

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

CARLA LISIANE WEBBER

**CROSTAS BIOLÓGICAS DE SOLO EM AREAIS NO EXTREMO SUL DO BRASIL:
IDENTIFICAÇÃO, MAPEAMENTO E TESTES DE CULTIVO**

Porto Alegre
2022

CARLA LISIANE WEBBER

CROSTAS BIOLÓGICAS DE SOLO EM AREAIS NO EXTREMO SUL DO BRASIL:
IDENTIFICAÇÃO, MAPEAMENTO E TESTES DE CULTIVO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia, da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a conclusão do Curso de Doutorado em Geografia.

Orientador: Prof. Dr. Ulisses Franz Bremer

COMISSÃO EXAMINADORA

Profa. Dra. Juçara Bordin

Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, (UERGS)

Prof. Dr. Heinrich Hasenack

Departamento de Ecologia, IB e Programa de Pós-Graduação em Agronegócios, CEPAN, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Dra. Tania Cristina Gomes

Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS

Porto Alegre
2022

CIP - Catalogação na Publicação

Webber, Carla Lisiane
CROSTAS BIOLÓGICAS DE SOLO EM AREAIS NO EXTREMO
SUL DO BRASIL: IDENTIFICAÇÃO, MAPEAMENTO E TESTES DE
CULTIVO / Carla Lisiane Webber. -- 2022.
151 f.
Orientador: Ulisses Franz Bremer.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal do Rio
Grande do Sul, Instituto de Geociências, Programa de
Pós-Graduação em Geografia, Porto Alegre, BR-RS, 2022.

1. Crostas biológicas de solo. 2. bioma Pampa. 3.
Arenização. 4. mapeamento. 5. Biocrostas. I. Bremer,
Ulisses Franz, orient. II. Título.

AGRADECIMENTOS

Agradecer é um ato de alegria; lembramos, nesse momento, do quão pequenos somos e da impossibilidade de atravessar um oceano sozinhos. Uma tese não se faz da noite para o dia, bem como não se faz unilateralmente, sem a união de muitas pessoas. Isso é fazer ciência: juntar pedaços, aprender sempre e fazer desta uma grandiosa trajetória.

Foram muitos anos, cultivando o sonho deste material, e muitos o realizando, até o dia de hoje; foi uma tarefa árdua, contudo prazerosa. A cada pessoa que cruzou meu caminho nestes anos, e que o construiu, junto comigo, nem que tenha sido com um abraço caloroso no momento certo, presto meu mais do que sincero agradecimento.

Assim, agradeço a minha família — meus pais foram meu pilar de apoio e de ajuda em momentos decisivos; se não esmoreci ou caí nas dificuldades, foi por causa do apoio deles.

Ao grande amigo Jean Pierre, por acreditar na ciência e por apoiar e auxiliar, de maneira mágica, em cada dificuldade ultrapassada e em cada passo dado em todos estes anos.

Ao grande amigo Doug, que foi conselheiro, carrasco e juiz científico, durante todos estes anos. Meu irmão, tenho muito orgulho por tê-lo ao meu lado, pois ninguém melhor que você para acreditar em mim e no meu trabalho, aqui ou lá me cima.

À amiga Aline, que, mesmo enquanto eu surtava do outro lado da linha, estava ali, firme, ajudando-me nas intempéries do mapeamento; parte desta tese é sua, também.

À dra. Vera Regina Werner, minha ex-coorientadora e atual parceira científica para a vida, agradeço pelas correções, pelas ajudas com dados e por todo o apoio nas loucuras desta vida científica. Você, junto com a Vanessa Diadoré, ensinou-me e me auxiliou em muito, durante este processo com nossas amadas cianos. Gratidão às duas!

Ao meu orientador, professor dr. Ulisses Franz Bremer, que manteve a calma, enquanto a orientanda quase surtava nesta caminhada. Sua paz foi essencial para o sucesso deste processo e, juntos, chegamos sempre mais longe.

Aos professores Verdum e Hasenack, que apoiaram este trabalho, com ajudas em campo e/ou em laboratório; sem vocês, eu não teria saído do sonho em algumas etapas.

À professora Juçara Bordin, que é sempre muito solícita e que auxiliou na construção dos meus dados; suas ajuda e amizade são sempre bem-vindas.

Aos professores doutores Thomas Scholten e Steffen Seitz, da Universidade de Tübingen, que me ensinaram o poder das biocrostras e, dez anos depois, acolheram-me

novamente em Tübingen e me ajudaram a refinar meus conhecimentos sobre este maravilhoso assunto; que esta parceria seja eterna.

A todos os colegas de laboratório da Universidade de Tübingen, que auxiliaram no processo e que encheram meus dias de alegria, durante um ano de intercambio; em especial, à colega Corinna Gall, que esteve ao meu lado no dia a dia deste último ano: obrigada por toda a paciência.

Aos amigos e aos parceiros de trabalho da Universidade da Florida: dr. H. Dail Laughinghouse IV e seus alunos David Berthold, Forest Lefler e Jéssica Altarugio, que acreditaram na ideia e que trabalharam, de forma brilhante, em parte dos meus dados, deixo meu muito obrigada e a esperança de que nossa parceria seja muito duradora.

A minha bolsa de fomento, fornecida pela *Katholischer Akademischer Ausländer-Dienst* (KAAD), da Alemanha, que me proporcionou o ano científico mais importante da minha vida, e, em especial, aos professores e às professoras Thomas Krüggeler, Renate Flügel, Helen Meier e Luis Carlos Bombassaro, que acreditaram nesta cientista e que possibilitaram a ela o auxílio e o sucesso neste início de carreira científica. Com certeza, a KAAD estará em meu coração, hoje e sempre.

Aos amigos e às amigas Tânia, Janice, Monique, Mariélen, Walter, Alex, Anderson, Louise, Heloísa, Carol, Giane, que foram os meus pilares nos momentos do “muro das lamentações” diários, além de ajudarem diariamente com os pequenos detalhes, que não foram tão pequenos assim. Amo vocês.

"A Humanidade certamente necessita de homens práticos, que obtêm o máximo de seu trabalho e, sem esquecer o bem geral, resguardam seus próprios interesses. Contudo, a humanidade necessita também dos sonhadores, para quem o desenvolvimento desinteressado de um empreendimento é tão cativante que lhes torna impossível cuidar dos seus próprios interesses materiais."

Marie Curie

RESUMO

As Crostas Biológicas do Solo (CBS), ou biocrostas, são um fator-chave na proteção dos ecossistemas áridos e semiáridos, e desempenham um papel importante para a estabilização do solo, protegendo-o contra a erosão por agregação de partículas. A mesma importância, encontramos em áreas que estão sob processo de arenização. Biocrostas são reconhecidas como os primeiros colonizadores, após distúrbios ambientais, combatendo a remobilização de sedimentos, protegendo o solo e auxiliando na ciclagem de nutrientes. No bioma Pampa, os processos geomorfológicos naturais e o mau uso do solo levaram à expansão das áreas de remobilização de sedimentos arenosos (arenização), gerando um grave problema: a dificuldade de fixação das vegetações do campo e das lavouras. O presente estudo visa ampliar o conhecimento sobre estas biocrostas, bem como mensurar e verificar a possibilidade de ampliação das áreas sob influência das biocrostas, a partir do mapeamento destas áreas e do conhecimento dos espécimes. Esse estudo começou com uma análise morfológica, seguida de caracterizações moleculares, para auxiliar na identificação e na estruturação da comunidade. Foi conduzida uma investigação em dois locais de estudo, situados em São Francisco de Assis (RS, Brasil) (*Site A* - 29° 51' 16" S, 55° 12' 05" W e *Site B* - 29° 39' 88" S, 55° 22' 69" W), em amostras coletadas em outubro de 2019 e em junho de 2021. Por fim, foi realizado o mapeamento de duas áreas elementares representativas (AER), somando tais informações aos aspectos geográficos destas áreas. Os locais escolhidos para a realização do estudo são caracterizados por depósitos eólicos, com influência de erosões hídrica (superficial e subsuperficial) e eólica. Um teste de cultivo das cianobactérias predominantes em laboratório também foi realizado. Em ambos os locais, foram encontradas, nas análises morfológicas, as cianobactérias *Stigonema ocellatum*, *Stigonema fluxuosus*, *Dulcicalothrix* sp. e *Porphyrosiphon notarisii*. Nas análises moleculares preliminares, encontramos um significativo número de novos gêneros e de novas espécies. Apesar da imensa diversidade de cianobactérias, a dominância biocrosta musgo apresentou apenas uma espécie em prevalência, a *Campylopus pilifer* Brid. O mapeamento evidenciou a presença superior de biocrostas nas áreas AER, quando comparada à da vegetação nativa campos. Ao analisar a localização das biocrostas na topografia, observou-se que elas ocorrem em locais com maior influência solar, para a dominância cianobactéria, e mais úmidos, para a dominância musgo. As biocrostas se desenvolvem principalmente nos topos das ravinas ou nas encostas superiores e mais estabilizadas. Foi constatado que a presença de cianobactérias nas crostas é um elemento fonte de nutrientes, estabiliza o solo e sustenta outros componentes das biocrostas, como musgos e vegetação vascular. Sendo assim, constatamos que estas comunidades são a cobertura remanescente nas manchas de arenização e são de vital importância para a permanência do bioma Pampa.

Palavras-chave: biocrostas; arenização; ambientes subtropicais; solos arenosos; organismos pioneiros.

ABSTRACT

Biological Soil Crusts (BSC), or biocrusts, are a key factor in the protection of both arid and semiarid ecosystems, playing a major role in soil stabilization and protecting it against erosion through the aggregation of particles. The same importance is found in areas under sandization. On this account, BSC are recognized as the first colonizers after environmental disturbances, tackling sediment remobilization, protecting the soil, and also contributing to nutrient cycling. In the Pampa biome, the natural geomorphological processes and soil misuse led to the expansion of sandy sediments remobilization areas (sandization), generating a severe problem: the difficulty of fixing field vegetation and crops. The present study aims to expand the knowledge about these biocrusts, as well as measure and verify the possibility of expanding areas that are under the influence of biocrusts, from the mapping of these areas and knowledge of the specimens. This study began with a morphological analysis followed by molecular characterizations to aid in community identification and structuring. Were investigated two study sites situated in São Francisco de Assis (RS, Brazil) (site A – 29° 51' 16'' S, 55° 12' 05'' W and site B – 29° 39' 88'' S, 55° 22' 69'' W) in samples collected in October 2019 and June 2021. Afterwards, a mapping of two representative elementary areas – REA was performed, adding this information to the geographical aspects of both sites. Finally, the sites chosen for this study are characterized by type of wind deposits, influence of wind erosion and surface runoff. A culture test of the predominant cyanobacteria in the laboratory was also carried out. In both sites, morphological analysis found cyanobacterium *Stigonema ocellatum*, *Stigonema fluuosus*, *Dulcicalothrix* sp. and *Porphyrosiphon notarisii*. In the preliminary molecular analyzes, a significant number of new genera and specimens were found. Despite the immense diversity of cyanobacteria, the moss biocrust dominance showed only one species of *Campylopus pilifer* Brid. The mapping evidenced higher presence of biocrusts in the AER areas when compared to native vegetation grassland. When the location of the biocrusts within the topography was analyzed, the dominance of cyanobacteria was noted under greater solar influence, while moss dominance was noted under more humid places, occupying the same positions in all relief compartments. Biocrusts develop mostly on the top of the gullies or on upper and more stabilized slopes, especially when facing south. the presence of cyanobacteria in crusts was found to be a nutrient source, stabilizing the soil, and giving support to other components of biocrusts, such as mosses and vascular vegetation. Therefore, we found that these communities are the remaining cover in these sandization patches and they have vital importance for the permanence of the Pampa biome.

Keywords: biocrusts, sandization, subtropical environments, sandy soils, early organisms.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Área de ocorrência de CBS em São Francisco de Assis, no sudoeste do Rio Grande do Sul, Brasil: Cerro da Esquina (1A); e Vila Kramer (1B).....	17
Figura 2 – Sistemas ecológicos das Savanas Uruguaias.....	21
Figura 3 – Mapeamento das unidades fitofisionômicas presentes no Rio Grande do Sul	21
Figura 4 –Figura representativa da espécie de Briófitas encontrada no diagrama polínico de Behling <i>et al.</i> (2005). Antóceros <i>Phaeoceros laevis</i> , ilustrado por Glattes Hornblatt, na Itália, no século 19 (4A); e foto da espécie <i>Phaeoceros laevis</i> atual (4B).....	23
Figura 5 – Resumo do diagrama polínico do testemunho de São Francisco de Assis, mostrando datas de radiocarbono AMS, estratigrafia, grupos ecológicos, números de soma polínica, de pólen e de carvão, com registros de concentração e acúmulo, zonas polínicas e dendrograma de análise de agrupamento	24
Figura 6 – Área de ocorrência de areais no Sudoeste do Rio Grande do Sul, Brasil	28
Figura 7 – Croqui representativo da tipologia dos areais: a) areais em rampa; e b) areais em colinas	31
Figura 8 – Esquema hipotético de evolução das biocrostas na Terra	37
Figura 9 -Representação gráfica das estruturas de CBS	38
Figura 10 – Locais de estudos de biocrostas em regiões secas e não secas	39
Figura 11– Definição de uma crosta biológica do solo (biocrosta)	41
Figura 12 – Sequência de colonização dos microrganismos das CBS sobre solo exposto, após perturbação	43
Figura 13 – Classificação morfológica de crostas biológicas de solo dos areais do RS: ondulada (13A); suave (13B) pinacular (13C) e rugosa (13D)	45
Figura 14 – Ciclagem de nitrogênio (N) em áreas secas	47
Figura 15– Distribuição de <i>Campylopus pilifer</i> Brid: triângulos representam espécies com esporófitos; círculos sólidos representam espécies não frutíferas; e círculos vasados representam registros de literatura.....	57
Figura 16 - Distribuição de <i>Campylopus introflexus</i> (a), de <i>Campylopus pilifer</i> (b) de <i>Campylopus aureus</i> (c) e de <i>Campylopus julaceus</i> (eclodidos).....	57
Figura 17 – Sítio A (Cerro da Esquina): mapa de localização e imagem da área de estudo, com destaque para as áreas de mapeamento elementar representativo e de coleta de amostras	62
Figura 18 – Sítio B (Vila Kramer): mapa de localização e imagem da área de estudo, com destaque para as áreas de mapeamento elementar representativo e de coleta de amostras	63
Figura 19– Mapa geológico de uma das áreas de estudo — localização referida como “Areal Dona Irene”, corresponde ao sítio B (Vila Kramer).....	65
Figura 20 – Mapa geomorfológico área de estudo Cerro da Esquina.....	66
Figura 21– Mapa geomorfológico da área de estudo Vila Kramer	67
Figura 22 – Localização das câmeras e sobreposição da imagem – Sítio A.....	69
Figura 23– Localização das câmeras e sobreposição da imagem – Sítio B	70
Figura 24 – Imagem residual para a FC6310 (de 8,8 mm): Sítio A (24A) e Sítio B (24B)	71
Figura 25 – Localizações das câmeras e estimativas de erros – Sítio A	72
Figura 26– Localizações das câmeras e estimativas de erros – Sítio B	72
Figura 27 – Modelo digital de elevação reconstruído – Sítio A	74
Figura 28 – Modelo digital de elevação reconstruído – Sítio B	74
Figura 29 – Pontos de controle, para mapeamento das áreas de biocrostas.....	75
Figura 30 – Fluxograma de procedimentos para mapeamento de espécies, usando o modelo <i>Random Forest</i>	76
Figura 31 – Ortomosaicos para o Sítio A (à esquerda) e para o Sítio B (à direita).....	77
Figura 32 – Coleta de amostra, utilizando espátula e placa de Petri invertida.....	78
Figura 33 – Sistema de irrigação de amostras, montado sobre potes de plástico, repetido sobre as placas de Petri: vista frontal do experimento (33A); e vista superior, com destaque para as mangueiras de irrigação (33B)	83
Figura 34 – Sistemas de iluminação e de aquecimento de amostras, montado sobre as placas de Petri e replicado sobre os potes de plástico	84

Figura 35 – Tubos de BG-11, contendo cepas de cianobactérias (35A); amostra inoculada por cianobactéria, na fase 1, após período de crescimento em meio BG-11 (35B); e amostra inoculada diretamente sobre o solo, com o componente cianobactéria, na fase 2 (35C).....	85
Figura 36– Perfil longitudinal do Sítio B, com a posição das biocrostras na vertente demarcada em roxo.....	88
Figura 37– Esquema científico do processo de erosão hídrica no solo	88
Figura 38 – Mapa de classificação e de separação de categorias de uso e ocupação do solo no Sítio A.....	92
Figura 39– Mapa de classificação e de separação de categorias de uso e ocupação do solo no Sítio B.....	93
Figura 40– Mapeamento das biocrostras dispersas no Sítio A.....	95
Figura 41– Mapeamento das biocrostras dispersas no Sítio B.....	96
Figura 42– Fator Declividade no Sítio A.....	98
Figura 43 – Fator Declividade no Sítio B.....	99
Figura 44 – Fator Orientação no Sítio A	99
Figura 45 – Fator Orientação no Sítio B.....	100
Figura 46 – Fator Curvatura no Sítio A.....	102
Figura 47 – Fator Curvatura no Sítio B	102
Figura 48 – Fator Elevação nos sítios A (à esquerda) e B (à direita)	103
Figura 49 – Areal com influência eólica, com crescimentos de biocrostras de musgos nas bordas e de biocrostras de cianobactéria nas áreas mais centrais (Sítio A) (49A); biocrosta do padrão rugoso no topo do areal (Sítio B) (49B); e areal com influência de erosão hídrica, com biocrostras pinaculares, de predominância musgo, nas vertentes de ravinas (Sítio B) (49C)	104
Figura 50 – Vista lateral de uma biocrosta de predominância cianobactéria do Sítio A (50A); e vista lateral de uma biocrosta de predominância musgo no Sítio B (50B).....	105
Figura 51 – <i>Phorphirosiphon</i> sp. (Sítio A) (51A); <i>Stigonema</i> sp. (Sítio B) (51B); e <i>Oscillatoria</i> sp. (Sítio B) (51C).....	106
Figura 52 – Microscopia ótica, demonstrando comportamento aglutinador de cianobactérias <i>Stigonema</i> sp. em partículas de solo arenoso (52A e 52B); e fotografia de manchas de <i>Stigonema</i> sp. sobre o solo arenoso (52C).....	107
Figura 53 – <i>Stigonema ocellatum</i> Dillwyn Thuret ex Bornet et Flahault em diferentes perspectivas de detalhamento	108
Figura 54 – <i>Porphirosiphon notarisii</i> Kützing ex Gomont, em diferentes perspectivas e aumentos	109
Figura 55– <i>Dulcicalothrix</i> sp. (SARAF, <i>et al.</i> , 2019), em diferentes detalhes	109
Figura 56 – <i>Stigonema flexuosus</i> W. West & G. S. West, em diferentes perspectivas de detalhamento.....	110
Figura 57 – Exemplo da amostra isolada SFA1_2E de <i>Stigonema</i>	111
Figura 58 – Resultados da árvore filogenética da ordem <i>Oscillatoriales</i> , após análise em 16S.....	112
Figura 59 – Resultados da árvore filogenética da ordem <i>Nostocales</i> , após análise em 16S.....	113
Figura 60– Resultados da árvore filogenética da ordem <i>Nostocales</i> , após análise em 16S.....	114
Figura 61 – Resultados da árvore filogenética da ordem <i>Scynechococcales</i> , após análise em 16S.....	115
Figura 62 – Resultados da árvore filogenética da ordem <i>Chroococciopsidales</i> , após análise em 16S.....	116
Figura 63 – Amostra coletada de biocrosta musgo espécie <i>Campylopus pilifer</i> Brid: filídios apicais do gametófito (sob microscópio, com aumento de 100x) (63A); secção transversal da crosta (sob microscópio, com aumento de 1000x) (63B); destaque para um ápice hialino, com seu sistema de raiz (sob lupa) (63C)	117
Figura 64– Amostra coletada de biocrosta: musgo da espécie <i>Campylopus pilifer</i> Brid. no Sítio B (64A); Vista lateral de uma biocrosta de dominância musgo (64B); e extensão de um conjunto de biocrosta de dominância musgo em solo arenoso (64C)	118
Figura 65– Amostra 5, em diferentes fases de crescimento (abordagem BG-11)	122
Figura 66– Cianobactéria de gênero <i>Oscillatoria</i> , crescida artificialmente, após cultivo em solo arenoso, seguindo a abordagem BG-11 (Amostra 5), com visão coletiva de parte da amostra (com aumento de 100x) (à esquerda); e visão de cianobactéria individual (com aumento de 1.000x) (à direita)	122
Figura 67 – Amostras 01 e 04, em diferentes fases de crescimento, desde a implantação dos organismos no solo, até o final do controle (abordagem DR)	123
Figura 68– Cianobactéria do gênero <i>Stigonema</i> sp. da amostra 04, crescida, porém desidratada	124
Figura 69– Amostras da abordagem DR: imagem da amostra, imediatamente após de hidratação (69A); e imagem da amostra, cinco horas após a hidratação (69B).....	125

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Estrutura metodológica da pesquisa	60
Tabela 2 – Coeficientes de calibração e matriz de correlação – Sítio A.....	70
Tabela 3 – Coeficientes de calibração e matriz de correlação – Sítio B	70
Tabela 4 – Erro médio de localização da câmera	71
Tabela 5 – Dados de nuvem de pontos	73
Tabela 6 – Índices pluviométricos da região	82
Tabela 7 – Atributos físicos e químicos das amostras de solo (em 2020)	90
Tabela 8 – Análise percentual de cada classe amostrada nas áreas representativas	91
Tabela 9 – Amostras para identificação de análises molecular e de DNA	107
Tabela 10 – Medidas das células da cianobactéria <i>Stigonema ocellatum</i> Dillwyn Thuret ex Bornet et Flahault (em μm)	108
Tabela 11 – Medidas das células da cianobactéria <i>Porphirosiphon notarisii</i> Kützing ex Gomont (em μm)	108
Tabela 12 – Medidas das células da cianobactéria <i>Dulcicalothrix</i> (em μm) (SARAF <i>et al.</i> , 2019)	109
Tabela 13 – Medidas das células da cianobactéria <i>Stigonema flexuosus</i> W. West & G. S. West (em μm).....	109
Tabela 14 – Identificação de amostras de culturas de cianobactéria por método BG.....	121
Tabela 15 – Resultados para as amostras com as espécies do experimento 02	123

LISTA DE ABREVIATURAS

Al	Alumínio
C	Carbono
Ca	Cálcio
CBS	Crosta Biológica de Solo
E ou L	Leste
EPT	Evapotranspiração
AER	Mapeamento de área elementar
ETP	Gradiente potencial de evapotranspiração
Ga BP	Bilhões de anos, antes do presente
ha	Hectare
Ma BP	Milhões de anos, antes do presente
MDE ou DME	Modelo Digital de Elevação
MOS	Matéria Orgânica do Solo
N	Norte
N	Nitrogênio
Na	Sódio
NH ₄ ⁺	Amônio
NO ₃	Nitrato
P	Fósforo
PCR	Proteína C Reativa
pH	Potencial de Hidrogênio
RGB	Imagem em tons vermelho, verde e azul
S	Enxofre
S	Sul
sp.	Espécie
kyr	Unidade de medida para contar 1000 anos ou um milênio
VANT	Veículo Aéreo Não Tripulado (Drone)
W ou O	Oeste

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
1.1 ÁREA DE ESTUDO	16
1.2 HIPÓTESE.....	17
1.3 OBJETIVOS	17
1.3.1 Objetivo geral	17
1.3.2 Objetivos Específicos.....	18
1.4 JUSTIFICATIVA	18
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
2.1 BIOMA PAMPA DO BRASIL	20
2.2 ARENIZAÇÃO	26
2.2.1 Conceito de arenização	26
2.2.2 Processos condicionantes à arenização.....	29
2.3 ESTUDOS DE RECUPERAÇÃO DE SOLOS ARENIZADOS NO BIOMA PAMPA	35
2.4 CROSTAS BIOLÓGICAS DE SOLO	38
2.4.1 Elementos de definição das biocrostas.....	40
2.4.2 Sequência de sucessão e classificação de CBS	42
2.4.3 Papel funcional das biocrostas.....	45
2.4.4 Preservação e recuperação de CBS	50
2.5 SIMILARIDADES EM FATORES BIOGEOGRÁFICOS.....	55
2.6 INFLUÊNCIA DE ASPECTOS GEOGRÁFICOS SOBRE CBS.....	58
3 METODOLOGIA.....	60
3.1 MAPEAMENTO E ÁREAS DE ESTUDO.....	61
3.2 COMPARTIMENTAÇÕES GEOLÓGICA E GEOMORFOLÓGICA DAS ÁREAS DE ESTUDO.....	64
3.3 CORRELAÇÃO GEOGRÁFICA.....	67
3.4 MAPEAMENTO DE ÁREAS SOB INFLUÊNCIA DE BIOCROSTAS.....	68
3.5 ANÁLISES MORFOLÓGICAS DE CBS.....	77
3.5.1 Identificação de cianobactérias.....	78
3.5.2 Identificação de briófitas.....	80
3.6 CULTURA <i>IN VITRO</i> DE CIANOBACTÉRIAS	80
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES	87
4.1 CORRELAÇÕES GEOGRÁFICAS PARA A PRESENÇA DAS BIOCROSTAS NOS AREAIS DO RIO GRANDE DO SUL	87
4.2 MAPEAMENTO DE CROSTAS BIOLÓGICAS DE SOLO.....	91
4.2.1 Avaliação da precisão dos mapas produzidos	96
4.3 FATORES CONDICIONANTES À EXISTÊNCIA DE BIOCROSTAS.....	97
4.4 CORRELAÇÃO ENTRE OS FATORES GEOGRAFIA E COMPOSIÇÃO BIOLÓGICA	103
4.5 COMPOSIÇÃO DAS BIOCROSTAS NO BIOMA PAMPA	106
4.5.1 Componente Cianobactéria	106
4.5.2 Componente Briófitas	117

4.5.3 Estudos correlativos com similaridades de fatores geográficos.....	119
4.6 TESTES DE CULTIVO DE CIANOBACTÉRIAS EM MEIO CONTROLADO	120
4.6.1 Abordagem BG	120
4.6.2 Abordagem DR	122
4.7 VIABILIDADES DE RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DE BIOCROSTAS, A PARTIR DE EXPERIMENTOS <i>IN LOCO</i>	125
5 CONCLUSÕES.....	127
REFERÊNCIAS	129

1 INTRODUÇÃO

Crostras biológicas de solo (CBS), ou biocrostras, são consideradas comunidades de microrganismos que se desenvolvem sobre o solo e que são estudadas, no mundo, por muitos grupos de pesquisa, com diversos enfoques, que vão da taxonomia à ecologia e às propriedades contributivas para o meio ambiente. Essas comunidades de biocrostras podem ser encontradas em todas as latitudes do planeta, desde os desertos gelados da Antártica (GREEN; BROADY, 2003) aos desertos quentes (BÜDEL, 2003; VESTE, 2001) e, recentemente, também em áreas subtropicais, porém em menor extensão (CORBIN; THIET, 2020; SEITZ *et al.*, 2017; WEBBER, 2016). Nessas áreas, as biocrostras têm mostrado importância vital, especialmente como organismos pioneiros, após distúrbios da vegetação e do solo (SEITZ *et al.*, 2017), como é característico do processo de arenização, principal mecanismo de distúrbio do solo na área do bioma Pampa, no Brasil. Adicionalmente, nessa área, pode-se encontrar este processo, associado a algumas ravinas, que intensificam a dinâmica de perda de solo.

As CBS são organismos complexos, compostos por uma fase microscópica (cianobactérias, algas verdes, fungos e bactérias) e por uma fase macroscópica (líquenes, musgos e microartrópodes). Estruturalmente, são ásperas, irregulares e com cobertura de baixa estatura, em que líquenes, musgos, fungos e cianobactérias filamentosas formam uma matriz, que se agrega às partículas do solo (BELNAP, 1995). As CBS desempenham papéis importantes no sistema funcional dos solos: aceleram o processo de formação dos solos; modificam os sistemas de infiltração e de ciclagem dos nutrientes; e proporcionam maior estabilidade ao solo, reduzindo seus potenciais de erosão por vento e por água, ampliando sua estabilidade e sua capacidade de germinação de plantas vasculares. (ELDRIDGE; GREENE, 1994).

A preservação dos organismos do solo influencia fortemente a estrutura e a estabilidade do solo (BOWKER, 2007; CHAUDHARY, 2009). No entanto, as funções ecológicas das biocrostras dependem das suas composições de comunidades e do estágio sucessional das suas diferentes composições de crostras (CHAMIZO *et al.*, 2012; ZHAO *et al.*, 2014). Assim, sabe-se que a diferença de combinação entre crostras de cianobactérias e/ou de musgos é muito relevante. Por exemplo: as crostras de musgo são muito mais resistentes à erosão das gotas de chuva do que as crostras de cianobactérias (ZHAO *et al.*, 2014; ZHAO; XU, 2012).

O bioma Pampa, na sua porção no Brasil, apresenta algumas áreas naturais muito suscetíveis à erosão, por sua condição litológica frágil e por sua dificuldade de fixação da

vegetação. Além disso, a fragilidade destas áreas foi intensificada, ao longo do tempo, devido a distúrbios, como o pastoreio histórico e a agricultura, o que ativa os processos de ravinamento e a ocorrência de manchas de areia solta, denominadas areais (VERDUM, 1997).

Suertegaray (1998) observa que as condições pluviométricas do bioma Pampa são de elevada umidade, com normais pluviométricas superiores a 1400 mm, não sendo áreas com tendência a ressecamentos climáticos e, sim, de constituição de manchas de areia, em meio ao campo, através de um regime de erosão do solo, a que Suertegaray (1987) denominou arenização.

Por Arenização compreende-se um processo de retrabalhamento de depósitos arenosos pouco ou não consolidados, que acarreta nessas áreas uma dificuldade de fixação de cobertura vegetal, devido à intensa mobilidade dos sedimentos pela ação da água e dos ventos. (SUERTEGARAY, 1987, p. 112)

A resistência à erosão depende relevantemente da presença ou não de vegetação. Sendo assim, para estabilizar principalmente os grandes espaços expostos ou para estabilizar os grandes interespaços entre as plantas, as biocrostas se mostram agentes bastante competentes e trazem importantes contribuições (BELNAP & LANGE, 2003; SIVAKUMAR, 2007). O bioma Pampa perdeu 1.279 ha de vegetação nativa no ano de 2020 (MAPBIOMAS, 2021 (SOUZA *et al.*, 2020), dando-nos mais um motivo para valorizar suas comunidades de biocrostas, que são afetadas por esta perda de vegetação e que são de extrema importância no contexto ecológico, em que se encontram.

Dessa forma, decidimos aprofundar nossos estudos sobre as biocrostas atualmente presentes no bioma Pampa, comparando-as às comunidades originalmente encontradas, e já analisadas, no mesmo bioma (WEBBER, 2014), ampliando a compreensão sobre as áreas com estas coberturas no sudoeste do Rio Grande do Sul e mapeando e entendendo o comportamento de crescimento das espécies em ambientes que possuem boa capacidade hídrica, ou seja, de clima não árido, objetivando, pela sua litopedologia frágil, sua proteção e conservação. Dessa forma, as CBS do ambiente areal se fazem especiais, pois trazem consigo uma origem e uma riqueza ecológicas pouco conhecidas, e um comportamento protetor do solo inexplorado em áreas de areais, até os dias atuais.

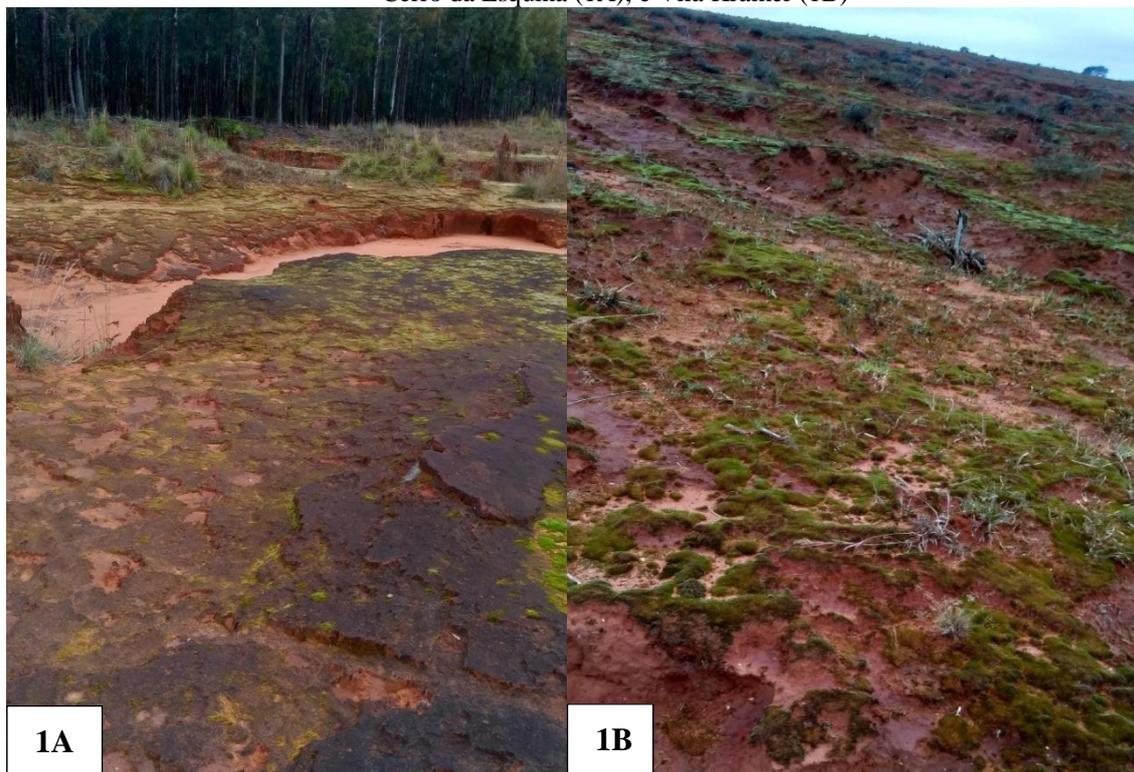
1.1 ÁREA DE ESTUDO

No Brasil, o único estado de ocorrência do bioma Pampa é o Rio Grande do Sul, com uma área de aproximadamente 193.836 km² (IBGE, 2019), representando cerca de 60,07% da área total estadual. No sudoeste do Rio Grande do Sul, as áreas que apresentam areais estão mais precisamente entre as latitudes 29°00' S e 31°00' S e as longitudes 54°30' W e 58°45' W. A partir do meridiano de 54° W, até a fronteira com a Argentina e com o Uruguai, sua extensão, no conjunto de municípios da região, é de aproximadamente 3.663,000 ha, abrangendo os municípios de Alegrete, de Cacequi, de Itaqui, de Maçambará, de Manuel Viena, de Quaraí, de Rosário do Sul, de São Borja, de São Francisco de Assis e de Unistalda. Essas áreas são acrescidas de 1.600,00 ha de reduzida biomassa, representando 0,26% da área total do sudoeste do estado (GUASSELLI, 2012, p. 102; SUERTEGARAY *et al.*, 2001).

Esse projeto de pesquisa focou esforços na identificação das CBS em duas áreas distintas de estudo, que representam dois tipos de areais: a primeira, nas proximidades do Cerro da Esquina, em São Francisco de Assis, localiza-se em uma propriedade privada, sendo uma área de crostas bem expressiva, que está sob influência de erosões eólica e hídrica (do tipo escoamento concentrado), como mostra a Figura 1A; a segunda área se situa em Vila Kramer, no mesmo município (Figura 1B), aparenta estar sob influência de erosão fluvial, estando em área próxima a um leito de rio e em processo de ravinamento. Nessa área específica, as biocrostas estão, em sua maioria, cobrindo os topos das ravinas.

A região sofre com a intensificação do processo de arenização devido ao mal-uso do solo e pela dificuldade de fixação da cobertura vegetal em decorrência da pouca consistência do solo. Esse problema é ampliado pelo escoamento superficial que remove as partículas da camada superficial do solo e as transporta para os cursos fluviais especialmente nas épocas de chuvas intensas.

Figura 1 – Área de ocorrência de CBS em São Francisco de Assis, no sudoeste do Rio Grande do Sul, Brasil: Cerro da Esquina (1A); e Vila Kramer (1B)



Fonte: acervo da autora (2022)

1.2 HIPÓTESE

Esta tese traz como hipótese que as crostas biológicas de solo são fator de importância para a proteção e o enriquecimento de solos em processo de arenização, contribuindo para o aumento da fixação da vegetação de campos que se estabelece a partir da formação destas crostas.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 Objetivo geral

O presente estudo pretende ampliar o conhecimento sobre as biocrostas em áreas sob processo de arenização, bem como avaliar a possibilidade de uso das crostas biológicas de solo como alternativa para recuperação/restauração de áreas degradadas nos areais do bioma Pampa.

1.3.2 Objetivos Específicos

São objetivos específicos desta tese:

- (i) Reconhecer as espécies encontradas na área de estudo de São Francisco de Assis;
- (ii) Catalogar os níveis de diversidade das biocrostas em areais dos tipos ativo ou consolidado;
- (iii) Correlacionar aspectos geomorfológicos e climáticos, contribuintes para a ocorrência natural de biocrostas;
- (iv) Mensurar a possibilidade de reprodução artificial de CBS, através de cultivos de cianobactérias.

1.4 JUSTIFICATIVA

Sendo, as crostas biológicas, um fator-chave na proteção de ecossistemas áridos e semiáridos e, portanto, no combate à desertificação, contendo remobilização dos sedimentos em dunas (VESTE, 2001), esses microrganismos biológicos também serão de profunda importância para os areais, pois são reconhecidos como os primeiros colonizadores, após distúrbios e perturbações ambientais.

Dessa forma, numa primeira fase, quando o solo é recoberto por cianobactérias e por algas verdes, seguidas posteriormente por líquenes e musgos (VESTE, 2005), essas geram um ambiente inicial, que reorganiza o solo, recobrindo-o e estabilizando-o, atuando como agentes de proteção e como constituidores de solo, devido à capacidade de fixação biológica de nitrogênio (N), a partir da ação das cianobactérias livres ou cianobactérias em líquenes, que é um importante caminho de entrada de nutrientes em ecossistemas frágeis e com substrato limitado (RUSSOW *et al.*, 2005; VELUCI *et al.*, 2006).

Apesar das biocrostas terem sua origem ainda desconhecida neste ambiente, tal qual nos campos, sabe-se que estas têm perdurado por todo o Quaternário, adaptando-se e sobrevivendo a inúmeras variações climáticas, ao longo do Holoceno (BEHLING *et al.*, 2004), pois existem registros de esporos de musgos, tanto de ambientes secos como úmidos, nos trabalhos palinológicos de Behling *et al.* (2004), de Behling (1995) e de Evaldt (2014), os quais são indicativos de que a origem das CBS nos areais do Rio Grande do Sul seja pretérita ou que estas tenham se adaptado aos campos, ao longo do Holoceno, até os dias atuais, entretanto maiores análises sobre esta origem ainda necessitam ser feitas.

Quando se tem a possibilidade de ampliar estes elementos vegetais sobre áreas que sofreram algum processo desestabilizador, podemos encontrar uma amostra da capacidade de resiliência do ambiente natural. As CBS nos mostram inúmeras formas de recondicionar o solo e dão, acima de tudo, grande suporte a vegetações superiores, como gramíneas, pequenas floríferas ou, até mesmo, cultiváveis.

O grande mistério está em entender estes ambientes engenheiros, isto é, entender além das espécies ou, melhor, compreender sua importância ecológica, antes de que tais organismos se modifiquem novamente ou desapareçam, pois ainda não sabemos de sua importância no suporte ao bioma ou até quando estas espécies suportarão a pressão gerada pelo manejo excessivo da área ou, ainda, o quanto pode ser descoberto sobre estes microrganismos.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

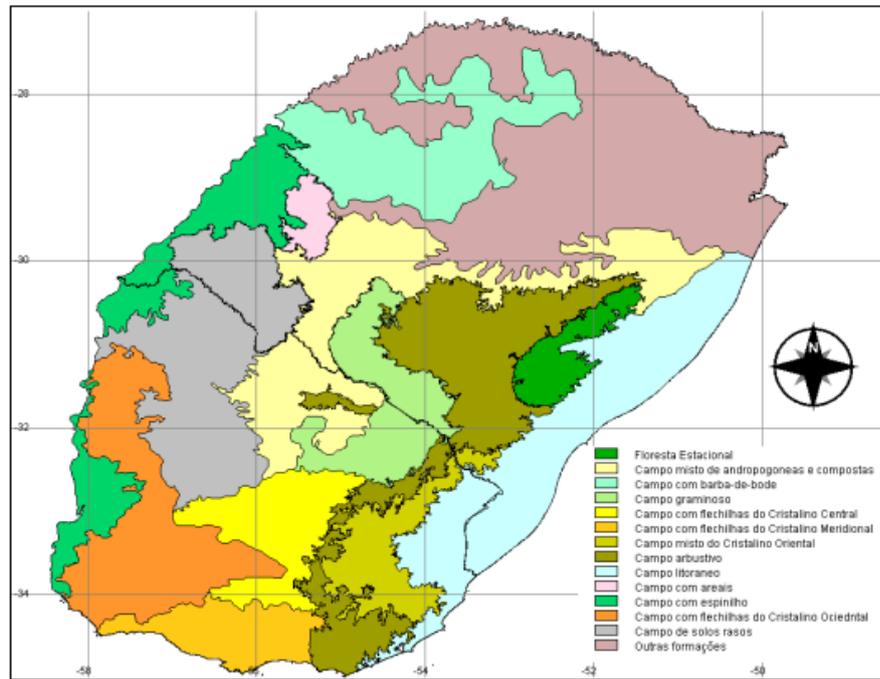
2.1 BIOMA PAMPA DO BRASIL

O bioma Pampa ocupa uma superfície de 193.836 km², o que corresponde a pouco mais de 2,3% do território nacional e a 60,07% do território do Rio Grande do Sul, encontrando-se restrito a uma única grande região e a um único estado do Brasil (IBGE, 2019). O bioma Pampa, em sua composição total, é compreendido também pela Argentina e pelo Uruguai, sendo assim apresenta uma ampla diversidade de formações vegetais, incluindo campos, florestas estacionais e formações pioneiras (HEIDEN; IGANCI, 2009).

A classificação fitofisionômica do bioma Pampa brasileiro foi feita por Hasenack *et al.* (2010), que subdividiram os campos deste bioma em diferentes unidades. Como base para construir esta informação, foram utilizados os treze sistemas ecológicos das Savanas Uruguaias, usando, como alicerce, a vegetação, que também definiu a denominação dos sistemas ecológicos. Hasenack *et al.* (2010) determinam que os campos da porção sul e oeste do Rio Grande do Sul apresentam continuidades com os campos uruguaios, apresentando uma flora diversificada, desenvolvendo um complexo mosaico de diferentes formações vegetacionais, resultantes da combinação de diversos fatores geográficos e biológicos.

Entre os sistemas ecológicos de savanas, construídos e apresentados na Figura 2, é interessante observar que o sistema denominado Campos com areas se encontra presente apenas no território brasileiro (em rosa), não apresentando continuidade nos sistemas do lado uruguaio.

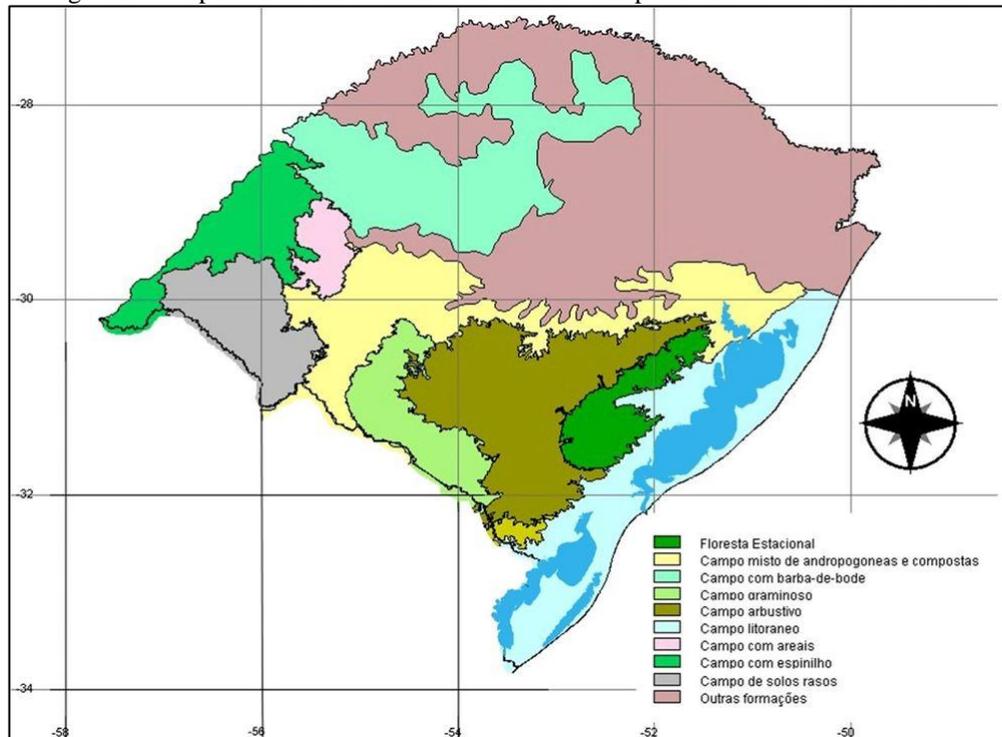
Figura 2 – Sistemas ecológicos das Savanas Uruguaias



Fonte: Hasenack *et al.* (2010)

Esse mapa foi usado como base para a construção do mapa das unidades fitofisionômicas do Rio Grande do Sul (Figura 3).

Figura 3 – Mapeamento das unidades fitofisionômicas presentes no Rio Grande do Sul



Fonte: Hasenack *et al.* (2010)

A região dos areais do RS possui três diferentes formações vegetais: os campos limpos do alto planalto e das colinas suaves da depressão periférica; a mata de galeria dos vales úmidos da depressão periférica; e os remanescentes florestais dos vales e das bordas, tanto do planalto quanto dos relevos tabulares da depressão periférica (VERDUM *et al.*, 2004). A fisionomia vegetal das áreas de arenização é a dos campos com areais, que recobrem as formações naturais de arenização (HASENACK *et al.*, 2010). Nessa caracterização, considera-se que as espécies que possuem características de adaptação a ambientes áridos sejam mais bem sucedidas do que outras.

Segundo Marchiori (2004), a vegetação arbórea é perceptível nas várzeas dos rios, em formatos de matas galerias e ciliares, bem como nas encostas declivosas dos cerros e da escarpa do planalto meridional, sobretudo ao norte do rio Ibicuí. Entretanto, a vegetação nativa de porte arbóreo não possui relação com o processo de arenização.

A dinâmica paleoclimática da região Sudoeste do Rio Grande do Sul foi datada, através de diferentes classificações, as quais discutiremos na sequência.

Alguns trabalhos evidenciam as flutuações climáticas e, especialmente, a mudança da vegetação no RS (Ab'Saber (1977), Behling *et al.* (2005), Bombin (1976) e Kern (1982)) e, a partir destes estudos, pode-se dizer que o clima variou diversas vezes, ao longo do Quaternário, indo de períodos mais quentes e secos para mais frios e úmidos. Behling *et al.* (2005) descrevem que a planície oeste do RS foi coberta por vegetação de campos, ao longo dos períodos glacial e, também, pós-glacial, datando o registro mais antigo de pólen em cerca de 22.000 A.P. O espectro polínico registrado na região de São Francisco de Assis, do Pleistoceno Tardio (22k), apontou a existência de amplas formações campestres, dominadas por *Poaceae*, seguidas de *Cyperaceae*, de *Asteraceae*, dos tipos *Baccharis*, *Eryngium*, *Plantago australis*, *Borreria*, *Alternanthera* e *Caryophyllaceae*. A ausência de elementos arbóreos e a predominância de vegetação herbácea sugere vigência de um clima frio e seco, até o início do Holoceno (BAUERMANN *et al.*, 2010).

O limite do Pleistoceno/Holoceno marca a troca da composição florística dos campos, com *Borreria*, *Alternanthera* e *Caryophyllaceae* diminuindo sua representatividade, enquanto surgem elementos palustres (característicos de locais encharcados), como ciperáceas, eriocauláceas, melastomatáceas, xiridáceas, entre outras (BAUERMANN *et al.*, 2010).

No Holoceno Médio, os campos ainda dominam a paisagem, em uma abundância de 95% (BEHLING *et al.*, 2005). Contudo, o registro polínico de formações florestais aumenta, e as florestas de galeria modernas começam seu desenvolvimento, em forma de pequenas faixas,

ao longo dos rios, indicando o início da mudança climática para condições mais úmidas (BEHLING *et al.*, 2005).

Um fato muito importante para este estudo é o de que, além dos esporos de composição florística de campo datados e encontrados, havia também esporos da briófito *Phaeoceros laevis* (Figura 4), antóceros característicos de solos mais secos, que teve menor evidência, ao redor das áreas de turfeiras quentes e secas (BEHLING, 1995; BEHLING *et al.*, 2004, BEHLING *et al.*, 2005).

Figura 4 –Figura representativa da espécie de Briófito encontrada no diagrama polínico de Behling *et al.* (2005). Antóceros *Phaeoceros laevis*, ilustrado por Glattes Hornblatt, na Itália, no século 19 (4A); e foto da espécie *Phaeoceros laevis* atual (4B)



Fonte: *i Stockphoto* (2021) e *iNaturalist* (2021)

Segundo os autores, os esporos de antóceros, representados por *Phaeoceros laevis*, aumentam acentuadamente, durante o período 5170-1550 A.P., e diminuem no período 1550-51 A.P., especialmente com o aumento da presença de *Cyperaceae*, que reflete o desenvolvimento de uma zona úmida. Behling *et al.* (2005) descrevem o aumento acentuado da espécie *Phaeoceros laevis* como uma indicação de condições quentes e, também, de solos mais secos e com menor cobertura vegetal, nas áreas circundantes das turfeiras.

Para os estudos de biocrosta, a presença da espécie *Phaeoceros laevis* foi considerada muito importante, especialmente porque a existência desta e de outras briófitas, fato identificado no estudo polínico de Behling *et al.* (2005), pode evidenciar sua ocorrência em parte do Pleistoceno (em menor expressividade) e durante todo o Holoceno.

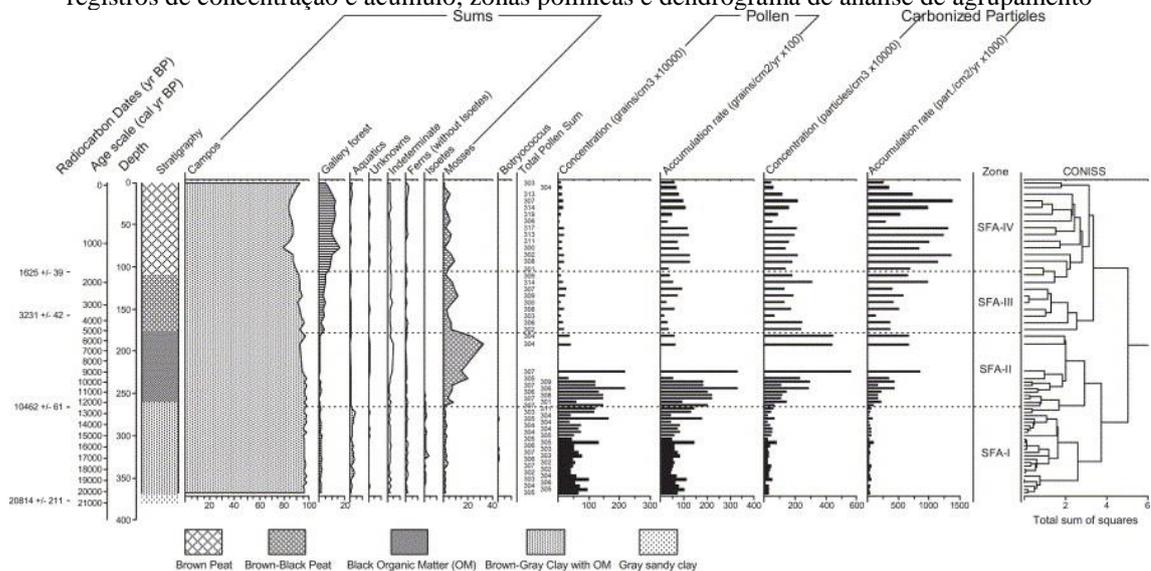
Relacionando estes dados com os descritos por Heusser (1966, 1974 apud GOMES, 2019, p. 174-175), mensurados através de análises polínicas no sul do Chile, encontramos as seguintes flutuações climáticas:

- 16.000 a 12.000 A.P. - frio/úmido;

- 12.000 a 11.000 A.P. - mais quente/mais seco;
- 11.000 a 10.000 A.P. - frio/úmido;
- 10.000 a 8.500 A.P. - úmido/frio, mas mais quente, em relação ao período anterior;
- 8.500 a 6.500 A.P. - mais quente/mais seco;
- 6.500 a 4.500 A.P. - mais frio/mais úmido;
- 4.500 a 2.500 A.P. - frio, mas mais quente, em relação ao período seco anterior;
- 2.500 a dias atuais - mais quente/úmido.

Quando comparamos as diferenças de expressividade dos esporos das briófitas, conforme o gráfico polínico do testemunho de São Francisco de Assis, de Behling *et al.* (2005) (Figura 5), com as flutuações climáticas descritas por Heusser, podemos evidenciar uma longa presença de espécimes de musgos na região, que se torna mais expressiva, durante o período de 12.000-5.000 A.P., quando o clima flutuava entre períodos mais quentes e mais secos, mais úmidos e frios, mais quente e mais seco e, novamente, mais frio e mais úmido, persistindo tal existência, até os dias atuais.

Figura 5 – Resumo do diagrama polínico do testemunho de São Francisco de Assis, mostrando datas de radiocarbono AMS, estratigrafia, grupos ecológicos, números de soma polínica, de pólen e de carvão, com registros de concentração e acúmulo, zonas polínicas e dendrograma de análise de agrupamento



Fonte: Behling *et al.* (2005)

Tal nos remete a uma reflexão sobre a verdadeira origem das crostas biológicas de solos dos areais, pois estas evidências dão ideia de que a origem destes organismos não precisa ser de um clima atual, necessariamente, mas, sim, de um conjunto de organismos, que remontam a

tempos passados, os quais sofreram adaptações, ao longo do tempo, e modificaram sua expressividade em quantidade de espécimes, de acordo com a flutuação climática.

Alguns estudos contemplam a atual cobertura vegetal dos campos sobre areais no Rio Grande do Sul. Segundo Hasenack *et al.* (2010), a fisionomia vegetal dos campos sobre areais é determinada por *Axonopus argentinus*, por *Elyonurus* sp. (capim-limão) e por *Paspalum nicorae*. Outras espécies facilmente encontradas nestes campos são *Paspalum stellatam*, *Pappophorum macrospermum*, *Paspalum polyphllum*, *Pnicum triloaenoides*, *Jatropha isabelli*, *Acanthospermum astrale*, *Vernonia macrocephala* e *Baccharis multifolia*.

Entre as leguminosas, *Lupinus lanatus* e *Lupinus albescens* (tremoço) são espécies nativas da região Sudoeste do Rio Grande do Sul. Segundo Rovedder (2007), essas são encontradas, preferencialmente, colonizando áreas abertas, como taludes de estradas e voçorocas, sugerindo um potencial natural para a colonização de locais de solos descobertos. Além disso, são consideradas importantes indicadores de fertilidade do sol, sendo, o *Lupinus albescens*, uma espécie propícia para a recuperação de áreas arenizadas.

Esses campos também apresentam uma flora diferenciada das demais tipologias de campo, por apresentar elementos com adaptações a um ambiente árido. Tem-se, como exemplos: *Cerus hildmannianus*, *Parodia ottonis*, *Butia lallemantii* (butiá-anão), *Asteropsis macrocephala*, *Trixis verbascifolia*, *Centratherum camporum*, *Noticastrum acuminatum*, *Froelichia tomentosa*, *Baccharis albolanosus* e *Gochnatia cordata*, sendo, muitas destas espécies, endêmicas.

Segundo trabalho realizado por Freitas (2010), sobre a diversidade florística dos campos com processo de arenização entre os municípios de Alegrete, de Manuel Viana e de São Francisco de Assis, há 343 espécimes, 196 gêneros e 52 famílias botânicas. Nesses municípios, as famílias com maior riqueza de expressividade foram: *Asteraceae*, *Poaceae*, *Fabaceae*, *Euphorbiaceae*, *Cyperaceae*, *Rubiaceae* e *Myrtaceae*, sendo que 16 destas estão ameaçadas de extinção, atualmente. Quanto à dinâmica da vegetação sobre campos com arenização, Freitas (2010) afirma que há influência do pastejo na composição de espécies e na fisionomia dos campos, sendo que a diversidade diminui e a composição muda, à medida que aumenta o percentual de solo exposto. Isso mostra que a ampliação das áreas com arenização é um fator determinante para a alteração da diversidade vegetal destes campos. Assim, quanto maior é o percentual de solo exposto, menores são a composição e a abundância das espécies.

2.2 ARENIZAÇÃO

2.2.1 Conceito de arenização

O conceito do processo de arenização surgiu em estudos de Suertegaray (1987, 1998), em que se questionam o processo de origem das areias e a sua gênese, concluindo que estes se diferenciavam do conceito de desertificação, adotado comumente para a área, até aquele momento. Na época, o conceito de desertificação era difundido em grande escala, pela mídia e por alguns pesquisadores, pois este conceito estava em foco nos anos 1970, a partir da Conferência das Nações Unidas sobre Desertificação, em Nairóbi, Quênia, em 1977, que discutia a questão do Sahel na África.

Assim, Suertegaray (1998) se contrapõe à questão deserto/desertificação, do ponto de vista climático, pois, embora a vegetação seja de campos, as condições pluviométricas são de elevada umidade (com normais pluviométricas superiores a 1400 mm), não sendo áreas com tendência a ressecamento e, sim, de manchas de areia, em meio ao campo, através de processo de erosão do solo, ao qual Suertegaray (1987) denominou arenização, conforme já mencionado.

Verdum (1997) aprofunda a discussão e expõe a dinâmica geomorfológica que origina os areais. Desse modo, a gênese dos areais ocorre, através da explicitação dos procedimentos naturais e/ou antrópicos, que lhes dão origem, sendo explicado, pelos autores, como uma relação entre a litologia e a dinâmica hídrica, apresentando processos de ravinamento e de voçorocamento, que são os agentes iniciais desta dinâmica, que foi intensificada, a partir dos anos 1960/1970, pelo uso e pelo manejo inadequados do solo, por parte do ser humano.

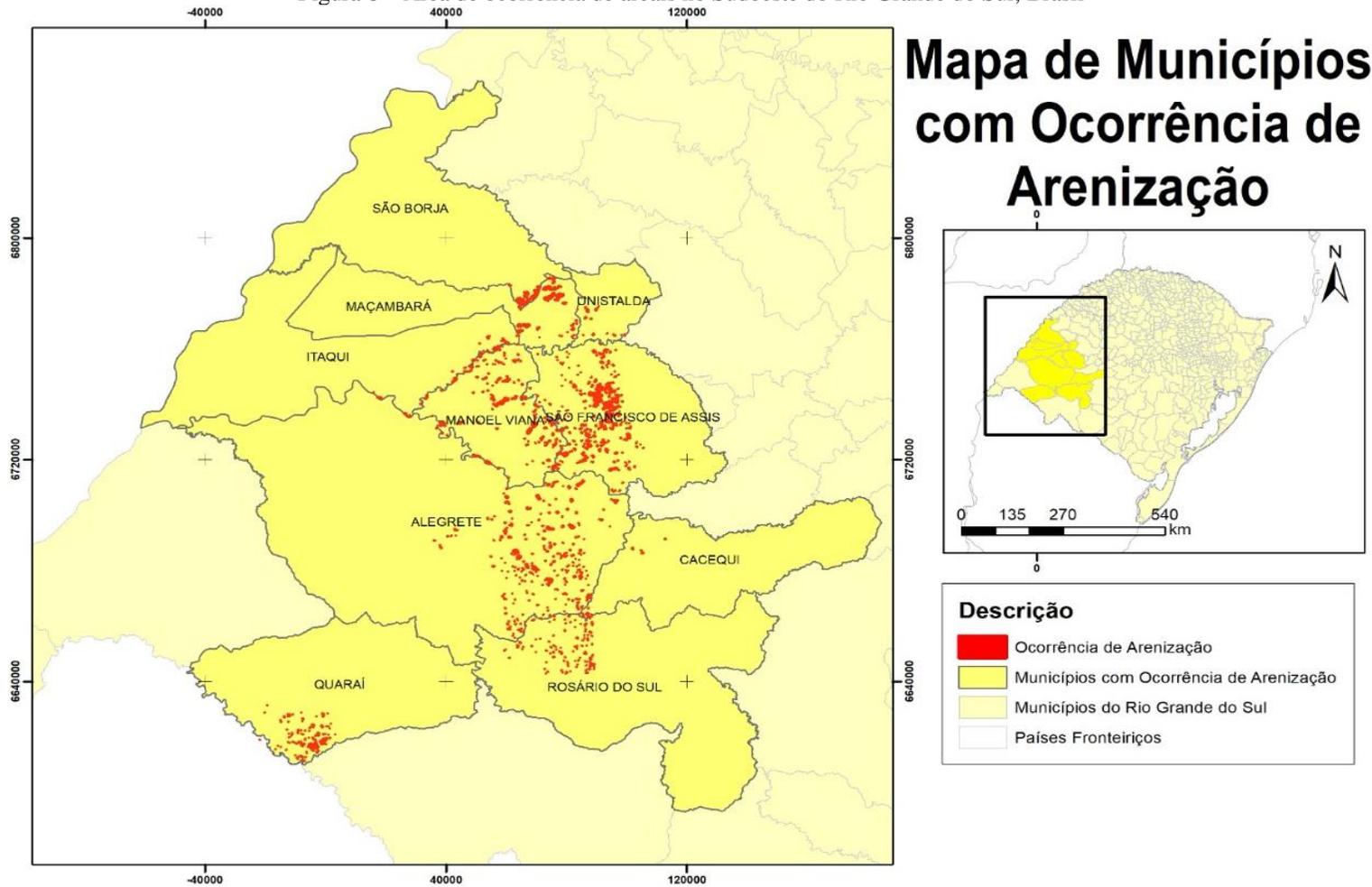
Para Suertegaray (2012), esses depósitos eólicos, denominados areais, foram formados em um ambiente passado, como registros da evolução da paisagem de um clima recente, semiárido ou semiúmido, para um clima atual, mais úmido. Sendo assim, os areais são de gênese natural e, não, formados a partir de cultivos de trigo e de soja mal manejados na região. Ou seja, a gênese destes fenômenos está ligada ao processo de formação da paisagem (morfogênese), e sua dinâmica (morfodinâmica) está relacionada ao período climático. Assim, Suertegaray e Verdum introduzem o seguinte conceito: a arenização compreende o processo de retrabalhamento das formações superficiais, depósitos, provavelmente de origem quaternárias, resultados da dinâmica morfogenética, em que os processos hídricos superficiais, particularmente o escoamento concentrado, associados a chuvas torrenciais, expõem,

transportam e depositam areia, dando origem à formação de areais, que, em contato com o vento, tendem a uma constante remoção (SUERTEGARAY; VERDUM, 2008).

Somando os estudos de Suertegaray e de Verdum aos de Gomes (2019), o qual teve, como objetivo principal, identificar a associação entre as feições geomorfológicas atuais e as formações superficiais quaternárias, típicas de clima seco, bem como as dinâmicas erosivas/depositacionais atuantes nestas feições, compreendem-se as dinâmicas do fenômeno e dos processos morfogenéticos, associados aos depósitos eólicos. No seu estudo, Gomes (2019) considera tais depósitos eólicos estáveis, com vegetação estabelecida, ou instáveis, com areal ativo e consolidado. Ou seja, a autora identifica que, na região Sudoeste do Rio Grande do Sul, possivelmente há um corredor de dunas internas, uma herança de clima mais seco, que, no clima atual, apresenta-se parte coberto pela pastagem e parte em processo de arenização.

Como mencionado, no Sudoeste do Rio Grande do Sul, as áreas que apresentam areais estão entre as latitudes 29°00' S e 31°00' S e as longitudes 54°30' W e 58°45' W, a partir do meridiano de 54°, em direção oeste, até a fronteira com a Argentina e com o Uruguai, abrangendo os municípios de Alegrete, de Cacequi, de Itaqui, de Maçambará, de Manuel Viena, de Quaraí, de Rosário do Sul, de São Borja, de São Francisco de Assis e de Unistalda (SUERTEGARAY *et al.*, 2001) (Figura 6).

Figura 6 – Área de ocorrência de areais no Sudoeste do Rio Grande do Sul, Brasil



Fonte: Suertegaray *et al.* (2001)

2.2.2 Processos condicionantes à arenização

Segundo Suertegaray *et al.* (2012), tem-se, como principais condicionantes à arenização, os seguintes fatores: bioma de ocorrência; característica dos solos; dinâmica hídrica; regime das chuvas; questão estrutural; e uso inadequado da terra.

Essa revisão propõe uma descrição aprofundada da condição litológica da área previamente descrita. Para tanto, tem-se os primeiros trabalhos desenvolvidos sobre a geologia da região foram feitos por Maciel Filho *et al.* (1979) no município de São Francisco de Assis. Os autores identificaram as rochas da região como sedimentares, sendo pertencentes à Bacia do Paraná, associadas, pelos autores, às formações Santa Maria, de origem Triássica, Botucatu, de origem Juro-Cretácea e Serra Geral, de origem Juro-Cretácea, além de depósitos recentes. Montardo e Benaduce (1984), trabalhando em uma área de divisa entre os municípios de Alegrete e de São Francisco de Assis, o “Areal de São João”, classificaram a quase totalidade das rochas sedimentares arenosas existentes na região como pertencente à Formação Caturrita.

Suertegaray (1987) constatou que as grandes concentrações de sedimentos, predominantemente arenosos, não pertenciam à Formação Botucatu, mas, sim, a uma sedimentação cenozoica, considerando a existência de duas sequências: inferior, depositada em regime fluvial; e superior, depositada em regime eólico. Lavina e Scherer (1997) constataram uma falha de sequência entre os depósitos fluviolacustres das formações Santa Maria e Caturrita e da Arenito Mata, os quais se ausentam, dando lugar a um espesso pacote de arenitos quartzosos esbranquiçados, cujo posicionamento estratigráfico permaneceu indefinido, durante muito tempo.

Scherer (2000) descreve a Formação Botucatu como Juro-Cretácea, constituída de arenitos feldspáticos finos a médios, foscos, com grãos bem arredondados e de alta esfericidade, dispostos em *sets* e/ou em *cosets* de estratificação cruzada de grande porte, com eólica típica e com coloração rósea ou avermelhada. Posteriormente, Scherer *et al.* (2005) associam estes arenitos quartzosos esbranquiçados à Formação Guarά, uma nova sequência Neo-Jurássica, caracterizada por um ambiente flúvio-eólico, resultado de uma sequência de mudanças climáticas, intercaladas entre períodos mais úmidos e mais secos.

Estratigraficamente, a Formação Guarά, de ocorrência restrita ao oeste do Rio Grande do Sul, assenta-se, em discordância, sobre a Formação Sanga do Cabral, e se encontra sotoposta à Formação Botucatu e, na ausência desta, sob as formações vulcânicas da Serra Geral, tendo

uma espessura que oscila entre 60 e 100 m e se distribuindo de maneira quase contínua, dentro da área, datada do Jurássico Superior (SCHERER; LAVINA, 2005).

Ainda segundo os autores, os arenitos da Formação Guará apresentam coloração bege a esbranquiçada e natureza fluvial, com processos eólicos associados. Caracterizam-se, também, por uma granulometria grossa e média, pouco selecionada, por vezes finas e com matriz argilosa; evidenciam mineralogia quartzosa, com grãos subangulosos e com subordinação de feldspatos; e possuem estratificação cruzada-acanalada, plano-paralela e maciça, ocorrendo em ambiente continental desértico, com depósitos fluviais, eólicos e lacustres.

Segundo Suertegaray *et al.* (2001), a área de ocorrência de areais tem, como substrato, o arenito da Formação Botucatu. Sobre esta formação mesozoica, assentam-se depósitos arenosos não consolidados, originários de deposições hídrica e eólica, ocorridas durante o Pleistoceno e o Holoceno. Nesses depósitos, as litologias que originam os areais são identificadas como Unidade A e Unidade B, por Suertegaray (1987).

Formada no Pleistoceno, a Unidade A é descrita como uma reconstrução paleoclimática fluvial (composta de depósitos fluviais), cuja sequência deposicional indica variação ambiental. Eis a definição original:

Uma fase úmida que caracterizaria a área, ocorrida provavelmente no final do Pleistoceno, início do Holoceno, cujos indicadores são os depósitos fluviais encontrados sobre as formações areníticas mesozoicas (formação Botucatu). Esta unidade poderia estar, no nosso entender, vinculada aos horizontes mais profundos dos solos hidromórficos escuros, estudados na região da campanha do Rio Grande do Sul por Bombim e Klant (1974) e decorrentes de uma deposição fluvial e/ou lacustre em clima mais úmido, relativo ao *optimum* pós-glacial. (SUERTEGARAY, 1987, p. 123)

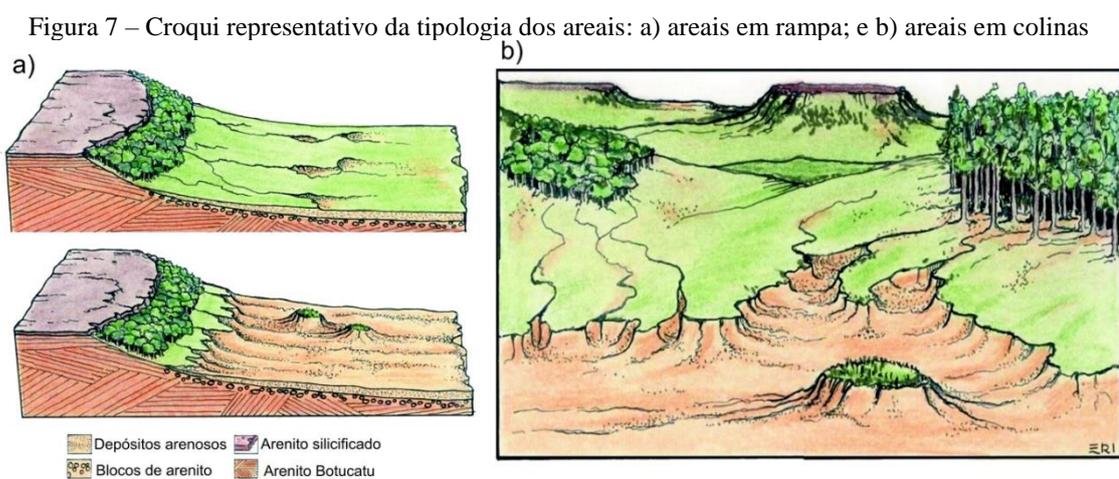
A Unidade B também é considerada uma reconstrução paleoclimática, caracterizada pela ocorrência de depósitos de arenito pouco consolidados, de espessura variável, indicando um ambiente de deposição eólica quaternária, holocênica, porém de constituição em período de ressecamento climático. Segue o texto original da autora:

Uma fase de ressecamento climático, durante o Holoceno, não necessariamente mais frias que as fases glaciais, datada através de estudos elaborados por Müller, em perfis estratigráficos na campanha gaúcha em 4.000 antes do presente (A.P.), e por Bigarella (1964), Vanzolini e Ab'Saber (1968) em aproximadamente 3.500 A.P., em término em torno de 2.400 A.P. Durante esta fase teriam sido depositados os sedimentos eólicos denominados neste trabalho como unidade B. (SUERTEGARAY, 1987, p. 122)

Desse modo, as duas reconstruções paleoclimáticas de Suertegaray (1987) estabelecem a ocorrência de uma fase úmida, seguida de uma fase de ressecamento climático, que posteriormente passou por uma fase de umidificação, tal qual vem acontecendo, até os dias atuais.

2.2.2.1 Condicionante geomorfológica

A formação dos areais, quando interpretada a partir dos estudos geomorfológicos, associados aos das dinâmicas hídrica e eólica, indica que estes resultam inicialmente de processos hídricos, os quais, associados a uma topografia favorável, permitem, numa primeira fase, a formação de ravinas e de voçorocas. Estas se desenvolvem por erosões lateral e regressiva, conseqüentemente, alargando suas bordas a jusante, em decorrência do transporte de sedimentos, pela água, durante episódios de chuvas torrenciais, formando depósitos arenosos em forma de leques, típicos de areais de rampa. Com o tempo, esses leques vão se agrupando e, em conjunto, dão origem a um areal, sendo ampliado pelos ventos, que atuam em todas as direções. Os areais ocorrem sobre unidades litológicas frágeis (depósitos arenosos) e em áreas com baixas altitudes e declividades, sendo comum em colinas médias ou em rampas, em contato com escarpas e morros testemunho (SUERTEGARAY *et al.*, 2001; SUERTEGARAY *et al.*, 2012) (Figura 7).



Fonte: Suertegaray *et al.* (2012)

Desse modo, o processo inicial de formação dos areais ocorre em áreas de reduzida biomassa (campo), evoluindo para manchas arenosas ou areais propriamente ditos, passando a

feições de erosão, como áreas de ravinamento e de formação de voçorocas (SUERTEGARAY *et al.*, 2012). Sob outro aspecto, a formação de ravinas e de voçorocas, ação que está na origem dos areais, também pode ser resultado do pisoteio do gado e do uso do maquinário pesado na atividade agrícola, originando sulcos e desencadeando condições de escoamento concentrado (SUERTEGARAY *et al.*, 2001).

2.2.2.2 Condicionante pedológica

Considerando as condições pedológicas, Verdum (2012) afirma que o potencial mineral das rochas sedimentares areníticas (oriundas das formações Botucatu e Guará) tem influência fundamental no desenvolvimento destes solos, os quais apresentam maiores teores de areia e baixos teores de matéria orgânica e de argila, possuindo caráter ácido de pH, carência de fósforo (P) e de potássio (K) e excesso de alumínio (Al).

De acordo com Verdum (1997) e com Streck *et al.* (2018), a região de São Francisco de Assis se encontra sobre uma malha de quatro tipos de solos: Argissolos, Latossolos, Planossolos e Neossolos. Entretanto, Streck *et al.* (2018) afirmam que, nas áreas de arenização, são encontrados os Neossolos Quartzarênicos, os quais são denominados Neossolos Quartzarênicos Órticos do sudoeste do RS, por Scopel *et al.* (2012).

Segundo a qualificação da Embrapa (2013, SANTOS *et al.*, 2013), os Neossolos Quartzarênicos Órticos são solos quartzarênicos com sequência de horizontes A-C, porém apresentando textura areia ou areia franca em todos os horizontes, até a profundidade de 1,50 m, no mínimo, e sendo excessivamente quartzosos, cujas frações de areia grossa e fina possuem cerca de 95% a mais de quartzo.

Segundo Scopel *et al.* (2012), os Neossolos Quartzarênicos Órticos do Rio Grande do Sul apresentam cores avermelhadas ou amarelo-avermelhadas muito salientes, devido ao óxido de ferro, textura predominante com fração de menos de 0,50 mm e de mais do que 0,10 mm, caracterizando 90% de areias média e fina, e pouca proporção de argila, com maior teor sendo encontrado em profundidades de 20 a 40 cm. Além disso, os solos em questão têm porosidade entre 30 e 50% normal para solos arenosos, baixa capacidade de troca de cátions (CTC), baixos valores de matéria orgânica (MOS), além de comportamento ácido a álico, muitas vezes.

Sendo assim, os Neossolos Quartzarênicos Órticos do Rio Grande do Sul apresentam baixa cobertura vegetal e rápida decomposição de resíduos vegetais, o que proporciona baixos

teores de matéria orgânica, dando características de baixa fertilidade ao solo (STRECK *et al.*, 2008). Além disso, os solos dos campos com arenização são de formação recente, de baixa fertilidade e extremamente frágeis, com tendências a processos erosivos, características que, associadas à presença de uma vegetação de formação também recente, à ocorrência de precipitações torrenciais e à adoção de práticas agrícolas e pastoris inadequadas para as condições dos ecossistemas locais, têm contribuído para a degradação dos solos (FREITAS, 2006).

Utilizou-se os estudos de Rossato (2012) e de Binda e Verdum (2020), que avalia os dados pluviométricos na Bacia do Miracatu entre os anos 1970 e 2015, como guias climatológicos nesta tese.

Segundo Rossato (2012), a composição climatológica para a área de ocorrência dos areais é do tipo Subtropical Ib (pouco úmido), com inverno frio e verão quente, com maior influência dos sistemas polares, mas com grande participação dos sistemas tropicais continentais, associados a efeitos da continentalidade e do relevo (Cuesta de Haedo), sendo, os sistemas frontais, responsáveis pela maior parte das precipitações.

Entretanto, apesar de se considerar a precipitação média anual (de 1.400 a 1.700 mm/ano), estas ocorrem em 70 a 90 dias de chuva, concentrando-se em poucos dias do mês (seis a nove dias), nos meses de outono e de primavera. Desse modo, chuvas mal distribuídas correspondem a um dos fatores primordiais para a erosão de solos e, conseqüentemente, para o surgimento de ravinas, de voçorocas e de novos núcleos de arenização (AZEVEDO; KAMINSKI, 1995; BINDA, 2019).

Apesar de o clima ser subtropical, ele é seguido por períodos de reduzida precipitação, o que ocasiona déficit hídrico, especialmente entre novembro e fevereiro, período com elevada demanda evaporativa da atmosfera (LEIVAS *et al.*, 2006). A estes fatores também se associam altas taxas de incidência solar por várias horas do dia, durante o verão, temperaturas extremas, tanto no verão quanto no inverno, e distúrbios de pastoreio, promovidos pelos rebanhos bovinos e ovinos locais. Sendo assim, o déficit hídrico, ocasionado pela elevada permeabilidade do solo, os períodos de reduzida precipitação, as temperaturas extremas no verão e no inverno, a radiação solar intensa e a baixa fertilidade do solo são fatores que possibilitam que as espécies florísticas dos campos de areais apresentem caracteres adaptativos, ou seja, uma morfologia completamente adaptada ao clima (FREITAS, 2010).

Quanto ao agente eólico, Favera *et al.* (2012) apontam que os ventos apresentam maior frequência na direção sudeste (SE), ao longo do ano. Enquanto as direções predominantes são

nordeste (NE) e sudeste (SE) no outono e no inverno, a direção sudeste (SE) é claramente predominante na primavera e no verão.

Segundo Suertegaray (2012, 2020), o processo de arenização se associa à presença da água, e, não, à escassez, como ocorre em áreas desertificadas. Dessa forma, a dinâmica hídrica nestes solos auxilia a erosão, a partir de processos superficiais concentrados, originando sulcos, ravinas e voçorocas. Devido à elevada capacidade de infiltração e à presença de áreas com cobertura de campo, o escoamento laminar não é característico destes espaços. Quanto a isto, Cabral e Maciel Filho (1991) demonstraram que, de 100% da chuva precipitada em um dia, 97% infiltra no subsolo arenoso.

Segundo Verdum e Suertegaray (2012), o cálculo de volume das reservas subterrâneas mostra a importância do escoamento subterrâneo na alimentação da rede das bacias hidrográficas, durante as fases de seca atmosférica. O volume de água dos aquíferos contidos nas rochas sedimentares e vulcânicas assegura um débito de estiagem sempre superior a 4 m³/s, isto é, 0,9 mm/dia.

A região do sudoeste do Rio Grande do Sul possui seus primeiros registros de ocupação datados de períodos pré-históricos (cerca de 3.500 A.P.), quando populações paleoindígenas coabitavam nesta zona (BELLANCA, 2002). Esses registros são seguidos das populações indígenas dos Minuano e dos Charruas (etnias Chanás), que povoaram os campos limpos e que praticavam a caça e o cultivo da terra, com corte e com queima. Essa relação entre população e exploração do espaço natural era de baixo impacto, em relação aos campos, mas, com a chegada das missões jesuíticas no século XVII, inicia-se um processo mais intensivo de ocupação do espaço. Essas missões mantinham práticas de pequenos cultivos, como milho, batata, mandioca, algodão, feijão, legumes e trigo, e introduziram o gado nos campos gaúchos, iniciando a exploração da prática pecuária. Após a retirada dos jesuítas e dos indígenas na primeira metade do século XVIII, os animais foram abandonados e se reproduziram livremente no Noroeste do atual RS, sendo, esses rebanhos livres, a base e o início dos rebanhos dos Campos Limpos (BELLANCA, 2002).

A origem da organização do espaço rural do RS remonta ao estabelecimento da fronteira política entre Brasil e Uruguai, no início do século XIX, com a concessão de títulos denominados "sesmarias", determinando a tradição da prática da pecuária extensiva sobre os Campos Limpos (VERDUM, 1997; GOMES, 2019).

Na segunda metade do século XIX as "fazendas" assumem a forma de uma unidade de negócios com fins lucrativos, devido à crescente demanda dos produtos do Estado (carne seca, couro e trigo) pelo mercado interno nacional. Além disso, a partir de 1870, o cercamento dos campos fortaleceu o status de propriedade rural. Somado a isso ouve a fase das migrações alemães (1824) e italianas (1875) que dominam essa parte do estado- quarta colônia, representam o começo de uma economia de subsistência baseada na diversificação de culturas em regime de pequena propriedade. (VERDUM, 1997)

A partir dos anos 1960 e 1970, iniciam-se os processos da Revolução Verde, ou modernização da agricultura, que estabelecem culturas mecanizadas, facilitadas pelo relevo suave das colinas, cobertas pela vegetação herbácea, e pelo fácil manejo dos solos, o que aumentou espantosamente a superfície cultivada (VERDUM, 1997). Assim, o cultivo pastoril histórico começa a perder espaço para a superfície cultivada, que vai se intensificando, década após década, a partir da evolução das culturas de arroz (na década de 1940), de trigo (nas décadas de 1950 e de 1960), de soja (na década de 1970) e de eucalipto (nas décadas de 1980 e de 1990). Tal mudança também aumenta a pressão sobre os Campos Limpos e sobre o bioma Pampa brasileiro, bioma que mais perdeu vegetação nativa nos últimos 36 anos, com decréscimo de 21,4% na vegetação nativa entre os anos de 1985 e de 2020 (MAPBIOMAS, 2021, SOUZA *et al.*, 2020).

Sendo assim, o manejo inadequado da terra em áreas, nas quais o solo é considerado frágil e altamente suscetível à erosão, especialmente pelo uso de maquinário pesado, promove a formação de sulcos, que podem evoluir para ravinas e para voçorocas (SUERTEGARAY, 2020). Além disso, a atividade pastoril intensiva também é grande fonte de erosão, uma vez que esta se vincula à formação de sulcos, pelo pisoteio de gado em trilhas (VERDUM, 1997).

2.3 ESTUDOS DE RECUPERAÇÃO DE SOLOS ARENIZADOS NO BIOMA PAMPA

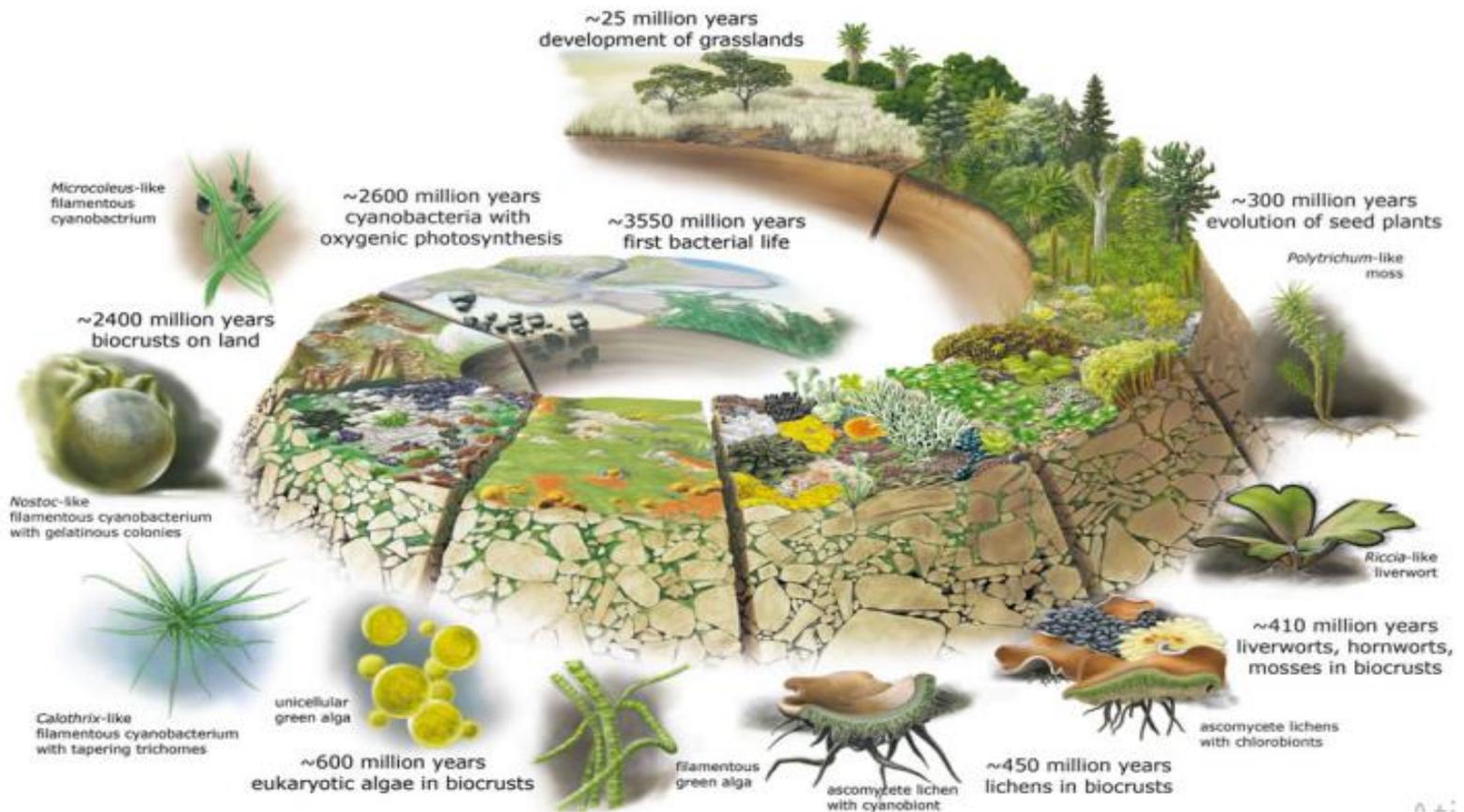
Alguns trabalhos já propuseram estratégias de recuperação de áreas arenizadas do sudoeste do Rio Grande do Sul, entretanto quase todos envolvem técnicas de recuperação mecanizada, como o uso de técnicas mecânico-vegetativas (VIEIRA, 2012) e/ou o controle de áreas experimentais, tentando a recuperação, por meio do controle do campo (BLANCO, 2004) e/ou a inserção de espécies vegetativas (ROVEDDER, 2007; VIEIRA, 2018). No entanto, todos partem da planta vascular como elemento conector ao solo e, não, dos organismos que, historicamente, dão origem a todo o substrato vegetal do planeta Terra, as biocrostras.

Podemos ver isto bem exemplificado na espiral de Büdel (Figura 8), em que se expressa a evolução das crostas biológicas de solo, durante milhares de milhões de anos de desenvolvimento da biosfera do planeta. Além disso, Weber, Belnap e Büdel (2016) relatam que:

Comunidades microbianas semelhantes aos tapetes microbianos marinhos de hoje, com organismos semelhantes a cianobactérias realizando fotossíntese não oxigenada, provavelmente existiam até 3,5 Ga BP (antes do presente). Cerca de 2,6 Ga BP, cianobactérias com a fotossíntese oxigenada evoluíram, começando a tornar a Terra habitável para organismos oxitróficos. Assim dados fósseis sugerem que em torno de 2,4 Ga BP, as primeiras biocrostas podem ter ocorrido (Beraldi-Campesi, 2013). Isso ocorreu muito depois que as algas eucarióticas (~500 Ma BP), líquenes (~450 Ma BP) e briófitas (~410 Ma BP) desenvolvidos e que assim se tornaram componentes de biocrostas (Heckman *et al.*, 2001; Delaux *et al.*, 2015; Leliaert *et al.*, 2012). As adaptações modernas dos microrganismos de biocrosta à dessecação e alta radiação de luz UV provavelmente se desenvolveu bem antes do aparecimento de plantas macroscópicas (~300 Ma BP), tornando as biocrostas particularmente adequadas para a colonização de ambientes desérticos. As pradarias, que como desertos são regularmente colonizados por biocrotas, desenvolveram-se apenas ~25 milhões de anos A.P. (Smith, 2015; Stromberg, 2011). (WEBBER; BELNAP; BÜDEL, 2016, p. 528)

Na imagem esquemática da Figura 8, os segmentos seguem uma possível evolução de cianobactérias e de algas, até as plantas com sementes. Com o advento das plantas com sementes e sua forte competitividade, as biocrostas continuam a ocorrer, mas ficam restritas a terras secas e a habitats extremos (por exemplo, os que redundam de grandes distúrbios). Mesmo ocorrendo em áreas de floresta tropical, após grandes distúrbios, essas formações perduram por curtos períodos de tempo, antes de serem substituídas por vegetação de plantas vasculares. O último segmento traz uma das várias opções de presença de biocrostas em terras semiáridas (uma área de savana), habitat representativo de terra seca. Além das savanas, as biocrostas são um componente regular de vegetações de deserto, de estepe e de tundra. As datações indicam o início do desenvolvimento antes do presente e a duração das épocas não é fiel à escala. As ilustrações são creditadas a B. Büdel e a F. Spindler.

Figura 8 – Esquema hipotético de evolução das biocrostras na Terra



Fonte: Weber, Belnap e Büdel (2016)

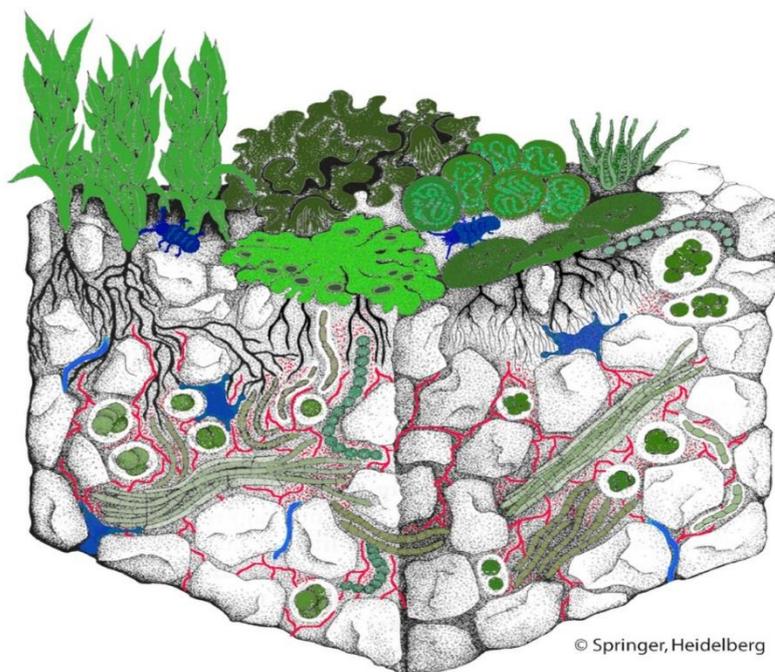
2.4 CROSTAS BIOLÓGICAS DE SOLO

Os estudos das crostas biológicas de solo (CBS), ou biocrostas, como comunidades ecológicas funcionais, origina-se de dois ramos científicos principais: a Botânica e a Ciência do Solo. Há muito, os botânicos reconhecem a existência dos múltiplos organismos, que colonizam a superfície do solo em áreas abertas e, muitas vezes, secas, ocorrendo entre plantas vasculares. Posteriormente, após estudos taxonômicos e fitossociológicos iniciais, descrições foram feitas e cientistas do solo e agrônomos observaram que estes organismos superficiais interagem com os solos, modificando suas estruturas (WEBER; BELNAP; BÜDEL, 2016).

As crostas biológicas de solo se formam nas camadas mais superficiais do solo e podem ser diferenciadas pelas suas morfologia e estruturas interna e externa, que alteram completamente os padrões de erosões hídrica e eólica, de escoamento superficial, de capacidade de infiltração (BELNAP *et al.*, 2003) e de ciclagem de nutrientes no solo (BARGER *et al.*, 2016).

Sendo assim, crostas biológicas de solo resultam de uma associação íntima (em diferentes proporções) entre partículas de solo e de organismos fotoautotróficos (por exemplo, cianobactérias, algas, líquenes, briófitas) e heterotróficos (por exemplo, bactérias, fungos, *archaea*), que vivem dentro ou imediatamente sobre os milímetros superiores do solo (BELNAP *et al.*, 2003; WEBER *et al.*, 2022) (Figura 9).

Figura 9 -Representação gráfica das estruturas de CBS

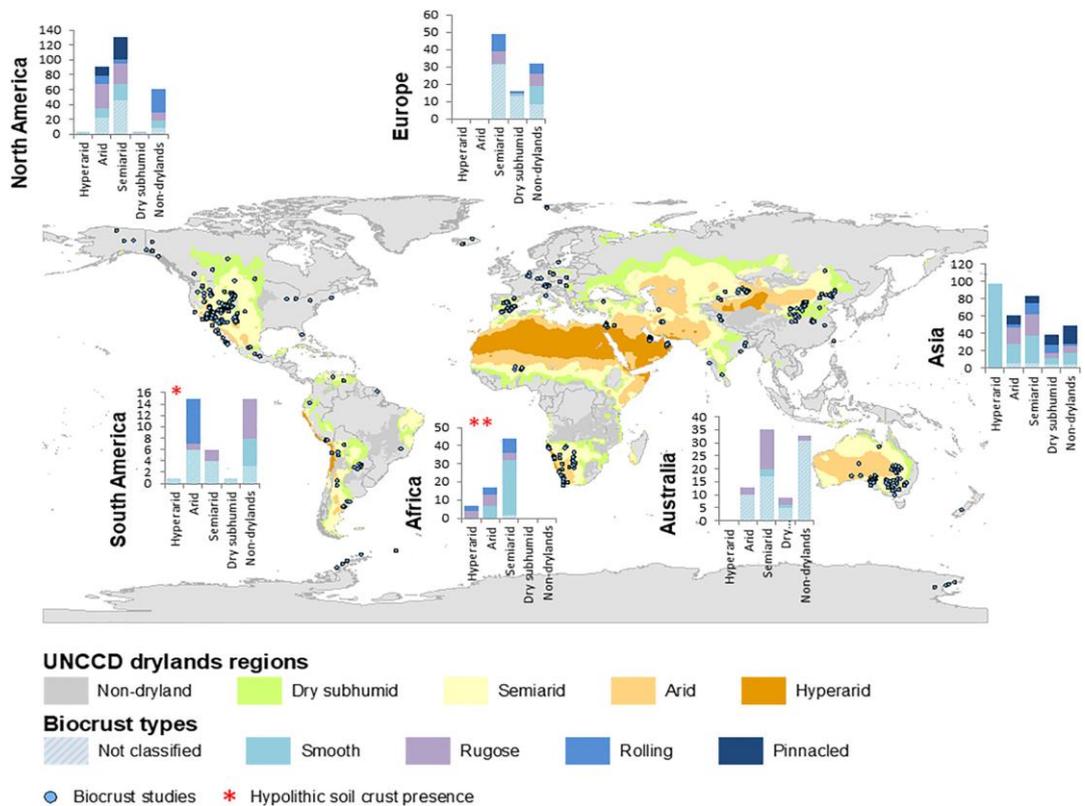


Fonte: Belnap e Lange (2003) e Weber *et al.* (2022)

Na figura, as crostas biológicas do solo (biocrostas) formam ecossistemas em miniatura, compostos por produtores fotoautotróficos (cianobactérias, algas, líquenes e briófitas — mostradas em verde), com a microfauna atuando como consumidora (protozoários, nematoides, tardígrados, rotíferos e microartrópodes — em azul) e como decompositora (fungos, bactérias e *archaea* — em vermelho).

Esses ecossistemas em miniatura são mais facilmente encontrados em regiões hiperáridas, áridas e semiáridas, em que a cobertura vegetal vascular é limitada, o que acaba possibilitando abundância de luz solar sobre a superfície do solo (Figura 10). Mas, também os encontramos em regiões não áridas, se as condições microclimáticas forem adequadas. A composição dos tipos de biocrosta depende do continente e da região climática de ocorrência. De acordo com uma estimativa recente, as biocrostas cobrem cerca de 12% da superfície terrestre, atualmente, e cerca de 30% de todos os solos de terras secas (RODRIGUEZ-CABALLERO *et al.*, 2018).

Figura 10 – Locais de estudos de biocrostas em regiões secas e não secas



Fonte: Rodríguez-Caballero *et al.* (2018) e Webber *et al.* (2022)

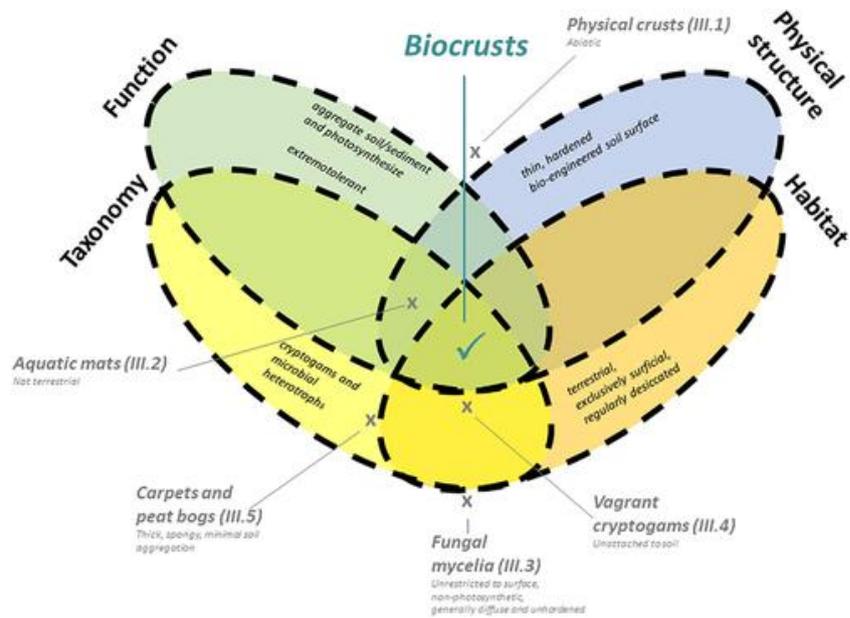
Na figura, os tipos de biocrostras que ocorrem nas regiões secas e não secas são apresentados em gráficos de barras, com o número de locais de ocorrência descrito no eixo y. Os locais em questão incluem os diferentes continentes, mas excluem a Antártica.

Quanto à importância das biocrostras, essa vem sendo muito bem retratada nas últimas duas décadas, pois elas estabilizam a superfície do solo, reduzindo efetivamente a erosão, tanto pelo vento quanto pela água (BARGER *et al.*, 2006; BELNAP; MUNSON; FIELD, 2011; BOWKER *et al.*, 2008; CHAUDHARY *et al.*, 2009; ELDRIDGE; LEYS, 2003; FAIST *et al.*, 2017; ZHANG *et al.*, 2006); fixam carbono e nitrogênio, fertilizando solos secos pobres em nutrientes (BARGER *et al.*, 2016; BARGER *et al.*, 2016; LANGE; GREEN, 2004; SANCHO *et al.*, 2016; VELUCI; NEHER; WEICHT, 2006); e influenciam as ciclagens local e regional de água (BOWKER *et al.*, 2013; CHAMIZO *et al.*, 2016; ELDRIDGE *et al.*, 2020; KIDRON; BÜDEL, 2014; ZHANG *et al.*, 2009). Apesar da importância e dos esforços de diferentes grupos de estudo de várias partes do mundo em preservar estas comunidades, estudos mostram que os efeitos combinados da intensificação do uso da terra e das mudanças climáticas vêm causando forte diminuição na cobertura de biocrostras em escalas local, regional e global (REED *et al.*, 2012).

2.4.1 Elementos de definição das biocrostras

As biocrostras são definidas por elementos, relacionados ao habitat, à estrutura física, à função e à taxonomia. A combinação destas características fornece uma definição completa do que é uma biocrosta (Figura 11).

Figura 11– Definição de uma crosta biológica do solo (biocrosta)



Fonte: Weber *et al.* (2022)

Na figura, ilustrada em um Diagrama de Venn, os ovais representam os quatro principais elementos de definição das biocrostas, em que estas são consistentes com a região de sobreposição dos quatro fatores. Outros *outgroups* também são mapeados e rotulados no diagrama, com as principais razões para a sua distribuição entre as biocrostas listadas.

Com relação ao habitat, somente são consideradas biocrostas as comunidades de organismos que habitem a superfície do solo, sendo desconsideradas, quando crescem em qualquer outro local, como árvores, folhas ou rochas. Essas comunidades devem estar na superfície superior dos solos, nos primeiros milímetros, e a maioria destas comunidades habita solos que passam por períodos de dessecação ou possuem boa infiltração. Sendo assim, a literatura desconsidera ambientes marinhos ou entre marés, que acumulam material microbiano, além de solos hídricos, que acumulam grande quantidade de matéria orgânica, como turfeiras (WEBER *et al.*, 2022).

Sob o ponto de vista da estrutura física, a capacidade de agregação dos organismos da biocrosta é capaz de gerar uma mudança estrutural detectável na superfície do solo, ou seja, uma camada superficial superior fina e um pouco endurecida. Dentro da biocrosta, ou imediatamente abaixo dela, a quantidade de partículas finas do solo é frequentemente aumentada, devido ao aprisionamento de poeira e aos processos de intemperismo do solo, reforçando a distinção da biocrosta do solo subjacente (CHEN *et al.*, 2009; GARCIA-PICHEL *et al.*, 2016; WEBER *et al.*, 2022). Sozinhas, as biocrostas geralmente não constituem

horizontes do solo e, por serem finas, tendem a quebrar sob pressão, em vez de ceder ou deformar.

Devemos ter muito cuidado, ao analisar a função de uma biocrosta, pois sua principal definição está relacionada aos seus componentes biológicos. As capacidades de agregação destes provêm dos organismos vivos que a compõem, indo dos rizoides de musgos ou líquenes aos filamentos de cianobactérias. As biocrostas contêm organismos fotossintéticos, que fixam o dióxido de carbono na superfície do solo, e também possuem capacidade poli-hídrica, ou seja, suspendem seus organismos em situações extremas de baixa precipitação, através da tolerância à dessecação. Por fim, esses apresentam tolerância a altos níveis de salinidade e de radiação UV, ao fabricar pigmentos de proteção solar (WEBER *et al.*, 2022).

Por possuírem componentes fotoautotróficos, a definição da composição taxonômica de biocrostas inclui múltiplas linhagens, nomeadas de cianobactérias, de algas, de líquenes e de briófitas, mas o mesmo conceito exclui samambaias e plantas com sementes vasculares (WEST, 1990; WEBER *et al.*, 2022). Cianobactérias, algas, líquenes e briófitas pertencem ao grupo das criptógamas (“reprodução oculta”), e são organismos que se reproduzem por esporos, em vez de sementes, carecendo de tecido vascular altamente desenvolvido, e muitos deles — se, não, a maioria — são capazes de dessecar regularmente (WEBER *et al.*, 2022).

As biocrostas também contêm uma grande diversidade de heterotróficos microbianos, incluindo fungos, bactérias e *archaea* (ABED *et al.*, 2019; MAIER *et al.*, 2018, 2022; POMBUBPA *et al.*, 2020), os quais podem consumir os compostos de carbono liberados pelos fotoautotróficos, durante as chuvas (BERALDI-CAMPESI *et al.*, 2009). Assim, as biocrostas formam teias alimentares/ecossistemas inteiros, compostos por produtores fotoautotróficos e por consumidores heterotróficos (WEBER *et al.*, 2022).

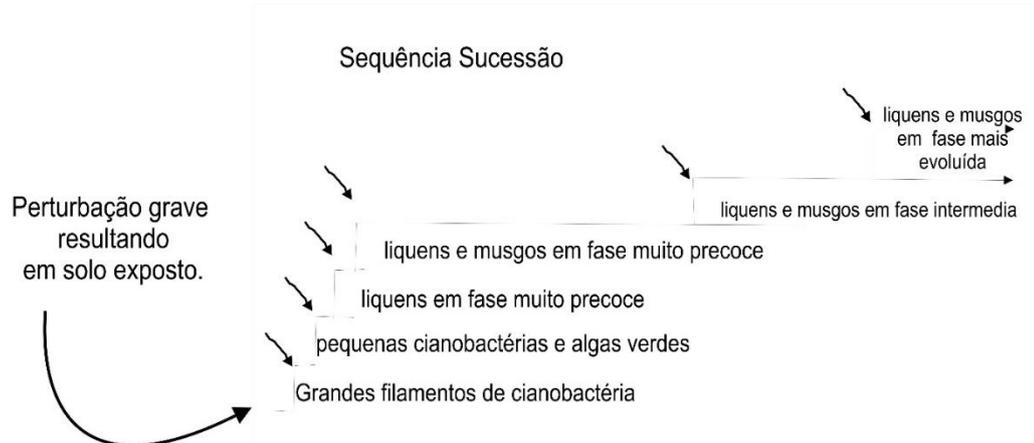
2.4.2 Sequência de sucessão e classificação de CBS

As biocrostas são compostas por organismos não necessariamente inter-relacionáveis, que recobrem, juntos, uma determinada porção do solo, formando um arranjo de macro e microcomponentes. Um fator muito importante na variação da composição é o regime climático, que gera diferentes composições, dependendo da resistência das espécies. Essas diferenças estruturais internas ou externas resultam da existência de crostas distintas, que

diferem especialmente por causa dos processos ecológicos e hidrológicos, resultando na imensa diversidade de tipos de crostas (BELNAP *et al.*, 2001).

Muitos estudos classificam as crostas, de acordo com seus graus de sucessão, ou seja, pela junção de organismos pioneiros. Em estudos no noroeste do Rio Grande do Sul, Webber (2016) mapeou o aparecimento de espécies pioneiras em áreas de perturbação, seguindo a sequência da Figura 12. Dessa forma, foram encontrados filamentos de cianobactérias, como a *Stigonema* sp., muito presente em solos arenosos instáveis, construindo grandes manchas de cianobactéria, que cobrem a superfície do solo, transformando-o em crosta. Outros organismos que aparecem no primeiro estágio são as algas verdes, mas geralmente na sequência das cianobactérias. Em solos levemente ácidos, podem ocorrer primeiramente algas verdes, contudo isto é raro (JOHANSEN, 1993). Depois, a sucessão foi seguida de musgos *Campylopus* sp., um gênero típico de campos sulinos, e de líquenes *Rhizocarpon* sp., espécies muito conhecidas no bioma Pampa.

Figura 12 – Sequência de colonização dos microrganismos das CBS sobre solo exposto, após perturbação



Fonte: Belnap e Eldridge (2003)

A estrutura das biocrostas é afetada por numerosos fatores físicos, químicos e biológicos, além de poder interagir com as de outras biocrostas, tornando sua classificação e afirmações gerais ainda mais desafiadoras. Sendo assim, é crucial compreender e descrever a estrutura espacial das crostas biológicas do solo, pois estas alteram a estrutura e a morfologia do solo e da sua superfície, mudando, também, algumas das suas propriedades, como infiltração, escoamento superficial e erosão (BELNAP *et al.*, 2003).

Na natureza, os solos nunca são estéreis, por isso é difícil traçar a linha entre um solo abiótico e um, em processo inicial de formação de crostas. Sendo assim Weber *et al.* (2016) definem uma crosta de solo como “biótica”, quando os organismos executam qualquer papel ecológico, como alterar a fertilidade, a estabilidade ou a estrutura do solo.

Geralmente, as algas filamentosas pró e eucarióticas formam a matriz das crostas e crescem nos milímetros mais altos. Elas são importantes para a agregação inicial de partículas do solo, incitando uma melhor estabilidade.

Pócs (2009) descreve dois tipos principais de crosta de cianobactérias: (i) o tipo epiterrâneo, que possui todos os componentes fotossintetizantes acima da superfície do solo e, portanto, precisa de pigmentos de proteção UV; e (ii) o tipo subterrâneo, que possui pelo menos uma camada fotossintetizante ativa, abaixo da superfície do solo. No tipo subterrâneo, a camada mais alta do solo protege os organismos da dessecação rápida. As crostas resultantes são horizontalmente estruturadas e, em camadas de solos arenosos, pode ser observada uma maior abundância de cianobactérias em crostas planas. O estado físico do solo muda, por exemplo, em tamanhos de grãos mais finos, com menores taxas de infiltração e, conseqüentemente, com menor umidade. As cianobactérias filamentosas capturam partículas de areia e frações mais finas, que aderem nas superfícies dos filamentos. A porosidade do solo também é aumentada pela cobertura microbiana, com poros delineados por filamentos na superfície de crostas, e por corpos orgânicos porosos, derivados de restos microbianos em profundidade (MALAM ISSA *et al.*, 1999).

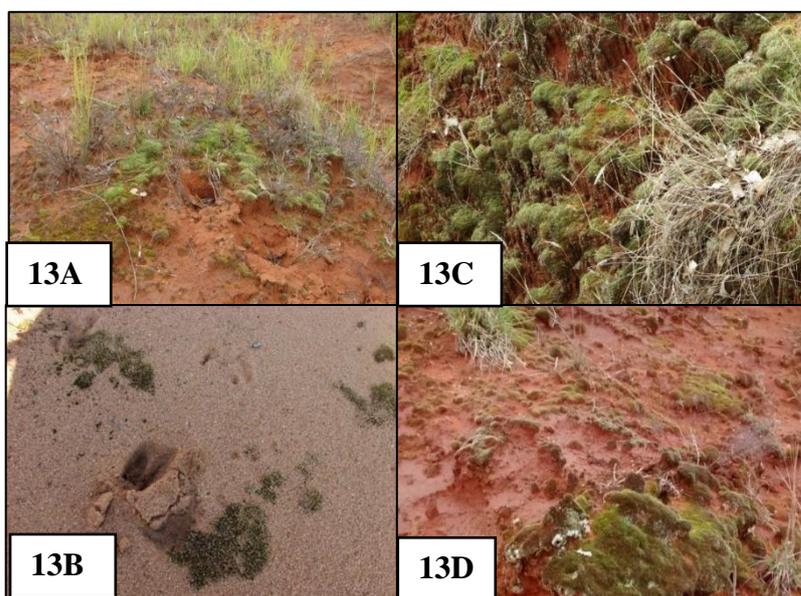
Líquenes e briófitas, com os seus complexos talos, têm quase todo o tecido fotossintético acima da superfície. São eles que criam a aspereza das crostas complexas e que fornecem proteção dos pingos de chuva ao solo. O tamanho da estrutura e o tipo da composição biótica podem controlar a quantidade de poeira capturada, o que define as características sedimentares resultantes. Assim, a estrutura foliar dos musgos controla o tamanho dos grãos aprisionados e o alto potencial de encolhimento dos líquenes gelatinosos, além de incrementar o acúmulo de poeira, causando a formação de topografias de superfície nítidas (WEBER *et al.*, 2016).

Existem várias maneiras de classificar as crostas, as quais podem ser baseadas em composição de espécies, em grupos funcionais ou em uma combinação de aparência de superfície. Todas estas abordagens têm vantagens e desvantagens.

A abordagem da composição é a mais desejada, porém mais complexa, já que fornece informações sobre morfologia da crosta, bem como sobre sua composição de espécies. A vantagem de uma abordagem baseada na composição taxonômica é a de que o conhecimento sobre a agregação de espécies também carrega informações sobre seus papéis ecológicos. As desvantagens da composição taxonômica é a demora e a perícia em campo, que são necessárias para a identificação de líquenes, de musgos e de outros elementos das biocrostas.

A classificação proposta por Belnap (2006) é baseada na morfologia/topografia externa das crostas, incluindo seus aspectos de fácil distinção visual e seu comportamento ecológico em ecossistemas de áreas áridas ou semiáridas. Essa classificação também apresenta o gradiente potencial de evapotranspiração (ETP), sendo reconhecidos quatro grupos de topografia: ondulada, suave, pinacular e rugosa. A Figura 13 traz representações dos quatro grupos, em classificação feita em um único sítio, situado no sudoeste do Rio Grande do Sul (WEBBER, 2016). A presença de quatro grupos topográficos é uma característica usual em áreas de clima semiárido, mas pouco comum em regiões de clima subtropical.

Figura 13 – Classificação morfológica de crostas biológicas de solo dos areais do RS: ondulada (13A); suave (13B) pinacular (13C) e rugosa (13D)



Fonte: Webber (2016)

2.4.3 Papel funcional das biocrostas

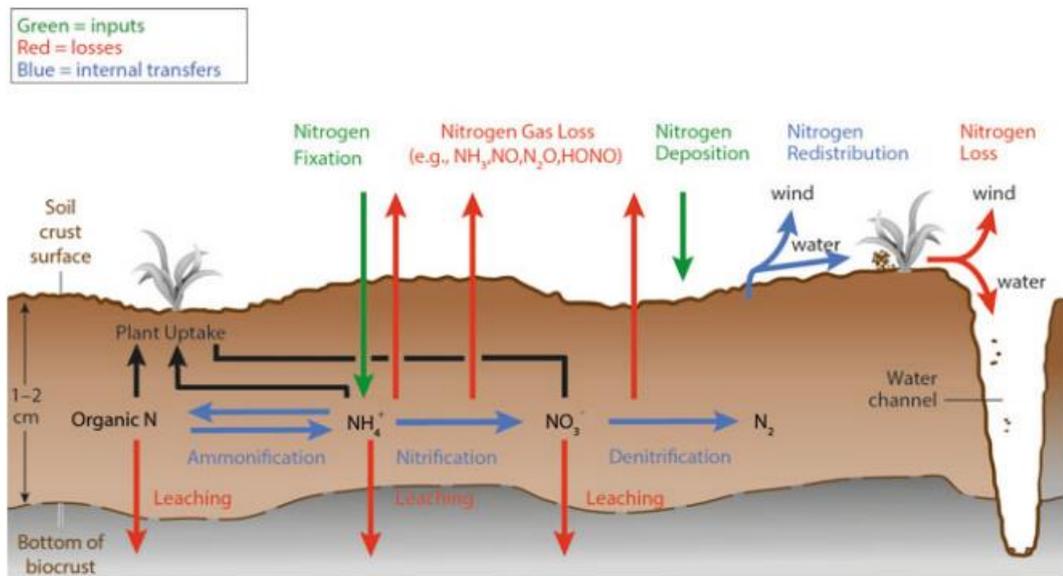
Crostas biológicas de solo têm uma influência direta nos ciclos de carbono e de nitrogênio. O papel do carbono orgânico no solo e o ciclo global do carbono são fatores essenciais, contribuindo para os organismos no solo, relativamente a sua diversidade, à nutrição de plantas, à capacidade de retenção de água, à estabilidade de agregados e ao controle de erosão (KANDELER *et al.*, 2006). As mudanças na dinâmica de carbono em solos estão intimamente ligadas ou, mesmo, são impulsionadas por mudanças na atividade microbiana. Embora a importância dos microrganismos no solo seja bem conhecida para o ciclo global do carbono,

poucos pesquisadores tentaram combinar a química e a microbiologia no ciclo do carbono (KANDELER *et al.*, 2006).

Com exceção da água, o nitrogênio é geralmente considerado o nutriente mais limitante ao crescimento das plantas no seu ambiente natural (FRANCO; DÖBEREINER, 1994). Em adição ao carbono e ao hidrogênio, o nitrogênio é o nutriente mais abundante em matérias vivas, participando da composição de moléculas de ácidos nucleicos, de proteínas, de polissacarídeos, entre outros. No entanto, apesar de ser necessário em quantidades significativas por seres vivos, na natureza, este elemento é encontrado em abundância em um formato quimicamente muito estável, assim sua assimilação, pela maioria dos seres vivos, é limitada, exigindo a sua transformação para uma forma que facilite a assimilação combinada (KANDELER *et al.*, 2006).

As biocrostras desempenham um papel significativo no ciclo do nitrogênio, especialmente em regiões áridas e semiáridas, uma vez que contribuem com grandes entradas de nitrogênio, por meio da fixação e da deposição biológica do elemento. Dentro das biocrostras, o nitrogênio pode ser transferido internamente, pelo vento e pela água, e pode ser metabolicamente transformado, para estar presente, como amônio (NH_4^+), como nitrato (NO_3), como nitrogênio orgânico e como nitrogênio elementar (N_2) (BARGER *et al.*, 2016). O nitrogênio é retirado das biocrostras, pelo vento e pela água, sendo enviado para os substratos mais profundos e/ou por perda gasosa, através do processo de lixiviação (por exemplo: NH_3 , NO , N_2O , HONO). A Figura 14 ilustra o ciclo do nitrogênio no solo.

Figura 14 – Ciclagem de nitrogênio (N) em áreas secas



Fonte: Barger *et al.* (2016)

Todos os componentes das biocrostas secretam carbono extracelular, após a aquisição do elemento. Nessas secreções, as cianobactérias podem perder até 50% do carbono total fixado. Como resultado, a presença de CBS aumenta os polissacarídeos e o total de carbono no solo em até 300%, beneficiando micróbios heterotróficos, que são limitados em carbono, muitas vezes (BELNAP; PRASSE; HARPER, 2003). Experimentos laboratoriais têm demonstrando que a ocorrência de nitrogênio pode translocar diretamente das biocrostas para as plantas vasculares, para os fungos e para as bactérias, e que plantas que crescem em associação com biocrostas podem ter maiores concentrações de nitrogênio do que plantas em solos sem crostas (BELNAP, 1995; BELNAP; HARPER, 1995).

Ainda explorando a funcionalidade das biocrostas, CBS têm um papel direto e relevante como estabilizadoras do solo. O solo se movimenta, via processos eólicos e fluviais, o que pode ocorrer em diferentes escalas. E estes processos fornecem importantes informações biogeoquímicas em escalas locais, regionais e globais, entre a atmosfera, a hidrosfera, a biosfera e a pedosfera (SCHLESINGER *et al.*, 1990; SYVITSKI, 2003). A falta de cobertura vegetal no solo é um dos principais intensificadores da erosão, uma vez que a vegetação vascular agrega partículas, modifica a umidade do solo e agrega matéria orgânica. Nas regiões de terras secas, em que a vulnerabilidade à erosão do solo é intensa, devido à baixa presença de vegetação vascular, muitos solos são uma mistura de areia e de partículas finas, que são especialmente propensas à erosão eólica. Como resultado, a resistência à erosão depende principalmente da

presença de crostas biológicas de solo, para estabilizar os grandes espaços entre as plantas (BELNAP, 2003).

Solos erodidos são menos férteis, pois o vento e a água podem remover as partículas finas de argila, nas quais os nutrientes são adsorvidos, deixando para trás solos mais grossos e com menos nutrientes (NEFF *et al.*, 2005). Os solos de áreas desérticas são frequentemente muito rasos e podem ser completamente removidos, quando a proteção do solo é perdida (BELNAP; BÜDEL, 2016).

Uma das principais características das biocrostas está na proteção do solo contra as erosões eólica e hídrica. A morfologia das espécies individuais componentes de biocrosta é, por sua vez, um fator determinante do poder de retenção de partículas de cada biocrosta. Assim, o tempo de existência da biocrosta mensurará seu poder de agregação do solo, bem como a intensidade da perturbação, que é um fator-chave, refletido na definição da composição das espécies e na quantificação da biomassa existente na biocrosta. Como estas características variam de acordo com o clima, com o solo e com outros fatores, a resistência à erosão e a capacidade de resiliência das crostas podem variar em curtas distâncias (BELNAP; BÜDEL, 2016).

O desenvolvimento da biocrosta começa com as colonizações de cianobactérias e de fungos. Alguns estudos relatam a diferença e a superioridade de algumas espécies na estabilização de solos. Até os dias atuais, a espécie de cianobactéria que melhor comprovou estabilização dos solos cultivados foi a *Microcoleus vaginatus* (HU *et al.*, 2002). À medida que musgos e líquenes colonizam biocrostas, a resistência ao vento continua a aumentar. Um estudo em túnel de vento mostrou que as biocrostas dominadas pelos musgos *Tortula ruralis* ou *Pohlia nutans* foram eficazes protetores da superfície do solo, quando expostos a ventos de 6 a 7,5 m/s, contendo areia (MCKENNA-NEUMAN; MAXWELL, 2002).

Existem outros fatores de influência das biocrostas sobre a estabilização do solo, relacionados diretamente aos microrganismos constituintes da CBS. Para cianobactérias, algas verdes e fungos, o tamanho e a força de células individuais incitam resistência à abrasão e à quebra. Sua capacidade de formar filamentos dá ao organismo a capacidade de envolver as partículas do solo, bem como de conectá-las em agregados do solo (BELNAP; GARDNER 1993), A quantidade de polissacarídeos secretada pelos microrganismos fornece a substância adesiva, que provoca a aderência entre filamentos e partículas de solo, enquanto o comprimento dos filamentos lhes permite cobrir mais partículas e a força das ligações celulares, ao longo destes filamentos garante a resistência mecânica à rupturas. Por fim, a relação entre a

mobilidade no solo e a profundidade de cobertura das bainhas microbianas e células/filamentos evitam sua morte por soterramento e aumentam a resistência mecânica da biocrosta (BELNAP; BÜDEL, 2016).

Alguns dos fatores de influência sobre a estabilidade do solo também são observados para líquenes e para musgos: o tamanho do talo contínuo na superfície, que impede que o vento toque o solo; a capacidade de resistir à abrasão de eventos crônicos e agudos; e a profundidade e extensão das estruturas de ancoragem, que impedem os organismos de serem desenraizados são alguns destes fatores (BELNAP; BÜDEL, 2016).

Como a água é um dos principais agentes de erosão do solo em áreas tropicais e subtropicais, a presença das CBS tem direta influência sobre o escoamento superficial. A erosão do solo é um fenômeno complexo, que envolve a desagregação e o transporte de partículas, o armazenamento e escoamento de água pluvial e a infiltração (ROMKENS *et al.*, 2002). As variáveis, atreladas ao controle da dinâmica de produção de sedimentos e de fluxo contra a infiltração, incluem fatores, como o grau de textura, a agregação do solo, a estrutura, o local e a presença de matacões e de crostas físicas (BELNAP, 2006). CBS são agentes muito importantes neste contexto, pois podem alterar significativamente os comportamentos de infiltração e de escoamento da água. Entre os sistemas de crostas, sabemos que as físicas são consideradas colaboradoras do escoamento superficial, porque causam impermeabilização do solo; enquanto as crostas biológicas auxiliam na infiltração das águas e colaboram com o alargamento da camada orgânica do solo (BELNAP, 1995; BÜDEL, 2001).

As taxas de infiltração são controladas pela interação do tempo e da residência da água sobre uma superfície do solo e a capacidade de permeabilidade desta superfície (BELNAP, 2006). Além disso, o efeito das CBS sobre as relações de água no solo é altamente dependente do local e do nível de desenvolvimento da crosta (i.e., cobertura e composição relativa de cianobactérias, de líquenes, de musgos), e os regimes climáticos, a quantidade de rugosidade da superfície, o tempo de perturbação destrutivo, a textura do solo e a estrutura do solo podem influenciar fortemente os ciclos hidrológicos em um determinado local (BELNAP, 2001).

Infiltração e escoamento também são influenciados pela rugosidade da superfície do solo. Nos desertos hiperáridos e áridos quentes, a maioria das biocrostas é dominada pelas cianobactérias. Alguns estudos, principalmente em Israel, mostram que as paisagens dominadas por estas crostas suaves são caracterizadas pela baixa infiltração e pelo alto escoamento (YAIR, 2003). No entanto, mesmo em uma escala milimétrica, o aumento da microtopografia das

crostas musgo/líquén amplia a permeabilidade da superfície e reduz o escoamento nestas regiões.

Em regiões semiáridas quentes, as crostas não perturbadas são geralmente rugosas e com visual áspero, pela presença de líquenes e de musgos espalhados (como observado no sudoeste dos EUA), ou ondulados, quando a cobertura de musgo e de líquén é alta (peculiarmente visto no sul da Espanha). Durante o período de chuvas de baixa intensidade, microdepressões superficiais de CBS formam poças de água temporárias, de lento fluxo terrestre, aumentando a infiltração e reduzindo a conectividade do fluxo de escoamento, em comparação com os solos descobertos (CHAMIZO *et al.*, 2012).

No entanto, sob intensos eventos de chuva, essas microdepressões se enchem rapidamente e a geração de escoamento é semelhante entre solos com biocrostas e solos nus. Em regiões semiáridas frias, crostas não perturbadas são pinaculares (como visto no Deserto Gurbantunggut, na China, ou no Colorado Plateau, nos EUA) ou onduladas (por exemplo, em Idaho, nos EUA) (BELNAP *et al.*, 2003). Tanto crostas pinaculares quanto onduladas aumentam a rugosidade e a absorção da superfície do solo e possuem alta biomassa biosustentada (BELNAP, 2006). Assim, todos os experimentos com estes tipos de crostas mostram a redução no escoamento superficial (BELNAP, 2006; BELNAP *et al.*, 2013).

2.4.4 Preservação e recuperação de CBS

A perturbação é uma causa primária da heterogeneidade espacial nos ecossistemas, pois afeta a composição e a estrutura dos ecossistemas e influencia a competição, o ambiente, o substrato e a disponibilidade de recursos (EICHBERG *et al.*, 2007). Diversos eventos e práticas ameaçam a existência de biocrostas. O sucesso ou fracasso ecológico de uma ampla gama de espécies está intimamente ligado a eventos locais de perturbação natural, como incêndios florestais, secas, inundações e tempestades de vento. Por exemplo, alguns distúrbios podem ser valiosos e ajudar a manter diversidade do ecossistema, criando áreas em diferentes estágios de recuperação, em que os organismos que poderiam ter sido eliminados podem sobreviver, enquanto distúrbios de alta intensidade podem alterar a composição das espécies e diminuir a diversidade (ZAADY *et al.*, 2016).

Distúrbios, como a remoção do solo superficial para a agricultura ou pastoreio excessivo vão além da capacidade de carga do ecossistema e, quase invariavelmente, trazem

consequências para a estrutura e para a função do ecossistema. É bem conhecido que as biocrostas de terras secas são muito vulneráveis a ataques antropogênicos e a perturbações naturais, e permanecem em um estado degradado por muitos anos, após a perturbação, levando à conseqüente degradação da superfície do solo (BELNAP; ELDRIDGE 2001). Minimizando ou prevenindo a perturbação de biocrostas, ou mitigando a perturbação, por meio da reabilitação, pode-se preservar e melhorar a recuperação funcional de ecossistemas de terras secas degradadas, devido às variadas funções que as biocrostas fornecem (BELNAP, 2003), as quais incluem o fornecimento de estabilidade à superfície do solo e a resistência às erosões eólica e hídrica (CHAUDHARY *et al.*, 2009), melhorando o nitrogênio do solo (BARGER *et al.*, 2006).

A influência da perturbação na biocrosta depende da natureza da perturbação (tipo, gravidade, frequência) e de outros fatores, como tipo de solo (textura, estrutura e densidade), características do clima local (radiação, temperatura e regime de chuvas), geomorfologia (aspecto, planalto) e tempo (BELNAP; ELDRIDGE 2001). Existem alguns exemplos de distúrbios limitados (de pequena escala e de baixa intensidade) de biocrostas que levam a resultados ecossistêmicos positivos; a ocorrência de pequenos eventos locais de perturbação, de intensidade moderada e de frequência intermediária, como distúrbios naturais típicos, causados por pastores nativos, por animais escavadores ou por pequenos incêndios florestais, em alguns habitats naturais de biocrostas parecem promover o sucesso da coexistência de organismos da biocrosta e de plantas superiores em alguns ambientes pobres em nutrientes (ZAADY *et al.*, 2016).

Em sistemas méxicos¹, que, de outra forma, seriam altamente vegetados, os distúrbios favorecem o desenvolvimento da biocrosta, abrindo a copa da vegetação e permitindo que a luz solar atinja a superfície do solo. Um exemplo são as dunas interiores da Alemanha, que foram usadas como áreas de treinamento militar, previamente (DÜMIG *et al.*, 2014). Biocrostas de sistemas méxicos tendem a ter séries sucessionais iniciais que diminuem em importância, à medida que a vegetação vascular se recupera e compõe um dossel fechado (BOWKER, 2007).

Entretanto, existem distúrbios severos — como os que foram discutidos em Belnap e Eldridge (2003) —, que incluem atividades humanas diretas, pastoreio de gado e outras práticas agrícolas intensivas, treinamentos militares, mineração, e distúrbios ambientais, como fogo,

¹ Em Ecologia, um habitat méxico é um tipo de habitat com um suprimento moderado ou bem equilibrado de umidade, por exemplo, florestas méxicas, florestas temperadas de madeira de lei ou pradarias méxicas secas. México é um de uma tríade de termos, usada para descrever a quantidade de água em um habitat; os outros são xérico e hídrico (RATAJCZAK *et al.*, 2014).

seca e deposição de areia, que podem ser ampliados pelos próprios seres humanos, os quais são pertinentes a esta pesquisa.

O grau de perturbação do solo associado à lavoura e à limpeza mecânica é conhecido por ter efeitos duradouros em biocrostas. Em um estudo sobre uma pastagem méstica na Austrália, Briggs e Morgan (2012) avaliaram a recuperação da riqueza da biocrosta e da cobertura em locais, que variavam entre terras recentemente cultivadas e nunca cultivadas. Os locais cultivados recentemente tinham cobertura total significativamente menor de biocrostas e morfologia diversificada, muito diferente de *sites* com tempos de recuperação de 60 anos, desde a perturbação.

Herbicidas são comumente usados como método de controle de plantas daninhas em ecossistemas de cultivo ou em pastagens, para produzir as mudanças desejadas na vegetação. Os impactos destes produtos dependem fortemente do herbicida específico que está sendo aplicado, da composição das biocrostas e do momento da aplicação. Em terras áridas, dois estudos mostraram que herbicidas a base de glifosato (por exemplo, *Roundup* e *Accord*), herbicidas pós-germinativos de amplo espectro, não impactam negativamente as biocrostas, entretanto serragem e serapilheira causam efeitos negativos, ao espalhamento e crescimento das CBS (ZAADY *et al.*, 2016).

Os efeitos da perturbação induzida pelo pastoreio na cobertura, na composição e na funções são múltiplos e variáveis, podendo dar resultados positivos ou extremamente negativos, dependendo da variável de estudo intencionada (BELNAP, 2003; ELDRIDGE; GREENE, 1994; WEST, 1990). O pastoreio comumente resulta na simplificação da estrutura da comunidade da biocrosta e na redução da sua função. Essas perturbações são causadas pelo pisoteio da superfície, efetuado pelos cascos do gado. O pastoreio reduz a cobertura total da biocrosta (GOLODETS; BOEKEN, 2006; THOMAS, 2012) e a biomassa (BEYMER; KLOPATEK, 1992), enquanto aumenta a variabilidade espacial da cobertura da biocrosta (GOMEZ *et al.*, 2012; PIETRASIAK *et al.*, 2011). O pastoreio também reduz a riqueza da biocrosta (ROOT; MCCUNE, 2012) e altera sua composição, aumentando a cobertura de cianobactérias, à custa de líquenes e de musgos (ELDRIDGE *et al.*, 2000).

Existe um esforço acadêmico, focado na possibilidade de recuperação de áreas, através do cultivo e da preservação de coberturas de CBS. Quando um habitat é recém-formado, sob condições naturais (por exemplo, após a retirada de uma geleira) ou após perturbação (por exemplo: incêndio; pisoteio e pastoreio; mineração), a sucessão natural segue padrões gerais: geralmente, começando com grandes cianobactérias filamentosas, que estabilizam o solo,

seguidas por cianobactérias menores, por algas verdes, por líquenes e por briófitas (BELNAP; ELDRIDGE, 2003). Padrões de sucessão e taxas de recuperação variam, em função de fatores, como o tipo de perturbação, o tipo de solo, as condições dos substratos, os tipos de vegetação de plantas vasculares, as condições climáticas e a disponibilidade de material de inoculação (WEBER *et al.*, 2016).

Uma das propriedades mais conhecidas das biocrostas é a de que, em muitos ambientes, a recuperação natural da perturbação tende a ser lenta (BELNAP; ELDRIDGE, 2003). Segundo os autores, a sucessão de organismos de crostas é conhecida por ser mais rápida em solos de textura fina, que formam crostas físicas estáveis mais prontamente do que solos de textura grossa. Dessa forma Weber *et al.* (2016) observam que informações sobre propriedades adicionais do solo, que influenciam a sucessão, são raras, pois a maioria dos estudos investiga as propriedades do solo de crostas, enquanto poucos analisam o impacto das propriedades do solo sobre a crostas desenvolvida.

A precipitação é um determinante central das taxas de recuperação natural (LANGE *et al.*, 2003). Climas mais secos parecem mais propensos a ter uma recuperação multidecadal ou, mesmo, uma recuperação que perdure por vários séculos, o que se faz muito diferente em climas mais úmidos. Sendo assim, a precipitação foi observada como positiva, correlacionando o crescimento de algas verdes e de musgos, durante a sucessão de crostas no deserto de Tengger, na China. Hu e Liu (2003) e, também, Zhang *et al.* (2007) observaram um aumento na cobertura da crosta, ao longo de um gradiente do Deserto de Gurbantunggut, na China.

A natureza pioneira de alguns organismos das crostas e a excepcional capacidade de reprodução vegetativa da maioria dos organismos de crosta também criam a possibilidade de acelerar os processos de formação e de sucessão das biocrostas, através de inoculação da superfície do solo com fragmentos destes organismos, juntamente com suplementos e com recursos, como água e/ou fertilizantes (Zhao *et al.*, 2016).

Assim, estudos foram conduzidos e relacionados ao cultivo artificial de organismos componentes de biocrostas, para fins de reabilitação em laboratório e em campo, no Estados Unidos, na China, em Israel, na Espanha, na África e na Austrália (BELNAP, 1993; DODI; ZAADY, 2006; MAESTRE *et al.*, 2006; MALAM-ISSA *et al.*, 2007; LIU *et al.*, 2013; WANG *et al.*, 2009; ZHANG *et al.*, 2013; ZHENG *et al.*, 2011), além de outros, de avaliação de função ecológica e de recuperação de crostas (MALAM-ISSA *et al.*, 2007; ZHENG *et al.*, 2011; WU *et al.*, 2013). As biocrostas são componentes estruturais e funcionais cruciais de muitos ecossistemas, e a reabilitação, a partir de crostas, pode ser uma parte importante da restauração

de ecossistema degradados (BELNAP; ELDRIDGE, 2003; BOWKER, 2007). Estabelecer um objetivo prático e adequado é o primeiro e mais importante passo para a restauração das crostas. Em um dado ecossistema degradado, um alvo adequado pode ser baseado em estrutura do ecossistema desejado (por exemplo, composição de espécies, biomassa, cobertura e/ou espessura semelhante à existente, antes da degradação, se conhecida) ou ecossistema/função (estabilização do solo, fixação de N, etc.), para atingir os objetivos de reabilitação. Além disso, as biocrostas reabilitadas devem ser capazes de sustentar ou antecipar a sucessão de todo o ecossistema, quando ocorre a medida de reabilitação, até o ápice da crosta (ZHAO *et al.*, 2016).

Vários princípios entram em jogo, quando se selecionam espécies para serem usadas na reabilitação, após a perturbação. Frequentemente, os colonizadores iniciais da sequência sucessional são escolhidos, porque suas presenças podem facilitar colonizações posteriores, como é o caso de *Microcoleus* sp. Também é prática comum escolher espécies ou ecotipos adaptados ao clima local e às condições do solo, tanto para aumentar a probabilidade de sucesso como para evitar espécies exóticas ou invasoras. Espécies ou ecotipos escolhidos para inoculação também podem ser aqueles, capazes de tolerar condições ambientais desfavoráveis, como alta temperatura, pH e salinidade, forte irradiação e dessecação frequente (WEBER *et al.*, 2016).

Segundo Bowker (2007), a contribuição das biocrostas na função do ecossistema em seus habitats as torna ferramentas de restauração ecológica intrigantes e promissoras. Faist *et al.* (2020) afirmam, em seu manual de cultivo de biocrostas, que estas aumentam a agregação do solo, o que reduz a perda por erosões eólica e hídrica; que os produtores primários de biocrostas fixam coletivamente de 40% a 85% do nitrogênio global terrestre; e que as biocrostas afetam a hidrologia, em alguns casos, aumentando o escoamento, mas, não, a carga de sedimentos, e, em outros casos, aumentando a infiltração no solo (CHAMIZO *et al.*, 2016; CHAUDHARY *et al.*, 2009; FAIST *et al.*, 2017; RODRIGUEZ-CABALLERO *et al.*, 2018). Biocrostas intactas ainda promovem o crescimento de plantas nativas sobre exóticas, sendo que a produtividade, a sobrevivência e as concentrações da maioria dos nutrientes essenciais às plantas são mais elevados nas plantas, crescendo em solos com crostas do que em solos adjacentes ou sem crostas (HARPER; BELNAP, 2001; HAVRILLA *et al.*, 2019).

Segundo Webber *et al.* (2016), ao longo das últimas décadas, uma questão que perturba os cientistas de biocrostas é saber se elas podem ser usadas para aumentar a fertilidade dos solos agrícolas e, assim, o crescimento e o conteúdo nutricional das culturas. Essa é uma área de pesquisa pouco explorada, que merece especial atenção, frente à potencial crise alimentícia das

próximas décadas. As redes globais também podem ser usadas para monitoramento das dinâmicas das biocrostras, para as quais quase não há dados. Belnap (2006) coloca que o papel geral das biocrostras no sistema da Terra será o de melhorar a fertilidade e a estabilidade do solo, ao longo do tempo, o que pode beneficiar as plantas vasculares, especialmente no desempenho de papéis fundamentais na manutenção e na estabilidade do solo, na ciclagem biogeoquímica, no balanço hídrico e no suporte à flora e à fauna locais. Desse modo, podemos considerar as biocrostras como componentes cruciais para a constituição de uma função sustentável para os ecossistemas, sob processos de desertificação ou de arenização.

2.5 SIMILARIDADES EM FATORES BIOGEOGRÁFICOS

O fator biogeográfico é especialmente influenciado pela idade do isolamento da massa continental e pelo grau de isolamento da massa continental. Isso é extremamente aceitável, enquanto falamos de vegetações, entretanto não sabemos se estas influências podem ser descritas para as biocrostras.

Versando sobre cianobactérias, Sant'Anna e Paiva Azevedo (1995 apud BÜDEL, 2003) concluem que há uma grande semelhança entre as floras de cianobactérias do Brasil e as da Índia e da África, com uma certa porcentagem de espécies cosmopolitas, o que significa que ocorrem em tipos de habitats muito distintos. Büdel *et al.* (2009) chegam a uma conclusão semelhante, em estudos sobre biocrostras de localidades desérticas da África do Sul e de alguns países da América do Sul.

A partir dos resultados previamente relatados nesta tese, foi evidenciado que a área de estudo apresenta as seguintes espécies: *Stigonema ocellatum*, *Stigonema flexuosus*, *Oscillatoria* sp. e *Porphirosiphon notarisii*.

A espécie de cianobactéria *Stigonema ocellatum* é a mais comumente registrada do gênero *Stigonema*, e os dados da literatura indicam uma distribuição cosmopolita desta, ocorrendo em tipos de habitats muito distintos. Além disso, as faixas morfológicas e métricas de *Stigonema ocellatum* são bastante amplas e alguns autores sugerem que se trata de um complexo de espécies, ao invés de uma entidade taxonômica bem definida (FERREIRA *et al.*, 2013).

Essas espécies foram reportadas em biocrostras em trabalhos de Ecologia e de Taxonomia nas regiões tropicais (Venezuela (BÜDEL, 2009)), no sudoeste da Austrália

(WILLIAMS; ELDRIDGE, 2011), e no centro e no sul do Brasil (MACHADO DE LIMA *et al.*, 2021). Williams e Eldridge (2011) relatam que *Stigonema ocellatum* é uma espécie fixadora de nitrogênio, de ocorrência em áreas arenosas e semiáridas da Austrália. O mesmo é relatado por Patova *et al.* (2017) em ecossistema de tundra, na Rússia.

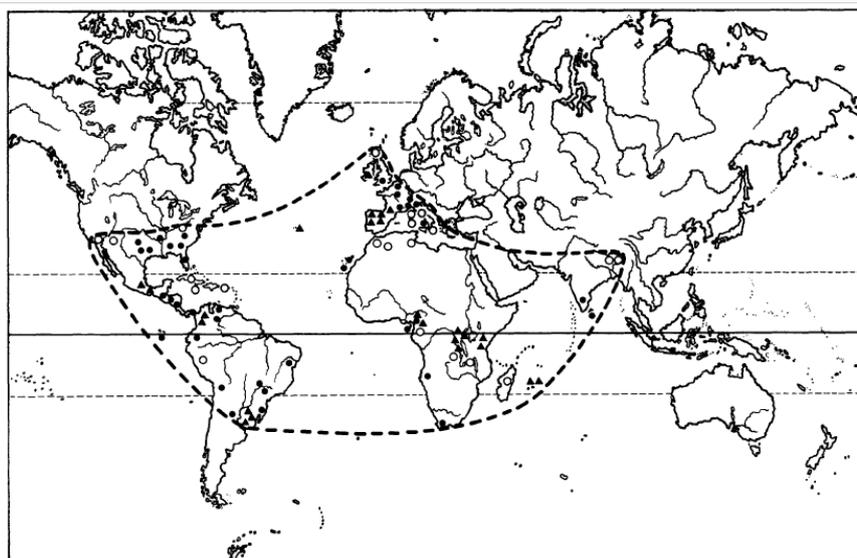
A cianobactéria *Porphirosiphon notarisii* é descrita em vários trabalhos e em várias regiões de diferentes biomas do Brasil, como a Caatinga (MACHADO DE LIMA *et al.*, 2021) e o Cerrado (MACHADO DE LIMA *et al.*, 2020). Encontramos a citação desta espécie também em regiões arenosas semiáridas (WILLIAMS; ELDRIDGE, 2011), sendo, esta espécie de cianobactéria, considerada importante por seu comportamento fixador de nitrogênio.

Infelizmente, as floras mesozoica e paleozoica dos musgos são pouco conhecidas. Estruturas preservadas em fósseis raramente permitem um exame detalhado, e a idade das briófitas pode ser concluída, a partir da datação de suas áreas geográficas de ocorrência. Segundo Frahm (2003), existem evidências de intervalos gondwânicos, pelos quais certas espécies de briófitas existiam há 135 milhões de anos, assim como existem espécies que não são disjuntas apenas entre o sudeste do Brasil e o sudoeste da África, mas também ocorrem no Sri Lanka e no sul da Índia. Esse tipo de disjunção não pode ser explicada por longos períodos de dispersão.

Segundo Frahm (2003), *Campylopus* é representado com 14 espécies no subantártico, mas tem 40 espécies no norte dos Andes que podem ser derivadas de subantárticos ancestrais, sendo, os Andes, a via de migração do subantártico para os trópicos. Essa é a razão, pela qual o Neotrópico tem o maior número de espécies e a maior diversidade: as espécies que viviam no continente Índico, quando este fazia parte do continente Gondwana, derivaram para o norte da placa indiana. Outro caminho foi detectado muito recentemente (VITT, 1990 apud FRAHM, 2003): o sudeste da Ásia também foi colonizado por briófitas da Austrália.

Grandstein e Sipman (1978) publicaram um estudo sobre taxonomia e sobre distribuição mundial de musgos *Campylopus pilifer*. Segundo os autores, a espécie ocorre em regiões com clima, pelo menos periodicamente, úmido e com períodos secos, cujo solo é ácido, pobre em minerais, assim como cresce frequentemente em solos finos, que cobrem rochas graníticas ou xistosas. A Figura 15 traz um mapeamento dos pontos de distribuição desta espécie de musgo na distribuição atual dos continentes.

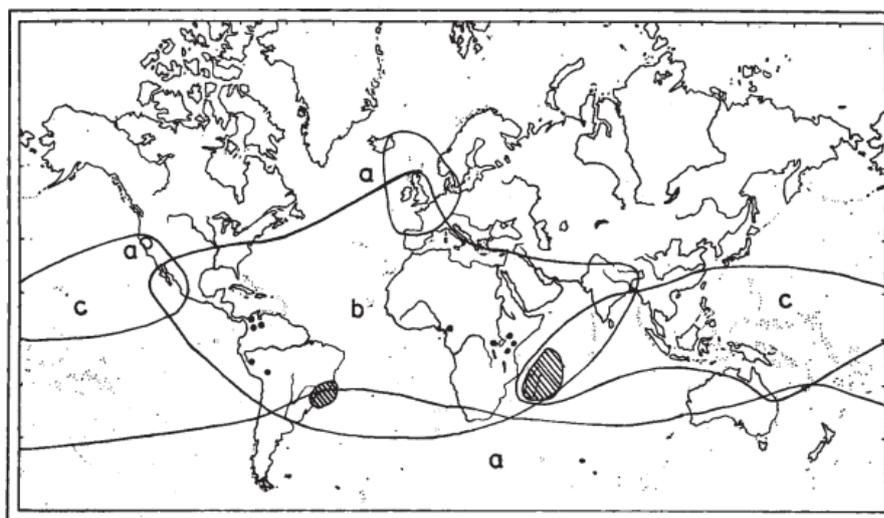
Figura 15– Distribuição de *Campylopus pilifer* Brid: triângulos representam espécies com esporófitos; círculos sólidos representam espécies não frutíferas; e círculos vasados representam registros de literatura



Fonte: Grandstein e Sipman (1978)

Segundo Frahm (2003), em sua análise sobre a dispersão dos musgos, durante a existência do Gondwana, o *Campylopus introflexus* pode ser considerado o ancestral, enquanto *Campylopus pilifer* e *Campylopus aureus* migraram para os trópicos, sendo que o *Campylopus pilifer* surgiu presumivelmente em uma época, em que o continente Gondwana estava “íntacto”. Já o *Campylopus julaceus* viveu na costa sul do continente Gondwana e seu alcance foi dividido, como representado na Figura 16, evidenciando que os musgos têm um papel importante como indicadores de deriva continental, uma vez que são muito mais antigas do que as plantas floridas.

Figura 16 - Distribuição de *Campylopus introflexus* (a), de *Campylopus pilifer* (b) de *Campylopus aureus* (c) e de *Campylopus julaceus* (eclodidos)



Fonte: Frahm (2003)

Entre as explicações para a evolução e para a dispersão dos musgos nos trópicos, expostas por Grandstein e Sipman (1978) e por Frahm (2003), compreendemos que a predominância da espécie *Campylopus pilifer* Brid em biocrostas do Rio Grande do Sul se faz coerente, em relação às referências da literatura de briófitas, mas também encontramos a dominância de musgos desta espécie em estudos de biocrostas na África (BÜDEL *et al.*, 2009).

2.6 INFLUÊNCIA DE ASPECTOS GEOGRÁFICOS SOBRE CBS

A composição e a estrutura das biocrostas variam, de acordo com fatores, como: substrato, clima e processo de sucessão. Por sua vez, os fatores que controlam a distribuição e a abundância das crostas variam, conforme as diferentes escalas geográficas, podendo mudar de metros a quilômetros, dependendo das condições de precipitação, da química, da textura, da topografia, da cobertura vegetal e das perturbações do solo (ULLMANN; BÜDEL, 2001).

As propriedades químicas e físicas do solo, as capacidades de infiltração e de escoamento da precipitação, a cobertura vegetal e as microvariações do relevo são os mais importantes fatores, que influenciam a variação florística das CBS em escala local (ELDRIDGE, 1999).

Assim, em escala local, observando estudos em áreas de climas áridos e semiáridos, podemos entender que a relação entre as biocrostas e os tipos de solo é fundamental. Por exemplo, solos carbonáticos, contendo gipsita, ou salinos podem definir quem será o componente dominante. Em ambientes áridos, os componentes químicos do solo — Cálcio (Ca), Enxofre (S), Carbono (C), Sódio (Na), entre outros — são elementos fundamentais para traçar perfis de crostas (WEBER *et al.*, 2016). Do mesmo modo, correlacionando os organismos e as características do solo, constrói-se o suporte para a presença ou para a ausência de organismos, podendo-se definir os componentes florísticos em um transecto local, a partir de sua litologia (ULLMANN; BÜDEL, 2001).

Em escala regional, a distribuição da biodiversidade e o potencial máximo de biomassa das CBS são determinados pelas interações geológica e geomorfológica com os fatores climáticos. Os fatores mais relevantes e determinantes são: elevação do relevo, composição do solo, temperatura, regimes de continentalidade e quantidades e padrões de precipitação, incluindo orvalho e neblina (EVANS; JOHANSEN, 1999; LANGE *et al.*, 1992; ULLMANN; BÜDEL, 2001).

A posição topográfica também é muito importante, pois, em metros ou centímetros, a estrutura da crosta biológica é influenciada por fatores microclimatológicos, em que encontramos micro-habitats. Assim, crostas dominadas por musgos e por líquenes são encontradas, em maior diversidade, em micro-habitats que combinem umidade, luminosidade e temperatura favoráveis à fotossíntese. A química do solo também será fator importante, para determinar a distribuição e o sucessão de líquenes e de musgos nesta escala (BELNAP; LANGE, 2001).

3 METODOLOGIA

Para a melhor compreensão da estrutura metodológica desta pesquisa, optou-se pela construção de uma tabela-síntese das etapas dos processos (Tabela 1).

Tabela 1 – Estrutura metodológica da pesquisa

CROSTAS BIOLÓGICAS DE SOLO (CBS) — BIOCROSTAS	ETAPAS DE ANÁLISE		
	Mapeamento	Análises morfológicas de CBS	Cultura <i>in vitro</i>
	Quantificação de duas áreas elementares representativas (AER), ocupadas por biocrostas	Identificação das espécies de cianobactéria, por análise molecular e por DNA	Cultivo de cianobactérias — abordagem com meio de cultivo BG-11 (BG-11) ⁺
Relação entre a localização das biocrostas nas AER e os componentes físicos da paisagem	Identificação taxonômica das espécies de musgos	Cultivo de cianobactérias — abordagem direta (DR) ⁺⁺	

Nota: ⁺ BG11 é uma abordagem, que usa o meio de cultivo BG-11 (*Blue-Green*) líquido. Nessa abordagem, o cultivo é realizado em duas etapas: a primeira, a cultura ocorre no meio líquido BG-11; a segunda, o material crescido é inoculado sobre o solo (em forma de líquido)

⁺⁺ DR é uma abordagem direta, em que o cultivo realizado diretamente sobre o solo, em apenas uma etapa.

Fonte: elaborado pela autora (2022)

O período de duração da coleta de dados e a análises destes ocorreu entre 2018 e 2022, entretanto gostaríamos de salientar que os anos de 2020 e de 2021 foram de ocorrência de uma pandemia (COVID-19), o que dificultou a possibilidade de idas a campo e de coleta e envio de amostras a pesquisadores parceiros, para aquisição de diferentes dados.

Sendo assim, o primeiro campo aconteceu entre os dias 08 e 10 de junho de 2018, com as finalidades de reconhecimento de áreas a serem estudadas e de coleta de biocrostas. O segundo campo foi entre os dias 12 e 14 de outubro de 2019, no qual se realizaram coletas de solo e de biocrostas e se demarcou a área de experimentos. O terceiro campo ocorreu entre 18 e 20 de junho de 2021, com as finalidades de realizar o voo de um veículo aéreo não tripulado (VANT), para proceder ao primeiro mapeamento da área, e de coletar novas amostras de biocrostas. O quarto campo ocorreu entre 14 e 15 de junho de 2022, com a finalidade de realizar mapeamento de VANT de duas áreas elementares representativas (AER), de acordo com a metodologia de estudo dos professores Thomas Scholten e Steffen Seitz, da Universidade Eberhard Karls, de Tübingen, Alemanha.

3.1 MAPEAMENTO E ÁREAS DE ESTUDO

Esse estudo foi realizado no município de São Francisco de Assis, no sudoeste do Rio Grande do Sul, que se encontra na área de ocorrência de areais deste estado (Suertegaray *et al.*, 2001). Esse também é um município-alvo de muitos estudos, de diferentes áreas do conhecimento, especialmente de pesquisadores dedicados ao assunto da arenização (BELLANCA, 2002; GOMES *et al.*, 2021; GUASSELLI, 2012; OLIVEIRA; SUERTEGARAY, 2021; SUERTEGARAY, 1987, 2020; SUERTEGARAY *et al.*, 2001; SUERTEGARAY; VERDUM, 2008; VERDUM, 1997).

A primeira área — Sítio A — é próxima ao centro da cidade, ficando no entorno do areal Cerro da Esquina, tendo sido escolhida por ser uma área com influência de arenização e com maior dinâmica eólica, bem como por estar cercada pelo cultivo de eucaliptos, prática antiga dos fazendeiros locais, nas tentativas de conter a ampliação das áreas arenosas e, ao mesmo tempo, de não permitir a desvalorização das terras. Essa área de estudo será referida, nesse trabalho, como Cerro da Esquina, e tem imagem aérea preliminar e mapeamento representados na Figura 17.

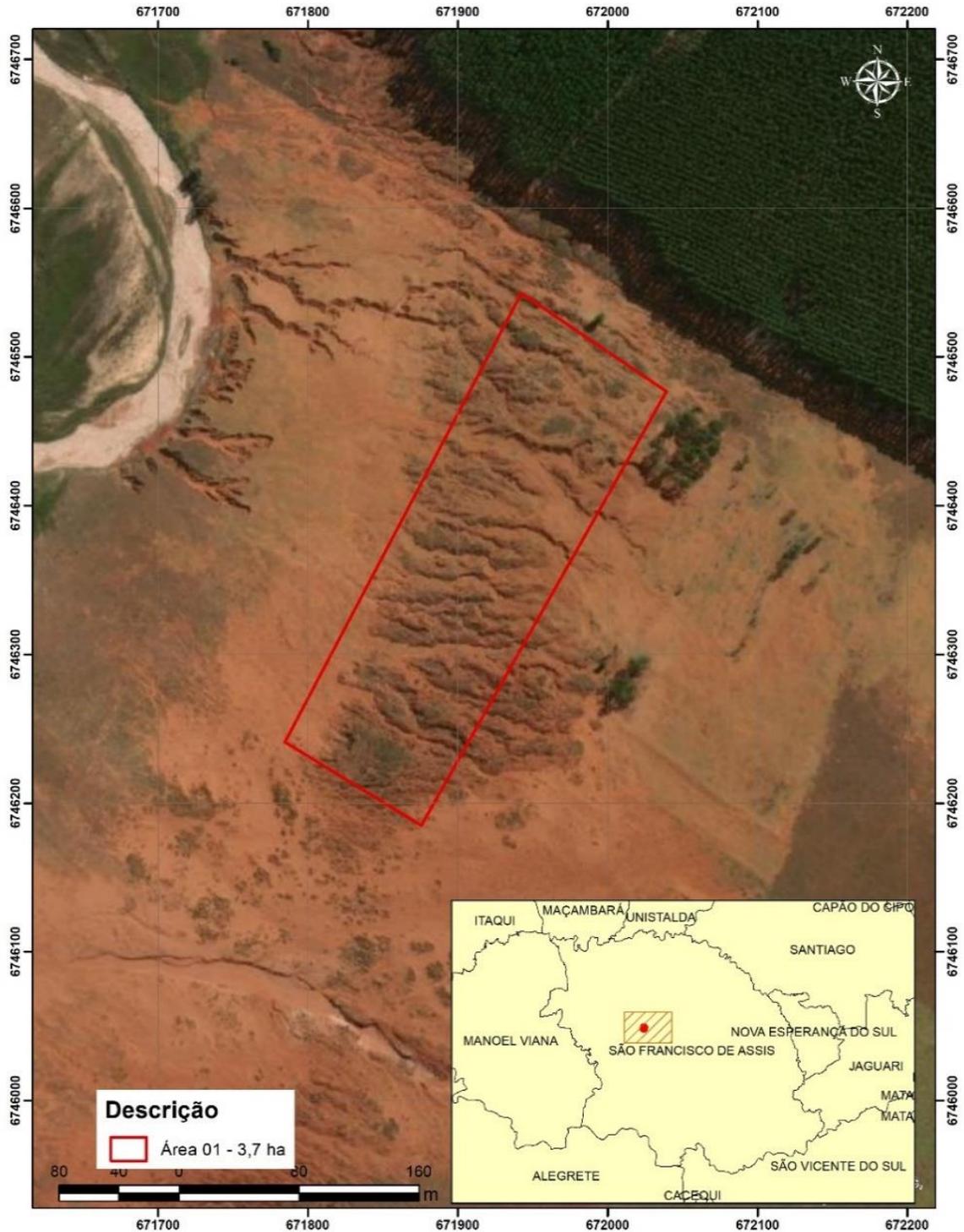
Figura 17 – Sítio A (Cerro da Esquina): mapa de localização e imagem da área de estudo, com destaque para as áreas de mapeamento elementar representativo e de coleta de amostras



Fonte: acervo da autora (2022)

A segunda área — Sítio B — se localiza no distrito de Vila Kramer e foi escolhida pela expressiva extensão territorial das biocrostras, a qual acreditamos que seja um campo natural de CBS, por ser área sob influência de arenização, com maior dinâmica de erosões fluvial e pluvial. Essa área de estudo será referida, nesse trabalho, como Vila Kramer, e tem imagem aérea preliminar e mapeamento representados na Figura 18.

Figura 18 – Sítio B (Vila Kramer): mapa de localização e imagem da área de estudo, com destaque para as áreas de mapeamento elementar representativo e de coleta de amostras



Fonte: acervo da autora (2022)

Ambos os sítios A e B se encontram em propriedades privadas e seus proprietários concederam as autorizações para a realização do estudo. Os critérios de escolha acima relacionados se referem a estudos preliminares a este projeto.

Uma análise geomorfológica da área levou em consideração duas das unidades morfoesculturais predominantes na região sudoeste do RS: o Planalto Meridional e suas escarpas e a Depressão Central. As áreas de estudo foram classificadas, em função de suas formas de relevo, seguindo os critérios de compartimentação individualizada, descritos por Oliveira (2015).

3.2 COMPARTIMENTAÇÕES GEOLÓGICA E GEOMORFOLÓGICA DAS ÁREAS DE ESTUDO

Para estabelecer as condições, nas quais as crostas biológicas de solo se desenvolvem, estabeleceu-se um apanhado geral da área de estudo. A altitude média das áreas varia entre 100 e 250 m. A precipitação anual da região oscila entre 1.400 e 1.700 mm/ano, sendo mais concentrada nos meses de outono e de primavera. A evapotranspiração (EPT) média é de 901 a 950 mm/ano. A temperatura média anual fica entre 17 e 20°C. A região experimenta uma média total de insolação mensal entre 200 e 210 h (WREGE *et al.*, 2012). O solo das áreas estudadas é especificado como Neossolo Quartzarênico Órtico.

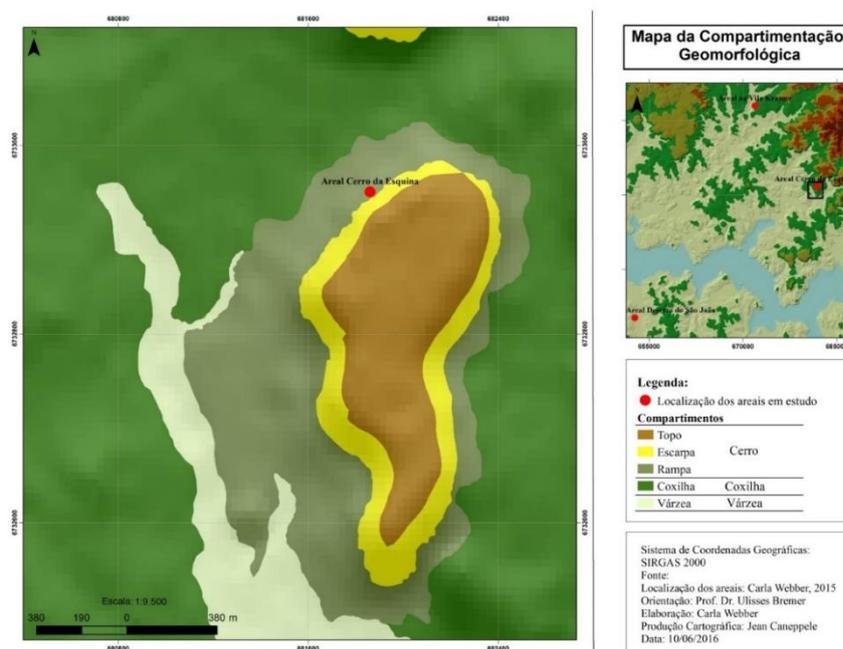
A área de estudo se encontra inserida na Depressão Periférica, a qual apresenta o conjunto de domínios litológicos das formações Serra Geral, Botucatu, Guará, Sanga do Cabral e de depósitos aluviais. Contudo, os sítios aqui estudados estão localizados na mesma compartimentação litológica, a Formação Guará, como se pode observar na Figura 19.

Formação Guará, entretanto esta não é a única rocha-fonte para os sedimentos que a compõem, pois esta recebe contribuições de todas as formações rochosas encontradas na região, que vão tendo seus sedimentos transportados para as áreas mais baixas, como rampas, coxilhas e várzeas. A presença de processos erosivos de ravinamento e de voçorocamento é extremamente comum neste compartimento, bem como a dos areais. A altimetria deste compartimento varia entre 200 e 130 m, dependendo da cota altimetria do compartimento que forneceu material para a sua evolução.

O compartimento coxilha, por sua vez, possui uma declividade entre 3 e 8% nos terrenos suave ondulados, mas se associa a terrenos ondulados (de 8 a 20%), conforme se aproxima das várzeas (OLIVEIRA, 2015). Todas as colinas se apresentam na Formação Guará. Os areais deste compartimento são encontrados principalmente no terço médio das formas, combinados a episódios de ravinamento, sendo o compartimento mais afetado por erosões lineares.

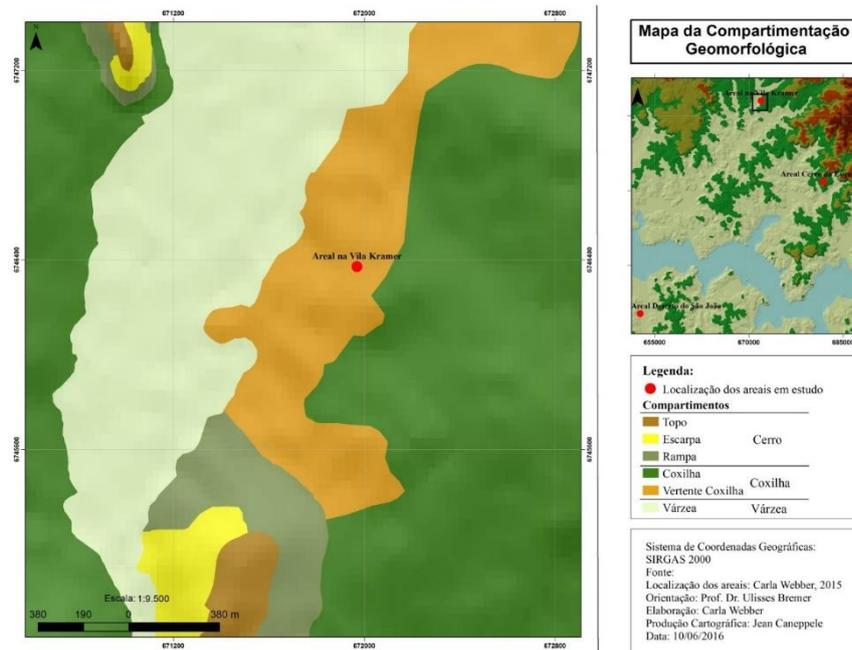
Segundo Webber (2016), a presença de crostas biológicas de solo nas áreas estudadas se encontra em duas formas de relevo: rampa arenosa, no Sítio A (Figura 20) e vertente de colina (coxilha), no Sítio B (Figura 21). Essas áreas são propícias à formação e à presença de processos de arenização e/ou de areais.

Figura 20 – Mapa geomorfológico área de estudo Cerro da Esquina



Fonte: Webber (2016)

Figura 21– Mapa geomorfológico da área de estudo Vila Kramer



Fonte: Webber (2016)

3.3 CORRELAÇÃO GEOGRÁFICA

Considerando um panorama geral dos estudos de biocrostas pelo mundo, observam-se que muitos trabalhos (BELNAP; BÜDEL, 2016; CHAMIZO *et al.*, 2016; FERRENBURG *et al.*, 2018; GAO *et al.*, 2020; RODRIGUEZ-CABALLERO *et al.*, 2022) atestam a importância das crostas biológicas de solo para o local. As análises são feitas, a partir das contribuições das crostas: composição de organismos, mensurações positivas e negativas de inter-relação com os meios físico e vegetativo, entre outras. Não se menciona especificamente como o meio físico proporciona condições para a existência das biocrostas.

Para realizar esta correlação geográfica, utilizaram-se os parâmetros descritos por Bowker *et al.* (2016) e por Colesi *et al.* (2016). Sob este prisma, os fatores determinantes para a distribuição das biocrostas estão relacionados a diferentes escalas espaciais e/ou a dependência de escala de forças subjacentes à distribuição das biocrostas. A dependência de escala de forças existentes para a distribuição e para a existência de biocrostas em um ambiente passa pelos fatores topográficos, edáficos, climáticos, biogeográficos e bióticos. A fim de construir uma linha coerente de raciocínio, serão consideradas todas as evidências encontradas em cada um destes pacotes de força, sejam elas geográficas, sejam biológicas.

Fator topográfico: compostos pelos dados da entrada da radiação solar, somados aos fatores geomorfológicos.

Fator edáfico: provém do material de origem (rocha) e do seu conseqüente intemperismo, o que gera dados sobre fertilidade do solo, sobre pH, sobre sodicidade e salinidade e sobre textura do solo.

Fatores climáticos: são a soma de latitude, de altitude, de precipitação e de continentalidade. Para os estudos de biocrostas, esses são descritos pelos seguintes dados: regime térmico, quantidade de precipitação, modo e sazonalidade.

Fatores biogeográficos: são influenciados especialmente pela idade e pelo grau de isolamento da massa continental. Cabe ressaltar que, entre os fatores aqui listados, os biogeográficos são os únicos que não respeitam um limite claro.

Fatores bióticos: são compostos pela influência do microclima e pela captura e redistribuição de recursos entre os organismos.

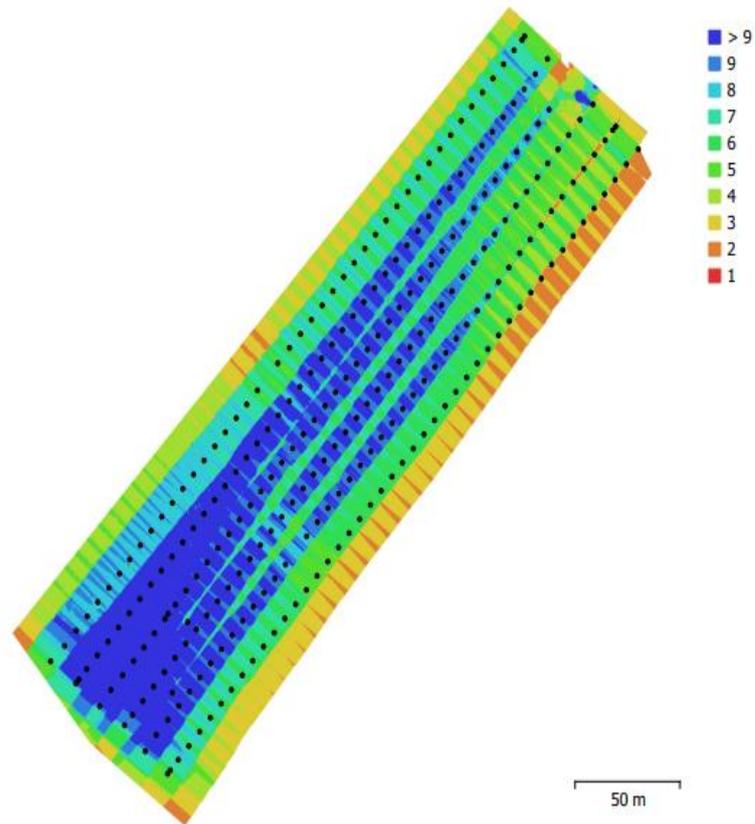
3.4 MAPEAMENTO DE ÁREAS SOB INFLUÊNCIA DE BIOCROSTAS

Para quantificar duas áreas elementares representativas ocupadas por biocrostas, foi adotada a metodologia descrita por Wang *et al.* (2022). Para mantermos a qualidade da imagem e a possibilidade de processá-la, a partir dos mapas a seguir, optou-se por realizar voos a uma baixa altitude, levando em consideração barreiras altimétricas, como vegetação, postes e outros elementos, que pudessem colocar em risco o equipamento. As alturas alcançadas nos sobrevoos foram de 26,3 m (Sítio A) e de 28,7 m (Sítio B). Apesar de cada sítio possuir cerca de 100 ha, as AER respectivas foram de: 2,8 ha para o Sítio A e de 3,8 ha para o Sítio B.

As imagens foram obtidas com um veículo aéreo não tripulado (VANT) *Phantom 4 PRO* (produzido pela DJI, da China), equipado com uma câmera fotográfica acoplada modelo FC6310 (de 8.8 mm, também produzida pela DJI, da China), com resolução focal e com diâmetro de pixel pré-calibrado. As imagens das parcelas de amostragens têm resolução de 2,41 x 2,41 megapixels. O tamanho do pixel no mapeamento do Sítio A foi de 7,19 x 6,29 e o tamanho do pixel no mapeamento do Sítio B foi de 7,94 x 6,96. Os levantamentos aerofotogramétricos com VANT foram executados por profissional capacitado, que auxiliou nas etapas de planejamento, de execução e de processamento dos ortofotomosaicos.

No voo do Sítio A, obteve-se um total de 277 imagens, com uma resolução terrestre de 6,98 mm, em uma área de cobertura de exatos 0,0378 km². Ainda foram observados 241.864 pontos de empate, 848.510 projeções, com erro de reprojeção em 1,14 pixel. A Figura 22 demonstra a localização das câmeras e a sobreposição da imagem para o Sítio A.

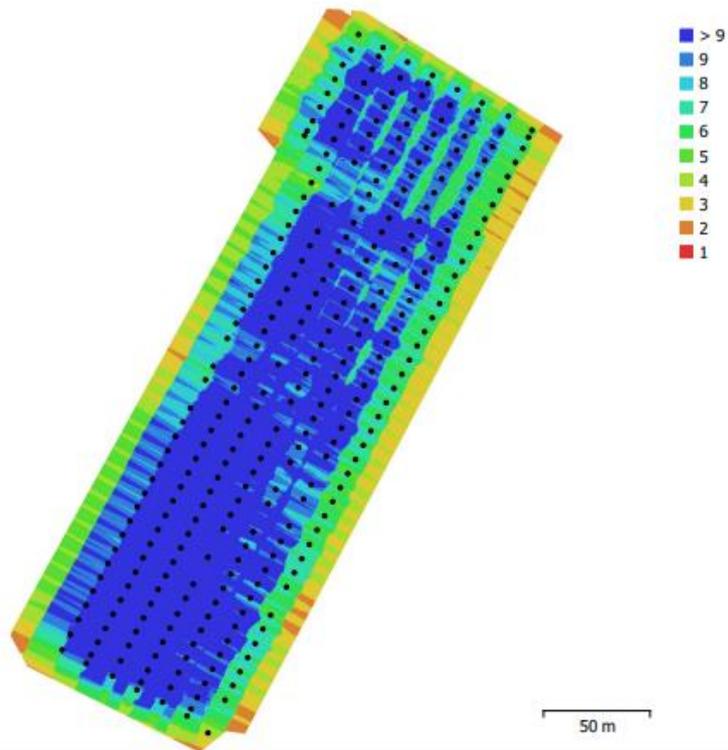
Figura 22 – Localização das câmeras e sobreposição da imagem – Sítio A



Fonte: dados da pesquisa (2022)

No voo do Sítio B, obteve-se um total de 300 imagens, com uma resolução terrestre de 7,72 mm/pixel e uma área de cobertura de exatos 0,0404 km². Ainda foram observados 206.335 pontos de empate, 1.086.007 projeções, com erro de reprojeção em 0,763 pixel. A Figura 23 traz a localização das câmeras e a sobreposição da imagem para o Sítio B.

Figura 23– Localização das câmeras e sobreposição da imagem – Sítio B



Fonte: dados da pesquisa (2022)

A calibração da câmera foi realizada, utilizando os coeficientes de calibração e a matriz de correlação das tabelas 2 e 3 (para os sítios A e B, respectivamente) (Figura 24).

Tabela 2 – Coeficientes de calibração e matriz de correlação – Sítio A

	Valor	Erro	C_x	C_y	$K1$	$K2$	$K3$	$P1$	$P2$
F	3648								
C_x	-2.19549	0.06	1.00	0.08	0.05	-0.02	0.02	0.34	0.01
C_y	10.3634	0.049		1.00	-0.00	0.00	-0.00	0.00	0.40
$K1$	0.000692917	6.4e-05			1.00	-0.50	0.48	0.25	-0.05
$K2$	-0.01129	9e-05				1.00	-0.98	-0.04	-0.00
$K3$	0.0100878	7.6e-05					1.00	0.04	0.00
$P1$	0.000509784	2.7e-06						1.00	-0.01
$P2$	-0.000115331	2.4e-06							1.00

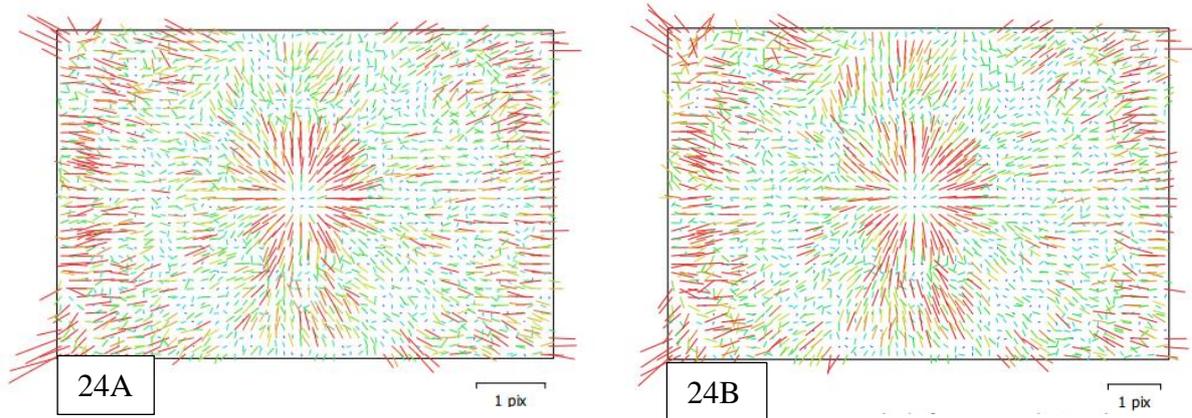
Fonte: elaborado pela autora (2022)

Tabela 3 – Coeficientes de calibração e matriz de correlação – Sítio B

	Valor	Erro	C_x	C_y	$K1$	$K2$	$K3$	$P1$	$P2$
F	3648								
C_x	-2.40282	0.025	1.00	0.02	-0.04	-0.01	0.01	0.49	0.04
C_y	10.4905	0.021		1.00	-0.01	0.00	-0.00	0.02	0.47
$K1$	0.000750866	3.8e-05			1.00	-0.58	0.55	0.11	0.02
$K2$	-0.011619	6.4e-05				1.00	-0.98	-0.02	-0.00
$K3$	0.0102607	5.4e-05					1.00	0.02	0.00
$P1$	0.000488733	1.7e-06						1.00	0.04
$P2$	-8.94071e-05	1.4e-06							1.00

Fonte: elaborado pela autora (2022)

Figura 24 – Imagem residual para a FC6310 (de 8,8 mm): Sítio A (24A) e Sítio B (24B)



Fonte: dados da pesquisa (2022)

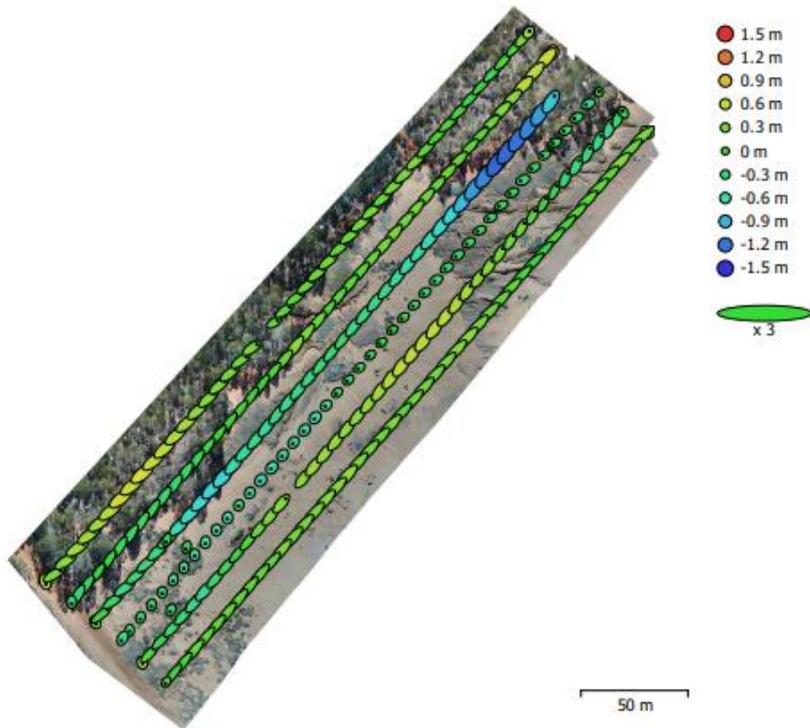
O erro Z (altitude) é representado pela cor da elipse. Os erros X (longitude) e Y (latitude) são representados pela forma da elipse. As localizações estimadas da câmera são marcadas com um ponto preto. Estimativas de erro e de correção são representadas em detalhes na Tabela 4 e nas figuras 25 e 26.

Tabela 4 – Erro médio de localização da câmera

<i>Voo</i>	<i>Erro X (m)</i>	<i>Erro Y (m)</i>	<i>Erro Z (m)</i>	<i>Erro XY (m)</i>	<i>Erro total (m)</i>
<i>Sítio A</i>	0,149069	1,63349	0,388989	2,21144	2,24539
<i>Sítio B</i>	0,749824	1,487	0,395873	1,66536	1,71176

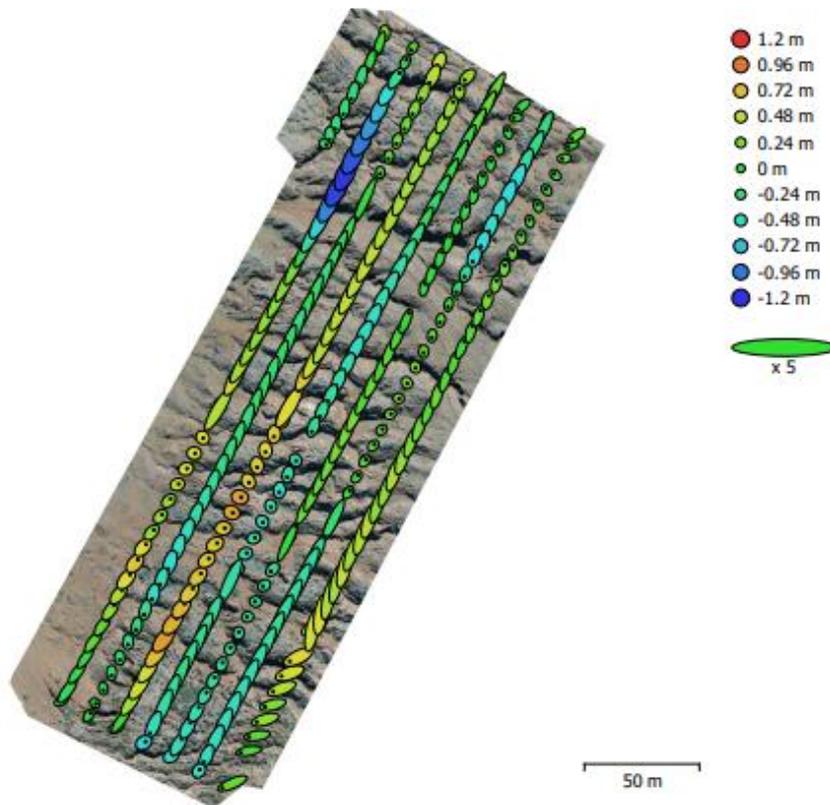
Fonte: dados da pesquisa (2022)

Figura 25 – Localizações das câmeras e estimativas de erros – Sítio A



Fonte: dados da pesquisa (2022)

Figura 26– Localizações das câmeras e estimativas de erros – Sítio B



Fonte: dados da pesquisa (2022)

Para a construção do ortomosaico, utilizou-se o *software Agisoft Metashape Professional Software* - versão 1.8.2 build 13956 (produzido pela LLC, da Rússia). Para a construção do ortomosaico utilizou-se o software Agisoft Metashape Professional Software - version 1.8.2 build 13956 (LLC, Rússia). Para a confecção dos ortomosaicos foi utilizado o sistema de coordenadas SIRGAS 2000 (EPSG: 4674) e 3 bandas nos comprimentos de onda do espectro visível (Verde, Azul e Vermelho), O produto final foi salvo em formato .tiff, para melhores qualidades de imagem e de processamento, em resolução de 0,0135 m (1,4 cm/pixel).

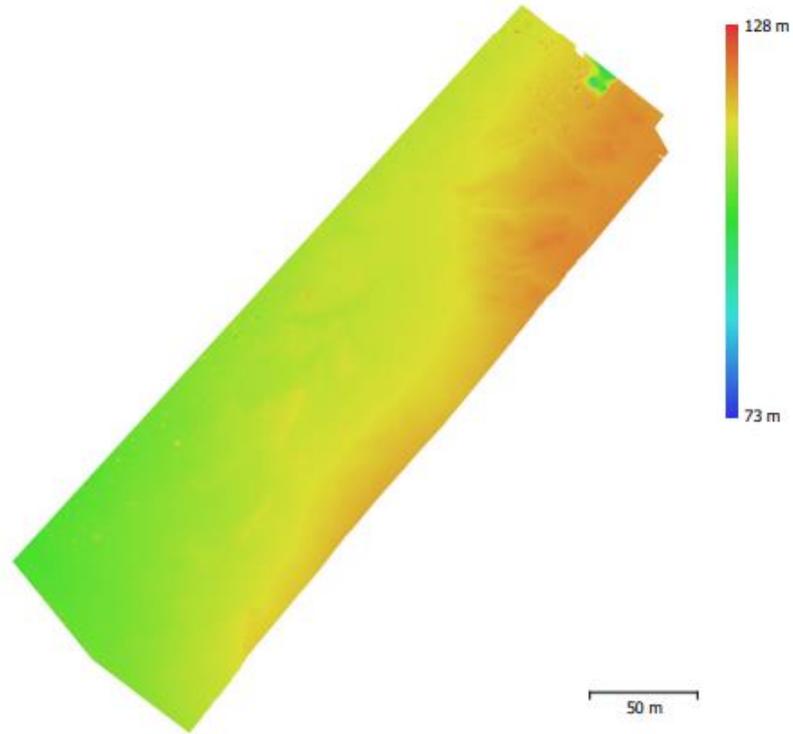
Os modelos digitais de elevação (MDE) foram calculados, a partir da nuvem de pontos (Tabela 5). O erro da reprojeção RMS foi calculado para ambos os sítios A e B. Sendo, o MDE, a representação das cotas do terreno em pixels, as figuras 27 e 28 apresentam o modelo digital de elevação construído para cada área de estudo.

Tabela 5 – Dados de nuvem de pontos

<i>Voo</i>	<i>Nuvem de pontos</i>	<i>Erro projeção RMS</i>	<i>Erro máximo Projeção</i>	<i>Tamanho médio do ponto</i>	<i>MDE Resolução cm/pix</i>	<i>Densidade de Pontos pontos/cm²</i>
<i>Sítio A</i>	241.864 – 285.982	0,192597 (1,13667 pixel)	0,584873 (31,4563 pixels)	4,99003 pixels	1,4	0,513
<i>Sítio B</i>	206.335 – 236.603	0,204722 (0,763357 pixel)	0,61518 (24,0175 pixels)	3,59578 pixels	1,54	0,42

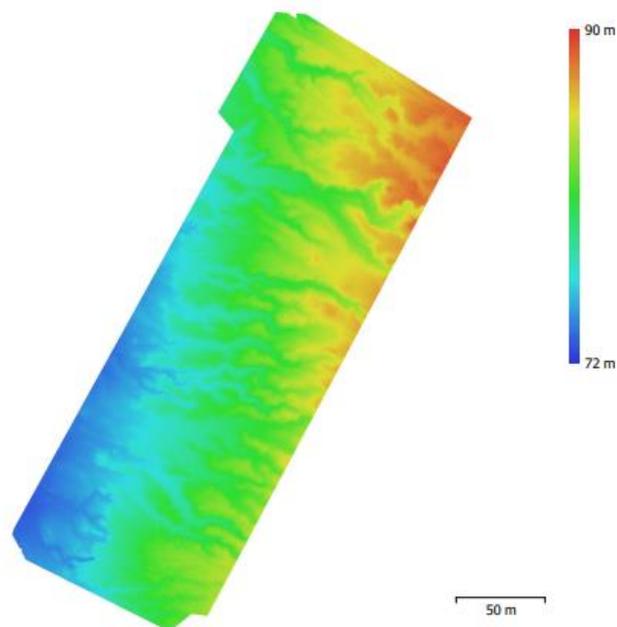
Fonte: dados da pesquisa (2022)

Figura 27 – Modelo digital de elevação reconstruído – Sítio A



Fonte: dados da pesquisa (2022)

Figura 28 – Modelo digital de elevação reconstruído – Sítio B

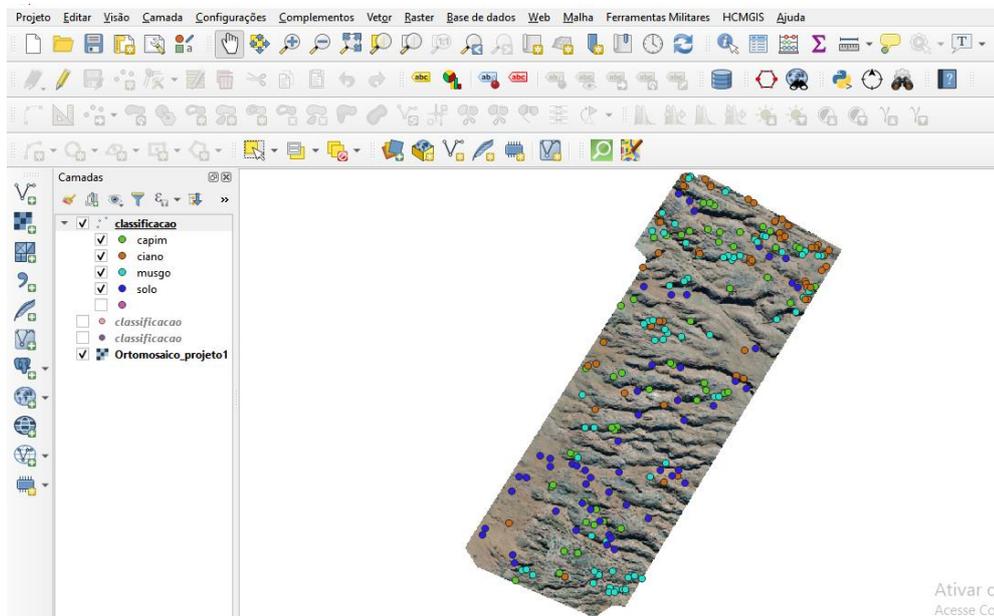


Fonte: dados da pesquisa (2022)

Para o processamento da classificação, mapeou-se 50 pontos, com auxílio de GPS, para cada feição desejada a se separar por área. Assim, foram usados, como categorias: biocrosta dominância musgo; biocrosta dominância cianobactéria; solo exposto; vegetação típica de

cobertura dos areais – capim; e pontos de sombra. O programa *R-Studio* foi utilizado para o tratamento das imagens e para a posterior classificação. A Figura 29 ilustra a construção de uma base de dados, fundamentada em pontos de controle.

Figura 29 – Pontos de controle, para mapeamento das áreas de biocrosta



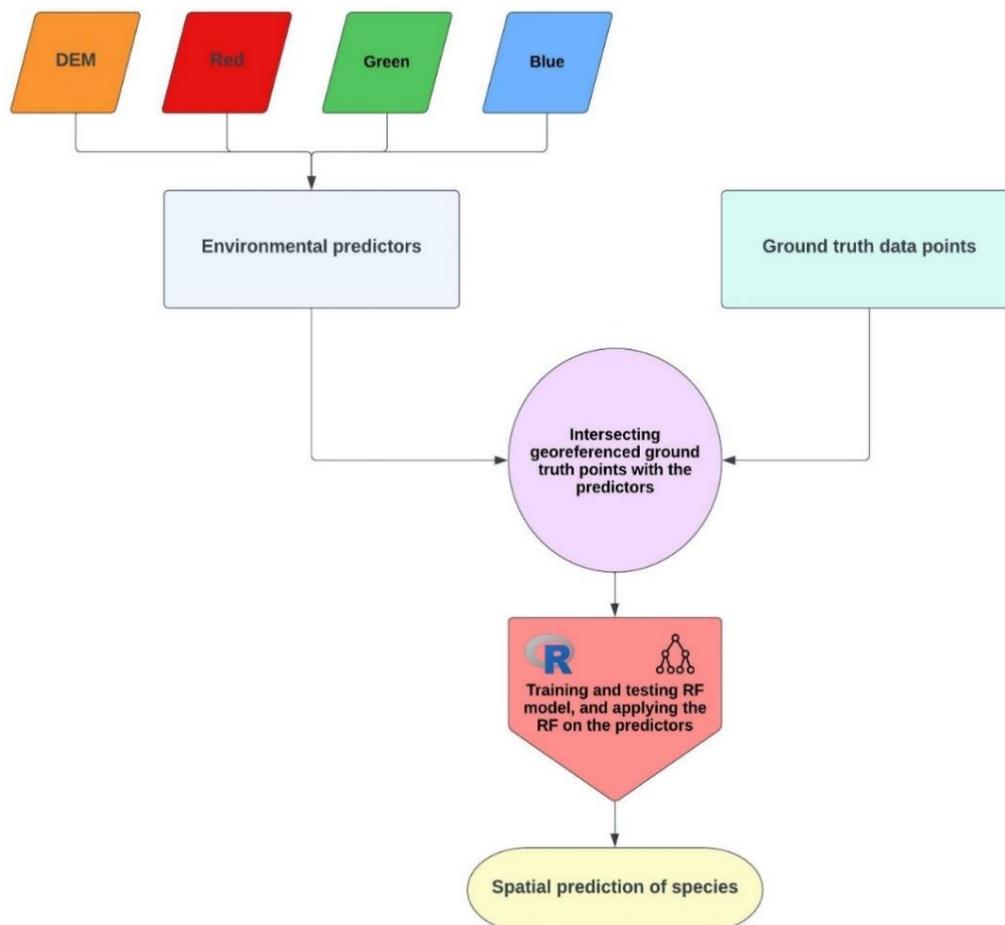
Fonte: dados da pesquisa (2022)

Assim, foram utilizados dez pontos de cada categoria, para treinamento e para teste de dados, e os demais, para classificação. Nessa classificação, chegou-se a uma precisão entre 74% e 78%, o que se considerou uma média satisfatória. Além disso, fez-se as observações entre pontos da imagem bruta e o mosaico da classificação, para confirmação de dados.

Na presente pesquisa, usamos o *Random Forest* (RF), um conjunto de árvores de decisão aleatória, para estimar a distribuição espacial das espécies nas duas regiões (BREIMAN, 2001). Conforme mostrado na Figura 30, seguimos quatro etapas, para preparar a distribuição espacial das espécies nas áreas de interesse: 1) adquirir um conjunto de preditores ambientais (imagem RGB e modelo digital de elevação); 2) cruzar pontos de verdade georreferenciados com o preditores; 3) treinar e testar o RF; e 4) aplicar o RF treinado nos preditores geoespaciais, para preparar mapas de espécies. Para usar e treinar o RF (TAGHIZADEH-MEHRJARDI *et al.*, 2020), os dois hiperparâmetros de ajuste devem ser otimizados: o número de árvores (Ntree: 100:3000) e o número de preditores de entrada em cada subconjunto aleatório (Mtry: 1 :4). No estudo atual, esses hiperparâmetros de ajuste foram determinados, usando um procedimento *Random Search*, com o pacote *Ranger* na versão 0.12.1 (WRIGHT; ZIEGLER, 2017).

A eficiência do modelo de RF em prever as propriedades do solo foi autenticada por validação cruzada de dez vezes (HAWKINS *et al.*, 2003). Basicamente, o banco de dados é dividido em nove dobras de calibração e em uma dobra de validação. Em cada replicação, o modelo RF é executado para as nove dobras e as espécies são previstas para a dobra única. Esse processo é repetido para todas as dez dobras. Além disso, foram calculadas duas estatísticas de validação, incluindo precisão geral (OA) e índice *kappa* (índice K) de uma matriz de confusão (SALMON *et al.*, 2015). Em resumo, OA é a razão de todas as espécies que classificaram corretamente, em comparação com todos os dados de verdade do terreno usados. Um OA mais alto indica um alto desempenho do modelo. O índice *kappa* é um índice robusto, que considera a probabilidade de uma classe ser classificada ao acaso. Um índice *kappa* mais alto indica um alto desempenho do modelo.

Figura 30 – Fluxograma de procedimentos para mapeamento de espécies, usando o modelo *Random Forest*

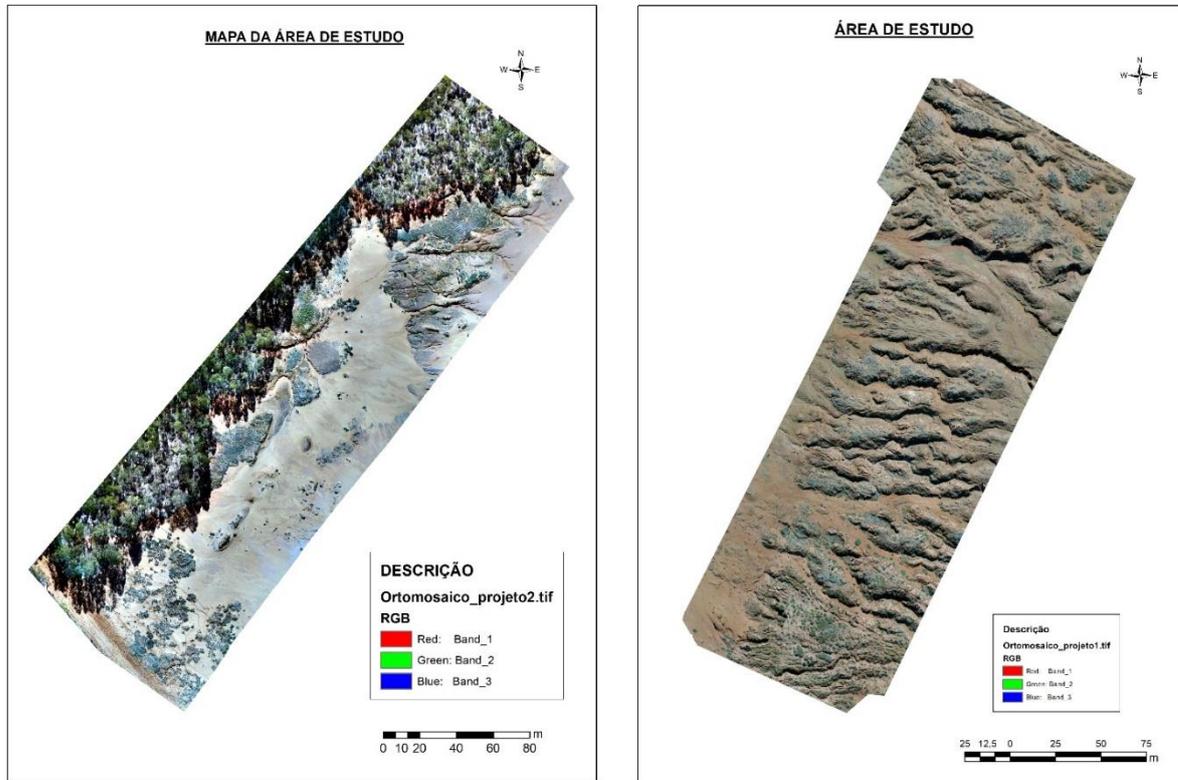


Fonte: elaborado por Ruhollah Taghizadeh-Mehrjardi (2022)

A Figura 31 apresenta os ortomosaicos brutos das duas áreas elementares representativas, utilizados como imagens-base para a construção da separação de classes. Para mensurar o percentual de cada mancha de classificação por objeto observado, utilizou-se os

programas *R-Studio* e *Excel*. Os mapas tratados visam identificar população biológica, orientação solar, inclinação de vertentes e orientação das encostas.

Figura 31 – Ortomosaicos para o Sítio A (à esquerda) e para o Sítio B (à direita)



Fonte: dados da pesquisa (2022)

3.5 ANÁLISES MORFOLÓGICAS DE CBS

As coletas das crostas biológicas de solo foram realizadas, conforme método descrito por Zaady (2010) e por Gundlapally e Pichel (2006). Nesse método, as amostras de biocrostas de dominância de cianobactéria são coletadas com a Petri invertida (Figura 32). Cada placa de Petri possui 10 cm de diâmetro e 2 cm de altura, o que proporciona o mesmo volume para todas as amostras. Durante todo o processo da coleta, o transporte e a conservação destas amostras foram feitos em uma pequena geladeira móvel, com tubos de gelo. Para a conservação das biocrostas pós-coleta, estas foram mantidas refrigeradas, a 4°C.

Figura 32 – Coleta de amostra, utilizando espátula e placa de Petri invertida



Fonte: acervo pessoal da autora (2022)

A coleta das biocrostas de predominância musgo usou, como base, as metodologias de coleta e de conservação de Frahm (2003) e de Lisboa (1993). O material foi coletado de forma aleatória, com auxílio de canivete e/ou de espátula, ou manualmente, e acondicionado em sacos de papel pardo, sendo anotados, em caderneta de campo, os dados do tipo de substrato, do local, da data da coleta e do coletor. As amostras foram secas à temperatura ambiente, para posterior preparação de lâminas de identificação.

3.5.1 Identificação de cianobactérias

A identificação das cianobactérias foi executada, em colaboração acadêmica com o Museu de Ciências Naturais do Rio Grande do Sul e com o *Fort Lauderdale Research & Education Centre*, da Universidade da Flórida, dos EUA. No total, foram analisadas três amostras de cada área e, dessas, foi possível produzir material em quatro cultivos, com diferentes gêneros de cianobactérias, para as análises moleculares e de DNA.

Para a realização da identificação taxonômica das espécies, foi realizado o processamento das amostras e a leitura em lâminas, com posterior identificação, a partir de catálogos do sistema de Hoffmann *et al.* (2005). A preparação para a etapa laboratorial ocorreu, a partir de visualização de manchas por estereoscópio, com aumentos de 100 vezes. A observação das cianobactérias foi precedida pela reidratação do material, colocando-o em

placas de Petri, contendo água destilada. Em virtude de a maior parte do material estudado contar com densos emaranhados, contendo detritos, hifas de fungos, partículas de solos e cianobactérias, foi necessária a separação prévia dos espécimes na placa de Petri, com lupa, com água destilada e com auxílio de pinças e de agulhas histológicas.

As análises taxonômicas foram feitas em microscópio óptico binocular Carl Zeiss Oberkochen (produzido na Alemanha), modelo GFL óptico, com aumentos de 400 a 1.000 vezes, e em lupa estereoscópica. Os registros fotográficos foram feitos com câmera digital, acoplada diretamente à ocular do microscópio. Os estudos morfológicos e de identificação das cianobactérias foram realizados, a partir de espécimes vivos.

Os caracteres analisados na avaliação morfológica e no estudo taxonômico foram: caracterização dos talos (presença ou ausência, forma, dimensões e coloração da bainha mucilagínosa); estrutura do tricoma e quantidade de tricomas por bainha; forma e ápice do tricoma; forma e dimensões celulares; presença ou ausência e disposição de heterócitos; e presença ou ausência e disposição de acinetos.

Nas análises moleculares, o DNA foi extraído de ~300 mg de material de biocrosta fresco, usando um *Soil Pro Kit* (produzido pela Qiagen, da Alemanha), com protocolos modificados. Tanto o gene 16S rRNA quanto a região 16S-23S rRNA foram amplificados, por reação em cadeia da polimerase (PCR), em um termociclador ProFlex, aplicando Biosystems (produzido pela ThermoFisher, dos EUA), usando os *primers* 359F e 23S30R (NÜBEL *et al.*, 1997; WILMOTTE *et al.*, 1993) e protocolos descritos em MÜHLSTEINOVÁ *et al.* (2018).

Os produtos de PCR foram limpos, usando um *QIAquick PCR Purification Kit* (produzido pela Qiagen, da Alemanha), e visualizados em um gel de agarose a 0,8%. Os produtos de PCR foram clonados, usando células TOP10 quimicamente competentes (produzidas pela Invitrogen, dos EUA), antes do sequenciamento, seguindo protocolos de fabricação. De cada amostra processada, foram colhidos dez clones. Os plasmídeos clonados foram extraídos de bibliotecas clonais, usando um *kit PureLink Quick Plasmid Miniprep* (produzido pela Invitrogen, do EUA). O sequenciamento Sanger do DNA plasmídico foi realizado pela Eurofins Genomics (dos EUA), usando *BigDye Terminator v3.1* (aplicando Biosystems).

3.5.2 Identificação de briófitas

A identificação dos musgos das biocrostas foi desenvolvida, em colaboração acadêmica com o Laboratório de Biologia e Conservação da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul. A caracterização envolveu observação de amostras em microscópio óptico e em estereomicroscópio, utilizando-se técnica e consulta à literatura especializada (FRAHM, 1991, 2003; SHARP *et al.*, 1994).

Para a identificação taxonômica, utilizou-se microscópio estereoscópico (lupa), microscópio óptico, placa de Petri, seringa ou agulha, lâmina de aço, lâmina de vidro, lamínula e água destilada. Para este processo, foi necessário observar os detalhes do material a olho nu e/ou com lupa, e o protocolo subsequente foi dependente de dois fatores:

- Gametófito: disposição dos filídios (eixo folhoso), ápice dos filídios, tipos de costa (tipo de nervura), forma das células, margem dos filídios e, também, rizoides.
- Esporófito: cápsula, caliptra (se presente), opérculo, peristômio (se uma ou duas fileiras de denticulos), se apocárpico ou pleurocarpo.

Nos filamentos (filídios), realizou-se cortes a mão livre, com o auxílio de um escalpo e de uma lupa para caracterizá-los. Em uma lâmina de vidro, depositou-se os filídios e/ou os cortes, acrescentou-se uma gota de água e se cobriu com uma lamínula. Em microscópio GFL óptico, com aumentos de 400 a 1.000 vezes, analisou-se as estruturas do gametófito (rizóides, caulídio, filídios, costa e estruturas de reprodução) e do esporófito (cápsula, caliptra, opérculo e peristômio). Com todos os dados anotados, a identificação foi realizada, com o auxílio de chaves de identificação e de descrições em literatura especializada — Frahm (2003) e orientações de Frahm (1991) em seu manual do gênero *Campylopus* para o Brasil.

3.6 CULTURA *IN VITRO* DE CIANOBACTÉRIAS

Cabe ressaltar que esta tese compreende um projeto de aprofundamento, iniciado na mesma área, durante projeto de mestrado (WEBBER, 2016). No projeto previamente apresentado, alguns parâmetros já haviam sido estabelecidos. Para estabelecer cultura *in vitro* de crostas biológicas de solo, optou-se por seguir os parâmetros previamente descritos por Antoninka *et al.* (2019) e por Faist *et al.* (2020) em seus manuais de biocrostas, os quais trazem

um passo a passo, com as técnicas desenvolvidas por seus grupos de pesquisa no deserto de Utah, nos EUA. Entretanto, alguns parâmetros foram adaptados para o clima subtropical.

Faz-se necessário compreender que esta parte da tese é de caráter experimental, portanto não há um número grande de amostras, e as técnicas foram testadas e melhoradas, ao longo do período de trabalho. Algumas escolhas de aplicação, como espécies e valores, foram baseadas em outros estudos ou por observação *in loco* das biocrostras encontradas nos sítios de pesquisa, ou parâmetros da área de estudo.

Procurou-se recriar os padrões de substrato, de precipitação e de insolação da área, além de utilizar espécies de cianobactéria coletadas nos sítios estudados.

Desse modo, a fim de se recriar condições de substrato de solo, para a implementação das cianobactérias cultivadas artificialmente, coletou-se solo exposto (sem vegetação ou biocrosta) das duas áreas de estudo, desconsiderando os primeiros 5 mm da camada superficial. Foram coletadas duas amostras das profundidades de 0-50 mm e de 50-100 mm de cada área, o que gerou um montante de aproximadamente 2 kg de material de solo. Estas amostras de solo foram armazenadas em sacos plásticos, identificadas e mantidas em local seco.

Optou-se por usar o solo de forma natural, sem autoclavagem, pois foi cogitada a necessidade de manter o material de solo o mais próximo do material de solo *in situ*. Cabe ressaltar a diferença aparente em granulometria entre os solos, dependendo da procedência. Os solos do Sítio A (Cerro da Esquina) aparentam granulometria mais fina do que os solos do Sítio B (Vila Kramer), porém ambos se encontram na granulometria areia.

A metodologia de cultura de cianobactérias propõe observações por períodos de até seis meses, com constante irrigação. No entanto, para evitar o acúmulo de água no longo prazo, uma troca de ambiente é cogitada no método proposto por Faist *et al.* (2020). Assim, a cultura (o conteúdo de solo inicial e as cianobactérias) foi iniciada em placas de Petri de vidro, sendo transferida para potes de plásticos, com escoamento inferior, após quinze dias de experimento. As placas e os potes de ambos os sítios foram esterilizados, com lavagem em álcool 90%. As culturas foram iniciadas em 110 ± 10 g de solo, independentemente de sua procedência.

Dentre os parâmetros climatológicos possíveis de serem recriados e controlados, encontram-se a quantidade de precipitação e a exposição ao sol (calor/temperatura). Devido à complexidade e à limitada infraestrutura, raios ultravioletas (UV), danos de radiação e diferenças de umidade no solo não foram consideradas variáveis controladas neste estudo.

A fim de recriar as condições de precipitação, foi mensurada a pluviosidade da área de estudo, utilizando-se dos dados pluviométricos da estação de Manuel Viana, dos anos de 2014

e de 2012 (VIEIRA, 2018). Optou-se por estes anos, por serem anos anômalos, com precipitações abaixo (2012) e acima da normalmente descrita para a área (2014) — a média descrita para a área na literatura é de 1.700 mm/ano. Os dados pluviométricos para os períodos selecionados estão descritos na Tabela 6.

Tabela 6 – Índices pluviométricos da região

Período	mm/ano	média simples	
		mensal (mm)	diária (mm)

jan. – dez. 2014	2131,40	177,62	5,85
jan. – dez. 2012	1450,00	120,83	3,93

Fonte: Vieira (2018)

Para adaptar estes padrões pluviométricos a uma área de placa de Petri, utilizou-se o cálculo da base da superfície x relação hídrica, ou seja, o tamanho da placa de Petri (8,5 diâmetros) e o índice pluviométrico diário por ano, o que proporcionou um cálculo de área de 1 m² em mm:

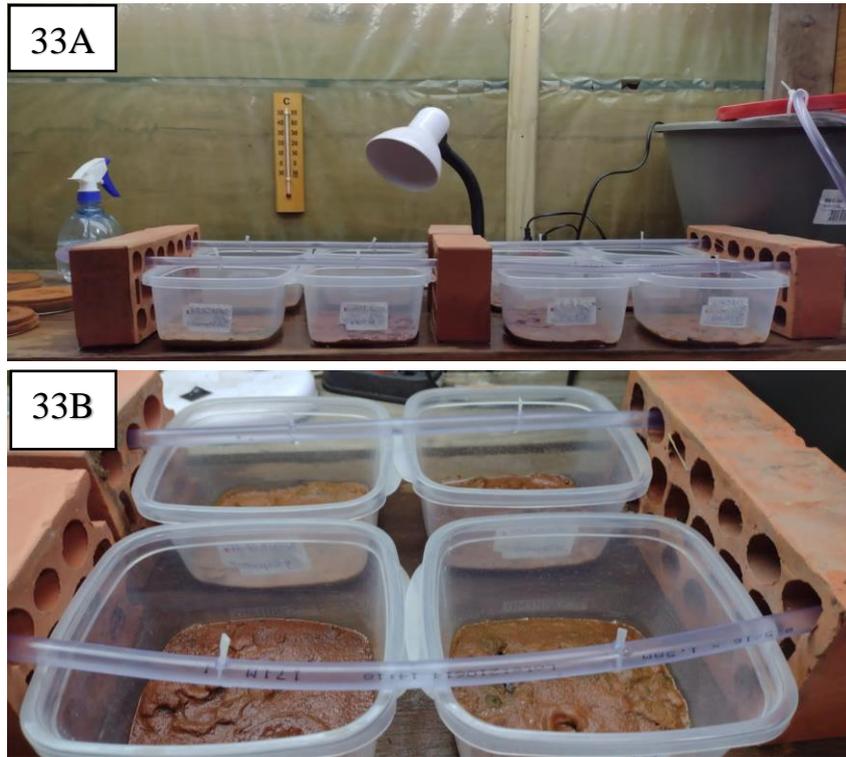
$$\frac{\text{área}}{\text{precipitação}} = \frac{15 \text{ cm}^2}{1 \text{ mm}} = \text{Volume (ml)}$$

Sendo assim, a quantidade de precipitação da área de 5,85 mm por dia, no ano de 2014, calculado para esta área, representa, em ml (mililitro), o total de 32,76 ml/dia. Já para 2012, a quantidade de precipitação da área de 3,93 mm (4,0 mm/dia), calculado para esta área, representa, em ml (mililitro), o total de 22,76 ml/dia.

Com base nestes dados, foi utilizado 20 ml de água nos meses de fevereiro a setembro, de menor intensidade de chuvas no local.

Manteve-se, assim, a precipitação do período de 365 dias/ano, através de um sistema de gotejamento, com a utilização de uma mangueira com furos, adaptados à quantidade de precipitação necessária, e de uma bomba submersa, para fazer a circulação da água do balde até os potes (Figura 33).

Figura 33 – Sistema de irrigação de amostras, montado sobre potes de plástico, repetido sobre as placas de Petri: vista frontal do experimento (33A); e vista superior, com destaque para as mangueiras de irrigação (33B)



Fonte: acervo pessoal da autora (2022)

A temperatura, por sua vez, se manteve entre 10°C e 40°C, medidos a partir de um termômetro e anotados diariamente. As amostras permaneceram em uma estante de luz, sob iluminações de 10 horas de Sol e de 14 horas de noite, controladas por um temporizador. Em períodos mais frios, a fim de manter as temperaturas desejadas, foram adicionados dois suportes com lâmpadas halogênicas para aumentar a temperatura do solo, simulando os meses mais frios do ano (junho a agosto) conforme Figura 34.

Figura 34 – Sistemas de iluminação e de aquecimento de amostras, montado sobre as placas de Petri e replicado sobre os potes de plástico



Fonte: acervo pessoal da autora (2022)

Preparado o meio solo e replicadas as condições climatológicas selecionadas, toma-se o processo de cultura *in vitro*. Seguindo o guia de cultivo de cianobactérias (ANTONINKA, 2020), existem duas abordagens para cultivo de cianobactérias *in vitro*. A primeira é as isolando e colocando em meio químico denominado BG-11, seguido de repicagens das cianobactérias a cada duas semanas, a fim de evitar a propagação de algas verdes. Após este processo, aplica-se os cultivos diretamente sobre o topo do solo exposto; a segunda forma consiste de realizar a aplicação das cepas de cianobactéria diretamente sobre o solo, sem a necessidade de repicagem posterior, necessitando uma ou duas aplicações de matrizes ao solo. Ambas as abordagens foram aplicadas.

Na primeira abordagem, as cepas foram cultivadas, durante quatro meses, em meio de cultura BG-11 (Figura 35A), com repicagem a cada 60 dias. O meio de cultura BG-11 líquido foi preparado, seguindo o protocolo descrito por Rippka *et al.* (1979), pelo técnico em química Manuel Nunes, do Laboratório de Ecologia, da UFRGS. Após este período de pré-cultura, cianobactérias foram aplicadas no topo do solo (Figura 35B). Independentemente do substrato, amostras obtidas por esta abordagem são identificadas como método BG (amostras pré-cultivadas em meio de cultura líquida BG-11).

Na segunda abordagem, cianobactérias foram isoladas e posteriormente aplicadas diretamente em solo, para crescimento (Figura 35C). Amostras cultivadas sob estas condições são identificadas como método DR (método direto de cultivo sobre o solo).

Figura 35 – Tubos de BG-11, contendo cepas de cianobactérias (35A); amostra inoculada por cianobactéria, na fase 1, após período de crescimento em meio BG-11 (35B); e amostra inoculada diretamente sobre o solo, com o componente cianobactéria, na fase 2 (35C)



Fonte: acervo pessoal da autora (2022)

Foram utilizadas cianobactérias dos gêneros *Phorphyrosiphon* sp. — coletadas no Sítio A — e cianobactérias dos gêneros *Stigonema* sp. e *Oscillataria* sp. — coletadas no Sítio B. Foram cultivados três substratos com cianobactérias do gênero *Stigonema* sp., três, com o gênero *Phorphyrosiphon* sp., e dois, com o gênero *Oscillataria* sp., totalizando oito amostras.

As culturas foram catalogadas com registros fotográficos, fisicamente medidas com paquímetro (produzido pela Mytutoyo, do Japão) e as cianobactérias cultivadas foram caracterizadas por gênero em microscópio óptico.

Por fim, culturas de briófitas foram contempladas no planejamento desta pesquisa, mas, devido às limitações impostas pela pandemia de Coronavírus, não foram executadas a tempo de ser inclusas nesta tese.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 CORRELAÇÕES GEOGRÁFICAS PARA A PRESENÇA DAS BIOCROSTAS NOS AREAIS DO RIO GRANDE DO SUL

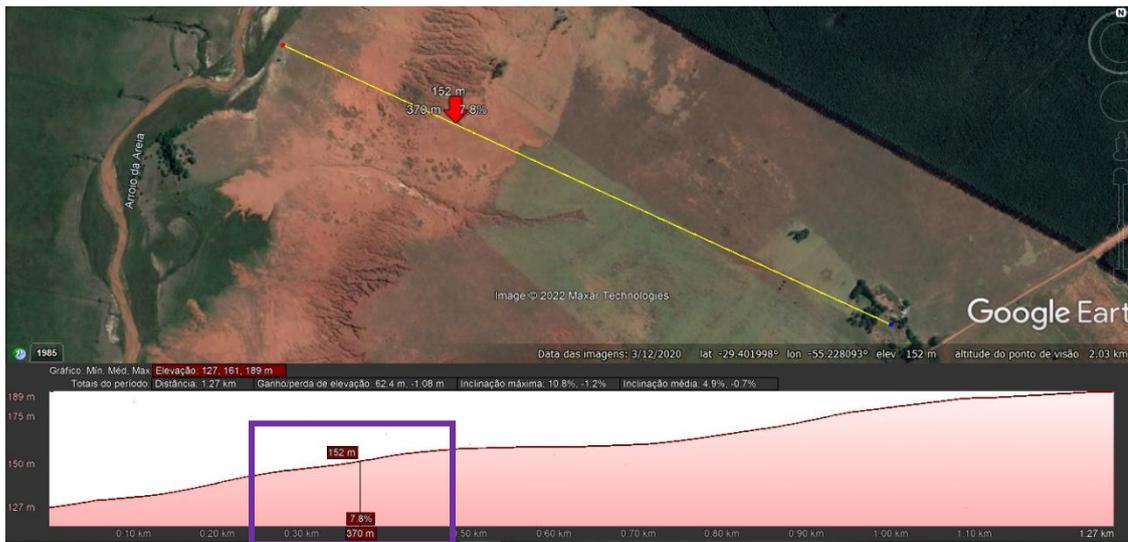
Na área de estudo escolhida, em São Francisco de Assis, há grande disponibilidade hídrica, com precipitação média anual entre 1.400 e 1.700 mm, ocorrendo entre 70 e 90 dias (com eventos torrenciais) e se concentrando em poucos dias ao mês (6 a 9 dias), nos meses de outono e de primavera, como já mencionado. Então, a contribuição positiva do sistema hídrico também seria um fator de apoio para a localização destas comunidades neste ambiente arenoso. Somada à posição de meia vertente/rampa e à partícula de solo areia/silte, evidenciado em Webber (2016), a granulometria predominante nos locais de estudo é a partícula areia, com grãos mais arredondados.

Comparando o perfil longitudinal do areal do Sítio B (Figura 36) com o esquema científico de Meneses (2011) (Figura 37), percebe-se que a posição das crostas no relevo se encontra entre as linhas de nível dos lençóis freáticos alto e baixo. Considerando o comportamento de ravinamento da área, entende-se que tal é agravado pela disponibilidade hídrica do solo. Assim, a possível percolação hídrica nas formações superficiais e a umidade da vertente, por movimento capilar, somada à infiltração rápida, podem ser fatores-chave para a existência das CBS nesta faixa específica de relevo. Especificamente para o Sítio B, o ponto de ocorrência e a área limitante do campo de crostas transversal observado se encontra no perfil longitudinal, destacado no retângulo da Figura 36.

A distribuição das biocrostas observadas na área de estudo mostra que elas ocupam, no Sítio A, as bordas do areal de rampa, em topos de relevo mais consolidados do centro da área. No Sítio B, elas aparecem nos topos das ravinas e nas encostas, formando pequenos grupos nos topos cobertos ou não por vegetação vascular.

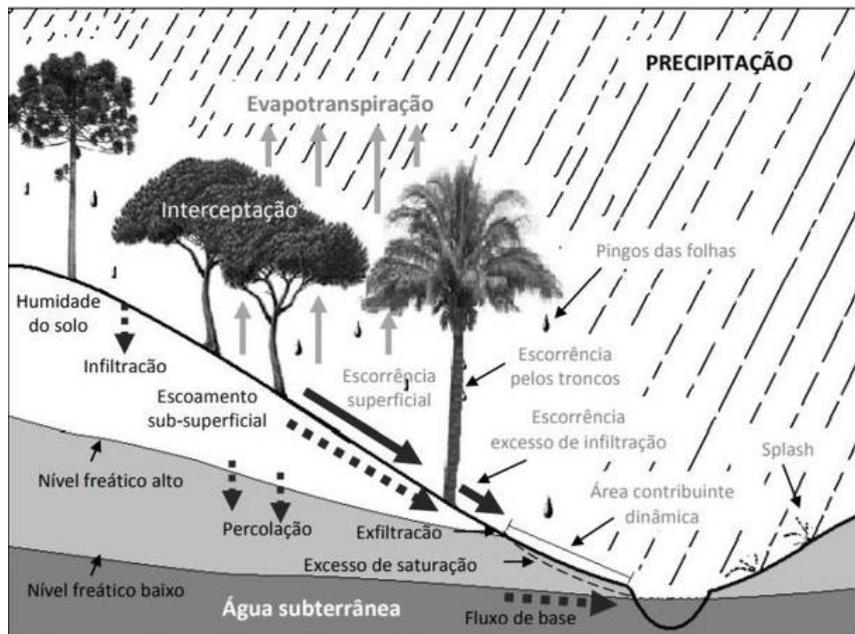
A estrutura litológica, em que foram encontradas as biocrostas na área de estudo, encontra-se sob o substrato das formações superficiais A e B. Entretanto, não podemos relacionar isto como um fator de ocorrência delas, pois os areais da Formação Botucatu não foram investigados. Em São Francisco de Assis, as biocrostas se encontram em duas áreas de estudo com influências distintas: um areal de rampa, sob ações eólica e hídrica (Sítio A); e um areal de colina, sob influências eólica e hídrica (Sítio B).

Figura 36– Perfil longitudinal do Sítio B, com a posição das biocrostras na vertente demarcada em roxo



Fonte: dados da pesquisa (2022)

Figura 37– Esquema científico do processo de erosão hídrica no solo



Fonte: adaptado de Meneses (2011)

No Sítio A, encontramos biocrostras em rampas arenosas, resultantes da acumulação de material proveniente do morro testemunho e da escarpa, em que se acumula parte do material mais fino, como silte e argila, mas com granulometria predominante de partícula areia. No Sítio B, encontramos biocrostras nas vertentes da coxilha, a qual se encontra sob processo de ravinamento. As crostas deste sítio apresentam sequências mais evoluídas, com predomínio de musgos no topo das ravinas e, também, em partes mais planas ou em degraus de encostas, com

alturas entre 3 e 5 cm, dando suporte a pequenas vegetações herbáceas e arbustivas, típicas do bioma Pampa (WEBBER, 2016).

A cobertura, a riqueza e a composição das biocrostras são fortemente influenciadas pelas diferenças de propriedades do solo, em eco regional para as microescalas, como observado em estudos prévios no mesmo sítio (WEBBER, 2016). Entre as propriedades do solo, descritas como significativas na influência sobre a cobertura e sobre a riqueza em espécies das biocrostras em ambientes de terra firme, estão: a textura, o pH e a calcificação do solo (BOWKER; BELNAP, 2008; ELRIDGE, 1996; OCHOA-HUESO *et al.*, 2011).

As concentrações de macro (C, N, P, Ca, K, Mg) e de micro (Cu, Fe, Mn, Zn) nutrientes também são importantes para influenciar a distribuição e a composição das biocrostras, podendo, as diferentes combinações, serem associadas a distintas dominâncias de biocrostras, como para líquenes e para musgos (BOWKER *et al.*, 2005; BOWKER *et al.*, 2006).

Estudos da composição química do solo das amostras das duas áreas em Webber (2016) mostram um solo basicamente arenoso, com 93% de partículas areia, com uma granulometria predominante nas escalas 0,25 e 0,125 (Escala de Wentworth), correspondente a texturas de areia média a fina, com predomínio de grãos subarredondados. Comparando as texturas de solo encontradas nos sítios estudados nesta tese com o tamanho da partícula de sítios semiáridos, áridos e hiperáridos — onde se encontra grande parte dos estudos conhecidos de biocrostras no mundo — encontramos semelhança significativa, pois o solo é considerado *sandy*, ou seja, arenoso. Provavelmente, esse é um fator contributivo para a existência das biocrostras nesta parte do mundo.

Quanto ao fator pH, este é descrito como largamente alcalino, entre 6,8 e 8,2, para solos desérticos, por Kim e Or (2019), entretanto Riveras-Muñoz (2022) aponta a presença de biocrostras em solos de pH alcalinos, em áreas desérticas, e em solos ácidos, em áreas mais úmidas do bioma Pampa e de parte da Patagônia, em seus estudos no Chile, os quais apresentam gradientes de pH variando entre 4,2 e 8,0.

Somando os dados da textura do solo ao seu pH, encontramos, nas amostras, valores de 4,9 para o Sítio A e de 4,2 para o Sítio B, sendo assim temos um solo com pH fortemente ácido, o que identificamos como um fator extremamente importante para a presença das biocrostras de dominância cianobactéria, pois, ao isolar as cianobactérias em meios líquido e sólido (BG-11) com pH 7,0 (neutro), essas apresentaram estagnação de crescimento ou, mesmo, morte, e, quando modificamos os meios líquidos e sólidos para pH 5,0, registrou-se o sucesso das culturas

de cianobactérias, e seus crescimento e reprodução ocorreram de formas mais rápida e abundante. Isso caracteriza a adaptação das espécies a um solo mais ácido.

Sobre as concentrações de macro e de micronutrientes, a quantidade de fósforo encontrada nas amostras foi de 4,0 para o Sítio A e de 4,1 para o Sítio B — análises de 2020. Em Webber (2016), foram encontradas as disponibilidades de 3,1 em amostra com crosta e de 1,8 em amostra sem crosta do Sítio A e as disponibilidades de 1,3 em amostra com crosta e de 0,9 em amostra sem crosta de Sítio B. Os estudos de Cameron e Julian (1988) e de Bisoyi e Singh (1988) ressaltam que a presença de fósforo amplia e potencializa o crescimento e a produtividade de nitrogênio nas cianobactérias e nas algas verdes.

Desse modo, a diferença na atual expressividade do macronutriente pode ser relacionada à presença das crostas, pois, segundo Weber *et al.* (2016), as biocrostas também podem alterar a biodisponibilidade de nutrientes no solo, como, por exemplo, o fósforo, o que aumenta a fertilidade da superfície, em relação às camadas subjacentes ou sem crostas. Tal foi documentado em muitos estudos, como em Belnap *et al.* (2003). A descrição completa das análises física e química do solo das áreas em investigação pode ser observada na Tabela 7.

Tabela 7 – Atributos físicos e químicos das amostras de solo (em 2020)

Local	argila %	pH (H ₂ O)	M. O.	P	K ⁺	Al ³⁺	Trocáveis			% de Saturação da CTC		Relações	
							Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al + H CTC	CTC	Ca/Mg	Ca/K	Mg/K
	g kg ⁻¹		g kg ⁻¹	mg/dm ³		mg/dm ³			%		mg/dm ³		
Site A Cerro Esquina	13	4,9	0,2	4,0	10,0	0,6	0,2	0,1	0,8	2,1	2,0	8,0	3,9
Site B Vila Kramer	13	4,2	0,5	4,1	10,0	0,7	0,2	0,1	1,0	1,7	2,0	8,0	3,9

Fonte: elaborado pela autora (2020)

Os estudos de Büdel *et al.* (2009) e de Colesi *et al.* (2014) mostram que a disponibilidade de água tem a influência mais forte sobre a ocorrência e sobre a composição da biocrosta. Tais trabalhos relatam, ainda, que a ocorrência das biocrostas resulta principalmente do cenário natural e da disponibilidade hídrica, em relação ao macroclima. Sendo assim, segundo os autores, torna-se óbvio que o macroclima não pode ser correlacionado a um tipo de biocrosta em escala global, a ser definido pela topografia ou pela composição taxonômica. Considerando-se a premissa de que o clima é fator irrelevante para a existência de biocrostas, enquanto a

disponibilidade hídrica é fator determinante, sabe-se que a umidade influencia a distribuição destas nas múltiplas escalas (BELNAP; LANGE, 2003).

Sob o ponto de vista das influências geológica e geomorfológica, afirma-se que a distribuição de biocrostas em terra firme é moldada, tanto por fatores eólicos (LI *et al.*, 2010; VESTE *et al.*, 2001) quanto por geomorfologias aluviais (BRIGGS; MORGAN, 2008), em escalas ecorregionais, locais e intra-sítios (TIAN *et al.*, 2006 apud BOWKER *et al.*, 2016).

Segundo Veste *et al.* (2001), na distribuição de biocrostas nos campos de dunas do deserto de Negev, em Israel, as cristas das dunas carecem de biocrostas, enquanto encostas mais baixas são estabilizadas por biocrostas e espaços interdunares são caracterizados por maiores coberturas vegetativa e de biocrostas. Do mesmo modo, efeitos de orientação da encosta podem ser expressos na duna com musgos, tornando-se mais comuns nas encostas norte (LI *et al.*, 2010; ZHANG *et al.*, 2007).

4.2 MAPEAMENTO DE CROSTAS BIOLÓGICAS DE SOLO

As figuras 38 e 39 trazem o mapeamento das duas AER, com identificação da cobertura de ambos os sítios.

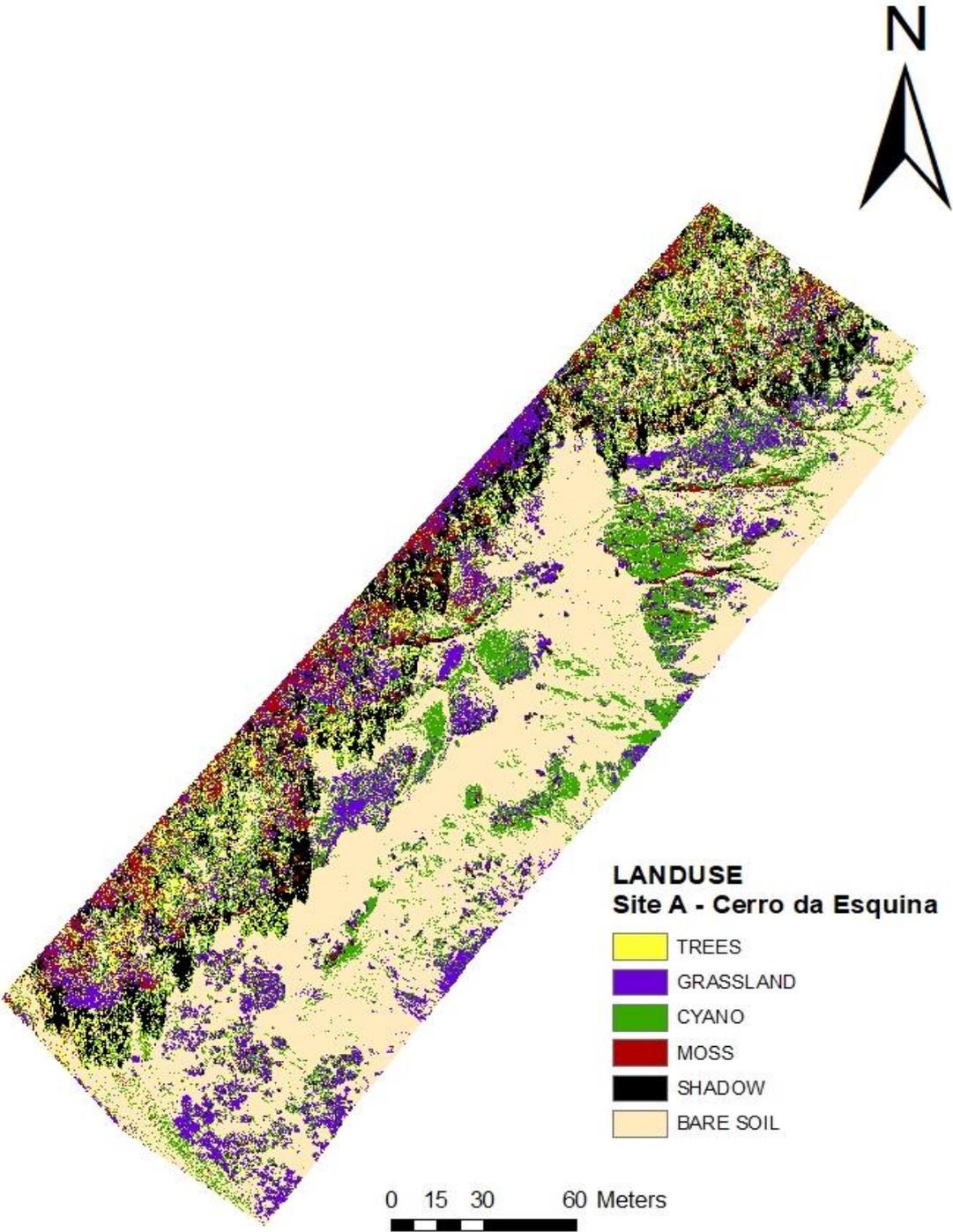
A partir deste mapeamento de áreas elementares representativas, foi possível calcular o percentual de cobertura de cada grupo, com resultados apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 – Análise percentual de cada classe amostrada nas áreas representativas

Classificação	Sítio A		Sítio B	
	Área total (m ²)	% por área	Área total (m ²)	% por área
Árvores	2.685,54	7,09		
Campo	4.557,89	12,03	4.886,69	12,05
Cianobactéria	7.104,74	18,75	9.385,82	23,14
Musgo	1.839,94	4,86	1.095,58	2,70
Solo exposto	17.912,25	47,27	19.681,17	48,52
Sombras	3.793,95	10,01	5.515,99	13,60
Total	37.893,95	100,00	40.565,27	100,00

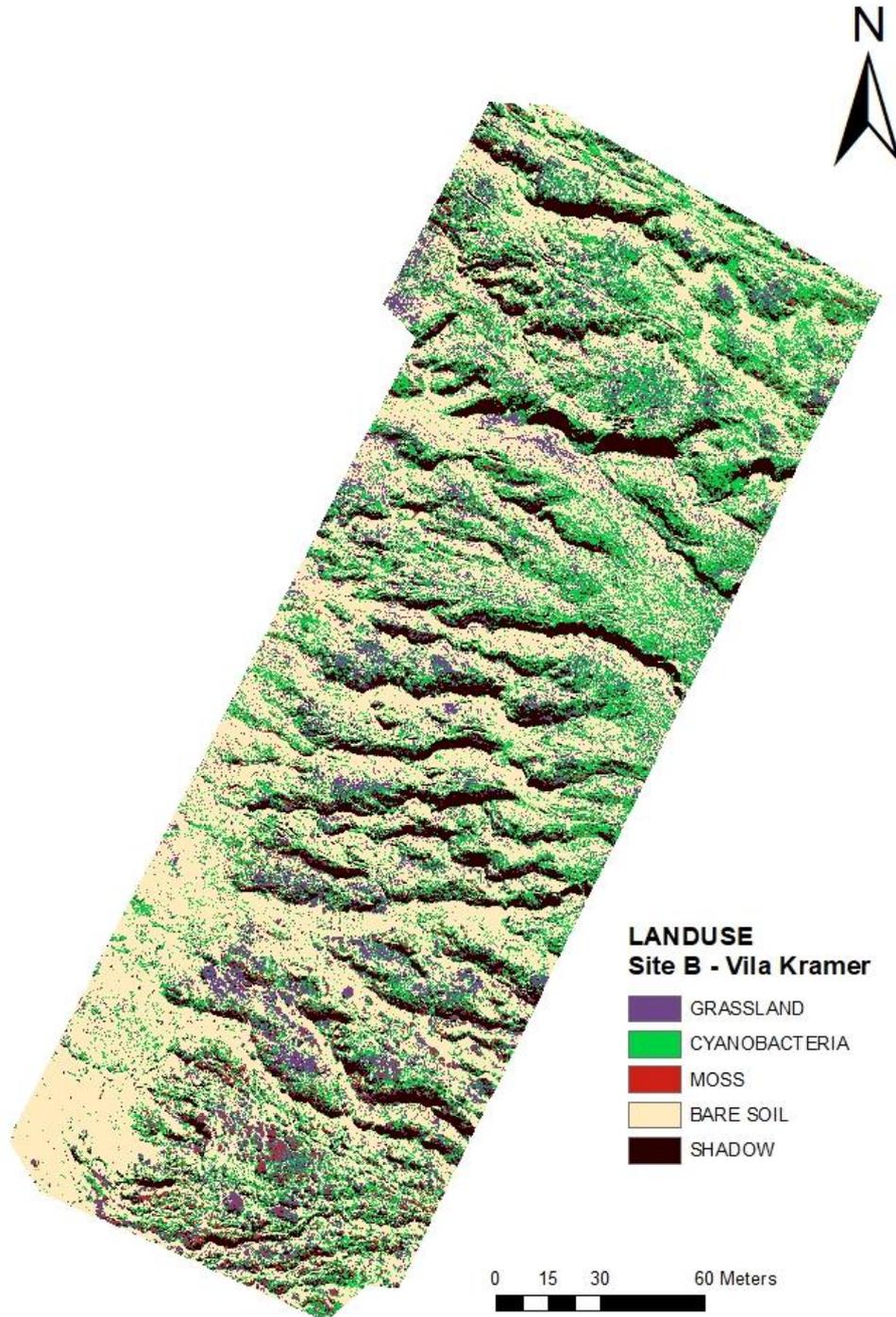
Fonte: elaborado pela autora (2020)

Figura 38 – Mapa de classificação e de separação de categorias de uso e ocupação do solo no Sítio A



Fonte: dados da pesquisa (2022)

Figura 39– Mapa de classificação e de separação de categorias de uso e ocupação do solo no Sítio B



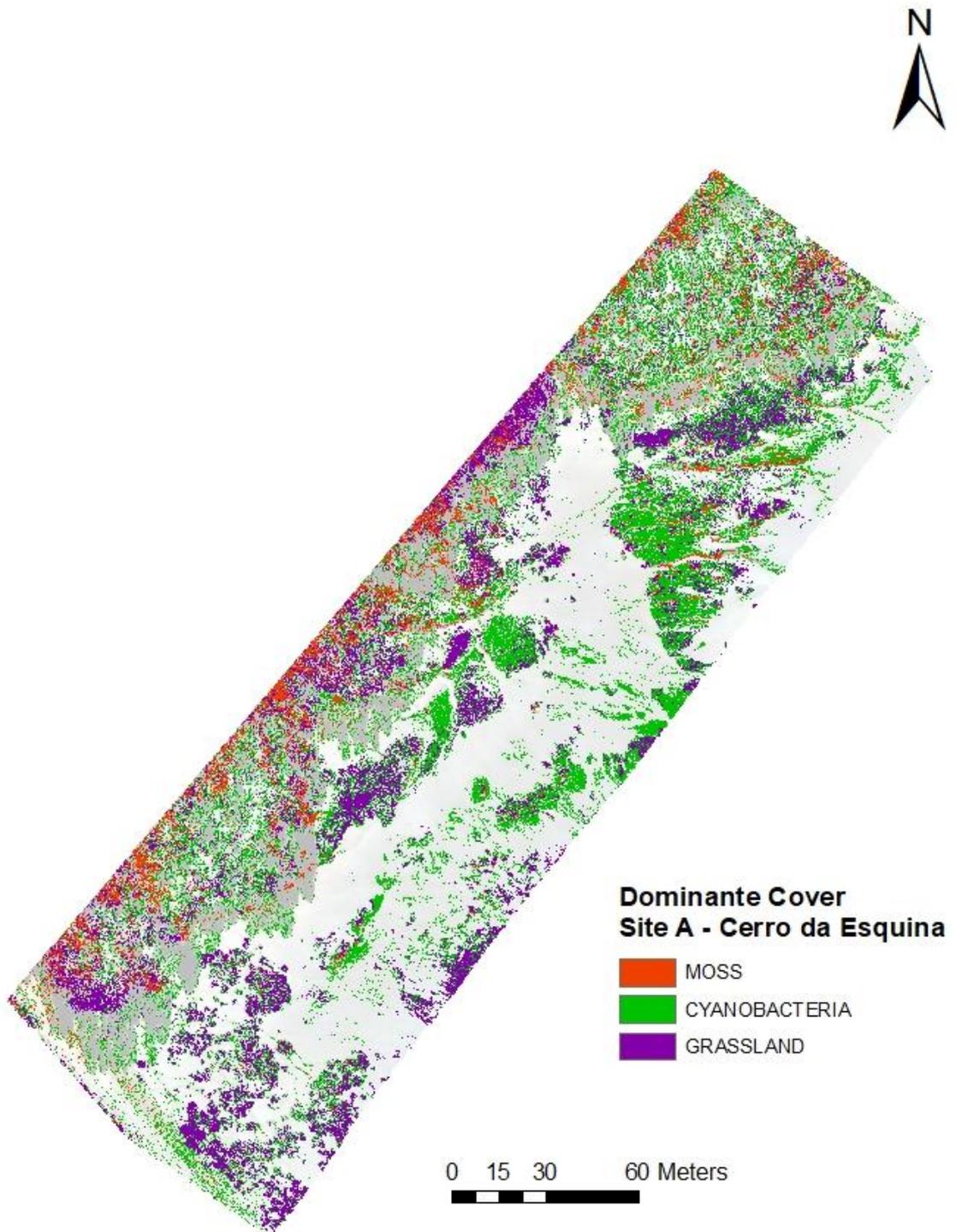
Fonte: dados da pesquisa (2022)

Por tais números, entendemos que, na área representativa do Sítio A (de 37.893,95 m²) há uma significativa cobertura de 23,61% de biocrostas (dividida em 18,75% de cianobactéria dominância e em 4,86% de musgo dominância), que se mostra superior, inclusive, ao percentual da cobertura vegetal natural da área, de Campo, que é de 12,03%.

Na área representativa do Sítio B (de 40.565,27 m²), há 25,84% de cobertura de biocrostas (com 23,14% de cianobactéria dominância e com 2,70% de musgo dominância), o que também evidencia uma cobertura superior à do uso Campo (com 12,05%). O maior percentual encontrado nesta análise foi na classe Solo exposto (de quase 50%). Tal resultado era esperado, uma vez que este projeto analisa a formação de biocrostas especificamente em áreas sob processos de arenização.

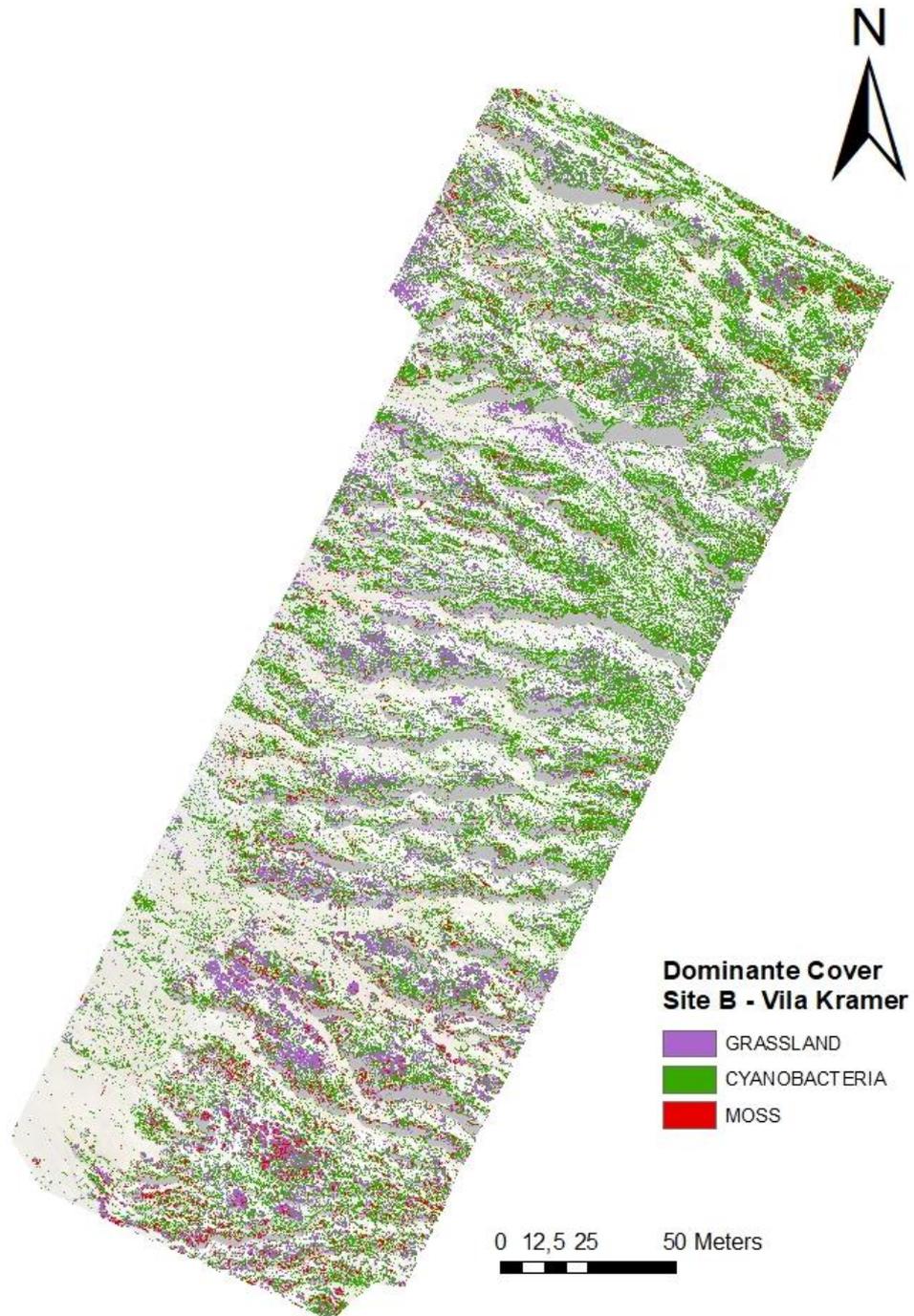
Quando separamos, no mapeamento, apenas os componentes Biocrostas e Campos, observamos o quão significativo é a cobertura de biocrostas (figuras 40 e 41).

Figura 40– Mapeamento das biocroscas dispersas no Sítio A



Fonte: dados da pesquisa (2022)

Figura 41– Mapeamento das biocrostras dispersas no Sítio B



Fonte: dados da pesquisa (2022)

4.2.1 Avaliação da precisão dos mapas produzidos

Os resultados de validação do modelo de RF se baseiam na correção cruzada de dez vezes, que mostrou uma precisão geral entre 74% e 78%, além de índices *kappa* de 0,65 e de

0,73 para os sítios A e B, respectivamente. É importante ressaltar que o índice *kappa* mostrou boa precisão, o que pode estar relacionado ao fato de que o padrão espacial das espécies geralmente tem boa relação com as covariáveis (por exemplo, atributos de terreno e imagens de VANT).

Além destes dois indicadores, calculamos a taxa de precisão geral (OR), para verificar os problemas de sobreposição de dados. Quanto mais próximo de 1 (ou 100%) for o valor da OR, melhor será a generalização do modelo, contudo não foi observada sobreposição das previsões e os modelos de RF tiveram desempenho significativo. Uma possível razão para a alta precisão de previsão do método de RF é a de que ele é menos sensível ao ruído e tem baixos vies e variância. Por meio de vários estudos de comparação de modelos, o modelo de RF deste experimento teve um desempenho consistentemente bom.

4.3 FATORES CONDICIONANTES À EXISTÊNCIA DE BIOCROSTAS

4.3.1 Declividade

O gradiente de declividade é um dos principais fatores de ocorrência de deslizamentos de terra, e algumas áreas de ravinas podem ser influenciadas pelas movimentações e/ou pela estabilidade do relevo — quanto maior é a inclinação, menor será a sua estabilidade.

Levando-se em conta o ângulo de inclinação da encosta e a linha de nível horizontal do solo, foram feitas classificações do potencial de domínio das biocrostas por cianobactérias ou por musgos. As encostas das áreas de estudo foram classificadas em seis tipos (0-3%; 3-8%; 8-20%; 20-45%; 45-75%; >75%), que foram relacionados à abundância e ao crescimento de cianobactérias e de musgo, como bem de pastagens (figuras 42 e 43).

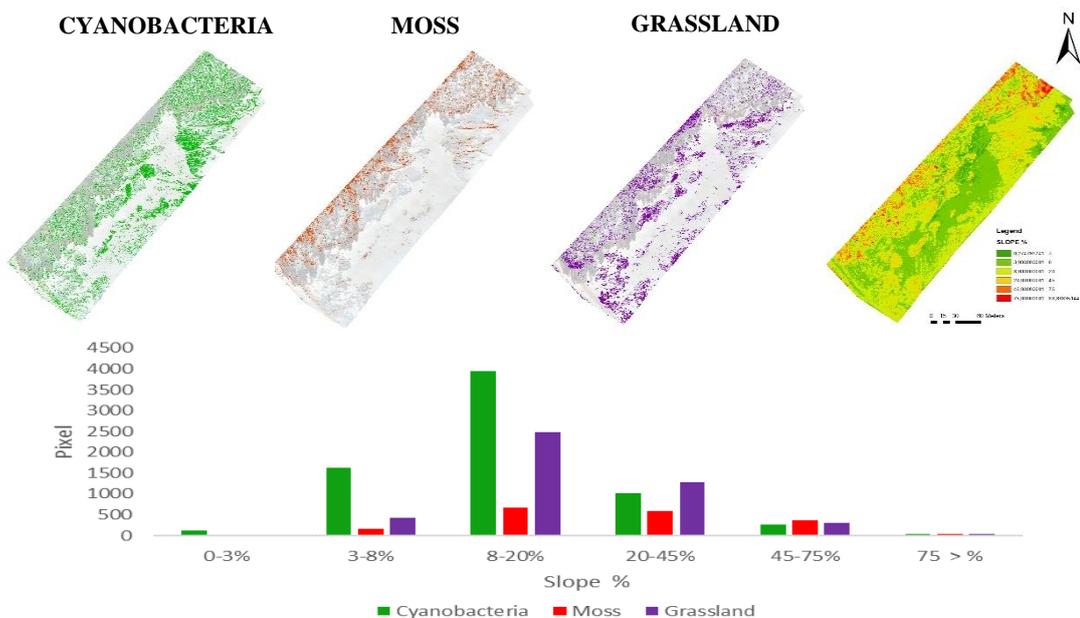
Biocrostas dominadas por cianobactérias cresceram preferencialmente em encostas de inclinação entre 3% e 45%, enquanto a população mais expressiva de biocrostas foi encontrada em encostas com inclinações entre 8% e 20%. Por sua vez, as biocrostas dominadas por musgos cresceram preferencialmente em encostas de inclinação entre 8% e 45%. Para ambos os domínios, encostas com inclinação superior a 45% apresentaram limitações ao crescimento de biocrostas. Isso provavelmente é causado pelo impacto significativo dos fluxos gravitacionais

de água e pela dificuldade de estabelecimento de espécies de biocroscas (GAO *et al.*, 2020; ZHOU *et al.*, 2020).

Por outro lado, as biocroscas possuem dificuldades para se estabelecer em áreas rasas e planas (com inclinações entre 0 e 3%) e cobrem apenas 1,37% destes espaços no Sítio A e 2,16%, no sítio B, o que pode ser explicado pela necessidade de sombreamento intermitente e que concorda com observações de campo em outros ambientes, em que biocroscas dominadas por musgo aparecem frequentemente em encostas intermediárias e ombros e em lados internos da (micro)topografia (BOWKER *et al.*, 2016; GALL *et al.*, 2022; RIVERAS-MUÑOZ *et al.*, 2022; WILLIAMS *et al.*, 2013; ZHOU *et al.*, 2020). As plantas vasculares apresentam limitações semelhantes e acompanham o comportamento das biocroscas, em relação ao declive.

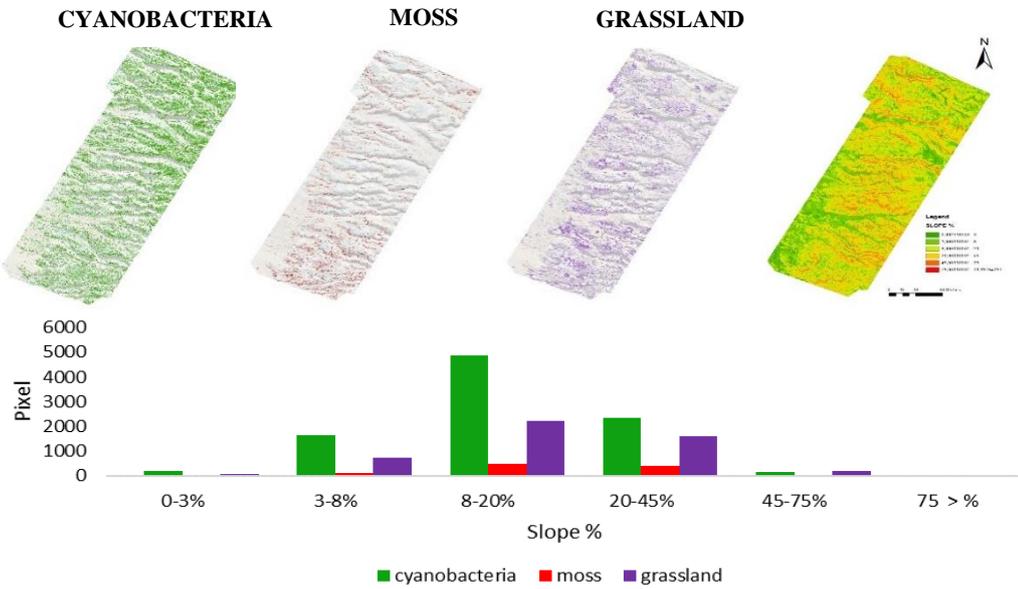
O gradiente de declividade é um dos principais fatores na ocorrência de erosões de solo, enquanto áreas de sulcos e de ravinas desenvolvem importantes dinâmicas de movimentação de sedimentos e de estabilidade do relevo. Nesse sentido, se os ângulos de inclinação aumentam, a estabilidade do terreno diminui, assim como também se assumido que o aumento de gradientes e de comprimentos de inclinação têm um impacto negativo no estabelecimento de biocrosta (SEITZ *et al.*, 2017). Além disso, a capacidade de resistência das biocroscas à erosividade das gotas de chuva (efeito *splash*) aumenta, juntamente com o aumento dos gradientes de inclinação.

Figura 42– Fator Declividade no Sítio A



Fonte: dados da pesquisa (2022)

Figura 43 – Fator Declividade no Sítio B

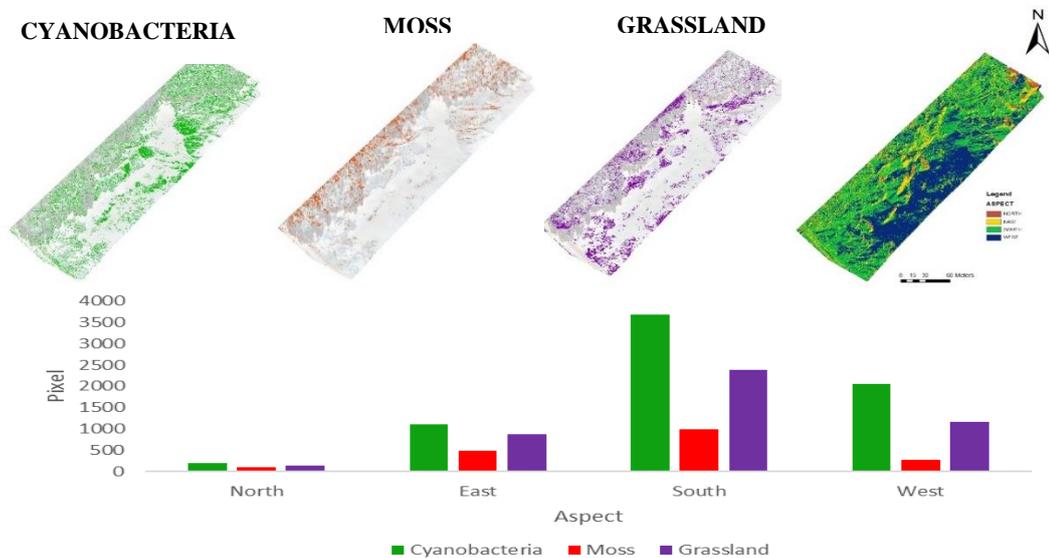


Fonte: dados da pesquisa (2022)

4.3.2 Orientação

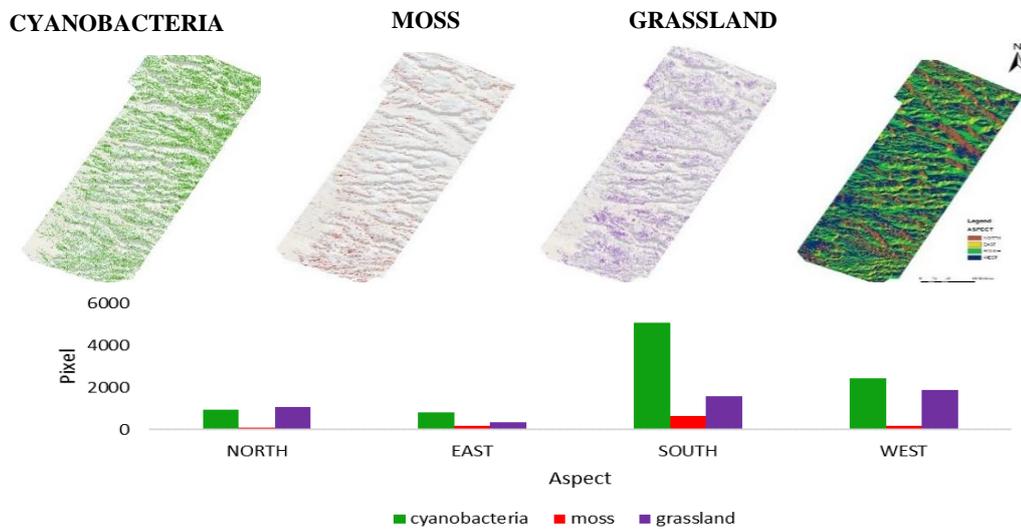
Fatores como umidade do solo, cobertura vegetal e espessura do solo dependem da direção em que estão voltados, numa correlação direta entre as quantidades de exposição solar, o vento e a precipitação, que variam com o aspecto da encosta (CLERICI *et al.*, 2006). Com o mapeamento, podemos relacionar estes aspectos com a distribuição das biocrostas em algumas partes das manchas do areal (figuras 44 e 45).

Figura 44 – Fator Orientação no Sítio A



Fonte: dados da pesquisa (2022)

Figura 45 – Fator Orientação no Sítio B



Fonte: dados da pesquisa (2022)

A orientação em áreas com biocrosta e com cobertura campestre foi mapeada e classificada em quatro tipos, de acordo com as direções cardeais. Ambas as áreas de estudo mostraram grande desenvolvimento de comunidades de biocrosta nas encostas voltadas ao sul e ao oeste, fato que se relaciona à incidência de luz solar (BOWKER *et al.*, 2016; GREEN; PROCTOR, 2016.), pois os solos destas encostas são mais frios e úmidos do que os das encostas voltadas ao norte no hemisfério sul (DUANE; ALLEN, 2010; ZHANG *et al.*, 2007; ZHOU *et al.*, 2020).

O mais interessante é que as orientações dominantes também podem estar relacionados ao principal gradiente de vento local, pois o vento de direção sudoeste ocorre apenas raramente, enquanto os ventos de direções norte e leste são dominantes e podem ter forte intensidade (FAVERA *et al.*, 2012). Portanto, as encostas do sudoeste podem representar uma posição de proteção, que promove o crescimento de organismos, enquanto as encostas voltadas ao leste apresentaram coberturas de 18,31% no Sítio A e de apenas 8,40% no Sítio B. Por sua vez, as superfícies voltadas para o norte se mostram pouco adequadas para as comunidades de biocrosta em ambos os locais, com apenas 3,23% de coberturas no Sítio A e 13,72% de coberturas no Sítio B. Isso provavelmente é causado pela intensa radiação solar, que causa altas temperaturas e taxas de evaporação do solo (HU *et al.*, 2015; RIESER *et al.*, 2021; ZHOU *et al.*, 2020).

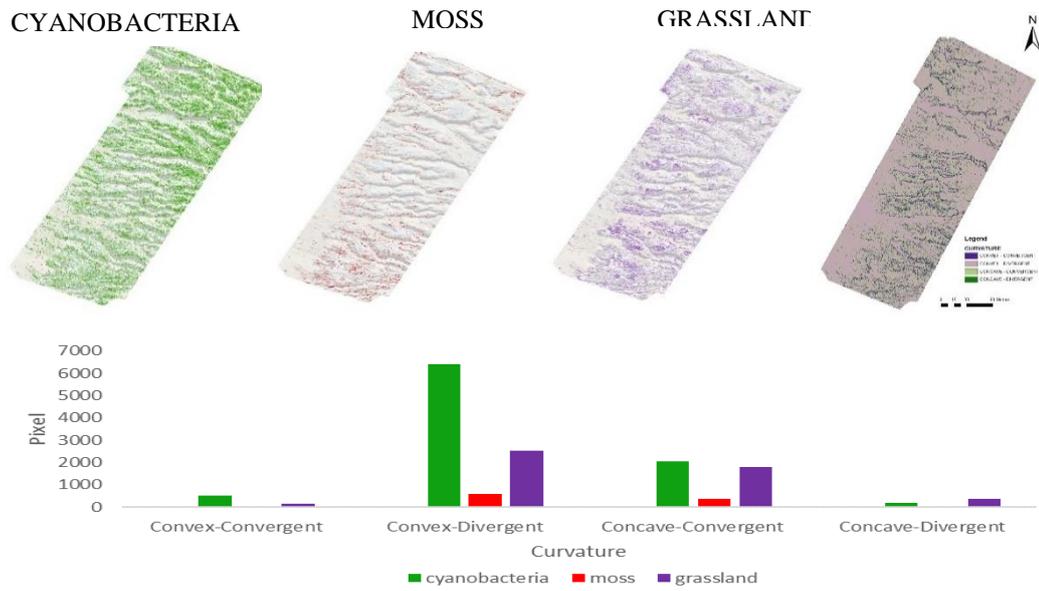
4.3.3 Curvatura

A curvatura do Sítio A mostrou que a cobertura mais representativa na microtopografia de vertente (talude) foi a côncava com fluxo convergente, em que a presença de biocrostas e de plantas vasculares foi fortemente predominante, com ocupação de 95,07%, havendo baixa a baixíssima ocorrência de plantas em posições divergentes e quase nenhum estabelecimento em posições convexas (Figura 46).

Esse resultado suporta a hipótese geral da posição protetora como fator facilitador, pois biocrostas e plantas vasculares são protegidas contra impactos atmosféricos, como os de um fluxo acelerado em uma direção convergente (MCGRATH *et al.*, 2012; YETEMEN *et al.*, 2010). Biocrostas em superfície da areia não consolidadas são suscetíveis ao desprendimento e a rachaduras, sob alta velocidade de fluxo (LIU *et al.*, 2016).

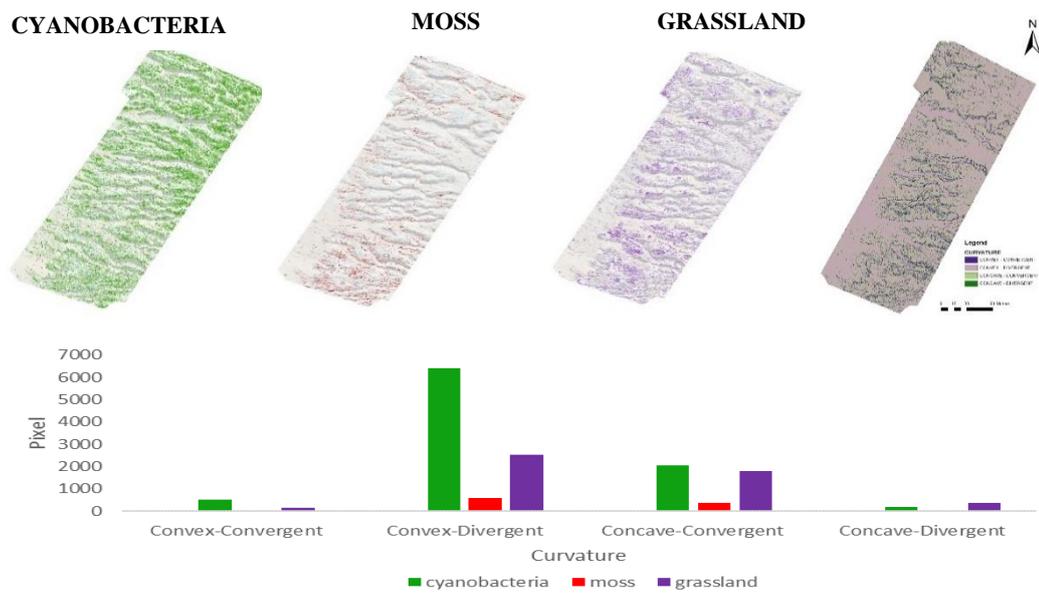
No Sítio B, as posições convergente-côncava também afetaram consideravelmente o estabelecimento de biocrostas e de pastagens (em 27,99%). No entanto, a microtopografia da vertente convexa com fluxo divergente também foi fortemente relacionada, com 62,97%. Já as posições convexo-convergente e côncavo-divergente apresentaram baixos níveis de vegetação. Portanto, se a superfície for convexa para cima e o fluxo for desacelerado, tal indica uma superfície lateralmente convexa (Figura 47). As biocrostas podem se estabelecer permanentemente, pelo menos em alguns locais específicos. Mais pesquisas são necessárias para lançar mais luz sobre os efeitos da microtopografia local no estabelecimento das biocrostas, mas a curvatura como parâmetro representa as depressões geomorfologicamente menores, que também podem ter efeitos protetores no estabelecimento de comunidades vegetais iniciais, em uma perspectiva botânica (BERDUGO *et al.*, 2014; RODRIGUEZ-CABALLERO *et al.*, 2012; SCHOLTEN *et al.*, 2017).

Figura 46 – Fator Curvatura no Sítio A



Fonte: dados da pesquisa (2022)

Figura 47 – Fator Curvatura no Sítio B



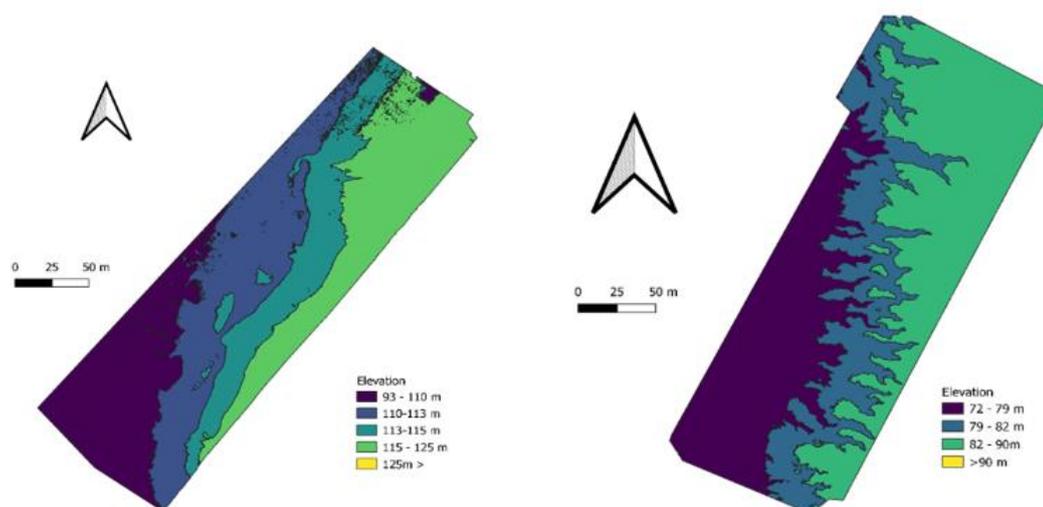
Fonte: dados da pesquisa (2022)

4.3.4 Elevação

A elevação é uma parte importante do estudo, que visa classificar o relevo local, de acordo com as suas alturas, sendo um fator contribuinte primário na avaliação das áreas de estudo. Nesse aspecto, o Sítio A foi classificado em cinco tipos hipsométricos e o Sítio B, em

quatro tipos, considerando o nível médio do mar como parâmetro. O Sítio A tem sua topografia mais elevada, girando entre 115 e 125 m, e a topografia de cota inferior, entre 93 e 110 m. O Sítio B apresenta topografia mais elevada entre 82 e 90 m e mais baixa, entre 72 e 89 m. O mapeamento completo é apresentado na Figura 48.

Figura 48 – Fator Elevação nos sítios A (à esquerda) e B (à direita)



Fonte: dados da pesquisa (2022)

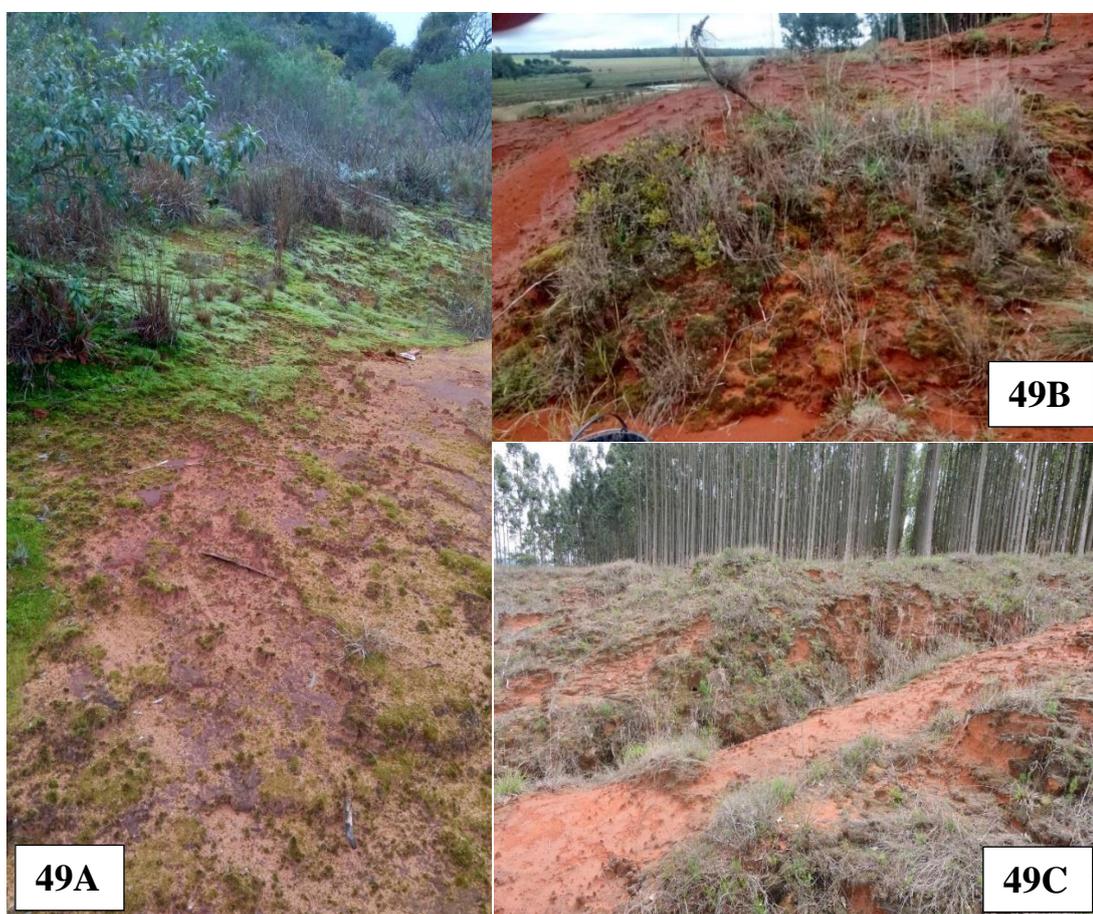
Biocrostras e comunidades de pastagens espalhadas irregularmente em todas as classes de topografia, em ambos os locais, não mostraram um padrão distinto. A elevação do relevo local se mostrou um fator parcial no estabelecimento de biocrostras (BOWKER *et al.*, 2006; RIESER *et al.*, 2021; SEITZ *et al.*, 2017, YOU *et al.*, 2021), no entanto isto não pôde ser confirmado em outros ambientes (RODRÍGUEZ-CABALLERO *et al.*, 2012; WILLIAMS *et al.*, 2010). Além disso, as diferenças gerais de elevação no presente estudo são bastante pequenas, portanto o efeito da elevação na ocorrência de biocrostras não pode ser confirmado nesta área de arenização.

4.4 CORRELAÇÃO ENTRE OS FATORES GEOGRAFIA E COMPOSIÇÃO BIOLÓGICA

Quando analisamos a influência dos fatores topografia, substrato do solo e climatologia nos areais do RS, observamos que a composição das crostas possui as cianobactérias como base, sendo as primeiras a colonizarem o substrato, e uma cobertura de musgos e de líquenes sobre estas, em estágio mais evoluído, desempenhando o controle sobre a infiltração e a umidade do solo.

As duas áreas escolhidas para investigação possuem processos de formação do areal distintos. O areal do Cerro da Esquina é do tipo rampa, tem influência de erosões eólica e hídrica e as biocrostras que o compõem podem ser encontradas em suas bordas, movimentando-se em direção ao centro do areal (Figura 49A). Em contrapartida, o areal da Vila Kramer é do tipo colina, encontra-se sob influência de erosões eólica e hídrica e apresenta biocrostras sobre o topo das ravinas e nas porções mais altas e nas paredes destas, as quais parecem estar auxiliando com a estabilidade deste sistema (figuras 49B e 49C).

Figura 49 – Areal com influência eólica, com crescimentos de biocrostras de musgos nas bordas e de biocrostras de cianobactéria nas áreas mais centrais (Sítio A) (49A); biocrosta do padrão rugoso no topo do areal (Sítio B) (49B); e areal com influência de erosão hídrica, com biocrostras pinaculares, de predominância musgo, nas vertentes de ravinas (Sítio B) (49C)

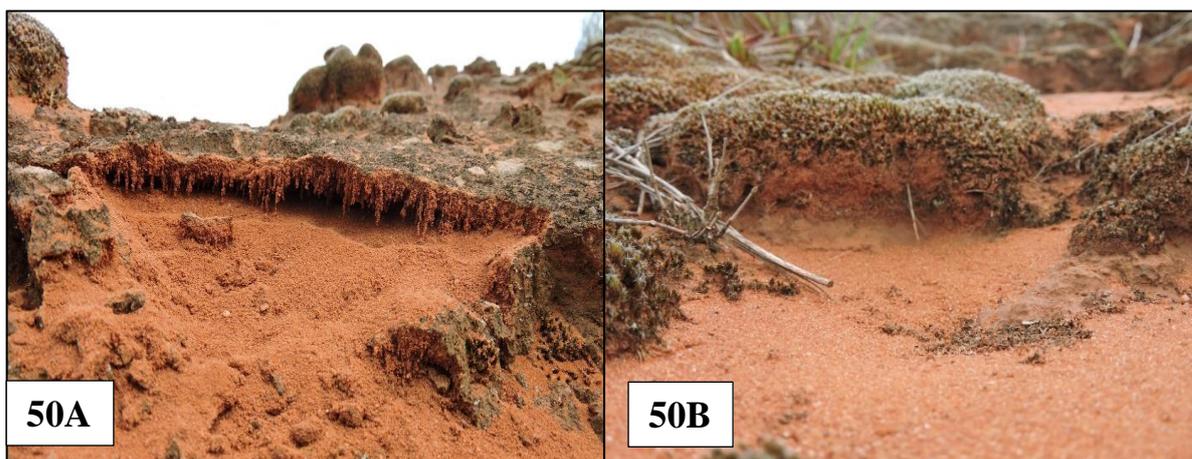


Fonte: acervo pessoal da autora (2022)

Do mesmo modo, entende-se que a zona de contato entre a pluviosidade e o início dos distúrbios se faz no primeiro ponto de maior evidência de biocrostras. Seguindo a influências da topografia, as biocrostras das áreas de estudo são encontradas em dois compartimentos geomorfológicos: rampa arenosa no Sítio A e vertente de coxilha no Sítio B.

A classificação das crostas, de acordo com sua sequência de espécies pioneiras, é feita com o predomínio de manchas de cianobactérias no início da colonização, localizadas principalmente nos topos das vertentes e nas áreas de maior exposição solar, enquanto, nas áreas que acumulam maior umidade, devido ao escoamento superficial, encontramos os líquenes e os musgos. Assim, as biocrostas mostram sua maior expressividade morfológica no tipo pinacular, segundo os parâmetros de Belnap (2006), ocupando as vertentes das ravinas, seguido dos padrões rugoso e liso, nos topos, enquanto o padrão suave se encontra principalmente nos topos, dando início à expansão das biocrostas sobre o solo. A distinção visual entre CBS predominantes de cianobactérias do Sítio A e as predominantes de musgos do Sítio B pode ser contemplada na Figura 50.

Figura 50 – Vista lateral de uma biocrosta de predominância cianobactéria do Sítio A (50A); e vista lateral de uma biocrosta de predominância musgo no Sítio B (50B)



Fonte: acervo pessoal da autora (2022)

As biocrostas encontradas no areal da Vila Kramer (Sítio B) se apresentam principalmente no topo de ravinas e possuem sequências mais evoluídas, com predomínio de musgo, ocorrendo, também, em partes mais planas ou em degraus de encostas. Suas biocrostas têm alturas entre 3 e 5 cm, dando suporte a pequenas vegetações herbáceas e arbustivas.

O fator edáfico predominante nesta área de estudo provém da litologia Arenito Guará, que se caracteriza por ter predominância de areia, de textura bastante friável e de fácil mobilidade, pelas chuvas concentradas e pelo vento. Outra característica marcante destas áreas é o pH muito ácido, que contribui determinantemente para a abundância de cianobactérias.

O fator climatológico ajuda a caracterizar a existência das biocrostas, que, como o nome diz, são crostas sobre o solo. Para a ocorrência destas, são necessários períodos chuvosos extremos, seguidos de períodos secos, somados a uma grande amplitude térmica, comum a áreas

desérticas, e a um lençol freático próximo a um substrato, que atua como uma esponja, proporcionando condições bem específicas para o aparecimento destas constituições.

4.5 COMPOSIÇÃO DAS BIOCROSTAS NO BIOMA PAMPA

4.5.1 Componente Cianobactéria

A análise das cianobactérias se fez em várias etapas, iniciando por uma breve taxonomia clássica, para a descoberta das amostras a serem utilizadas nos cultivos, até as caracterizações molecular e genética das espécies.

Nas primeiras análises, encontramos três gêneros dominantes nas áreas de estudo: no Sítio A, ocorre a *Phorphirosiphon* sp., e, no Sítio B, a *Stigonema* sp. e *Oscillatoria* sp., todas identificadas em microscopia ótica (Figura 51).

Figura 51 – *Phorphirosiphon* sp. (Sítio A) (51A); *Stigonema* sp. (Sítio B) (51B); e *Oscillatoria* sp. (Sítio B) (51C)

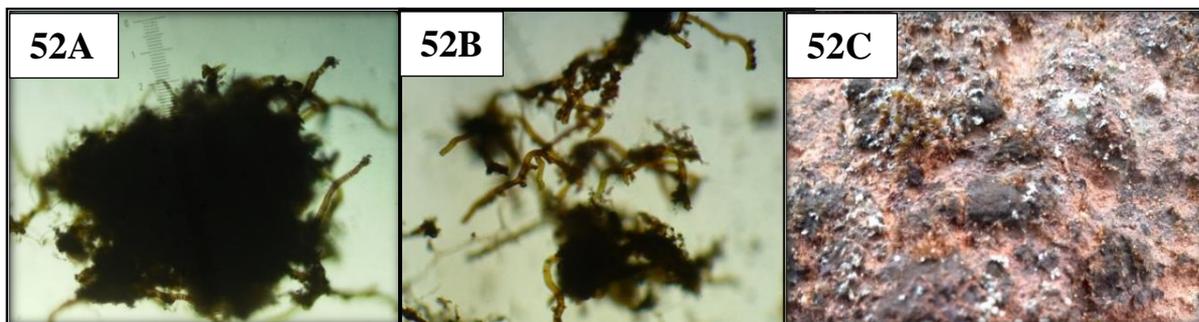


Fonte: acervo pessoal da autora (2022)

Entre os gêneros observados, o *Stigonema* sp. foi o único presente em todas as amostras analisadas. Esse gênero apresenta um comportamento aglutinador, o que potencializa a agregação de partículas, como evidenciado na Figura 52. O organismo forma manchas pretas a verde-escuras sobre o solo (circulares, juntas ou separadas, por musgos e por líquenes), limitando a mobilidade de sedimentos, para ventos e para chuvas fracas a médias. As observações visuais de Sant’Anna (2013) confirmam que os gêneros heterocitados formam uma massa macroscópica, que se conserva por mais tempo, devido à presença de células de resistência heterocistos. Ao analisar seu comportamento de contribuição no solo, observa-se a

agregação de partículas mesmo a olho nu. A *Stigonema* sp. é uma cianobactéria morfologicamente complexa e heterogênea e, como mencionado, apresenta heterocitos, o que contribui para o aporte de nitrogênio no solo (PATOVA, 2016; PATOVA 2017).

Figura 52 – Microscopia ótica, demonstrando comportamento aglutinador de cianobactérias *Stigonema* sp. em partículas de solo arenoso (52A e 52B); e fotografia de manchas de *Stigonema* sp. sobre o solo arenoso (52C)



Fonte: acervo pessoal da autora (2022)

Patova (2016, 2017) considera que a significância deste gênero em biocrostas está na questão do aporte de nitrogênio ativado, especialmente em ecossistemas mais secos. Apesar da ocorrência do *Stigonema* ser menos expressiva do que a de outros gêneros de cianobactérias em biocrostas, o índice de contribuição deste organismo na captura de nitrogênio é relativamente alto, quando comparado ao dos demais gêneros.

A Tabela 8 apresenta espécies identificadas em análises moleculares de diferentes amostras. Tal identificação foi performada por comparação entre bancos de dados do Brasil e dos EUA. Os táxons isolados foram identificados individualmente. Esse tratamento se evidencia nas tabelas 9-12 e nas figuras 53-56.

Tabela 9 – Amostras para identificação de análises molecular e de DNA

Sítio	Amostra	Isolada/identificada	Código amostra Brasil	Código amostra EUA
A	1	<i>Stigonema ocellatum</i>	SFA1 (1)	BLCC-T114
	2	<i>Porphyrosiphon notarisii</i>	SFA1 (2)	BLCC-T116
	2	<i>Dulcicalothrix</i> sp.	SFA1 (2)	BLCC-T116 / T118
B	3	<i>Stigonema flexuosus</i>	SFA2 (3)	BLCC-T117

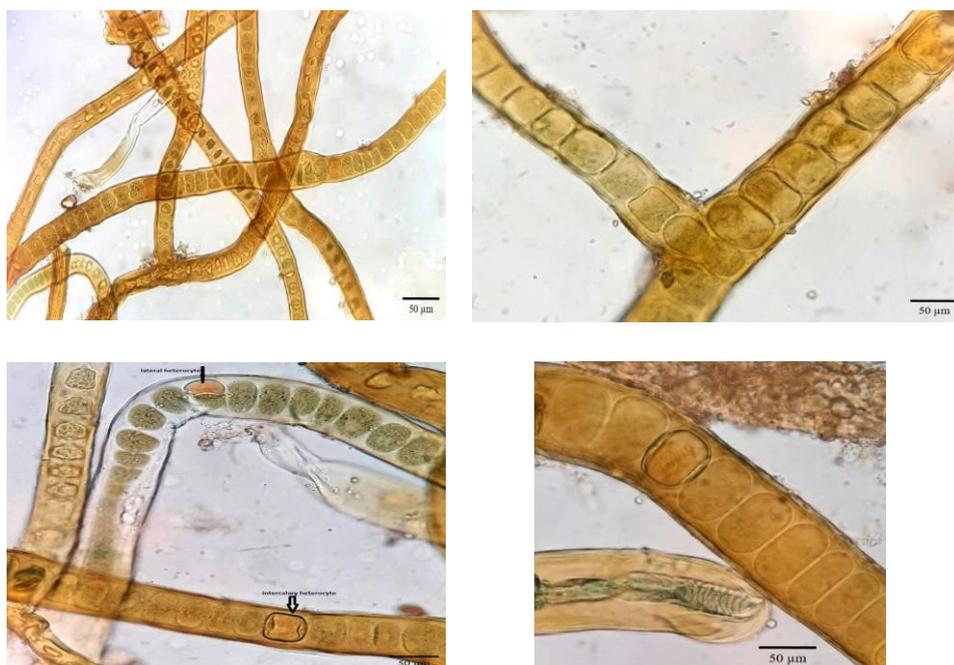
Fonte: elaborada pela autora (2022)

Tabela 10 – Medidas das células da cianobactéria *Stigonema ocellatum* Dillwyn Thuret ex Bornet et Flahault (em μm)

Filamentos	Tricomas	Células	Heterocitos intercalados		Heterocito Lateral
20,0-24,0 larg. X= 22,8 \pm 1,1	12,0-22,0 larg. X= 15,9 \pm 2,0	8,0-15,0 compr. X= 11,2 \pm 2,0	8,0-15,0 larg. X= 11,2 \pm 2,0	12,0-22,0 compr. X= 15,5 \pm 2,5	13,0 largura 7,0 compr.

Fonte: elaborada por Vera R. Werner (2022)

Figura 53 – *Stigonema ocellatum* Dillwyn Thuret ex Bornet et Flahault em diferentes perspectivas de detalhamento



Fonte: acervo pessoal de Vera R. Werner e de Vanessa M. Diadoné

Tabela 11 – Medidas das células da cianobactéria *Porphirosiphon notarisii* Kützing ex Gomont (em μm)

Filamentos	Bainha	Tricomas	Células	Ápice da célula	
15,4-21,0 larg. X= 19,5 \pm 1,8	2,3-5,7 larg. X= 3,4 \pm 1,0	10,3-15,0 compr. X= 13,5 \pm 1,3	3,9-7,8 larg. X= 5,2 \pm 0,9	11,3-13,5 compr. X= 11,3 \pm 1,1	6,8 -19,6 compr. X= 10,9 \pm 5,9

Fonte: elaborada por Vera R. Werner (2022)

Figura 54 – *Porphirosiphon notarisii* Kützing ex Gomont, em diferentes perspectivas e aumentos



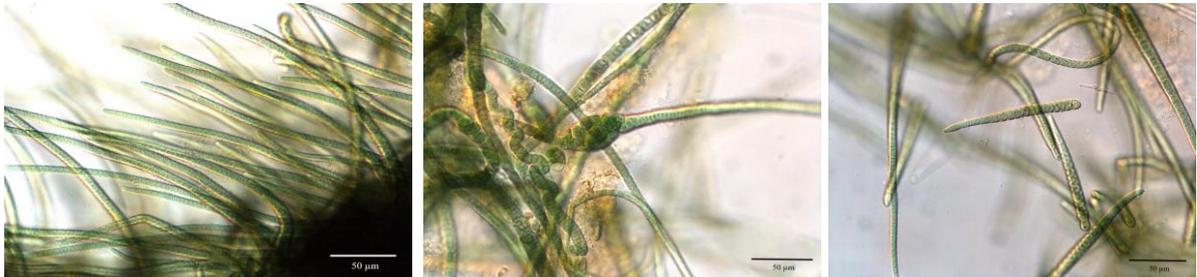
Fonte: acervo pessoal de Vera R. Werner e de Vanessa M. Diadoné

Tabela 12 – Medidas das células da cianobactéria *Dulcicalothrix* sp. (SARAF *et al.*, 2019), (em µm).

Células		Ápice da célula		Heterocito	
4,2-16,7 larg. X= 16,7 ± 3,5	2,8-6,9 comp. X= 4,9 ± 1,2	4,4-4,7 larg. X= 4,5 ± 0,2	6,0-11,0 comp. X= 16,2 ± 2,9	10,0-10,2 larg. X= 10,1 ± 0,1	5,7-8,3 comp. X= 7,0 ± 1,9

Fonte: elaborada por Vera R. Werner (2022)

Figura 55– *Dulcicalothrix* sp. (SARAF, *et al.*, 2019), em diferentes detalhes



Fonte: acervo pessoal de Vera R. Werner e de Vanessa M. Diadoné

Tabela 13 – Medidas das células da cianobactéria *Stigonema flexuosus* W. West & G. S. West (em µm)

Filamento	Tricomas	Células	Heterocitos intercalares		Heterocito lateral
15,0-16,5 larg. X= 16,0 ± 0,5	10,0-13,0 larg. X= 12,3 ± 1,1	6,0-10,0 larg. X= 8,0 ± 1,3	6,0-13,0 comp. X= 10,1 ± 2,6	6,0-11,0 comp. X= 8,6 ± 2,3	7,5 larg. 9,0 comp.

Fonte: elaborada por Vera R. Werner (2022)

Figura 56 – *Stigonema flexuosus* W. West & G. S. West, em diferentes perspectivas de detalhamento



Fonte: acervo pessoal de Vera R. Werner e de Vanessa M. Diadoné

A relação positiva ou negativa entre a existência de cobertura vegetal e a ocorrência de biocrostas é um pouco controversa. Alguns autores descrevem que as maiores cobertura e riqueza de biocrostas aumenta em sítios com cobertura esparsa de plantas vasculares (ELDRIDGE *et al.*, 2005; ZAADY *et al.*, 2013), enquanto outros autores relatam maior riqueza de cobertura de biocrostas em habitats próximos ou sob plantas (BOWKER *et al.*, 2005), porque as plantas vasculares amortecem o estresse ambiental e geram micro-habitats distintos (BOWKER *et al.*, 2016).

A fim de uma maior compreensão das espécies de cianobactérias, optamos por realizar as análises moleculares e genéticas dos filamentos encontrados. Nos dias atuais, com os avanços científicos, entende-se que a identificação morfológica de espécies é um passo importante, contudo limitado. Apenas com as análises moleculares, a partir de extração de DNA dos indivíduos, é possível identificar nuances genéticas, que podem associar um indivíduo a um grupo, gênero ou a uma espécie conhecida ou afirmar que se trata de um organismo completamente diferente, próprio, a ser ainda descoberto.

Com este objetivo, foram isolados os gêneros *Porphyrosiphon* (BLCC-T115), *Dulcicalothrix* sp. nov. (BLCC-T116/T118), *Stigonema* (BLCC-T114). Outros organismos foram clonados e analisados das ordens: *Nostocales*, *Synechococcales*, *Chroococciopsidales* e *Oscillatoriales*, gerando sequências de códigos genéticos (Figura 57).

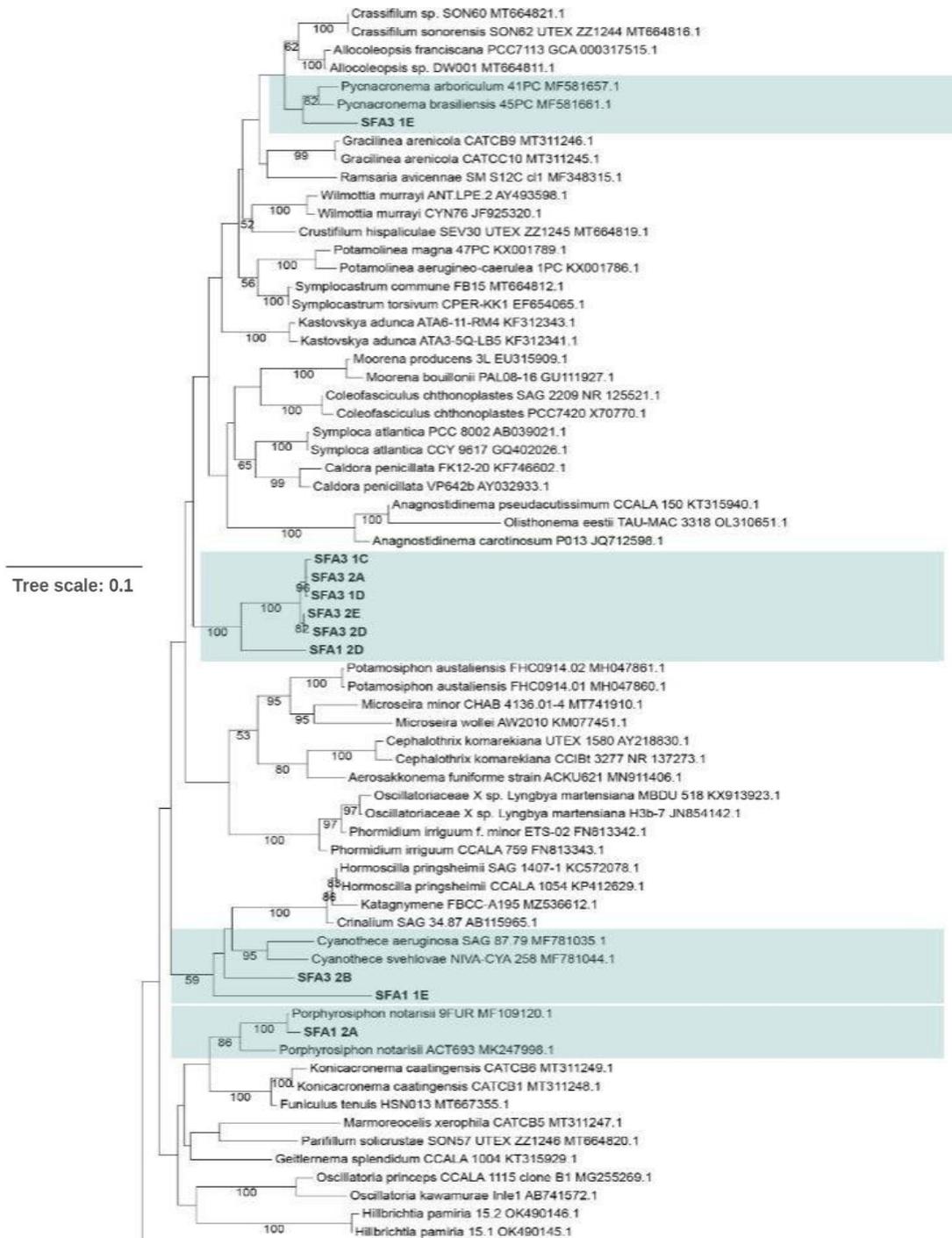
Figura 57 – Exemplo da amostra isolada SFA1_2E de *Stigonema*

```
GGGGAATTTCCGCAATGGGCGAAAGCCTGACGGAGCAATACCGCGTGAGGGAGGAAGGCTCTTGGGTT
GTAAACCTCTTTCTCAGGGAAGAATAATGACGGTACCTGAGGAATAAGCATCGGCTAACTCCGTGCCAGCAGCCGC
GGTAATACGGAGGATGCAAGCGTTATCCGGAATGATTGGGCGTAAAGCGTCCGAGGTGGCAGTGTAAAGTCTGCTGT
CAAAGAGTCTGGCTCAACCAGATAAAGGCAGTGGAACTACACAGCTAGAGTACGTTCCGGGCGAGAGGGAATTCCT
GGTGTAGCGGTGAAATGCGTAGAGATCAGGAAGAACACCGGTGGCGAAAGCGCTCTGCTAGGCCGTAACGACACT
GAGGGACGAAAGCTAGGGGAGCGAATGGGATTAGATACCCAGTAGTCTTAGCCGTAACGATGGATACTAGGTGT
TGCTTGATCGACCCGAGCAGTACCGTAGCTAACGCGTTAAGTATCCCGCCTGGGGAGTACGCAGGCAACTGTGAAA
CTCAAAGGAATTGACGGGGGCCCGACAAGCGGTGGAGTATGTGGTTTAAATTCGATGCAACGCGAAGAACCTTACCA
GGGCTTGACATGTCGCAATCTCAGGGAACCTTGGGAGTGCCTTCGGGAGCGGAACACAGGTGGTGCATGGCTGTC
GTCAGTCTGTCGTGAGATGTTGGTTAAGTCCCACAACGAGCGCAACCCTCGTTTTAGTTGCCATCATTAAAGTTG
GGCACTCTAGAGAGACTGCCGGTGACAAACCGGAGGAAGGTGGGGATGACGTC AAGTCAGCATGCCCTTACGTCCT
GGGCTACACAGTACTACAATGCTCCGGACAGAGGGCAGCGAGCATGCGAATGCAAGCTAATCCCGGAAACCGGAG
CTCAGTTCAGATCGCAGGCTGCAACTCGCTGCGTGAAGTTGGAATCGCTAGTAATTGCAAGGTCAGTATACTGCAGT
AATTCGTTCCCGGGCCTTGTACACACCGCCCGTACACCATGGAAGCTGGTAGTGGCCGAAGTCATTACCCCAACCTT
CGGGAGGGGATGCCTAGGGCAGGACTGGTACTGGGGTGAAGTCGTAACAAGGTAGCCGTACCGGAAGGTGTGGC
TGGATCACCTCCTTTAGGGAGACTACCCCATCAAATGACCGAAGAGCAAATATTGAGGTCCTGATGAGGTCACCC
AAGGTCGGTCGAGATTGGTGAATAGGCTTTCAAATATTGTTGCGTTTCGACTACTGAACAAGTCCAAAGGAAT
TTGACTAGAATCAGACCGATAGTAAATTTCTACGGCGCTTGTGAGTGGGAAAGATTTTTGCCAGGATTGGATAAAA
TTAATCAGCAACATGACTTAATGAAAGTCAGACTGCTGGGTAGAGATCCAGCCAGAACCTTGAAAACGTCATAGAAA
CGCGATATTAGCAGGTAGTTAGTAGACAGTAGATAGTGGTTAGTAGTTCAGAACACAACCTTACGACTAACTAAGCTC
CAACTAACTTTCAGCAATTGTGGTCAAGCGAATAAGGGCTAATGGTGGATACCTAGGCACACAGAG.
```

Fonte: dados da pesquisa (2022)

A partir das sequências, foram construídas árvores filogenéticas de cada ordem, com o propósito de colocar cada indivíduo, dentro do seu correto gênero e correspondente espécie, a partir de comparação em banco de dados genéticos. As análises preliminares, por ordem, são demonstradas nas figuras 58-62.

Figura 58 – Resultados da árvore filogenética da ordem *Oscillatoriales*, após análise em 16S



Fonte: dados da pesquisa (2022)

Analisando esta árvore filogenética, encontrou-se, na amostra SFA3 1E, uma provável nova espécie do gênero *Pycnacronema*, pois a amostra ramificou para um novo galho, indicando diferença entre as espécies conhecidas.

As amostras SFA3 2A, SFA3 1C, SFA3 1D, SFA3 2E, SFA3 2D e SFA1 2D se apresentam como um gênero completamente novo, com 100 % de probabilidade genética de subdivisão em uma ou mais espécies. As amostras SFA 2B e SFA1 1E se encaixam em uma

provável nova espécie do gênero *Cyanothece*, com 66% de compatibilidade, ou para um novo gênero, semelhante este. A amostra SFA 1 A2 demonstrou 100% de probabilidade genética com a espécie *Porphirosiphon notarisii*.

Figura 59 – Resultados da árvore filogenética da ordem *Nostocales*, após análise em 16S



Fonte: dados da pesquisa (2022)

Para a ordem *Nostocales*, as amostras SFA1 1A, SFA1 2C, SFA1 1C, SFA1 1B, SFA1 1E e SFA1 D se apresentaram, nesse primeiro momento, inconclusivas, pois o crescimento das amostras foi muito baixo, após o isolamento. Seria necessário um período de tempo muito maior para o crescimento de matéria ciano, pois uma análise satisfatória e fidedigna demandaria maior quantidade de matéria-prima. Cabe ressaltar que estas representam as espécies de crescimento mais difícil, após isolamento para cultivo em meio líquido ou sólido.

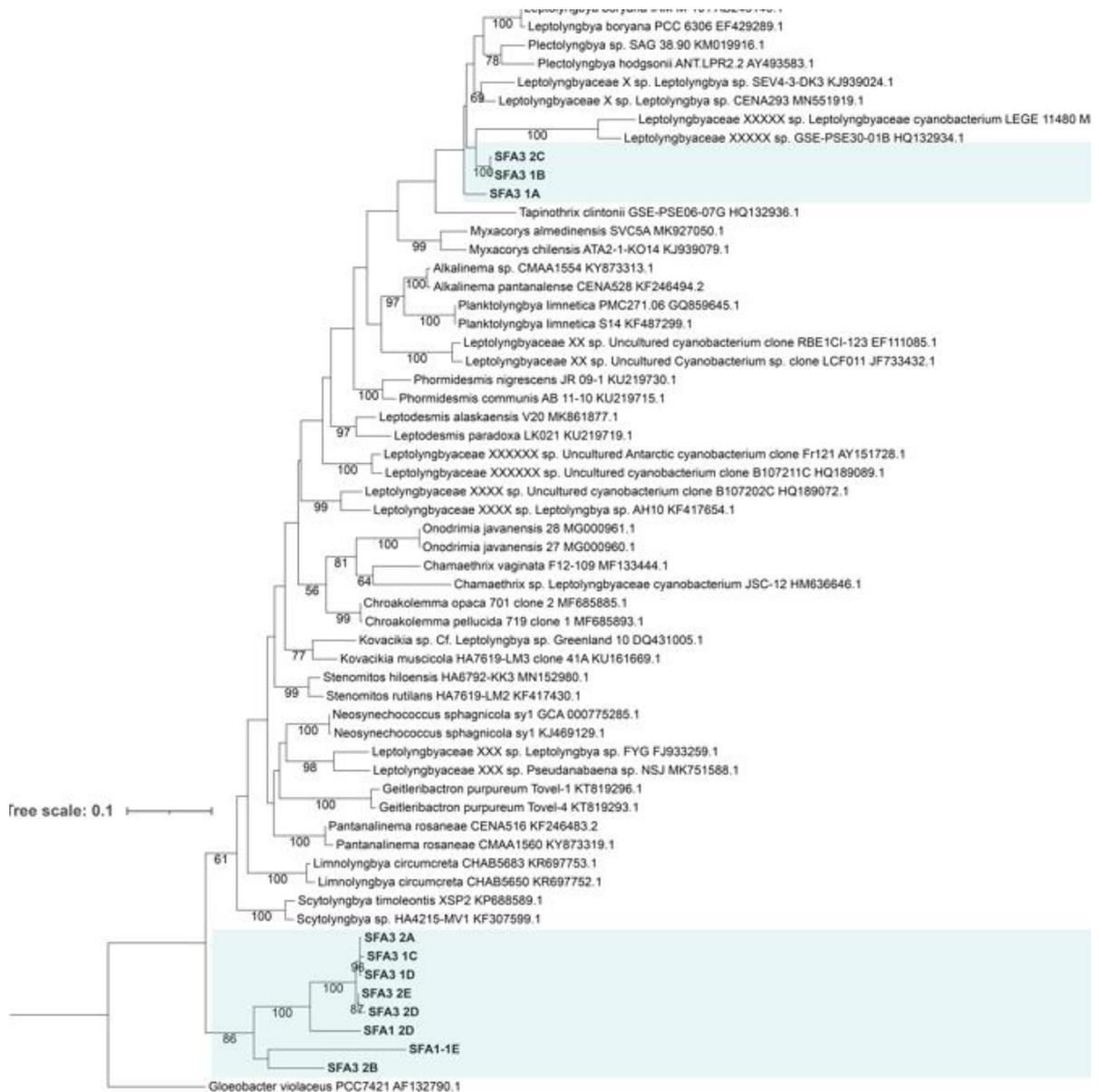
Figura 60– Resultados da árvore filogenética da ordem *Nostocales*, após análise em 16S



Fonte: dados da pesquisa (2022)

As amostras apresentaram uma nova espécie *Dulcicalothrix* sp. com alto grau de probabilidade genética para as espécies *Dulcicalothrix desertica* (comuns em áreas desérticas do mundo) ou *Dulcicalothrix alborzica* ou uma nova espécie semelhante deste gênero.

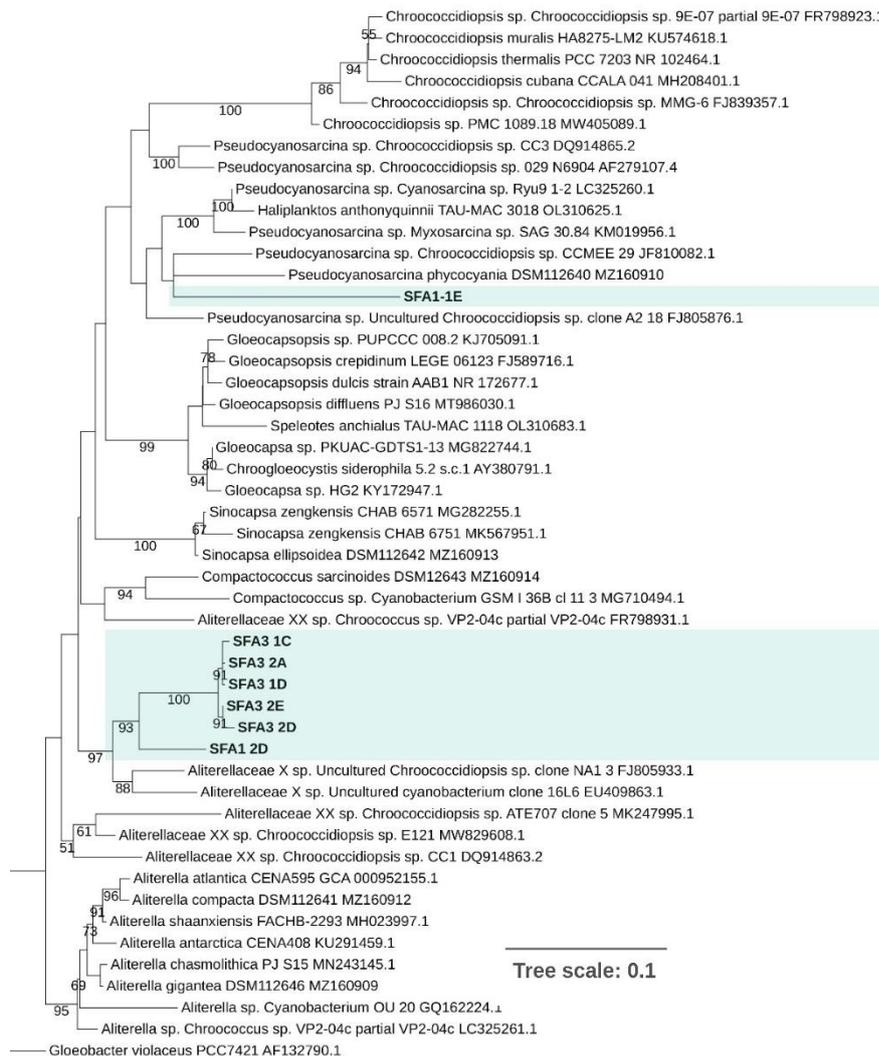
Figura 61 – Resultados da árvore filogenética da ordem *Scynechococcales*, após análise em 16S



Fonte: dados da pesquisa (2022)

Na árvore da ordem das *Synechococcales* filamentosas, encontramos uma probabilidade de 100% para uma nova espécie, proveniente da família *Leptolyngbyaceae*, ou com a mesma probabilidade para a formação de um novo gênero, pois as amostras SFA3 2C, SFA3 1B e SFA3 1A se mostram 100% distintas, quando próximas ao seu galho nesta árvore.

Figura 62 – Resultados da árvore filogenética da ordem *Chroococcidiopsidales*, após análise em 16S



Fonte: dados da pesquisa (2022)

Dentro da ordem das *Chroococcidiopsidales*, encontramos uma nova espécie do gênero *Pseudocyanosarcina* na Amostra SFA1-1E, bem como um novo gênero, com probabilidade de 100% para duas ou mais espécies, especificamente nas amostras SFA3 1C, SFA3 2A, SFA3 1D, SFA3 2E, SFA3 2D e SFA1 2D.

Consideramos esta parte do trabalho parcial, pois ainda há um complexo caminho a ser perseguido, tanto para identificar como para nomear os novos gêneros e espécies descobertos. Notou-se uma necessidade latente de adquirir os genomas completos de cepas cultivadas, para a futura construção de sequenciamento genético, a partir do método Amplicon, e para a realização dos metagenomas, que representam a filogenética e a expressividade da quantificação da diversidade microbiana, gerando as fitas de fitogenética.

4.5.2 Componente Briófito

Apesar da diferença de coloração encontrada nas amostras de musgos dos sítios em estudo, utilizando a taxonomia clássica, foi encontrada uma única espécie de musgo em ambos os sítios A e B: a *Campylopus pilifer* Brid, que é dominante nas biocrostas das áreas de arenização enfocadas. A Figura 63 traz a microscopia ótica e fotografias da espécie.

Figura 63 – Amostra coletada de biocrosta musgo espécie *Campylopus pilifer* Brid: filídios apicais do gametófito (sob microscópio, com aumento de 100x) (63A); secção transversal da crosta (sob microscópio, com aumento de 1000x) (63B); destaque para um ápice hialino, com seu sistema de raiz (sob lupa) (63C)



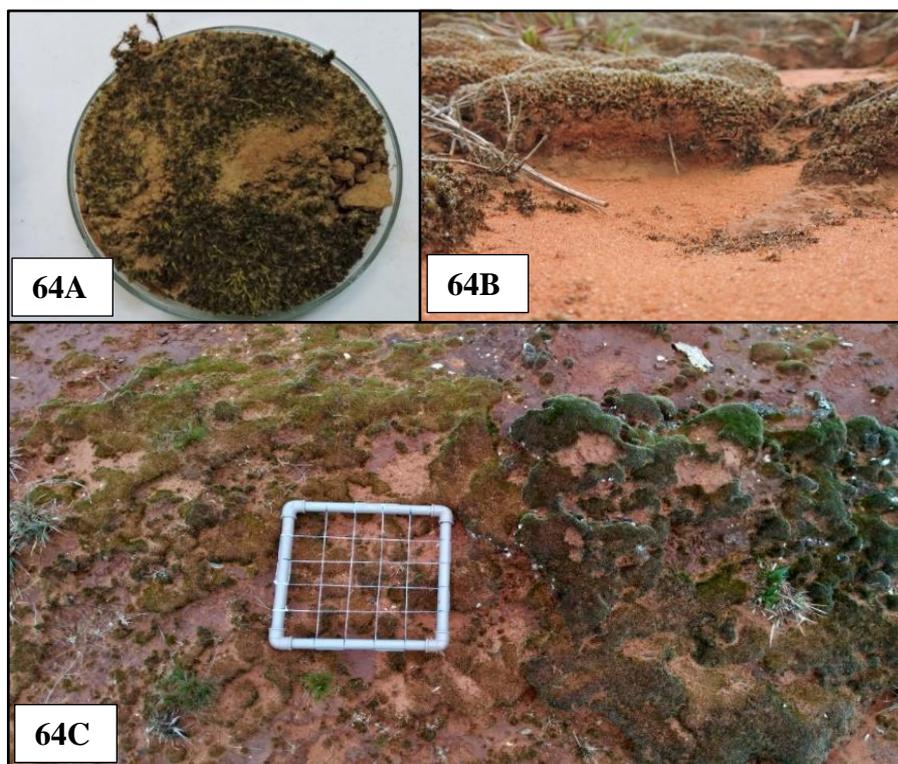
Fonte: acervo pessoal da autora (2022)

Em condições naturais, os musgos são organismos poiquiloídricos, e geralmente estão sujeitos à dessecação intermitente (ZOTZ, 2001). Essas estruturas aglomeradas permitem duas características criticamente importantes para a vida na Terra: o transporte e a retenção de água e a estabilidade mecânica do solo (ZAJĄCZKOWSKA *et al.*, 2017).

Os musgos de areais contêm capas de espessura grossa e extensão média, com colorações que variam do verde vivo ao verde amarelado, como exemplificado na Figura 64. A

maioria das espécies de musgo cresce em grupos e mostra formas de vida clonal ou colonial (BATES, 1998; GLIME, 2015).

Figura 64– Amostra coletada de biocrosta: musgo da espécie *Campylopus pilifer* Brid. no Sítio B (64A); Vista lateral de uma biocrosta de dominância musgo (64B); e extensão de um conjunto de biocrosta de dominância musgo em solo arenoso (64C)



Fonte: acervo pessoal da autora (2022)

Briófitas são o segundo maior grupo no mundo das plantas terrestres; elas ocorrem em todos os continentes e em todos os locais habitáveis por plantas fotossintéticas (GLIME, 2017). São divididas em hepáticas, em musgos e em antóceros, sendo consideradas as primeiras plantas a habitar o sistema solo, cuja variedade pode alcançar cerca de 15.000 espécies — mais que qualquer outro grupo de plantas, além das floridas (GLIME, 2017). São consideradas muito distintas, especialmente por causa dos seus tamanhos, pois algumas possuem apenas alguns milímetros e poucas folhas, como é o caso de alguns musgos.

O papel ecológico das briófitas apresenta escalas muito diferentes de espaço, de tempo e de organização (GLIME, 2017). A falta de taxonomia para muitos novos táxons, particularmente na América Latina, torna este trabalho desafiador, especialmente quando se deseja mapear o papel ecológico de um grupo de espécies.

Segundo Antoninka (2019), existem muitas maneiras de cultivar biocrosta em estufa. A chave para o sucesso é encontrar o equilíbrio entre as limitações de crescimento, enquanto se

minimiza simultaneamente o crescimento de outras comunidades daninhas, que podem competir pelo espaço e por nutrientes do solo.

Desse modo, deve-se regar e manter os organismos da biocrosta em ciclos secos e úmidos (VELASCO AYUSO *et al.*, 2017), ou reduzindo, até eliminar, os eventos de dessecação. Através de testes de irrigação e de intervalos, de adições de nutrientes, de sombreamento e de tipos de solos, as abordagens de alguns componentes-chave se mostraram mais bem sucedidas, conforme descrito em Doherty *et al.* (2015). Considera-se que a água não necessita ser deionizada, mas simplesmente filtrada, a partir da torneira, com bons resultados (BOWKER; ANTONINKA, 2016).

Portanto, as biocrostas são consideradas um ativo importante para restaurar solos degradados (ROMÁN *et al.*, 2018). Mas a recuperação da perturbações, usando a restauração via biocrostas, é um desafio de processo lento (ANTONINKA *et al.*, 2016). A introdução de organismos nativos em solos degradados, através de transplantes de outros locais ou de cultivos prévios em viveiros, é uma ferramenta poderosa e promissora em programas de restauração (BOWKER, 2007). Na Universidade de Tübingen, por exemplo, faz-se o cultivo de musgos em viveiros artificiais, em conjunto com o Museu de Ciências Naturais, de Stuttgart, que sedia e controla as amostras.

4.5.3 Estudos correlativos com similaridades de fatores geográficos

O substrato arenoso é relatado em vários estudos de biocrostas pelo mundo, especialmente em áreas desérticas, devido à maioria das áreas serem representadas por depósitos de dunas de areia, cobertos por biocrostas e pouco vegetados.

Estudos demonstraram que as biocrostas (principalmente de cianobactérias) estão presentes em uma grande proporção do Sahel, principalmente em forma de cianobactérias filamentosas (MALAM ISSA *et al.*, 1999; VALENTIN *et al.*, 2004). Além disso, a diversidade e a dominância dos tipos de comunidades das biocrostas variam em geomorfologia (BOWKER *et al.*, 2016). As crostas de cianobactérias são mais abundantes em áreas moderadamente ativas, como lençóis de areia do Holoceno, sugerindo que cianobactérias filamentosas móveis podem suportar deposições e soterramentos de areia (WILLIAMS *et al.*, 2013).

Em contraste, biocrostas de musgo e de líquen são mais prevalentes em superfícies estáveis e são associadas a substratos de granulação fina, que ocorrem entre rochas superficiais

embutidas (WILLIAMS *et al.*, 2013). Essas condições são comumente encontradas em solos do início ao fim do Holoceno, com a maior diversidade de tipos de biocrostas encontrada em superfícies moderadamente jovens (500 a 1.000 anos) (BOWKER *et al.*, 2016).

Apesar de os areais do RS possuírem as mesmas correlações de espécies filamentosas e dinâmicas de áreas mais estáveis, as biocrostas dos areais estudados apresentam comportamentos muito diferentes, quanto à dinâmica de substratos ocupados; elas acabam se localizando na porção menos estável e dando resistência ao solo nas vertentes, sendo também encontradas em áreas mais altas, como se estivessem dando resistência ao substrato areia, enquanto as partes desprovidas de biocrostas se encontram mais facilmente erodidas.

Quanto à relação climática, temos uma condição de precipitação única. Apesar de a literatura normalmente exaltar regiões climáticas áridas, semiáridas ou hiperáridas (WEBER *et al.*, 2022), as biocrostas dos areais do RS se adaptaram perfeitamente ao clima subtropical. Então, consideramos que o fator climatológico não seja um determinante para a existência ou não das biocrostas.

4.6 TESTES DE CULTIVO DE CIANOBACTÉRIAS EM MEIO CONTROLADO

Esse estudo se propôs a cultivar, de forma experimental, o componente biocrosta cianobactéria *in vitro*, com a finalidade de controlar os estágios iniciais de crescimento deste componente de biocrostas no solo. Sendo assim, três das espécies de cianobactérias encontradas nos sítios estudados foram cultivadas, após serem isoladas e limpas. Esse experimento foi realizado em solos provenientes de ambas as áreas de estudo, cujas condições climatológicas locais de precipitação e de insolação foram simuladas em laboratório.

4.6.1 Abordagem BG

A abordagem BG (que utiliza o meio de cultura BG-11 (*blue-green medium*)) foi realizada em duas etapas. A primeira destas foi a inoculação das cianobactérias em meio de cultura BG-11, por período determinado e após transferência do material biológico das cianobactérias crescido para o solo. O tempo de controle de crescimento no solo foi de seis meses.

A Tabela 14 especifica as espécies de cianobactérias cultivadas e a origem da amostra de solo utilizada, bem como os índices de crescimento observados, após seis meses. Através deste método, foi registrado um crescimento baixo, pois a crosta cultivada cobriu apenas 20% da área das placas de Petri, cujo crescimento foi observado apenas nas amostras cultivadas com as cianobactérias *Oscillatoria* sp.

Tabela 14 – Identificação de amostras de culturas de cianobactéria por método BG

Amostra	Cianobactéria	Índice de crescimento	Solo
Amostra 01	<i>Oscillatoria</i> sp.	c/ crescimento	Vila Kramer
Amostra 02	<i>Phorphyrosiphon</i> sp.	s/ crescimento	Vila Kramer
Amostra 03	<i>Stigonema</i> sp.	s/ crescimento	Vila Kramer
Amostra 04	<i>Phorphyrosiphon</i> sp.	s/ crescimento	Vila Kramer
Amostra 05	<i>Oscillatoria</i> sp.	c/ crescimento	Cerro da Esquina
Amostra 06	<i>Stigonema</i> sp.	s/ crescimento	Cerro da Esquina
Amostra 07	<i>Phorphyrosiphon</i> sp.	s/ crescimento	Cerro da Esquina
Amostra 08	<i>Stigonema</i> sp.	s/ crescimento	Cerro da Esquina

Fonte: elaborada pela autora (2022)

A amostra cinco é apresentada na Figura 65, em que é possível identificar o crescimento de cianobactérias concentradas no centro da placa de Petri, local de maior presença de umidade, que sofreu com erosão contínua de gotejamento. A Figura 66 apresenta a microscopia óptica das cianobactérias cultivadas, extraídas da Amostra 05, após 192 dias de cultura.

A aplicação desta metodologia permitiu observar as limitações da cultura *in vitro* de cianobactérias, bem como adaptar o planejamento da segunda metodologia de cultivo proposta. Por exemplo, a quantidade de água irrigada nesta fase variou entre 5 e 10 mm diários. Acredita-se na necessidade de ampliar o gradiente hídrico para o experimento subsequente, assim como a precisão de modicar a concentração de água num único ponto da placa. Notou-se, também, que a umidade no sentido da infiltração não era suficiente para promover o crescimento da crosta e que a umidade por percolação encontrada no ambiente natural é difícil de ser reproduzida, o que se acredita que seja um fator-chave para a expansão do crescimento das crostas.

Outro problema encontrado foi o pH 7 do meio, que se fez restritivo ao crescimento, ocasionando, inclusive, a morte de filamentos de cianobactérias. Ao perceber a questão, a acidez do meio líquido do BG-11 foi modificada para um nível semelhante ao do solo, ou seja,

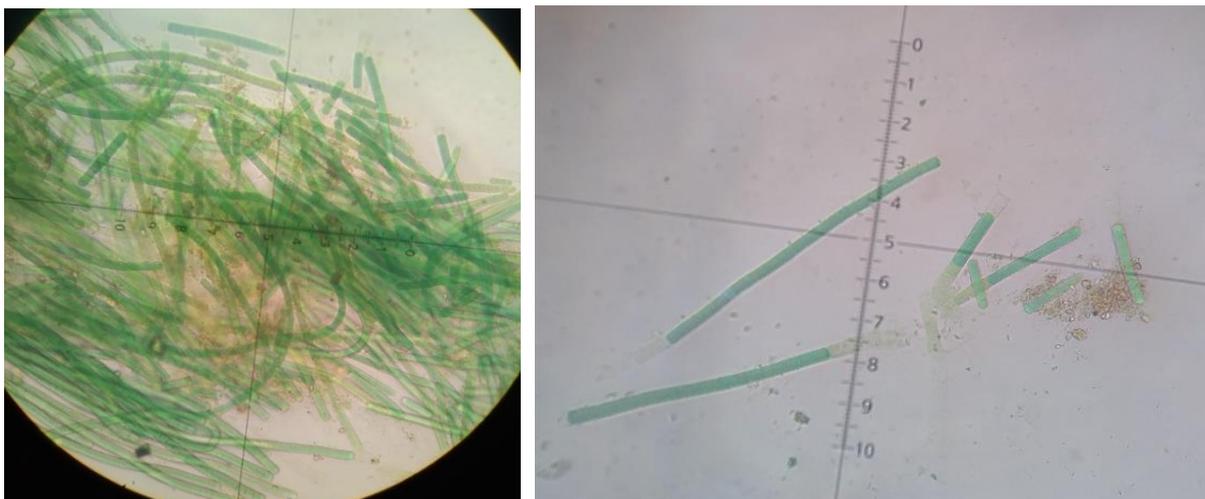
um pH 5, que auxiliou no crescimento do material biológico das cianobactérias e as manteve vivas.

Figura 65– Amostra 5, em diferentes fases de crescimento (abordagem BG-11)



Fonte: acervo pessoal da autora (2022)

Figura 66– Cianobactéria de gênero *Oscillatoria*, crescida artificialmente, após cultivo em solo arenoso, seguindo a abordagem BG-11 (Amostra 5), com visão coletiva de parte da amostra (com aumento de 100x) (à esquerda); e visão de cianobactéria individual (com aumento de 1.000x) (à direita)



Fonte: acervo pessoal da autora (2022)

4.6.2 Abordagem DR

A segunda fase de testes de cultivo foi feita, a partir da abordagem direta (DR) — o cultivo direto, sem uso de meio de cultura BG-11 —, na qual as cianobactérias foram inoculadas diretamente no solo, após limpeza e separação. Nessa fase, optou-se pela cianobactéria do gênero *Stigonema* sp., por se tratar do organismo superficialmente mais visível nas biocrostas dos locais de coleta.

O experimento foi controlado por seis meses e, para esta fase, ampliamos o índice de umidade para 20 mm, descentralizando os gotejos. Seguindo informações do protocolo de Faist *et al.* (2020), optou-se pelo uso de potes plásticos, com possibilidade de furos na base, para que houvesse o escoamento da água.

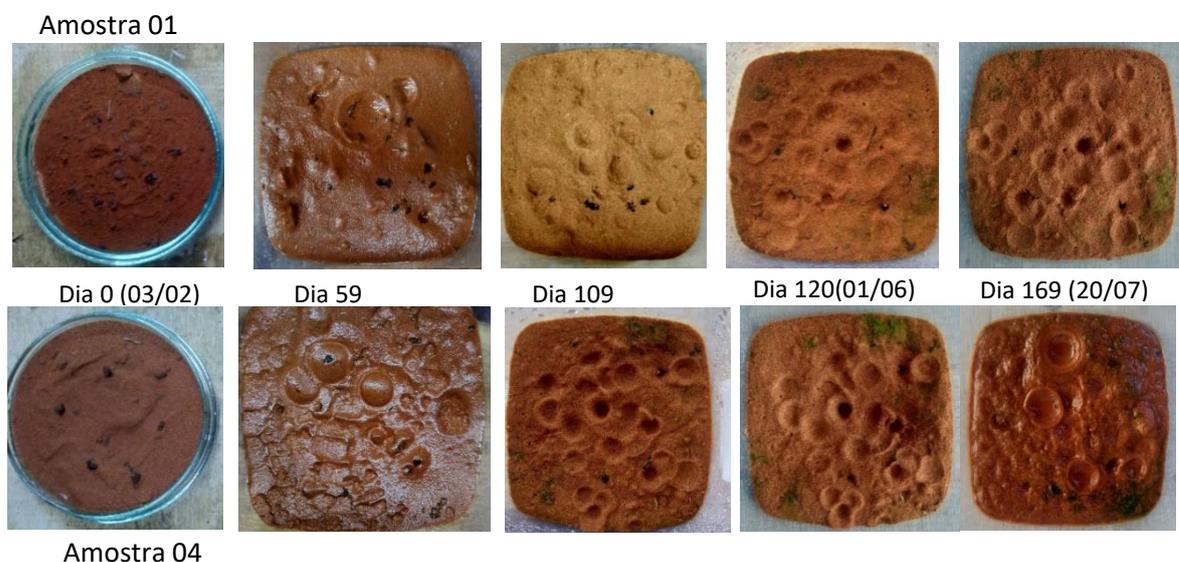
Seis das oito amostras apresentaram algum nível de crescimento. As amostras sob menor índice pluviométrico não resistiram (floresceram), enquanto as resistentes chegaram a cobrir 33% da área superficial do substrato de solo. Um sumário sobre as condições de cultivo das diferentes amostras é apresentado na Tabela 15, enquanto a Figura 67 apresenta a evolução do crescimento observado, ao longo de aproximadamente seis meses, nas amostras 1 e 4.

Tabela 15 – Resultados para as amostras com as espécies do experimento 02

Amostra	Componente Cianobactéria	Índice de crescimento	Solo
Amostra 01	<i>Stigonema</i> sp.	c/ crescimento	Vila Kramer
Amostra 02	<i>Stigonema</i> sp.	c/ crescimento	Vila Kramer
Amostra 03	<i>Stigonema</i> sp.	c/ crescimento	Vila Kramer
Amostra 04	<i>Stigonema</i> sp.	c/ crescimento	Vila Kramer
Amostra 05	<i>Stigonema</i> sp.	c/ crescimento	Cerro da Esquina
Amostra 06	<i>Stigonema</i> sp.	c/ crescimento	Cerro da Esquina
Amostra 07	<i>Stigonema</i> sp.	s/ crescimento	Cerro da Esquina
Amostra 08	<i>Stigonema</i> sp.	s/ crescimento	Cerro da Esquina

Fonte: dados da pesquisa (2022)

Figura 67 – Amostras 01 e 04, em diferentes fases de crescimento, desde a implantação dos organismos no solo, até o final do controle (abordagem DR)



Fonte: acervo pessoal da autora (2022)

Apesar de o crescimento espacial das amostras cultivadas por abordagem DR ser mais expressivo do que em amostras cultivadas por BG-11, entendemos que a qualidade de crescimento das amostras foi baixa. Isso é possível de evidenciar, quando olhamos a amostra da Figura 68. Apesar de termos conseguido reproduzir o crescimento em laboratório do gênero *Stigonema* sp., esse se encontrava aparentemente retorcido e desidratado. Em comparação com a literatura, acredita-se que a espécie necessita de um índice maior de umidade, especialmente de escoamento subsuperficial, que resulta da umidade por percolação.

Figura 68– Cianobactéria do gênero *Stigonema* sp. da amostra 04, crescida, porém desidratada



Fonte: acervo pessoal da autora (2022)

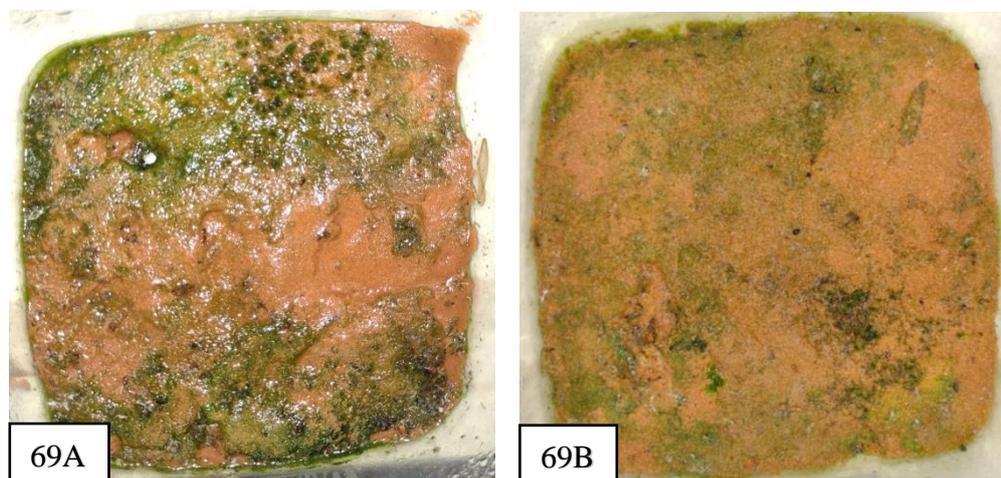
Observou-se que existe viabilidade para o cultivo das cianobactérias dos areas investigados em laboratório, mas se faz necessário utilizar solo local ou realizar mudanças químicas de pH para ácido, bem como a diferenciação química do solo, especialmente no caso dos elementos P e Al, pois o meio BG-11 é muito rico e nutritivo e, em sua fórmula básica, se mantém-se muito distante das características do solo da área de estudo. Sendo assim, acreditamos na necessidade de criação de um meio nutritivo misto, mais semelhante ao do solo da área.

Quando as espécies foram cultivadas em solo do próprio local, o crescimento ocorreu de forma satisfatória. Observou-se que os vetores solo (fixação e nutrição), água (precipitação), e radiação (luz e calor) são fatores fundamentais ao crescimento e à abundância das espécies.

Sendo assim, utilizando o solo local, foi possível fazer a cultura das espécies em foco em laboratório. A variável água controlou o tempo de crescimento, ou seja, quanto maior foi a quantidade de água disponível, maior foi o crescimento dos espécimes, que foi ampliado nos meses com temperaturas superiores a 25°C. A Figura 69 demonstra uma amostra do

experimento com quantidade de água ampliada, semelhante ao que ocorre nos meses de pico hídrico da região.

Figura 69– Amostras da abordagem DR: imagem da amostra, imediatamente após de hidratação (69A); e imagem da amostra, cinco horas após a hidratação (69B)



Fonte: acervo pessoal da autora (2022)

Nesse experimento, também se entendeu que a hidratação ideal seria menos concentrada, pois os pontos de gotejo da água contribuíam para a destruição da biocrosta, gerando pontos negativos de crescimento. Além disso, as condições naturais, como épocas chuvosas e sem precipitação, são necessárias para que a cianobactéria se torne crosta e obtenha uma aparência semelhante à da biocrosta *in loco*.

4.7 VIABILIDADES DE RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DE BIOCROSTAS, A PARTIR DE EXPERIMENTOS *IN LOCO*

Apesar de este trabalho não ter conseguido realizar experimentos *in loco*, devido ao tempo de duração desta fase do projeto, entende-se que isto seja totalmente viável, obviamente, se as espécies de cianobactérias escolhidas forem as mesmas encontradas nos sítios e se o local for protegido de pisoteios de animais de corte ou de práticas agrícolas. Porém, os efeitos ecológicos positivos e/ou negativos devem ser mensurados, além dos dados de fertilidade e de resistência à erosão do solo, que devem ser controlados.

Tais práticas de cultivos já foram realizadas em outros trabalhos, após períodos de testes em laboratório (ANTONINKA *et al.*, 2020; CHAMIZO *et al.*, 2018; ROSSI *et al.*, 2017;

SLATE *et al.*, 2019; TUCKER *et al.*, 2020; ZHOU *et al.*, 2020). Essas geralmente ocorrem com a replicação artificial de um (e/ou mais de um) organismo dominante.

Alguns fatores podem acelerar ou retardar o crescimento das parcelas de cultivo de biocrostas. Entre eles, a baixa precipitação é considerada um fator limitante para a recuperação de áreas por biocrostas, e o microrganismo cianobactéria foi relatado como o de maior resistência, dentro do processo de reabilitação, frente a musgos e a líquenes (ZHOU *et al.*, 2020).

Entretanto, apesar de o trabalho se fazer viável, alguns critérios ainda podem ser grandes barreiras a sua aplicabilidade, como viabilidade econômica em grande escala e parâmetros severos de segurança, os quais devem ser seguidos, a fim de não causar efeitos negativos nas áreas testadas.

Desse modo, (i) faz-se necessária a compreensão do sistema de biocrostas, bem como das cianobactérias a serem inoculadas; (ii) a escolha dos organismos de cianobactéria a serem inoculados deve ser adequada, pois estes devem ter características semelhantes às encontradas no tipo de solo local, assim como nos comportamentos de agregação e de adaptação ao meio ambiente; e (iii) as estratégias de dispersão da cultura *in loco* precisam ser mais bem estudadas, a fim de encontrar as estratégias mais eficazes.

Contudo entende-se se possível a prática e o aperfeiçoamento desta nova técnica em áreas com o objetivo de restauração. Mas se fará necessário um grande engajamento da comunidade de gestores de terras locais bem como acesso a compreensão prática das utilidades das biocrostas e sua necessidade de proteção, a fim de trilhar um caminho de união entre a ciência e a prática do dia a dia do campo.

5 CONCLUSÕES

O presente estudo se mostrou promissor, mostrando a importância das biocroscas em locais em processo de arenização, não, somente, pela ausência de estudos em climas subtropicais, mas, também, pelas características singulares dos locais de ocorrência destes processos. A quantidade e a abundância das biocroscas nestas áreas é expressiva, assim como a relevância destas para os ecossistemas locais.

Os mapeamentos nos mostraram não apenas que as biocroscas são abundantes nos areais mensurados, bem como é a comunidade biológica dominante destes ambientes. Isso se fez muito claro quando comparado a quantidade e presença de biocroscas na vegetação do bioma pampa nas áreas mapeadas. Elas são as comunidades dominantes e dão o suporte para a resistência da vegetação do bioma Pampa nesses locais, o que faz delas elemento fundamental na composição fitofisionomia desse bioma com campos de areais. Assim, as mesmas devem ser incluídas nessa análise de paisagem.

Verificou-se, nesse estudo, que tanto a geomorfologia quanto a climatologia contribuem para a existência das biocroscas aqui enfocadas, especialmente quando levamos em conta a posição no relevo, que é definida especialmente pelo aporte de sedimentos ali encontrados, os quais dão suporte à fixação destas biocroscas, mormente quanto aos aspectos insolação e precipitação, fundamentais à presença dos espécimes de cianobactérias, de fungos, de líquenes e de musgos, que conformam aquelas comunidades. Entretanto, muito ainda pode e deve ser explorado neste tópico, especialmente quanto às diferenças granulométricas dos solos, bem como à diferença das biocroscas em distintas posições do relevo e aos fatores erosão por escoamento superficial e precipitação.

O estudo taxonômico das espécies encontradas em biocroscas dominância cianobactéria mostraram que estes ambientes em processo de arenização são “hot spots” para novos gêneros e espécies de cianobactérias cuja determinação somente foi possível a partir de análises por sequenciamento do DNA – 16S e 23S.

Cada vez mais, as biocroscas dominância musgo nos mostram a necessidade das compreensões da dispersão florística e da especiação, pois a atual cobertura vegetal ainda está muito conectada ao passado da Terra. Sendo assim, as dominâncias de musgos encontradas nas áreas de investigação se refletem nas mesmas latitudes da África — que estava conectada à América, durante a existência da Pangeia.

Sendo assim, entendemos que as crostas biológicas de solo podem ser um fator-chave para auxiliar na restauração e na conservação de áreas sob processos de arenização. As biocrostas, como organismos adaptados à mobilidade de solos arenosos, além de conseguirem se fixar a tais solos, gerando uma cobertura de proteção contra erosões eólica e hídrica, são capazes de ampliar o aporte químico do solo, nutrindo-o, ao fixarem nitrogênio, além de realizarem o importante papel de servir como suporte para as vegetações de campos e para as demais espécies vegetais nativas do bioma Pampa.

Constatou-se como viável a reprodução de espécimes de cianobactérias em laboratório, o que é um passo fundamental para uma futura restauração de áreas de biocrostas.

Nesse sentido, a área de estudo é um marco no mundo para a existência de biocrostas, dadas as suas condições de precipitação e de alta insolação, pois, além destas se encontrarem sob influência de condições climáticas favoráveis, seu solo possui uma nutrição semelhante à encontrada em áreas desérticas do mundo, logo este poderia ser o ponto-base no mundo para futuros estudos de restaurações ecológicas, a partir de biocrostas?

REFERÊNCIAS

ABED, Raeid M. M.; TAMM, Alexandra; HASSENRÜCK, Christiane; AL-RAWAHI, Ahmed N.; RODRÍGUEZ-CABALLERO, Emilio; FIEDLER, Sabine; MAIER, Stefanie; WEBER, Bettina. Habitat-dependent composition of bacterial and fungal communities in biological soil crusts from Oman. **Scientific reports**, v. 9, n. 1, p. 6468, 2019. doi:10.1038/s41598-019-42911-6.

AB'SABER, A.N. Domínios morfoclimáticos na América do Sul. Primeira aproximação. **Geomorfologia**, n. 52, 1977.

ANTONINKA, Anita; BOWKER, Matthew A.; REED, Sasha C.; DOHERTY, Kyle. Production of greenhouse-grown biocrust mosses and associated cyanobacteria to rehabilitate dryland soil function. **Restoration Ecology**, v. 24, n. 3, p. 324–335, 2016. doi:10.1111/rec.12311.

ANTONINKA, Anita; FAIST, Akasha; RODRIGUEZ-CABALLERO, Emilio; YOUNG, Kristina E.; CHAUDHARY, V. Bala; CONDON, Lea A.; PYKE, David A. Biological soil crusts in ecological restoration: emerging research and perspectives. **Restoration Ecology**, v. 28, n. S2, 2019. doi:10.1111/rec.13201.

ANTONINKA, Anita; BOWKER, Matthew A.; BARGER, Nichole N.; BELNAP, Jayne; GIRALDO-SILVA, Ana; REED, Sasha C.; GARCIA-PICHEL, Ferran; DUNIWAY, Michael C. Addressing barriers to improve biocrust colonization and establishment in dryland restoration. **Restoration Ecology**, v. 28, n. S2, 2020. doi:10.1111/rec.13052.

AZEVEDO, Antonio; KAMINSKI, Joao. Considerações sobre os solos dos campos de areia no Rio Grande do Sul. **Ciência e Ambiente**, v. 11, p. 65–70, 1995.

BARGER, Nichole N.; HERRICK, Jeffrey E.; VAN ZEE, Justin; BELNAP, Jayne. Impacts of Biological Soil Crust Disturbance and Composition on C and N Loss from Water Erosion. **Biogeochemistry**, v. 77, n. 2, p. 247–263, 2006. doi:10.1007/s10533-005-1424-7.

BARGER, Nichole N.; WEBER, Bettina; GARCIA-PICHEL, Ferran; ZAADY, Eli; BELNAP, Jayne. Patterns and Controls on Nitrogen Cycling of Biological Soil Crusts. *In*: WEBER, B.; BÜDEL, B.; BELNAP, J. (Org.). **Biological Soil Crusts: An Organizing Principle in Drylands**. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 257–285. (Ecological Studies). ISBN 978-3-319-30212-6.

BATES, J. W. Is 'Life-Form' a Useful Concept in Bryophyte Ecology? **Oikos**, v. 82, n. 2, p. 223, 1998. doi:10.2307/3546962.

BAUERMANN, S.G.; EVALDT, A.C.P.; ZANCHIN, J.R. & BORDIGNON, S.A.L. 2010. Diferenciação polínica de *Butia*, *Euterpe*, *Geonoma*, *Syagrus* e *Thrinax* e implicações paleoecológicas de *Arecaceae* para o Rio Grande do Sul. **Iheringia**, Série Botânica, 65:35-46

BEHLING, Hermann. Investigations into the late Pleistocene and Holocene history of vegetation and climate in Santa Catarina (S Brazil). **Vegetation History and Archaeobotany**, v. 4, n. 3, 1995. doi:10.1007/BF00203932.

BEHLING, Hermann; PILLAR, Valerio DePatta; ORLÓCI, László; BAUERMANN, Soraia Girardi. Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 203, n. 3–4, p. 277–297, 2004. doi:10.1016/S0031-0182(03)00687-4.

BEHLING, Hermann; PILLAR, Valerio DePatta; BAUERMANN, Soraia Girardi. Late Quaternary grassland (Campos), gallery forest, fire and climate dynamics, studied by pollen, charcoal and multivariate analysis of the São Francisco de Assis core in western Rio Grande do Sul (southern Brazil). **Review of Palaeobotany and Palynology**, v. 133, n. 3–4, p. 235–248, 2005. doi:10.1016/j.revpalbo.2004.10.004.

BELLANCA, Eri Tonietti. **Uma contribuição para a explicação da gênese dos areais do Sudoeste do Rio Grande do Sul**. 2002. 88f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

BELNAP, Jayne; GARDNER, John. Soil microstructure of the Colorado Plateau: the role of the cyanobacterium *Microcoleus vaginatus*. *Great Basin Nat. The Great Basin Naturalist*, v. 53, p. 40–47, 1993. doi:10.2307/41712756.

BELNAP, J. Surface disturbances: Their role in accelerating desertification. **Environmental monitoring and assessment**, v. 37, n. 1–3, p. 39–57, 1995. doi:10.1007/BF00546879.

BELNAP, J.; HARPER, K. T. Influence of cryptobiotic soil crusts on elemental content of tissue of two desert seed plants. **Arid Soil Research and Rehabilitation**, v. 9, n. 2, p. 107–115, 1995. doi:10.1080/15324989509385879.

BELNAP, J.; ROSENTERETER, R.; LEONARD, S.; KALTENECKER, J.; WILLIAMS, J.; ELDRIDGE, D. **Biological Soil Crusts: Ecology and Management**, 2001.

BELNAP, Jayne; LANGE, Otto L. (Ed.). **Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management**. Berlin; Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2003. 506 p. (Ecological Studies, Analysis and Synthesis, 150). ISBN 978-3-642-56475-8.

BELNAP, J. Comparative Structure of Physical and Biological Soil Crusts. *In*: BALDWIN, I. T.; CALDWELL, M. M.; HELDMAIER, G.; LANGE, O. L.; MOONEY, H. A.; SCHULZE, E.-D.; SOMMER, U.; BELNAP, J.; LANGE, O. L. (Org.). **Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management**. Berlin; Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2003. p. 177–191. (Ecological Studies). ISBN 978-3-540-43757-4.

BELNAP, J. Factors Influencing Nitrogen Fixation and Nitrogen Release in Biological Soil Crusts. *In*: BALDWIN, I. T.; CALDWELL, M. M.; HELDMAIER, G.; LANGE, O. L.; MOONEY, H. A.; SCHULZE, E.-D.; SOMMER, U.; BELNAP, J.; LANGE, O. L. (Org.). **Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management**. Berlin; Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2003. p. 241–261. (Ecological Studies). ISBN 978-3-540-43757-4

BELNAP, J. Microbes and Microfauna Associated with Biological Soil Crusts. *In*: BALDWIN, I. T.; CALDWELL, M. M.; HELDMAIER, G.; LANGE, O. L.; MOONEY, H. A.; SCHULZE, E.-D.; SOMMER, U.; BELNAP, J.; LANGE, O. L. (Org.). **Biological Soil**

Crusts: Structure, Function, and Management. Berlin; Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2003. p. 167–174. (Ecological Studies). ISBN 978-3-540-43757-4.

BELNAP, J.; ELDRIDGE, D. Disturbance and Recovery of Biological Soil Crusts. *In*: BALDWIN, I. T.; CALDWELL, M. M.; HELDMAIER, G.; LANGE, O. L.; MOONEY, H. A.; SCHULZE, E.-D.; SOMMER, U.; BELNAP, J.; LANGE, O. L. (Org.). **Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management.** Berlin; Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2003. p. 363–383. (Ecological Studies). ISBN 978-3-540-43757-4.

BELNAP, J.; LANGE, O. L. Structure and Functioning of Biological Soil Crusts: a Synthesis. *In*: BALDWIN, I. T.; CALDWELL, M. M.; HELDMAIER, G.; LANGE, O. L.; MOONEY, H. A.; SCHULZE, E.-D.; SOMMER, U.; BELNAP, J.; LANGE, O. L. (Org.). **Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management.** Berlin; Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2003. p. 471–479. (Ecological Studies). ISBN 978-3-540-43757-4.

BELNAP, J.; PRASSE, R.; HARPER, K. T. Influence of Biological Soil Crusts on Soil Environments and Vascular Plants. *In*: BALDWIN, I. T.; CALDWELL, M. M.; HELDMAIER, G.; LANGE, O. L.; MOONEY, H. A.; SCHULZE, E.-D.; SOMMER, U.; BELNAP, J.; LANGE, O. L. (Org.). **Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management.** Berlin; Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2003. p. 281–300. (Ecological Studies). ISBN 978-3-540-43757-4.

BELNAP, Jayne. The potential roles of biological soil crusts in dryland hydrologic cycles. **Hydrological Processes**, v. 20, n. 15, p. 3159–3178, 2006. doi:10.1002/hyp.6325.

BELNAP, Jayne; MUNSON, Seth M.; FIELD, Jason P. Aeolian and fluvial processes in dryland regions: the need for integrated studies. **Ecohydrology**, v. 4, n. 5, p. 615–622, 2011. doi:10.1002/eco.258.

BELNAP, Jayne; WILCOX, Bradford P.; VAN SCOYOC, Matthew W.; PHILLIPS, Susan L. Successional stage of biological soil crusts: an accurate indicator of ecohydrological condition. **Ecohydrology**, v. 6, n. 3, p. 474–482, 2013. doi:10.1002/eco.1281.

BELNAP, Jayne; BÜDEL, Burkhard. Biological Soil Crusts as Soil Stabilizers. *In*: WEBER, B.; BÜDEL, B.; BELNAP, J. (Org.). **Biological Soil Crusts: An Organizing Principle in Drylands.** Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 305–320. (Ecological Studies). ISBN 978-3-319-30212-6.

BELNAP, Jayne; WEBER, Bettina; BÜDEL, Burkhard. Biological Soil Crusts as an Organizing Principle in Drylands. *In*: WEBER, B.; BÜDEL, B.; BELNAP, J. (Org.). **Biological Soil Crusts: An Organizing Principle in Drylands.** Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 3–13. (Ecological Studies). ISBN 978-3-319-30212-6.

BERALDI-CAMPESI, H.; HARTNETT, H. E.; ANBAR, A.; GORDON, G. W.; GARCIA-PICHEL, F. Effect of biological soil crusts on soil elemental concentrations: implications for biogeochemistry and as traceable biosignatures of ancient life on land. **Geobiology**, v. 7, n. 3, p. 348–359, 2009. doi:10.1111/j.1472-4669.2009.00204.x.

BERDUGO, Miguel; SOLIVERES, Santiago; MAESTRE, Fernando T. Vascular Plants and Biocrusts Modulate How Abiotic Factors Affect Wetting and Drying Events in Drylands. **Ecosystems**, v. 17, n. 7, p. 1242–1256, 2014. doi:10.1007/s10021-014-9790-4.

BEYMER, Renee J.; KLOPATEK, Jeffrey M. Effects of Grazing on Cryptogamic Crusts in Pinyon-juniper Woodlands in Grand Canyon National Park. **American Midland Naturalist**, v. 127, n. 1, p. 139, 1992. doi:10.2307/2426329.

BINDA, Andrey Luis; VERDUM, Roberto. classificação de eventos pluviométricos extremos em área afetada por processos de arenização no sudoeste do Rio Grande do Sul. **Geographia**, v. 21, n. 47, p. 97, 2020. doi:10.22409/GEOgraphia2019.v21i47.a14426.

BISOYI, R. N.; SINGH, P. K. Effect of phosphorus fertilization on blue-green algal inoculum production and nitrogen yield under field conditions. **Biology and Fertility of Soils**, v. 5, n. 4, 1988. doi:10.1007/BF00262143.

BLANCO, C. C. **Reconstrução da dinâmica de curta duração em vegetação campestre sob pastejo, com base em tipos funcionais**. 2004. 96f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

BOMBIN, M. Modelo paleoecológico evolutivo para o Neokuaternário da região da Campanha-Oeste do Rio Grande do Sul (Brasil). A Formação Touro Passo, seu conteúdoossilífero e a pedogênese pós-deposicional. **Comunicações do Museu de Ciências da PUCRS**, v. 15, p. 1–90, 1976.

BOWKER, Matthew A.; BELNAP, Jayne; DAVIDSON, Diane W.; PHILLIPS, Susan L. Evidence for micronutrient limitation of biological soil crusts: importance to arid-lands restoration. **Ecological Applications**, v. 15, n. 6, p. 1941–1951, 2005. doi:10.1890/04-1959.

BOWKER, Matthew A.; BELNAP, Jayne; MILLER, Mark E. Spatial Modeling of Biological Soil Crusts to Support Rangeland Assessment and Monitoring. **Rangeland Ecology & Management**, v. 59, n. 5, 2006. doi:10.2458/azu_jrm_v59i5_bowker.

BOWKER, Matthew A.; BELNAP, Jayne; DAVIDSON, Diane W.; GOLDSTEIN, HARLAND. Correlates of biological soil crust abundance across a continuum of spatial scales: support for a hierarchical conceptual model. **Journal of Applied Ecology**, v. 43, n. 1, p. 152–163, 2006. doi:10.1111/j.1365-2664.2006.01122.x.

BOWKER, Matthew A. Biological Soil Crust Rehabilitation in Theory and Practice: An Underexploited Opportunity. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 1, p. 13–23, 2007. doi:10.1111/j.1526-100X.2006.00185.x.

BOWKER, Matthew A.; BELNAP, Jayne. A simple classification of soil types as habitats of biological soil crusts on the Colorado Plateau, USA. **Journal of Vegetation Science**, v. 19, n. 6, p. 831–840, 2008. doi:10.3170/2008-8-18454.

BOWKER, Matthew A.; BELNAP, Jayne; BALA CHAUDHARY, V.; JOHNSON, Nancy C. Revisiting classic water erosion models in drylands: The strong impact of biological soil crusts. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, n. 9, p. 2309–2316, 2008. doi:10.1016/j.soilbio.2008.05.008.

- BOWKER, Matthew A.; MAESTRE, Fernando T.; ESCOLAR, Cristina. Biological crusts as a model system for examining the biodiversity–ecosystem function relationship in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, n. 3, p. 405–417, 2010. doi:10.1016/J.SOILBIO.2009.10.025.
- BOWKER, Matthew A.; ELDRIDGE, David J.; VAL, James; SOLIVERES, Santiago. Hydrology in a patterned landscape is co-engineered by soil-disturbing animals and biological crusts. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 61, p. 14–22, 2013. doi:10.1016/j.soilbio.2013.02.002.
- BOWKER, Matthew A.; ANTONINKA, Anita J. Rapid ex situ culture of N-fixing soil lichens and biocrusts is enhanced by complementarity. **Plant and Soil**, v. 408, n. 1–2, p. 415–428, 2016. doi:10.1007/s11104-016-2929-7.
- BOWKER, Matthew A.; BELNAP, Jayne; BÜDEL, Burkhard; SANNIER, Christophe; PIETRASIAK, Nicole; ELDRIDGE, David J.; RIVERA-AGUILAR, Víctor. Controls on Distribution Patterns of Biological Soil Crusts at Micro- to Global Scales. *In*: WEBER, B.; BÜDEL, B.; BELNAP, J. (Org.). **Biological Soil Crusts: An Organizing Principle in Drylands**. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 173–197. (Ecological Studies). ISBN 978-3-319-30212-6.
- BREIMAN, Leo. Random Forests. **Machine Learning**, v. 45, n. 1, p. 5–32, 2001. doi:10.1023/A:1010933404324.
- BRIGGS, A. L.; MORGAN, J. W. Post-cultivation recovery of biological soil crusts in semi-arid native grasslands, southern Australia. **Journal of Arid Environments**, v. 77, p. 84–89, 2012. doi:10.1016/j.jaridenv.2011.10.002.
- BÜDEL, Burkhard. Ecology and diversity of rock-inhabiting cyanobacteria in tropical regions. **European Journal of Phycology**, v. 34, n. 4, p. 361–370, 1999. doi:10.1080/09670269910001736422.
- BÜDEL, B. Synopsis: Comparative Biogeography of Soil-Crust Biota. *In*: BALDWIN, I. T.; CALDWELL, M. M.; HELDMAIER, G.; LANGE, O. L.; MOONEY, H. A.; SCHULZE, E.-D.; SOMMER, U.; BELNAP, J.; LANGE, O. L. (Org.). **Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management**. Berlin; Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2003. p. 281–300. (Ecological Studies). DOI: 10.1007/978-3-642-56475-8_12
- BÜDEL, Burkhard; DARIENKO, Tatyana; DEUTSCHEWITZ, Kirstin; DOJANI, Stephanie; FRIEDL, Thomas; MOHR, Kathrin I.; SALISCH, Mario; REISSER, Werner; WEBER, Bettina. Southern African biological soil crusts are ubiquitous and highly diverse in drylands, being restricted by rainfall frequency. **Microbial ecology**, v. 57, n. 2, p. 229–247, 2009. doi:10.1007/s00248-008-9449-9.
- CABRAL, I. L.L.; MACIEL FILHO, C.L. Medidas de Erosão e Deposição em solos Arenosos. **Geografia**, Rio Claro, n. 16, p. 95-116, out. 1991.
- CAMERON, H. J.; JULIAN, G. R. Utilization of hydroxyapatite by Cyanobacteria as their sole source of phosphate and calcium. **Plant and Soil**, v. 109, n. 1, p. 123–124, 1988. doi:10.1007/BF02197589.

CHAMIZO, Sonia; CANTÓN, Yolanda; RODRÍGUEZ-CABALLERO, Emilio; DOMINGO, Francisco; ESCUDERO, Adrián. Runoff at contrasting scales in a semiarid ecosystem: A complex balance between biological soil crust features and rainfall characteristics. **Journal of Hydrology**, v. 452–453, p. 130–138, 2012. doi:10.1016/j.jhydrol.2012.05.045.

CHAMIZO, Sonia; BELNAP, Jayne; ELDRIDGE, David J.; CANTÓN, Yolanda; MALAM ISSA, Oumarou. The Role of Biocrusts in Arid Land Hydrology. *In*: WEBER, B.; BÜDEL, B.; BELNAP, J. (Org.). **Biological Soil Crusts: An Organizing Principle in Drylands**. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 321–346. (Ecological Studies). ISBN 978-3-319-30212-6.

CHAMIZO, Sonia; MUGNAI, Gianmarco; ROSSI, Federico; CERTINI, Giacomo; PHILIPPIS, Roberto de. Cyanobacteria Inoculation Improves Soil Stability and Fertility on Different Textured Soils: Gaining Insights for Applicability in Soil Restoration. **Frontiers in Environmental Science**, v. 6, 2018. doi:10.3389/fenvs.2018.00049.

CHAUDHARY, V. Bala; BOWKER, Matthew A.; O'DELL, Thomas E.; GRACE, James B.; REDMAN, Andrea E.; RILLIG, Matthias C.; JOHNSON, Nancy C. Untangling the biological contributions to soil stability in semiarid shrublands. **Ecological Applications**, v. 19, n. 1, p. 110–122, 2009. doi:10.1890/07-2076.1.

CHEN, Rongyi; ZHANG, Yuanming; LI, Yuan; WEI, Wenshou; ZHANG, Jing; WU, Nan. The variation of morphological features and mineralogical components of biological soil crusts in the Gurbantunggut Desert of Northwestern China. **Environmental Geology**, v. 57, n. 5, p. 1135–1143, 2009. doi:10.1007/s00254-008-1410-1.

CLERICI, Aldo; PEREGO, Susanna; TELLINI, Claudio; VESCOVI, Paolo. A GIS-based automated procedure for landslide susceptibility mapping by the Conditional Analysis method: the Baganza valley case study (Italian Northern Apennines). **Environmental Geology**, v. 50, n. 7, p. 941–961, 2006. doi:10.1007/s00254-006-0264-7.

COLESI, Claudia; GREEN, T. G. Allan; HAFERKAMP, Ilka; BÜDEL, Burkhard. Habitat stress initiates changes in composition, CO₂ gas exchange and C-allocation as life traits in biological soil crusts. **The ISME journal**, v. 8, n. 10, p. 2104–2115, 2014. doi:10.1038/ismej.2014.47.

COLESI, Claudia; FELDE, Vincent John Martin Noah Linus; BÜDEL, Burkhard. Composition and Macrostructure of Biological Soil Crusts. *In*: WEBER, B.; BÜDEL, B.; BELNAP, J. (Org.). **Biological Soil Crusts: An Organizing Principle in Drylands**. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 159–172. (Ecological Studies). ISBN 978-3-319-30212-6.

CORBIN, Jeffrey D.; THIET, Rachel K. Temperate biocrusts: mesic counterparts to their better-known dryland cousins. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 18, n. 8, p. 456–464, 2020. doi:10.1002/fee.2234.

DODI, A.; ZAADY, E. **Method for promoting soil crust formation**. Patent No. 11/920,066 and US 8105646, AU-B-2006245273, ES2340238. 2006. <http://www.patentstorm.us/patents/8105646/claims.html>.

DOHERTY, K. D.; ANTONINKA, A. J.; BOWKER, M. A.; AYUSO, S. V.; JOHNSON, N. C. A Novel Approach to Cultivate Biocrusts for Restoration and Experimentation. **Ecological Restoration**, v. 33, n. 1, p. 13–16, 2015. doi:10.3368/er.33.1.13.

DUANE ALLEN, Casey. Biogeomorphology and biological soil crusts: a symbiotic research relationship. **Géomorphologie: relief, processus, environnement**, v. 16, n. 4, p. 347–358, 2010. doi:10.4000/geomorphologie.8071.

DÜMIG, A.; VESTE, M.; HAGEDORN, F.; FISCHER, T.; LANGE, P.; SPRÖTE, R.; KÖGEL-KNABNER, I. Organic matter from biological soil crusts induces the initial formation of sandy temperate soils. **CATENA**, v. 122, p. 196–208, 2014. doi:10.1016/j.catena.2014.06.011.

EICHBERG, Carsten; STORM, Christian; SCHWABE, Angelika. Endozoochorous dispersal, seedling emergence and fruiting success in disturbed and undisturbed successional stages of sheep-grazed inland sand ecosystems. **Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 202, n. 1, p. 3–26, 2007. doi: 10.1016/j.flora.2006.01.004.

ELDRIDGE, D. J.; GREENE, R. S.B. Microbiotic soil crusts - a review of their roles in soil and ecological processes in the rangelands of Australia. **Soil Research**, v. 32, n. 3, p. 389, 1994. doi:10.1071/SR9940389.

ELDRIDGE, D. J.; TOZER, M. E. Distribution and Floristics of Bryophytes in Soil Crusts in Semi-Arid and Arid Eastern Australia. **Australian Journal of Botany**, v. 44, n. 2, p. 223, 1996. doi:10.1071/BT9960223.

ELDRIDGE, David J. Distribution and floristics of moss- and lichen-dominated soil crusts in a patterned *Callitris glaucophylla* woodland in eastern Australia. **Acta Aecologica**, v. 20, n. 3, p. 159–170, 1999. doi:10.1016/S1146-609X(99)80029-0.

ELDRIDGE, D.J; ZAADY, Eli; SHACHAK, Moshe. Infiltration through three contrasting biological soil crusts in patterned landscapes in the Negev, Israel. **CATENA**, v. 40, n. 3, p. 323–336, 2000. doi:10.1016/S0341-8162(00)00082-5.

ELDRIDGE, David J.; LEYS, John F. Exploring some relationships between biological soil crusts, soil aggregation and wind erosion. **Journal of Arid Environments**, v. 53, n. 4, p. 457–466, 2003. doi:10.1006/jare.2002.1068.

ELDRIDGE, David J.; FREUDENBERGER, David; KOEN, Terry B. Diversity and Abundance of Biological Soil Crust Taxa in Relation to Fine and Coarse-Scale Disturbances in a Grassy Eucalypt Woodland in Eastern Australia. **Plant and Soil**, v. 281, 1-2, p. 255–268, 2005. doi:10.1007/s11104-005-4436-0.

ELDRIDGE, D. J.; REED, S.; TRAVERS, S.K.; BOWKER, M.A.; MAESTRE, F.T.; DING, J.; HAVRILLA, C.; RODRIGUEZ-CABALLERO, E.; BARGER, N.; WEBER, B.; ANTONINKA, A.; BELNAP, J.; CHAUDHARY, B.; FAIST, A.; FERRENBURG, S.; HUBER-SANNWALD, E.; MALAM ISSA, O.; ZHAO Y. The pervasive and multifaceted influence of biocrusts on water in the world's drylands. **Glob Change Biol.** 2020; 26: 6003– 6014. <https://doi.org/10.1111/gcb.15232>.

EVALDT, Andréia Cardoso Pacheco; BAUERMANN, Soraia Girardi; SOUZA, Paulo Alves de. Registros polínicos para o Holoceno tardio da região da Campanha (Rio Grande do Sul, Brasil) e seu significado na história dos paleoambientes da Savana Estépica Parque. **Revista Brasileira de Paleontologia**, v. 17, n. 2, p. 183–194, 2014. doi:10.4072/rbp.2014.2.06.

EVANS, R. Microbiotic Crusts and Ecosystem Processes. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 18, n. 2, p. 183–225, 1999. doi:10.1016/S0735-2689(99)00384-6.

FAIST, Akasha M.; HERRICK, Jeffrey E.; BELNAP, Jayne; VAN ZEE, Justin W.; BARGER, Nichole N. Biological soil crust and disturbance controls on surface hydrology in a semi-arid ecosystem. **Ecosphere**, v. 8, n. 3, p. e01691, 2017. doi:10.1002/ecs2.1691.

FAIST, Akasha M.; ANTONINKA, Anita J.; BELNAP, Jayne; BOWKER, Matthew A.; DUNIWAY, Michael C.; GARCIA-PICHEL, Ferran; NELSON, Corey; REED, Sasha C.; GIRALDO-SILVA, Ana; VELASCO-AYUSO, Sergio; BARGER, Nichole N. Inoculation and habitat amelioration efforts in biological soil crust recovery vary by desert and soil texture. **Restoration Ecology**, v. 28, n. S2, 2020. doi:10.1111/rec.13087.

FAVERA, A.C.D.; LUIZ, E.W.; SCHUCH, N.J.; MARTINS, F.R.; PEREIRA, E.B. Potencial eólico no Rio Grande do Sul – distribuição estatística dos ventos na região central do estado. **Rev. Geogr. Acadêmica**, v. 6, n. 1, p. 38-51, 2012.

FERREIRA, Viviani; Z. BRANCO, Luis Henrique; KAŠTOVSKÝ, Jan. True branched nostoclean cyanobacteria from tropical aerophytic habitats and molecular assessment of two species from field samples. **Revista de Biología Tropical**, v. 61, n. 1, 2013. doi:10.15517/rbt.v61i1.11140.

FERRENBURG, Scott; FAIST, Akasha M.; HOWELL, Armin; REED, Sasha C. Biocrusts enhance soil fertility and *Bromus tectorum* growth, and interact with warming to influence germination. **Plant and Soil**, v. 429, 1-2, p. 77–90, 2018. doi:10.1007/s11104-017-3525-1.

FRAHM, Jan-Peter; BRAKO, Lois. **Flora neotropica**. New York: New York Botanical Garden, 1991. ISBN 0893273635.

FRAHM, Jan-Peter; POCS, Tamas; O'SHEA, Brian; KOPONEN, Timo; PIIPPO, Sinikka; ENROTH, Johannes; RAO, Pengcheng; FANG, Yin-Ming. **Manual of Tropical Bryology. Bryophyte Diversity and Evolution**, v. 23, n. 1, p. 1–200, 2003. doi:10.11646/bde.23.1.1.

FRANCO, A. A.; DÖBEREINER, J. A biologia do solo e a sustentabilidade dos solos tropicais. **Summa Phitopatologica**, v. 20, n. 1, p. 68-74, 1994.

FREITAS, E. M. **Arenização e fitossociologia da vegetação de campo no município de São Francisco de Assis, RS**. 2006. 142f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

FREITAS, E. M. **Campos de solos arenosos do sudoeste do Rio Grande do Sul: Aspectos florísticos e adaptativos**. 2010. 171f. Tese (Doutorado em Botânica) – Programa de Pós-Graduação em Botânica, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

GALL, Corinna; NEBEL, Martin; QUANDT, Dietmar; SCHOLTEN, Thomas; SEITZ, Steffen. Pioneer biocrust communities prevent soil erosion in temperate forests after disturbances. **Biogeosciences**, v. 19, n. 13, p. 3225–3245, 2022. doi:10.5194/bg-19-3225-2022.

GALL, Corinna; OHAN, Juliette; GLASER, Karin; KARSTEN, Ulf; SCHLOTTER, Michael; SCHOLTEN, Thomas; SCHULZ, Stefanie; SEITZ, Steffen; KURTH, Julia Katharina. Biocrusts: Overlooked hotspots of managed soils in mesic environments. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 185, n. 6, p. 745–751, 2022. doi:10.1002/jpln.202200252.

GARCIA-PICHEL, Ferran; FELDE, Vincent John Martin Noah Linus; DRAHORAD, Sylvie Laureen; WEBER, Bettina. Microstructure and Weathering Processes Within Biological Soil Crusts. *In*: WEBER, B.; BÜDEL, B.; BELNAP, J. (Org.). **Biological Soil Crusts: An Organizing Principle in Drylands**. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 237–255. (Ecological Studies). ISBN 978-3-319-30212-6.

GAO, Liqian; BOWKER, Matthew A.; SUN, Hui; ZHAO, Jun; ZHAO, Yunge. Linkages between biocrust development and water erosion and implications for erosion model implementation. **Geoderma**, v. 357, p. 113973, 2020. doi:10.1016/j.geoderma.2019.113973.

GLIME, Janice. Adventures with Stream Mosses — A Fontinalis Point of View Part III: Surviving the Flow. **Evansia**, v. 32, n. 1, p. 1–9, 2015. doi:10.1639/079.032.0103.

GOLODETS, Carly; BOEKEN, Bertrand. Moderate sheep grazing in semiarid shrubland alters small-scale soil surface structure and patch properties. **CATENA**, v. 65, n. 3, p. 285–291, 2006. doi:10.1016/j.catena.2005.12.005.

GOMES, T. C. **Feições Eólicas quaternárias e vulnerabilidades agrícolas em áreas de arenização no Pampa brasileiro**, 2019, 294f. Tese (Doutorado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal Do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2019.

GOMES, Tania Cristina; VERDUM, Roberto; LAURENT, François; SILVA, Neemias Lopes. Arenização: dinâmica climática atual, erosiva-deposicional e de usos e cobertura da terra no Pampa brasileiro. **Sociedade & Natureza**, v. 34, n. 1, 2021. doi:10.14393/SN-v34-2022-64606.

GÓMEZ, Diana A.; ARANIBAR, Julieta N.; TABENI, Solana; VILLAGRA, Pablo E.; GARIBOTTI, Irene A.; ATENCIO, Adrian. Biological soil crust recovery after long-term grazing exclusion in the Monte Desert (Argentina). Changes in coverage, spatial distribution, and soil nitrogen. **Acta Oecologica**, v. 38, p. 33–40, 2012. doi:10.1016/j.actao.2011.09.001.

GRADSTEIN, S. R.; SIPMAN, H. J. M. Taxonomy and World Distribution of *Campylopus introflexus* and *C. pilifer* (= *C. polytrichoides*): A New Synthesis. **The Bryologist**, v. 81, n. 1, p. 114, 1978. doi:10.2307/3242275.

GREEN, T. G. A.; BROADY, P. A. Biological Soil Crusts of Antarctica. *In*: BALDWIN, I. T.; CALDWELL, M. M.; HELDMAIER, G.; LANGE, O. L.; MOONEY, H. A.; SCHULZE, E.-D.; SOMMER, U.; BELNAP, J.; LANGE, O. L. (Org.). **Biological Soil Crusts: Structure,**

Function, and Management. Berlin; Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2003. p. 133–139. (Ecological Studies). ISBN 978-3-540-43757-4.

GREEN, T. G. Allan; PROCTOR, Michael C. F. Physiology of Photosynthetic Organisms Within Biological Soil Crusts: Their Adaptation, Flexibility, and Plasticity. *In*: WEBER, B.; BÜDEL, B.; BELNAP, J. (Org.). **Biological Soil Crusts: An Organizing Principle in Drylands**. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 347–381. (Ecological Studies). ISBN 978-3-319-30212-6.

GUNDLAPALLY, Sathyanarayana Reddy; GARCIA-PICHEL, Ferran. The community and phylogenetic diversity of biological soil crusts in the Colorado Plateau studied by molecular fingerprinting and intensive cultivation. **Microbial ecology**, v. 52, n. 2, p. 345–357, 2006. doi:10.1007/s00248-006-9011-6.

HARPER, Kimball T.; BELNAP, Jayne. The influence of biological soil crusts on mineral uptake by associated vascular plants. **Journal of Arid Environments**, v. 47, n. 3, p. 347–357, 2001. doi:10.1006/jare.2000.0713.

HASENACK, H.; WEBER, E.; BOLDRINI, I. I.; TREVISAN, R. **Mapa de sistemas ecológicos das savanas uruguaias, em escala 1:500.000 ou superior**. Porto Alegre, Centro de Ecologia. Relatório técnico Projeto UFRGS/TNC. 18 p.

HAVRILLA, Caroline A.; CHAUDHARY, V. Bala; FERRENBERG, Scott; ANTONINKA, Anita J.; BELNAP, Jayne; BOWKER, Matthew A.; ELDRIDGE, David J.; FAIST, Akasha M.; HUBER-SANNWALD, Elisabeth; LESLIE, Alexander D.; RODRIGUEZ-CABALLERO, Emilio; ZHANG, Yuanming; BARGER, Nichole N. Towards a predictive framework for biocrust mediation of plant performance: A meta-analysis. **Journal of Ecology**, v. 107, n. 6, p. 2789–2807, 2019. doi:10.1111/1365-2745.13269.

HAWKINS, Douglas M.; BASAK, Subhash C.; MILLS, Denise. Assessing model fit by cross-validation. **Journal of chemical information and computer sciences**, v. 43, n. 2, p. 579–586, 2003. doi:10.1021/ci025626i.

HEIDEN, Gustavo; IGANCI, João Ricardo Vieira. Valorizando a flora nativa. *In*: STUMPF, E. R. T.; BARBIERI, R. L.; HEIDEN, G. (Org.). **Cores e Formas no Bioma Pampa**, Embrapa Clima Temperado, 2009. p. 37–43. ISBN 978-85-85842-38-3.

HOFFMANN, Lucien; KOMÁREK, Jiří; KAŠTOVSKÝ, Jan. System of cyanoprokaryotes (cyanobacteria) state in 2004. **Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes**, v. 117, p. 95–115, 2005. doi:10.1127/1864-1318/2005/0117-0095.

HU, Chun-Xiang; LIU, Yong-Ding; SONG, Lirong; ZHANG, Delu. **Journal of Applied Phycology**, v. 14, n. 4, p. 281–292, 2002. doi:10.1023/A:1021128530086.

HU, Chun-Xiang; LIU, Yong-Ding. Primary succession of algal community structure in desert soil. **Acta Botanica Sinica**, v. 45, 2003.

HU, Rui; WANG, Xin-ping; PAN, Yan-xia; ZHANG, Ya-feng; ZHANG, Hao; CHEN, Ning. Seasonal variation of net N mineralization under different biological soil crusts in Tengger Desert, North China. **CATENA**, v. 127, p. 9–16, 2015. doi:10.1016/j.catena.2014.12.012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Serie relatórios Metodológicos – Biomas Costeiro-Marinho do Brasil**. ed. 2019. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101676.pdf>. Acesso em: 27 jun. 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). Centro de Sensoriamento Remoto. **Monitoramento e desmatamento nos biomas brasileiros por Satélite**. Brasília, 2011. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/ecossistemas-1/biomas/arquivos-biomas/relatoriofinal_cerrado_2008_2009_72.pdf. Acesso em: 02 jun. 2010.

JOHANSEN, Jeffrey; ASHLEY, John; RAYBURN, William. Effects of range fire on soil algal crusts in semiarid shrub-steppe of the Lower Columbia Basin and their subsequent recovery. **The Great Basin Naturalist**, v. 53, p. 73–88, 1993. doi:10.2307/41712759.

KANDELER, E.; DEIGLMAYR, K.; TSCHERKO, D.; BRU, D.; PHILIPPOT, L. Abundance of narG, nirS, nirK, and nosZ genes of denitrifying bacteria during primary successions of a glacier foreland. *Appl Environ Microbiol.* 2006 Sep;72(9):5957-62. doi: 10.1128/AEM.00439-06. PMID: 16957216; PMCID: PMC1563666.

KERN, Arno Alvarez. Paleo-paisagens e povoamento pré-histórico do Rio Grande do Sul. **Estudos Ibero-Americanos**, v. 8, n. 2, p. 153, 1982. doi:10.15448/1980-864X.1982.2.36178.

KIDRON, Giora J.; BÜDEL, Burkhard. Contrasting hydrological response of coastal and desert biocrusts. **Hydrological Processes**, v. 28, n. 2, p. 361–371, 2014. doi:10.1002/hyp.9587.

KIM, Minsu; OR, Dani. Microscale pH variations during drying of soils and desert biocrusts affect HONO and NH₃ emissions. **Nature communications**, v. 10, n. 1, p. 3944, 2019. doi:10.1038/s41467-019-11956-6.

LANGE, O. L.; KIDRON, G. J.; BUDEL, B.; MEYER, A.; KILIAN, E.; ABELIOVICH, A. Taxonomic Composition and Photosynthetic Characteristics of the 'Biological Soil Crusts' Covering Sand Dunes in the Western Negev Desert. **Functional Ecology**, v. 6, n. 5, p. 519, 1992. doi:10.2307/2390048.

LANGE, O. L. Photosynthetic performance of a gelatinous lichen under temperate habitat conditions: Long-term monitoring of CO₂ exchange of *Collema cristatum*. **Bibliotheca Lichenologica**, v. 75, p. 307–332, 2000.

LANGE, O. Photosynthetic productivity of the epilithic lichen *Lecanora muralis*: long-term field monitoring of CO₂ exchange and its physiological interpretation. Diel and seasonal patterns of net photosynthesis and respiration. **Flora - Morphology, Distribution, functional Ecology of Plants**, v. 198, n. 1, p. 55–70, 2003. doi:10.1016/S0367-2530(04)70052-3.

LAVINA, E.L.; SCHERER, C.M.S. Formações Pirambóia e Sanga do Cabral: um episódio de desertificação na Bacia do Paraná ao final do Permiano. *In: SIMPÓSIO DE CRONO ESTRATIGRAFIA DA BACIA DO PARANÁ*. Rio de Janeiro. Boletim de Resumos Expandidos. Rio de Janeiro. p. 94-95, 1997.

LEIVAS, J.F., BERLATO, M.A. & FONTANA, D.C. 2006. Risco de deficiência hídrica decendial na metade sul do Estado do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 10: 397-407.

LI, X. R.; TIAN, F.; JIA, R. L.; ZHANG, Z. S.; LIU, L. C. Do biological soil crusts determine vegetation changes in sandy deserts? Implications for managing artificial vegetation. **Hydrological Processes**, v. 24, n. 25, p. 3621–3630, 2010. doi:10.1002/hyp.7791.

LISBOA, R. C. L. Musgos Acrocárpicos do Estado de Rondônia. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, 1993. 272p.

LIU, Fa; ZHANG, Guang-hui; SUN, Long; WANG, Hao. Effects of biological soil crusts on soil detachment process by overland flow in the Loess Plateau of China. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 41, n. 7, p. 875–883, 2016. doi:10.1002/esp.3870.

MACHADO DE LIMA, N. M.; BRANCO, L. H. Z. Biological soil crusts: new genera and species of Cyanobacteria from Brazilian semi-arid regions. **Phytotaxa**, v. 472, n. 3, p. 299–300, 2020. doi:10.11646/phytotaxa.472.3.10.

MACHADO DE LIMA, Náthali Maria; MUÑOZ-ROJAS, Miriam; VÁZQUEZ-CAMPOS, Xabier; BRANCO, Luis Henrique Zanini. Biocrust cyanobacterial composition, diversity, and environmental drivers in two contrasting climatic regions in Brazil. **Geoderma**, v. 386, p. 114914, 2021. doi:10.1016/j.geoderma.2020.114914.

MACIEL FILHO, C. L.; SARTORI, P. L. P. Aspectos estruturais da região de São Francisco de Assis, RS. **Ciência e Natura**, v. 1, p. 53–65, 1979.

MAESTRE, Fernando T.; MARTÍN, Noelia; DÍEZ, Beatriz; LÓPEZ-POMA, Rosario; SANTOS, Fernando; LUQUE, Ignacio; CORTINA, Jordi. Watering, fertilization, and slurry inoculation promote recovery of biological crust function in degraded soils. **Microbial ecology**, v. 52, n. 3, p. 365–377, 2006. doi:10.1007/s00248-006-9017-0.

MAIER, S.; KRATZ, A. M.; WEBER, J.; PRASS, M.; LIU, F.; CLARK, A. T.; ABED, R. M. M.; SU, H.; CHENG, Y.; EICKHORST, T.; FIEDLER, S.; PÖSCHL, U.; WEBER, B. Water-driven microbial nitrogen transformations in biological soil crusts causing atmospheric nitrous acid and nitric oxide emissions. **The ISME journal**, v. 16, n. 4, p. 1012–1024, 2022. doi:10.1038/s41396-021-01127-1.

MAIER, Stefanie; TAMM, Alexandra; WU, Dianming; CAESAR, Jennifer; GRUBE, Martin; WEBER, Bettina. Photoautotrophic organisms control microbial abundance, diversity, and physiology in different types of biological soil crusts. **The ISME journal**, v. 12, n. 4, p. 1032–1046, 2018. doi:10.1038/s41396-018-0062-8.

MALAM ISSA, O.; TRICHET, J.; DÉFARGE, C.; COUTÉ, A.; VALENTIN, C. Morphology and microstructure of microbiotic soil crusts on a tiger bush sequence (Niger, Sahel). **CATENA**, v. 37, 1–2, p. 175–196, 1999. doi:10.1016/S0341-8162(99)00052-1.

MALAM ISSA, Oumarou; DÉFARGE, Christian; LE BISSONNAIS, Yves; MARIN, Béatrice; DUVAL, Odile; BRUAND, Ary; D'ACQUI, Luigi Paolo; NORDENBERG, Sofie; ANNERMAN, Marcus. Effects of the inoculation of cyanobacteria on the microstructure and

the structural stability of a tropical soil. **Plant and Soil**, v. 290, 1-2, p. 209–219, 2007. doi:10.1007/s11104-006-9153-9.

MARSCHNER, Petra; MARHAN, Sven; KANDELER, Ellen. Microscale distribution and function of soil microorganisms in the interface between rhizosphere and detritusphere. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 49, p. 174–183, 2012. doi:10.1016/j.soilbio.2012.01.033.

MARCHIORI, J. N. C. **Fitogeografia do Rio Grande do Sul: Campos sulinos**. Porto Alegre: EST, 2004.

MCGRATH, Gavan S.; PAIK, Kyungrock; HINZ, Christoph. Microtopography alters self-organized vegetation patterns in water-limited ecosystems. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 117, n. G3, n/a-n/a, 2012. doi:10.1029/2011JG001870.

MCKENNA-NEUMAN, Cheryl; MAXWELL, Christine. Temporal aspects of the abrasion of microphytic crusts under grain impact. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 27, n. 8, p. 891–908, 2002. doi:10.1002/esp.360.

MENESES, Bruno M. **Erosão Hídrica de Solos Caso de Estudo do Concelho de Tarouca**. 2011. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território) – Faculdade de Ciências Sociais e Humanas, Universidade Nova, 2011.

MONTARDO, D. K.; BENADUCE, G. M. Considerações sobre o processo erosivo nos areas de São João e de passo Novo em Alegrete, RS – Brasil. *In: XXXIII CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA*, Rio de Janeiro, RJ, 1984. **Anais [...]**. Rio de Janeiro, 1984.

MÜHLSTEINOVÁ, Radka; HAUER, Tomáš; LEY, Paul de; PIETRASIAK, Nicole. Seeking the true Oscillatoria. **Preslia**, v. 90, n. 2, p. 151–169, 2018. doi:10.23855/preslia.2018.151.

NEFF, J. C.; REYNOLDS, R. L.; BELNAP, J.; LAMOTHE, P. MULTI-DECADAL IMPACTS OF GRAZING ON SOIL PHYSICAL AND BIOGEOCHEMICAL PROPERTIES IN SOUTHEAST UTAH. **Ecological Applications**, v. 15, n. 1, p. 87–95, 2005. doi:10.1890/04-0268.

NÜBEL, U.; GARCIA-PICHEL, F.; MUYZER, G. PCR primers to amplify 16S rRNA genes from cyanobacteria. **Applied and environmental microbiology**, v. 63, n. 8, p. 3327–3332, 1997. doi:10.1128/aem.63.8.3327-3332.1997.

OCHOA-HUESO, Raúl; ALLEN, Edith B.; BRANQUINHO, Cristina; CRUZ, Cristina; DIAS, Teresa; FENN, Mark E.; MANRIQUE, Esteban; PÉREZ-CORONA, M. Esther; SHEPPARD, Lucy J.; STOCK, William D. Nitrogen deposition effects on Mediterranean-type ecosystems: an ecological assessment. **Environmental pollution**, v. 159, n. 10, p. 2265–2279, 2011. doi:10.1016/j.envpol.2010.12.019.

OLIVEIRA, M. **Análise Morfopedológicas da bacia hidrográfica do Arroio Inhacundá (RS)**, 2015, 211f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal Do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2015.

OLIVEIRA, M. G.; SUERTEGARAY, D. M. A. Morfopedogênese em área com ocorrência de areais- RS. **Espaço & Geografia**, v. 24, n. 1, p. 215–243, 2021.

PATOVA, Elena; SIVKOV, Michail; PATOVA, Anna. Nitrogen fixation activity in biological soil crusts dominated by cyanobacteria in the Subpolar Urals (European North-East Russia). **FEMS microbiology ecology**, v. 92, n. 9, 2016. doi:10.1093/femsec/fiw131.

PATOVA, Elena; SIVKOV, Mikhail; PATOVA, Anna. Renitrogen Fixation Activity in Cyanobacterial Biological Soil Crusts with Domination of the *Stigonema* Genus Species in Mountain and Plain North- East European Tundra Ecosystems. **Environment Pollution and Climate Change**, v. 1, n. 4, 2017. doi:10.4172/2573-458X.1000138.

PIETRASIAK, Nicole; JOHANSEN, Jeffrey R.; LADOUX, Tasha; GRAHAM, Robert C. Comparison of Disturbance Impacts to and Spatial Distribution of Biological Soil Crusts in the Little San Bernardino Mountains of Joshua Tree National Park, California. **Western North American Naturalist**, v. 71, n. 4, p. 539–552, 2011. doi:10.3398/064.071.0412.

PILLAR, V. de P. **Campos sulinos: Conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009. 403 p. ISBN 978-85-7738-117-3.

PÓCS, T. Cyanobacterial crust types, as strategies for survival in extreme habitats. **Acta Botanica Hungarica**, v. 51, 1-2, p. 147–178, 2009. doi:10.1556/ABot.51.2009.1-2.16.

POMBUBPA, Nuttapon; PIETRASIAK, Nicole; LEY, Paul de; STAJICH, Jason E. Insights into dryland biocrust microbiome: geography, soil depth and crust type affect biocrust microbial communities and networks in Mojave Desert, USA. **FEMS microbiology ecology**, v. 96, n. 9, 2020. doi:10.1093/femsec/fiaa125.

RATAJCZAK, Z.; NIPPERT, J. B.; OCHEL TREE, T. W. Abrupt transition of mesic grassland to shrubland: evidence for thresholds, alternative attractors, and regime shifts. **Ecology**, v. 95, p. 2633-2645, 2014. <https://doi.org/10.1890/13-1369.1>

REED, Sasha C.; COE, Kirsten K.; SPARKS, Jed P.; HOUSMAN, David C.; ZELIKOVA, Tamara J.; BELNAP, Jayne. Changes to dryland rainfall result in rapid moss mortality and altered soil fertility. **Nature Climate Change**, v. 2, n. 10, p. 752–755, 2012. doi:10.1038/nclimate1596.

RIESER, Jakob; VESTE, Maik; THIEL, Michael; SCHÖNBRODT-STITT, Sarah. Coverage and Rainfall Response of Biological Soil Crusts Using Multi-Temporal Sentinel-2 Data in a Central European Temperate Dry Acid Grassland. **Remote Sensing**, v. 13, n. 16, p. 3093, 2021. doi:10.3390/rs13163093.

RIPPKA, R.; DERUELLES, J.; WATERBURY, J.B.; HERDMAN, M. & STANIER, R. Y. Generic assignments, strain histories and properties of pure cultures of cyanobacteria. *J. Gen. Microbiol.* v. 111, p. 1-61. 1979.

RIVERAS-MUÑOZ, Nicolás; SEITZ, Steffen; WITZGALL, Kristina; RODRÍGUEZ, Victoria; KÜHN, Peter; MUELLER, Carsten W.; OSES, Rómulo; SEGUEL, Oscar; WAGNER, Dirk; SCHOLTEN, Thomas. Biocrust-linked changes in soil aggregate stability along a climatic gradient in the Chilean Coastal Range. **Soil Discussions**, p. 1–21, mar. 2022.

RODRÍGUEZ-CABALLERO, Emilio; ESCRIBANO, Paula; CANTÓN, Yolanda. Advanced image processing methods as a tool to map and quantify different types of biological soil crust. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 90, p. 59–67, 2012. doi:10.1016/j.isprsjprs.2014.02.002.

RODRIGUEZ-CABALLERO, Emilio; BELNAP, Jayne; BÜDEL, Burkhard; CRUTZEN, Paul J.; ANDREAE, Meinrat O.; PÖSCHL, Ulrich; WEBER, Bettina. Dryland photoautotrophic soil surface communities endangered by global change. **Nature Geoscience**, v. 11, n. 3, p. 185–189, 2018. doi:10.1038/s41561-018-0072-1.

RODRIGUEZ-CABALLERO, E.; STANELLE, T.; EGERER, S.; CHENG, Y.; SU, H.; CANTON, Y.; BELNAP, J.; ANDREAE, M. O.; TEGEN, I.; REICK, C. H.; PÖSCHL, U.; WEBER, B. Global cycling and climate effects of aeolian dust controlled by biological soil crusts. **Nature Geoscience**, v. 15, n. 6, p. 458–463, 2022. doi:10.1038/s41561-022-00942-1.

ROMÁN, José Raúl; RONCERO-RAMOS, Beatriz; CHAMIZO, Sonia; RODRÍGUEZ-CABALLERO, Emilio; CANTÓN, Yolanda. Restoring soil functions by means of cyanobacteria inoculation: Importance of soil conditions and species selection. **Land Degradation & Development**, v. 29, n. 9, p. 3184–3193, 2018. doi:10.1002/ldr.3064.

RÖMKENS, M. J. M.; HELMING, K.; PRASAD, S. N. Soil erosion under different rainfall intensities, surface roughness, and soil water regimes. **CATENA**, v. 46, 2-3, p. 103–123, 2002. doi:10.1016/S0341-8162(01)00161-8.

ROOT, H. Surveying for biotic soil crust lichens of shrub steppe habitats in the Columbia Basin. **North American Fungi**, 2012. doi:10.2509/naf2012.007.007.

ROSSATO, Maira Suertegaray; SUERTEGARAY, Dirce Maria Antunes. O clima no sudoeste do Rio Grande do Sul. *In*: SUERTEGARAY, D. M. A.; SILVA, L. A. P. da; GUASSELLI, L. A. (Org.). **Arenização: Natureza Socializada**. Porto Alegre: Compasso Lugar-Cultura; Imprensa Livre, 2012. p. 385–411.

ROSSI, Federico; LI, Hua; LIU, Yongding; PHILIPPIS, Roberto de. Cyanobacterial inoculation (cyanobacterisation): Perspectives for the development of a standardized multifunctional technology for soil fertilization and desertification reversal. **Earth-Science Reviews**, v. 171, p. 28–43, 2017. doi:10.1016/j.earscirev.2017.05.006.

ROVEDDER, A. P. M. **Potencial do *Lupinus albescens* Hook & Arn para a recuperação de solos arenizados do Bioma Pampa**. 2007. 145f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

RUSSOW, Rolf; VESTE, Maik; BÖHME, Frank. A natural ¹⁵N approach to determine the biological fixation of atmospheric nitrogen by biological soil crusts of the Negev Desert. **Rapid Communications in Mass spectrometry - RCM**, v. 19, n. 23, p. 3451–3456, 2005. doi:10.1002/rcm.2214.

SALMON, B. P.; KLEYNHANS, W.; SCHWEGMANN, C. P.; OLIVIER, J. C. Proper comparison among methods using a confusion matrix. *In*: 2015 IEEE INTERNATIONAL GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING SYMPOSIUM (IGARSS), Milan, Italy,

25/07/2015 - 30/07/2015. **Anais [...]**. Milão, IEEE, 2015, p. 3057–3060. ISBN 978-1-4799-7929-5.

SANCHO, Leopoldo G.; BELNAP, Jayne; COLESIE, Claudia; RAGGIO, Jose; WEBER, Bettina. Carbon Budgets of Biological Soil Crusts at Micro-, Meso-, and Global Scales. *In*: WEBER, B.; BÜDEL, B.; BELNAP, J. (Org.). **Biological Soil Crusts: An Organizing Principle in Drylands**. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 287–304. (Ecological Studies). ISBN 978-3-319-30212-6.

SANT'ANNA, Célia L.; KAŠTOVSKÝ, Jan; HENTSCHKE, Guilherme S.; KOMÁREK, Jirí. Phenotypic studies on terrestrial stigonematacean Cyanobacteria from the Atlantic Rainforest, São Paulo State, Brazil. **Phytotaxa**, v. 89, n. 1, p. 1–23, mar. 2013. DOI:10.11646/phytotaxa.89.1.1.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; ARAUJO FILHO, J. C. de; OLIVEIRA, J. B. de; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. rev. e ampl. Brasília: Embrapa, 2013.

SCOPEL, I.; SUERTEGARAY, D. M. A.; SOUSA, M. S.; PEIXINHO, D. M.; FERREIRA, D. M. Neossolos quartzarênicos órticos das áreas de areais so sudoeste do Rio Grande do Sul: Características Físicas e Morfológicas. *In*: SUERTEGARAY, D. M. A.; SILVA, L. A. P.; GUASSELLI, L. A. (Org). **Arenização: Natureza Socializada**. Porto Alegre: Compasso Lugar-Cultura; Imprensa Livre, 2012. v. 1, p. 503–540.

SCHERER, C. M. S. Eolian dunes of the Botucatu Formation (Cretaceous) in southernmost Brazil: morphology and origin. **Sedimentary Geology**, v. 137, 1–2, p. 63–84, 2000. doi:10.1016/S0037-0738(00)00135-4.

SCHERER, Claiton M. S.; LAVINA, Ernesto L. C. Sedimentary cycles and facies architecture of aeolian-fluvial strata of the Upper Jurassic Guará Formation, southern Brazil. **Sedimentology**, v. 52, n. 6, p. 1323–1341, 2005. doi:10.1111/j.1365-3091.2005.00746.x.

SCHERER, Claiton M. S.; LAVINA, Ernesto L. C. Stratigraphic evolution of a fluvial–eolian succession: The example of the Upper Jurassic—Lower Cretaceous Guará and Botucatu formations, Paraná Basin, Southernmost Brazil. **Gondwana Research**, v. 9, n. 4, p. 475–484, 2006. doi:10.1016/j.gr.2005.12.002.

SCHLESINGER, W. H.; REYNOLDS, J. F.; CUNNINGHAM, G. L.; HUENNEKE, L. F.; JARRELL, W. M.; VIRGINIA, R. A.; WHITFORD, W. G. Biological feedbacks in global desertification. **Science**, Nova Iorque, v. 247, n. 4946, p. 1043–1048, 1990. doi:10.1126/science.247.4946.1043.

SCHOLTEN, Thomas; GOEBES, Philipp; KÜHN, Peter; SEITZ, Steffen; ASSMANN, Thorsten; BAUHUS, Jürgen; BRUELHEIDE, Helge; BUSCOT, Francois; ERFMEIER, Alexandra; FISCHER, Markus; HÄRDITTE, Werner; HE, Jin-Sheng; MA, Keping; NIKLAUS, Pascal A.; SCHERER-LORENZEN, Michael; SCHMID, Bernhard; SHI, Xuezheng; SONG, Zhengshan; OHEIMB, Goddert von; WIRTH, Christian; WUBET, Tesfaye; SCHMIDT, Karsten. On the combined effect of soil fertility and topography on tree

growth in subtropical forest ecosystems—a study from SE China. **Journal of Plant Ecology**, v. 10, n. 1, p. 111–127, 2017. doi:10.1093/jpe/rtw065.

SEITZ, Steffen; NEBEL, Martin; GOEBES, Philipp; KÄPPELER, Kathrin; SCHMIDT, Karsten; SONG, Zhengshan; WEBBER, Carla L.; WEBER, Bettina; SCHOLTEN, Thomas. Bryophyte-dominated biological soil crusts mitigate soil erosion in an early successional Chinese subtropical forest. **Biogeosciences**, v. 14, p. 5775–5788, 2017. <https://doi.org/10.5194/bg-14-5775-2017>.

SHARP, A. J.; CRUM, H.; ECKEL, P. The moss flora of Mexico. **Memoirs of The New York Botanical Garden**, v. 69, p. 1-1113, 1994.

SIVAKUMAR, B.; JAYAWARDENA, A. W.; LI, W. K. Hydrologic complexity and classification: a simple data reconstruction approach. **Hydrological Processes**, v. 21, n. 20, p. 2713–2728, 2007. doi:10.1002/hyp.6362.

SLATE, Mandy L.; DURHAM, Rebecca A.; PEARSON, Dean E. Strategies for restoring the structure and function of lichen-moss biocrust communities. **Restoration Ecology**, v. 28, n. S2, 2020. doi:10.1111/rec.12996.

SOUZA, C.M., Jr.; Z. SHIMBO, J.; ROSA, M.R.; PARENTE, L.L.; A. ALENCAR, A.; RUDORFF, B.F.T.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M.; G. FERREIRA, L.; SOUZA-FILHO, P.W.M.; DE OLIVEIRA, S.W.; ROCHA, W.F.; FONSECA, A.V.; MARQUES, C.B.; DINIZ, C.G.; COSTA, D.; MONTEIRO, D.; ROSA, E.R.; VÉLEZ-MARTIN, E.; WEBER, E.J.; LENTI, F.E.B.; PATERNOST, F.F.; PAREYN, F.G.C.; SIQUEIRA, J.V.; VIERA, J.L.; NETO, L.C.F.; SARAIVA, M.M.; SALES, M.H.; SALGADO, M.P.G.; VASCONCELOS, R.; GALANO, S.; MESQUITA, V.V.; AZEVEDO, T. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sens.** 2020, 12, 2735. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>

STRECK, Edeimar; KÄMPF, Nestor; DALMOLIN, Ricardo; KLAMT, Egon; NASCIMENTO, Paulo; SCHNEIDER, Paulo; GIASSON, Elvio; PINTO, L. F.S. **Solos do Rio Grande do Sul**. 3. ed., rev. e ampl. Porto Alegre: Emater/RS-Ascar, 2018. 252 p.

SUERTEGARAY, D. M. A. **A Trajetória da Natureza: Um estudo geomorfológico sobre os areais de Quaraí – RS**. 1987. 243f. Tese (Doutorado) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1987.

SUERTEGARAY, D. M. A. **Deserto Grande do Sul: Controvérsias**. 2. ed. Porto Alegre: Ed. UFRGS, 1998. 109 p.

SUERTEGARAY, D. M. A.; GUASSELLI, L. A.; VERDUM, R.; BASSO, L. A.; MEDEIROS, R. V. M.; MARTINS, R.; ROSSATO, M. S.; BELLANCA, E. T.; BERTÊ, A. M. A. **Atlas da arenização sudoeste do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Governo do Estado do RS, 2001. 84 p.

SUERTEGARAY, D. M. A.; SILVA, L. A. P.; GUASSELLI, L. A. **Arenização: natureza socializada**. Porto Alegre: Compasso Lugar-Cultura; Imprensa Livre, 2012. 597 p.

SUERTEGARAY, Dirce Maria Antunes. A pesquisa: areais e arenização, o ponto de partida para uma reflexão em Geografia. **Ciência e Natura**, v. 42, p. e46, 2020. doi:10.5902/2179460X55108.

SUERTEGARAY, Dirce Maria Antunes. Arenização: Esboço Interpretativo. **Willian Morris Davis. Revista de Geomorfologia**, v. 1, n. 1, p. 118–144, jul. 2020.

SUERTEGARAY, Dirce Maria Antunes; VERDUM, Roberto. **Desertification in the Tropics**. Paris: [s. n.], 2008. Disponível em: <https://www.ufrgs.br/pgdr/wp-content/uploads/2021/12/671.pdf>. Acesso em: 13 nov. 2021.

SUERTEGARAY, D. M. A.; MOURA, N. S. V. **Morfogênese do Relevo do Estado do Rio Grande do Sul: paisagens e territórios em transformação**. 2. ed. Porto Alegre: Ed. UFRGS, 2012. ISBN 978-85-386-0165-4. Disponível em: <https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/218539/000869934.pdf?sequence=1>. Acesso em: 14 set. 2021.

SYVITSKI, James P. M. Supply and flux of sediment along hydrological pathways: research for the 21st century. **Global and Planetary Change**, v. 39, 1–2, p. 1–11, 2003. doi:10.1016/S0921-8181(03)00008-0.

TAGHIZADEH-MEHRJARDI, Ruhollah; SCHMIDT, Karsten; EFTEKHARI, Kamran; BEHRENS, Thorsten; JAMSHIDI, Mohammad; DAVATGAR, Naser; TOOMANIAN, Norair; SCHOLTEN, Thomas. Synthetic resampling strategies and machine learning for digital soil mapping in Iran. **European Journal of Soil Science**, v. 71, n. 3, p. 352–368, 2020. doi:10.1111/ejss.12893.

THOMAS, Andrew D. Impact of grazing intensity on seasonal variations in soil organic carbon and soil CO₂ efflux in two semiarid grasslands in southern Botswana. **Philosophical transactions of the Royal Society of London**, v. 367, n. 1606, p. 3076–3086, 2012. (Série B, Ciências Biológicas). doi:10.1098/rstb.2012.0102.

TUCKER, Colin; ANTONINKA, Anita; DAY, Natalie; POFF, Boris; REED, Sasha. Biological soil crust salvage for dryland restoration: an opportunity for natural resource restoration. **Restoration Ecology**, v. 28, n. S2, 2020. doi:10.1111/rec.13115.

ULLMANN, I.; BÜDEL, B. Ecological Determinants of Species Composition of Biological Soil Crusts on a Landscape Scale. In: BALDWIN, I. T.; CALDWELL, M. M.; HELDMAIER, G.; LANGE, O. L.; MOONEY, H. A.; SCHULZE, E.-D.; SOMMER, U.; BELNAP, J.; LANGE, O. L. (Org.). **Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management**. Berlin; Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2001. P. 203–213 (Ecological Studies). ISBN 978-3-540-43757-4.

VALENTIN, C.; RAJOT, J.-L.; MITJA, D. Responses of soil crusting, runoff and erosion to fallowing in the sub-humid and semi-arid regions of West Africa. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 104, n. 2, p. 287–302, 2004. doi:10.1016/j.agee.2004.01.035.

VELASCO AYUSO, Sergio; MEDINA-SÁNCHEZ, Juan Manuel; GUÉNON, René; CARRILLO, Presentación. Ecoenzyme activity ratios reveal interactive effects of nutrient inputs and UVR in a Mediterranean high-mountain lake. **Biogeochemistry**, v. 132, 1–2, p. 71–85, 2017. doi:10.1007/s10533-016-0288-3.

VELUCI, Roberta M.; NEHER, Deborah A.; WEICHT, Thomas R. Nitrogen fixation and leaching of biological soil crust communities in mesic temperate soils. **Microbial ecology**, v. 51, n. 2, p. 189–196, 2006. doi:10.1007/s00248-005-0121-3.

VERDUM, Roberto. **Approche géographique des “déserts” dans les communes de São Francisco de Assis et Manuel Viana, État du Rio Grande do Sul, Brésil**. 1997. 211f. Tese (Doutorado em Geografia) – UFR de Géographie et Aménagement, Université de Toulouse Le Mirail, Toulouse, 1997.

VERDUM R. Depressão Periférica e Planalto. Potencial ecológico e utilização social da natureza. *In*: VERDUM R.; BASSO L. A.; SUERTEGARAY D. M. A. (Orgs). **Rio Grande do Sul – paisagem e territórios em transformação**. 1. ed. Porto Alegre: Ed. UFRGS. v. 1, p. 39-57, 2004.

VERDUM, Roberto. Descoberta permanente: das areias aos areais. *In*: SUERTEGARAY, D. M. A.; SILVA, L. A. P.; GUASSELLI, L. A. (Org.). **Arenização: Natureza Socializada**. Porto Alegre: Compasso Lugar-Cultura; Imprensa Livre, 2012. p. 73–84.

VERDUM, Roberto. Repercussões da Paisagem: da arenização à monocultura arbórea na depressão periférica. *In*: SUERTEGARAY, D. M. A.; SILVA, L. A. P.; GUASSELLI, L. A. (Org.). **Arenização: Natureza Socializada**. Porto Alegre: Compasso Lugar-Cultura; Imprensa Livre, 2012. p. 451–463.

VERDUM, Roberto; SUERTEGARAY, Dirce Maria Antunes. A morfodinâmica nos areais: os processos e as formas no presente. O tempo que faz (weathering). *In*: SUERTEGARAY, D. M. A.; SILVA, L. A. P.; GUASSELLI, L. A. (Org.). **Arenização: Natureza Socializada**. Porto Alegre: Compasso Lugar-Cultura; Imprensa Livre, 2012. p. 173–198.

VESTE, Maik. The importance of biological soil crusts for rehabilitation of degraded arid and semi-arid ecosystems. **Science of Soil and Water Conservation**, v. 3, p. 42–47, 2005.

VESTE, Maik; LITTMANN, Thomas; BRECKLE, Siegmund-W.; YAIR, Aaron. The Role of Biological Soil Crusts on Desert Sand Dunes in the Northwestern Negev, Israel. *In*: BRECKLE, S.-W.; VESTE, M.; WUCHERER, W. (Org.). **Sustainable Land Use in Deserts**. Berlin; Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2001, p. 357–367. ISBN 978-3-642-64027-8.

VIEIRA, C. L. **Emprego de técnicas mecânico vegetativas em ravinamento no Areal em São Francisco de Assis – Sudoeste do Rio Grande Do Sul**. 2012. 164f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.

VIEIRA, C. L. **Caracterização geomorfológica, análise ambiental integrada e a avaliação do potencial de resiliência em solos arenosos no sudoeste do RS, Brasil**. 2018. 291f. Tese (Doutorado em Geografia) – Curso de Pós-Graduação em Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

WANG, Shanshan; LIU, Baoyuan; ZHAO, Yunge; GAO, Liqian; YIN, Bing; YANG, Kai; JI, Jingyi. Determination of the representative elementary area (REA) of biocrusts: A case study

from the Hilly Loess Plateau region, China. **Geoderma**, v. 406, p. 115502, 2022. doi:10.1016/j.geoderma.2021.115502.

WANG, Weibo; LIU, Yongding; LI, Dunhai; HU, Chunxiang; RAO, Benqiang. Feasibility of cyanobacterial inoculation for biological soil crusts formation in desert area. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 41, n. 5, p. 926–929, 2009. doi:10.1016/j.soilbio.2008.07.001.

WEBER, Bettina. **Biological soil crusts: An organizing principle in drylands**. [S. l.]: Springer. ISBN 978-3-319-30214-0.

WEBER, Bettina; DEUTSCHEWITZ, Kirstin; SCHULTZ, Christoph; DOJANI, Stephani; BÜDEL, Burkhard. Development and Implementation of Remote Sensing Techniques for long-term Monitoring of Biological Soil Crusts (BSCs) – Utilization of CHRIS Proba Data for Upscaling and Classification. **ESA Special Publication**, v. 593, p. 16, 2005.

WEBER, Bettina; BÜDEL, Burkhard; BELNAP, Jayne (Ed.). **Biological Soil Crusts: An Organizing Principle in Drylands**. Cham: Springer International Publishing, 2016. (Ecological Studies). ISBN 978-3-319-30212-6.

WEBER, Bettina; BELNAP, Jayne; BÜDEL, Burkhard; ANTONINKA, Anita J.; BARGER, Nichole N.; CHAUDHARY, V. Bala; DARROUZET-NARDI, Anthony; ELDRIDGE, David J.; FAIST, Akasha M.; FERRENBURG, Scott; HAVRILLA, Caroline A.; HUBER-SANNWALD, Elisabeth; MALAM ISSA, Oumarou; MAESTRE, Fernando T.; REED, Sasha C.; RODRIGUEZ-CABALLERO, Emilio; TUCKER, Colin; YOUNG, Kristina E.; ZHANG, Yuanming; ZHAO, Yunge; ZHOU, Xiaobing; BOWKER, Matthew A. What is a biocrust? A refined, contemporary definition for a broadening research community. **Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society**, 2022. doi:10.1111/brv.12862.

WEBBER, C. L. **Características e morfologia de crostas biológicas de solo em areas do sudoeste do Rio Grande do Sul**. 2014. Trabalho de Conclusão de Curso – Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014.

WEBBER, C. L. Cianobactérias como elemento agregador de solos nos areas do sudoeste do Rio Grande do Sul. 2016. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016.

WEST, Neil E. Structure and Function of Microphytic Soil Crusts in Wildland Ecosystems of Arid to Semi-arid Regions. **Advances in Ecological Research**, Elsevier, v. 20, p. 179–223, 1990. ISBN 9780120139200.

WILLIAMS, Wendy J.; ELDRIDGE, David J. Deposition of sand over a cyanobacterial soil crust increases nitrogen bioavailability in a semi-arid woodland. **Applied Soil Ecology**, v. 49, p. 26–31, 2011. doi:10.1016/j.apsoil.2011.07.005.

WILLIAMS, Amanda J.; BUCK, Brenda J.; SOUKUP, Deborah A.; MERKLER, Douglas J. Geomorphic controls on biological soil crust distribution: A conceptual model from the Mojave Desert (USA). **Geomorphology**, v. 195, p. 99–109, 2013. doi:10.1016/j.geomorph.2013.04.031.

WILMOTTE, Annick; VAN DER AUWERA, Gert; WACHTER, Rupert de. Structure of the 16 S ribosomal RNA of the thermophilic cyanobacterium chlorogloeopsis HTF

(‘mastigocladus laminosus HTF’) strain PCC7518, and phylogenetic analysis. **FEBS Letters**, v. 317, 1–2, p. 96–100, 1993. doi:10.1016/0014-5793(93)81499-P.

WREGÉ, Marcos; STEINMETZ, Silvio; REISSER JUNIOR, Carlos; ALMEIDA, Ivan. **Atlas climático da região sul do Brasil: estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul**. 2. ed. Colombo: Embrapa Florestas, 2012. ISBN 9788570350138.

WRIGHT, M.N.; ZIEGLER, A. Ranger: A Fast Implementation of Random Forests for High Dimensional Data in C++ and R. **Journal of Statistical Software**, v. 77. P. 1-17, 2017. doi:org/10.18637/jss.v077.i01

WU, Yiwen; RAO, Benqiang; WU, Peipei; LIU, Yongding; LI, Genbao; LI, Dunhai. Development of artificially induced biological soil crusts in fields and their effects on top soil. **Plant and Soil**, v. 370, n. 1–2, p. 115–124, 2013. doi:10.1007/s11104-013-1611-6.

YAIR, A. Effects of Biological Soil Crusts on Water Redistribution in the Negev Desert, Israel: a Case Study in Longitudinal Dunes. *In*: BALDWIN, I. T.; CALDWELL, M. M.; HELDMAIER, G.; LANGE, O. L.; MOONEY, H. A.; SCHULZE, E.-D.; SOMMER, U.; BELNAP, J.; LANGE, O. L. (Org.). **Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management**. Berlin; Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2003. p. 303–314. (Ecological Studies). ISBN 978-3-540-43757-4.

YETEMEN, Omer; ISTANBULLUOGLU, Erkan; VIVONI, Enrique R. The implications of geology, soils, and vegetation on landscape morphology: Inferences from semi-arid basins with complex vegetation patterns in Central New Mexico, USA. **Geomorphology**, v. 116, n. 3–4, p. 246–263, 2010. doi:10.1016/j.geomorph.2009.11.026.

YOU, Yaqi; AHO, Ken; LOHSE, Kathleen A.; SCHWABEDISSEN, Stacy G.; LEDBETTER, Rhesa N.; MAGNUSON, Timothy S. Biological Soil Crust Bacterial Communities Vary Along Climatic and Shrub Cover Gradients Within a Sagebrush Steppe Ecosystem. **Frontiers in microbiology**, v. 12, p. 569-791, 2021. doi:10.3389/fmicb.2021.569791.

ZAADY, Eli; BEN-DAVID, Eric A.; SHER, Yoni; TZIRKIN, Regina; NEJIDAT, Ali. Inferring biological soil crust successional stage using combined PLFA, DGGE, physical and biophysiological analyses. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, n. 5, p. 842–849, 2010. doi:10.1016/j.soilbio.2010.02.002.

ZAADY, E.; ARBEL, S.; BARKAI, D.; SARIG, S. Long-term impact of agricultural practices on biological soil crusts and their hydrological processes in a semiarid landscape. **Journal of Arid Environments**, v. 90, p. 5–11, 2013. ISBN 0140-1963. doi:org/10.1016/j.jaridenv.2012.10.021.

ZAADY, Eli; ELDRIDGE, David J.; BOWKER, Matthew A. Effects of Local-Scale Disturbance on Biocrusts *In*: WEBER, B.; BÜDEL, B.; BELNAP, J. (Org.). **Biological Soil Crusts: An Organizing Principle in Drylands**. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 429–449. (Ecological Studies). ISBN 978-3-319-30212-6.

- ZAJĄCZKOWSKA, U.; GRABOWSKA, K.; KOKOT, G.; KRUK, M. On the benefits of living in clumps: a case study on *Polytrichastrum formosum*. **Plant biology**, Stuttgart, v. 19, n. 2, p. 156–164, 2017. doi:10.1111/plb.12532.
- ZHANG, Bingchang; ZHANG, Yuanming; SU, Yangui; WANG, Jingzhu; ZHANG, Jing. Responses of Microalgal-Microbial Biomass and Enzyme Activities of Biological Soil Crusts to Moisture and Inoculated *Microcoleus vaginatus* Gradients. **Arid Land Research and Management**, v. 27, n. 3, p. 216–230, 2013. doi:10.1080/15324982.2012.754514.
- ZHANG, Jing; ZHANG, Yuan-ming; DOWNING, Alison; CHENG, Jun-hui; ZHOU, Xiao-bing; ZHANG, Bing-chang. The influence of biological soil crusts on dew deposition in Gurbantunggut Desert, Northwestern China. **Journal of Hydrology**, v. 379, n 3–4, p. 220–228, 2009. doi:10.1016/j.jhydrol.2009.09.053.
- ZHANG, Y. M.; WANG, H. L.; WANG, X. Q.; YANG, W. K.; ZHANG, D. Y. The microstructure of microbiotic crust and its influence on wind erosion for a sandy soil surface in the Gurbantunggut Desert of Northwestern China. **Geoderma**, v. 132, 3–4, p. 441–449, 2006. doi:10.1016/j.geoderma.2005.06.008.
- ZHANG, Y. M.; CHEN, J.; WANG, L.; WANG, X. Q.; GU, Z. H. The spatial distribution patterns of biological soil crusts in the Gurbantunggut Desert, Northern Xinjiang, China. **Journal of Arid Environments**, v. 68, n. 4, p. 599–610, 2007. doi:10.1016/j.jaridenv.2006.06.012.
- ZHAO, Yunge; XU, Mingxiang. Runoff and soil loss from revegetated grasslands in the hilly loess plateau region, China: Influence of biocrusts patches and plant canopies. **Journal of Hydrologic**, v. 18, n. 4, p. 1669–1686, 2012. doi:org/10.1061/(ASCE)HE.1943-584.0000633.
- ZHAO, Yunge; QIN, Ningqiang; WEBER, Bettina; XU, Mingxiang. Response of biological soil crusts to raindrop erosivity and underlying influences in the hilly Loess Plateau region, China. **Biodiversity and Conservation**, v. 23, n. 7, p. 1669–1686, 2014. doi:10.1007/s10531-014-0680-z.
- ZHAO, Yunge; BOWKER, Matthew A.; ZHANG, Yuanming; ZAADY, Eli. Enhanced Recovery of Biological Soil Crusts After Disturbance. *In*: WEBER, B.; BÜDEL, B.; BELNAP, J. (Org.). **Biological Soil Crusts: An Organizing Principle in Drylands**. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 499–523. (Ecological Studies). ISBN 978-3-319-30212-6.
- ZHENG, Yunpu; XU, Ming; ZHAO, Jiancheng; BEI, Shuqing; HAO, Lihua. Effects of inoculated *Microcoleus vaginatus* on the structure and function of biological soil crusts of desert. **Biology and Fertility of Soils**, v. 47, n. 4, p. 473–480, 2011. doi:10.1007/s00374-010-0521-5.
- ZHOU, Xiangjun; KE, Tan; LI, Shuangxi; DENG, Songqiang; AN, Xiaoliang; MA, Xiao; PHILIPPIS, Roberto de; CHEN, Lanzhou. Induced biological soil crusts and soil properties varied between slope aspect, slope gradient and plant canopy in the Hobq desert of China. **CATENA**, v. 190, p. 104559, 2020. doi:10.1016/j.catena.2020.104559.

ZHOU, Xiaobing; ZHAO, Yunge; BELNAP, Jayne; ZHANG, Bingchang; BU, Chongfeng; ZHANG, Yuanming. Practices of biological soil crust rehabilitation in China: experiences and challenges. **Restoration Ecology**, v. 28, n. S2, 2020. doi:10.1111/rec.13148.

ZOTZ, G.; ROTTENBERGER, S. Seasonal Changes in Diel CO₂ Exchange of Three Central European Moss Species: a One-Year Field Study. **Plant Biology**, v. 3, n. 6, p. 661–669, 2001. doi:10.1055/s-2001-19363.