevação dos valores de reflectância na região do vermelho (entre 680 nm e 730 nm).

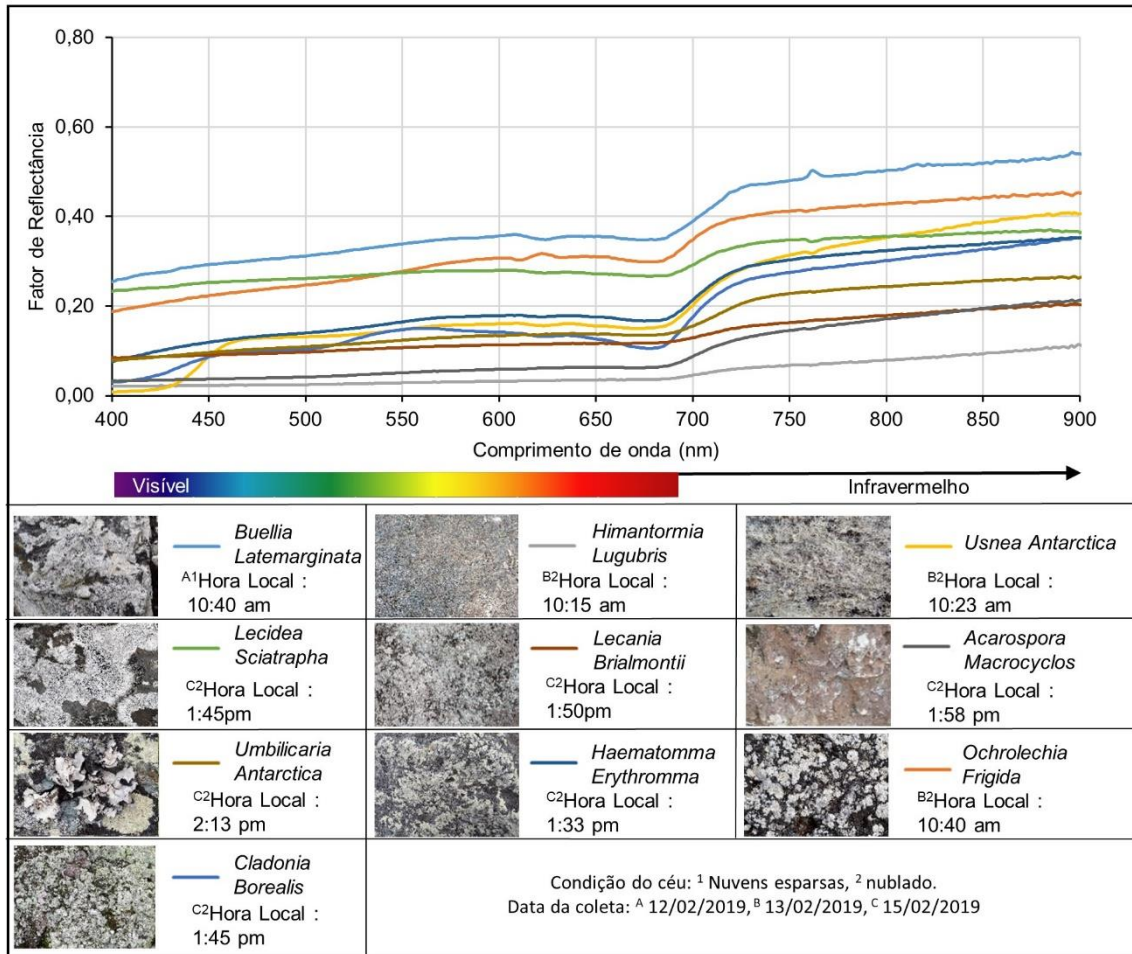


Figura 3 – Padrão espectral dos líquens coletados em HP.

A primeira derivada das refletâncias indica que, de modo geral, a taxa de variação de refletância dos musgos é maior que a dos líquens, principalmente na região do vermelho (Figura 4). Dentre as espécies da Figura (4 A) pode-se citar as seguintes feições características: *Prasiola crispa* feição semelhante à dos líquens na região do vermelho (entre 680 nm e 740 nm); *Sanionia uncinata*, *Polytrichum juniperinum*, *Bryum archangelicum* e *Brachythecium austrosalebrosus* apresentaram pico de feições de aumento de refletância comprimento de onda a 720 nm; *Chorisodontium aciphyllum* demonstrou feição característica de aumento de refletância no comprimento de onda de 710 nm; já a *Andreaea gainii* foi a única a manter seus valores de refletância constante em todas as regiões do espectro.

Dentre os líquens (Figura 4, B) destacam-se as espécies: *Cladonia borealis* que apresenta leve aumento de refletância na região do visível (431 nm); *Ochrolechia frigida* a qual apresenta feição característica na região do laranja (aproximadamente em 615 nm); *Usnea antarctica* por apresentar a maior diferença entre os padrões estudados, pois foi a única espécie de líquen a apresentar dois picos de aumento de refletância, em 440 nm e 700 nm. As demais

espécies de líquens apresentaram feições características de redução de reflectância entre 600 e 630 nm e aumento na região de 700 nm. As espécies *Lecania brialmontii* e *Umbilicaria antarctica*, por sua vez, não indicaram a referida redução de reflectância na região dos 610 nm.

Ao comparar os gráficos da figura 4 pode-se observar 3 feições importantes para a separação entre espécies de musgos e líquens. A primeira é atribuída aos maiores valores de reflectância no intervalo de comprimentos de onda 421-467nm. A segunda está relacionada a absorção nos comprimentos de onda entre 607-627nm. Já a terceira está associada à diferença entre os picos atingidos nos espectros dos musgos, que ocorrem entre 700-718nm, e líquens, que ocorrem entre 694-704nm.

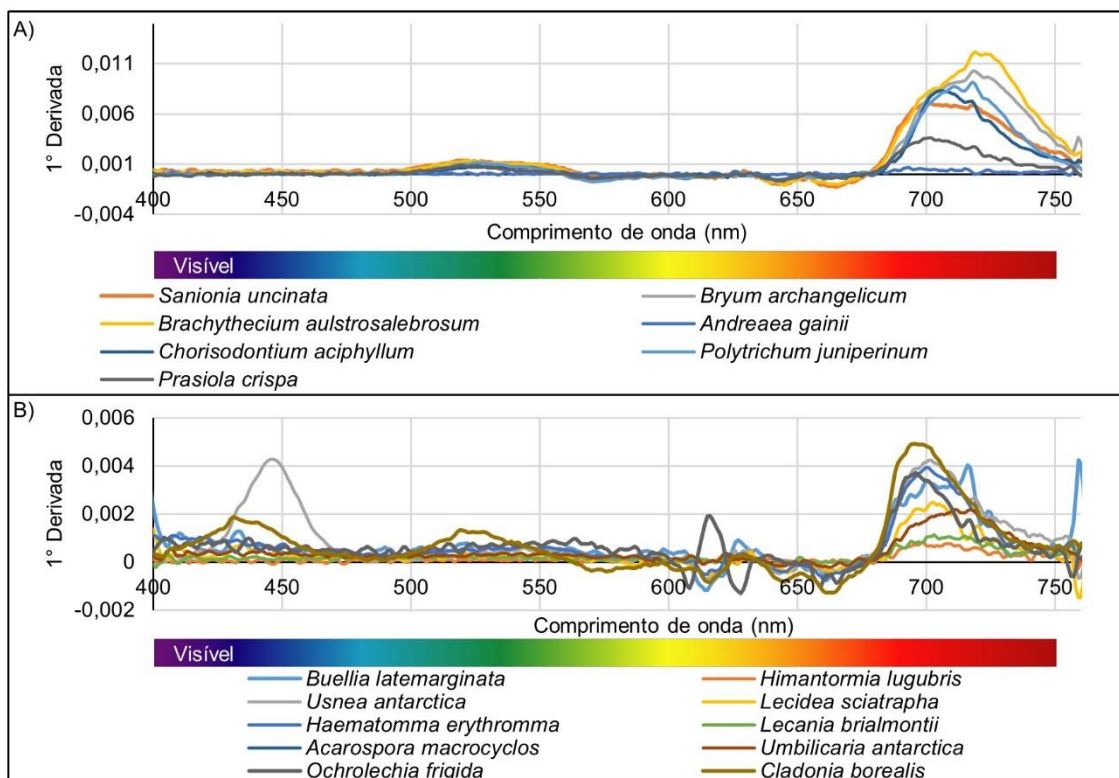


Figura 4 – Gráfico da 1° derivada do Padrão espectral da vegetação Antártica. A) Musgos e Alga; B) Líquens.

3.2 Simulação dos espectros

Os padrões espectrais simulados a partir do FHH (Figura 5 A) indicam que os sensores com bandas espectrais concentradas na região do vermelho e infravermelho tem maior capacidade de distinção dentre as espécies analisadas de musgos e alga. A resolução espectral dos sensores simulados permitiu a diferenciação do musgo *Andreaea gainii* e da alga *Prasiola*

crispa das demais espécies investigadas, principalmente, pelo aumento expressivo das suas refletâncias na região do *Red Edge*.

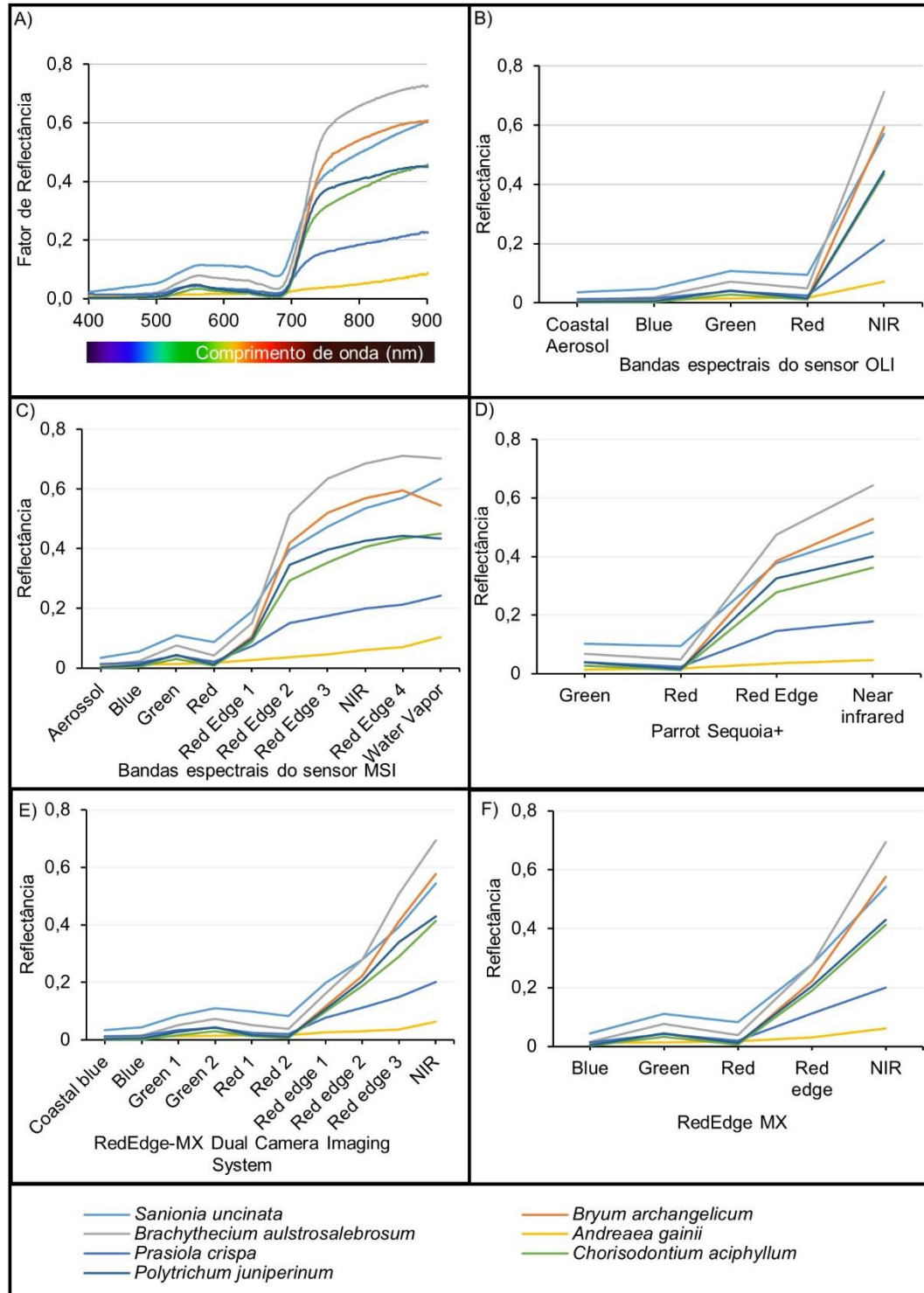


Figura 5 - Espectros simulados do padrão espectral dos musgos e alga coletados em campo. A) Espectros de campo (FHH); B) OLI; C) MSI; D) Parrot Sequoia+; E) RedEdge-MX Dual Camera Imaging System; F) RedEdge MX.

Nos espectros dos sensores OLI, Parrot Sequoia+ e RedEdge MX (Figura 5, B, D e F) pode-se observar que a partir do comportamento espectral das bandas do Red e NIR, a possibilidade de distinguir grupos com padrões espectrais similares é maior. Estes grupos podem ser separados em: Musgos 1 (*Chorisodontium aciphyllum*, *Polytrichum juniperinum* e *Sanionia uncinata*) que apresentam um aumento de reflectância menor na região do NIR se comparados as espécies do Musgos 2 (*Brachythecium aulstrosalebrosus* e *Bryum archangelicum*). De modo que no sensor RedEdge MX (Figura 5, F) esta diferença é mais perceptível.

Os sensores com melhor resolução espectral na região Red edge (Figura 5, C e E) indicaram maior capacidade de diferenciação não só entre os grupos supracitados, mas também entre espécies de um mesmo grupo como no caso do *Chorisodontium aciphyllum*, *Polytrichum juniperinum* e *Sanionia uncinata*.

Na simulação do padrão espectral dos líquens verificou-se que as espécies *Cladonia borealis* e *Ochrolechia frigida* destacaram-se das demais nas bandas do Blue, Green e Red, sendo distintas entre si devido a *Cladonia borealis* apresentar maior reflectância na banda do Green e a *Ochrolechia frigida* na banda do vermelho (Figura 6). Já para as outras espécies as bandas do Red ao NIR foram mais importantes.

Espectros simulados dos sensores OLI, Parrot Sequoia+ e RedEdge MX (Figura 6, B, D e F), indicaram a diferenciação de espécies como: *Himantormia lugubris*, *Lecania brialmontii*, *Acarospora macrocyclos*, *Umbilicaria antarctica* das demais, com base na amplitude da reflectância entre as bandas Red e NIR; *Haematomma erythromma*, *Usnea antarctica*, *Buelia latemarginata* e *Lecidia sciatrapha* devido a oscilação entre os valores de reflectância nas bandas do Blue e Red.

Os sensores MSI e RedEdge-MX Dual Camera Imaging System (Figura 6, C e E) permitiram a identificação de grupos espectrais mais refinados que os supracitados, tornando mais evidente a distinção das espécies *Lecania brialmontii* e *Umbilicaria antarctica*, as quais apresentaram comportamento linear em todas as bandas e das espécies *Buelia latemarginata* e *Usnea antarctica* na região do Red edge 3 e NIR.

A simulação dos espectros do sensor OLI a partir dos dados obtidos em campo para cada espécie foi comparada com o padrão espectral do *pixel* correspondente na imagem OLI do dia 08/02/2019 (Figura 7). A espécie *Sanionia uncinata* (Figura 7, A) apresentou maior semelhança entre o padrão espectral simulado e o da imagem, situação que pode estar ligada à sua característica espacial, pois foi a espécie com maior área de ocorrência verificada em campo. No espectro da *Usnea antarctica* (Figura 7, B) a diferença mais perceptível foi na banda

1, cuja refletância na imagem foi semelhante à da região do NIR, fato não constatado em campo. Situação semelhante ocorre no espectro da *Ochrolechia frigida* (Figura 7, C).

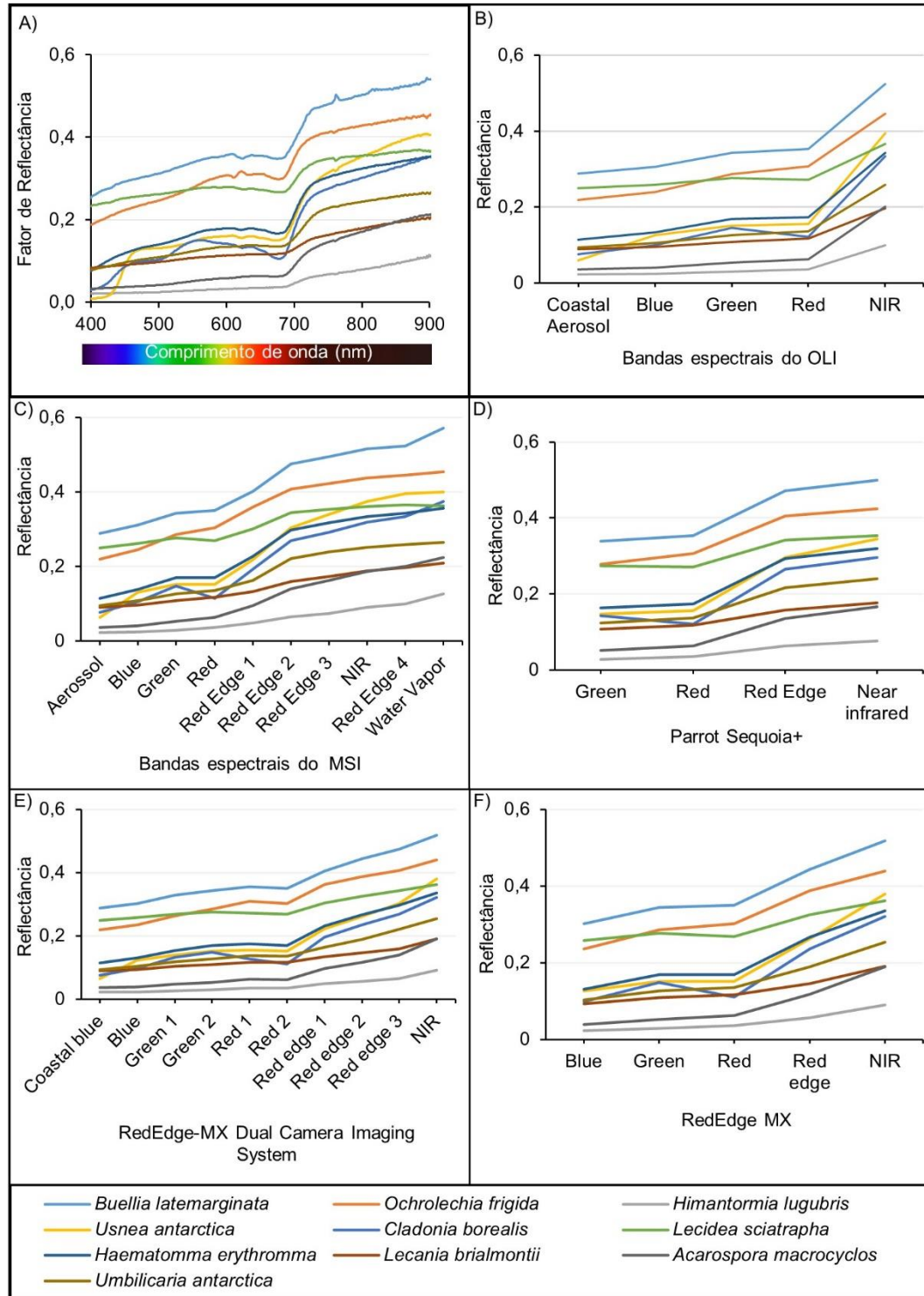


Figura 6 – Espectros simulados do padrão espectral dos líquens coletados em campo. A) Espectros de campo (FHH); B) OLI; C) MSI; D) Parrot Sequoia+; E) RedEdge-MX Dual Camera Imaging System; F) RedEdge MX.

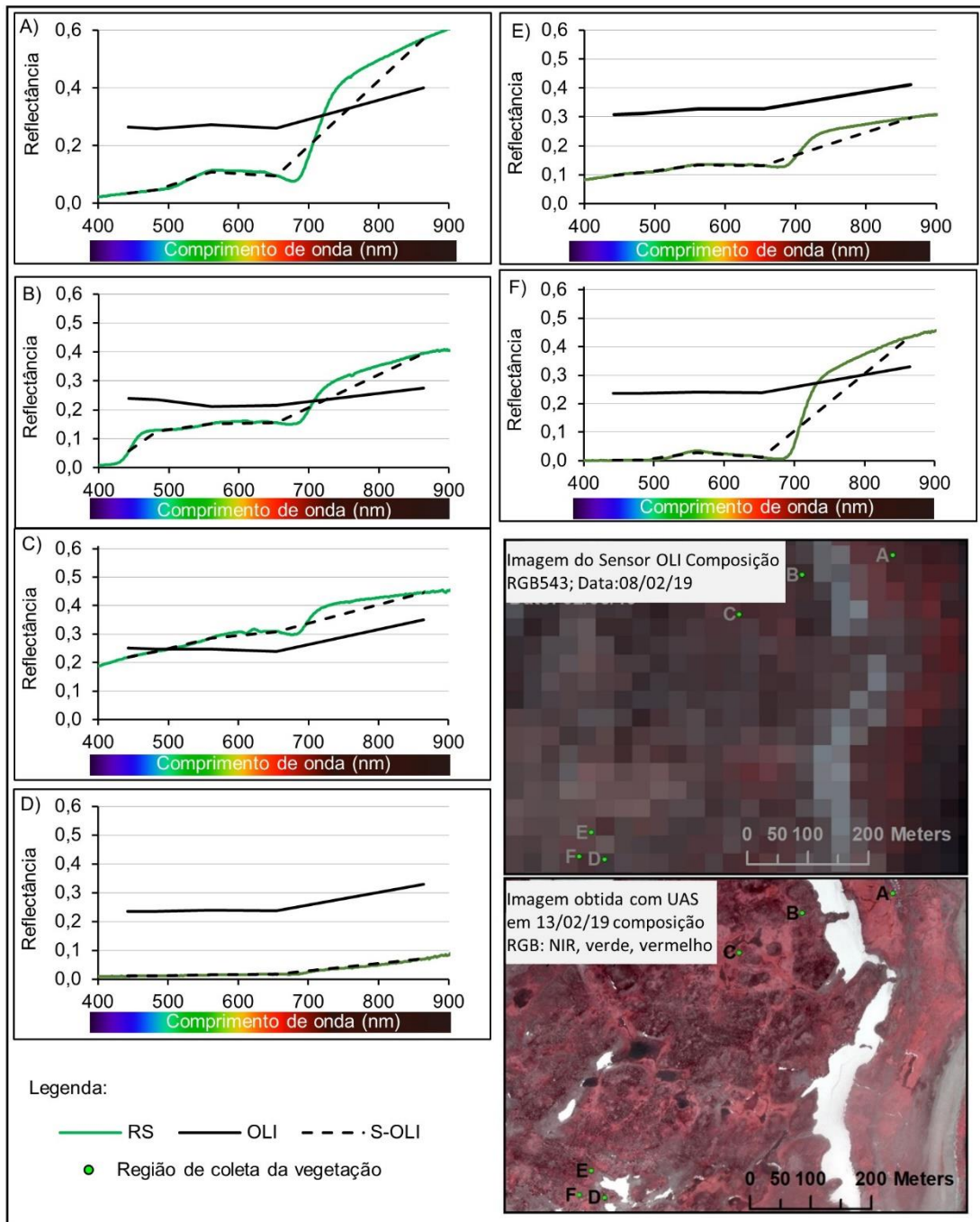


Figura 7 – Comparação dos espectros simulados do sensor OLI com os obtidos a partir dos pixels da imagem do referido sensor no dia 08/02/19, para as espécies de maior ocorrência no ponto amostral. A) *Sanionia uncinata*, B) *Usnea antarctica*, C) *Ochrolechia frigida*, D) *Andreaea gainii*, E) Padrão espectral simulado considerando as reflectâncias médias obtidas para as espécies: *Polytrichum juniperinum*, *Haematomma erythromma*, *Lecania brialmontii*, *Acarospora macrocyclos*, *Umbilicaria antarctica*, *Cladonia borealis*, *Prasiola crispa*, *Lecidea sciatrappa*, *Buellia latemarginata* e *Himantormia lugubris*, F) *Chorisodontium aciphyllum*.

O espectro obtido na imagem para a espécie *Andreaea gainii* (figura 7, D) apresentou padrão espectral semelhante ao simulado, no qual os valores de reflectância aumentaram gradativamente em todos os comprimentos de onda. O espectro da Figura 7, E, ilustra o padrão

espectral da maioria das espécies de líquens encontrados na região. Já o espectro de *Chorisodontium aciphyllum* (Figura 7, F) demonstrou pico de redução nas reflectâncias menor no espectro da imagem na região do NIR com aumento não pronunciado nas reflectâncias do verde conforme observado no dado simulado.

3.3 Índices de vegetação

Os resultados do teste de normalidade apresentaram normalidade quando comparados os valores de musgos com os dos líquens para um mesmo sensor, tanto para o NDVI quanto para o MTVI2. Na comparação dos valores de reflectâncias dos índices supracitados considerando o valor médio obtido entre os sensores, o MTVI2 apresentou distribuição não paramétrica.

A Figura 8 apresenta os resultados dos índices de vegetação simulados, nela observa-se que os valores de NDVI (Figura 8,A), obtidos a partir dos dados do FHH, foram diferentes do OLI (MD: -0.3835; 95% IC: -0.6818 to -0.08518), MSI (MD: -0.4094; IC: -0.7077 to -0.1111), Parrot Sequoia+ (MD: -0.4650; 95% IC: -0.7634 to -0.1667), RedEdge-MX Dual Camera Imaging System (MD: -0.3999; 95% IC: -0.6982 to -0.1015) e RedEdge MX (MD: -0.4010; 95% IC: -0.6993 to -0.1027). Apesar da referida diferença em todos os sensores utilizados a espécie de musgo com menor valor de NDVI foi o *Andreaea gainii* e para os líquens a *Lecania brialmontii*. Já os valores máximos de NDVI foram obtidos para a espécie de musgo *Brachythecium aulstrosalebrosum* e a espécie de líquen *Buellia latemarginata*. O musgo *Andreaea gainii* foi a única espécie de musgo que apresentou valor negativo de NDVI decorrente, possivelmente, pela sua coloração preta. Tal característica pode ter influenciado o padrão de reflectância nos comprimentos de onda do verde e infravermelho (sem aumento de reflectância) tal qual as outras espécies de musgos amostradas.

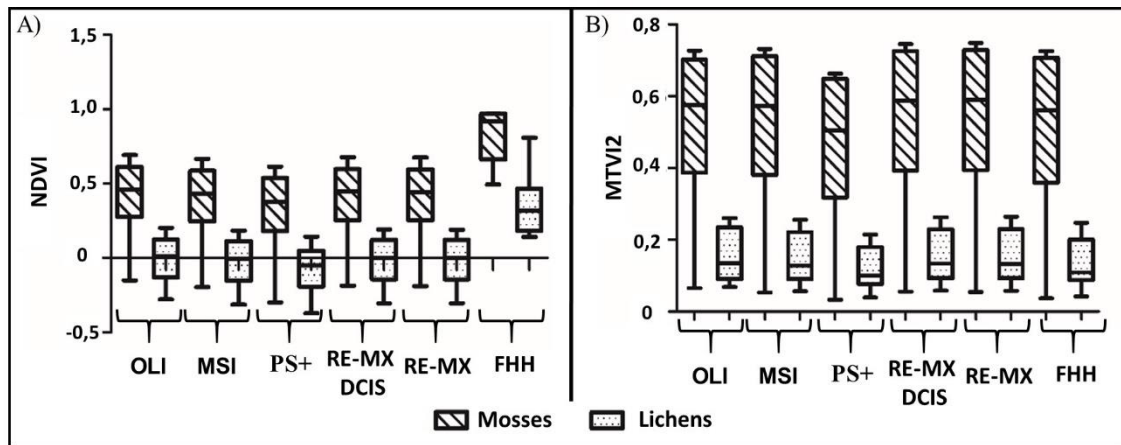


Figura 8 – Comparação entre os valores dos índices de vegetação obtidos para os sensores simulados (OLI, MSI, OS+, RE-MX DCIS, RE-MX) e de campo (FHH). A) índice NDVI. B) índice MTVI.

Analisando os resultados do MTVI2 (Figura 8, B) verificou-se que em média, assim como ocorrido no NDVI, tem-se uma grande diferença entre os valores dos índices de vegetação entre espécies de musgos e líquens. Entretanto, assim como no NDVI, o MTVI2 indicou a *Andreaea gainii* como a espécie de musgo com menor valor. Já para os líquens o menor valor foi encontrado para a espécie *Himantormia lugubris*. Os valores máximos atingidos para o índice MTVI2 foram observados para o musgo da espécie *Bryum archangelicum* e o líquen *Cladonia borealis*. No MTVI2 não foram encontradas diferenças entre os valores obtidos a partir dos sensores considerados ($p = 0.90$).

No que se refere à utilização dos índices de vegetação, obtidos a partir dos padrões espectrais simulados para a distinção entre espécies de líquens e musgo, o teste T-student indicou que as resoluções espectrais de todos os sensores empregados detectaram diferença entre os valores médios atingidos pelos musgos e líquens.

4 DISCUSSÃO

Estudos realizados na Península Antártica demonstraram que espécies de vegetação como *Brachythecium austrosalebrosum*, *Himantormia lugubris*, *Usnea antarctica*, *Sanionia uncinata*, *Andreaea* sp. e *Prasiola crista*, comuns na região, podem ser distinguidas pelo contraste da resposta espectral entre as bandas do vermelho e NIR (HASELWIMMER; FRETWELL, 2009; CALVIÑO-CANCELA; MARTÍN-HERRERO, 2016). Ademais, a região do NIR é considerada o intervalo de análise mais importante para a avaliação da saúde dos campos de musgos (TURNER *et al.* 2018). Padrão semelhante é relatada para a vegetação do

Ártico, sobre a qual, sugere-se inclusive a investigação de diferenças na inclinação dos comprimentos de onda do “red-edge” para a identificação de distintos padrões espectrais da vegetação (BUCHHORN *et al.*, 2013).

Os resultados obtidos em HP corroboram com as informações mencionadas acima, principalmente em relação a espécie *Andreaea gainii* que apresenta comportamento distinto das demais espécies de musgos, especialmente a partir do comprimento de onda de 700 nm. Entretanto, salienta-se que apesar das espécies de líquens *Himantormia lugubris*, *Usnea antarctica* apresentarem padrões espectrais diferentes entre si, a *Himantormia lugubris* tem padrão semelhante a *Lecania brialmontii* e a *Usnea antarctica* com a *Haematomma erythromma* a partir do comprimento de onda 450 nm. Já o musgo *Sanionia uncinata*, teve padrão espectral semelhante as espécies *Chorisodontium aciphyllum* e *Polytrichum juniperinum*.

A ausência do pico de refletância em 550 nm na maioria dos espectros dos líquens é uma característica importante para sua identificação e está relacionado à presença de clorofila que, na maioria dos casos, é mascarada pela coloração dos líquens que apresentam pigmentos mais escuros (PETZOLD; GOWARD, 1988). Consequentemente, tal característica aliada a menor amplitude de aumento das refletâncias entre o visível e IR são fortes indicativos de padrões espectrais de líquens. No presente estudo o referido pico em 550 nm foi perceptível apenas na espécie *Cladonia borealis*. Esta característica dificulta o emprego da técnica de NDVI para a delimitação de líquens na antártica, conforme já haviam sugerido outros estudos (FRETWELL *et al.*, 2011; CASANOVAS *et al.*, 2015).

O emprego de limiares a partir do NDVI para o mapeamento da vegetação na Antártica em imagens de satélite de alta resolução como as do QuickBird e Worldview-2 vem se mostrando eficazes no monitoramento da vegetação (ANDRADE *et al.* 2018; JAWAK *et al.* 2019). Ainda assim, tem-se uma subestimativa nas áreas de vegetação mapeadas que pode estar relacionada aos baixos valores de NDVI encontrados em algumas espécies de musgos e líquens, indetectáveis a partir dos limiares comumente empregados, e com valores negativos, semelhantemente encontrados nos trabalhos de campo conduzidos em HP.

A partir da média e desvio padrão dos valores de NDVI obtidos em áreas de musgos de Hope Bay na Península Antártica, sobre imagens dos sensores MSI, OLI e da câmera Canon S110 NIR, os melhores resultados foram identificados no mapeamento da probabilidade dos pixels serem identificados como musgos e alga (SOTILLE *et al.*, 2020). Já a probabilidade de identificação de líquens foi a menor, pois apenas 42% das áreas mapeadas na imagem corroboraram com os resultados de campo (SOTILLE *et al.*, 2020).

Em algumas das Ilhas Shetland do Sul foi identificado o limiar de 0,05 aplicado ao NDVI em imagens Landsat 7 e 8 como parte integrante de um sistema de detecção de líquens, considerado satisfatório (CASANOVAS *et al.*, 2015). Logo, destaca-se que no presente trabalho, conduzido em HP, os valores de NDVI obtidos a partir dos espectros simulados do Landsat 8 apresentaram valores negativos de NDVI para cinco das dez espécies de líquens consideradas.

Para líquens de regiões subárticas alguns autores (BECHTEL; RIVARD; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, 2002; REES; TUTUBALINA; GOLUBEVA, 2004; ZHANG; RIVARD; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, 2005) identificaram que a discriminação de espécies de líquen e rochas é possível usando razões de reflectância em 400/685 nm, 773/685 nm, com melhores resultados em comprimentos de onda acima de 1900 nm. Os resultados encontrados em HP indicaram que a amplitude das reflectâncias entre 773-685 nm mostrou-se mais promissora para a distinção entre as espécies de líquens e musgos analisados, entretanto, em razão do reduzido número de amostras e o intervalo espectral considerado, esta situação não pode ser validada estatisticamente.

Maior concentração de clorofila é atribuída a alga *Prasiola crispa* e aos musgos o que ocasiona, conseqüentemente, feições de absorção na região do vermelho e de alta reflectância no NIR (AYALA-SILVA; BEYL, 2005). Neste contexto, Lucieer *et al.* (2014) and Malenovský *et al.* (2015) avaliaram o vigor de musgos a partir de dados hiperespectrais com emprego do índice de vegetação MTVI2 e concluíram que valores deste índice inferiores a 0,25 são indicativos de alvos como pedras, solo e/ou musgo dessecado. Entretanto, destaca-se que em ambos os estudos não foi considerada a espécie de musgo *Andreaea gainii*, única, dentre os amostrados no presente estudo a apresentar a ausência destas características no espectro, e por consequência, valores de MTVI2 que não seguem os valores apresentados por Lucieer *et al.* (2014) e Malenovský *et al.* (2015).

A estimativa de vigor de musgos na antártica derivadas de imagens do satélite WorldView-2 foi comparada com o da câmera hiperespectral embarcada em um VANT (MALENOVSKÝ *et al.*, 2017). Os autores encontraram tendência de subestimação do vigor dos musgos nas imagens de satélite mais ligadas a resolução espacial que espectral. A resolução espacial da imagem inferior a 8 cm, impactou negativamente na identificação do vigor de musgos devido a sua elevada fragmentação espacial, que resulta na mistura espectral com as superfícies rochosas circundantes (TURNER *et al.* 2019).

Estes resultados corroboram as informações apresentadas nas Figuras 5 e 6, onde pode-se observar que todos os padrões espectrais simulados para os sensores utilizados, apresentaram

algumas feições de absorção e amplitudes de reflectância importantes para a distinção entre espécies de vegetação. Entretanto, observa-se também que na comparação direta entre os espectros simulados e obtidos sobre a imagem OLI, de 30 metros de resolução, tem-se uma degradação na assinatura espectral das espécies e que dificulta sua identificação.

5 CONCLUSÕES

Os espectros dos musgos e líquens obtidos neste estudo apresentaram padrão distinto, principalmente devido aos musgos apresentarem reflectâncias muito superiores às dos líquens na região do infravermelho e os líquens não apresentarem feições de absorção acentuadas. Entretanto, ressalta-se que a espécie de musgo *Andreaea gainii* é uma exceção, pois seu padrão espectral é muito semelhante aos líquens *Himantormia Lugubris* e *Lecania brialmontii*. Conclui-se, assim, que a maneira mais indicada para distinguir estes dois grupos de vegetação é por meio da amplitude entre a reflectância obtida na região do visível e no Infravermelho, com maior destaque para a região que vai da borda do Infravermelho até o Infravermelho.

A identificação de algumas espécies foi mais eficiente com o emprego da análise derivativa (1° derivada). Neste caso, foram constatadas características espectrais importantes para identificar as seguintes espécies: Grupo de musgos com espécies de *Sanionia uncinata*, *Polytrichum juniperinum*, *Bryum archangelicum* e *Brachythecium austrosalebrosum* (comprimento de onda a 720 nm); *Chorisodontium aciphyllum* (710 nm); *Andreaea gainii* (devido à ausência de picos de reflectância no espectro); *Cladonia borealis* (431 nm); *Ochrolechia frigida* (aproximadamente em 615 nm); *Usnea antarctica* (440 nm e 700 nm).

Considerando apenas a interpretação empírica e visual dos espectros simulados dos sensores OLI, Parrot Sequoia+ e RedEdge MX conclui-se que a partir da resolução espectral deles é possível mapear 4 grupos de espécies: Grupo 1 composto pelas espécies de musgos *Chorisodontium aciphyllum*, *Polytrichum juniperinum* e *Sanionia uncinata*; Grupo 2 contendo os musgos *Brachythecium austrosalebrosum* e *Bryum archangelicum*; Grupo 3 com as espécies de líquens *Himantormia lugubris*, *Lecania brialmontii*, *Acarospora macrocyclos*, *Umbilicaria antarctica*; Grupo 4 composto pelos líquens *Haematomma erythromma*, *Usnea antarctica*, *Buelia latemarginata* e *Lecidia sciatrappa*; e Grupo 5 contendo os líquens *Himantormia lugubris* e *Lecania brialmontii* (com ausência de feições de absorção).

A maior quantidade de bandas espectrais dos sensores MSI e RedEdge-MX Dual Camera Imaging System indicam melhor capacidade de diferenciação entre as espécies do

Grupo 1 e da identificação das espécies de líquen *Lecania brialmontii*, *Umbilicaria antarctica*, *Buelia latemarginata* e *Usnea antarctica*.

Constata-se que no sensor OLI os padrões espectrais simulados e obtidos a partir da imagem foram muito semelhantes para as espécies *Sanionia uncinata*, *Andreaea gainii* e *Chorisodontium aciphyllum*. Logo, sugere-se que em trabalhos futuros esta capacidade seja mais explorada a fim de confirmar esta constatação.

O musgo *Andreaea gainii* é identificado como líquen quando considerados métodos de mapeamento que empregam índices como o NDVI e MTVI2. Todos os sensores simulados indicaram que a resolução espectral dos sensores considerados não influencia nos resultados dos índices de vegetação. Deste modo, acredita-se que no mapeamento da vegetação antártica a resolução espacial é um dos fatores mais relevantes para evitar a ocorrência de mistura espectral em um único pixel.

References

AASEN, H. *et al.* Quantitative Remote Sensing at Ultra-High Resolution with UAV Spectroscopy: A Review of Sensor Technology, Measurement Procedures, and Data Correction Workflows. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 10, n. 7, p. 1091, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs10071091>

ANDRADE, A. M. D. *et al.* Relationship between solar radiation and surface distribution of vegetation in Fildes Peninsula and Ardley Island, Maritime Antarctica. **International Journal of Remote Sensing**, [s. l.], v. 39, n. 8, p. 2238–2254, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01431161.2017.1420937>

ANDRADE, R. P. de. **Geoquímica de Solos e das Águas da Península Fildes e Ilha Ardley - Antártica Marítima**. 189 f. 2012. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

ASD, A. S. D., Inc. **FieldSpec HandHeld 2 Guia do Usuário**. [S. l.], 2010. Disponível em: <https://www.malvernpanalytical.com/br/learn/knowledge-center/user-manuals/fieldspec-handheld-2-user-guide>. Acesso em: 20 maio 2019.

AYALA-SILVA, T.; BEYL, C. A. Changes in spectral reflectance of wheat leaves in response to specific macronutrient deficiency. **Advances in Space Research**, [s. l.], v. 35, n. 2, p. 305–317, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.asr.2004.09.008>

BAÑÓN, M. *et al.* Regional weather survey on Byers Peninsula, Livingston Island, South Shetland Islands, Antarctica. **Antarctic Science**, [s. l.], v. 25, n. 2, p. 146–156, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S0954102012001046>

BECHTEL, R.; RIVARD, B.; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, A. Spectral properties of foliose and crustose lichens based on laboratory experiments. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 82, n. 2–3, p. 389–396, 2002. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00055-X](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00055-X)

BRAUN, M. *et al.* The influence of large-scale atmospheric circulation on the surface energy balance of the King George Island ice cap: CIRCULATION/ENERGY BALANCE RELATIONSHIPS. **International Journal of Climatology**, [s. l.], v. 21, n. 1, p. 21–36, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/joc.563>

BREMER, U. F. **Morfologia de Bacias de Drenagem da Cobertura de Gelo da Ilha Rei George, Antártica**. 135 f. 1998. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto)Porto Alegre, 1998.

BUCHHORN, M. *et al.* Ground-Based Hyperspectral Characterization of Alaska Tundra Vegetation along Environmental Gradients. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 5, n. 8, p. 3971–4005, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs5083971>

CALVIÑO-CANCELA, M.; MARTÍN-HERRERO, J. Spectral Discrimination of Vegetation Classes in Ice-Free Areas of Antarctica. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 8, n. 10, p. 856, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs8100856>

CANNONE, N.; CONVEY, P.; GUGLIELMIN, M. Diversity trends of bryophytes in continental Antarctica. **Polar Biology**, [s. l.], v. 36, n. 2, p. 259–271, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00300-012-1257-5>

CASANOVAS, P. *et al.* Mapping lichen distribution on the Antarctic Peninsula using remote sensing, lichen spectra and photographic documentation by citizen scientists. **Polar Research**, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 25633, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.3402/polar.v34.25633>

CHRISTOPHERSON, R. W.; BIRKELAND, G. H. Global Climate Systems. *In*: GEOSYSTEMS: AN INTRODUCTION TO PHYSICAL GEOGRAPHY. Ninth editioned. Boston: Pearson, 2015. p. 256–285.

CONVEY, P.; SMITH, R. I. L. Responses of terrestrial Antarctic ecosystems to climate change. *In*: ROZEMA, J.; AERTS, R.; CORNELISSEN, H. (org.). **Plants and Climate Change**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2006. (Tasks for vegetation science). v. 41, p. 1–12. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4443-4_1. Acesso em: 25 nov. 2020.

CONVEY, Peter. Antarctic Ecosystems. *In*: ENCYCLOPEDIA OF BIODIVERSITY. [S. l.]: Elsevier, 2013. p. 179–188. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00264-1>. Acesso em: 25 nov. 2020.

CONVEY, Peter; PECK, L. S. Antarctic environmental change and biological responses. **Science Advances**, [s. l.], v. 5, n. 11, p. eaaz0888, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz0888>

CURRAN, P. J.; DUNGAN, J. L.; GHOLZ, H. L. Exploring the relationship between reflectance red edge and chlorophyll content in slash pine. **Tree Physiology**, [s. l.], v. 7, n. 1-2-3-4, p. 33–48, 1990. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/treephys/7.1-2-3-4.33>

FRETWELL, P. T. *et al.* Detecting and mapping vegetation distribution on the Antarctic Peninsula from remote sensing data. **Polar Biology**, [s. l.], v. 34, n. 2, p. 273–281, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00300-010-0880-2>

HABOUDANE, D. Hyperspectral vegetation indices and novel algorithms for predicting green LAI of crop canopies: Modeling and validation in the context of precision agriculture. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 90, n. 3, p. 337–352, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2003.12.013>

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, 2009, Grenoble, França. **Anais [...]**. Grenoble, França: [s. n.], 2009. p. 1–4. Disponível em: <https://doi.org/10.1109/WHISPERS.2009.5289099>

JAWAK, S. D. *et al.* Semiautomated Detection and Mapping of Vegetation Distribution in the Antarctic Environment Using Spatial-Spectral Characteristics of WorldView-2 Imagery. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 11, n. 16, p. 1909, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs11161909>

JIAHONG, W. *et al.* Glaciological studies on the King George Island ice cap, South Shetland Islands, Antarctica. **Annals of Glaciology**, [s. l.], v. 27, p. 105–109, 1998. Disponível em: <https://doi.org/10.3189/1998AoG27-1-105-109>

JIAHONG, W.; JIANCHENG, K. Climate, mass balance and glacial changes on small dome of Collins Ice Cap, King George Island, Antarctica. **Antarctic Research**, [s. l.], v. 5, n. 1, p. 52–61, 1994.

KING, J. C.; TURNER, J. Physical climatology. *In*: ANTARCTIC METEOROLOGY AND CLIMATOLOGY. 1. ed. [S. l.]: Cambridge University Press, 1997. p. 61–141. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511524967>. Acesso em: 4 maio 2020.

KÖPPEN, W. **Climatologia: con un studio de los climas de la tierra**. México: Fondo de Cultura Economica, 1948.

LEE, J. R. *et al.* Climate change drives expansion of Antarctic ice-free habitat. **Nature**, [s. l.], v. 547, p. 49, 2017.

LUCIEER, A. *et al.* HyperUAS-Imaging Spectroscopy from a Multirotor Unmanned Aircraft System: HyperUAS-Imaging Spectroscopy from a Multirotor Unmanned. **Journal of Field Robotics**, [s. l.], v. 31, n. 4, p. 571–590, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/rob.21508>

MALENOVSKÝ, Z. *et al.* Antarctic moss stress assessment based on chlorophyll content and leaf density retrieved from imaging spectroscopy data. **New Phytologist**, [s. l.], v. 208, n. 2, p. 608–624, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/nph.13524>

MALENOVSKÝ, Z. *et al.* Unmanned aircraft system advances health mapping of fragile polar vegetation. **Methods in Ecology and Evolution**, [s. l.], v. 8, n. 12, p. 1842–1857, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12833>

MENDEZ-RIAL, R.; CALVINO-CANCELA, M.; MARTIN-HERRERO, J. Anisotropic inpainting of the Hypercube. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters**, [s. l.], v. 9, n. 2, p. 214–218, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1109/LGRS.2011.2164050>

MICASENSE. **Dual Camera Imaging System**. [S. l.], 2020. Disponível em: <https://micasense.com/dual-camera-system/>. Acesso em: 16 abr. 2020.

MURRAY, H.; LUCIEER, A.; WILLIAMS, R. Texture-based classification of sub-Antarctic vegetation communities on Heard Island. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, [s. l.], v. 12, n. 3, p. 138–149, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2010.01.006>

OCHYRA, R. **The Moss Flora of King George Island, Antarctica**. [S. l.]: Polish Academy of Sciences, W. Szafer Institute of Botany, 1998. *E-book*.

OCHYRA, Ryszard; SMITH, R. I. L.; BEDNAREK-OCHYRA, H. **Illustrated moss flora of Antarctica**. Cambridge: Cambridge University Press, 2008. (Studies in polar research).

OLECH, M. **Lichens of King George Island, Antarctica**. Kraków: Inst. of Botany of the Jagiellonian Univ., 2004.

OLIVA, M. *et al.* Recent regional climate cooling on the Antarctic Peninsula and associated impacts on the cryosphere. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 580, p. 210–223, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.030>

ØVSTEDAL, D. O.; SMITH, R. I. L. **Lichens of Antarctica and South Georgia**. Cambridge, U.K: Cambridge University Press, 2001. (Studies in polar research).

PARROT. **Parrot SEQUOIA+**. [S. l.], 2017. Disponível em: <https://www.parrot.com/global/parrot-professional/parrot-sequoia>. Acesso em: 16 abr. 2020.

PETZOLD, D. E.; GOWARD, S. N. Reflectance spectra of subarctic lichens. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 24, n. 3, p. 481–492, 1988. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90020-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90020-X)

PUTZKE, J.; PEREIRA, A. B. **The Antarctic mosses: with special reference to the South Shetland Islands**. 1. eded. Canoas: Ed. da ULBRA, 2001.

REES, W. G.; TUTUBALINA, O. V.; GOLUBEVA, E. I. Reflectance spectra of subarctic lichens between 400 and 2400 nm. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 90, n. 3, p. 281–292, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2003.12.009>

RODRIGUES, W. F. *et al.* Soil-landscape interplays at Harmony Point, Nelson Island, Maritime Antarctica: Chemistry, mineralogy and classification. **Geomorphology**, [s. l.], v. 336, p. 77–94, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2019.03.030>

ROUSE, J. W. *et al.* Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. *In: EARTH RESOURCES TECHNOLOGY SATELLITE – 1 SYMPOSIUM*, 1973, Washington. **Anais [...]**. Washington: [s. n.], 1973. p. 309–317. Disponível em: <https://ntrs.nasa.gov/search.jsp?R=19740022614>. Acesso em: 7 jun. 2018.

RUIZ-FERNÁNDEZ, J. *et al.* Patterns of spatio-temporal paraglacial response in the Antarctic Peninsula region and associated ecological implications. **Earth-Science Reviews**, [s. l.], v. 192, p. 379–402, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2019.03.014>

SCHMIDT, K. S.; SKIDMORE, A. K. Spectral discrimination of vegetation types in a coastal wetland. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 85, n. 1, p. 92–108, 2003. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00196-7](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00196-7)

SIMÕES, J. C. *et al.* Morphology and variations of glacial drainage basins in the King George Island ice field, Antarctica. **Annals of Glaciology**, [s. l.], v. 29, p. 220–224, 1999. Disponível em: <https://doi.org/10.3189/172756499781821085>

SOTILLE, M. E. *et al.* Evaluation of UAV and satellite-derived NDVI to map maritime Antarctic vegetation. **Applied Geography**, [s. l.], v. 125, p. 102322, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2020.102322>

TURNER, D. *et al.* Assessment of Antarctic moss health from multi-sensor UAS imagery with Random Forest Modelling. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, [s. l.], v. 68, p. 168–179, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.01.004>

TURNER, D. J. *et al.* 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**, [s. l.], v. 12, n. 10, p. 3813–3825, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2019.2938544>

TURNER, J. *et al.* Antarctic temperature variability and change from station data. **International Journal of Climatology**, [s. l.], v. 40, n. 6, p. 2986–3007, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/joc.6378>

ULRICH, M. *et al.* Spectral characterization of periglacial surfaces and geomorphological units in the Arctic Lena Delta using field spectrometry and remote sensing. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 113, n. 6, p. 1220–1235, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.02.009>

WALTHER, G.-R. *et al.* Ecological responses to recent climate change. **Nature**, [s. l.], v. 416, n. 6879, p. 389–395, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/416389a>

ZHANG, J.; RIVARD, B.; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, A. Spectral unmixing of normalized reflectance data for the deconvolution of lichen and rock mixtures. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 95, n. 1, p. 57–66, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.11.019>

CAPÍTULO V: CONSIDERAÇÕES FINAIS

Devido a resolução espacial do modo de imageamento IW do S1A foi identificado que os lagos com área e largura superiores a 20.578,61 m² e 34 m, respectivamente, iniciam o processo de degelo em outubro permanecendo completamente descongelados durante o mês de fevereiro, congelando-se novamente a partir de março. Acredita-se que devido a menor penetração da Radiação Eletromagnética nos alvos dos sensores radar que operem na banda X, uma análise desta natureza considerando o emprego da referida banda possibilite maior precisão na identificação da fenologia dos lagos.

Os dados limnológicos de campo indicaram que o lago Harmony tem natureza ultraoligotrófica/oligotrófica com ausência de componentes opticamente ativos no ambiente aquático em questão. Este fato, aliado aos valores de transparência da água coincidirem com as medidas de profundidade do lago, com reflectâncias menores em comprimentos de onda de 583 nm e maiores em 705 nm nos casos que se tem a presença de solo e ou vegetação no fundo do lago, revelam a possibilidade de mapear as comunidades bentônicas dos lagos da região com o emprego de técnicas de sensoriamento remoto. Neste contexto, destaca-se os sensores MSI seguido do WV110 e WV3 cujos resultados obtidos mediante a simulação de bandas apresentaram melhores resultados.

No que se refere ao padrão espectral das espécies vegetais da Antártica, ressalta-se o primeiro registro hiperespectral das espécies *Bryum archangelicum*, *Ochrolechia frigida*, *Andreaea gainii*, *Polytrichum juniperinum*, *Haematomma erythroma*, *Lecania brialmontii*, *Acarospora macrocyclos*, *Cladonia borealis*, *Polytrichum juniperinum*, *Lecidea sciatrapha*, *Buellia latemarginata*, *Chorisodontium aciphyllum*. O emprego de análise derivativa sobre os espectros permitiu a diferenciação entre o grupo de espécies *Sanionia uncinata*, *Polytrichum juniperinum*, *Bryum archangelicum* e *Brachythecium austrosalebrosum* (maior taxa de variação de reflectância em 720 nm); *Chorisodontium aciphyllum* (maior taxa de variação de reflectância em 710 nm); *Andreaea gainii* (devido à ausência de picos de reflectância no espectro); *Cladonia borealis* (maior taxa de variação de reflectância em 431 nm); *Ochrolechia frigida* (aproximadamente em 615 nm tem-se maior taxa de variação de reflectância) e *Usnea antarctica* (maior taxa de variação de reflectância em 440 nm e 700 nm).

A partir da simulação de bandas pode-se conferir que os sensores MSI e RedEdge-MX Dual Camera Imaging System foram mais eficientes na distinção entre as espécies. O sensor OLI foi o único dentre os utilizados a fornecer imagem, sem nuvens, da região durante o período de coleta, portanto, fez-se a comparação dos espectros simulados a partir dos dados *in situ* com

os espectros identificados na imagem. Esta comparação foi promissora principalmente para o mapeamento de espécies como *Sanionia uncinata*, *Andreaea gainii* e *Chorisodontium aciphyllum*, entretanto deve ser mais explorada em trabalhos futuros.

Os índices de vegetação NDVI e MTVI2 possibilitaram a distinção entre a maioria das espécies de musgos e líquens. Entretanto destaca-se que o musgo *Andreaea gainii* apresentou em ambos os índices valores iguais aos dos líquens. As análises estatísticas obtidas sobre estes índices não indicaram diferenças relacionadas a resolução espectral entre os sensores empregados.

Com base nos resultados expostos conclui-se que as ferramentas de sensoriamento remoto apresentam resultados promissores para o monitoramento de alterações ambientais mesmo em áreas muito pequenas da Antártica. A partir dos dados S1A pode-se monitorar o período em que os lagos permanecem descongelados durante o ano com uma resolução temporal mínima mensal. A evolução dos sensores ópticos já apresenta capacidade de identificação da comunidade bentônica dos lagos e traz indícios de que seja possível a obtenção de parâmetros relacionados às componentes opticamente ativas em lagos onde o carregamento de sólidos provenientes das geleiras seja mais intenso. As informações inéditas obtidas sobre o padrão espectral das espécies de musgos e líquens apresentadas revelam que o emprego do sensor MSI é promissor para o mapeamento de espécies na Antártica. Além do mais, com a popularização dos sensores acoplados nos VANTS capazes de reunir boa resolução espectral e espacial pode-se fornecer mapas precisos de ocorrência das espécies aumentando a capacidade de gerenciamento ambiental adequado na região.

REFERÊNCIAS

AMESBURY, M. J. *et al.* Widespread Biological Response to Rapid Warming on the Antarctic Peninsula. **Current Biology**, [s. l.], v. 27, n. 11, p. 1616-1622.e2, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2017.04.034>

ASD, A. S. D., Inc. **FieldSpec HandHeld 2 Guia do Usuário**. [S. l.], 2010. Disponível em: <https://www.malvernpanalytical.com/br/learn/knowledge-center/user-manuals/fieldspec-handheld-2-user-guide>. Acesso em: 20 maio 2019.

BALLANTYNE, C. K. The Hydrologic Significance of Nivation Features in Permafrost Areas. **Geografiska Annaler. Series A, Physical Geography**, [s. l.], v. 60, n. 1/2, p. 51, 1978. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/520965>

BARBOSA, C. C. F. **Sensoriamento remoto da dinâmica da circulação da água do sistema planície do Curuai/ Rio Amazonas**. 254 f. 2005. Tese de doutorado em Sensoriamento Remoto - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2005. Disponível em: <http://mtc-m16c.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/MTC-m13@80/2006/02.22.15.03/doc/publicacao.pdf>. Acesso em: 31 jan. 2018.

BEALL, B. F. N. *et al.* Ice cover extent drives phytoplankton and bacterial community structure in a large north-temperate lake: implications for a warming climate. **Environmental Microbiology**, [s. l.], v. 18, n. 6, p. 1704–1719, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1462-2920.12819>

BIRKENMAJER, K. A guide to Tertiary geochronology of King George Island, West Antarctica. **Polish Academy of Sciences**, [s. l.], v. 10, n. 4, p. 555–579, 1989.

BRAUN, M. *et al.* The influence of large-scale atmospheric circulation on the surface energy balance of the King George Island ice cap: CIRCULATION/ENERGY BALANCE RELATIONSHIPS. **International Journal of Climatology**, [s. l.], v. 21, n. 1, p. 21–36, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/joc.563>

BRICHER, P. K. *et al.* Mapping Sub-Antarctic Cushion Plants Using Random Forests to Combine Very High Resolution Satellite Imagery and Terrain Modelling. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 8, n. 8, p. e72093, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0072093>

BUCHHORN, M. *et al.* Ground-Based Hyperspectral Characterization of Alaska Tundra Vegetation along Environmental Gradients. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 5, n. 8, p. 3971–4005, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs5083971>

CALVIÑO-CANCELA, M.; MARTÍN-HERRERO, J. Spectral Discrimination of Vegetation Classes in Ice-Free Areas of Antarctica. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 8, n. 10, p. 856, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs8100856>

CASANOVAS, P. *et al.* Mapping lichen distribution on the Antarctic Peninsula using remote sensing, lichen spectra and photographic documentation by citizen scientists. **Polar Research**, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 25633, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.3402/polar.v34.25633>

CHOWN, S. L. *et al.* The changing form of Antarctic biodiversity. **Nature**, [s. l.], v. 522, n. 7557, p. 431–438, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nature14505>

CHRISTOPHERSON, R. W.; BIRKELAND, G. H. Global Climate Systems. *In*: GEOSISTEMAS UMA INTRODUÇÃO A GEOGRAFIA FÍSICA. 9ªed. [S. l.]: Pearson, 2015a. p. 256–285.

CHRISTOPHERSON, R. W.; BIRKELAND, G. H. Mudanças climáticas. *In*: GEOSYSTEMS: AN INTRODUCTION TO PHYSICAL GEOGRAPHY. Ninth editioned. Boston: Pearson, 2015b. p. 309.

CONVEY, P. *et al.* The spatial structure of Antarctic biodiversity. **Ecological Monographs**, [s. l.], v. 84, n. 2, p. 203–244, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/12-2216.1>

COPEL, C. D. *et al.* Limnological studies in the potter Peninsula, 25 de mayo Island (South Shetland Islands - Antarctica): chemistry of lentic environments. **International Journal of Environmental Studies**, [s. l.], v. 52, n. 1–4, p. 311–319, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/00207239708711108>

DORAN, P. T. *et al.* Hydrologic response to extreme warm and cold summers in the McMurdo Dry Valleys, East Antarctica. **Antarctic Science**, [s. l.], v. 20, n. 05, p. 499–509, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S0954102008001272>

ELEVELD, M. *et al.* An Optical Classification Tool for Global Lake Waters. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 9, n. 5, p. 420, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs9050420>

ESTEVEZ, F. de A.; BARBIERI, R. A Radiação e seus Efeitos em Ecossistemas Aquáticos Continentais. *In*: FUNDAMENTOS DE LIMNOLOGIA. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. p. 137–166.

FAVERO-LONGO, S. E. *et al.* Primary succession of lichen and bryophyte communities following glacial recession on Signy Island, South Orkney Islands, Maritime Antarctic. **Antarctic Science**, [s. l.], v. 24, n. 04, p. 323–336, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S0954102012000120>

FOUNTAIN, A. G. *et al.* The Impact of a Large-Scale Climate Event on Antarctic Ecosystem Processes. **BioScience**, [s. l.], v. 66, n. 10, p. 848–863, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/biosci/biw110>

FRETWELL, P. T. *et al.* Detecting and mapping vegetation distribution on the Antarctic Peninsula from remote sensing data. **Polar Biology**, [s. l.], v. 34, n. 2, p. 273–281, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00300-010-0880-2>

GALBRAITH, P. S.; LAROUCHE, P. Sea-surface temperature in Hudson Bay and Hudson Strait in relation to air temperature and ice cover breakup, 1985–2009. **Journal of Marine Systems**, [s. l.], v. 87, n. 1, p. 66–78, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2011.03.002>

HELLWEGER, F. L. *et al.* Use of satellite imagery for water quality studies in New York Harbor. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s. l.], v. 61, n. 3, p. 437–448, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.06.019>

HEYWOOD, R. B. Antarctic inland waters. *In: ANTARCTIC ECOLOGY*. London: Academic Press: Laws R. M., 1984. v. 1, p. 279–344.

INBAR, M. Fluvial Morphology and Streamflow on Deception Island, Antarctica. **Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography**, [s. l.], v. 77, n. 4, p. 221–230, 1995. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/04353676.1995.11880442>

JENSEN, J. R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: uma perspectiva em recursos terrestre**. 2º edição. São José dos Campos: Parêntese: Epiphâneo, J. N., 2009.

JIAHONG, W.; JIANCHENG, K. Climate, mass balance and glacial changes on small dome of Collins Ice Cap, King George Island, Antarctica. **Antarctic Research**, [s. l.], v. 5, n. 1, p. 52–61, 1994.

KÖPPEN, W. **Climatologia: con un studio de los climas de la tierra**. México: Fondo de Cultura Economica, 1948.

KRAUS, S. **Magmatic dyke systems of the South Shetland Islands volcanic arc (West Antarctica): reflections of the geodynamic history**. 2005. Tese de doutorado - Ludwig-Maximilians-Universität München, [s. l.], 2005.

LANGLEY, E. S. *et al.* Seasonal evolution of supraglacial lakes on an East Antarctic outlet glacier: Supraglacial Lakes in East Antarctica. **Geophysical Research Letters**, [s. l.], v. 43, n. 16, p. 8563–8571, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/2016GL069511>

LEE, J. R. *et al.* Climate change drives expansion of Antarctic ice-free habitat. **Nature**, [s. l.], v. 547, p. 49, 2017.

LEE, J.-S. Digital Image Enhancement and Noise Filtering by Use of Local Statistics. **IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence**, [s. l.], v. PAMI-2, n. 2, p. 165–168, 1980. Disponível em: <https://doi.org/10.1109/TPAMI.1980.4766994>

LENORMAND, F.; DUGUAY, C. R.; GAUTHIER, R. Development of a historical ice database for the study of climate change in Canada. **Hydrological Processes**, [s. l.], v. 16, n. 18, p. 3707–3722, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/hyp.1235>

LISTON, G. E.; WINTHER, J. G. Antarctic surface and subsurface snow and ice melt fluxes. **Journal of Climate**, [s. l.], v. 18, n. 10, p. 1469–1481, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1175/JCLI3344.1>

LÓPEZ-MARTÍNEZ, J. *et al.* Geomorphology and landforms distribution in selected ice-free areas in the South Shetland Islands, Antarctic Northern Peninsula region. **Cuadernos de Investigación Geográfica**, [s. l.], v. 42, n. 2, p. 435, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.18172/cig.2965>

LÓPEZ-MARTÍNEZ, Jerónimo *et al.* Periglacial processes and landforms in the South Shetland Islands (northern Antarctic Peninsula region). **Geomorphology**, [s. l.], v. 155–156, p. 62–79, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.12.018>

LOVELOCK, C. E.; ROBINSON, S. A. Surface reflectance properties of Antarctic moss and their relationship to plant species, pigment composition and photosynthetic function. **Plant**,

Cell and Environment, [s. l.], v. 25, n. 10, p. 1239–1250, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.2002.00916.x>

LUCIEER, A. *et al.* HyperUAS-Imaging Spectroscopy from a Multirotor Unmanned Aircraft System: HyperUAS-Imaging Spectroscopy from a Multirotor Unmanned. **Journal of Field Robotics**, [s. l.], v. 31, n. 4, p. 571–590, 2014a. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/rob.21508>

LUCIEER, A. *et al.* Using an Unmanned Aerial Vehicle (UAV) to capture micro-topography of Antarctic moss beds. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, [s. l.], v. 27, p. 53–62, 2014b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2013.05.011>

MA, J. *et al.* Spatial Distribution of Diffuse Attenuation of Photosynthetic Active Radiation and Its Main Regulating Factors in Inland Waters of Northeast China. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 8, n. 12, p. 964, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs8110964>

MACKINNEY, G. Absorption of Light by Chlorophyll. **J. Biol. Chem**, [s. l.], v. 140, p. 315–322, 1941.

MALENOVSKÝ, Z. *et al.* Antarctic moss stress assessment based on chlorophyll content and leaf density retrieved from imaging spectroscopy data. **New Phytologist**, [s. l.], v. 208, n. 2, p. 608–624, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/nph.13524>

MALENOVSKÝ, Z. *et al.* Unmanned aircraft system advances health mapping of fragile polar vegetation. **Methods in Ecology and Evolution**, [s. l.], v. 8, n. 12, p. 1842–1857, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12833>

MENDEZ-RIAL, R.; CALVINO-CANCELA, M.; MARTIN-HERRERO, J. Anisotropic inpainting of the Hypercube. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters**, [s. l.], v. 9, n. 2, p. 214–218, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1109/LGRS.2011.2164050>

MICHEL, R. F. M. *et al.* Soils and landforms from Fildes Peninsula and Ardley Island, Maritime Antarctica. **Geomorphology**, [s. l.], v. 225, p. 76–86, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.03.041>

MOBLEY, C. D. Estimation of the remote-sensing reflectance from above-surface measurements. **Applied Optics**, [s. l.], v. 38, n. 36, p. 7442–7455, 1999. Disponível em: <https://doi.org/10.1364/AO.38.007442>

MURFITT, J.; BROWN, L.; HOWELL, S. Evaluating RADARSAT-2 for the Monitoring of Lake Ice Phenology Events in Mid-Latitudes. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 10, n. 10, p. 1641, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs10101641>

MURRAY, H.; LUCIEER, A.; WILLIAMS, R. Texture-based classification of sub-Antarctic vegetation communities on Heard Island. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, [s. l.], v. 12, n. 3, p. 138–149, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2010.01.006>

OCHYRA, R.; SMITH, R. I. L.; BEDNAREK-OCHYRA, H. **Illustrated moss flora of Antarctica**. Cambridge: Cambridge University Press, 2008. (Studies in polar research).

ØVSTEDAL, D. O.; SMITH, R. I. L. **Lichens of Antarctica and South Georgia**. Cambridge, U.K: Cambridge University Press, 2001. (Studies in polar research).

PEAT, H. J.; CLARKE, A.; CONVEY, P. ORIGINAL ARTICLE: Diversity and biogeography of the Antarctic flora: Diversity of the Antarctic flora. **Journal of Biogeography**, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 132–146, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01565.x>

PEREIRA FILHO, W.; BARBOSA, C. clemente F.; NOVO, E. M. L. D. M. Influência das condições do tempo em espectros de reflectância da água. *In:* , 2005, Goiânia, Brasil. **Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. Goiânia, Brasil: [s. n.], 2005. p. 415–412.

PUTZKE, J. *et al.* Comparative study of moss diversity in South Shetland Islands and in the Antarctic Peninsula. **Revista Chilena de Historia Natural**, [s. l.], v. 88, n. 1, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s40693-014-0033-z>. Acesso em: 14 maio 2019.

QUAYLE, W. C. Extreme Responses to Climate Change in Antarctic Lakes. **Science**, [s. l.], v. 295, n. 5555, p. 645–645, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1064074>

RICE, E. W.; AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (org.). Chlorophyll. *In:* **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. eded. Washington, DC: American Public Health Association, 2012a. p. 10–22.

RICE, E. W.; AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (org.). solids. *In:* **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. eded. Washington, DC: American Public Health Association, 2012b. p. 2–62.

RINTOUL, S. R. *et al.* Choosing the future of Antarctica. **Nature**, [s. l.], v. 558, n. 7709, p. 233–241, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0173-4>

RODRIGUES, W. F. *et al.* Soil-landscape interplays at Harmony Point, Nelson Island, Maritime Antarctica: Chemistry, mineralogy and classification. **Geomorphology**, [s. l.], v. 336, p. 77–94, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2019.03.030>

ROSA, C. N. da *et al.* Freezing and thawing of lakes on the Nelson and King George Islands, Antarctic, using Sentinel 1A synthetic aperture radar images. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 192, n. 9, p. 559, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08526-5>

ROUSE, W. R. *et al.* Climate-Lake Interactions. *In:* WOO, M. (org.). **Cold Region Atmospheric and Hydrologic Studies. The Mackenzie GEWEX Experience: Volume 2: Hydrologic Processes**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2008. p. 139–160. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-540-75136-6_8. Acesso em: 15 jan. 2019.

ROYLES, J.; GRIFFITHS, H. Invited review: climate change impacts in polar regions: lessons from Antarctic moss bank archives. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 21, n. 3, p. 1041–1057, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.12774>

SCHLENSOG, M.; GREEN, T. G. A.; SCHROETER, B. Life form and water source interact to determine active time and environment in cryptogams: an example from the maritime Antarctic. **Oecologia**, [s. l.], v. 173, n. 1, p. 59–72, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2608-9>

SCHMIDT, K. S.; SKIDMORE, A. K. Spectral discrimination of vegetation types in a coastal wetland. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 85, n. 1, p. 92–108, 2003. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00196-7](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00196-7)

SHEVNINA, E.; KOURZENEVA, E. Thermal regime and components of water balance of lakes in Antarctica at the Fildes peninsula and the Larsemann Hills. **Tellus, Series A: Dynamic Meteorology and Oceanography**, [s. l.], v. 69, n. 1, p. 1–24, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/16000870.2017.1317202>

SHIN, J.-I. *et al.* Vegetation abundance on the Barton Peninsula, Antarctica: estimation from high-resolution satellite images. **Polar Biology**, [s. l.], v. 37, n. 11, p. 1579–1588, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00300-014-1543-5>

SIMÕES, J. C. *et al.* Morphology and variations of glacial drainage basins in the King George Island ice field, Antarctica. **Annals of Glaciology**, [s. l.], v. 29, p. 220–224, 1999. Disponível em: <https://doi.org/10.3189/172756499781821085>

SURDU, C. *et al.* Ice Freeze-up and Break-up Detection of Shallow Lakes in Northern Alaska with Spaceborne SAR. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 7, n. 5, p. 6133–6159, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs70506133>

TURNER, D. *et al.* Assessment of Antarctic moss health from multi-sensor UAS imagery with Random Forest Modelling. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, [s. l.], v. 68, p. 168–179, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.01.004>

TURNER, D. *et al.* Spatial Co-Registration of Ultra-High Resolution Visible, Multispectral and Thermal Images Acquired with a Micro-UAV over Antarctic Moss Beds. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 6, n. 5, p. 4003–4024, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs6054003>

TURNER, J. *et al.* Antarctic climate change and the environment: an update. **Polar Record**, [s. l.], v. 50, n. 03, p. 237–259, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S0032247413000296>

UNREIN, F.; VINO CUR, A. Phytoplankton structure and dynamics in a turbid Antarctic lake (Potter Peninsula, King George Island). **Polar Biology**, [s. l.], v. 22, n. 2, p. 93–101, 1999. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s003000050395>

VELASCO-CASTRILLÓN, A.; GIBSON, J. A. E.; STEVENS, M. I. A review of current Antarctic limno-terrestrial microfauna. **Polar Biology**, [s. l.], v. 37, n. 10, p. 1517–1531, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00300-014-1544-4>

VIEIRA, G. *et al.* A proxy for snow cover and winter ground surface cooling: Mapping *Usnea* sp. communities using high resolution remote sensing imagery (Maritime Antarctica). **Geomorphology**, [s. l.], v. 225, p. 69–75, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.03.049>

VIEIRA, R. *et al.* Análisis Sedimentológico y geomorfológico de áreas lacustres en la Península Fildes, Isla Rey Jorge, Antártica Marítima. **Investigaciones Geográficas**, [s. l.], n. 49, p. 3, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.5354/0719-5370.2015.37511>

VOGT, S.; BRAUN, M. Influence of glaciers and snow cover on terrestrial and marine ecosystems as revealed by remotely-sensed data. **Pesquisa Antártica Brasileira**, [s. l.], v. 4, p. 105–118, 2004.

WACHHOLZ, F. **Influência da bacia hidrográfica e características espaço-temporais de variáveis limnológicas sobre reservatórios no Rio Jacuí – RS**. 197 f. 2011a. Doutorado em Geografia - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP, 2011. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/104345>. Acesso em: 24 jan. 2018.

WACHHOLZ, F. **Influência da bacia hidrográfica e características espaço-temporais de variáveis limnológicas sobre reservatórios no Rio Jacuí – RS**. 197 f. 2011b. Doutorado em Geografia - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP, 2011. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/104345>. Acesso em: 24 jan. 2018.

WAKABAYASHI, H.; MOTOHASHI, K. Monitoring Freezing and Thawing of Shallow Lakes in Northern Alaska Using Sentinel-1 Data. *In*: IGARSS 2018 - 2018 IEEE INTERNATIONAL GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING SYMPOSIUM, 2018, Valencia. **IGARSS 2018 - 2018 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium**. Valencia: IEEE, 2018. p. 7157–7160. Disponível em: <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2018.8519086>. Acesso em: 26 dez. 2018.

WASLEY, J. *et al.* Bryophyte species composition over moisture gradients in the Windmill Islands, East Antarctica: development of a baseline for monitoring climate change impacts. **Biodiversity**, [s. l.], v. 13, n. 3–4, p. 257–264, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/14888386.2012.712636>

ZHANG, Y.; GIARDINO, C.; LI, L. Water Optics and Water Colour Remote Sensing. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 9, n. 8, p. 818, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs9080818>